HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	北海道然別湖における遊漁管理 : 希少魚の保全と地域振興，釣り人と共に
Author(s)	芳山, 拓
Citation	北海道大学. 博士(水産科学) 甲第13095号
Issue Date	2018-03-22
DOI	10.14943/doctoral.k13095
Doc URL	http://hdl.handle.net/2115/77233
Type	theses (doctoral)
File Information	Taku_Yoshiyama.pdf

Instructions for use

Hokkaido University Collection of Scholarly and Academic Papers : HUSCAP

北海道然別湖における遊漁管理

－希少魚の保全と地域振興，釣り人と共に－

（Fisheries management for recreational angling

in Lake Shikaribetsu, Japan）

北海道大学大学院水産科学院

海洋生物資源科学専攻

Graduate School of Fisheries Sciences

Division of Marine Resources and Environment Science

芳山　拓

Taku Yoshiyama

2018 年（平成 30 年）

目次

第１章　緒言 1
　第１節　日本の内水面遊漁の現状 1
　第２節　然別湖における遊漁の歴史 5
　第３節　本論文の目的 13
第２章　然別湖における遊漁対象魚種のモニタリング 19
　第１節　遊漁対象魚種の資源水準の変化と資源尾数の推定 19
　第２節　遊漁によるミヤベイワナ資源の減耗の評価 45
　第３節　ミヤベイワナ・サクラマス・ニジマスの釣られやすさの違い 53
第３章　然別湖における遊漁者のモニタリング 65
　第１節　然別湖における遊漁者の志向と動向 65
　第２節　北海道の湖における遊漁者の志向の違いの定量的評価 89
第４章　希少魚を対象とした遊漁者の消費活動と地域振興策としての効果 111
　第１節　北海道における希少魚を対象とした遊漁者の消費活動 111
　第２節　然別湖における遊漁の費用便益分析 143
第５章　総合考察 157
謝辞 173
引用文献 175
補足資料 189
　第１章 189
　第２章 193

第１章　緒言

第１節　日本の内水面遊漁の現状

たかが釣り，されど釣り，である（坪井，2011）。我々人類は，漁業という形だけでなく，釣り，すなわち遊漁という形でも水圏生物と深くかかわっている。釣りをたしなむ人々，すなわち遊漁者は世界で 700 万人におよび（Cooke and Cowx, 2004），先進諸国では全国民のうち平均して 10.5％が遊漁を嗜んでいる（Arlinghaus et al., 2015）。こうした遊漁者が漁獲している（釣獲している）量は，時にその地域で商業漁業での漁獲量に匹敵する（Cooke and Cowx, 2004; 2006）。また，遊漁で釣獲物が商業漁業のように売買の対象となることは少ないが，遊漁では釣りをする際に支払う遊漁料や，釣りに行く際の旅行に伴う交通費や宿泊滞在費，釣り道具の購入といった形で経済活動を伴う（Ditton et al., 2002; Post et al., 2002）。こうした経済活動は産業や雇用を創出し，遊漁者以外の多くの人々にも社会的・経済的恩恵をもたらしている（Arlinghaus et al., 2017）。日本においても，15 歳～79 歳の人口のうち遊漁への参加率は 10％前後に及び，遊漁による経済活動の規模は数あるレジャーを凌ぎゴルフに次ぐ 2 番目の規模であることから，「心身ともに国民が健康的な生活を送る上で不可欠な一要素」と認知されている（中村，2015）。

遊漁は特に，先進諸国の内水面において，水産資源の価値を高める活動として重要な役割を果たしているが（Arlinghaus et al., 2002; Cowx et al., 2010），日本の内水面でも同様である。まず，我が国の内水面水産資源に対して，漁業として関わる人よりも，遊漁という形で関わる人の方が圧倒的に多い。2003 年の漁業センサスでは，内水面湖沼における漁業者数は 5,448 人であったのに対し，内水面における遊漁者数は 9,571,500 人であり，漁業者に対して遊漁者の方が圧倒的に多かった。また，レジャー白書において集計されている「釣り」の参加人口（内

水面・海面の両者を含む）は，2003 年では 1,470 万人，2013 年では 770 万人となっている（レジャー白書，2009 ; 2014）。ここで，「釣り」の参加人口のうち内水面での遊漁者数の割合が 2003 年と 2013 年で変化がないと仮定すると，2013 年における内水面遊漁者数は 500 万人以上と推定される。同年の内水面漁業者数は 3.296 人である事から（2013 年漁業センサス），内水面では遊漁者数の方が漁業者数に対して圧倒的に多いといえる。

さらに，遊漁は日本の内水面における水産資源の経済価値を高める要因としても，重要な役割を果たしていると考えられる。2013 年の内水面における漁業生産額は 169 億円であり，日本の漁業生産額全体に占める割合は 1.4%であった（水産白書，2015）。一方，2013 年に内水面遊漁者が釣りのために消費した金額を，上述の内水面遊漁者数の推計とレジャー白書で集計されている 2013 年における「釣り」に対する年間支出金額から概算すると，約 1790 億円であった。これらの金額は算定根拠が異なるが，遊漁は内水面水産資源の経済価値を高める一つの要因となっているといえるだろう。

一方，遊漁はレジャーとはいえ，水産生物を採捕する行為，つまり「漁獲行為」である点は商業漁業と同様である事から，資源を枯渇させてしまう恐れがある（Post et al., 2002, 2003; Cooke and Cowx, 2004; 2006; 中村・飯田，2009）。実際，北海道洞爺湖ではヒメマス資源の半数近くが遊漁者によって釣獲されており（Matsuishi et al., 2002; 蘇ら，2015），遊漁により資源が崩壊した渓流域もある（中村・飯田，2009）。そのため，遊漁を対象に水産資源を持続的に利用していくためには，資源の増殖のみならず，的確な遊漁規則の設定と遵守が必要不可欠である（坪井，2011; Johnston et al., 2013）。遊漁者は多数が広範囲で活動するため，遊漁では商業漁業とは異なった管理方策が必要とされる（Cooke and Cowx, 2006; 金田，2010）。

遊漁者にとって魚を採捕する目的は余暇における娯楽であり（Arlinghaus et al., 2007; 金田，2010），いわば遊漁者は「魚を獲る行為，あるいは釣獲した魚そのものを通じて，気持ちの満足を得る事を目的とする人」ととらえることができる。そのため，遊漁を目的とした水産資源管理では，遊漁者による乱獲防止のみならず，釣果や「魚や自然と親しむこと」を通じて遊漁者が満足できるような環境や資源水準の維持も重要である。我が国の一般的な内水面では，資源の増殖や釣り場の整備，監視といった管理業務（以降，漁場管理）を行う財源として，遊漁者が釣りをする際に支払う遊漁料は重要な財源となっており，多くの内水面では遊漁料収入なくして経営は成り立たないとさえ言われている（佐藤，2000）。こうした背景から，遊漁が継続されるためには，水産資源だけでなく，漁場管理の運営を継続できる入込遊漁者数も維持する必要がある。よって，遊漁における漁場管理では，限られた水産資源の中で，遊漁による資源の減耗を抑えることと遊漁の満足度を高めることを同時に達成し，さらに経営基盤を維持することが求められる。このような漁場管理を，本研究では「遊漁管理」とよぶ。遊漁管理では遊漁対象種の特性や釣り場の地理的環境に合わせて，遊漁規則や釣り場の環境整備を工夫する必要がある（中村・飯田，2009；中村ら，2012）。

遊漁ではしばしば，絶滅が危惧される希少魚が対象となる。しかし，適切な管理の下での遊漁は，魚類資源にとっての脅威ではなく，むしろ水産資源の保全に寄与しうると指摘されている（Granek et al., 2008; Cooke et al., 2016）。海外で絶滅が危惧される希少種が遊漁対象種となっている例では，遊漁者がキャッチ＆リリースによる遊漁規則のもと希少種の資源調査員としての役割を担っている例や，希少種の保全活動に積極的に参加している例，さらに釣りに起因する経済活動や遊漁料を通じて希少魚に食料として以外の社会的・経済的価値を生んでいる例が知られている（Granek et al., 2008; Cooke et al., 2016）。一方で，資源保護を

目的に禁漁措置をとった場合では，人目がなくなることにより密漁が横行しても気づかれない恐れや，監視や調査のための経費が管理者にとって重い負担となる恐れがある。従って，的確な管理の下での持続的な遊漁は，魚類資源の保全のために有効に機能することが期待される。

日本における通常の内水面遊漁の場合，一般的には遊漁料収入の他に，漁場利用者（例えば，漁業組合員）の支払う賦課金や補助金を加えた財源によって，増殖義務の履行や釣り場の整備や監視といった漁場管理業務が行われる（中村・飯田，2009；金田，2010）。この場合，遊漁料等の収入の増減によって，資源や生息環境の維持管理や遊漁者の満足度を高める取り組みの内容，つまり遊漁管理の質が左右されうる。実際，多くの内水面では遊漁管理の質を維持するために必要な収入が不足している（中村，2017）。希少魚が対象の場合，遊漁管理の質の低下はその存続に支障を来す恐れがある（中村・飯田，2009；中村ら，2012）。よって，希少魚を対象に個体群の保全と遊漁を両立するためには，十分な収入が見込める入込遊漁者数を維持や，財源の安定化を図る仕組みが必要となる。

以上のような背景から，日本の内水面において遊漁を管理し，それが希少魚の保全策として機能するためには，1）的確な遊漁規則により遊漁による資源の減耗を最小限に留めること，2）希少魚の保全と遊漁資源としての活用に整合性が認められる事，3）遊漁対象種の資源水準を，個体群の維持が可能で，なおかつ遊漁者が満足できるような規模で維持すること，4）必要な遊漁管理の質を維持できるように経営の安定化を図ることの 4 つを満たす必要がある。

第２節　然別湖における遊漁の歴史

日本国内において，希少魚を対象として遊漁と保全を両立する取り組みが行われている水域の一つに，北海道の然別湖がある。然別湖は北海道十勝総合振興局管内（以下，十勝管内と表記）の北西部に位置する自然湖で（図 1-1），面積は 3.4 km^2，平均水深は 56.1 m，最深部は 109 m である（北海道公害防止研究所，2005）。然別湖とその流入河川には，オショロコマ *Salvelinus malma* の亜種であるミヤベイワナ *S. malma miyabei* が固有に生息しており（前川，1989），環境省レッドリストにおいて絶滅危惧Ⅱ類に指定されている。特定の地域のみに生息する固有種を対象として遊漁が行われている例は，世界的に見ても珍しい。

ミヤベイワナは遡河回遊性の生活史を持ち，湖で生活し秋に流入河川に産卵遡上する降湖型と，一生を河川で生活する河川残留型の生活史二型が存在する（久保，1968; Maekawa, 1984）。このうち降湖型の個体は，主に動物プランクトンを捕食しながら湖の中を回遊して生活し，成熟した個体は 9–11 月に流入河川に遡上して産卵する。産卵後に生存した個体は再び湖へ戻り，摂餌回遊を再開する（Maekawa, 1984）。このような生活史を考慮して，然別湖の北部水域と流入河川は，「然別湖北部水域ならびに流入河川のオショロコマ生息地」として，北海道教育委員会によって天然記念物に指定されており，すべての動植物の採捕が禁止されている。然別湖で遊漁の対象となっているのは，湖で摂餌回遊をしている降湖型の個体である。

現在，然別湖ではミヤベイワナの他に移入種であるサクラマス *Oncorhynchus masou*，ニジマス *O. mykiss* を対象に，6 月上旬から 7 月上旬と，9 月下旬から 10 月上旬の年間 2 シーズン，合計 50 日間に限り「グレートフィッシング in 然別湖」と称して遊漁が解禁されている（グレートフィッシング in 然別湖ウェブサイト http://www.shikaribetsu.com，2018 年 1 月 11 日閲覧，以下「GFS ウェブサイ

ト」と表記)。然別湖には現在では漁業者は存在せず，魚類資源は遊漁のみによって利用されている。然別湖が所在する鹿追町がこれら魚種を対象に第二種区画漁業権を保有しており，遊漁解禁の運営管理業務は鹿追町内の特定非営利活動法人北海道ツーリズム協会が鹿追町から委託を受けて実施している。地方自治体が漁業権を保有し，釣り場の運営管理を漁業権者以外が担うという管理体制は，全国的に見ても例を見ないものである。このような管理体制となった背景として，ミヤベイワナが乱獲により絶滅が危惧される水準まで急減し，応急的に保護に向けた枠組みが構築されたという歴史がある。ここで，然別湖においてミヤベイワナをめぐる資源利用と保護の歴史について，鹿追町 70 年史（鹿追町役場，1994）を元に他の資料を補足して紹介する。

然別湖のミヤベイワナは古くから地域の漁業資源として利用されており，鹿追町では 1962 年よりミヤベイワナの孵化放流事業が行なわれていた。また，北海道教育委員会はミヤベイワナの希少性に鑑み，1968 年に然別湖北部水域と流入河川を「然別湖北部水域および流入河川のオショロコマ生息地」として天然記念物に指定し，すべての動植物の採捕を禁止した。一方，然別湖周辺では 1930 年代から観光開発が行われ，1960 年代には然別湖への交通の便が良くなったことに加え，1968 年の天然記念物指定によってミヤベイワナの知名度が上がった事から，然別湖の天然記念物に指定されていない水域に遊漁者が押し寄せた。その結果，ミヤベイワナの保護を目的とした生息地の天然記念物指定が，かえってミヤベイワナの減少を招く結果となった（平田，1993a)。そこで，鹿追町は然別湖における魚類資源の適切な管理と，地域の資源として活用することを目的に，1970 年 6 月に然別湖のうち天然記念物に指定されていない水域において第二種区画漁業権を取得し（鹿追町役場，2017 年 6 月 27 日聞き取り)，これにもとづき 1975 年まで禁漁とする措置を取った。

禁漁措置にあわせて，町は毎年 2 千万円の予算を計上して孵化放流事業に取り組み，資源の回復が見込まれた事から，1976 年から期間と水域を限定して，遊漁が解禁されることになった。この時，漁期は 6 月 1 日～7 月 31 日までの 2 か月間，漁法は手釣りのみ，使用できる竿は 1 人 1 本まで，遊漁料は 1 人 1 日 1,000 円という遊漁規則が設けられた。しかし，増殖事業の甲斐なく資源は減少傾向となった事から，1981 年から再び全面禁漁の措置がとられた（北海道立水産孵化場，1982）。1976 年から 1980 年までの間の，釣獲尾数と資源尾数の推計値が記録に残っている（北海道立水産孵化場，1976–1980，表 1-1）。1979 年の釣獲尾数は 128,000 尾で，資源尾数は 181,000 尾，1980 年では釣獲尾数は 42,100 尾，資源尾数は 68,400 尾と推定されていた（北海道立水産孵化場，1979 ; 1980）。また，1976 年から 79 年までの 1 人 1 日当たりの釣獲尾数は 11.3–21.0 尾/人・日で推移していたが，1980 年では 6.7 尾/人・日に減少した（北海道立水産孵化場，1976–1980）。こうした記録から，ミヤベイワナ資源は 1980 年において急激に減少したと考えられる。降湖型ミヤベイワナが遊漁の対象となるのはおおむね全長 25cm 以上であり，この大きさでの年齢は当時のミヤベイワナの成長速度では 3 歳以上であると考えられる（Maekawa, 1978）。また，当時の降湖型ミヤベイワナの成熟年齢は 3–5 歳で，3, 4 歳が産卵個体群の多くを占めていた（Maekawa, 1978）。1976 年に遊漁が解禁されてから，遊漁によって毎年 50,000–120,000 尾のミヤベイワナが釣獲されており，4 年後の 1980 年に 1 人 1 日当たりの釣獲尾数および推定資源尾数が減少していたことから，遊漁による加入乱獲が生じていたと考えられる。なお，上述のミヤベイワナ資源尾数は遊漁による釣獲尾数から DeLury 法によって推定されているが，ミヤベイワナでは CPUE の Hyperdepletion が生じる可能性があり（詳細は第 2 章を参照），その場合に DeLury 法を適用すると資源尾数は過大推定される。1980 年前後にミヤベイワナの産卵遡上数が 100

尾台にまで減少したという記載がある事から（前川，1998），この時のミヤベイワナ資源は記録の数値以上に深刻な打撃を受けていた可能性がある。

然別湖では 1981 年以降 12 年間にわたり全面禁漁が続けられ，その間も孵化放流は継続されて資源の増殖が図られた。そして，1993 年に，資源の回復状況の調査という位置づけで鹿追町が主導して「試験解禁」として遊漁が再開された（平田，1993a,b）。遊漁を再開するにあたり，過去に管理を失敗した経験を踏まえて厳格な遊漁規則が設けられた。主な内容は，解禁期間の設定（年間 20～30 日間），遊漁者数の制限（1 日 30 人），使用できる竿の数の制限（1 人 1 本），持ち帰ることのできるミヤベイワナの尾数制限（1 人 1 日 10～20 尾）であった（平田，1993a，1997）。遊漁料は 1 人 1 日 2,500 円に設定された（その後，遊漁規則の見直しに伴い 3,000 円に改訂）。遊漁者数を確実に制限するために，遊漁券は葉書の郵送による事前申し込み制とし，申し込まれた人数が定員を超えた場合は抽選が行われた。抽選では警察官が立ち会い，厳正を期して行われた（平田，1993b）。さらに，持ち帰り尾数を確実に制限するため，遊漁者が持ち帰る魚の数と大きさを全て計測し，釣獲尾数のデータを蓄積した。また，北海道立水産孵化場の協力の下，ミヤベイワナの資源尾数や再生産状況に関する各種調査が実施され（平田，1994 ; 北海道立水産孵化場，1993–2003），調査結果を反映して持ち帰り尾数制限や解禁時期が数回にわたり変更された。

ミヤベイワナ遊漁の抽選倍率は最高で 18 倍にも及び（faula 編集部，2013），北海道外在住の遊漁者からの申し込みもあるなど，然別湖の遊漁解禁は大変な反響をもって迎えられた。その一方で，厳格な管理による漁獲圧制限の効果もあってか，ミヤベイワナの産卵遡上個体数が前年比 2 倍に増加する年があるなど，資源回復と思われる兆候もみられるようになったが，資源の増加には至らなかった（平田，1996 ; 北海道立水産孵化場，1993–2003）。さらに，厳格な管理体制

を維持するためには人件費等の行政コストがかさんだ一方，遊漁者数や解禁日数を制限した影響から遊漁料収入により必要な費用を補うことができなかった（平田，1994）。このような背景から，1993 年以来 12 年間継続した抽選による遊漁解禁は財政面で行き詰まり，継続が困難になった（武田，2005）。そこで，財政面での課題を克服する事を目的として，2005 年より然別湖における釣り場の運営管理業務は鹿追町内の特定非営利活動法人北海道ツーリズム協会に委託され，「然別湖特別解禁『グレートフィッシング in 然別湖』」として遊漁解禁が行われる事となった（武田，2005）。

遊漁の管理業務が協会に委託された際，遊漁規則が大幅に改訂された（補足資料表 A1-1）。まず，経営の安定化を図るために遊漁料を 1 人 1 日 4,000 円（2015 年に 4,110 円に改訂）に設定するとともに，1 日当たりの遊漁者数制限を 40 人へ引き上げ，解禁期間を 50 日間に延長した（佐々木，2006）。また，従来は抽選で遊漁者数を制限していたところを予約制先着順に改め，予約はインターネットおよび電話で受け付けるようにした。一方，遊漁者数と解禁日数の増加による努力量の増加に対応するため，ミヤベイワナについては持ち帰りを禁止して釣獲後全て再放流すること（キャッチ&リリース）を義務化するとともに，使用できる漁具をルアーフィッシング（金属やプラスチックを使って小魚を模した疑似餌を使った釣り）とフライフィッシング（鳥の羽や獣の毛を使い昆虫や水中に棲む小動物を模した疑似餌を使った釣り）に限定し，もどし（かえし）のない J 字型の針（シングルバーブレスフック）の使用を義務付けた（武田，2005；佐々木，2006）。釣獲尾数のモニタリングを継続するために，遊漁券と一緒に釣果報告票を配布し，遊漁終了後に釣果報告票に 1 日の釣果を記載して報告することを遊漁規則で義務付けた。釣果報告は釣獲尾数のモニタリングに使用されるだけでなく，その概要については GFS ウェブサイトにおいて釣果情報として発信

されており，遊漁解禁期間中ほぼ毎日更新されている。釣果情報では 1 日の釣れ具合や天候・湖の状況に関する情報のほかに，遊漁者が釣りを楽しむための技術的情報についても記述されている。解禁期間は当初は 6 月上旬～8 月上旬に設定されていたが，7 月上旬を過ぎると釣果が大幅に低下する事がわかったため（田畑，私信），2007 年以降は解禁期間を 6 月上旬から 7 月上旬の「ファーストステージ」（33 日間），9 月下旬から 10 月上旬の「セカンドステージ」（17 日間）として 2 期間に分けて開催するようになり，同時期に遊漁者数の制限を 50 人/日に引き上げて以降は，大きな変更なく 2017 年現在に至っている。

1960 年代から現在に至るまでの然別湖における遊漁の歴史を振り返ると，然別湖において遊漁を継続するためには，1）遊漁によるミヤベイワナ資源の減耗を資源の維持ができる範囲に抑えること，2）資源が許容できる圧力の範囲でできるだけ多くの遊漁者を呼び込み，遊漁管理の費用を捻出することが重要であると考えられる。さらに，希少魚の保全という観点から遊漁を継続する意義が認められるためには，上記 2 点に加え，3）遊漁者数と釣獲尾数をモニタリングする事，4）希少魚の資源状況を把握するシステムが存在する事が必要である（Cooke et al., 2016）。また，然別湖で漁業権を有する鹿追町は，遊漁解禁を地域振興策として位置付けており，遊漁解禁にかかる費用の一部を実質町行政が負担している形となっている。そのため，政策的な意図において然別湖の遊漁を持続する意義が認められるためには，5）遊漁の地域振興策としての妥当性を示す必要がある。これらの 5 つの条件のうち，然別湖では遊漁規則により遊漁者の釣果報告が義務付けられていることから，3）の条件は満たされている。また，遊漁者数と釣獲尾数をもとに，１人１日当たりの釣獲尾数を CPUE として資源量の指標とすることで，資源状況のモニタリングが可能と考えられるが，この場合 CPUE と資源水準の関係について検討する必要がある。一方，1，2，4，5）の

4 つの条件については，科学的・客観的なデータに基づき，定量的に評価される必要がある。ミヤベイワナは然別湖の固有種であり，然別湖の個体群が絶滅すると天然個体群が消滅してしまう。このような魚種を対象に，遊漁が保全策として機能することを示すことで，遊漁の存在意義や，希少魚の保全の在り方について，新たな視座をもたらすことが期待される。

第 3 節　本論文の目的

本論文では，北海道然別湖における遊漁を題材として，内水面における希少魚を対象とした遊漁の意義ついて検証した。然別湖のミヤベイワナを保全しながら持続的に遊漁資源として活用するための科学的背景と，あるべき管理方策の提言を目的として，遊漁による資源の減耗，遊漁者の志向と動向，遊漁に伴う経済活動について研究を行い，その結果をもとに 1）遊漁規則の妥当性，2）遊漁の資源調査としての有効性，3）遊漁により生じる希少魚の社会的・経済的価値の 3 点について検討した。

第 1 章（本章）では，我が国における遊漁の実情を整理するとともに，然別湖における遊漁の歴史を振り返り，然別湖で遊漁を行う上での課題を整理した。

第 2 章では，ミヤベイワナをはじめとしてサクラマスとニジマスといった遊漁対象種について，2007 年から 11 年間における遊漁者の釣果データから資源水準の推移を推定するとともに，2014–2017 年における資源尾数を推定した。また，現行の遊漁規則での漁獲圧低減の効果を検証するため，ミヤベイワナ資源における遊漁の減耗の大きさを定量的に評価した。さらに，ミヤベイワナ・サクラマス・ニジマスといった複数魚種を同一水域で管理する上での基礎的知見として，遊漁対象種間における釣られやすさを定量的に比較した。

第 3 章では，2014–2016 年において然別湖を訪れた遊漁者に聞き取りアンケート調査を行い，遊漁者の志向やニーズについて把握するとともに，遊漁者の動向についてモニタリングを行った。また，然別湖と他の北海道内の釣り場において遊漁者の志向やニーズの共通点と相違点を把握することは，然別湖における遊漁管理の指針を定めるうえで重要な知見をもたらすと考えられる。そこで，遊漁者の志向として満足度と釣果の関係に着目し，遊漁対象種の特性が異なる然別湖・朱鞠内湖・洞爺湖で遊漁対象種の釣果と遊漁者の満足度の関係を定量的に

分析し，それぞれの湖および遊漁対象種で比較した。

第 4 章では，適切な管理の下での希少魚を対象とした遊漁が，地域振興に貢献する可能性を検討した。然別湖に加え，北海道朱鞠内湖において絶滅危惧種イトウ *Parahucho perryi* を対象とした遊漁者の消費活動の実態とその金額について調査を行い，遊漁により高められた希少魚の経済価値を算出した。また，鹿追町の遊漁解禁にかかる政策的な投資と，地域振興策として遊漁解禁により得られる便益を精査して比較し，然別湖における遊漁の地域振興策としての妥当性を評価した。

第 5 章では，2 章から 4 章までの結果を総括し，生物学・水産資源学的な視点のみならず，社会学，経済学，地域振興策といった視点から，現状の然別湖における遊漁の位置づけや役割について評価した。また，然別湖において遊漁を持続していくための提言を行うとともに，希少魚を対象とした遊漁の在り方について検討した。

なお，第 2 章第 1 節および第 2 節の方法と結果の一部は Yoshiyama et al.（2017）に，第 3 章第 2 節および第 4 章第 1 節の方法と結果の一部は，芳山ら（2017）としてすでに論文として公表したものである。

表 1-1.　1976-1980 年における釣獲尾数，遊漁者数，推定資源尾数の推移。データは北海道立水産孵化場（1976–1980）より引用

解禁年	1976	1977	1978	1979	1980
推定釣獲尾数	100,000	50,000	100,000	128,000	42,100
遊漁者数	7,088	4,433	4,755	6,390	6,287
1 人 1 日当たりの釣獲尾数	14.1	11.3	21.0	20.0	6.7
推定資源尾数*1	n.d.	n.d.	n.d.	181,000	68,400

*1　推定資源尾数は漁期開始前の尾数，n.d.は記録がないことを示す。

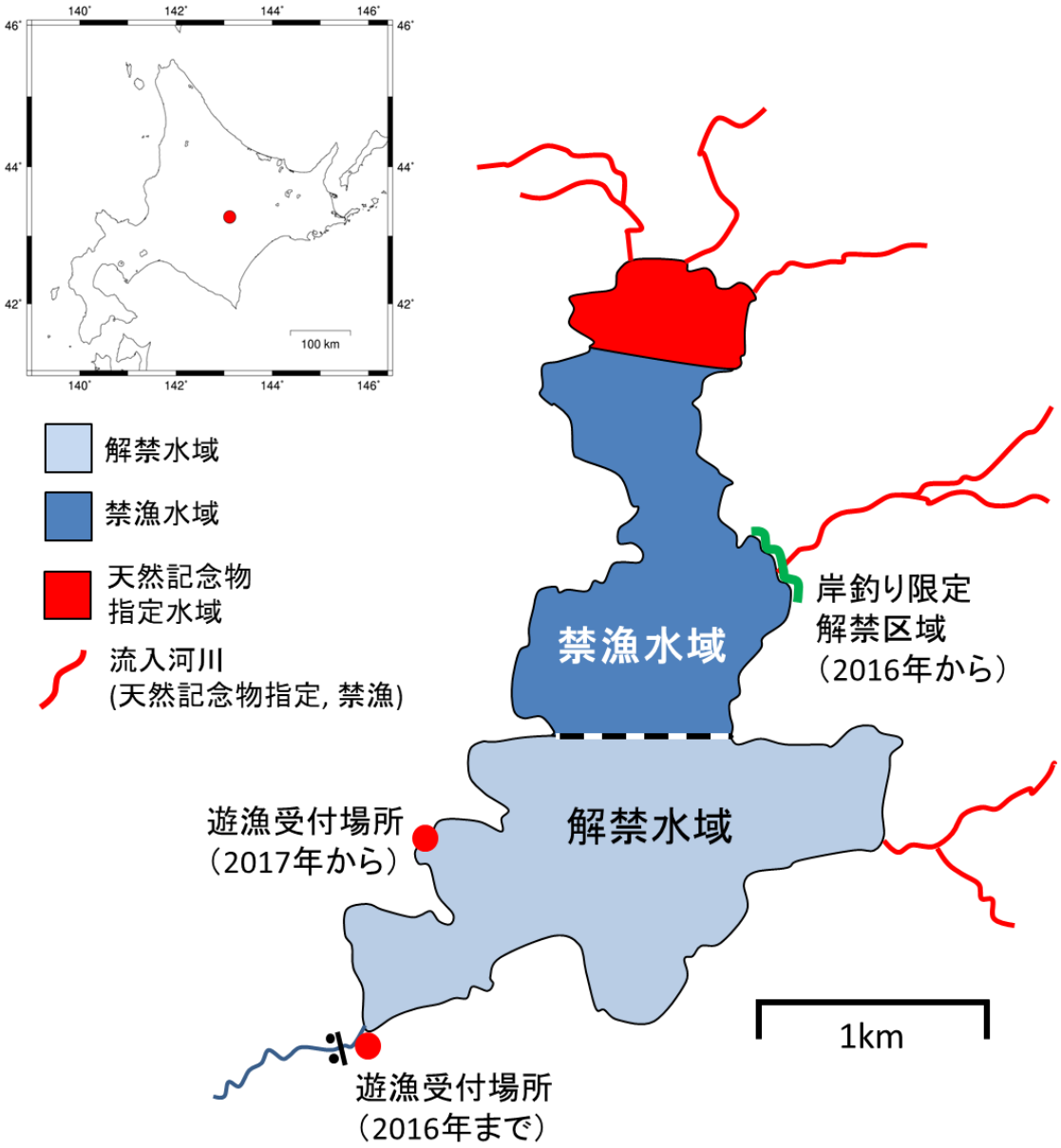


図 1-1.　然別湖の位置と遊漁水域の概要

第２章　然別湖における遊漁対象魚種のモニタリング

第１節　遊漁対象魚種の資源水準の変化と資源尾数の推定

水産資源を持続的に利用していくためには，資源の規模と，漁業による減耗を定量的に把握し，後者を資源の再生産力を超えない範囲に抑える必要がある。このことは，金銭的な収入を得るために水産資源を採捕する商業漁業でも同様であり，適切な管理が行われなければ資源の崩壊を引き起こしうる（Post et al., 2002; 2003）。よって，資源の規模は，商業漁業，遊漁ともに，水産資源を持続的に利用するための管理を行う上で基本的かつ重要な情報である。内水面遊漁では，資源となる魚の数，つまり資源尾数は釣果を通じて遊漁者の満足度に影響を与えうることから（Mico et al., 1995），遊漁者の満足度を維持するうえでも重要な情報である。

遊漁管理において，漁場をより望ましい状態で維持管理していくためには，資源尾数に加え，資源の増減の観測，つまりモニタリングを行い，資源の変化に対して順応的に対応することが重要である（Hansen et al., 2015）。しかし，資源のモニタリングを行うためには調査のための労力や費用が問題となり，その実施が困難な場合も少なくない（Hansen et al., 2015）。一方，遊漁者の努力量や漁獲圧が適切に管理された遊漁では，遊漁者の釣果データを集計することで，遊漁そのものが資源調査の役割を担うことが期待される（Granek et al., 2008; Cowx et al., 2010）。実際，遊漁者の釣獲データをもとに資源尾数やその経年変化を明らかにした研究例もあり（山本・松宮，2001; Matsuishi et al., 2002；蘇ら，2015），遊漁者の努力量と釣獲尾数を把握することで，資源のモニタリングができると考えられる。

本研究のフィールドである然別湖では，資源尾数を推定する方法として，標識放流法が有効であることが先行研究から明らかになっている（北海道立水産

孵化場，1996; Yoshiyama et al., 2017）。然別湖における遊漁では，遊漁券と一緒に釣果報告票（資源調査票）が配布され（補足資料図 A2-1a,b），遊漁者はこれに 1 日の釣果を記入して報告することが遊漁規則で義務付けられている（第 1 章第 2 節，補足資料表 A1-1）。そのため，遊漁解禁期間中に標識放流を行い，遊漁者から釣果報告の際に標識魚の再捕獲についても報告を得ることで，資源尾数を推定することができる（Yoshiyama et al., 2017）。

さらに, 遊漁者の釣果報告を元に, 遊漁者 1 人 1 日あたりの釣獲尾数を CPUE として求めて資源尾数の指標とすることで，その経年変化を把握できると考えられる。特に遊漁対象種が希少魚である場合, 遊漁者の釣獲尾数を随時把握し，これを元にした資源のモニタリングが不可欠である（Cooke et al., 2016）。ただし，然別湖の遊漁対象種では，釣れ具合が天候や水温といった要因に依存する事が経験的に知られている（久保，1968；田畑，2013；GFS ウェブサイト）。そのため，CPUE を遊漁対象種の資源尾数の指標とする場合，あらかじめ資源尾数以外で CPUE を左右しうる要因について検討し，その影響を補正する必要がある。

CPUE は一般に資源量に比例すると仮定されるが，実際には必ずしも資源量に比例しない（Post et al., 2002; Tsuboi and Endo, 2008; Erisman et al., 2011; Ward et al., 2013a; Dedual and Maheswaran, 2016）。資源尾数の減少に対して CPUE が減少しない場合，CPUE と資源量に比例関係を仮定して資源水準を評価すると，現状の水準を実際の水準に対して過大評価してしまう。実際，こうした資源水準の過大評価が遊漁による資源の崩壊を招いた例が知られている（Post et al., 2002; Erisman et al., 2011）。よって，CPUE を資源尾数の指標として用いる場合は，資源尾数と CPUE の関係性について検討しておく必要がある。

本節では，然別湖に同所的に生息し遊漁対象となっている，ミヤベイワナをはじめサクラマス・ニジマスの各魚種について，資源尾数の把握を目的に，遊漁

者と協働して標識放流法による資源尾数の推定を行った。また，各遊漁対象種について遊漁者の CPUE を求め，これと各種環境要因（詳細は材料と方法を参照）との関係を検討して標準化 CPUE を求めた。さらに，標準化 CPUE と資源尾数の対応関係から，資源水準の指標としての妥当性について検討した。

材料と方法

然別湖における遊漁対象種の生活史　然別湖におけるミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスについて，本研究で必要となる生活史に関する情報を記載する。

1.　ミヤベイワナ

ミヤベイワナには生活史二形が存在し，一生を河川で過ごす河川残留型と，湖に降りて生活する降湖型に分かれる（Maekawa, 1984; 第 1 章第 2 節）。これらのうち，遊漁の対象となるのは降湖型の個体である。産卵期は 9 月から 11 月にかけてであり，流入河川に遡上して産卵する（Maekawa, 1984）。河川で生まれた後に降湖型に分岐する個体は，7 月から 11 月にかけて降湖する（Maekawa, 1984）。降湖年齢は 0–3 歳で（前川，1977），一般に河川での成長がよく 1 歳までに成熟する雄以外は降湖型になるとされる（Maekawa, 1984）。しかし，2 歳以降の生活史の分岐について，そのメカニズムはよくわかっていない。雌個体では河川残留型の出現は稀である（Maekawa, 1983）。

遊漁の対象となるミヤベイワナは主に全長 25 cm 以上（詳細は後述）であること，産卵遡上期は 9 月から 11 月であること，そして然別湖では流出河川はせき止められていることから（前川，1977），ファーストステージ期間中に湖で摂餌回遊している降湖型個体では移出入や加入は無視できる。

2.　サクラマス

然別湖におけるサクラマスは陸封型の個体群であり（Tamate and Maekawa,

2000)，1980 年ごろに移入されたと考えられる（北海道立水産孵化場，1981)。陸封型サクラマスの生活史はおおむね降海型サクラマスのものと同様である（Tamate and Maekawa, 2000)。然別湖の場合では，産卵は 8〜9 月に行われ，孵化したのち河川で 1 年から 2 年を過ごしたのち，早熟雄（1 歳で性成熟する河川残留型の雄）以外のすべての個体が降湖する。降湖時期は 6 月下旬から 7 月で，この時の全長はおおむね 10–15 cm ほどである。湖では 1 年間摂餌回遊を行い，その間に 25–40 cm ほどに成長したのち，8 月から 9 月にかけて流入河川に遡上して産卵する。産卵後は降湖型の個体はすべて死亡する。

上述のような生活史から，ファーストステージではその年の秋に産卵遡上する個体と，その年に湖に降りた直後の個体が混在する。しかし，これらは体サイズによって容易に区別することができ，ファーストステージで釣獲の対象となるのはその年の秋に産卵遡上する個体である。よって，ファーストステージで釣獲対象となるサクラマス資源では，加入や移出入はないと想定できる。

3. ニジマス

然別湖のニジマスは自然再生産しており，5 月に流入河川で産卵している（然別湖ネイチャーセンター，私信)。繁殖を終えた個体はその後湖に戻っているようである。ニジマスは然別湖とその流入河川の両方に生息しているが，然別湖における詳しい生活史はわかっていない。しかし，遊漁が解禁される期間は繁殖期とは重なっていないため，遊漁解禁期間中のニジマス個体群の移出入は無視できるものと仮定した。

標識放流法による資源尾数の推定　標識放流法による資源尾数の推定は，Yoshiyama et al. （2017）に従った。然別湖特別解禁ファーストステージ期間中に，ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスをルアーあるいはフライを用いて釣獲し，2-フェノキシエタノールを用いて麻酔をかけたのち，尾又長を計測し，バノ

ックタグ標識を背びれと脂鰭の間に装着した。計測と標識の装着を終えた個体は，完全に麻酔から覚まして自力で泳げることを確認して再放流した（Brownscombe et al., 2017）。一方，針掛かりによる損傷が激しかった個体は標識放流に用いなかった。標識には 3 桁の番号を記載して個体識別を行い，湖の解禁水域内のできるだけ広い範囲に放流した。また，遊漁者から標識魚の再捕獲情報を得るために，遊漁の受付の際，釣果報告票と一緒に標識魚の再捕獲報告用紙を配布した（補足資料図 A2-1c）。遊漁者が標識魚を釣獲した場合，報告用紙に従い，全長，標識の色と番号，釣獲した場所について記入してもらい，釣果報告とともに報告を得た。

ファーストステージ期間におけるミヤベイワナの標識放流尾数と，遊漁者のミヤベイワナ釣獲尾数，およびそのうちの標識魚の再捕獲尾数を用いて，資源尾数を推定した。本研究では放流日が複数日にわたっている事と，1 度に再捕獲される標識魚尾数が少ないことから，小標本補正を行ったシュナーベル法を適用し，ファーストステージ期間における資源尾数 N_f と標準誤差 SE を推定した（Begon, 1979）。

$$N_f = \frac{\sum X_i n_i}{\sum x_i + 1} \qquad (2\text{-}1\text{-}1)$$

$$\mathrm{SE} = N_f \sqrt{\frac{1}{\sum x_i + 1} + \frac{2}{\left(\sum x_i + 1\right)^2} + \frac{6}{\left(\sum x_i + 1\right)^3}} \qquad (2\text{-}1\text{-}2)$$

この時，X_i は i 日における標識放流魚の総数，n_i は i 日における遊漁者の釣獲尾数，x_i は i 日における標識魚の再捕獲尾数である。ミヤベイワナでは 2014–2017 年，サクラマスとニジマスでは 2015–2017 年において標識放流を実施した。

遊漁対象種の CPUE の標準化　各遊漁対象種の釣獲尾数および遊漁者数は，北

海道ツーリズム協会が集計した 2007 年から 2017 年の遊漁者の釣果報告を用いた。また，然別湖では釣獲尾数に影響を与える要因として，水温と天候，風速が経験的に知られている。そのため，本研究ではこれらの環境要因と遊漁者の 1 人 1 日当たりの釣獲尾数の関係について解析し，標準化 CPUE を求めた。水温，天候，風速については，北海道ツーリズム協会の職員が遊漁解禁期間中に遊漁受付事務所にある桟橋でほぼ毎日定点観測した記録を用いた。環境要因のうち，天候は午前 7 時の段階で「はれ」「くもり」「雨」の 3 段階で，風速は湖面の状況を参考に「強い」「弱い」「微風」の 3 段階で記録した。定点観測を行った場所は 2017 年に移転しているが，然別湖における水温はどの地点においてもほぼ変化がなかったことから（芳山，未発表），2017 年での観測結果もそのまま用いた。悪天候により遊漁エリアが規制された日のデータについては，遊漁の条件を統一するために解析には用いなかった。また，環境要因が観測されなかった日のデータについては解析に用いなかった。

標準化 CPUE を求めるにあたり，1 日の釣獲尾数を目的変数，水温，天候，風速および年変動の効果を説明変数，1 日の遊漁者数をオフセット項に置き，負の二項分布を仮定した一般化線形モデルを構築した（庄野，2004）。

$$C \sim Ang\ \{\exp\,(T + T^2 + Wet + Wnd + Yer)\} \qquad (2\text{-}1\text{-}3)$$

上記の式 2-2-1 において，C は釣獲尾数，Ang は遊漁者数，T は水温，Wet は天候，Wnd は風速，Yer は年変動を表す。なお，水温と釣られやすさの関係については一部魚種において非線形関係となっている可能性が指摘されているため（GFS ウェブサイト），2 乗項も説明変数に含めた。年変動の効果 Yer が必ず含まれるようにした上で，他の 4 つの説明変数で可能なすべての組み合わせ（16

通り）のモデルにおいて赤池情報量規準 AIC を比較し，最も AIC の値が小さいモデルと，このモデルと AIC の差が 2 以内であったモデルにおいて選択された説明変数を検討したうえで，AIC が最小となったモデルをベストモデルとして採択した（Buruham and Anderson, 2002）。ベストモデルを用いて，2007–2017 年における遊漁対象魚種の CPUE の標準化を行った。CPUE の標準化は，各遊漁対象種ともにファーストステージとセカンドステージに分けてそれぞれ別々に解析を行った。また，ファーストステージにおける標準化 CPUE を標識放流法で推定した資源尾数と比較し，資源尾数と標準化 CPUE の関係を検討した。

結果

ミヤベイワナの資源尾数と標準化 CPUE　ミヤベイワナの標識放流は 2014 年から 2017 年にかけて実施した（付録資料表 A2-1a-d）。標識放流尾数は，2014 年は 310 尾，2015 年は 450 尾，2016 年は 336 尾，2017 年は 284 尾であった。このうち，再捕獲された標識魚の尾数は，2014 年では 9 尾，2015 年では 17 尾，2016 年では 7 尾，2017 年では 10 尾であった。遊漁者に釣獲されたミヤベイワナの延べ尾数は，2014 年は 4,865 尾，2015 年は 7,092 尾，2016 年は 3,088 尾，2017 年は 2,350 尾であった。これらの結果から，各年のファーストステージにおける資源尾数（±標準誤差, 以下同様）を推定した結果, 2014 年では 105,300（±37,400）尾，2015 年では 92,800（±23,250）尾，2016 年では 83,120（±34,080）尾，2017 年では 31,480（±10,530）尾であった（表 2-1-1）。釣獲された標識魚は，各年ともに湖の広い範囲に移動分散していたことから（図 2-1-1），推定資源尾数は湖全体のものを反映していると考えられた。

ファーストステージにおいてミヤベイワナの標準化 CPUE を求めるモデルでは，説明変数に水温のみを含むモデルにおいて AIC の値が最小であり（表 2-1-

2a)，水温が高くなるほど標準化 CPUE は低くなっていた（付録資料図 A2-2)。このモデルと比較して AIC の値の差が 2 以内のモデルにおいても，すべてのモデルで水温は説明変数に含まれていた。ベストモデルを用いて 2007 年から 2017 年における標準化 CPUE を算出したところ, その値は 3.6–16.3 尾/人･日の間で推移しており（CV＝51.9%）最も高かった年は 2014 年，最も低かった年は 2017 年であった（図 2-1-2a)。ミヤベイワナの標準化 CPUE は，ファーストステージでは 2012 年から増加傾向を示し，2014 年に最も高い値となったが，その後 2017 年にかけて急速な減少傾向を示し，2017 年では最も低い値となっていた（図 2-1-2a)。2014–2017 年における標準化 CPUE の傾向は，同期間における推定資源尾数の傾向と一致していた（図 2-1-3)。しかし，標準化 CPUE と推定資源尾数の関係は，年によって一致していなかった。

セカンドステージにおいてミヤベイワナの標準化 CPUE を求めるモデルでは, 天候を説明変数に含むモデルにおいて AIC の値が最小であり（表 2-1-2b)，くもりの日が最も CPUE が高かった（付録資料図 A2-3)。このモデルと比較して AIC の値の差が 2 以内のモデルにおいても，すべてのモデルで天候は説明変数に含まれていた。2007 年から 2017 年のセカンドステージにおけるミヤベイワナの標準化 CPUE の値は 0.83–2.7 尾/人･日の間で推移しており, ファーストステージに比べ標準化 CPUE の値は低く，変動も小さかった（CV=38.0%)。セカンドステージでの標準化 CPUE では，大きな増加傾向や減少傾向はみられなかった（図 2-1-2b)。

サクラマスの資源尾数と標準化 CPUE　サクラマス標識放流は 2015 年から 2017 年のファーストステージに実施した（付録資料表 A2-2a-c)。サクラマスの標識放流尾数は，2015 年では 67 尾，2016 年では 38 尾，2017 年では 16 尾であった。このうち，各年において再捕獲された標識魚の尾数は，2015 年と 2016

年ではともに 8 尾，2017 年では 3 尾であった。釣獲されたサクラマスの延べ尾数は，2015 年では 938 尾，2016 年では 740 尾，2017 年では 256 尾であった。これらの結果から，各年のファーストステージ時点における資源尾数を推定した結果，2015 年では 2,910（±1,000）尾，2016 年では 1,690（±640）尾，2017 年では 560（±390）尾であった（表 2-1-3）。釣獲された標識魚は，ミヤベイワナと同様に，各年ともに湖の広い範囲に移動分散していたことから（図 2-1-4），この推定資源尾数は湖全体のものを反映していると考えられた。

サクラマスの標準化 CPUE を求めるモデルでは，ファーストステージでは CPUE に影響を与える要因として水温と天候が選択された（表 2-1-4a）。ファーストステージにおける標準化 CPUE は 0.41–2.9 尾/人･日の間で推移しており（CV = 56.6%），2012 年と 2013 年に極めて高い値を示した後，2014 年に急激に減少し，その後 2017 年には最小の値となっていた（図 2-1-5a）。2015–2017 年における標準化 CPUE の推移は，推定資源尾数の増減と一致した傾向を示した（図 2-1-6）。

セカンドステージにおいてサクラマスの CPUE を標準化するモデルでは，説明変数として水温が選択され，水温が高いほど CPUE は高かった（表 2-1-4b，付録資料図 2-5）。標準化 CPUE は，0.27–3.2 尾/人･日の間で推移していた（CV = 71.3%）。セカンドステージでの標準化 CPUE は，2007–2010 年までは 1.3 尾/人･日程度で推移していたが，2011 年に極端に高い値を示した。しかし，その後は 1.0 尾/人･日程度に減少し，2015 年と 2016 年では最も低い水準となった（図 2-1-5b）。

ニジマスの資源尾数と標準化 CPUE　ニジマス標識放流は，2015 年から 2017 年のファーストステージに実施した。2015 年と 2017 年ではファーストステージ解禁期間の初日から標識放流を実施したが，2016 年では 6 月 16 日（解禁 12

日目）から標識放流を開始した。各年における標識放流尾数は，2015 年では 65 尾，2016 年では 44 尾，2017 年では 42 尾であり，このうち再捕獲された標識魚の尾数は，2015 年では 17 尾，2016 年では 3 尾，2017 年では 2 尾であった（付録資料表 A2-3）。再捕獲された標識魚の移動分散は，いずれの年も湖岸沿いの限定的な範囲に限られていた（図 2-1-7）。特に，2016 年と 2017 年の標識放流魚は，放流地点から比較的近い場所で，日を経ずに再捕獲された個体もいたことから（図 2-1-7b,c），2016 年と 2017 年では標識魚は再捕獲されるまでに十分に分散していないと考えられた。よって，このデータを用いて資源尾数を推定するのは不適切であると判断し，2016 年と 2017 年では資源尾数の推定を行わなかった。2015 年での釣獲尾数は 732 尾であり，2015 年ファーストステージ時点における資源尾数は 1,620（±410）尾と推定された（表 2-1-5）。この資源尾数は，標識魚の移動分散の様子から，ミヤベイワナやサクラマスと異なり，遊漁解禁区域内での資源尾数を反映していると考えられた。

ファーストステージにおいてニジマスの標準化 CPUE を求めるモデルでは，CPUE に影響を与える要因として水温およびその 2 乗項が選択された（表 2-1-6）。水温の効果は，16 度付近で CPUE が最も高くなる非線形関係であった（付録資料図 2-6）。ファーストステージにおける標準化 CPUE は 0.21–1.3 尾/人･日の間を推移しており，遊漁対象種の中で最も変動が大きかった（CV = 78.1%）。2014 年までは 0.4 尾/人･日未満で推移していたが，2015 年には 2007 年以降初めて標準化 CPUE が 1.0 尾/人･日を超え（1.2 尾/人･日），その後も 2014 年以前に比べて高い水準で推移した（図 2-1-8a）。

セカンドステージにおいてニジマスの CPUE を標準化するモデルでは，水温，水温の 2 乗項，および風速が説明変数として選択された（表 2-1-6b）。水温の影響は 14 度付近に最も CPUE が高くなる非線形関係で，風速が弱いほど

CPUE は高かった（付録資料図 2-7）。セカンドステージでの標準化 CPUE は，0.20–2.8 尾/人･日の間で推移しており，ファーストステージと同様，遊漁対象種の中で最も変動が大きかった（CV = 97.3%）。セカンドステージでの標準化 CPUE は，2015 年までは 1.0 尾/人･日未満で推移したが，2016 年に過去最高を記録し（2.8 尾/人･日），翌年の 2017 年も 2 番目に高い水準であった（図 2-1-8b）。

考察

本研究では，然別湖の遊漁対象種であるミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスについて，資源の規模や資源水準の推移を明らかにした。ここで，それぞれの魚種における資源尾数の推定結果や，資源変動の要因について考察する。

ミヤベイワナ　2014 年から 2017 年にかけてミヤベイワナの推定資源尾数は減少傾向にあり，2017 年の資源尾数は 2014 年の 3 割程度にまで減少していた。然別湖では漁業権者である鹿追町が主体となり，孵化放流事業が実施されている（鹿追町，1994；第 1 章第 2 節）。孵化放流事業では，流入河川に遡上した親魚を採捕して人工授精を行い，人工環境下で 1 歳まで育てた稚魚を湖に放流している。湖で釣獲の対象となっているミヤベイワナは主に 4–6 歳魚であるため（Yamamoto et al., in press），孵化放流事業での放流尾数は 3–5 年後の資源尾数に反映されると考えられる。そこで，2014–17 年において，3–5 年前の孵化放流尾数の合計を求めた結果，放流尾数は毎年約 100,000 尾ずつ減少していた（付録資料表 A2-4）。2014 年から 2016 年にかけては，毎年約 10,000 尾ずつ推定資源尾数が減少していたが，自然再生産による加入が一定で孵化放流尾数の 10%が資源に加入したと仮定すると，当該期間における資源尾数の減少ペースは孵化放流尾数の減少ペースと一致する。ただし，2017 年では孵化放流尾

数の減少を上回るペースで資源尾数も減少していた。ミヤベイワナ資源における自然死亡係数は，おおむね 0.4 前後と推定されているが（詳細は第 2 章第 2 節を参照），2016 年 6 月から 2017 年 6 月の間の自然死亡係数は，標識放流の結果から 1.44 と推定された（芳山，未発表）。このことから，2017 年では遊漁解禁の前に何らかの原因で自然死亡が大きかったと考えられた。十勝管内では 2016 年 8 月に台風 10 号が通過し，各地で大規模な自然災害が生じた。然別湖においても，流入河川の洪水や湖岸での土砂崩れが発生し，湖の水は茶色く濁り，水深 1 m の湖底を視認する事も困難なほど著しく透明度が低下した。セカンドステージ期間に相当する 9 月～10 月における湖の透明度は，通常は 5–10 m 程度であることから（北海道立水産孵化場，1973；1974；1977；1978；1992；芳山，未発表），こうした濁りはミヤベイワナの摂餌に支障を及ぼし，その結果翌年の 6 月までの生残率に影響した可能性がある。また，台風通過時に然別湖の水位が上昇し，普段はせき止められている流出河川の水門が解放されたことから，資源が一部流出した可能性も否定できない。このように，2017 年にみられたミヤベイワナ資源尾数の急激な減少は，台風による災害が原因かもしれない。

然別湖のミヤベイワナ資源は，かつて遊漁による加入乱獲により減少した歴史がある（第 1 章第 2 節）。本研究でみられた 2014 年以降のミヤベイワナ資源の減少についても，資源の再生産を介して遊漁による圧力が原因であったとすると，1 世代前の資源に相当する 2009 年から 2012 年での釣獲が原因となる。しかし，2009 年と 2010 年のファーストステージにおける釣獲尾数はほぼ同数であり，2011 年には一旦増加したが，その後 2012 年は再び減少していた（付録資料図 A2-8）。この増減傾向は資源尾数の減少とは異なり，遊漁による圧力では説明できない。さらに，ミヤベイワナは遊漁規則でキャッチ＆リリー

スが義務付けられており，遊漁による減耗は十分に小さいものと考えられる（第 2 章第 2 節）。よって，2014 年以降にみられたミヤベイワナ資源の減少は，遊漁による減耗が主要因ではないと考えられた。

ミヤベイワナの標準化 CPUE は，ファーストステージよりもセカンドステージのほうが低かった。セカンドステージが開催される 9 月から 10 月はミヤベイワナの繁殖期にあたり，成熟し繁殖に参加する個体は禁漁区域である流入河川に遡上している（Maekawa,1984）。そのため，セカンドステージでは未成熟個体と産卵に参加しない個体が釣獲対象となり，釣獲対象となる資源尾数が減少する。よって，セカンドステージにおける標準化 CPUE はこうした資源尾数の変化を反映した結果であると考えられた。さらに，2014–2017 年においては，標準化 CPUE の推移は推定資源尾数の推移と同様の傾向を示していた。これらの結果から，ミヤベイワナでは標準化 CPUE は資源尾数の指標となりうると考えらえた。ただし，標準化 CPUE と資源尾数の関係は線形ではない可能性が認められた。ミヤベイワナの標準化 CPUE と推定資源尾数の関係に非線形関係を当てはめると，資源尾数が増加するほど CPUE が加速度的に大きくなる Hyperdepletion と呼ばれる現象となる。Hyperdepletion は資源尾数（密度）が多くなるほど漁獲効率が高くなる事で起こるとされる（Hillborn and Walters, 1992）。ミヤベイワナの場合，魚群がいる場所と水深をいち早く発見する事がより多くの釣果を得る上で重要であるとされており（西井，2014），資源尾数が多くなるほど魚群の発見は容易になると考えられる。この場合，資源尾数が多くなるほど漁獲効率は高くなると考えられ，Hyperdepletion が起こるメカニズムと一致する。Hyperdepletion では，CPUE が急激に増加しても，それは資源の急増を示す訳ではない点に注意が必要である。

サクラマス　サクラマスの資源尾数は，2015 年以降減少傾向であり，2017 年

の資源尾数は 2015 年の 2 割程度にまで減少していた。サクラマスは他の遊漁対象魚種と異なり，一般にすべての個体が 1 回の産卵で死亡するために毎年ほぼ全ての資源が入れ替わり，寿命も 2–3 年と短い（材料と方法を参照）。こうした特徴から，サクラマスでは特定の年級群の個体数や生残の良否により資源尾数が大きく左右され，資源尾数の変動が大きくなりやすいという特徴があると考えられた。実際，2015–2017 年における資源尾数のみならず，2007 年以降の標準化 CPUE においても大きな変化がみられ，他の陸封型サクラマスにおいても同様の大きな変動がみられている（坂本ら，2013）。

2015 年から 2017 年における標準化 CPUE は，推定資源尾数と一致した推移を示した。2017 年における推定資源尾数の精度は低かったにもかかわらず，標準化 CPUE と資源尾数の関係性は過去 2 年間のものとほぼ一致していた。本研究の結果では推定資源尾数が 3 点しか無いことから標準化 CPUE と資源尾数の関係式を導かなかったが，サクラマスにおいては資源尾数と標準化 CPUE は比例関係と見なすことができると思われる。

ニジマス　ニジマスの資源尾数は，標識魚の再捕獲尾数や移動分散の様子から，標識放流を実施した 2015–2017 年のうち 2015 年以外は資源尾数を推定できなかった。一方，2015 年に実施した標識放流では，2016 年および 2017 年と比べて遊漁解禁区域の広い範囲において多くの標識魚が再捕獲された。よって，2015 年の推定資源尾数は，比較的信頼性の高い結果であると考えられた。

ニジマスの標準化 CPUE の変動は，2007 年から 2017 年においては遊漁対象種の中で最も変動が大きかった。しかしその一方で，2014 年までの推移に限ると，ファーストステージでの標準化 CPUE の変動は遊漁対象種の中で最も低く（CV = 27.9%），セカンドステージにおいてもミヤベイワナに次いで低かった（CV = 42.2%）。ニジマスの標準化 CPUE は，ファーストステージでは 2015

年，セカンドステージでは 2016 年に極めて高い値を示し，その後は過去最高の水準で推移した。2016 年のセカンドステージは，直前に十勝地方を襲った台風 10 号による災害を受けた直後の解禁となり，流入河川の氾濫や湖岸での土砂崩れの影響で湖水の透明度が著しく低下した。そのため，例年と状況が極めて異なっていたことから，2016 年の標準化 CPUE については資源水準を反映していない可能性がある。一方，2015 年以降のファーストステージでは，例年と比べて状況や環境に大きな変化はなく，ニジマスを狙っていた遊漁者のみならずミヤベイワナを狙っていた遊漁者からもニジマスの釣果が報告されるようになったことから，資源水準を反映したものと考えられる。しかし，資源水準が急激に上昇した原因は不明である。

ニジマスに関しては，標準化 CPUE と資源尾数の関係について検討できなかった。ニジマスを対象とした遊漁では，資源尾数が大きく減少しているにも関わらず CPUE に大きな低下がみられない Hyperstability と呼ばれる現象が生じる例が知られている（Ward et al., 2013a; Dedual and Maheswaran, 2016）。Ward et al.（2013a）では，ニジマス遊漁における Hyperstability は，遊漁者の動向が原因となって生じる事を指摘している。然別湖でニジマスを狙う遊漁者は，より大型の個体を求める傾向がある（第 3 章第 2 節）。そのため，ニジマスを狙う遊漁者では数多くのニジマスを釣ろうとせずに大型個体のみに狙いを定めて小型個体を意図的に避けた結果，資源が高密度の時ほど漁獲効率が低下して Hyperstability が生じる可能性がある。Hyperstability が生じている場合，標準化 CPUE のわずかな増加は資源尾数の大幅な増加を示している可能性がある（Pose et al., 2002; Erisman et al., 2011）。

結論　本研究では然別湖における遊漁対象種について，標識放流による推定資源尾数と遊漁者の標準化 CPUE から，資源の規模と資源水準の推移を検討し

た。その結果，ミヤベイワナとサクラマスでは，比較的大きな資源水準の変動がみられた。ミヤベイワナについても過去の調査で 2–3 倍程度の資源変動が観察されており（北海道立水産孵化場，1995–2001），サクラマスはその生活史から資源水準の変動は大きくなりやすいと考えられた。これらのことから，ミヤベイワナとサクラマスについては，今後もある程度資源水準の増減を繰り返すと予想される。また，ニジマスの資源尾数は，2015 年頃から急激に増加し，その後も高い水準で推移していると考えられた。このような動向は 2015 年以前には見られておらず，その原因も不明である事から，今後の動向について注視していく必要がある。

遊漁者の釣獲データから得られた標準化 CPUE の推移は，おおむね推定資源尾数の推移と一致していた。ただし，ミヤベイワナでは標準化 CPUE と資源尾数は非線形関係であり，標準化 CPUE が大幅に増加しても，資源尾数は標準化 CPUE の増加分ほど増えていない可能性が示唆された。よって，ミヤベイワナの標準化 CPUE は資源尾数の増減傾向を正しく反映するが，資源尾数を見積もる際は注意を要する。特に，標準化 CPUE が急増した際は，資源尾数は控えめに見積もる必要がある。また，ニジマスについては標準化 CPUE と資源尾数の関係について Hyperstability が起こる可能性に留意する必要がある。

遊漁対象種の資源状況をモニタリングするためには，本研究のように遊漁者の釣果データにもとづく標準化 CPUE と標識放流法の 2 つの手法を用いることが望ましい。しかし，標識放流法では標識魚の放流や再捕獲に多大な労力を必要とする。然別湖では標識魚の再捕獲については遊漁者の釣果報告を活用することでその労力は削減できたといえ，標識魚の放流には専門的な技術と労力を要する点は依然として変わらない。そのため，通常の遊漁解禁業務として標識放流を実施することは容易ではないと想定される。よって，遊漁対象種の資源モニタ

リングを行うためには，遊漁者の釣獲データを元に資源水準を把握することが次善の方策といえる。遊漁者の標準化 CPUE に基づく遊漁対象種の資源モニタリングは現在の管理体制においても持続可能であると考えられ，今後も継続されることが望まれる。

表 2-1-1. 2014–2017 年におけるミヤベイワナの標識放流尾数，標識魚再捕獲尾数，釣獲尾数，および資源尾数

調査年	2014	2015	2016	2017
標識放流尾数	310	450	336	284
再捕獲尾数	9	17	7	10
釣獲尾数	4,865	7,092	3,088	2,350
推定資源尾数	105,300	92,800	83,120	31,480
標準誤差	±37,400	±23,250	±34,080	±10,530

表 2-1-2. ミヤベイワナの標準化 CPUE を推定するモデルにおける変数選択の結果

（a）ファーストステージ

モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + *T* +*Yer*	13	3080.0	-
Intercept + *T* + *Wet* + *Yer*	15	3080.1	0.04
Intercept + *T* + T^2+ *Yer*	14	3082.0	1.99
Intercept + *T* + T^2 + *Wet* + *Yer*	16	3082.1	2.04

（b）セカンドステージ

モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + *Wet* +*Yer*	14	1283.8	-
Intercept + *T* + *Wet* + *Yer*	15	1283.9	0.09
Intercept + T^2 + *Wet* + *Yer*	15	1283.9	0.09
Intercept + *T* + T^2 + *Wet* + *Yer*	16	1285.9	2.08

T；水温，*Wet*；天候，*Yer*；年変動効果

表 2-1-3. 2015–2017 年におけるサクラマスの標識放流尾数，標識魚再捕獲尾数，釣獲尾数，および資源尾数

調査年	2015	2016	2017
標識放流尾数	67	38	16
再捕獲尾数	8	8	3
釣獲尾数	938	740	256
推定資源尾数	2,910	1,690	560
標準誤差	±1,000	±640	±390

表 2-1-4. サクラマスの標準化 CPUE を推定するモデルにおける変数選択の結果

（a）ファーストステージ

モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + *Wet* + *T* +*Yer*	15	2303.5	-
Intercept + $T + T^2 + Wet + Yer$	16	2305.1	1.62
Intercept + $T^2 + Wet + Yer$	15	2305.4	1.90
Intercept + *T* + *Wet* + *Wnd* + *Yer*	17	2307.5	3.96

（b）セカンドステージ

モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + *T* +*Yer*	13	1159.5	-
Intercept + *T* + *Wnd* + *Yer*	15	1161.5	1.98
Intercept + *T* +*Wet* + *Yer*	15	1162.0	2.51

T；水温，*Wet*；天候，*Wnd*；風速，*Yer*；年変動効果

表 2-1-5. 2015–2017 年におけるニジマスの標識放流尾数，標識魚再捕獲尾数，釣獲尾数，および資源尾数

調査年	2015	2016*	2017*
標識放流尾数	65	44	42
再捕獲尾数	17	3	2
釣獲尾数	732	325	590
推定資源尾数	1,620	―	―
標準誤差	±410	―	―

*2016 年および 2017 年は，再捕獲された標識魚尾数が少なかったことに加え，再捕獲されるまでに十分に移動分散していなかったと考えられたことから，資源尾数を推定しなかった。

表 2-1-6. ニジマスの標準化 CPUE を推定するモデルにおける変数選択の結果

（a）ファーストステージ

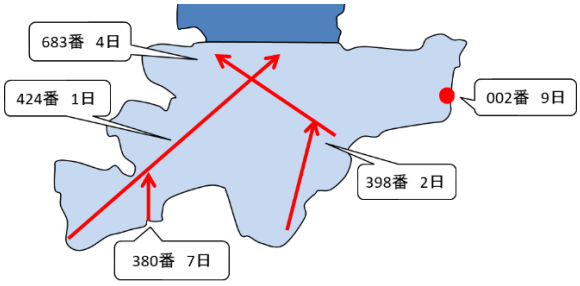
モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + T + T^2 +Yer	14	2078.4	-
Intercept + T + T^2 + Wet + Yer	16	2081.2	3.05

（b）セカンドステージ

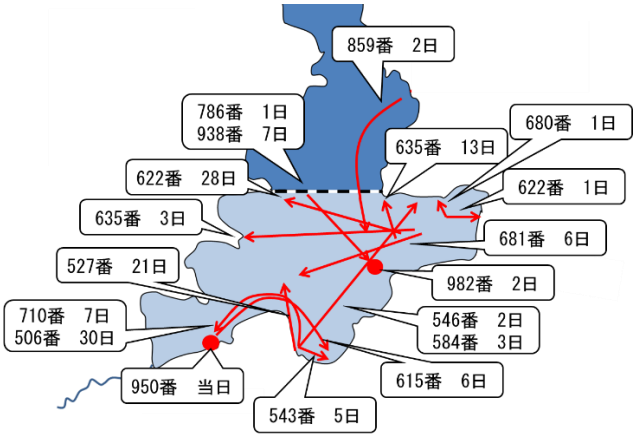
モデル	*df*	AIC	Delta
Intercept + T + T^2 + Wnd + Yer	16	988.9	-
Intercept + Wnd + Yer	14	989.6	0.71
Intercept + T +Wnd + Yer	15	1000.2	1.27
Intercept + T^2 + Wnd + Yer	15	1000.5	1.61
Intercept + T + T^2 + Wet + Wnd + Yer	18	1002.0	3.06

T；水温，Wet；天候，Wnd；風速，Yer；年変動効果

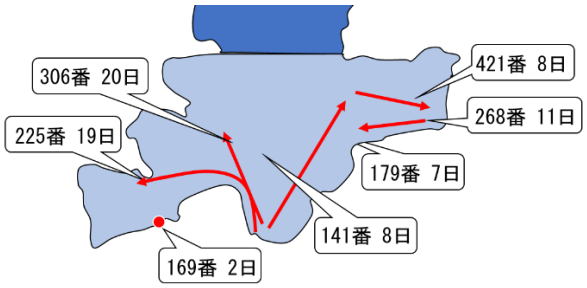
(a) 2014 年



(b) 2015 年



(c) 2016 年



(d) 2017 年

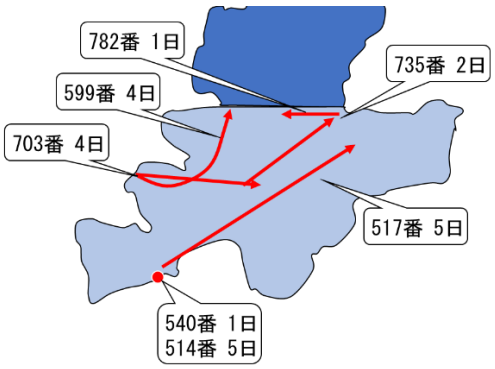


図 2-1-1. 再捕獲されたミヤベイワナ標識魚の移動分散（個体識別できた個体のみ）。矢印の起点と終点はそれぞれの放流位置と再捕獲位置を示し，個体番号および放流日から再捕獲日までの間隔日数を示す。

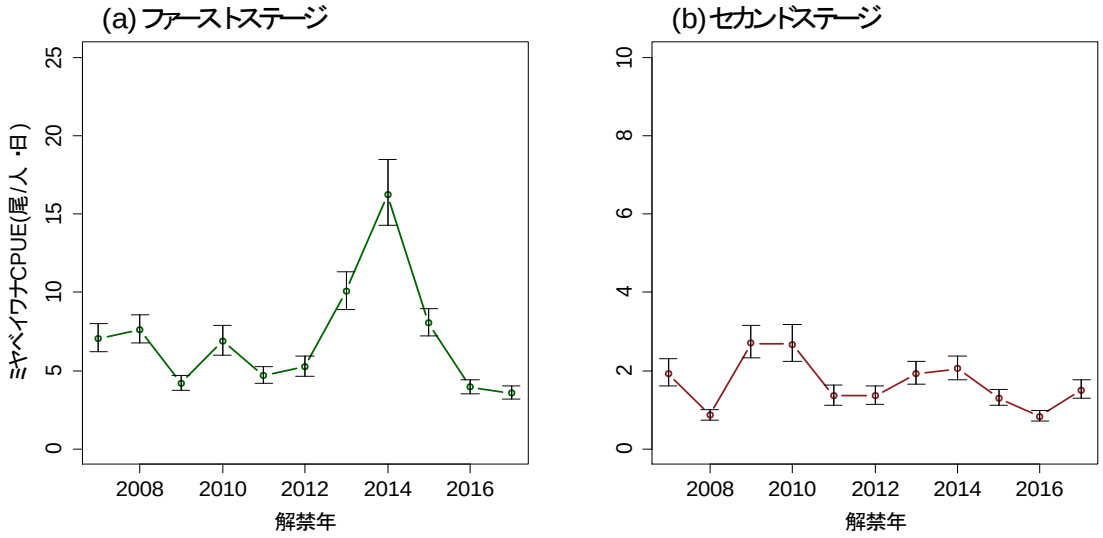


図 2-1-2. 2007–2017 年におけるミヤベイワナの標準化 CPUE の推移。エラーバーは標準誤差。

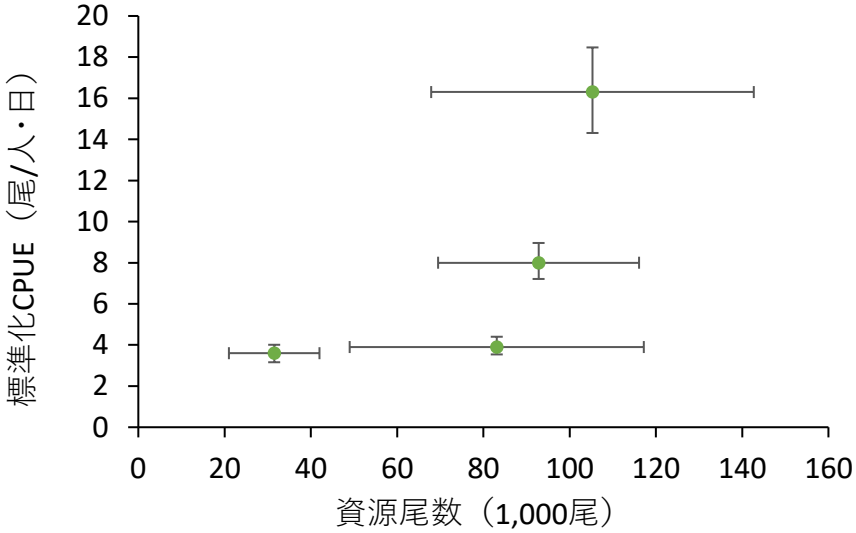


図 2-1-3. ミヤベイワナの標準化 CPUE と推定資源尾数の関係。エラーバーは標準誤差。

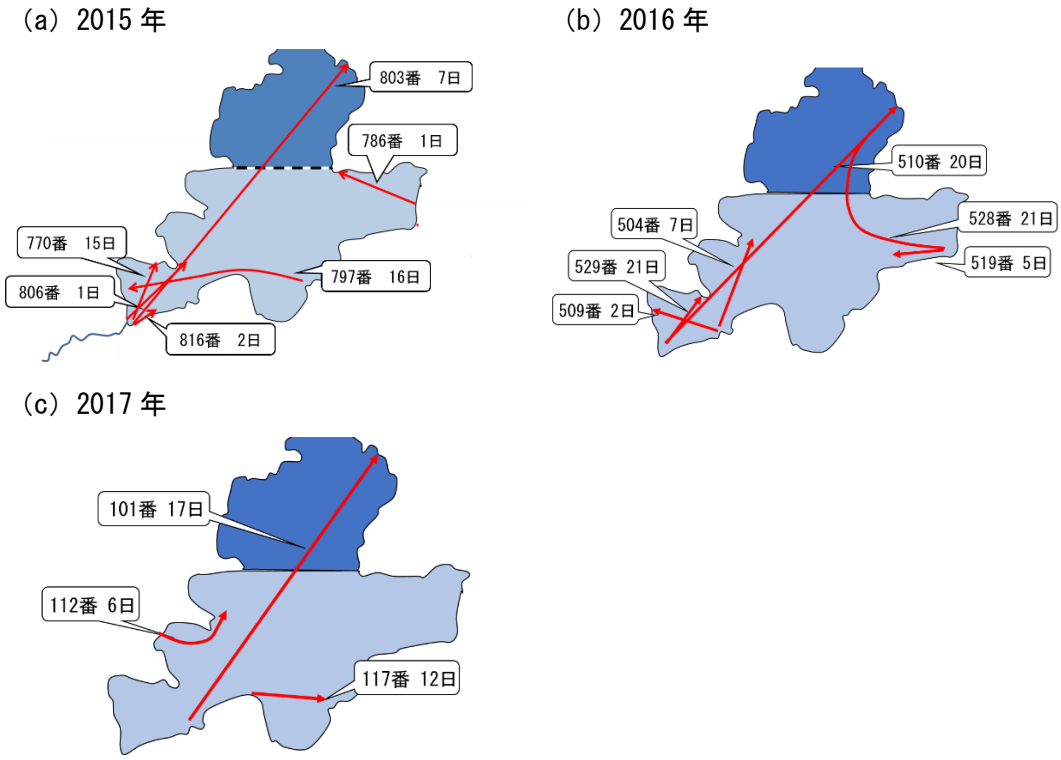


図 2-1-4.　再捕獲されたサクラマス標識魚の移動分散（個体識別できた個体のみ）。矢印の起点と終点はそれぞれの放流位置と再捕獲位置を示し，個体番号および放流日から再捕獲日までの間隔日数を示す。

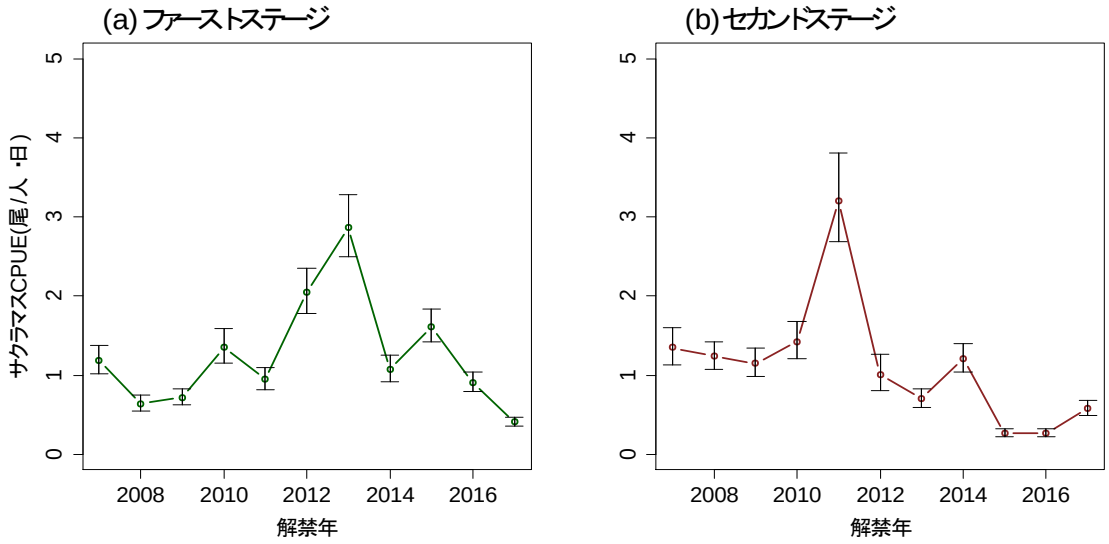


図 2-1-5.　2007–2017 年におけるサクラマス標準化 CPUE の推移。エラーバーは標準誤差。

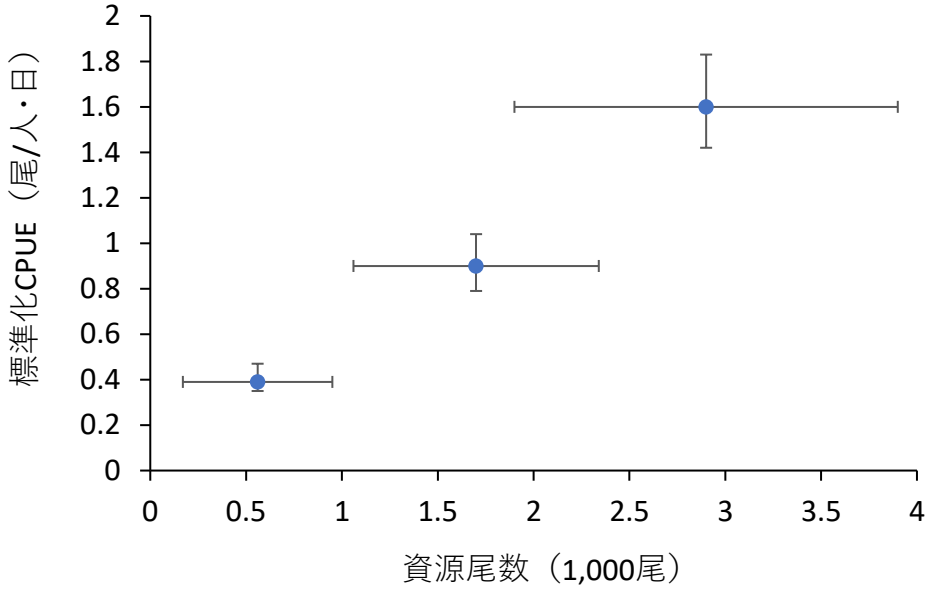


図 2-1-6.　サクラマスの標準化 CPUE と推定資源尾数の関係。エラーバーは標準誤差。

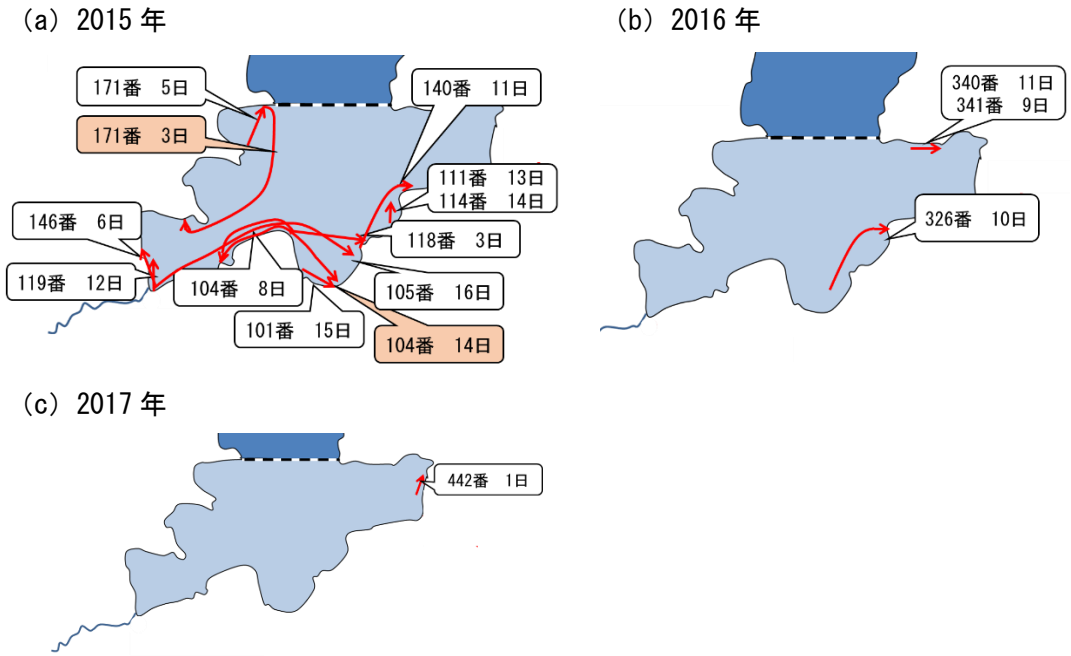


図 2-1-7.　再捕獲されたニジマス標識魚の移動分散（個体識別できた個体のみ）。矢印の起点と終点はそれぞれの放流位置と再捕獲位置を示し，個体番号および放流日から再捕獲日までの間隔日数を示す。赤い網掛けは 2 回目の再捕獲を示している。

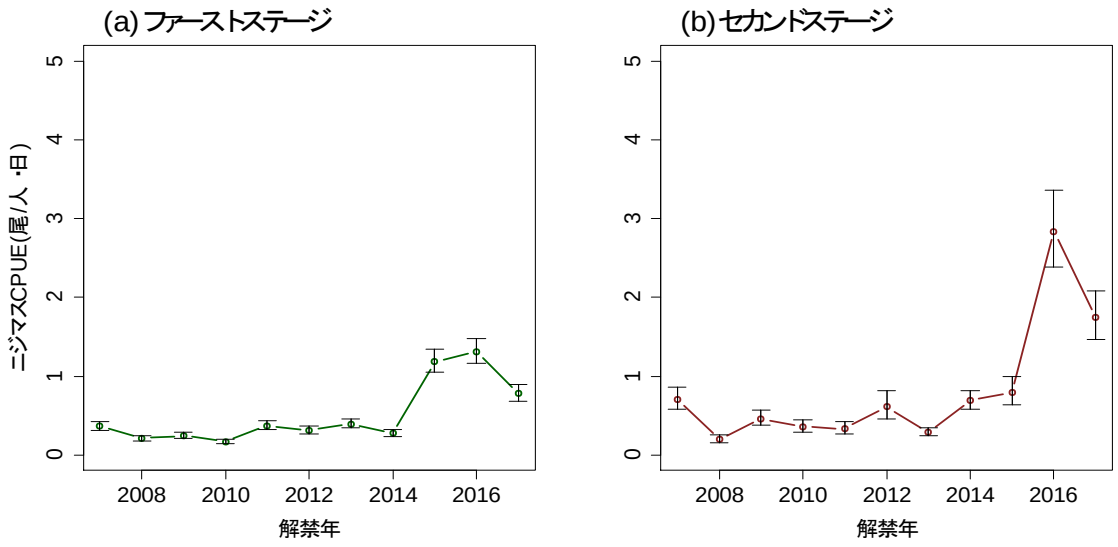


図 2-1-8.　2007–2017 年におけるニジマスの標準化 CPUE の推移。エラーバーは標準誤差。

第２節　遊漁によるミヤベイワナ資源の減耗の評価

遊漁は日本を含め, 世界の多くの国において人気のレジャーであり（Cooke and Schramm 2007; Arlinghaus et al., 2015; 中村，2015），内水面においては主要な水産資源の利用形態となっている（Cowx et al., 2010; 中村・飯田，2009）。遊漁は「漁獲行為」であるという点は商業漁業と同じであり, 適切な管理が行われなければ資源の崩壊を引き起こしうる（Post et al., 2002; 2003）。よって，魚類資源を持続的に利用するためには, 遊漁の影響を低減するための遊漁規則を設け, それが効果的に機能している事を科学的根拠にもとづいて評価する必要がある（Cooke et al., 2016）。

遊漁による資源の減耗を低減する管理方策の一つに，キャッチ＆リリースがある（坪井ら，2002; Tsuboi and Morita, 2004; Arlinghaus et al., 2007; Cooke and Schramm, 2007; 中村・飯田，2009）。キャッチ＆リリースとは一度釣獲した魚を持ち帰らずに再放流する事で，一度釣獲された個体が生存して再び資源に加わる事や, その後再生産に参加する事で加入乱獲を防ぐ効果が期待できる。一方, キャッチ＆リリース後の死亡率は, 魚種や釣り方, 釣獲から再放流までの魚の扱い方によって異なる（坪井ら，2002; 土居ら，2004; Cooke and Suski, 2005; Arlinghaus et al., 2007; Gargan et al., 2015; Brownscombe et al., 2017）。よって，キャッチ＆リリースの効果を評価するためには，魚種や釣り方による違いを考慮して，各遊漁ごとに評価する必要があるだろう。さらに，キャッチ＆リリースによる資源維持の効果を検証するためには，リリース後の個体レベルでの死亡率のみならず, 遊漁全体でのリリース後の死亡尾数を推定した上で, 資源の規模と比較する必要がある（Kerns et al., 2012）。よって，キャッチ＆リリースの資源維持効果を検証するためには, キャッチ＆リリースされた個体の死亡率と, 遊漁者の釣獲尾数，そして遊漁対象種の資源尾数について情報を得る必要がある。

希少魚を対象とした遊漁が保全策として成立する前提条件として，遊漁による漁獲圧を低減するような遊漁規則を定め，その効果を科学的に検証する事が挙げられる（Cooke et al., 2016）。然別湖では移入種のサクラマスとニジマスについては持ち帰りが認められているが，ミヤベイワナでは資源保護を目的にキャッチ＆リリースが義務付けられている（付録資料表 A1-1）。そこで本研究では，ミヤベイワナのキャッチ＆リリース後の死亡率と，遊漁による減耗尾数を推定し，これを資源尾数と比較することで，現行の遊漁規則・遊漁管理体制における遊漁によるミヤベイワナ資源への圧力の大きさを評価した。

材料と方法

本研究ではキャッチ＆リリースによる死亡を，針掛かりによる傷が直接の原因となって起こる死亡と定義した。キャッチ＆リリースの死亡は，一般にリリース後の経過時間によって，直後の死亡（<24h），短期間での死亡（24–72h），および長期間での死亡（>72h）に分けられる（Pollok and Pine, 2007）。イワナ属魚類では，キャッチ＆リリース後の死亡はほとんどが釣獲の直後に起こるとされていることから（坪井ら，2002），本研究ではリリース直後の死亡と，短期間での死亡について検討した。リリース直後での死亡尾数を検討するため，2014 年ファーストステージ期間において，調査研究の目的で釣獲したミヤベイワナ 458 個体のうち，リリースする前に死亡した個体を計数した。短期間の死亡率については，生け簀を用いた実験を行った。然別湖の遊漁規則に従い，返しのないシングルフックを装着したルアーを用いてミヤベイワナを釣獲し，湖水中に設置した生け簀（縦×横×高さ＝52 cm×37 cm×30 cm）の中に 9–10 尾を収容し，無給餌で一定期間保持し，死亡個体を計数した。実験に用いたミヤベイワナの大きさは 268±34.4 mm（尾又長±標準偏差）であった。実験は合計 5 回行い，生け簀の中

で保持した期間は 24 時間（4 回 39 個体）および 17 日間（1 回 10 個体）とした。なお，針掛かり後の損傷が大きかった個体については実験に用いなかった。

ミヤベイワナの資源尾数に対する遊漁による死亡尾数の大きさを定量的に評価するために，ミヤベイワナ資源の自然死亡率を推定した。自然死亡率は，2014 年および 2015 年における標識放流の結果から推定した（標識放流の詳細については第 2 章第 1 節を参照）。2015 年ファーストステージでは，2015 年の標識放流魚のみならず，2014 年に標識放流した個体も再捕獲された。この結果を用いると，2015 年ファーストステージにおいて生残している 2014 年標識魚の尾数 $X_{2014f+1}$ は式 2-2-1 表すことができる。

$$X_{2014f+1} = \frac{n_{2015f}}{N_{2015f}} \times x_{2014f+1} \qquad (2\text{-}2\text{-}1)$$

この時，N_{2015f} は 2015 年ファーストステージにおける資源尾数，n_{2015f} は 2015 年ファーストステージにおける遊漁者の釣獲尾数，$x_{2014f+1}$ は 2015 年ファーストステージにおける 2014 年の標識魚尾数を表している。また，2014 年ファーストステージから 2015 年ファーストステージの間における生残率 $S_{2014\text{-}2015}$ と自然死亡係数 $M_{2014\text{-}2015}$ は，この間の標識の脱落が無視できると仮定すると以下の式で表すことができる

$$S_{2014-2015} = \frac{X_{2014f+1}}{X_{2014f}} \qquad (2\text{-}2\text{-}2)$$

$$M_{2014-2015} = -\log\left(\frac{x_{2014f+1}}{x_{2014f}}\right) \qquad (2\text{-}2\text{-}3)$$

この時，x_{2014f} は 2014 年における標識放流魚の尾数である。また，標識放流の結果から推定された生残率および自然死亡係数の数値の妥当性を検討する目的で，Tanaka（1960）の経験式を用いて（以降，経験式と表記）別途自然死亡係数 $M'_{2014\text{-}2015}$ を概算し，その結果から生残率 $S'_{2014\text{-}2015}$ を推定して，標識放流での結果と比較した。Tanaka（1960）によれば，自然死亡係数は式 2-2-4 により表すことができ，この結果から生残率は式 2-2-5 で表すことができる。

$$M'_{2014\text{-}2015} = \frac{2.5}{t_{\max}} \qquad (2\text{-}2\text{-}4)$$

$$S'_{2014-2015} = \exp\left(-M'_{2014-2015}\right) \qquad (2\text{-}2\text{-}5)$$

上記の式において，$t_{\max}$ は寿命を表している。ミヤベイワナ資源の場合，成魚の自然死亡は主に繁殖後に生じると考えられており（Maekawa, 1985），産卵に参加していると考えられる成熟個体群では 4 歳～6 歳魚が主群を占めていた（山本，未発表）。ミヤベイワナが孵化後に浮上する時期は 3–5 月であることから（前川，1998），本研究ではミヤベイワナの寿命は 6.5 歳であると仮定した。

結果

キャッチ＆リリースの死亡率の推定　2014 年に調査のために釣獲された 458 個体のミヤベイワナのうち，8 尾が釣獲された直後（おおむね 1–2 時間以内）に死亡した。一方，釣獲後に生け簀で保持した個体については，24 時間後および 17 日間後のいずれも死亡個体はみられなかった（表 2-2-1）。以上の結果から，ミヤベイワナのキャッチ＆リリース後の死亡は釣獲後 2 時間以内におこり，その死亡率は 1.7%と推定された（95%信頼区間；0.8–3.4%）。また，2014 年ファ

ーストステージでの遊漁者の釣獲尾数は 4,865 尾であった事から，遊漁による死亡尾数は 85 尾（95%信頼区間；39–165 尾）であり，資源尾数の 0.1%未満と推定された。

生残率と自然死亡係数の推定　2015 年ファーストステージにおいて，2015 年の標識放流魚は 17 尾，2014 年の標識放流魚は 15 尾が再捕獲された。2015 年における遊漁者のミヤベイワナ釣獲尾数は 7,092 尾，推定資源尾数は 92,800 尾であったことから（第 2 章第 1 節，表 2-1-3），2015 年ファーストステージの時点で生残していた 2014 年の標識放流尾数は 196 尾と推定された（表 2-2-2）。2014 年に標識放流したミヤベイワナは 310 尾であったことから（第 2 章第 1 節，表 2-1-3），2014 年ファーストステージから 2015 年ファーストステージにおける生残率 $S_{2014\text{-}2015}$ は 63.3%，自然死亡係数 $M_{2014\text{-}2015}$ は 0.45 と推定された。一方，経験式に基づいた推定結果は，$M'_{2014\text{-}2015}$ は 0.38，$S'_{2014\text{-}2015}$ は 68.1%となった。標識放流で推定された生残率と経験式で推定された生残率について，二項検定で比較を行った結果，有意差は認められなかった（$p = 0.068$）。

考察

本研究では，現行の遊漁規則でのキャッチ＆リリースによる死亡個体数とその大きさを，定量的に評価した。キャッチ＆リリースによる資源の減耗は 0.1%以下であり，これは年間の自然死亡の割合（36.7%）を大幅に下回っていた。よって，キャッチ＆リリースはミヤベイワナ資源を維持する上で有効に機能していると考えられた。実際， 2007 年–2014 年の間，遊漁者のミヤベイワナ釣獲尾数は増加していたにも関わらず，その資源水準も増加傾向にあった（Yoshiyama et al., 2017）。

先行研究でオショロコマ *S. malma* を対象にキャッチ＆リリース後の死亡率を

調べた結果では，リリース後の死亡率は 1.7%と推定されており（DeCicco, 1994），本研究での結果（1.8%）と極めて近い結果であった。また，河川に生息するイワナ *S. leucomaenis* においても，キャッチ＆リリースによる資源維持効果が認められている（山本ら，2001; 坪井ら，2002; Tsuboi and Morita, 2004; Tsuboi et al., 2013）。キャッチ＆リリース後の死亡率は魚種によって異なる可能性が示唆されているが（Taylor and White; 1992），ミヤベイワナを含めたイワナ属魚類では，釣獲後にリリースされた個体の死亡率が極めて低いことから，キャッチ＆リリースは遊漁による減耗の低減策として有効であると考えられる。

また，本研究においてキャッチ＆リリース後の死亡率が低かった要因として，漁具の制限が挙げられる（Cooke and Suski, 2005; Arlinghaus et al., 2007）。然別湖では遊漁規則で返しのないシングルフックを使ったルアーフィッシングあるいはフライフィッシングのみが許可されている。キャッチ＆リリース後の死亡率は返しのない針を用いた方が低く，さらに餌釣りに比べてルアー/フライを用いた方が一般的に死亡率は低い事が知られている（Taylor and White, 1992; Cooke and Phillip, 2001; Cooke and Suski, 2005）。然別湖では 2006 年に現行の管理体制に移行する際，漁法をルアーフィッシングとフライフィッシングに限定する遊漁規則が設けられた（第 1 章第 2 節）。その背景として，ミヤベイワナを餌釣りで釣獲した場合では針を口腔の奥まで飲み込まれてしまうことが多く，リリース後の生残率が低くなるという懸念があったためである（佐々木，2006）。イワナとヤマメ *O. masou* を用いた実験では，餌釣りで食道に掛かった針を外してリリースした場合の死亡率は 30–66%であったが，フライを用いて釣獲した場合では食道に針掛かりすることは稀であり，針を外してリリースした後の死亡率は 10%以下であった（土居ら，2004）。ミヤベイワナをルアーあるいはフライで釣獲した際，口腔の奥に針掛かりする事はほとんどなかったため（芳山，未発表），

漁具の規制はキャッチ&リリースの効果をより高めていたといえる。

本研究ではミヤベイワナの自然死亡について，2 年間に及ぶ標識放流の結果と，寿命を元に概算する経験式の 2 種類を用いて推定した。その結果，標識放流の結果に基づいて推定された生残率と，経験式に基づいて推定された生残率の間に有意な乖離は認められなかった（二項検定，$p = 0.068$）。よって，本研究で推定された自然死亡係数と生残率は妥当な範囲であると思われる。標識放流により自然死亡係数を推定する際，標識の脱落がある場合にこれを無視すると，自然死亡係数は過大に，生残率は過少にそれぞれ推定される。本研究において標識放流から自然死亡係数を推定する際に標識の脱落について考慮しなかったが，その影響はおおむねは無視できるものであった可能性がある。

以上の結果から，ミヤベイワナを対象としたキャッチ&リリースは遊漁の圧力を低減するうえ有効であると評価できた。遊漁が希少魚の保全策となりうる前提条件として，遊漁の影響を抑えるための遊漁規則を定めること，および規則の有効性が科学的に評価されること，遊漁者による釣獲尾数や遊漁者数がモニタリングされている事が挙げられる（Cooke et al., 2016）。然別湖の遊漁の場合では，本研究によって遊漁規則の有効性が認められ，なおかつ釣獲尾数と遊漁者数が把握されている。よって，然別湖における現行の管理体制における遊漁は，希少魚の保全策となるための前提条件を満たしているといえるだろう。

表 2-2-1. 生け簀を用いたリリース後の生残実験における実験個体数とそのうちの死亡個体数

実験回数 実験時間	1 回目 24 時間	2 回目 24 時間	3 回目 24 時間	4 回目 24 時間	5 回目 17 日間
実験個体数	10	9	10	10	10
うち死亡個体数	0	0	0	0	0

表 2-2-2. 2015 年ファーストステージにおける標識放流魚の再捕獲尾数

解禁年	2014	2015
2014 年標識放流魚	310	196*
2015 年標識放流魚	―	450
釣獲尾数の合計	4,865	7,092

*2015 年における 2014 年標識放流魚の尾数は推定値

第 3 節　ミヤベイワナ・サクラマス・ニジマスの釣られやすさの違い

我が国の内水面においてサケ科魚類は遊漁対象として人気の高く，全国の河川湖沼において遊漁資源として利用されている（中村・飯田，2009；中村ら，2012）。遊漁が行われている水域では，移植放流などに伴い同一の水域における同一の遊漁において，複数魚種が遊漁の対象となっている水域が少なくない（Yuma et al., 1998）。イワナやヤマメ，ニジマスといった遊漁対象種について釣られやすさを調べた先行研究では，魚種間で釣られやすさの違いが認められ，さらに釣獲方法によってその関係が異なることが知られている（坪井・森田，2004；Tsuboi and Endo, 2008; 坪井ら，2015）。よって，同一水域において複数魚種を同時に遊漁対象となっている場合，魚種間の釣られやすさの違いは，管理方策を定める上で重要な知見となる。

然別湖においても，ミヤベイワナとサクラマス，ニジマスが同一の遊漁で対象種となっている。これらの魚種のうち，ミヤベイワナは然別湖の固有種である一方，サクラマスとニジマスは移入種である（前川，1977；Koizumi et al., 2005）。然別湖における魚類資源管理では，ミヤベイワナ資源の維持が最優先課題である（第 1 章第 2 節）。サクラマスとニジマスの存在は，ミヤベイワナの存続への悪影響が懸念される一方（例えば，鹿追町役場，1994; Koizumi et al., 2005），これらの魚種に対して遊漁者のニーズが存在し，遊漁管理の運営に一定の寄与が認められる（第 3 章第 1 節，第 2 節）。そのため，然別湖における遊漁管理では，ミヤベイワナとサクラマス，ニジマスでそれぞれ異なった管理目標を設定する必要がある。例えば，遊漁による漁獲圧は，ミヤベイワナよりもサクラマス，ニジマスの方が大きくなることが望ましい。そこで，本研究ではミヤベイワナとサクラマス，ニジマスについて，各魚種間での釣られやすさの違い，およびルアーフィッシングとフライフィッシングでの釣られやすさの違いについて比較した。

材料と方法

然別湖では遊漁規則において，様々な細かい制限が設けられている（第 1 章第 2 節，表 1-2）。遊漁ができる時間は 06：00–15：00（ファーストステージ）に限られており，ほとんどの遊漁者はこの時間帯のほぼ全てを費やして遊漁を行っている。また，釣り方はルアーフィッシングとフライフィッシングに限定され，使用できる竿の本数は 1 人 1 本まで，使用できる針は 1 本の竿につきもどし（かえし）のない J 字型の針（シングルバーブレスフック）1 本までに制限されている。さらに，動力船の使用は禁止されており，すべての遊漁者は手漕ぎボートあるいは岸から遊漁を行っている。このように細やかな遊漁規則が定められているため，然別湖の遊漁者は狙う遊漁対象種によって使用する糸やルアー/フライを使い分けているものの，特定の対象魚種を狙うための特殊な漁具を使用することはなく，いずれの遊漁対象種を狙う場合でも，釣り竿一本につき 1 つの疑似餌（ルアー/フライ）という同じ構成の漁具が使用されており，釣り方（ルアーフィッシング/フライフィッシング）に基づく違い以外に漁具はほぼ標準化されている。よって，然別湖の場合，遊漁対象種の間における漁獲効率の違いは，魚種間の釣られやすさの違いに起因していると考えられる。そこで，本研究では魚種および釣り方ごとに漁獲効率を算出して比較した。

2015 年然別湖特別解禁において，標識放流法によりミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスの資源尾数を推定し，然別湖で遊漁対象となる資源の密度（1 ha あたりの平均生息尾数）を算出した。標識放流による資源尾数の推定についての詳細は，第 2 章第 2 節を参照にされたい。ミヤベイワナとサクラマスでは，標識魚は湖全体を移動していたため，資源尾数は湖全体のものを反映していると仮定して資源密度を算定した（第 2 章第 1 節）。ニジマスでは標識魚の移動分散は岸沿いの限られた範囲であったが（第 2 章第 1 節），遊漁者はニジマス狙いであっ

ても遊漁解禁水域の中を広く移動することもある。よって，ニジマスの資源密度は遊漁解禁水域の資源尾数を反映しているものとして算定した。

2015 年ファーストステージにおける遊漁者の釣り方別魚種別の釣獲尾数については，聞き取りアンケート調査によりデータを取得した（アンケート調査の概要については第 3 章を参照）。アンケート調査では，釣り方，各魚種の釣獲尾数，一番の狙いの魚種について聞き取った。

各魚種および釣り方による漁獲効率の違いは，対数線形モデルを用いて比較検討を行った。CPUE（1 人 1 日当たりの釣獲尾数）が資源密度 D と漁獲効率 q の積で表されるとき（式 2-3-1），漁獲効率 q は式 2-3-2 で表すことができる。

$$\mathrm{CPUE} = \frac{C}{X} = qD \qquad (2\text{-}3\text{-}1)$$

$$q = \frac{C}{X \cdot D} \qquad (2\text{-}3\text{-}2)$$

上記の式において，C は釣獲尾数，X はのべ遊漁者数，q は漁獲効率（ha/人），D は資源密度（尾/ha）を表す。そこで，釣獲尾数を目的変数，魚種と釣り方，およびを説明変数，遊漁者数と資源密度をオフセット項に置いた対数線形モデルを構築し，尤度比検定により魚種と釣り方による漁獲効率 q を比較した。

結果

2015 年ファーストステージ期間における資源尾数は，ミヤベイワナ 92,800 尾，サクラマス 2,680 尾，ニジマス 1,620 尾であった（表 2-3-1）。また，然別湖全域の面積は 360.4 ha であり，遊漁解禁水域の面積は 195.8 ha である事から，遊漁対象種の資源密度は，ミヤベイワナ 257.5 尾/ha，サクラマス 7.5 尾/ha，ニジマス

8.3 尾/ha となった。

また，アンケート調査では 2015 年ファーストステージに然別湖を訪れた 764 人のうち 200 人から回答を得た。ルアーフィッシングのみ行った遊漁者は 122 人，フライフィッシングのみ行った遊漁者は 50 人，ルアーフィッシングとフライフィッシングの両方を行った遊漁者が 28 人いた（表 2-3-1）。両方の釣り方を行った遊漁者は，それぞれの釣り方で釣りをした時間配分までは明らかにできなかったため，解析の対象外として 172 名の回答結果を解析に供した。

魚種別の総釣獲尾数は，ルアーフィッシングの遊漁者では，ミヤベイワナ 1,592 尾，サクラマス 162 尾，ニジマス 63 尾であった。一方，フライフィッシングの遊漁者では，ミヤベイワナ 285 尾，サクラマス 117 尾，ニジマス 201 尾であった。魚種別および釣り方別の CPUE は，ルアーフィッシングの遊漁者では，ミヤベイワナは 13.1 尾/人･日，サクラマス 1.3 尾/人･日，ニジマス 0.5 尾/人･日であった。フライフィッシングの遊漁者の CPUE は，ミヤベイワナ 5.7 尾/人･日，サクラマス 2.3 尾/人･日，ニジマス 4.0 尾/人･日であった（表 2-3-1）。

ルアーフィッシングの遊漁者ではミヤベイワナを一番の狙いとしていた遊漁者が多く，全体の 74%を占めていた。ニジマス狙いの遊漁者は 2 番目に多かった（18%）。一方，フライフィッシングの遊漁者ではニジマス狙いの遊漁者が全体の 49%で最も多く，ミヤベイワナ狙いの遊漁者は 48%であった（図 2-3-1）。

統計解析の結果では，漁獲効率は魚種と釣り方，およびこれらの交互作用のすべての説明変数において有意差が認められた（尤度比検定，全て $p<0.001$，表 2-3-2）。ルアーフィッシングの遊漁者での各魚種の漁獲効率は，ミヤベイワナでは 0.05（ha/人），サクラマスでは 0.18（ha/人），ニジマスでは 0.06（ha/人）であった。一方，フライフィッシングの遊漁者の漁獲効率は，ミヤベイワナは 0.02（ha/人），サクラマス 0.31（ha/人），ニジマス 0.49（ha/人）であった。ルアーフ

ィッシングの遊漁者の漁獲効率はサクラマス，ニジマス，ミヤベイワナの順にフライフィッシングの遊漁者ではニジマス，サクラマス，ミヤベイワナの順にそれぞれ漁獲効率は高かった（図 2-3-2）。

考察

然別湖の遊漁における漁獲効率は，魚種と釣り方によって有意差が認められた。よって，ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスの釣られやすさは，釣り方によって異なるといえる。本研究でみられた釣られやすさの違いは，遊漁対象種の生態，あるいは釣り方の特性に起因していると考えられる。

ミヤベイワナの漁獲効率は，ルアーフィッシングとフライフィッシングの遊漁者ともに遊漁対象種のなかで最も低かった。湖沼型のミヤベイワナは湖を広く回遊し，表層から水深 20m 程度の間で水温躍層付近に群れをなしている（久保，1967；前川，1989）。そのため，ミヤベイワナをより多く釣獲しようとする場合，ボートを利用して湖の中でミヤベイワナの群れがいる場所と水深を探し出す必要がある（田畑，2013）。しかし，湖の中で岸から離れると地点目標が見当たらないことから，ミヤベイワナの群れがいる場所を探し当てるのは熟練を要する。さらに，然別湖では遊漁規則で錨を使用する事が禁止されていることから（付録資料表 A1-1），ボートが風に流された状態で釣りをする必要がある。そのため，ある程度風が吹いている場合はボートが流されてしまい，魚群を発見した位置に定位し続けることが難しいため，漁獲効率が低くなったと考えられた。また，フライフィッシングではルアーフィッシングに比べ，仕掛けの投入に時間がかかり，仕掛けが着水した後も沈下底度が遅いことから，魚群のいる水深に仕掛けが到達するために要する時間が長く，その結果漁獲効率が低くなったと考えられた。

ニジマスはフライフィッシングの遊漁者では最も漁獲効率が高い魚種であり，魚種と釣り方のすべての組み合わせにおいても最も高い漁獲効率であった。フライフィッシングの遊漁者では，半数近くの遊漁者がニジマスを狙っていた。また，ニジマスは他の魚種に比べて湖内を広く回遊せず，生息範囲も湖岸沿いであった事から，遊漁者はニジマスのいる場所を発見しやすかったと考えられる。さらに，然別湖のニジマスは，湖岸沿いにおいて落下した昆虫や水生昆虫を主に捕食しており（北海道立水産孵化場，1978），フライフィッシングでは昆虫を模した擬餌針を用いる事が多いため，然別湖におけるニジマスの摂餌生態に合わせやすかったと考えられる。よって，ニジマスでは，フライフィッシングの遊漁者において専門的に狙う遊漁者が多く，摂餌生態に合った釣り方であり，なおかつ魚のいる場所を発見しやすい事から，フライフィッシングでの漁獲効率が高くなったと考えられた。

サクラマスの漁獲効率は，ルアーフィッシングの遊漁者では 0.18 ha/人，フライフィッシングの遊漁者では 0.31 ha/人であり，ルアーフィッシングの遊漁者では最も漁獲効率の高い魚種であった。サクラマスを 1 番の対象としていた遊漁者は，ルアーフィッシングの遊漁者では 8%，フライフィッシングの遊漁者では 3%であった。そのため，サクラマスの多くは，ミヤベイワナあるいはニジマスを狙っている時に，混ざって釣られていると考えられる。湖沼陸封型のサクラマスは，主にワカサギ *Hypomesus nipponensis* 等の小魚を捕食している（長内，1962）。ルアーフィッシングで用いる疑似餌は主に小魚を模したものであり，サクラマスの摂餌生態に適合していると考えられる。また，湖沼に陸封されたサクラマスでは適水温は 15℃前後と考えられているが（長内，1962），然別湖ではファーストステージの 6–7 月では通常 5m 以浅でなければ水温は 15℃前後以上にならない（北海道立水産孵化場，1972–1994）。そのため，然別湖ではサクラマスは比較

的浅い水深に生息すると考えられる。さらに，サクラマスはミヤベイワナと同様に湖の広い範囲を回遊していると考えられることから（第 2 章第 1 節），ルアーフィッシングの遊漁者がミヤベイワナを狙った場合でも，ルアーを浅い水深まで引き上げてきたときにサクラマスが掛かる機会があると考えられた。また，フライフィッシングはルアーフィッシングに比べ仕掛けの沈下速度が遅いため，狙う魚種を問わず比較的浅い水深を狙う事になる。その結果，特に水中の小動物を模したフライを用いた場合にサクラマスが針掛かりする機会が多いと考えられた。したがって，サクラマスでは，ルアーフィッシングでの漁獲効率は摂餌生態に適合していたために遊漁対象種の中で最も高くなったが，その値そのものはフライフィッシングの方が針掛かりする機会がより長い時間であるために高くなったと考えられた。

本研究で遊漁対象種間の釣られやすさ（漁獲効率）を推定するにあたり，ミヤベイワナとサクラマスの資源尾数は湖全体を，ニジマスの資源尾数は遊漁解禁水域のものを反映していると仮定した。仮にニジマスの資源尾数が湖の全水域を反映していたと仮定して生息密度を算出し，これを元に漁獲効率を推定した場合，漁獲効率は 1.8 倍高くなる。よって，ニジマスの資源尾数が反映する水域面積が遊漁解禁水域よりも広かったとしても，魚種と釣り方による漁獲効率の順位は変わらない。なお，2016 年より遊漁解禁水域外に岸釣り限定解禁区域が設定されたが（第 1 章図 1-1），遊漁解禁水域内で標識放流されたミヤベイワナとサクラマスの標識魚は岸釣り限定解禁区域で再捕獲されており，さらにミヤベイワナでは岸釣り限定解禁区域で標識放流した個体が遊漁解禁水域で再捕獲されている。一方，ニジマスではミヤベイワナとサクラマスに比べて漁獲効率が高いにも関わらず，遊漁解禁水域をまたいだ標識魚の再捕獲はみられていない。こうした事実からも，ニジマスの分布移動範囲は他の 2 魚種よりも狭く，資

源尾数が反映する範囲も狭いと考えられる。

以上の結果から，ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスで釣られやすさは異なり，さらに釣り方によっても各魚種の釣られやすさは異なると結論付けられた。その原因は，各魚種の捕食行動や回遊といった生態的特徴と，釣り方の特性が関わり合っているためであると考えられた。現在の資源水準では，ミヤベイワナはサクラマスとニジマスに比べて釣られにくい事から，ミヤベイワナに比べてサクラマス，ニジマスの方が遊漁による圧力は大きくなりやすいと考えられる。また，ミヤベイワナのみキャッチ＆リリースが義務付けられていることからも，現行の遊漁規則はミヤベイワナの保全が図られているといえる。

表 2-3-1. 遊漁対象種の資源尾数，資源密度，釣り方別の釣獲尾数と遊漁者数および CPUE

魚種	資源尾数	生息密度*1（尾/ha）	釣り方	釣獲尾数	遊漁者数	CPUE（尾/人・日）
ミヤベイワナ	92,800	257.5	ルアー	1,592	122	13.1
			フライ	285	50	5.7
サクラマス	2,910	8.1	ルアー	162	122	1.3
			フライ	117	50	2.3
ニジマス	1,620	8.3	ルアー	63	122	0.5
			フライ	201	50	4.0

*1　ミヤベイワナとサクラマスは湖全体（360 ha）の密度，ニジマスは遊漁解禁水域（196 ha）の密度

表 2-3-2. 漁獲効率に影響を与える要因の統計解析の結果

	説明変数	係数	尤度比	自由度	*p* 値
切片		-3.81			<0.001***
魚種	サクラマス	2.57	1014.1	2	<0.001***
	ニジマス	3.09			
釣り方	ルアー	0.83	199.1	1	<0.001***
交互作用	サクラマス・ルアー	-1.39	448.9	2	<0.001***
	ニジマス・ルアー	-2.88			

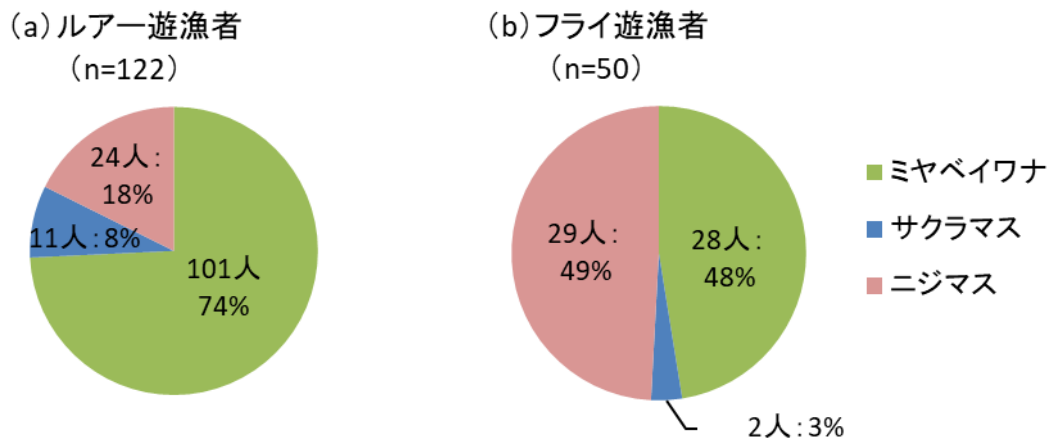


図 2-3-1. 1 番の狙いの魚種別の遊漁者数，(a) ルアーフィッシングの遊漁者，(b) フライフィッシングの遊漁者。

注；複数の魚種を 1 番の目的に挙げていた遊漁者が存在したため，各要素の人数の合計は聞き取り人数と一致していない。

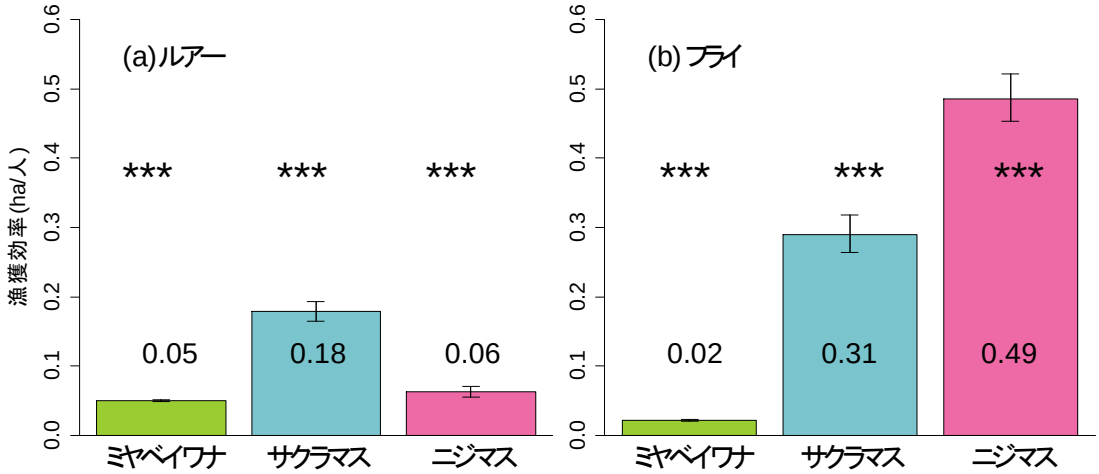


図 2-3-2. ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスの漁獲効率，(a) ルアーフィッシングの遊漁者，(b) フライフィッシングの遊漁者。

第 3 章　然別湖における遊漁者のモニタリング

第 1 節　然別湖における遊漁者の志向と動向

遊漁とはレジャー・レクリエーションの目的で水産生物を採捕する行為である（Arlinghaus et al., 2007; 金田，2010）。遊漁者は原則として，水産生物の採捕が禁止されている水域でなければ，どこでも自由に釣りに行くことができる。遊漁者の中には，より満足度の高い釣りを求めて，居住する地域の近隣に限らずに遠くの場所へ釣りに行く者も少なからず存在する（Ditton et al., 2002; Hunt et al., 2007; Ward et al., 2013b）。一方，漁場管理を行う資源管理者にとっては，遊漁者が釣りをする際に支払う遊漁料は重要な財源であることから（佐藤, 2000 ; 中村・飯田，2009），遊漁者にいかに訪れてもらうかという事は，漁場を維持管理するための財源を確保するうえで重要な要素となる。よって，遊漁者数の増減と関係する要因について把握する必要がある。

遊漁は水産生物を採捕する行為であるため，資源動向に影響を与えうる（Post et al., 2002; Arlinghaus et al., 2013）。一方，遊漁者の釣果（釣獲尾数および大きさ）は釣りに対する満足度を決める主要な要因であり（Mico et al., 1995; 大浜ら，2002； Arlinghaus et al., 2014; Beardmore et al., 2014；第 3 章第 2 節），資源状況に左右される。また，釣り場環境や釣果の状況といった情報をあらかじめ収集したうえで釣りに行く場所を選んでいる遊漁者も多く（Papenfuss et al., 2015., 玉置ら，2016），遊漁対象となる魚類資源の状況は，釣果に関する情報を通じて遊漁者の動向に影響しうる。こうした背景から，遊漁では水産資源と遊漁者がお互いに影響しあうシステムが存在している（Arlinghaus et al., 2013，2017 ; Ward et al., 2016）。よって，持続的な遊漁管理のためには，遊漁者が資源に与える影響だけでなく，資源に対する遊漁者の応答についても把握する必要がある（Arlinghaus et al., 2013, 2017; Ward et al., 2016）。本研究では 2014–2016 年の然別湖における遊漁解

禁期間中に遊漁者へアンケート調査を行い，資源動向や釣獲状況の変化に対する遊漁者の応答について分析し，然別湖を訪れた遊漁者の志向や動向の把握を試みた。

材料と方法

2014–2016 年の然別湖特別解禁の通常解禁期間において，遊漁者に対面面接方式でアンケート調査を実施した。然別湖では，遊漁の受付が行われ遊漁者が出入りしている場所は湖の中で遊漁受付事務所のある 1 か所のみであり（第 1 章第 2 節，図 1-1），遊漁者は遊漁終了後に，受付事務所に釣果報告票を提出しなければならない（第 2 章第 1 節）。そして，遊漁終了時刻が 15 : 00 に決められており，多くの遊漁者は遊漁終了時刻に近い時間まで釣りをしている。そこで，14 : 00 以降に受付事務所周辺で遊漁を終了した遊漁者が戻ってくるときを待ち，遊漁者を発見し次第アンケート調査への回答を依頼した。アンケート調査はすべての日程において同一の調査員 1 名で実施し，回答は各解禁期間（ファーストステージ/セカンドステージ）につき 1 人 1 回限りとした。

アンケート調査では遊漁者の遊漁の実態や志向について明らかにするため，以下の設問を設けた。

1. 釣り方（ルアーフィッシング/フライフィッシング/両方）
2. 1 日の釣りの満足度（0–5 の 6 段階，最高は 5）
   満足度を評価した理由（自由回答）
3. 1 日での釣果
4. 遊漁対象種のうちの目的としていた順番（同一順位可）
5. 居住地
6. これまでの然別湖へ訪れた回数

上記の質問項目の回答について，適宜クロス集計を行った。質問項目 5 の「居住地」については，2013 年に行った予備調査においても同様の聞き取りを行っていた事から，この時の結果も併せて集計した。また，各質問項目の回答について，解禁年や解禁時期（ファーストステージ/セカンドステージ）による違いを検討するため，解禁年，解禁時期，質問項目の選択肢，およびこれらの交互作用を説明変数とした対数線形モデルを構築し，変数減少法で変数選択を行った。

結果

アンケート調査では，2014 年および 2015 年では 321 名，2016 年では 318 名より回答を得た。なお，結果の分析にあたり，アンケートを行った時期を，解禁期間（ファーストステージ/セカンドステージ）による区分だけでなく，表 3-1-1 に示すように解禁期間を土曜日と日曜日が 1 日ずつ含まれる 1 週間ごとに細分化して区分した。解禁期間とはファーストステージ/セカンドステージによる違い，解禁時期とは表 3-1-1 に示した細分化した期間を示す。

1. 釣り方

2014 年から 2016 年で一貫して，ルアーフィッシングでの遊漁者（以下，ルアー遊漁者）の方がフライフィッシングの遊漁者（以下，フライ遊漁者）よりも多く，ファーストステージの前半（F1 週および F2 週）ではその傾向が顕著であった。しかし，セカンドステージではフライ遊漁者の割合が高かった（釣り方；$p<0.001$，解禁期間；$p = 0.029$，釣り方×解禁期間；$p = 0.007$，図 3-1-1）。なお，回答者の中にはルアーフィッシングとフライフィッシングの両方を行っていた遊漁者もみられたが，これらの遊漁者については主に用いた方の釣り方に組み入れて分析した。

2.　1 日の釣りの満足度

2016 年セカンドステージを除き，各年のいずれの解禁期間において「4」と回答した遊漁者が最も多かった（図 3-1-2）。2016 年セカンドステージでは「3」と回答した遊漁者が最も多かった。すべての年および解禁期間において，中間にあたる「3」以上の評価であった遊漁者が過半数であった。満足度の平均値は，ファーストステージでは 3.63，セカンドステージでは 3.33 であり，相対的にファーストステージの方が満足度は高かった（解禁時期；$p = 0.016$）。

満足度を評価した理由は，いずれの年においても「釣果」と回答した遊漁者が最も多かった（図 3-1-3）。2 番目に多かった回答は「釣りの内容」，あるいは「天候」であった。なお，ここでは釣った魚について，釣獲尾数や大きさといった形で定量化できるものを「釣果」，魚を釣るまでのプロセスや，技術的な事項など定量化できないものを「釣りの質」として集計した。

1 日の釣りに対する満足度について，これまでに然別湖を訪れた回数別に集計した結果，初めて訪れた遊漁者では「4」が最も多かった（図 3-1-4）。一方，2 回目以上あるいは 5 回目以上の訪問回数では，「3」あるいは「4」と回答した遊漁者が最も多かった。訪問回数別の遊漁者の満足度を平均すると，初めて訪れた遊漁者では 3.6，2 回目以上では 3.4–3.5，5 回目以上の遊漁者では 3.4–3.6 の範囲であり，訪問回数および調査年による有意な違いは認められなかった（訪問回数；$p = 0.81$，調査年；$p = 0.93$，表 3-1-2）。

3.　1 日の釣果

全魚種の合計釣果（釣獲尾数）では，いずれの年においても 1 日に 1–5 尾程度の釣果を得ている遊漁者が最も多かった（図 3-1-5）。1 尾も釣果を得られなかった遊漁者は，全体の 5–7%程度であった。魚種別の釣果では，サクラマスとニジマスでは 10 尾以上の釣果を得ていた遊漁者は調査年を通じて 1.7%と稀であ

ったのに対し，ミヤベイワナでは 10 尾以上の釣果を得ていた遊漁者は 16.4%と比較的多くみられた。

4. 遊漁対象種のうちの目的としていた順番

2016 年セカンドステージを除き，いずれの年および解禁期間においてミヤベイワナを 1 位に挙げた遊漁者が最も多かった（図 3-1-6）。ミヤベイワナ以外の魚種を 1 位に挙げた遊漁者の多くは，ニジマスを 1 位に挙げていた。2 位に挙げた魚種について集計した結果，2014 年と 2015 年ではニジマス，2016 年ではサクラマスを挙げた遊漁者が多かった。一方，2016 年セカンドステージでは，ニジマスを 1 位に挙げた遊漁者が最も多く，2 位はミヤベイワナを挙げた遊漁者が最も多かった。いずれの年においても，ファーストステージでは前半より後半の方が，あるいはファーストステージよりもセカンドステージの方が，ニジマスを 1 番の目的に挙げた遊漁者が多くなる傾向がみられた（図 3-1-7）。

また，1 位＝3 点，2 位＝2 点，3 位＝1 点と点数をつけ，合計得点から遊漁対象種の人気度を評価した。ほぼ全ての年および解禁期間において，最も得点が高かった魚種はミヤベイワナで，次いでニジマスが高かった（図 3-1-8）。ただし，2016 年セカンドステージではミヤベイワナとニジマスの順位が逆転していた。

釣り方（ルアー/フライ）別に，目的の順番の 1 位の魚種を集計した。ルアー遊漁者ではミヤベイワナを 1 位に挙げる遊漁者が最も多かったのに対し，フライ遊漁者ではニジマスを 1 位に挙げる遊漁者が最も多かった（図 3-1-9）。

目的とする魚種としてミヤベイワナを 1 位に挙げた遊漁者（ミヤベイワナ狙いの遊漁者），ならびにニジマスを 1 位に挙げた遊漁者（ニジマス狙いの遊漁者）のそれぞれについて，1 日の釣りの満足度を集計した。ミヤベイワナ狙いの遊漁者では，ファーストステージの方がセカンドステージに比べて満足度は高かったが（解禁期間×満足度；$p < 0.001$），ニジマス狙いの遊漁者では解禁期間によ

る満足度の違いはみられなかった（解禁期間×満足度；$p = 0.22$，表 3-1-3）。

5. 遊漁者の居住地

3 年間を通じて，札幌都市圏（以下，札幌）に在住する遊漁者が最も多かった（図 3-1-10）。北海道外（以降，道外）に在住する遊漁者は全体の 33–40%を占めており，特に関東地方に在住する遊漁者の割合が最も高かった。関東地方に在住する遊漁者は，各解禁年を通じての札幌に次いで 2 番目に多かった。3 番目に多かった地域は十勝管内であった。

また，遊漁者の地域を北海道内（以降，道内）と北海道外に分けて，解禁年および解禁期間別にその割合を集計した（図 3-1-11）。道外在住の遊漁者の割合は，30–47%の間で推移しており，多くの年ではセカンドステージの方が北海道外在住の遊漁者の割合が高かった（解禁時期×居住地；$p = 0.004$）。しかし，2016 年セカンドステージではファーストステージに比べて道外在住の遊漁者の割合が減少していた。

6. これまでに然別湖を訪れた回数

訪問回数を「初めて」，「2–3 回」，「4–6 回」，「7–10 回」，「10 回以上」に分けて集計した結果，いずれの年および解禁時期において「初めて」と回答した遊漁者が最も多かった（図 3-1-12）。2 回以上訪れていたリピーターが占める割合は，34–41%であった。また，2 回以上訪れていた遊漁者を対象に，前年に訪れた解禁時期を聞き取った結果，ファーストステージでは前年もファーストステージに訪れた遊漁者が最も多かった一方，セカンドステージでは前年のセカンドステージ，あるいは両方の時期に訪れていた遊漁者が多かった（2014 年；$p = 0.035$，2015 年；$p = 0.003$，2016 年；$p = 0.009$，表 3-1-4）。

考察

本研究では, 2014–2017 年にかけて然別湖の遊漁者にアンケート調査を行い, 遊漁者の志向や動向について定量的に把握し，その経年変化のモニタリングを試みた。ここで，アンケート調査の結果を概観し，1）遊漁者の釣り方と狙いの魚種, 2) 遊漁者の満足度, 3) 居住地と訪問回数の 3 点について考察する。また，いくつかの質問項目において，2016 年セカンドステージのみ特異的な結果が得られたことから, その結果について当時起こった出来事を踏まえて考察する。そして，これらの結果を総括し，然別湖における遊漁者の特徴や特性，志向について検討する。

遊漁者の釣り方と狙いの魚種　然別湖の遊漁者では，ルアー遊漁者の割合が多かった。この傾向は，ファーストステージ前半において顕著であった。遊漁対象種の目的とする順番について釣り方別に集計した結果では，ルアー遊漁者ではミヤベイワナを狙う遊漁者が多く，ファーストステージ前半ではミヤベイワナを 1 位に挙げた遊漁者が多くの割合を占めていた。ミヤベイワナは低水温の時期に多くの釣獲尾数が期待でき（田畑，2013 ; 第 2 章第 1 節），ミヤベイワナはルアーフィッシングの方が釣獲尾数は多い（第 2 章第 3 節）。こうした情報は釣り雑誌等の一般的な釣りジャーナリズムのみならず，グレートフィッシング in 然別湖のウェブサイトにおいて公開されている（田畑，2013 ; 西井，2014 ; GFS ウェブサイト“釣果情報”，2018 年 1 月 11 日参照）。こうした実情から，ファーストステージ前半では，より多くのミヤベイワナの釣果が期待でき，遊漁者自身もこのことを知っていたため，ミヤベイワナを狙うルアー遊漁者が集中したと考えられる。さらに，ファーストステージに訪れていた遊漁者では，前年でもファーストステージに訪れていた遊漁者が多かった事から，ミヤベイワナを狙ってファーストステージを好んで訪れている遊漁者層が存在すると考えられる。

一方，ファーストステージ後半およびセカンドステージでは，水温が比較的高いことからニジマスの釣果が望みやすく（第 2 章第 1 節），フライ遊漁者の多くがニジマスを主に狙っていたことから，ファーストステージ後半とセカンドステージではフライ遊漁者の割合が高かったと考えられる。

遊漁対象種のうち第 1 位に目的としていた魚種として，ミヤベイワナを挙げる遊漁者が最も多かった。ミヤベイワナは然別湖の固有種であることは遊漁者の間でも広く知られていることから，「然別湖でしか釣る事ができない貴重な魚」として認知されており，多くの遊漁者が最も釣りたい魚種として挙げていたと考えられる。現行の管理体制になる以前では遊漁者を抽選で制限していたが，この時は倍率が 18 倍にも及び（faula 編集部，2013），先着順となった現在でも解禁初日の遊漁券は 3 か月前の予約受付開始後わずか 1 分未満で定員に達している（北海道ツーリズム協会，私信）。このように，ミヤベイワナは現在でも人気の高く，資源としても最も重要な魚種であるといえる。

第 1 位に目的としていた魚種として，ニジマスを挙げる遊漁者は 2 番目に多く，その割合は遊漁者全体の 4 人に 1 人を占めていた。前述したとおり，然別湖の解禁期間では水温が高い時期はニジマスがより釣りやすくなるが，ミヤベイワナは逆に釣りにくくなる。水温が高くなる時期では，ミヤベイワナ狙いの遊漁者の減少を補完するようにニジマス狙いの遊漁者が増加していたことから，然別湖において安定した遊漁者数を確保する上でニジマスも無視できない存在であると考えられる。

遊漁者の満足度　1 日の釣りに対する遊漁者の満足度は，相対的にファーストステージのほうがセカンドステージに比べて高かった。この結果は，主な対象種であるミヤベイワナの釣獲尾数が相対的にファーストステージの方が多いことに起因すると考えられる（第 2 章第 1 節）。セカンドステージはミヤベイワナの繁

殖期にあたり，流入河川に遡上している群れが存在する。その結果，ファーストステージに比べて釣獲対象となる資源が少なくなり，10 尾以上のまとまった釣果を得る事が難しくなる（第 2 章第 1 節，GFS ウェブサイト“釣果情報”，2018 年 1 月 11 日参照）。よって，セカンドステージではミヤベイワナの釣獲尾数が減少し，満足度も相対的に低くなっていたと考えられる。一方，ニジマス狙いの遊漁者では，セカンドステージにおいてもファーストステージと同程度の釣果（釣獲尾数および大きさ）が望めることから，解禁期間を通じた満足度の変化が小さかったと考えられる。

遊漁者の満足度は，過去に然別湖を訪れた回数によらず満足度「3」以上の遊漁者は全体の 8 割以上，「4」以上の遊漁者は全体の半数以上であった。従って，遊漁者は訪問回数を問わず一定の満足度を得ており，こうした遊漁者はリピーターになりうると考えられる。

遊漁者の居住地と訪問回数　遊漁者の居住地は，地元の十勝管内に在住する遊漁者のみならず，札幌都市圏や関東地方といった地域に在住する遊漁者の割合が高かった。このことから，ミヤベイワナをはじめとする然別湖の魚類資源の利用者は，十勝管内に限らず全国に及んでいるといえる。道外の遊漁者の割合は，多くの年でファーストステージよりもセカンドステージの方が高かった。ファーストステーでは祝日が含まれないが，セカンドステージではシルバーウィークと呼ばれる大型連休が含まれている。また，北海道外の内水面では，9 月～10 月に禁漁となる地域が多い（中村・飯田，2009）。こうした背景から，北海道外に在住する遊漁者の割合が多かったと考えられる。

然別湖を訪れた回数については，2 回目以上であった遊漁者の割合が多かったが，初めて訪れていた遊漁者も毎年一定数みられた。然別湖における遊漁者は 2006 年以降増加傾向にあり，2015 年では過去最高の遊漁者数（1,209 人）であっ

た（北海道ツーリズム協会，未発表）。こうした事から，一度訪れた遊漁者が，その後リピーターとなって訪れている事を反映していると考えられる。

2016 年セカンドステージの結果　2016 年ではセカンドステージが開催される直前に台風が十勝管内を通過し，十勝管内の各地で大規模な災害に見舞われた。然別湖においても，流入河川の氾濫や湖岸での土砂崩れが発生し，湖水の透明度は著しく低下した。2016 年セカンドステージでの結果では他の調査年と異なる傾向がみられたが，その要因の一つに台風の影響が考えられた。

2016 年セカンドステージでは，他の調査年とは異なりニジマス狙いの遊漁者が最も多かった。2016 年のセカンドステージでは，ミヤベイワナの釣果が大きく低下した一方，ニジマスが多く釣られた（第 2 章第 1 節）。こうした情報はウェブサイトの釣果情報を通じて発信され（GFS ウェブサイト“釣果情報”，2018 年 1 月 11 日参照），これを参照して初めからニジマスを狙って釣りに来ていた遊漁者だけでなく，アンケート調査に回答する際に，「元々はミヤベイワナを狙う予定であったが，釣果情報を元にニジマス狙いに切り替えた」，「然別湖で釣りをすることが第一の目的で，釣果情報を参照にしてニジマスを主に狙った」と発言していた遊漁者がみられた。こうした事例から，2016 年セカンドステージでは，台風の影響で釣獲状況が変化したことで，遊漁者が主に狙う魚種に変化が生じていたと考えられた。

また，2016 年セカンドステージでは他の調査年と比較して道外からの遊漁者が少なかった。この結果は，道外在住の遊漁者が台風の影響から旅行を中止したためであると考えられた。然別湖で釣りをする遊漁者では，然別湖以外にも十勝管内の川での釣りも旅行目的としている者も多いが（第 4 章第 1 節），台風の影響で十勝管内の河川は釣りができる状況ではなかった事から，北海道外の遊漁者では旅行そのものを中止した者が多かった可能性がある。然別湖の遊漁券

を予約する場合，予約を受け付けてから 1 週間以内に遊漁料を振り込む必要があり，予約をキャンセルする際の遊漁料の払い戻しは受け付けていない。しかし，2016 年セカンドステージでは，台風災害に伴う事情を考慮して，セカンドステージ開催前に申し込まれた予約に関してはキャンセルと遊漁料の払い戻しを受け付けた。その結果，103 名の遊漁者が予約をキャンセルし（北海道ツーリズム協会，未発表），これは 2016 年セカンドステージの予約の 2 割に相当していた。こうした遊漁者の中には，北海道外の遊漁者が比較的多く含まれていたという（北海道ツーリズム協会，私信）。

2016 年セカンドステージにおける遊漁者数は，予約のキャンセルがあったにも関わらず，過去 2 年間（2014 年，2015 年）のセカンドステージ遊漁者数に比べて 110 名程度の減少に抑えられていた。予約のキャンセルは 103 名でありこの減少人数と同等であったことから，2016 年セカンドステージが解禁して以降の遊漁者数については，過去 2 年間と同程度であったといえる。ミヤベイワナ狙いあるいはニジマス狙いの遊漁者の割合について，2014 年と 2015 年の合計と 2016 年とで比較すると，ニジマス狙いの遊漁者数の増加幅（13.5 ポイント）は，ミヤベイワナ狙いの遊漁者数の割合の減少幅（11.1 ポイント）を上回っていた。このことから，2016 年セカンドステージでは，ミヤベイワナ狙いの遊漁者が減少した分を，ニジマス狙いの遊漁者が補填していたと考えられた。

まとめと結論　以上より，然別湖における遊漁者は，1）ミヤベイワナ狙いの遊漁者とニジマス狙いの遊漁者に大別される，2）ルアー遊漁者ではミヤベイワナ狙いの遊漁者が，フライ遊漁者ではニジマス狙いの遊漁者が多い，3）狙う魚種が最も釣りやすい時期に合わせて然別湖を訪れている，4）最新の釣果に関する情報を収集した上で訪れている，5）北海道内のみならず，北海道外から来る遊漁者も主要な遊漁者層である，6）繰り返し訪れている遊漁者が多い，とい

った特徴が明らかになった。また，ミヤベイワナ狙いの遊漁者と，ニジマス狙いの遊漁者の両方が存在することにより，解禁期間を通じて安定して遊漁者が訪れていると考えられた。

上述のような遊漁者の特徴から，安定的な遊漁者数を確保するためには，然別湖における一般的な釣り情報のみならず，最新の釣果情報を誰でも入手できる形で逐次発信していくことが効果的であると考えられる。近年ではスマートフォンの普及に伴いインターネットを通じた釣り情報の重要性が増している事から（Papenfuss et al., 2015，玉置ら，2016），インターネットを通じた釣果情報の発信は今後さらに重要となると考えられる。

一方で，然別湖では漁獲圧低減を目的に 1 日の遊漁者数を制限しているため，多くの釣果が望める特定の時期に多くの遊漁者を呼び込んで遊漁者数を増やすことは難しい。そこで，ミヤベイワナについて，多くの釣果を得る事以外の楽しみ方を提唱する事も，遊漁者数の安定化に寄与するかもしれない。例えば，ミヤベイワナは生息する場所により体色が変化し，釣獲した場所や水深によって体色が異なる個体が釣れる事が経験的に知られている（faula 編集部，2013）。こうした体色の変化はファーストステージ中盤から後半にかけて多様性に富み，この時期に深い水深で釣られたミヤベイワナは背部が深い青緑色に輝き極めて美しいとされている（faula 編集部，2013）。多様な色のミヤベイワナを狙うといった楽しみ方を提案し，釣りの楽しみ方に多様性を見出すことで，解禁期間を通じて遊漁者数の安定化に寄与するかもしれない。

表 3-1-1. 解禁時期の概要と表記

表記	期間
F1 週	ファーストステージの解禁 1–7 日目
F2 週	ファーストステージの解禁 8–14 日目
F3 週	ファーストステージの解禁 15–21 日目
F4 週	ファーストステージの解禁 22–28 日目
F5 週	ファーストステージの解禁 29–33 日目
S1 週	セカンドステージの解禁 1–7 日目
S2 週	セカンドステージの解禁 8–14 日目
S3 週	セカンドステージの解禁 15–18 日目

表 3-1-2. これまでの然別湖への訪問回数別の遊漁者の満足度の平均値

調査年	初めて	2 回目以降	5 回目以降
2014	3.63	3.48	3.56
2015	3.59	3.46	3.63
2016	3.63	3.41	3.37

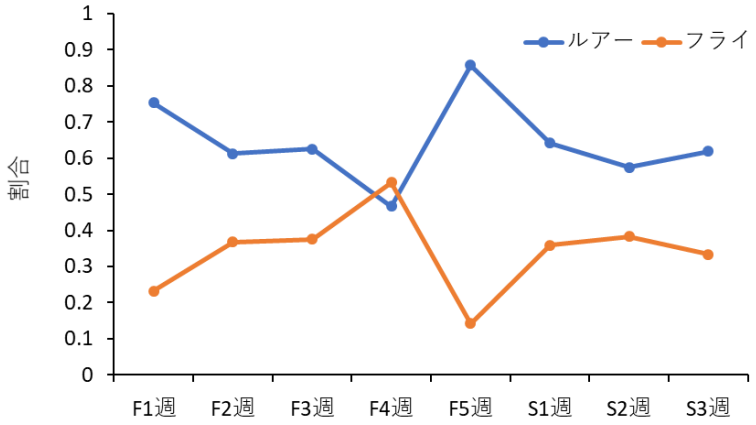
表 3-1-3. 1 番の目的の魚種別の，解禁期間（ファーストステージ/セカンドステージ）別の遊漁者の満足度

1 番の目的の魚種		ミヤベイワナ狙い		ニジマス狙い	
解禁期間		ファースト	セカンド	ファースト	セカンド
満足度	0	8	5	12	9
	1	16	18	7	10
	2	36	45	22	31
	3	119	71	45	41
	4	120	53	57	38
	5	119	31	31	38
満足度平均値		3.64	3.09	3.27	3.22

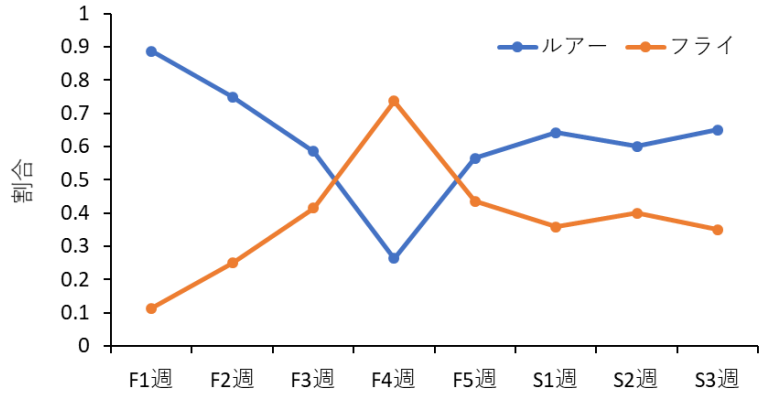
表 3-1-4. 2 回以上然別湖を訪れていた遊漁者における，前年に然別湖を訪れた時の解禁期間（ファーストステージ/セカンドステージ）別の遊漁者数

前年に旅行した解禁期間	ファースト	セカンド
ファースト	142	49
セカンド	54	62
両方	73	71
来ていない	66	50

（a）2014 年



（b）2015 年



（c）2016 年

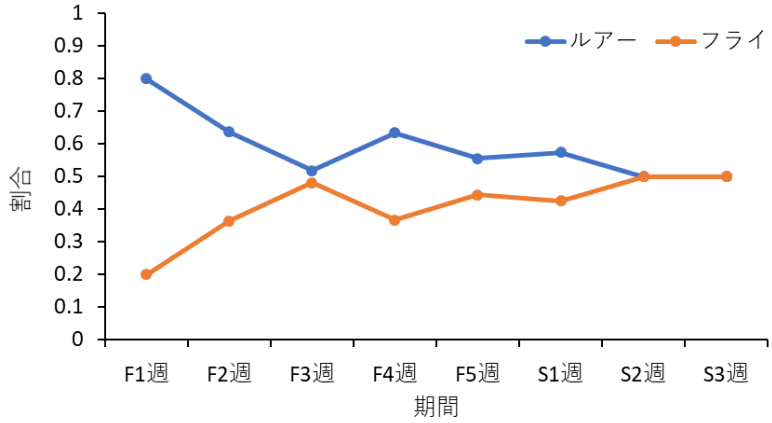


図 3-1-1.　解禁期間中におけるルアー/フライ遊漁者の割合の推移

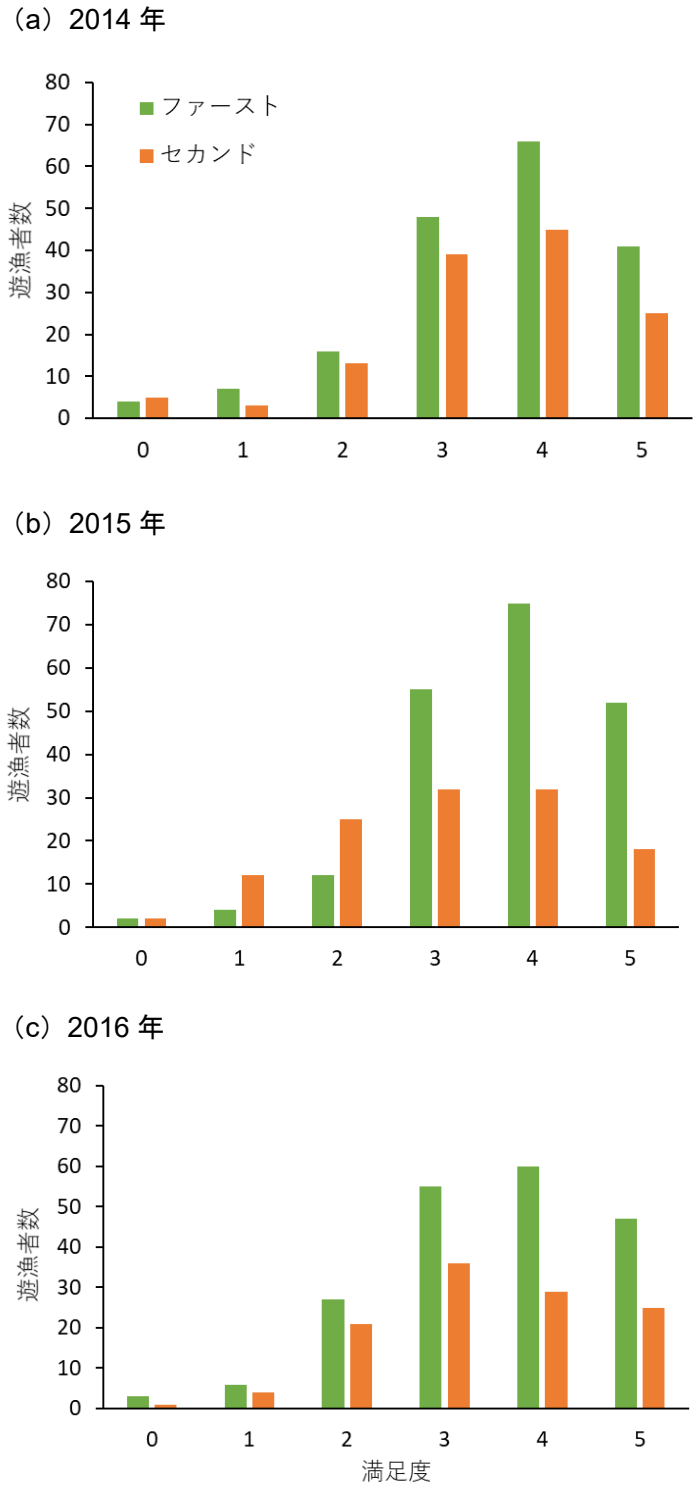


図 3-1-2.　2014–2017 年における満足度別の遊漁者数

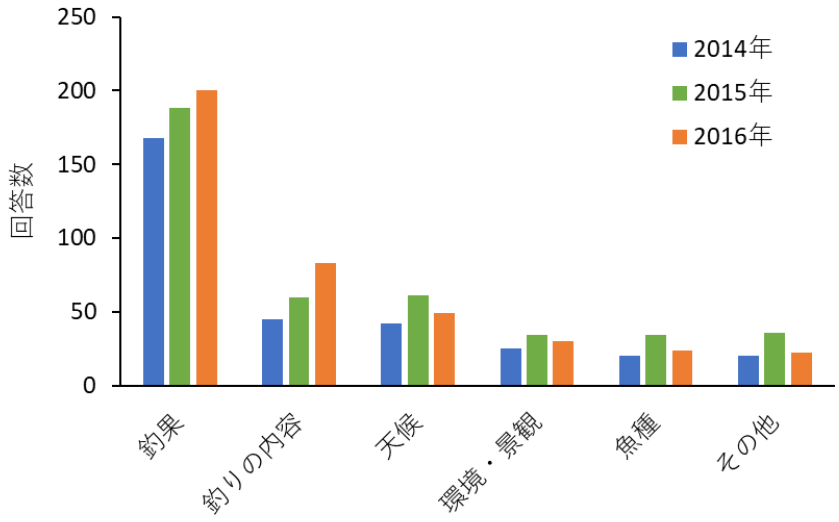


図 3-1-3.　満足度を評価した要因

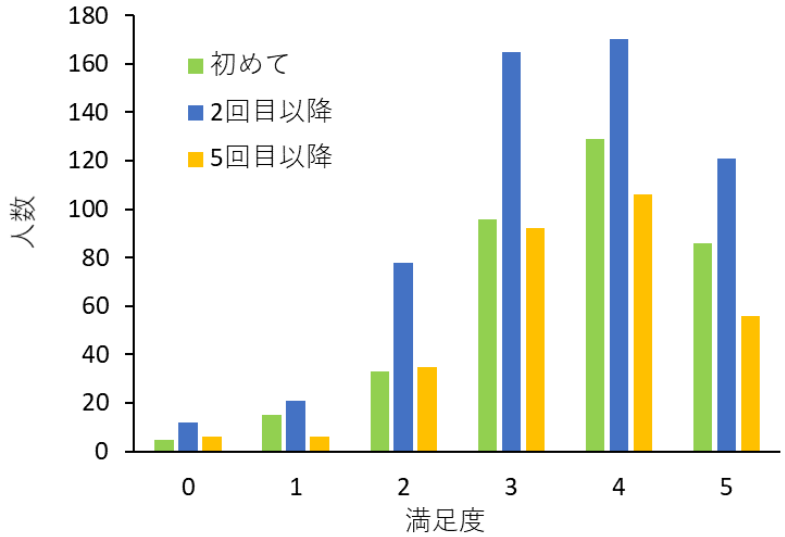


図 3-1-4.　然別湖への訪問回数別の遊漁者の満足度

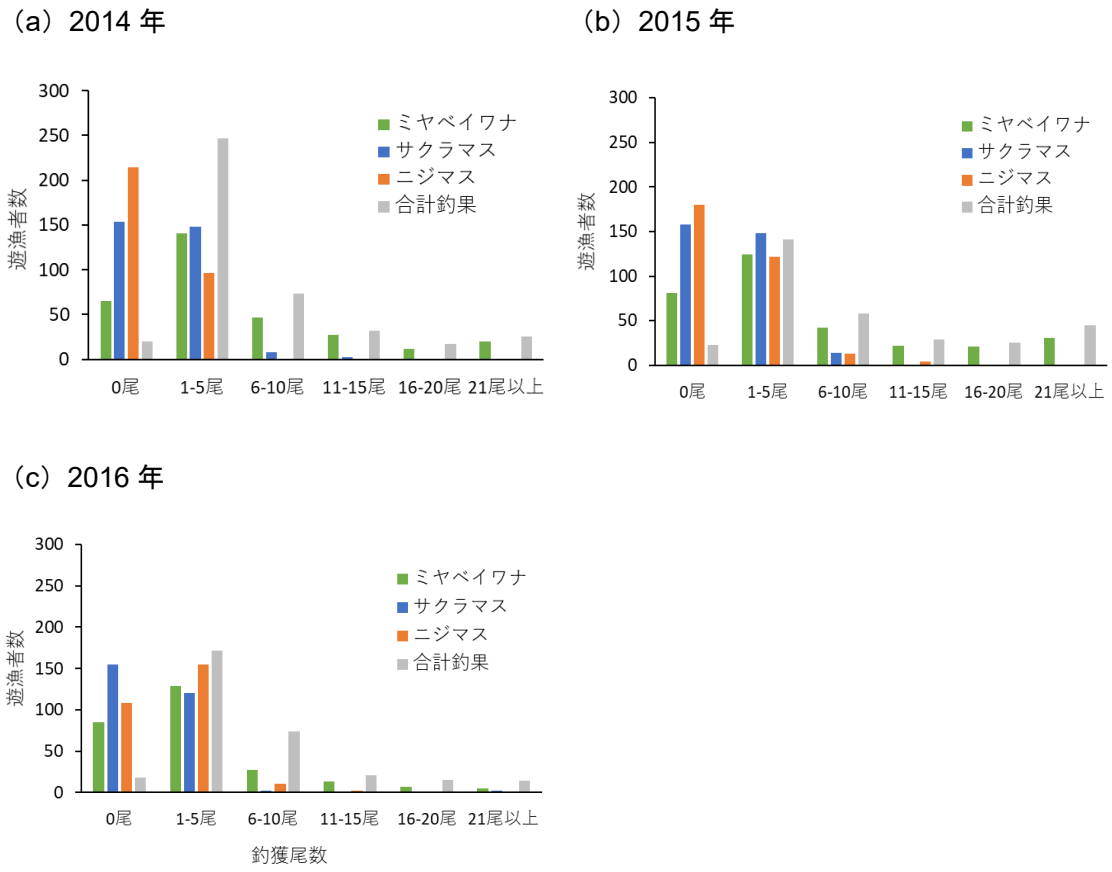


図 3-1-5.　釣獲尾数別の遊漁者数

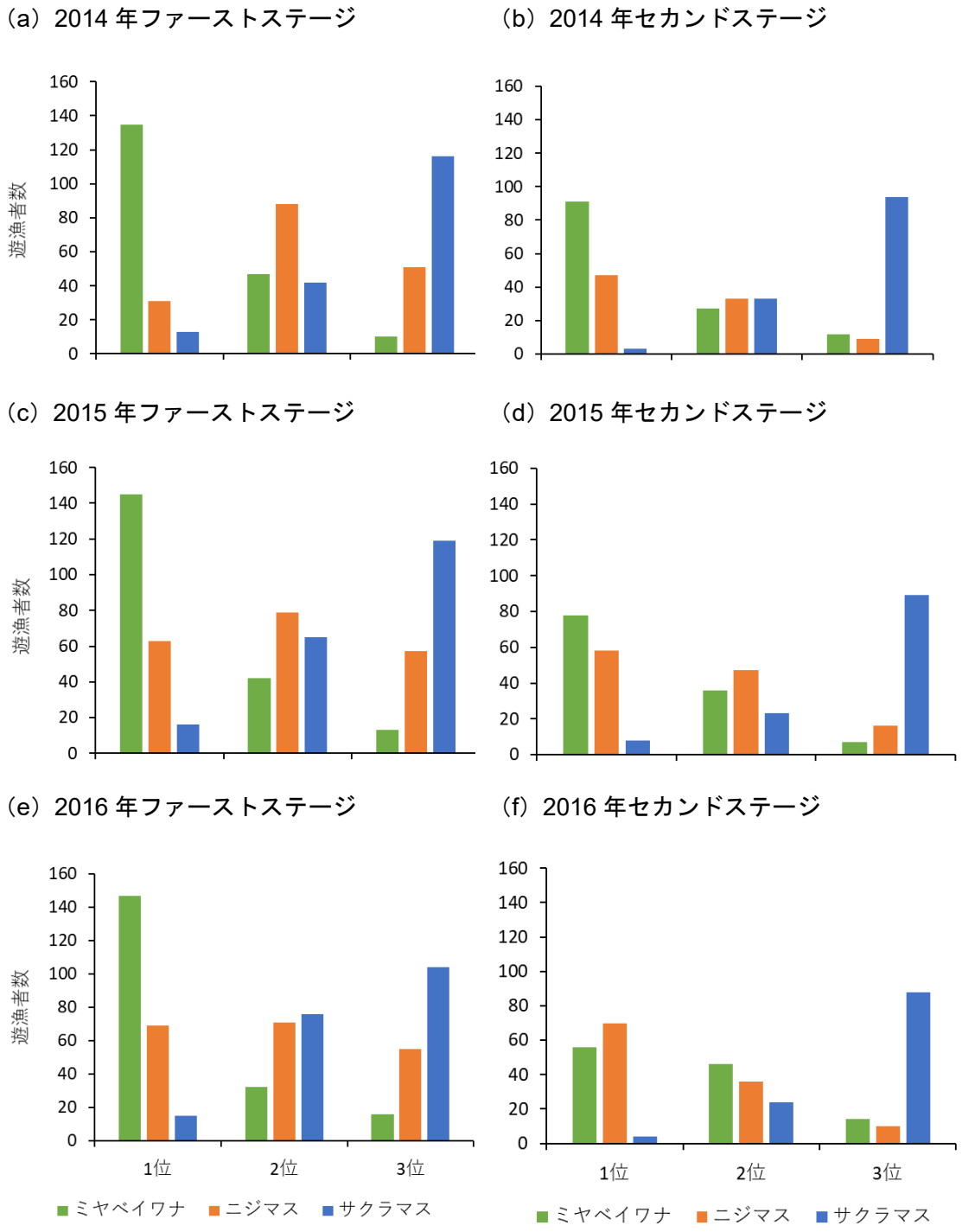
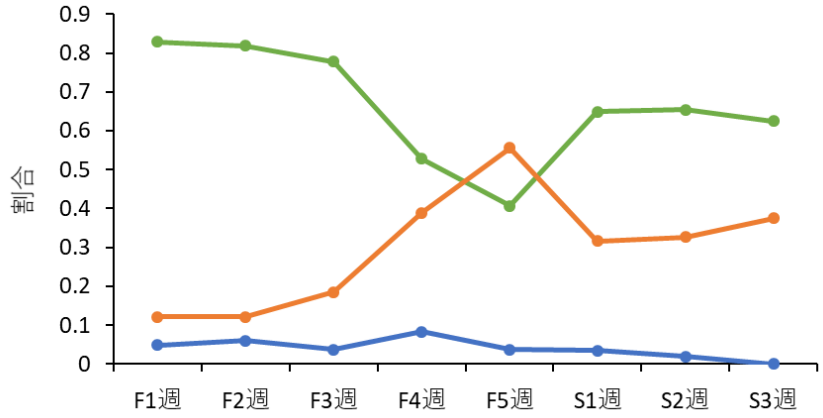
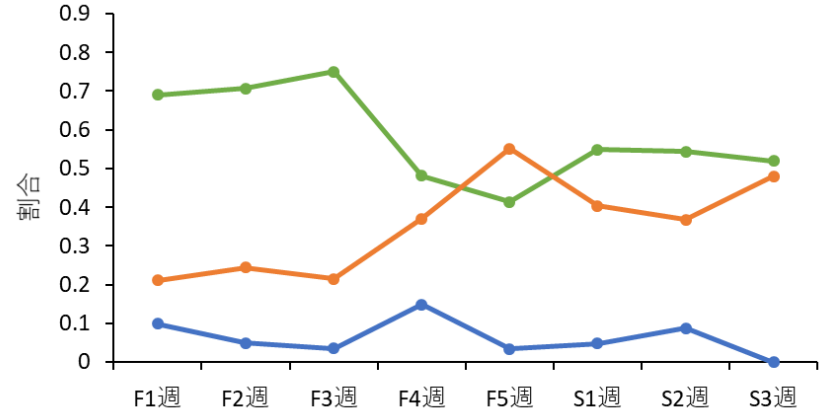


図 3-1-6. 遊漁対象種の目的の順位のうち，各順位（1 位～3 位）に挙げた魚種別の遊漁者数

（a）2014 年



（b）2015 年



（c）2016 年

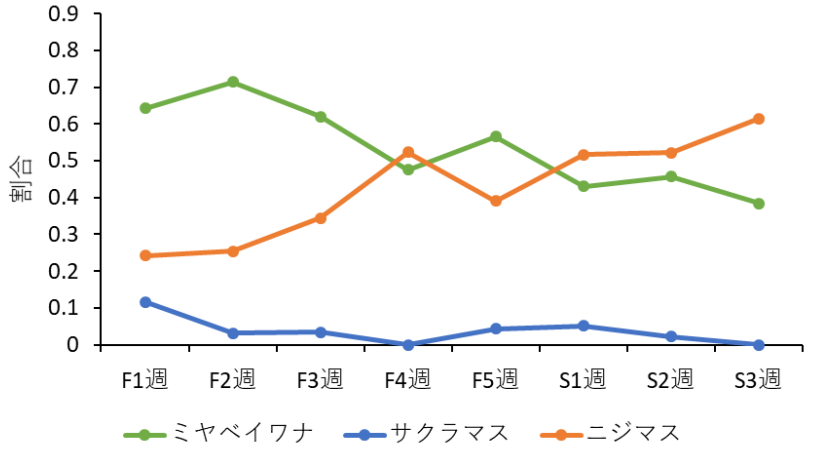


図 3-1-7. 目的とする順番のうち 1 位に挙げた遊漁対象種別の遊漁者数の割合の推移

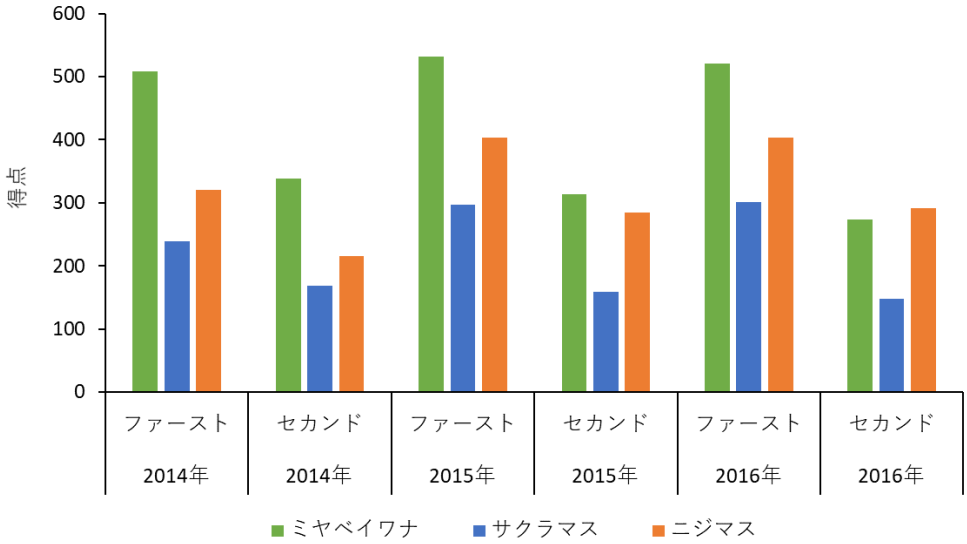


図 3-1-8. 遊漁対象種の人気度の推移
遊漁対象種のうち各順位（1 位–3 位）に挙げた魚種別の遊漁者数について，1 位＝3 点，2 位＝2 点，3 位＝1 点と点数をつけて評価した

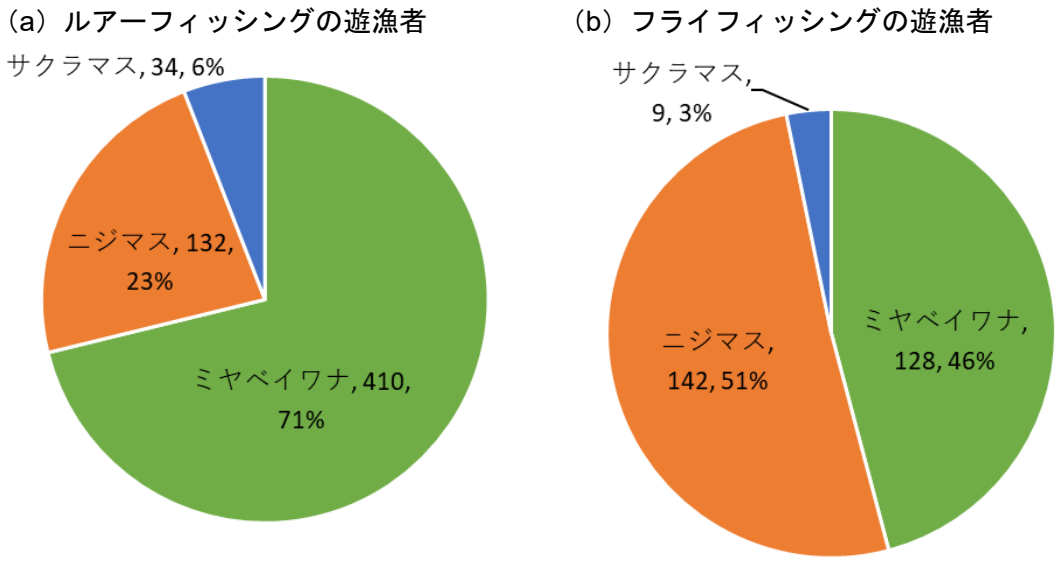


図 3-1-9. ルアー/フライ遊漁者における，目的としていた順番の 1 位に挙げた魚種別の遊漁者数（人）の割合（%）

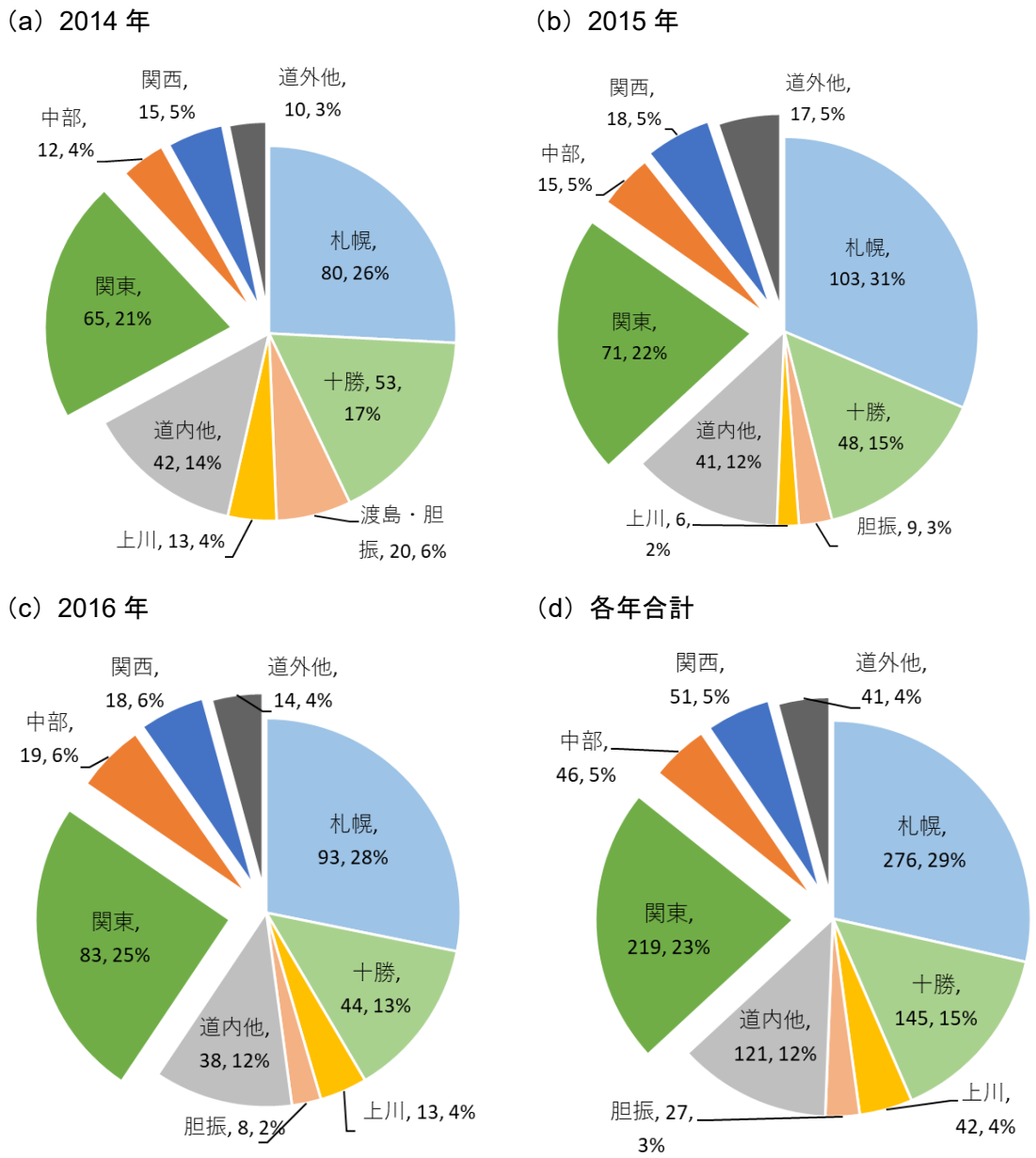


図 3-1-10. 2014–2017 年における居住地別の遊漁者数
円グラフの中の数字は遊漁者数（人）と割合（%）

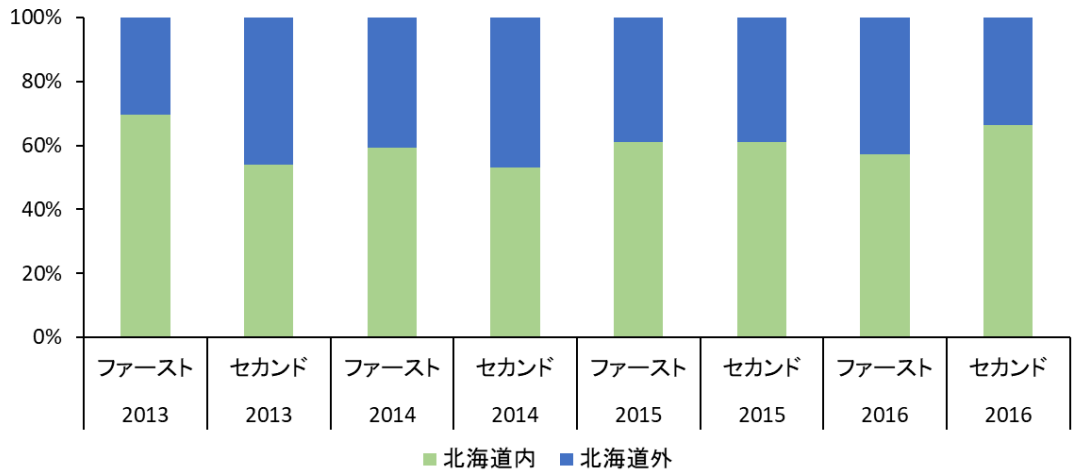


図 3-1-11. 2013–2016 年における居住地域別（北海道内/北海道外）の遊漁者の割合の推移

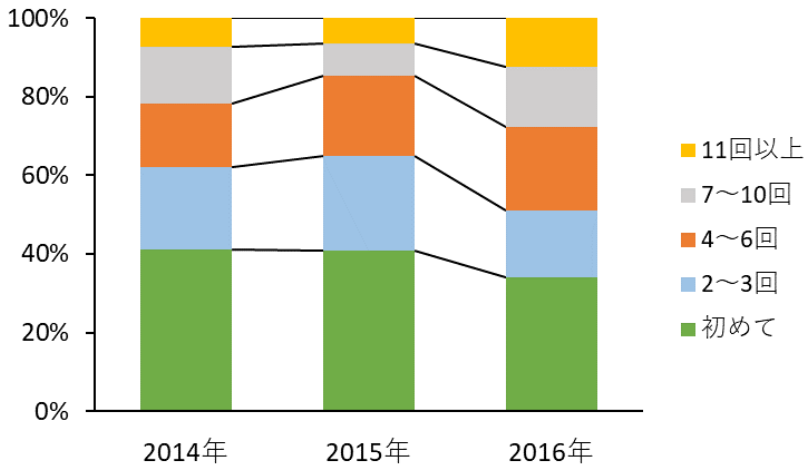


図 3-1-12. 2014–2016 年における，然別湖への釣行回数別の遊漁者数の割合（%）

第２節　北海道の湖における遊漁者の志向の違いの定量的評価

遊漁者とはレジャー・レクリエーションを目的として水産資源を採捕する人であり（Arlinghaus et al., 2007; 金田，2010），いわば「気持ちの満足を得るために魚を獲る人」ということができる。遊漁者は満足度の高い釣りを求めて，居住地域の近隣のみならず，時には遠く離れた水域へ旅行する（Ditton et al., 2002; Ward et al., 2013b）。また，遊漁者の満足度を高めるように漁場管理や遊漁規則を工夫している水域では，近隣地域のみならず離れた地域からも遊漁者が訪れている（大浜ら，2002；中村・飯田，2009；大串，未発表）。よって，水産資源や漁場を遊漁者にとって満足度の高い釣り場となるように管理できれば，より広い範囲から遊漁者を呼び込むことができると考えられる。内水面における遊漁を対象とした水産資源管理において，遊漁者の支払う遊漁料は重要な財源であるが（佐藤，2000；中村・飯田，2009），近年の日本では多くの地域で人口減少が顕著であることから，釣り場の近隣地域に在住する遊漁者のみが訪れるだけでは，必要な遊漁料収入を得られなくなる恐れがある。そのため，漁場を管理するための収入を確保するという観点からも，近隣，遠方問わず遊漁者が訪れるような，遊漁者に取った魅力ある釣り場づくりが求められる。

遊漁者が満足を得るための要件，つまり遊漁者の志向は多様である（中村・飯田, 2009）。例えば，より多くの魚を釣る事に満足度を見出す遊漁者もいれば，より大きな魚を釣る事に満足度を見出す遊漁者もいる。また，釣った魚を持ち帰って食べることで喜びを感じる遊漁者もいれば，1 尾の魚を釣るまでのプロセスや経験を大切にする遊漁者もいる。つまり，「満足度の高い釣り」の内容は，遊漁者によって異なり，ひとえに「遊漁者の満足度を高める釣り場づくり」といっても，釣り場を訪れる遊漁者の志向によって取るべき管理方策は異なる（Johnston et al., 2010）。例えば，資源増殖を目的とした放流は釣獲尾数を増加さ

せる半面，密度効果により個体の成長を鈍化させて大型魚が育ちにくくなり，結果として釣獲される個体を小型化させることがある（Hunt et al., 2014）。よって，放流による資源増殖は，「たくさんの魚を釣りたい」という志向の遊漁者では満足度を高める一方，「大きな魚を釣りたい」という志向の遊漁者では逆に満足度を低下させてしまうだろう。

遊漁で対象となる魚種は多種多様であり，対象種によって最大体長や再生産力（資源の規模）といった資源的特性や，食用としての市場価値や希少魚としての保全の重要度といった社会的特性が異なる。また，釣果（釣獲した魚の尾数および大きさ）は遊漁者の満足度を左右する主な要因であることから（Mico et al., 1995; 大浜ら，2002; Arlinghaus et al., 2014; Beardmore et al., 2014），遊漁者の志向の違いは対象となる魚種の特性の違いにみられると想定される（Arlinghaus et al., 2014）。例えば，対象となる魚類資源の規模によって，釣獲尾数が満足度に与える影響は異なり，最大体長によって釣獲した魚の大きさが満足度に与える影響が異なると想定される。さらに，対象種の社会的特性によっても，1 尾の釣果が満足度に与える影響に違いがみられる可能性がある。遊漁における資源管理では，対象種の資源的特性と，遊漁者の志向の双方を加味する必要があることから（Johnston et al., 2013），遊漁対象種の特性の違いにみられる遊漁者の志向の差異を把握することは，資源の維持管理方策を策定する上で重要な知見をもたらすと考えられる。

北海道において人気の遊漁対象種として，ミヤベイワナ，ニジマス，イトウ *Parahucho perryi*，ヒメマス *Oncorhynchus masou* がある（青山・鷹見，1997；坂本ら，2012；蘇ら，2015；第 3 章第 1 節）。これらの魚種は湖沼に生息するサケ科魚類という点は共通するものの，それぞれの魚種で資源的特性や社会的特性が異なり（材料と方法を参照），それぞれの魚種を狙う遊漁者で志向も異なると

想定される。本研究では，遊漁者の志向として満足度と釣果（釣獲した魚種や釣獲尾数，大きさ）の関係に着目し，北海道内の複数の湖において上記の 4 魚種を狙う遊漁者の遊漁者の満足度と釣果の関係を推定し，それぞれで比較した。

材料と方法

調査地の概要　本研究では遊漁者の志向やニーズ，遊漁対象魚種の特性の異なる水域として，然別湖に加えて朱鞠内湖と洞爺湖において調査を行った（図 3-2-1）。然別湖の概要については第 1 章にてすでに記載していることから，ここではその他の湖について概要を記載する。

朱鞠内湖は北海道幌加内町に所在する湖で，朱鞠内湖淡水漁業協同組合が第五種共同漁業権に基づいて管理を行っている。朱鞠内湖の遊漁解禁期間は夏季（5 月 1 日～12 月 10 日）と冬季（1 月 10 日～4 月 10 日）に分かれており，夏季はイトウとアメマス *Salvelinus leucomaenis*，サクラマスが遊漁の対象となっている。朱鞠内湖ではイトウの利用と保全の両立を目的として，もどし（かえし）のない J 字型の針（シングルバーブレスフック）の使用と，イトウのキャッチ&リリースが 2013 年から遊漁規則で義務付けられている。

洞爺湖は北海道洞爺湖町と壮瞥町にまたがって所在する湖で，洞爺湖漁業協同組合が保有する第五種共同漁業権に基づきヒメマス，サクラマス，ニジマスを対象に遊漁が行われている。遊漁対象種のうちヒメマスは，資源の大部分が遊漁者によって釣獲されており（Matsuishi et al., 2002; 蘇ら，2015），釣獲されたヒメマスはほぼ全て自家消費あるいは販売を目的に持ち帰られている。洞爺湖のヒメマスは主に船からの遊漁により釣獲されており，船釣りの解禁期間のうち 6 月 1～30 日が漁期となっている。洞爺湖では使用できる竿の本数に制限はあるものの，持ち帰ることのできる尾数や大きさに関して制限はない。

遊漁対象種の特性の共通点と相違点　本研究では遊漁対象種の特性や遊漁者の志向の違いを比較検討するため，然別湖におけるミヤベイワナ狙いの遊漁者およびニジマス狙いの遊漁者，朱鞠内湖におけるイトウ狙いの遊漁者，洞爺湖におけるヒメマス狙いの遊漁者を対象に調査を行った。各調査地における各遊漁対象魚種の特性について，表 3-2-1 にまとめた。然別湖におけるミヤベイワナは湖沼性のサケ科魚類で，湖の中で群れをなして広く回遊し，主に動物プランクトンを摂餌している（久保，1967；第 2 章第 1 節）。こうした摂餌生態はヒメマスと似ており，生活史についてもミヤベイワナが多回繁殖である点を除けばヒメマスに近いとされている（Maekawa,1978）。遊漁の特徴においても，どちらの魚種も 1 回の遊漁において 10–50 尾程度のまとまった釣果が望め（蘇ら，2015；第 3 章第 1 節），最も多くみられる釣獲魚のサイズが 30–40cm クラスである点も共通している（蘇ら，未発表；芳山，未発表）。一方，ミヤベイワナは然別湖に固有に生息する希少魚であるのに対し（前川，1989），洞爺湖のヒメマスは阿寒湖から移入された個体群である（坂野ら，1999）。

然別湖のニジマスと朱鞠内湖におけるイトウは，どちらも 1 日の釣獲尾数が 0–5 尾程度である点が共通している。一方，ニジマスは移入種であり北海道内に広く生息しているのに対し（鷹見・青山，1999；下田，2012），イトウは現在では北海道のごく限られた水域にしか生息しない希少魚である（Fukushima et al., 2011）。イトウがごく限られた水域のみに生息する希少魚である点は，然別湖におけるミヤベイワナと共通する。

調査方法　調査対象とした各湖において，遊漁へ対面面接式アンケート調査を行った。然別湖では，本章第 1 節において 2014 年に実施したアンケート調査の結果を用いた。朱鞠内湖では夏季の遊漁解禁期間のうち，5–6 月と 10–11 月がイトウ釣りの好適期とされていることから（坂本ら，2012），2016 年 5 月 20 日

～6 月 1 日および 10 月 15 日～11 月 3 日に調査を実施した。

然別湖と朱鞠内湖では，1 日の遊漁を終えた遊漁者を対象に，1）釣り方，2）1 日の釣りの満足度，およびその要因，3）1 日の釣果（魚種，尾数，全長），4）1 番の狙いの遊漁対象種，について聞き取りを行った。満足度は 0–5（5 が最大）の 6 段階で評価をしてもらい回答を得た。なお，アンケート調査は各調査地の全調査期間において同一の 1 名の調査員が行い，回答は 1 人 1 シーズンにつき 1 回限りとした。

洞爺湖では船釣りの解禁期間である 2014 年 6 月 1～30 日において調査を実施した。洞爺湖では蘇ら（2015）の調査と同様に，遊漁者の釣獲個体について直接計測を行い，魚種と尾又長，各魚種の釣獲尾数について記録した。計測の後にその結果を知らせた上で，1 日の釣りの満足度を 0–5（5 が最大）の 6 段階で評価をしてもらい回答を得た。洞爺湖の遊漁者は解禁期間中，湖岸の船揚げ場に自身の船を留め置き，1 名の遊漁者につきの 1 隻の船を使用して高頻度で遊漁を行っていたことから，同一の遊漁者に対して日を変えて複数回聞き取りを行い，個人を識別する目的で船体登録番号を記録した。洞爺湖での調査は 2 名の調査員が従事した。

統計解析　遊漁者の満足度と釣果の関係は，一般化線形混合モデルを用いて解析し，各湖（然別湖，朱鞠内湖，洞爺湖）におけるそれぞれの遊漁対象種（ミヤベイワナ，ニジマス，イトウ，ヒメマス）を狙う遊漁者ごとに解析を行った（表 3-2-2）。なお，然別湖においてはミヤベイワナとニジマスの両方を狙っていた遊漁者もみられたが，こうした遊漁者の結果はミヤベイワナ狙いの遊漁者とニジマス狙いの遊漁者の双方のデータに組み込んで解析に供した。

遊漁者の満足度を目的変数，魚種別の釣獲尾数，釣り方，釣獲した魚種数を説明変数とし，二項分布を仮定した一般化線形混合モデルを構築した。このモデル

では，遊漁者各個人をランダム効果として設定し，遊漁者個人が持つ価値観等の測定が不可能ながら満足度に影響を与えうる要因を考慮した。説明変数のうち魚種別の釣獲尾数については，釣獲した魚種の大きさの影響についても検討するため，一定の大きさごとの釣獲尾数を説明変数とした（表 3-2-2）。然別湖ではすべての魚種で全長 40 cm 以上の個体が大型とされることから（GFS ウェブサイト“釣果情報”，2018 年 1 月 11 日閲覧），然別湖における遊漁者のモデルでは全長 40 cm を基準にこれ以上とこれ未満で釣獲尾数を分けた。ただし，アンケート調査結果において 40 cm 以上のミヤベイワナを釣獲していた遊漁者はごく少数であったため，ミヤベイワナの釣獲尾数は大きさで分けなかった。同様に，洞爺湖の遊漁者のモデルでは，尾又長 40 cm を基準にこれ以上とこれ未満でヒメマスの釣獲尾数に分けた。朱鞠内湖の遊漁者のモデルでは，実際の遊漁者の実情を反映し，イトウの釣獲尾数を 50 cm 以下，51–70 cm，71 cm 以上に分けて説明変数とした。

モデルを構築した後，情報量規準を用いた変数選択を行った。本研究では各湖の各遊漁対象種のモデルごとでサンプルサイズが異なることから，情報量規準としてサンプルサイズの影響を受けにくいとされるベイズ情報量規準 BIC を用いた（Schwarz, 1978; Maunder and Punt, 2004）。各説明変数の組み合わせごとに BIC を比較し，BIC が最小となったモデルと，BIC の差が 2 以内のモデルにおいて選択された説明変数を検討した上で，BIC が最小となったモデルを採択した（Buruham and Anderson, 2002）。また，採択されたモデルを用い，満足度「4」が遊漁者にとって満足といえる基準と仮定し，満足度「4」に達するときの釣果を，遊漁対象種間で比較した。

結果

朱鞠内湖におけるアンケート調査では 304 人，洞爺湖では 23 人からそれぞれ有効回答を得た。

アンケート調査の結果の概要　然別湖と朱鞠内湖の両方で，ルアーフィッシングの遊漁者がフライフィッシングの遊漁者に比べて多かった（図 3-2-2）。朱鞠内湖では餌釣りは禁止されていないが，餌釣りの遊漁者はみられなかった。洞爺湖の遊漁者は，全員が疑似餌と餌を併用した「ヒメトロ」と呼ばれるヒメマス狙いに特化した釣り方を行っていた。また，然別湖の遊漁者では，ほとんどが 1 番の狙いの魚種としてミヤベイワナあるいはニジマスを一番の狙いの遊漁対象種に挙げていた（図 3-2-3a）。朱鞠内湖ではほとんど全ての遊漁者がイトウを 1 番の狙いの遊漁対象種に挙げていた（図 3-2-3b）。

1 日の釣りの満足度は，然別湖ではミヤベイワナ狙いの遊漁者，ニジマス狙いの遊漁者ともに，0–5 のうち「4」と回答した遊漁者が最も多かった（図 3-2-4a,b）。ただし，ニジマス狙いの遊漁者では，「3」と回答した遊漁者も同数いた。一方，朱鞠内湖と洞爺湖では「3」と回答した遊漁者が最も多かった（図 3-2-4c,d）。2 番目に多かった回答は，然別湖では「3」，朱鞠内湖では「5」，洞爺湖では「4」であり，湖によって違いがみられた。また，然別湖と朱鞠内湖において満足度を評価した理由について尋ねた結果，最も多かった回答は「釣果」であり，「釣りの質」がそれに次いでいた（図 3-2-5）。なお，ここでは釣獲尾数や釣った魚の大きさなど，数字で定量化できるものを「釣果」，魚が釣れるまでのプロセスや釣りの技術に関する回答を「釣りの質」として集計した。また，「景観」や「天候」といった，釣りや魚に関わる項目以外を挙げた遊漁者も存在した。

然別湖のアンケート調査に回答した遊漁者の釣果は，ミヤベイワナを狙っていた遊漁者ではミヤベイワナを 1 人 1 日あたり 0–41 尾釣獲しており，1–3 尾を

釣獲していた遊漁者が最も多く，次いで 10 尾以上釣獲していた遊漁者が多かった（図 3-2-6a）。ニジマスを狙っていた遊漁者では，1 人 1 日当たり 0–15 尾のニジマスを釣獲しており，釣獲尾数が 0 尾であった者が最も多く，次いで 1–3 尾を釣獲していた遊漁者が多かった。なお，然別湖ではミヤベイワナ狙い，ニジマス狙いの遊漁者ともに，然別湖におけるすべての遊漁対象種（ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマス）の釣果がみられた。

朱鞠内湖でイトウを狙っていた遊漁者では，1 人 1 日当たり 0–5 尾のイトウを釣獲しており，釣獲尾数が 0 尾であった遊漁者が最も多く，次いで 1–3 尾を釣獲していた遊漁者が多かった（図 3-2-6c）。イトウ以外の魚種では，アメマス（0–10 尾/人・日）とサクラマス（0–6 尾/人・日）の釣果報告がみられた。

洞爺湖でヒメマスを狙っていた遊漁者では，1 人 1 日当たり 0–66 尾のヒメマスを釣獲しており, 21–50 尾を釣獲している遊漁者が最も多かった（図 3-2-6d）。洞爺湖のヒメマス狙いの遊漁者では，ヒメマス以外の魚種の釣獲はみられなかった。

満足度と釣果の関係の推定結果　ミヤベイワナ狙いの遊漁者では，満足度に影響を与える要因としてミヤベイワナの釣獲尾数と魚種数が有効な説明変数として選択された（表 3-2-3a）。ミヤベイワナの釣獲尾数が多くなるほど，魚種数が多くなるほど，満足度は高くなっていた。満足度「4」に到達するときの釣果は，ミヤベイワナ 15 尾，ミヤベイワナ 9 尾と他 1 魚種，あるいはミヤベイワナ 5 尾とサクラマス，ニジマスの釣果であると推定された（図 3-2-7a）。

ニジマス狙いの遊漁者では，全長 40 cm 以上のニジマスの釣獲尾数とミヤベイワナの釣獲尾数が有効な説明変数として選択された（表 3-2-3b）。これらの説明変数は，BIC の値の差が 2 以内の他の多くのモデルに含まれていた。満足度「4」に到達する釣果は，40 cm 以上のニジマス 2 尾，あるいは 40 cm 以上のニ

ジマス 1 尾とミヤベイワナ 6 尾，ミヤベイワナ 12 尾であると推定された（図 3-2-7b）。

イトウ狙いの遊漁者では，イトウの釣獲尾数が有効な説明変数として選択された（表 3-2-3c）。イトウの釣獲尾数が満足度に与える影響はイトウの体サイズによって異なり，体サイズが大きくなるほど満足度への影響は大きくなっていた。満足度「4」に達するときの釣果は，全長 50 cm 以下のイトウであれば 3 尾，51–70 cm のイトウであれば 2 尾，71 cm 以上の場合では 1 尾であると推定された（図 3-2-7c）。

ヒメマス狙いの遊漁者では，ヒメマスの釣果が有効な説明変数として選択されたが，朱鞠内湖と同様に，満足度に与える影響はヒメマスの体サイズによって異なっていた（表 3-2-3d）。ヒメマスの釣果において，尾又長 40 cm 以上のものの釣果はそれ以下のものに比べて満足度へより大きな影響を与えていた。満足度「4」に達するときの釣果は，40 cm 以下のヒメマスでは 73 尾，40 cm 以上のヒメマスでは 3 尾であると推定された（図 3-2-7d）。

考察

本研究では，釣果が遊漁者の満足度に与える影響に着目し，遊漁対象種の特性が異なる複数の湖で遊漁者の満足度と釣果の関係を推定した。その結果，遊漁者が対象とする魚種によって，その関係性に違いが認められた。そこで，各湖で得られ結果を比較しながら，遊漁者の志向・ニーズについて考察する。

然別湖のミヤベイワナと洞爺湖のヒメマス　ミヤベイワナとヒメマスは，湖沼で群れをなして回遊しながら摂餌を行うという点で似た生態を有している。従って，魚群を発見できればどちらの魚種も比較的多くの釣果が望める魚種であると考えられる。その一方で，然別湖のミヤベイワナを狙う遊漁者と洞爺湖の

ヒメマスを狙う遊漁者では，一定の満足度に達する釣獲尾数が大きく異なっていた。この理由は，ミヤベイワナとヒメマスで社会的特性が異なり，それぞれの魚種に対する遊漁者のニーズが異なるためであると考えられた。

然別湖にミヤベイワナは，遊漁規則でキャッチ＆リリースが義務付けられている。従って，「釣った魚を食べる」というニーズは満たされない。また，釣り方もルアーフィッシングとフライフィッシングに限定されているが，これらの釣り方は一般に餌釣りに比べて高い技術が求められ，多くの釣果は望みにくいとされている（中村・飯田，2009）。一方，ミヤベイワナは然別湖の固有種であり希少性を有する（faula 編集部，2013）。こうした特徴から，然別湖でミヤベイワナを狙う遊漁者では，釣りそのものを楽しむ事と，固有種ミヤベイワナを釣獲し鑑賞する事が主な目的であると考えられる。実際，満足度を評価した理由について回答を求めた際，「ミヤベイワナが釣れた/釣れなかった」と回答する遊漁者が 1 割以上みられた（結果では「釣りの質」として集計）。

一方，洞爺湖で遊漁者がヒメマスを狙う動機として，食味を楽しむ事，あるいは市場で販売する事が挙げられる（芳山，未発表）。洞爺湖では持ち帰り尾数の制限がない事から，ヒメマスを狙う遊漁者は釣った魚を持ち帰る事を前提として，より多くのヒメマスを釣る事が重要視されていると考えられる。その一方で，尾又長が 40 cm を超えるヒメマスの釣果は特に遊漁者の満足度を高めていたことから，釣獲尾数だけでなく，大きさも満足度に影響していたと考えられる。アンケート調査を通じて，釣獲したヒメマスを刺身で食べることを楽しみにしている遊漁者の存在が明らかになったことから，遊漁者は大型のヒメマスに対して食材としての価値や希少性を見出していると推察される。特定の魚種を狙い，より多く，より大型の個体を釣ろうとする遊漁者の志向は，日本に古くから存在するものである（金田，2010）。

然別湖のミヤベイワナと朱鞠内湖のイトウ　ミヤベイワナとイトウは，どちらも北海道のごく限られた水域にのみ生息する希少魚である。その一方で，ミヤベイワナとイトウは生息密度が大きく異なり，ミヤベイワナはイトウ比べ高密度に生息している（福島，2015；第 2 章第 1 節；第 2 節）。また，ミヤベイワナでは釣獲される個体の大きさは 25–30 cm ほどであるのに対し，朱鞠内湖のイトウでは 40–70 cm におよび, 時に 1 m を超える個体が釣獲される（芳山, 未発表）。ミヤベイワナ狙いの遊漁者とイトウ狙いの遊漁者では，一定の満足度に達する釣獲尾数は大きく異なっていたが，これは両種の資源特性の違いに起因していると考えられた。

朱鞠内湖におけるイトウでは，体サイズが大きくなるほど満足度に与える影響が大きくなっていたが，これは釣獲尾数より体サイズが重要視されている事が表れていると考えられる。実際, 遊漁者の間で, イトウ釣りの最大の魅力は「大型魚が狙えることである」と論じられている（西井，2017）。一方，然別湖のミヤベイワナでは，釣獲尾数が多い人では 1 人 1 日 10–50 尾ほどの釣果を得ており（第 3 章第 1 節），この事はウェブサイトの釣果情報で発信されている事から（GFS ウェブサイト“釣果情報”，2018 年 1 月 11 日参照），遊漁者はミヤベイワナに対してある程度まとまった釣獲尾数を期待していると考えられる。よって，ミヤベイワナ狙いの遊漁者とイトウ狙いの遊漁者では，対象種の資源特性に起因して，「釣獲尾数重視」あるいは「体サイズ重視」といった種特異的な満足度の評価基準を決定づけたと考えられた。

一方，ミヤベイワナ狙いおよびイトウ狙いの遊漁者では，両者とも釣獲尾数が 0 尾から 1 尾になった際の満足度は大きく上昇していた（図 3-2-7a,c）。然別湖のミヤベイワナも朱鞠内湖のイトウも，特定の水域でなければ釣ることができない希少魚であり，「まずは 1 尾，ミヤベイワナ/イトウの姿を見たい」という

遊漁者の意向が伺える。実際，朱鞠内湖において満足度を評価した理由を尋ねた際，イトウの釣果の有無の重要性を示唆する回答がみられた。よって，遊漁対象種が希少魚である場合，体サイズを問わず 1 尾でも釣果を得ることが，遊漁者の満足度において重要であると考えられた。

朱鞠内湖のイトウと然別湖のニジマス　満足度「4」となる釣獲尾数は，イトウ狙いの遊漁者では 1–3 尾，ニジマス狙いの遊漁者では 2 尾であり，比較的近い値であった。その一方で，イトウの釣果は体サイズを問わず満足度を高めていたのに対し，ニジマスの場合では満足度に影響を与える釣果は 40 cm 以上のものに限られていた。ニジマスは然別湖以外にも北海道内の多くの水域に生息し（鷹見・青山，1999；下田，2012），遊漁料が不要な他の水域でも釣ることができる。然別湖をニジマス狙いの釣り場としてとらえた時，釣獲尾数は 0–3 尾程度であり，決して多いとは言えない。その一方で，然別湖のニジマスは 40–60 cm ほどの大型の個体の釣果が期待できる事がウェブサイトや釣りジャーナリズムを通じて知られている（GFS ウェブサイト，2018 年 1 月 11 日閲覧）。こうした背景から，然別湖においてニジマスを狙う遊漁者は，然別湖においては釣獲尾数ではなくサイズを重要視し，遊漁料を支払ってでも大型のニジマスを釣りたいというニーズを有していると考えられた。実際，北米のニジマス狙いの遊漁者では，生息密度の低い釣り場は体サイズを重視する遊漁者に好まれている（Ward et al., 2013a）。

然別湖のニジマス狙いの遊漁者では，40 cm 以上のニジマスの釣果のみならず，ミヤベイワナの釣果も満足度を高めていた（図 3-2-7b）。これはつまり，ニジマス狙いの遊漁者であっても，40 cm 以下のニジマスよりもミヤベイワナの方が満足度を高める事を意味している。実際，アンケート調査において，ニジマスを一番の狙いとしていた遊漁者においても「ミヤベイワナを釣ってみたかった」

「ミヤベイワナが釣れてよかった」といった意見も聞かれた。よって，限られた水域にしか生息しない希少魚という特性は，狙う魚種を問わず遊漁者の間でその価値観を共有されていると考えられた。然別湖においては，ミヤベイワナ狙いの遊漁者のみならずニジマス狙いの遊漁者にとっても，ミヤベイワナの存在は重要であるといえる。

遊漁者の志向・ニーズの違いを考慮した管理方策　本研究の結果から，釣果は遊漁者の満足度に影響を与えるが，その関係性は遊漁対象種の特性によって異なり，ひいては遊漁者の志向・ニーズに影響する事が明らかになった。よって，遊漁者の満足度を高める釣り場づくりのためには，遊漁対象種の資源特性および社会的特性を正しく理解し，種ごとに遊漁者の志向・ニーズを把握して，資源管理方策を決定する必要があるだろう。例えば，洞爺湖のヒメマスのように食用としての利用価値が高い魚種では，小型化しない程度に放流による積極的な資源増殖が必要だろう。一方，大型魚が求められる遊漁資源では，個体数の増加させるのではなく，大型個体を資源に残す管理方策が求められるだろう。例えば，ノーザンパイク *Esox lucius* はヨーロッパで人気の遊漁対象種であり大型個体は特に好まれているが，大型の個体を増やすためには，持ち帰り個体の体長制限に下限と上限の両方を設ける事（例えば，40 cm 以下と 70 cm 以上個体をキャッチ＆リリース）が効果的であると提唱されている（Arlinghaus et al., 2010）。また，然別湖や朱鞠内湖のように，希少魚が遊漁対象種となっている場合，希少魚の存続を保証し，遊漁対象となりうる資源規模を維持する事が重要であるといえる。

遊漁対象種や漁場の環境特性によっては，全ての遊漁者のニーズを受け入れられるわけではない。例えば，渓流漁場に代表されるように，生息環境が小規模で在来の個体群が遊漁対象である場合，地域固有の遺伝資源の保全という観点から放流魚の移入による資源の維持は望ましくないとされる（永山・山本, 2004；

Tsuboi et al., 2013）。こういった渓流域におけるイワナ，ヤマメ資源の場合，遊漁者が釣獲した個体をすべて持ち帰ると，資源は遊漁による漁獲圧に耐えられないことが予想される（中村・飯田，2009；坪井，未発表）。そのため，在来個体群の維持と遊漁資源としての利用を両立するためには，遊漁規則に基づき持ち帰ることができる釣獲尾数や釣獲サイズを制限する必要がある。仮に持ち帰ることができる釣獲尾数の制限を資源が許容できる最大限まで引き上げたとしても，「より多くの魚を釣って食べたい」あるいは「販売したい」といったニーズを満たすことができないだろう。近年，河川でのサケ科魚類を対象とした遊漁において，同一の水系において多様な遊漁者の志向・ニーズに応えながらも資源の維持や天然個体群の保全を図る管理方策として，水域をいくつかの区画に分けて区画ごとに異なる遊漁規則や資源管理方策を定める「ゾーニング管理」が提唱されている（中村・飯田，2009；中村ら，2012）。多面的な水域を有している漁場であれば，管理方策を工夫することで多様なニーズに対応する事ができるだろう。

本研究で得られた結果の要点は，以下の 4 つにまとめることができる；1）遊漁対象魚が希少魚の場合，体サイズによらず，1 尾の釣果が遊漁者の満足度を飛躍的に高める。2）希少魚の釣果は，狙いの魚種でなくとも遊漁者の満足度を高める。3）遊漁対象種がより大型に育つ場合，遊漁者の満足度は釣獲尾数よりも体サイズに主眼がおかれる。4）遊漁対象種に食用としての価値が存在する場合，遊漁者が満足するためにはより多くの釣獲尾数が必要となる。遊漁者にとって満足度の高い釣り場づくりのためには，遊漁対象種の特性を理解し，遊漁者の志向やニーズを把握した上で，資源管理方策が決定されるべきである。

表 3-2-1.　各湖における各遊漁対象魚種の特性と遊漁の実態

調査地	対象種	遊漁の実態*1	最大の釣獲尾数*2	体サイズ	由来
然別湖	ミヤベイワナ	C&R	多	20–30 cm	在来・希少魚
	ニジマス	C&R	少	30–50 cm	移入
朱鞠内湖	イトウ	C&R	少	40–100 cm	在来・希少魚
洞爺湖	ヒメマス	持ち帰り	多	20–45 cm	移入

*1　C&R　キャッチ＆リリース。なお，然別湖におけるニジマスでは持ち帰りが 1 人 1 日 10 尾まで認められているが，ほとんどの遊漁者がキャッチ＆リリースしているため，本研究ではキャッチ＆リリース遊漁として扱った。
*2　多；おおむね 10–50 尾/人･日，少；おおむね 0–5 尾/人･日

表 3-2-2.　各湖の各遊漁対象魚種における，満足度と釣果の関係を推定するモデルの説明変数

モデル	説明変数
然別湖・ミヤベイワナ 然別湖・ニジマス	C_{miy}, C_{rnb}, C_{sak}, C_{Brb}, *Sp*, *Sty*
朱鞠内湖・イトウ	$C_{i\text{-}u50}$, $C_{i\text{-}u70}$, $C_{i\text{-}ov70}$, C_{sak}, C_{ame}, *Sp*, *Sty*
洞爺湖・ヒメマス	C_{him}, C_{Bhim}, *Sp*

凡例　C_{miy}；ミヤベイワナ釣獲尾数，C_{rnb}；ニジマス釣獲尾数，C_{sak}；サクラマス釣獲尾数，C_{Brb}；全長 40 cm 以上のニジマスの釣獲尾数，$C_{i\text{-}u50}$；全長 50 cm 未満のイトウ釣獲尾数，$C_{i\text{-}u70}$；全長 51–70 cm のイトウ釣獲尾数，$C_{i\text{-}ov70}$；全長 71 ㎝以上のイトウ釣獲尾数，C_{ame}；アメマス釣獲尾数，C_{him}；ヒメマス釣獲尾数，C_{Bhim}；尾又長 40 ㎝以上のヒメマス釣獲尾数，*Sp*；釣獲した魚種数（0–3 魚種），*Sty*；釣り方

表 3-2-3. 各湖の各遊漁対象種における満足度と釣果の関係を推定するモデルの変数選択の結果

（a）然別湖・ミヤベイワナ狙い

モデル	df	BIC	Delta
Intercept + C_{miy} + Sp	6	316.1	-
Intercept + C_{miy} + C_{rnb} + Sp	7	319.5	3.45

（b）然別湖・ニジマス狙い

モデル	df	BIC	Delta
Intercept + C_{miy} +C_{Brb}	4	142.4	-
Intercept + C_{miy} +C_{Brb} + C_{rnb}	5	143.6	1.17
Intercept + C_{miy} +C_{Brb} + C_{skr}	5	143.7	1.26
Intercept +C_{Brb}	3	144.4	1.92
Intercept +C_{Brb}+ C_{skr}	4	144.6	2.11

（c）朱鞠内湖・イトウ狙い

モデル	df	BIC	Delta
Intercept + $C_{i\text{-}u50}$ +$C_{i\text{-}u70}$ +$C_{i\text{-}ov70}$	6	488.0	-
Intercept + $C_{i\text{-}u50}$ +$C_{i\text{-}u70}$ +$C_{i\text{-}ov70}$+ C_{ame}	7	492.8	4.82

（d）洞爺湖・ヒメマス狙い

モデル	df	BIC	Delta
Intercept + C_{him} +C_{Bhim}	4	93.9	-
Intercept + C_{him} +C_{Bhim} + Sp	5	94.1	0.20
Intercept + C_{him}	3	94.4	0.52
Intercept +C_{him} + Sp	4	94.5	0.61
Intercept +C_{Bhim}+ Sp	4	97.9	4.05

説明変数の凡例は表 3-2-2 参照

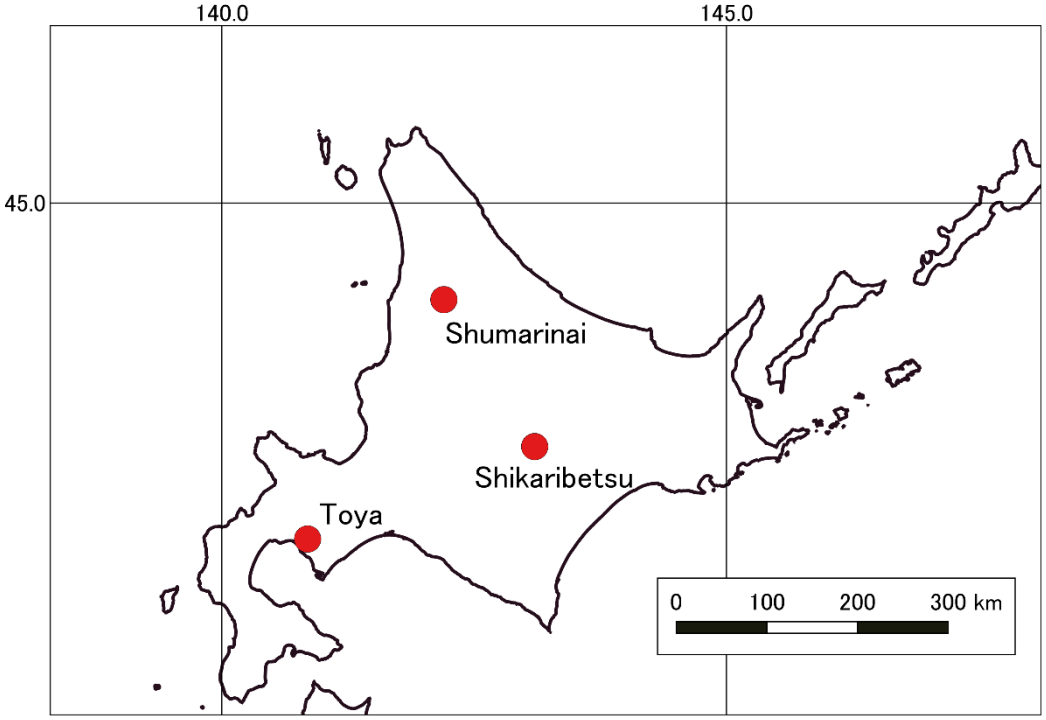


図 3-2-1.　調査を行った然別湖，朱鞠内湖，洞爺湖の位置

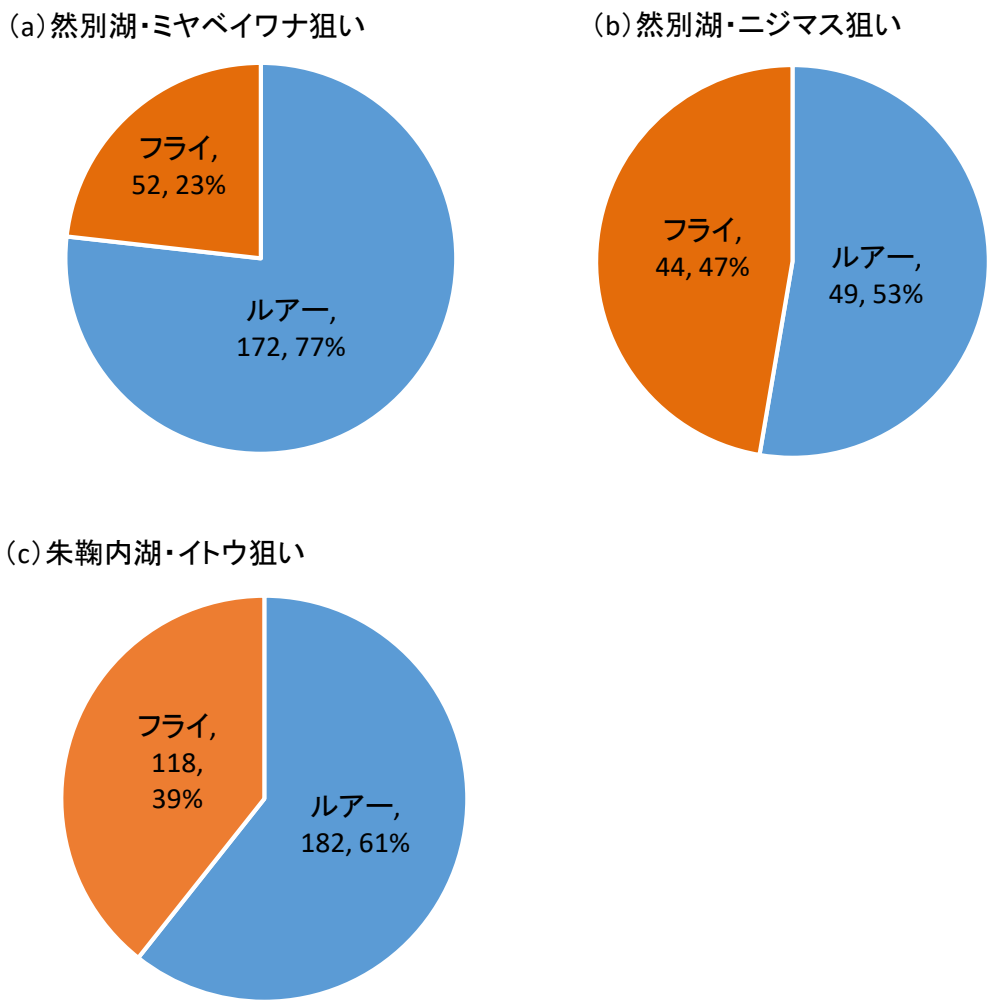


図 3-2-2. 釣り方別の遊漁者数と割合，(a) 然別湖のミヤベイワナ狙いの遊漁者，(b) 然別湖のニジマス狙いの遊漁者，(c) 朱鞠内湖のイトウ狙いの遊漁者

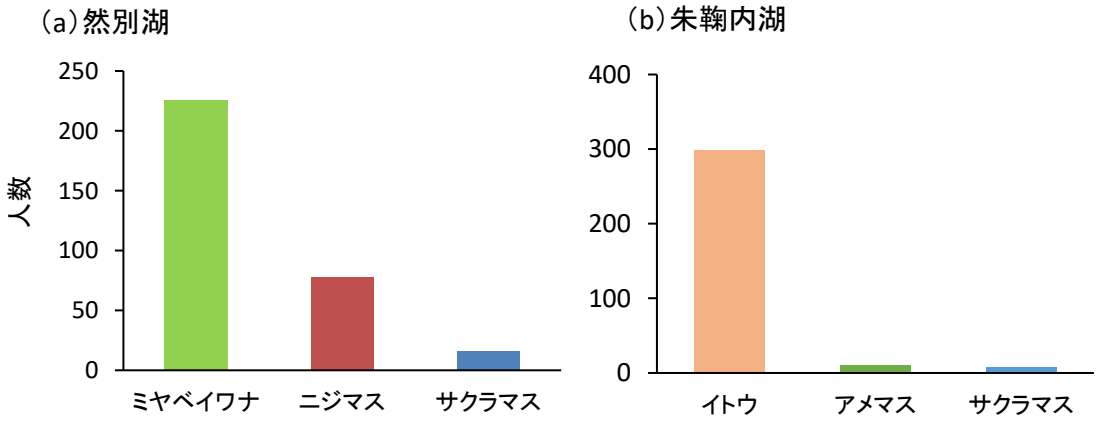


図 3-2-3. 1 番の狙いの遊漁対象魚別の遊漁者数

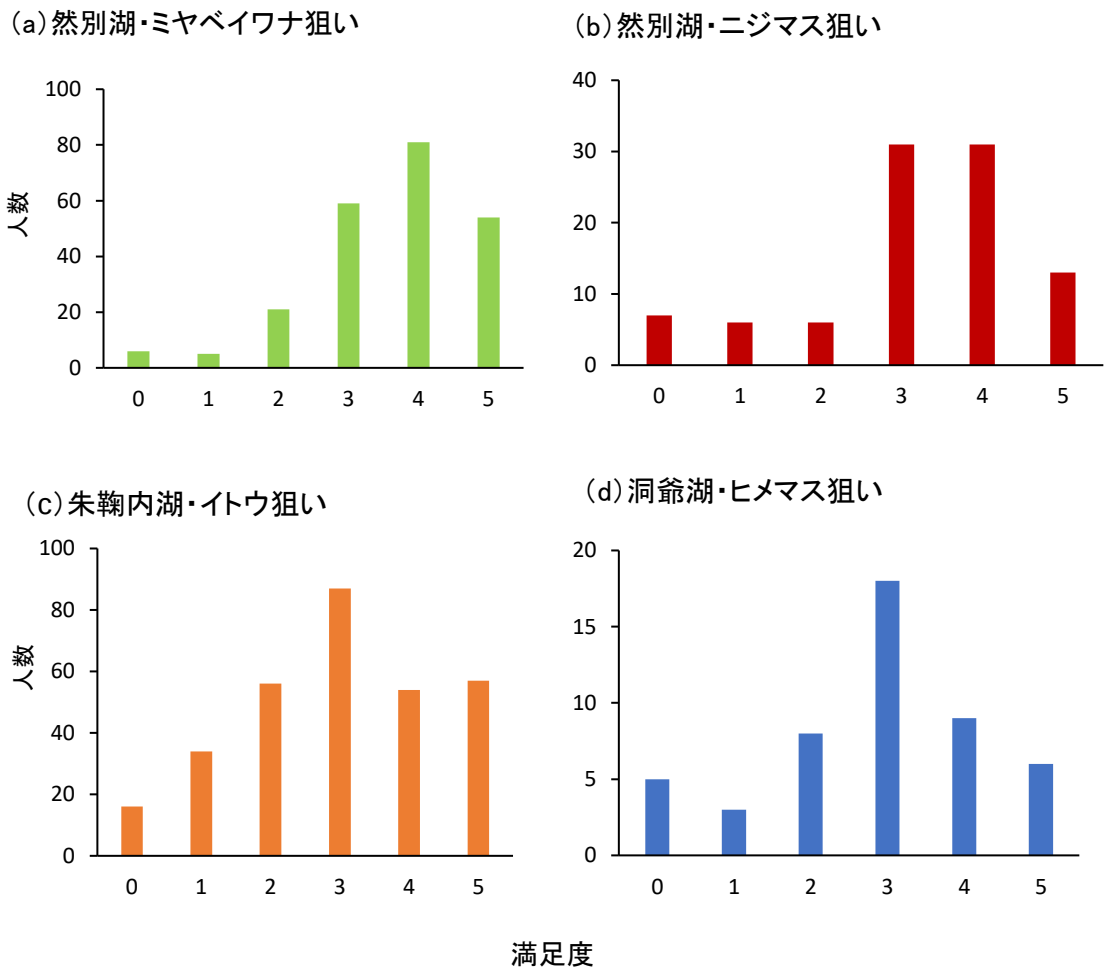


図 3-2-4. 遊漁者の満足度の分布, (a) 然別湖のミヤベイワナ狙いの遊漁者, (b) 然別湖のニジマス狙いの遊漁者, (c) 朱鞠内湖のイトウ狙いの遊漁者, (d) 洞爺湖のヒメマス狙いの遊漁者

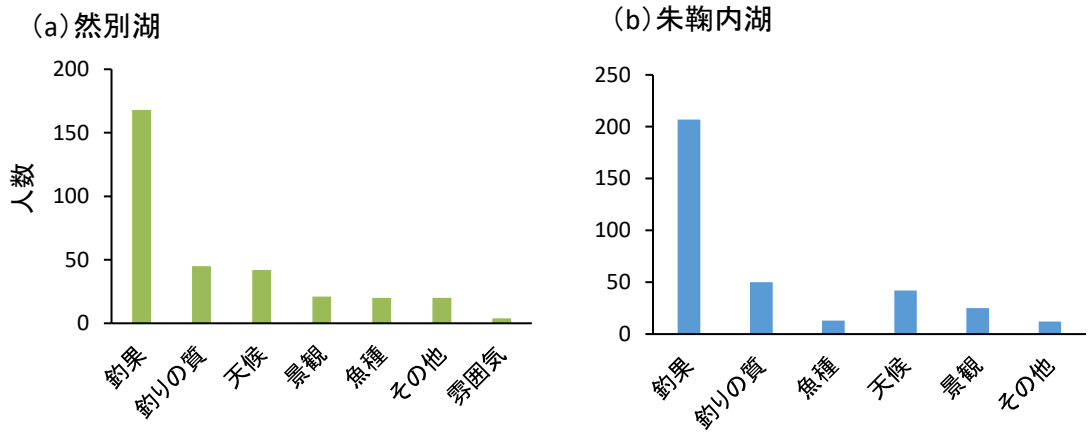


図 3-2-5. 満足度を評価した理由（自由回答），（a）然別湖，（b）朱鞠内湖

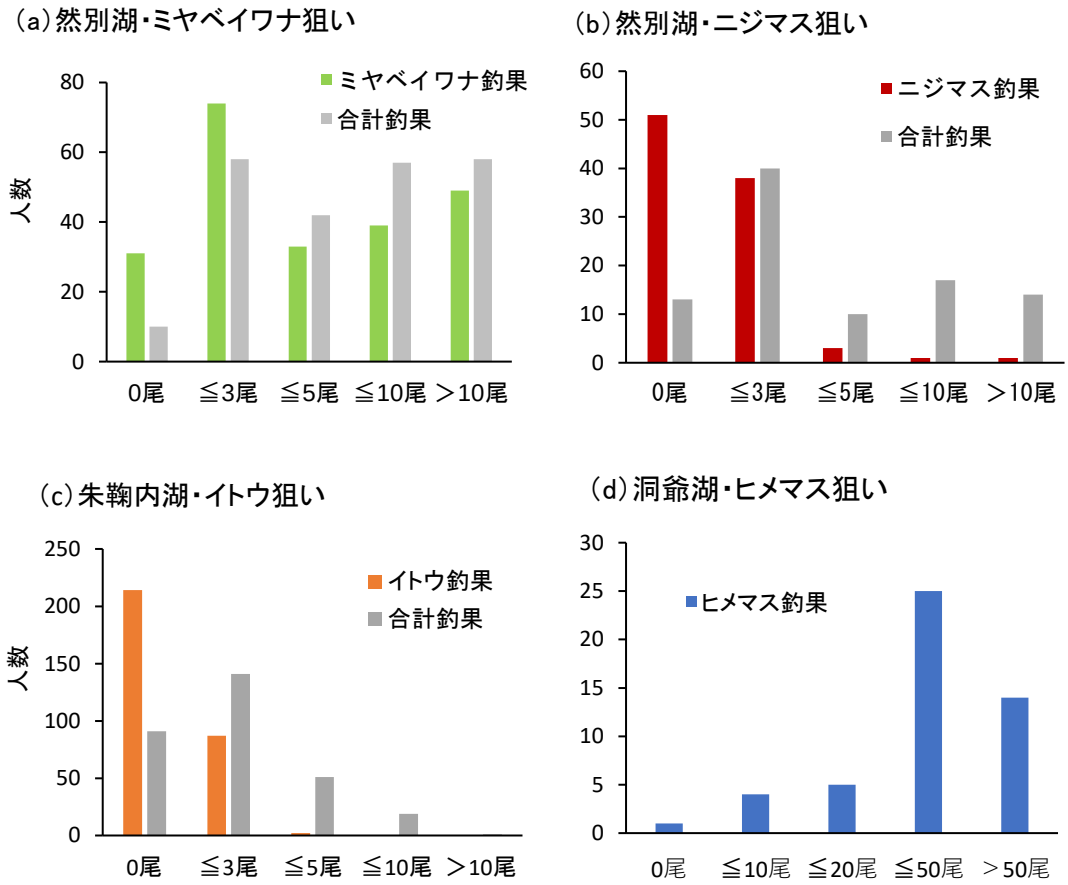


図 3-2-6. 釣獲尾数別の遊漁者数の分布，（a）然別湖のミヤベイワナ狙いの遊漁者，（b）然別湖のニジマス狙いの遊漁者，（c）朱鞠内湖のイトウ狙いの遊漁者，（d）洞爺湖のヒメマス狙いの遊漁者（洞爺湖の遊漁者はヒメマスのみ釣獲）

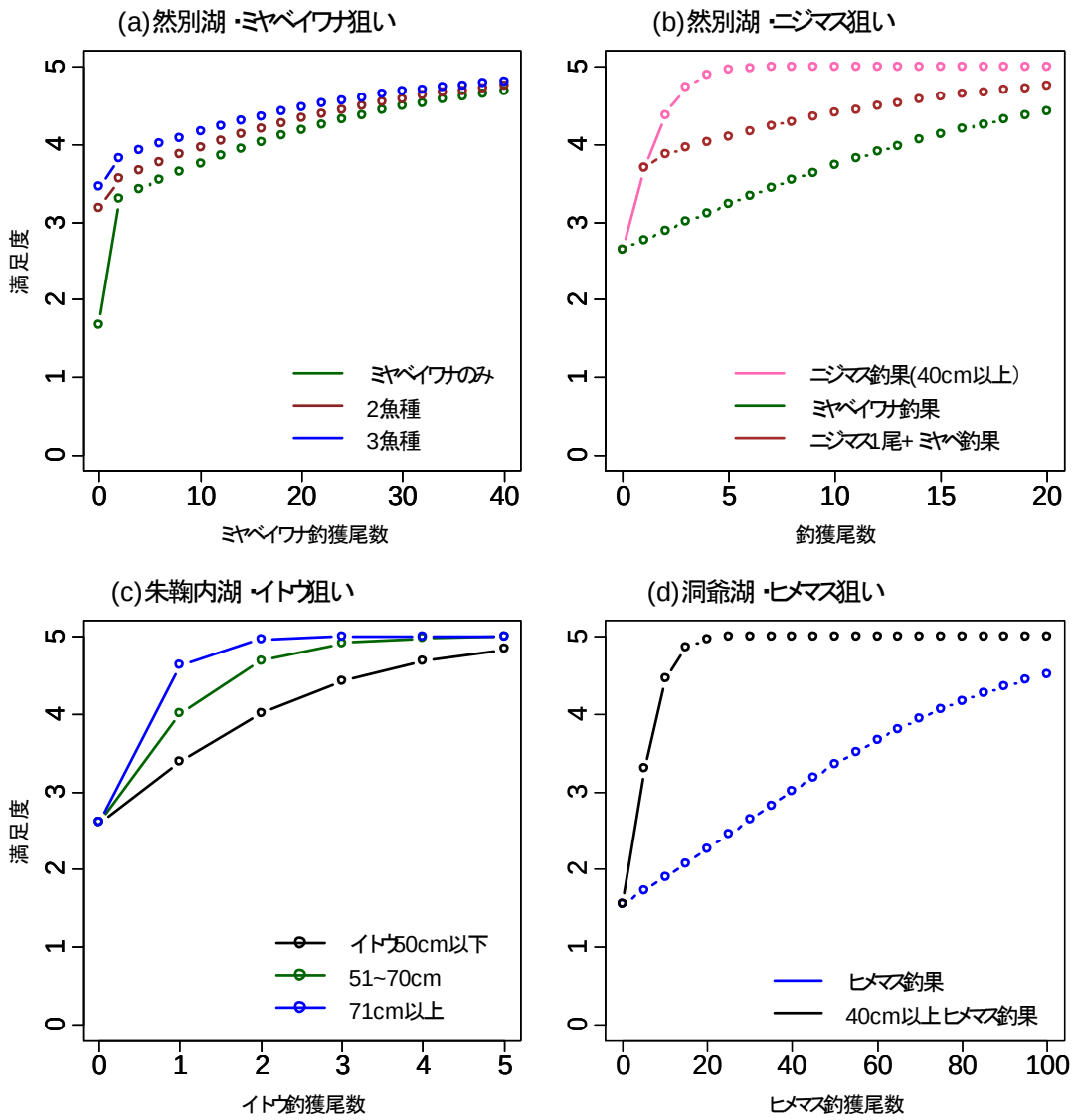


図 3-2-7. 遊漁者の満足度と釣果の関係，（a）然別湖のミヤベイワナ狙いの遊漁者，（b）然別湖のニジマス狙いの遊漁者，（c）朱鞠内湖のイトウ狙いの遊漁者，（d）洞爺湖のヒメマス狙いの遊漁者

第 4 章　希少魚を対象とした遊漁者の消費活動と地域振興策としての効果

第 1 節　北海道における希少魚を対象とした遊漁者の消費活動

遊漁者とはレジャー・レクリエーションとして水産資源を採捕する人であり（金田，2010），いわば「気持ちの満足を得る事を目的に魚を獲る人」ということができる。遊漁者は居住地域の近隣のみならず，時には遠く離れた水域へ旅行する（Ward et al., 2013a）。遊漁者は釣りのために旅行する際，遊漁料や交通費，滞在費といった形で消費活動を伴う事から，海外，特に欧米では遊漁は水圏生態系の社会的・経済的価値を高めるものとして認められている（Arlinghaus et al., 2002; Cowx et al., 2010）。

日本国内においても，釣りを主目的とした旅行者（＝遊漁者）は，一般的な観光旅行客に比べて再訪頻度が高く（宮澤，1995），日帰りの場合でも旅行 1 回あたりの消費金額が大きい事から（石井ら，2010），地域経済により大きな影響を及ぼす可能性が指摘されている（鈴木・友成，2014）。よって，海外だけでなく日本においても，適切に管理された遊漁は水圏生態系の社会的・経済的価値を高め，同時に地域振興に寄与する事が期待される。しかし，遊漁者の旅行における消費実態とその金額について，実際の遊漁において包括的に調査が行われた例は見当たらない。

遊漁ではしばしば，保全対象とされる希少魚が対象となる。遊漁は適切に管理されている場合，希少魚の社会的・経済的価値を高める事で保全に寄与しうると指摘されている（Cooke et al., 2016）。北海道然別湖ではミヤベイワナ，北海道朱鞠内湖ではイトウを対象に遊漁が行われている。ミヤベイワナとイトウは，どちらも北海道内のごく限られた地域にのみ生息する希少魚であり（前川，1989；Fukushima et al., 2011），環境省レッドリストに絶滅危惧種として登録されている。これらの湖では漁業権が免許されており，これに基づいて遊漁による圧力を低

減するための遊漁規則が定められている（第 3 章第 2 節）。然別湖と朱鞠内湖では，ミヤベイワナやイトウが遊漁資源として活用されることにより，周辺地域で遊漁者による経済活動が起こり，その結果希少魚の社会的・経済的価値が高められて希少魚資源の保全の一助となることが期待されている。本節では然別湖と朱鞠内湖において，遊漁者の消費活動の実態と消費金額についてアンケート調査を行い，遊漁に起因する希少魚の社会的・経済的価値と，希少魚を対象とした遊漁による地域経済への貢献について検討した。

材料と方法

調査フィールドの概要　然別湖は北海道十勝総合振興局管内（以降，十勝管内と表記）にある自然湖で，ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスを対象として年間 50 日間に限り遊漁が解禁されている。これらの魚種に対し，然別湖が所在する鹿追町が第二種区画漁業権を保有し，現地での管理業務は NPO 法人北海道ツーリズム協会（以降，協会と表記）が担っている（第 1 章第 2 節）。遊漁対象種のうち，ミヤベイワナは然別湖の固有種である（前川，1989）。2017 年シーズンでの遊漁料は 4,110 円であった。

朱鞠内湖は上川総合振興局管内（以降，上川管内と表記）にある人造湖で，朱鞠内湖淡水漁業協同組合（以降，漁協と表記）が第五種共同漁業権を保有し管理を行っている。朱鞠内湖の遊漁解禁期間は夏季（5 月 1 日～12 月 10 日）と冬季（1 月 10 日～4 月 10 日）に分かれており，夏季はイトウとアメマス，サクラマスが遊漁の対象となっている。夏季の遊漁解禁期間では遊漁券は 1 日（1,100 円）券と 1 か月券（4,500 円）の 2 種類が設定されている。

なお，然別湖と朱鞠内湖はともに北海道最大の都市である札幌市からほぼ同じ距離に位置しており（札幌市～然別湖；206 km，札幌市–朱鞠内湖；201 km，

北の道ナビ http://northern-road.jp/navi/，2018 年 1 月 12 日参照），また，最寄りの空港からの距離も同程度である（然別湖～とかち帯広空港 ; 101 km，朱鞠内湖～旭川空港 ; 95 km, 北の道ナビ http://northern-road.jp/navi/, 2018 年 1 月 12 日参照，図 4-1-1）。

アンケート調査の概要　然別湖と朱鞠内湖において，2016 年に実際に釣りに来た遊漁者へ対面面接方式アンケート調査を行った。然別湖でのアンケート調査は，第 3 章第 1 節での調査と同様の方法で実施した。また，朱鞠内湖の遊漁者は，湖岸からの遊漁の他に，持ち込んだボートあるいは貸しボートを利用するか，朱鞠内湖淡水漁業協同組合が実施している渡船サービスを利用して遊漁を行っている。地形上の理由から，湖岸から釣りができる場所は限られており（周囲長 40 km のうち延べ 1.3 km），ボートが発着できる場所および渡船サービスの発着場所は一箇所しか存在しない（図 4-1-1）。そのため，朱鞠内湖では渡船およびボートの発着場所と湖岸からの遊漁が可能な場所において遊漁者を探し，遊漁を終了した遊漁者を発見し次第アンケート調査への回答を依頼した。これに加え，渡船サービスの迎えの船に同乗し，帰りの船上においてもアンケート調査を実施した。朱鞠内湖では，5–6 月と 10–11 月にイトウ釣りの遊漁者が集中する（坂本ら，2013）。そのため，2016 年 5 月 20 日～6 月 1 日および 10 月 15 日～11 月 3 日に調査を実施した。以降，イトウ釣りの遊漁者が集中する時期のうち 5–6 月を「前期」，10–11 月を「後期」と記述する。アンケート調査は然別湖，朱鞠内湖ともに同一の調査員 1 名が行った。

アンケート調査では，1）居住地，2）これまでに然別湖/朱鞠内湖へ釣りに来た回数，3）旅行の日程，4）然別湖/朱鞠内湖で釣りをした日数，5）然別湖/朱鞠内湖での釣り以外の旅行目的，6）宿泊地，7）旅行に伴う消費金額とそのうちの交通費の計 7 つの項目について聞き取った。また，然別湖では遊漁料の支払い

方法が銀行振込と当日に受付事務所で現金で支払う方法の 2 通りがあるため，遊漁料の支払い方法について聞き取った。朱鞠内湖では遊漁券の種類が 1 日券と 1 か月券の 2 種類があるため，朱鞠内湖における調査では遊漁券の種類について聞き取った。アンケート調査の結果については各調査項目を湖ごとに分析した。

遊漁者の消費金額の推定　アンケート調査結果と遊漁券発行枚数から，遊漁者の消費金額の総額を推定した。遊漁券発行枚数については，協会および漁協より提供されたデータを用いた。

1.　然別湖における遊漁者の消費金額

然別湖における遊漁者の消費金額は，遊漁者の居住地域や旅程による消費実態の違いを考慮し，芳山ら（2017）にならって推定した。居住地域 A（北海道内または北海道外，以降，道内・道外と表記）と然別湖での釣りに割り当てた日数 d によって表 4-1-1a に示す属性に分類した。この時，然別湖での釣りを主な目的としていなかった遊漁者のデータについては分析に用いなかった。次に，アンケート調査で然別湖での釣りを主な目的としていた遊漁者のデータを，日帰りの遊漁者と宿泊を伴う遊漁者に分けて，1 人当たりの平均消費金額を算出した（式 4-1-1，4-1-2）。

・　日帰り（$d = \mathrm{sdt}$）の遊漁者の平均消費金額 $c_{A,d}$

$$c_{A,\mathrm{sdt}} = \frac{1}{n_{A,\mathrm{sdt}}} \sum_{i=1}^{n_{A,\mathrm{sdt}}} s_{A,\mathrm{sdt},i} \qquad (4\text{-}1\text{-}1)$$

・　宿泊を伴い，然別湖の釣りを主な目的としていた遊漁者の平均消費金額$c_{A,d}$

($d \neq$ sdt)

$$c_{A,d} = \frac{1}{n_{A,d}} \sum_{i=1}^{n_{A,d}} \left(\left(s_{A,d,i} - tc_{A,d,i} \right) \times \frac{d_i}{D_i} + tc_{A,d,i} \right) \qquad (4\text{-}1\text{-}2)$$

上記の式において，c は 1 人当たりの平均消費金額，s は合計消費金額，tc は交通費，D は旅行の全日程，d は然別湖での釣りに割り当てた日数，n はアンケート調査に回答した遊漁者数，A は居住地域である。なお，遊漁料を当日現金で支払っていた遊漁者については，遊漁料を消費金額から差し引いて分析に供した。平均消費金額は，消費金額総額と，交通費と遊漁料を除いた消費金額のそれぞれについて算出し，宿泊を伴うか否かにより異なる方法で算出した。

また，2016 年における属性別遊漁者数の概算を行った。協会では，毎日の遊漁者延べ人数を集計している。一方，本研究におけるアンケート調査では回答を各解禁時期あたり 1 人 1 回までとしたため，アンケート調査の結果は実人数を反映している。そこで，以下の手順によって，アンケート調査の結果から各属性の延べ人数を概算した。

遊漁者が 1 日の釣りを終えた後にアンケート調査員に遭遇して聞き取り調査を受ける確率を観測率 p とすると，d 日釣りをしたときにアンケート調査を受ける確率 $p_{A,d}$ は以下の式で表される。

$$p_{A,d} = \sum_{k=1}^{d} (1-p)^{k-1} p \qquad (4\text{-}1\text{-}3)$$

このとき，各属性の実人数 $Ni_{A,d}$ および延べ人数 $Nc_{A,d}$ は，アンケート調査の結果を用いて以下の式で表すことができる。

$$Ni_{A,d} = \frac{n_{A,d}}{p_{A,d}} \tag{4-1-4}$$

$$Nc_{A,d} = \frac{n_{A,d}}{p_{A,d}} \times d \tag{4-1-5}$$

そこで，居住地域別の延べ人数の推定値と，実際の居住地域別の延べ人数の差の 2 乗が最小となるような観測率 p を推定し，各属性における延べ人数を概算した。なお，p の値は解禁時期（ファーストステージ/セカンドステージ）別にそれぞれ推定し，d（然別湖で釣りをした日数）は 1–3 日とした。

属性別の人数と 1 人あたりの平均消費金額から，「遊漁者が然別湖で釣りをするために消費した金額の総額」を算出した。まず，各属性における全遊漁者の消費金額 $C_{A,d}$ を算出し，これらを合計して全遊漁者の消費金額 C を算出した。

$$C_{A,d} = c_{A,d} \times Ni_{A,d} \tag{4-1-6}$$

$$C = \sum_{A} \sum_{d} C_{A,d} \tag{4-1-7}$$

そして，この金額に全遊漁者数分の遊漁料（0.4 万円/人・日）を加え，「然別湖の釣りを目的とした消費金額総額」とした。

2.　朱鞠内湖における遊漁者の消費金額

朱鞠内湖における遊漁者の消費金額は，1 日券を利用していた遊漁者と 1 か月

券を利用していた遊漁者に分けて算出した。1 日券の発行枚数は，遊漁者の延べ人数を反映している。そこで，1 日券を利用していた遊漁者については，然別湖と同様の方法で遊漁者の消費金額を推定した。遊漁者の消費金額は前期と後期で別々に推定した。

1 か月券の発行枚数は，アンケートでの人数と同様に遊漁者の実人数を反映している。そこで，アンケート調査における 1 か月券を利用していた遊漁者数の道内/道外在住の遊漁者の割合が，実情を反映しているものとして，居住地域別の 1 か月券購入者数を以下の通りに推定した。

$$Mt_A = \frac{mt_A}{\sum mt} \times Mt \qquad (4\text{-}1\text{-}8)$$

4-1-8 式において，Mt は 1 か月券の総発行枚数，mt はアンケート調査において 1 か月券を利用していた遊漁者数，添え字の A は遊漁者の居住地域（道内/道外のいずれか）を表している。

次に，居住地域別（道内/道外）の旅行 1 回あたりの平均消費金額 $c_{A,Mt}$ を算出した。そして，居住地別の 1 か月券を所持する遊漁者数 Mt_A と平均消費金額 $c_{A,mt}$，平均旅行回数 $t_{A,Mt}$ の積を，遊漁者の消費金額の総額 $C_{A,Mt}$ とした（式 4-1-9）。

$$C_{A,Mt} = Mt_A \times c_{A,Mt} \times t_{A,Mt} \qquad (4\text{-}1\text{-}9)$$

なお，1 か月券利用者における 1 シーズンあたりの平均旅行回数は，居住地域の違いによって 1 か月券の利用実態が異なっていたため，道内/道外在住の遊漁者で異なる方法で算出した。道内在住の遊漁者では 1 か月間で複数回旅行しており，すべての遊漁者が夏季/秋季の両方に旅行していた（あるいは旅行予定であ

った)。そのため，1 シーズン（年）当たりの平均旅行回数の半分を夏季および秋季での平均旅行回数 $t_{北海道内,Mt}$ とした。一方，道外在住で 1 か月券を利用していた遊漁者は，1 回の旅行で 4 日以上釣りをしていたため，前期/後期ともに平均旅行回数 $t_{北海道外,Mt}$ は 1 回とした。1 か月券を利用していた遊漁者の場合についても，遊漁者の消費金額は前期と後期のそれぞれについて推定した。

結果

アンケート調査では，然別湖では 330 名，朱鞠内湖では 331 名の遊漁者から回答を得た。

アンケート調査の結果　遊漁者の居住地を聞き取った結果を図 4-1-2 に示す。然別湖の遊漁者では，札幌都市圏に在住する遊漁者が最も多く，次いで関東地方在住の遊漁者が多かった。地元地域である十勝管内に在住する遊漁者は 3 番目に多かった。この傾向は，2014 年の然別湖における調査結果と同様であった（芳山ら，2017)。道外に在住する遊漁者は，全体の 30–40%を占めていた。また，朱鞠内湖の遊漁者においても，札幌都市圏に在住する遊漁者が最も多かった。朱鞠内湖の地元地域である上川管内の遊漁者は 2 番目に多く，関東地方在住の遊漁者は 3 番目に多かった。道外在住の遊漁者は全体の 21%を占めていた。然別湖と朱鞠内湖では，札幌都市圏，地元地域，関東地方に在住する遊漁者が主要な遊漁者である点が共通していた。

訪問回数については，然別湖，朱鞠内湖ともに，初めて湖を訪れていた遊漁者よりも，過去に 1 回以上訪れたことのある遊漁者の方が多かった。(図 4-1-3)。訪問回数別に分けた集計では，然別湖では「初めて」と回答した遊漁者が最も多かった（図 4-1-3a)。一方，朱鞠内湖での結果では，10 回以上と回答した遊漁者が最も多く，次いで 2–5 回と回答した遊漁者が多かった（図 4-1-3b)。

遊漁者の旅程について聞き取った結果を図 4-1-4 に示す。然別湖では，道内在住の遊漁者では日帰りが最も多く，次いで 1 泊 2 日，2 泊 3 日の順であった。一方，道外在住の遊漁者では，3 泊 4 日の旅程が最も多かった。同様の傾向が朱鞠内湖でもみられ，道内在住の遊漁者では日帰りが，道外在住の遊漁者では 3 泊 4 日が最も多かった。

遊漁者の旅程のうち，然別湖/朱鞠内湖で釣りをした日数を聞き取った結果を図 4-1-5 に示す。然別湖の遊漁者では，道内・道外の遊漁者ともに 1 日然別湖で釣りをしていた遊漁者が最も多かった。また，朱鞠内湖では，道内の遊漁者では，然別湖と同様に 1 日朱鞠内湖で釣りをしていた遊漁者が多かった。一方，道外の遊漁者では，4 日以上釣りをしていた遊漁者が多かった。

然別湖/朱鞠内湖での釣り以外の旅行の目的についての回答は，然別湖，朱鞠内湖ともに「なし」が最も多かった（図 4-1-6）。然別湖の遊漁者では，「十勝管内での川での釣り」を然別湖での釣り以外の旅行目的として挙げる遊漁者も 22%みられた。「然別湖/朱鞠内湖での釣りが主な旅行目的ですか」という質問に対し，然別湖では 95%以上，朱鞠内湖ではほぼ全員が「はい」と回答した。

宿泊を伴う旅程の遊漁者において，宿泊地別の遊漁者数の割合を図 4-1-7 に示す。然別湖では，鹿追町内（然別湖畔，鹿追町市街地）で宿泊していた遊漁者が最も多かった。帯広市内で宿泊していた遊漁者は 2 番目に多く，鹿追町，帯広市を含め，十勝管内で宿泊していた遊漁者は，宿泊を伴っていた遊漁者のうち 60%程度を占めていた（図 4-1-7a）。また，朱鞠内湖でも同様の傾向がいられ，幌加内町で宿泊をしていた遊漁者が最も多く，全体の半数近くを占めていた（図 4-1-7b）。なお，朱鞠内湖の遊漁者でテント泊をしていた遊漁者は，朱鞠内湖畔のキャンプ場で宿泊していた事から，幌加内町内での宿泊として計数した。幌加内町を含む上川管内で宿泊していた遊漁者は，全体の 64%を占めていた。

遊漁者の旅行に伴う合計消費金額は，然別湖，朱鞠内湖で同程度であり，道内在住では 5,000–15,000 円，道外在住では 70,000–150,000 円程度を消費していた遊漁者が多かった（図 4-1-8）。また，道内在住の遊漁者における交通費と遊漁料以外の消費金額では，然別湖，朱鞠内湖ともに 5,000 円程度消費している遊漁者が最も多かった（図 4-1-9）。合計消費金額のうち交通費以外が占める割合は，然別湖の遊漁者では 40％程度，朱鞠内湖の遊漁者では 35％であった。道外在住の遊漁者では，然別湖では 50,000 円程度，朱鞠内湖では 50,000 円以上の金額を消費している遊漁者が最も多かった。合計消費金額のうち交通費以外が占める割合は，然別湖では 50％程度，朱鞠内湖では 54％であった。

遊漁者の消費金額の総額

1. 然別湖における遊漁者の消費金額

遊漁者の属性（居住地，然別湖で釣りをした日数）別の 1 人あたりの平均消費金額は，ファーストステージでは 0.76–6.7 万円（表 4-1-2a），セカンドステージでは 0.90–7.8 万円であった（表 4-1-2b）。2016 年での延べ遊漁者数は，ファーストステージでは 720 人，セカンドステージでは 315 人であった。観測率 p は，ファーストステージは 0.27，セカンドステージでは 0.38 と推定された。2016 年の然別湖における遊漁者の消費金額は，ファーストステージでは 2077.2 万円，セカンドステージでは 826.6 万円であり，合計で 2903.8 万円と推定された（表 4-1-3）。この金額に遊漁料（1035 人×0.41 万円＝424.4 万円）を加えた結果，2016 年に然別湖での釣りを目的として消費された金額の総額は，3328.2 万円と推定された（表 4-1-3）。このうち，交通費と遊漁料を除いた消費金額は，ファーストステージでは 683.0 万円，セカンドステージでは 265.0 万円で，合計 948.0 万円と推定された（表 4-1-3）。

2.　朱鞠内湖における遊漁者の消費金額

朱鞠内湖で 1 日券を利用していた遊漁者における，各属性の 1 人あたりの平均消費金額は，前期では 0.41–12.9 万円（表 4-1-4a），後期では 0.52–9.5 万円であった（表 4-1-4b）。1 日券発行枚数は，前期（5–6 月）では 1270 枚，後期（10–11 月）では 798 枚であった。観測率 p は，前期では 0.13，後期では 0.19 と推定された。ただし，朱鞠内湖での観測率は調査を実施していない期間の遊漁券発行枚数も含めて推定しており，調査を実施した期間における観測率を改めて推定した結果，前期では 0.47，後期では 0.76 であった。1 日券を利用していた遊漁者の消費金額の総額は，前期では 1449.6 万円，後期では 811.3 万円，合計 2260.9 万円と推定された（表 4-1-4）。また，このうち交通費と遊漁料を除いた消費金額は，前期では 546.1 万円，後期では 342.8 万円，合計 888.9 万円と推定された（表 4-1-4）。

1 か月券を利用していた遊漁者は，前期では 128 人，後期では 24 人であった。このうち，アンケート調査に回答した遊漁者は，前期では 31 人，後期では 10 人であった（表 4-1-5）。1 回の旅行での平均消費金額は，道内在住の遊漁者では前期，後期ともに 1 万円程度であり，そのうち交通費と遊漁料を除いた消費金額は前期で 0.52 万円，後期で 0.72 万円であった。道内在住の遊漁者での 1 シーズン（前期/後期）あたりの平均旅行回数は，前期では 11.3 回，後期では 10.4 回であった。一方，道外在住の遊漁者では，1 回の旅行での平均消費金額は前期で 14.4 万円，後期で 9.6 万円であり，このうち交通費と遊漁料を除いた消費金額は，前期は 8.0 万円，後期は 5.1 万円であった。1 か月券を利用していた遊漁者の消費金額の総額を推定した結果，前期では 1352.9 万円，後期では 246.7 万円であり，合計 1599.9 万円であった（表 4-1-5）。このうち，交通費と遊漁料を除いた消費金額は，前期では 806.4 万円，後期では 156.0 万円であり，合計 962.4

万円と推定された。

以上の結果から，2016 年に朱鞠内湖におけるイトウ遊漁のために遊漁者が消費した金額を総計した。遊漁者の消費金額の総額は，前期では 2802.5 万円，後期では 1058.0 万円で，合計 3860.5 万円であった（表 4-1-6）。これに全遊漁券の発行枚数分の金額（295.9 万円）を加えた結果，2016 年に朱鞠内湖で釣りをするために消費された金額の総額は，4156.4 万円と推定された（表 4-1-6）。このうち，交通費と遊漁料を除いた消費金額の総額は，1851.3 万円であった。

考察

本研究では，然別湖と朱鞠内湖においてアンケート調査を行い，遊漁者の実際の消費行動と消費金額について明らかにした。これらの湖での結果を比較しながら，遊漁者の消費行動の実態とその要因について考察するとともに，希少魚を対象とした遊漁の地域経済への貢献，および遊漁による希少魚の社会的・経済的価値について検討する。

遊漁者の消費行動の実態とその要因　然別湖と朱鞠内湖の遊漁者は，どちらも札幌都市圏，地元地域，関東地方からの遊漁者が多くの割合を占め，北海道内外を問わず広い範囲から遊漁者が訪れていた点が共通していた。本研究での調査地以外でも，滋賀県琵琶湖における固有種ビワマス *Oncorhynchus masou rhodurus* を対象とした遊漁では，貸船を利用した遊漁者のうち半数は関東地方在住であると推定されている（亀甲ら，2009）。一方，北海道洞爺湖におけるヒメマス遊漁者では，そのほとんどは地元地域に在住しており，道外在住の遊漁者はみられなかった（芳山，未発表）。こうした結果から，より満足度の高い釣りのために旅行をいとわない遊漁者にとって，遊漁対象種の希少性は，遊漁者の求心力となっていると考えられる。

然別湖と朱鞠内湖ともに，繰り返し訪問している遊漁者が多くの割合を占めていた。滋賀県琵琶湖におけるビワマス遊漁者においても，リピーターが多くの割合を占めていることが知られており（菅原ら，2014），希少魚を対象とした遊漁者においても，一般的な遊漁者と同様に，再訪頻度が高いという旅行特性があると考えられた。朱鞠内湖では年間 10 回以上の旅行を何年も継続している遊漁者も多かったが，然別湖の遊漁者では年間の旅行回数は 1–2 回程度の遊漁者が多く，通算の旅行回数でも多い遊漁者で 10 回程度であった。これは，然別湖では現在の管理体制に移行してからの歴史が比較的浅い事と，遊漁料が朱鞠内湖に比べ高額である事に加えて人数制限（1 日 50 人）があるために釣りに行く機会が限られてしまう事が原因であると考えられる。

朱鞠内湖の遊漁者では然別湖に比べ，より長い日数釣りをしている傾向がみられた。然別湖の場合，主な対象種であるミヤベイワナでは 1 人 1 日当たり 1–10 尾程度の釣果であったのに対し（第 3 章第 2 節），朱鞠内湖におけるイトウの釣果は 1 人 1 日当たり 0–3 尾程度（第 3 章第 2 節），平均的な釣獲頻度は 3 日で 1 尾程度であった（芳山，未発表）。よって，朱鞠内湖の遊漁者は，イトウの釣果が稀であることを考慮して，然別湖に比べて長期間滞在していたと考えられた。

遊漁者の旅行目的は，然別湖，朱鞠内湖ともに，大多数の遊漁者が釣りのみを旅行目的としており，それぞれの湖での釣りのみを目的としていた遊漁者も多くみられた。こうした実情から，遊漁者の消費活動は，交通費と遊漁料，宿泊滞在費（食費含む）といった，釣りに直接関わる事について集中していると考えられた。そして，消費金額のうち交通費と遊漁料以外の消費金額の大半は，宿泊滞在費という形で，少なくとも北海道内で消費されたと考えられた。

希少魚を対象とした遊漁の地域経済への貢献　宿泊を伴う遊漁者では，交通

費遊漁料以外の消費金額のほとんどは宿泊滞在費が占めていると考えられた。この結果を受けて，宿泊を伴う遊漁者の交通費遊漁料以外の消費金額は，宿泊地別の遊漁者数の割合に比例して各地域の中で消費されていたと仮定し，然別湖あるいは朱鞠内湖の近隣地域で消費された金額を試算した。なお，この試算では日帰りの遊漁者の消費過程や宿泊費以外の消費について考慮していないため，過小気味の結果となる点に留意されたい。

2016 年における然別湖の遊漁者において，交通費遊漁料以外の消費金額について宿泊を伴う遊漁者のものに限定すると，856.6 万円であった（表 4-1-2a,b）。宿泊を伴う遊漁者のうち，鹿追町内で宿泊をしていた遊漁者は 29%であった。このことから，宿泊を伴う遊漁者が鹿追町内で消費した金額は，2016 年では 248.4 万円であったと考えられる。然別湖では 2014 年においても同様の分析が行われており，遊漁者の消費金額の総額は 2507.9 万円，交通費遊漁料以外の消費金額は 823.3 万円，このうち鹿追町内での消費金額は 244.6 万円と推定されている（芳山ら，2017）。これらの結果と本研究での結果を比較すると，2016 年では 2014 年に比べ，遊漁者の消費金額総額は 1.3 倍に，交通費と遊漁料以外の消費金額も 1.2 倍に増加していたにも関わらず，鹿追町内での消費金額ではほとんど変化がないことがわかる。宿泊を伴う遊漁者では，鹿追町内の宿泊施設の混雑から鹿追町内で宿泊できなかった遊漁者も一定数みられた。そのため，本研究で概算された鹿追町内での消費金額は，遊漁解禁期間において鹿追町内で消費されうる金額の上限なのかもしれない。潜在的な鹿追町内での消費金額は，この金額を上回っている可能性がある。

朱鞠内湖については，1 か月券を利用していた遊漁者のうち，道内在住の遊漁者は全て日帰り，道外在住の遊漁者は全て宿泊を伴っていたと仮定し，宿泊を伴う遊漁者の交通費遊漁料以外の消費金額を算出すると，その金額は 978.4 万円で

あった（表 4-1-3a,b; 表 4-1-4a,b）。宿泊を伴う遊漁者のうち，幌加内町内で宿泊をしていた遊漁者は，全体の 64%であった。よって，宿泊を伴う遊漁者が幌加内町内で消費した金額は，626.2 万円（978.4×0.64）であったと推定された。この金額は，遊漁者の消費金額の総額のうち 15%を占めていた。朱鞠内湖では然別湖に比べ遊漁が行われる期間が長く，さらに幌加内町内（特に朱鞠内湖畔）で宿泊していた遊漁者が多かったため，近隣地域での消費金額は然別湖に比べて多かったと考えられる。また，朱鞠内湖では湖畔の宿泊施設において，遊漁者に特化した宿泊プランが充実している事から（朱鞠内湖総合ウェブサイト：http://www.shumarinai.jp/，2017 年 10 月 10 日閲覧），然別湖に比べて宿泊者の割合が高くなっていたと考えられた。ただし，朱鞠内湖においても，宿泊施設の混雑のために朱鞠内湖での宿泊ができなかった遊漁者もみられた事から，潜在的な消費金額はこの金額を上回っている可能性がある。

然別湖では 2016 年から，鹿追町へのふるさと納税の返礼品として，40,000 円以上の寄付で然別湖の遊漁券 1 日分と，湖畔のホテルの 1 泊宿泊券のセットを選択できるようになり，2016 年では 30 名ほどが利用していた（北海道ツーリズム協会，未発表）。朱鞠内湖でも時を同じくして，幌加内町へのふるさと納税への返礼品として，遊漁券と渡船サービス，および湖畔の宿泊施設の 1 泊宿泊券のセットや（30,000 円以上の寄付），朱鞠内湖のガイドフィッシングツアー（100,000 円以上の寄付，湖畔での宿泊を含む）が選択できるようになった。1 泊の旅行での遊漁者の宿泊滞在費は，然別湖，朱鞠内湖ともに 20,000 円未満であったことから，ふるさと納税の制度を活用することにより遊漁者が地域振興より大きく貢献することが期待される。さらに，幌加内町へのふるさと納税では，寄付金（納税金）の使途として「朱鞠内湖におけるイトウの保全活動」を指定でき，遊漁者が朱鞠内湖のイトウ保全に直接経済的な貢献することが可能になっ

ている。このように，他の行政政策も併せて活用することにより，希少魚の社会的・経済的価値はより高められるかもしれない。

まとめ　本研究では，希少魚を対象とした遊漁の例として，然別湖のミヤベイワナ遊漁と朱鞠内湖のイトウ遊漁において，遊漁者の消費活動と消費金額について包括的に調査を行った。その結果，これらの湖では，北海道内外を問わず広い範囲から遊漁者が繰り返し釣りに訪れ，1 回の旅行で 5,000–150,000 円程度の金額を消費しており，然別湖のミヤベイワナでは 3,300 万円，朱鞠内湖のイトウでは 4,200 万円程度，その経済価値が高められていることが明らかになった。そして，遊漁者の消費活動は，釣り場近隣地域の経済に少なからぬ影響を与えていると考えられた。本研究は，遊漁により地域固有の希少魚の存在意義が日本全国に広まることで社会的価値が高まり，それが遊漁者の消費活動を通じて希少魚の経済的価値を高めていたことを，日本国内の遊漁において定量的に示した数少ない例である。本研究の結果から，希少魚の保全方策に新たな視座がもたらされることが期待される。

表 4-1-1. アンケート調査結果の分析における遊漁者の属性

（a）然別湖の遊漁者

居住地（*A*）	然別湖での釣りに割り当てた日数（*d*）
北海道内	日帰り
	1 日+宿泊
	2 日+宿泊
	3 日以上+宿泊
北海道外	1 日+宿泊
	2 日+宿泊
	3 日以上+宿泊

（b）朱鞠内湖の遊漁者

居住地（*A*）	然別湖での釣りに割り当てた日数（*d*）
北海道内	日帰り
	2 日+宿泊
	3 日+宿泊
	4 日以上+宿泊
北海道外	2 日+宿泊
	3 日+宿泊
	4 日以上+宿泊

表 4-1-2. 遊漁者が然別湖で釣りをするために消費していた金額の詳細

（a）2016 年ファーストステージ

居住地（A）	釣りに割り当てた日程（d）	1 人 1 回あたりの消費金額 $c_{A,d}$（万円）		アンケート人数[a] $n_{A,d}$	観測率 $p_{A,d}$	遊漁者の実人数 $Ni_{A,d}$	遊漁者の延べ人数 $Nc_{A,d}$	合計消費金額（万円）	
		総額	交通費 遊漁料以外					総額	交通費 遊漁料以外
北海道内	日帰り	0.76	0.24	72	0.27	265.3	265.3	202.8	64.8
	1 日+宿泊	1.9	1.1	30	0.27	110.5	110.4	207.4	123.7
	2 日+宿泊	2.3	1.4	4	0.47	8.5	17.1	19.6	11.5
	3 日以上+宿泊	4.0	3.0	1	0.61	1.6	4.9	6.5	4.9
北海道外	1 日+宿泊	6.7	1.8	43	0.27	158.4	158.4	1058.1	289.0
	2 日+宿泊	7.4	2.4	35	0.47	74.6	149.2	552.5	178.4
	3 日以上+宿泊	6.2	2.2	3	0.61	4.9	14.7	30.3	10.7
合計				188		623.8	720	2077.2	683.0

（b）2016 年セカンドステージ

居住地（A）	釣りに割り当てた日程（d）	1 人 1 回あたりの消費金額 $c_{A,d}$（万円）		アンケート人数[a] $n_{A,d}$	観測率 $p_{A,d}$	遊漁者の実人数 $Ni_{A,d}$	遊漁者の延べ人数 $Nc_{A,d}$	合計消費金額（万円）	
		総額	交通費 遊漁料以外					総額	交通費 遊漁料以外
北海道内	日帰り	0.90	0.28	36	0.38	93.7	93.6	84.4	26.5
	1 日+宿泊	1.5	0.79	30	0.38	72.9	72.9	111.1	57.2
	2 日+宿泊	2.2	1.6	9	0.62	8.1	16.1	17.4	12.6
	3 日以上+宿泊	4.4	4.0	1	0.77	1.3	3.9	5.7	5.2
北海道外	1 日+宿泊	6.4	1.3	23	0.38	59.9	59.9	385.9	78.8
	2 日+宿泊	7.4	3.1	16	0.62	22.5	45.1	167.7	70.5
	3 日以上+宿泊	6.9	1.8	6	0.77	7.8	23.5	54.3	14.2
合計				121		266.1	315	826.6	265.0

[a]アンケート人数において，然別湖の釣りを主目的としていなかった遊漁者は人数に含まれていない。
*有効数字以下の数値の影響により，表中の数値は一致しないことがある

表 4-1-3. 2016 年に然別湖で釣りをするために遊漁者が消費した金額の合計

解禁時期	消費金額	遊漁料	消費金額の合計	うち 交通費遊漁料以外
ファースト	2077.2	295.2	2372.4	683.0
セカンド	826.6	129.2	955.8	265.0
合計	2903.8	424.4	3328.2	948.0

表 4-1-4. 遊漁者が朱鞠内湖で釣りをするために消費した金額の詳細（1 日券を利用していた遊漁者）

（a）2016 年前期（5–6 月）

居住地（A）	釣りに割り当てた日程（d）	1 人 1 回あたりの消費金額 $c_{A,d}$（万円）		アンケート人数 [a] $n_{A,d}$	観測率 $p_{A,d}$	遊漁者の実人数 $Ni_{A,d}$	遊漁者の延べ人数 $Nc_{A,d}$	合計消費金額（万円）	
		総額	交通費 遊漁料以外					総額	交通費 遊漁料以外
北海道内	日帰り	0.41	0.10	87	0.13	690.0	690.0	284.1	70.5
	2 日+宿泊	0.89	0.26	20	0.24	84.6	169.3	75.5	22.3
	3 日+宿泊	1.4	0.64	10	0.33	30.1	90.2	42.4	19.2
	4 日以上+宿泊	4.1	2.9	2	0.42	4.8	19.2	19.5	13.9
北海道外	2 日+宿泊	6.2	1.3	7	0.24	29.6	59.2	185.1	38.3
	3 日+宿泊	11.2	4.2	13	0.33	39.1	117.3	439.1	163.2
	4 日以上	12.9	7.0	13	0.42	31.2	124.8	403.9	218.7
合計				152		909.4	1270	1449.6	546.1

（b）2016 年後期（10–11 月）

居住地（A）	釣りに割り当てた日程（d）	1 人 1 回あたりの消費金額 $c_{A,d}$（万円） 総額	交通費 遊漁料以外	アンケート人数 [a] $n_{A,d}$	観測率 $p_{A,d}$	遊漁者の実人数 $Ni_{A,d}$	遊漁者の延べ人数 $Nc_{A,d}$	合計消費金額（万円） 総額	交通費 遊漁料以外
北海道内	日帰り	0.52	0.21	78	0.19	420.6	420.6	217.1	87.0
	2 日+宿泊	1.3	0.63	24	0.34	71.3	142.7	93.4	44.7
	3 日+宿泊	1.5	0.59	3	0.46	6.5	19.6	9.8	3.8
	4 日以上+宿泊	1.1	0.70	1	0.56	1.8	7.1	1.9	1.2
北海道外	2 日+宿泊	5.4	1.4	1	0.34	3.0	5.9	14.0	2.1
	3 日+宿泊	7.0	2.8	20	0.46	43.5	130.6	305.5	122.2
	4 日以上+宿泊	9.5	4.6	10	0.56	17.9	71.5	169.6	81.8
合計				137		564.6	798	811.3	342.8

*有効数字以下の数値の影響により，表中の数値は一致しないことがある

表 4-1-5. 遊漁者が朱鞠内湖で釣りをするために消費した金額の詳細（1 か月券を利用していた遊漁者）

（a）前期（5–6 月）

居住地域（A）	1 人 1 回あたりの平均消費金額 $c_{A,Mt}$（万円）		アンケート人数 mt_A	居住地域別人数 Mt_A	平均旅行回数 $t_{A,Mt}$	合計消費金額（万円）	
	総額	交通費以外				総額	交通費以外
北海道内	0.86	0.52	25	103.2	11.3	996.5	608.2
北海道外	14.4	8.0	6	24.8	1	356.4	198.2
合計			31	128		1352.9	806.4

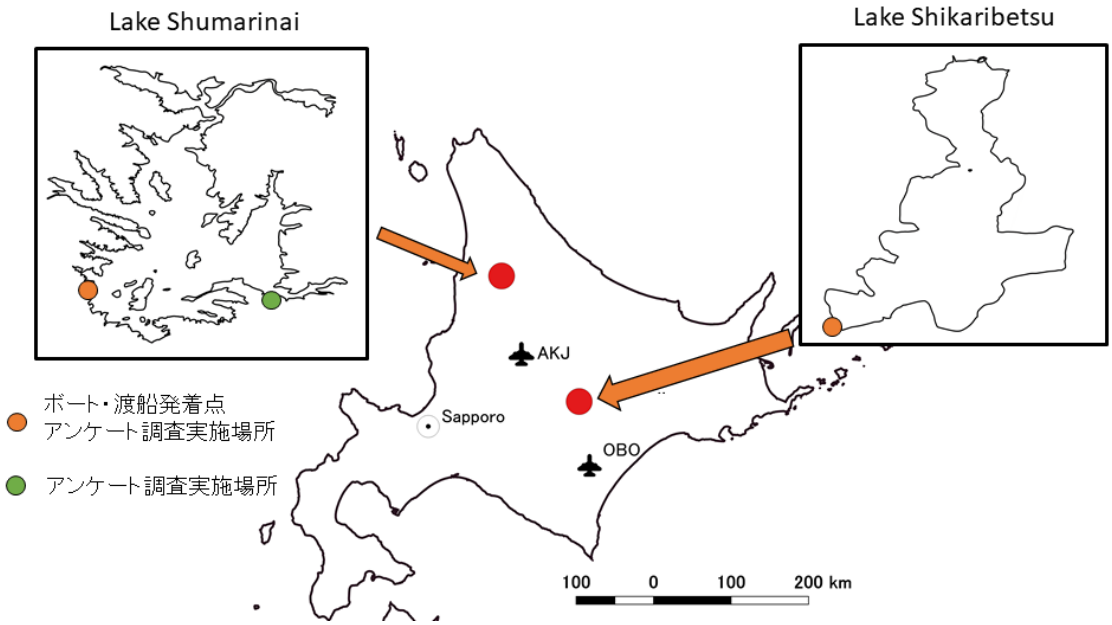
（a）後期（10–11 月）

居住地域（A）	1 人 1 回あたりの平均消費金額 $c_{A,Mt}$（万円）		アンケート人数 mt_A	居住地域別人数 Mt_A	平均旅行回数 $t_{A,Mt}$	合計消費金額（万円）	
	総額	交通費以外				総額	交通費以外
北海道内	1.0	0.72	6	14.4	10.4	155.0	107.5
北海道外	9.6	5.1	4	9.6	1	91.7	48.5
合計			10	24		246.7	156.0

*有効数字以下の数値の影響により，表中の数値は一致しないことがある

表 4-1-6. 朱鞠内湖で釣りをするために遊漁者が消費した金額の合計

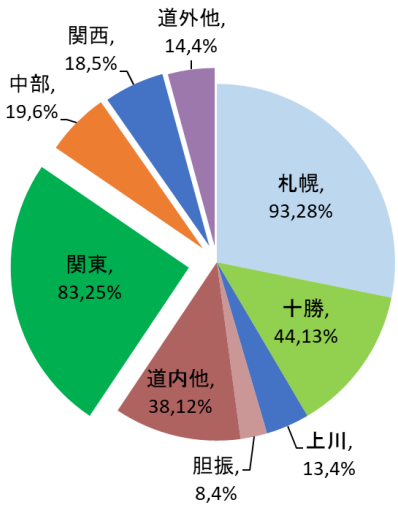
時期	遊漁券	消費金額（万円）	遊漁料	消費金額の合計	うち 交通費遊漁料以外
前期（5–6 月）	1 日券	1449.6	139.7	1589.3	546.1
	1 か月券	1352.9	57.6	1410.8	806.4
後期（10–11 月）	1 日券	811.3	87.8	899.1	342.8
	1 か月券	246.7	10.8	257.5	156.0
合計		3860.5	295.9	4156.4	1851.3



＊AKJ；旭川空港，OBO；とかち帯広空港

図 4-1-1. 然別湖と朱鞠内湖の位置と各湖で調査を実施した場所。

（a）然別湖



（b）朱鞠内湖

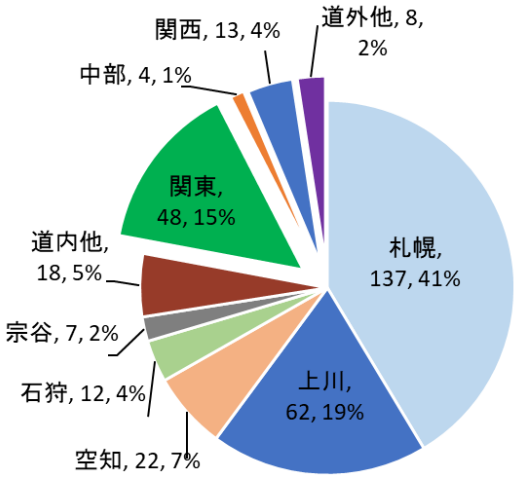


図 4-1-2.　居住地別の遊漁者数と割合。

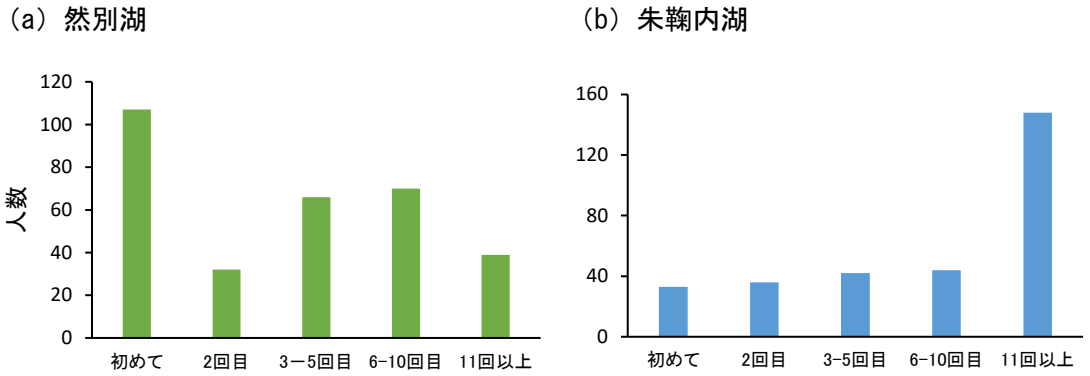


図 4-1-3. 訪問回数別の遊漁者数。

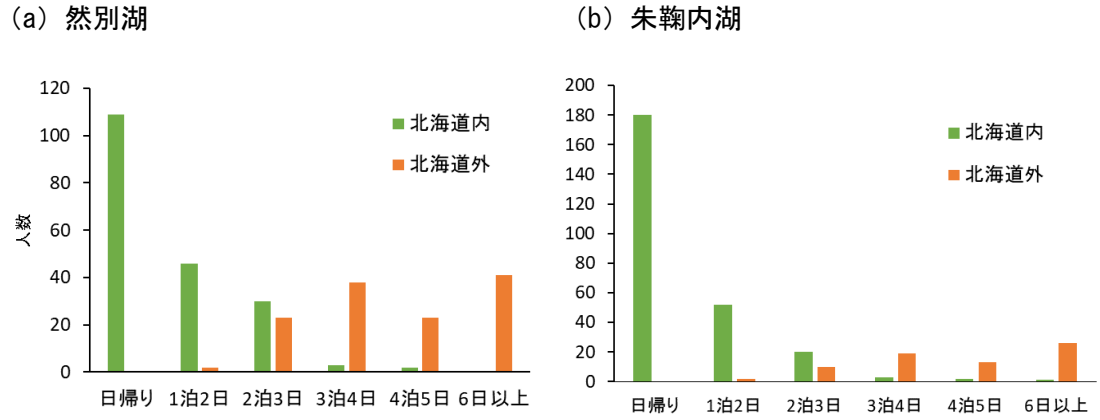


図 4-1-4. 遊漁者の旅程と人数。

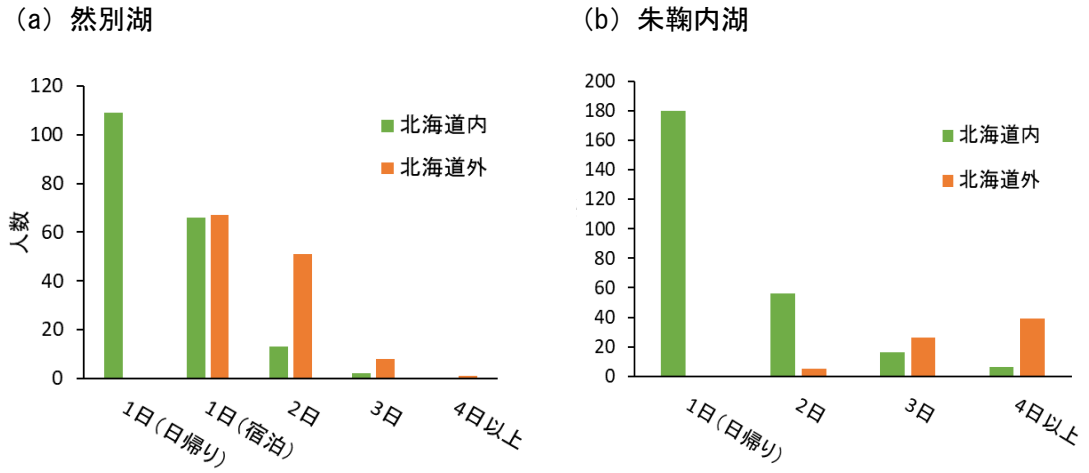


図 4-1-5. 然別湖（a）および朱鞠内湖（b）で釣りをした日数と遊漁者数。

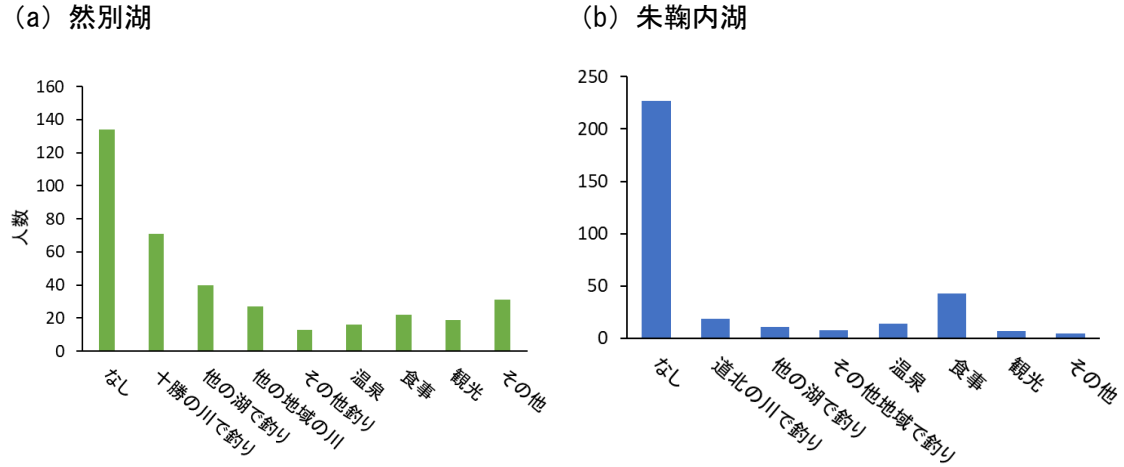


図 4-1-6. 遊漁者の然別湖（a）および朱鞠内湖（b）以外の旅行目的。

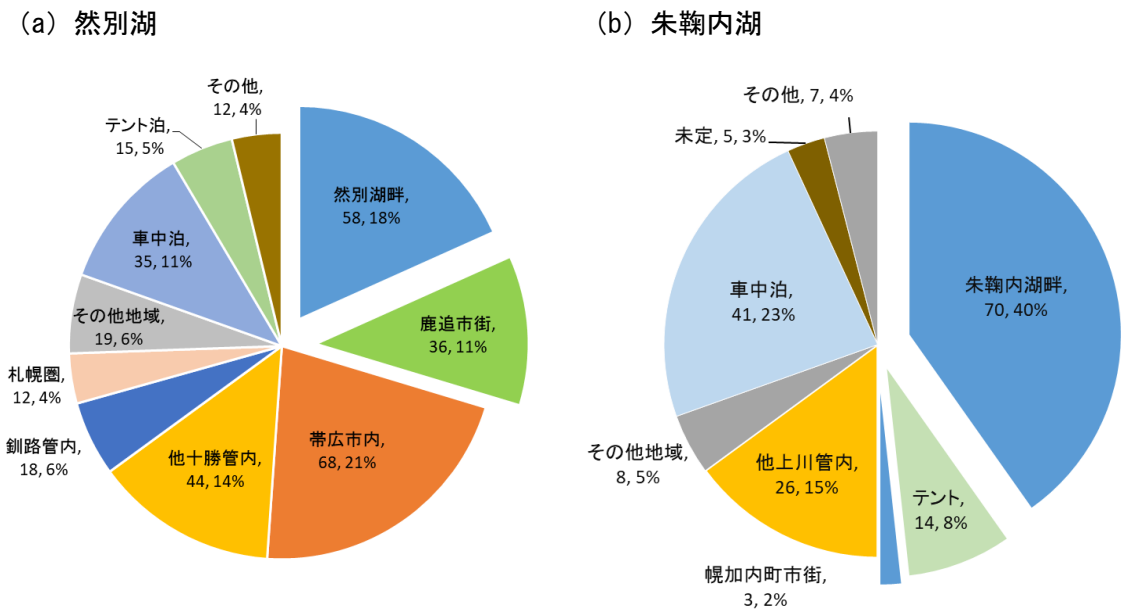
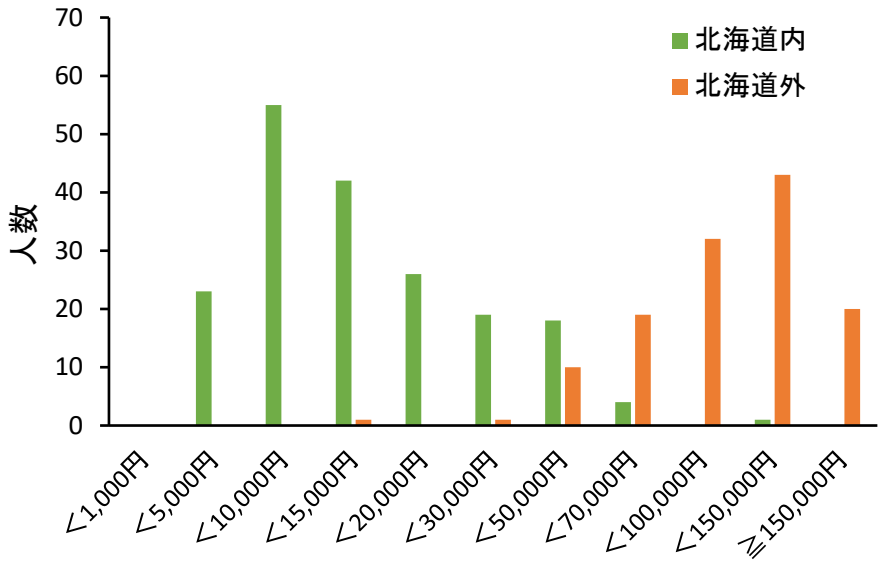


図 4-1-7.　宿泊を伴う遊漁者の宿泊地。数値は遊漁者数と割合を示す。

（a）然別湖



（b）朱鞠内湖

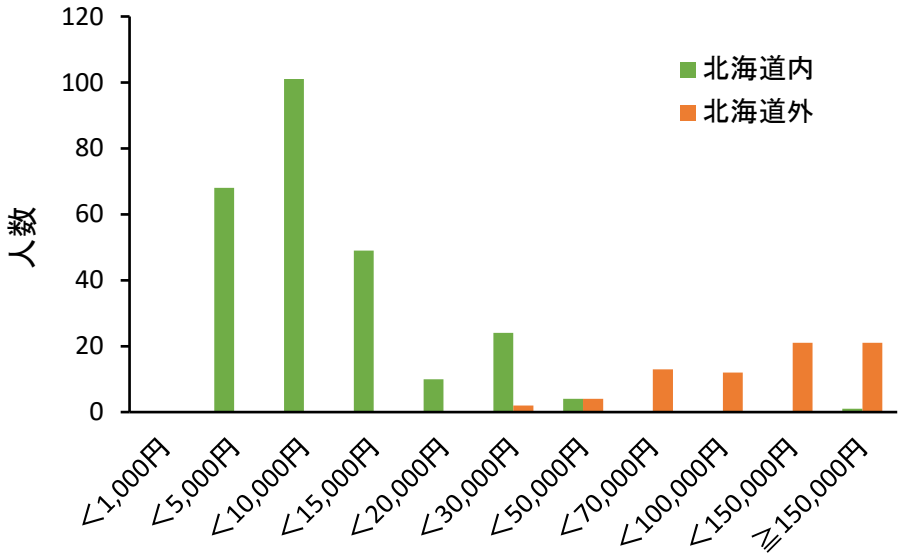
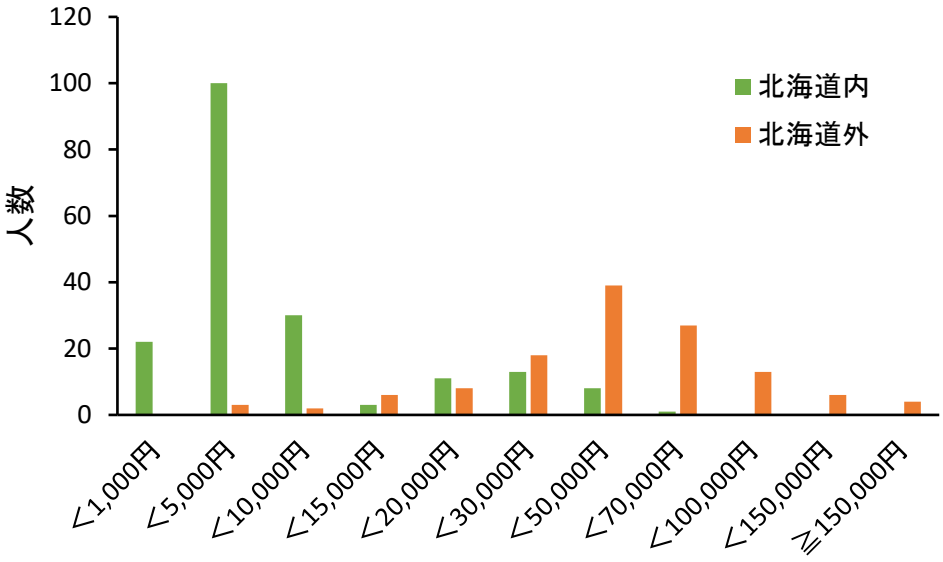


図 4-1-8.　遊漁者の旅行に伴う合計消費金額。

（a）然別湖



（b）朱鞠内湖

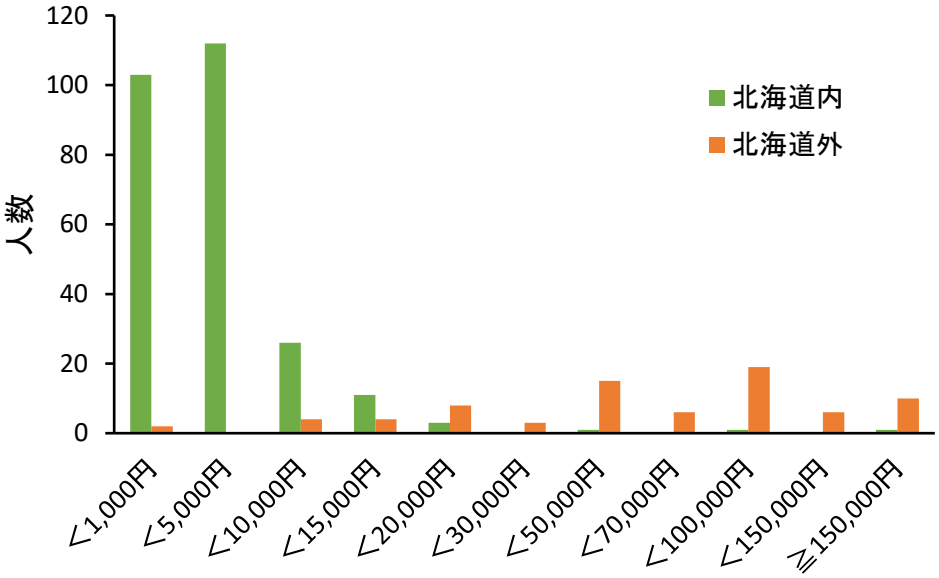


図 4-1-9.　遊漁者の旅行に伴う交通費と遊漁料以外の消費金額。

第 2 節　然別湖における遊漁の費用便益分析

内水面の水産資源は小規模であることから，遊漁者による影響を受けやすい（Post et al., 2002; 中村・飯田，2009）。そのため，わが国の内水面では一般に，各水域において漁業協同組合等の資源管理団体に対して漁業権が免許され，放流や産卵場造成等の資源増殖，遊漁規則の設定と漁場の監視，環境整備といった漁場管理業務が行われている（中村・飯田，2009；金田，2010）。こうした管理業務の財源として，組合員の賦課金や漁業権行使料の他，遊漁者から徴収する遊漁料が充てられる（中村・飯田，2009；金田，2010）。このうち，遊漁料は重要な財源となっているが（佐藤，2000），遊漁料収入は年間の遊漁者数に依存して変動しうる。そのため，適切な遊漁管理のためには，資源が維持できる範囲に遊漁による減耗を抑え，かつ十分な管理方策を実施できる収入を確保することが求められる（中村・飯田，2009；中村，2017）。

然別湖が所在する鹿追町は，固有種であるミヤベイワナを保全しながら持続的に資源として活用する事を目的として，然別湖において漁業権（第二種区画漁業権）を保有している（平田，1993；鹿追町，1994）。以前は町が遊漁の管理業務を行っていたが（鹿追町，1994），現在は管理業務の質の向上と行政コストの削減を目的に（武田，2005），NPO 法人北海道ツーリズム協会（以降，協会と表記）に業務委託し，「グレートフィッシング in 然別湖」（以降，GFS と表記）と称して遊漁を解禁している（第 1 章第 2 節）。鹿追町は GFS を，魚類資源調査ならびに地域振興策として位置付けている。そのため，鹿追町では目的に見合った遊漁解禁を継続するために，毎年町の財政から拠出を続けている（詳細は材料と方法を参照）。現行の管理体制では，的確な遊漁規則によって遊漁によるミヤベイワナ資源への減耗は無視できる程度であり，遊漁者の釣果報告から資源の増減をモニタリングすることが可能となっている（第 2 章第 1 節，第 2 節）。さ

らに，ミヤベイワナをはじめとした魚類資源は，遊漁者が満足といえる釣果を期待できる規模であり（第 3 章第 2 節），遊漁解禁による鹿追町内の地域経済への貢献も認められた（第 4 章第 1 節）。一方，然別湖における遊漁解禁の地域振興策としての役割とその妥当性については，遊漁解禁を継続するための費用と，遊漁解禁によって得られる地域振興策としての便益を分析することで評価できると考えられる。本研究では，然別湖の遊漁において費用便益分析を行った。

材料と方法

遊漁解禁にかかる費用　鹿追町は然別湖において漁業権を行使し，1）遊漁解禁による資源利用，2）ミヤベイワナの孵化放流事業による資源増殖を行っている。本研究ではこれら 2 つの事業を実施するためにかかる費用を精査した。然別湖における遊漁解禁の費用負担構造を図 4-2-1 に示す。なお，本研究で用いたデータについては，鹿追町商工観光課ならびに協会から提供され，使用および公表の許可を得たうえで本研究に用いた。

1．遊漁解禁の管理業務にかかる費用

町は遊漁解禁に必要な現地での管理業務を協会へ委託するにあたり，管理委託料を支払っている（図 4-2-1）。管理委託料は協会が 1 年間 GFS を運営するために必要となる費用の見積りを元に，協会と町との合意によって金額が決定されている。一方，遊漁者が然別湖で釣りをする際に支払う遊漁料については，然別湖魚族資源保護条例（以降，条例と表記）に基づき，一旦協会が遊漁者から徴収した後，その全額を町に納めている（図 4-2-1）。また，遊漁者向けのレンタルボートについて一部を町が保有しており，町保有分のボートのレンタル料についても同様に，協会が一旦遊漁者から領収した後に町へ納められている（図 4-2-1）。町は遊漁料やボートのレンタル料で得た収入を管理委託料の財源に充てて

おり，不足分が町の財政から拠出されている。そのため，本研究では管理委託料から遊漁料およびボートのレンタル料による収入を差し引いた金額を，遊漁解禁のために町が実質負担する金額とみなした。この金額は毎年の遊漁者数により変動していたことから，現行の管理体制となった 2005 年以降の平均金額を扱った。

2. ミヤベイワナの孵化事業にかかる費用

鹿追町は然別湖の流入河川において，ミヤベイワナの孵化事業を実施し種苗放流を行っている（鹿追町役場，1994）。この孵化事業は遊漁のための資源増殖を目的とはしていないが，漁業権の行使そのものであり，釣獲尾数や遊漁の質に影響を及ぼすものであることから，本研究では遊漁解禁の費用とみなした。鹿追町では条例に基づき，孵化事業の実施を目的に然別漁業組合（以下，組合と表記。なお，水産業協同組合法による「漁業協同組合」とは異なるものである点に留意されたい）設置し，ために毎年一定額の運営費用を出資している（図 4-2-1）。また，孵化事業の技術的業務については，2014 年以降民間団体である然別湖ネイチャーセンターに委託している（図 4-2-1）。本研究では，町が孵化事業を行うために組合に出資している金額と，技術的業務を委託するために支払う委託費用の合計を，孵化事業に拠出した費用とした。ただし，孵化事業で生産したミヤベイワナ種苗は，放流に用いられるだけでなく，町内の養殖業者に町の特産品として供給されている。そのため，孵化事業に拠出した費用に，ミヤベイワナ種苗の総生産尾数のうち放流に使われたミヤベイワナ種苗の尾数の割合を乗じた金額を，遊漁解禁における孵化事業の費用として算出した。孵化事業に拠出した費用については，2016 年は台風による災害の影響で例年とは異なる決算となっていたため，2015 年での実績を参照した。孵化事業における種苗の生産尾数と，養殖業者への出荷尾数は，2007 年から 2015 年までの平均値を用いた。

遊漁解禁による便益　GFS による便益は，町が遊漁解禁の目的の一つに地域振興を挙げている事から，1) 遊漁者が地域経済で消費した金額（遊漁料を除く），2）GFS を開催するための協会の人件費，3）GFS の設備の設営・撤収作業費とみなした。

1. 遊漁者が地域経済で消費した金額

本論文第 4 章第 1 節において，2016 年の GFS で遊漁者が鹿追町内で消費した金額を推定した。しかし，2016 年では 8 月に北海道を通過した台風による災害の影響で，セカンドステージにおいて遊漁券の予約のキャンセルが例外的に発生していることから，本来得られるべき GFS の便益を十分に反映していない可能性がある。そのため，遊漁者が地域経済で消費した金額については，2014 年における先行研究（芳山ら，2017）の結果を用いた。遊漁解禁期間において，鹿追町内では宿泊や食事といった遊漁者の需要を賄い切れておらず，潜在的な消費金額はこの金額を上回っている可能性があった。そこで，本研究では鹿追町内での消費金額と，然別湖の遊漁者が十勝管内で消費した金額を便益として扱った場合の 2 通りについて試算した。鹿追町内での消費金額，十勝管内での消費金額ともに，芳山ら（2017）の結果を用いた。

2. GFS を開催するための協会の人件費

遊漁解禁にあたり，必要な実務を協会に委託することで，町内で新しく雇用が創出される事になる。そこで，本研究では GFS を 1 年間運営するためにかかる協会の人件費（遊漁解禁期間以外の宣伝広告や準備にかかる費用を含む）を，遊漁解禁の便益とみなした。また，協会は遊漁解禁期間のうち多くの遊漁者の予約が見込まれる土日祝日については，給料が発生する正規職員の他にボランティアスタッフを増員することで対応している。このボランティアスタッフに対して謝金等は支払われていないが，宿泊費については協会が負担している。ボラ

ンティアスタッフはほとんどの場合鹿追町内で宿泊している事から，ボランティアスタッフの宿泊費についても便益とみなした。GFS にかかる協会の人件費，およびボランティアスタッフの宿泊費については，2015 年における GFS 収支決算からデータを取得した。

3. GFS の設備の設営・撤収作業にかかる費用

然別湖周辺は環境省により大雪山国定公園に指定されている。そのため，受付事務所やボートの発着に使われる桟橋は仮設のものが設置され，遊漁解禁期間の前後で設置ならびに撤去されている。設営および撤収作業や修繕については全て町内の業者に発注されており，その他にも巡視船の燃料費等の運営に必要な物品はほぼ全て鹿追町内の業者から調達されている。こうした実情から，設備の設営・運営・撤収にかかる費用は，名目上「費用」であるものの全て鹿追町内業者の収入となるため，便益とみなした。設備の設営および撤収にかかる費用については，2015 年における GFS 収支決算からデータを取得した。

GFS における収支　遊漁解禁による便益が実際の運営を担う協会にも損失なく享受されるためには，GFS を運営するために必要な費用が，実際の運営を担う協会の収入の範囲内に収まる必要がある。そこで，GFS の運営における収入と支出を比較した。GFS における収入および支出に関するデータは，2015 年における実際の GFS の決算から取得した。

結果

遊漁解禁にかかる費用　現行の管理体制になった 2005 年からの 11 年間，管理委託料は 493.5–529.5 万円の範囲であり，その平均額は 511.2 万円であった（表 4-2-1）。一方，町が遊漁解禁遊漁料およびレンタルボート収入を差し引いた実質の負担金額は 10.7–158.5 万円の範囲であり，平均は 84.9 万円であった（表 4-2-

1)。以上の結果から，本研究ではこの金額（84.9 万円）を遊漁解禁の管理業務にかかる 1 年間の費用とした。

町が孵化事業に拠出した費用は，組合に出資した金額が 71.5 万円，然別湖ネイチャーセンターに技術的業務を委託するために支払った委託料が 180.0 万円であり，合計で 251.5 万円であった。また，2007 年から 2015 年において，孵化事業で生産されたミヤベイワナ種苗のうち放流に用いられた尾数の割合は，平均して 70.9%であった。よって，然別湖での遊漁における孵化放流事業の費用は，178.3 万円と算定された（表 4-2-2)。以上の結果を合計し，遊漁解禁にかかる費用を算定した結果，遊漁解禁にかかる費用は 263.2 万円となった。

遊漁解禁による便益　遊漁解禁期間中に，遊漁者が然別湖で釣りをするために消費した金額は，鹿追町内では 244.6 万円，十勝管内では 466.2 万円であった（芳山ら，2017；表 4-2-2)。また，協会が GFS を運営するためにかかった人件費は 1 年間で 382.9 万円であり，ボランティアスタッフの宿泊費は 20.5 万円であった。これらに加え，GFS の運営に必要な設備を設営・運営・撤収するためにかかった費用は総額で 66.0 万円であった。以上の結果から，然別湖で遊漁を解禁した結果発生している便益は，鹿追町内では 714.0 万円，十勝管内では 935.6 万円と推計された（表 4-2-2)。

然別湖の遊漁解禁における費用便益分析　遊漁解禁にかかる費用に対する便益の比をとり，費用に対する便益の大きさを算出した。便益の大きさは，鹿追町内では費用の 2.5 倍，十勝管内では 3.4 倍となり，いずれのスケールにおいても費用は便益を上回っていた。

管理業務における収支　2015 年の GFS における収支を表 4-2-3 に示す。GFS の運営にかかる費用を賄う上での協会の財源は，町から支払われる管理委託料と，協会が保有するボートのレンタルによる収入であり，収入の合計は 617.4 万

円であった。一方，GFS を運営するためにかかった費用は合計で 608.0 万円であった。

考察

然別湖で遊漁を解禁した結果，全国各地から遊漁者が訪れて消費活動がおこり，期間限定ながら町内で雇用が創出され，然別湖の近隣地域に便益をもたらしていた。本研究の結果では，遊漁解禁に伴って生じる便益は，遊漁を解禁するにあたり必要となる費用を上回っていた。さらに，GFS を運営する協会は必要な費用を収入の範囲で賄えており，2012 年から 2016 年の 5 年間においても多くの年で収入が支出を上回っていた。従って，然別湖における遊漁解禁は，魚類資源のモニタリングとしてだけでなく，地域振興策として有効に機能していると考えられた。

然別湖ではかつて，遊漁者による過剰な釣獲によりミヤベイワナが激減した過去がある（第 1 章第 2 節）。この教訓から，然別湖で遊漁を解禁するためには，高度な遊漁管理の質が求められる。現在の管理体制では，管理業務に必要となる専門的な知識やノウハウを持つ地域の民間団体へ委託することで，管理業務の質を高める事とコストの削減の両方を達成できたと考えられた。現在では遊漁者数と遊漁時間に制限を定め，ウェブサイトを主とした予約制先着順により遊漁者数の管理と把握を行い，釣果報告の義務によるデータの収集と集計，遊漁者の出船から帰港までの対応といった管理業務が隅々まで行き届いている。かつて町が直接管理業務にあたっていた時は，十分な内容の管理を維持するためのコストは看過できないものとなっていた（武田，2005）。現行の遊漁管理体制は，特殊な事例とはいえ，地域特有の環境や対象魚種の特性を考慮した上で，然別湖では効率的な体制であるといえるだろう。

本研究では遊漁解禁のための費用に，孵化事業にかかる費用を算入した。然別湖におけるミヤベイワナの孵化事業は，鹿追町が然別湖の自然環境を維持する事を目的として実施しているものであり，遊漁のための資源増殖を目的としていない。さらに，孵化事業で得られるミヤベイワナ種苗の一部は，特産品として活用するために町内の養殖業者へ供給されている。このような実情から，然別湖における孵化事業の費用は，必ずしも遊漁解禁のみによって回収されるべきとは限らない。よって，孵化放流に掛かる費用を算入する場合，本来であれば遊漁以外のミヤベイワナ資源の直接利用価値に加え，間接的利用価値や，存在価値や遺産価値（環境や資源を将来世代に残したいという意思により生じる経済価値）といった，環境経済学的な視点に基づく他の経済的価値についても考慮する必要があると考えられる（栗山・馬奈木，2016）。本研究で扱った便益は，あくまでミヤベイワナを持続的な形で遊漁資源として活用した時に生じる便益に限定するものであり，「然別湖に生息するミヤベイワナの経済的価値」としては過小評価している。それにも関わらず，鹿追町内と十勝管内の両方のスケールにおいて，便益が費用を上回る結果となった。従って，費用よりも便益の方が大きいという結果は，確実性が高いものであると考えられる。

2015 年における GFS の収支決算では，収入が支出を 10 万円弱上回り，次年度に繰り越される形となっていた。それにも関わらず，遊漁解禁の便益は費用を上回っていたことから，管理委託料の金額は妥当な範囲であると考えられた。繰越金が生じていた理由として，2015 年は荒天によって遊漁を中止しなければならない日が平日 1 日のみであった事と，設備の修繕費が少額であった事が挙げられる。遊漁は自然の下で行われる事から天候の影響を受けやすく，不確実な要因により予定した収入が得られない可能性がある。例えば，2016 年ではセカンドステージ直前に台風が然別湖を襲い大規模な災害に見舞われ，遊漁料収入だ

けで 42.3 万円の利益が失われた。こうしたことから，天候不順や台風等の天災に見舞われた場合に備えた財務的な備えが必要であると考えられる。そのような備えの一つとして，解禁の日程が順調に経過した年であれば，次年度繰越金や内部留保に充てることができる余剰が生じることが望ましいだろう。NPO 法人は利潤を追求する団体ではないとはいえ，経営を維持するためにある程度の余剰金は必要不可欠であると指摘されている（田中ら，2008 ; 淺野ら，2010）。GFS を運営する協会の場合では，収入の多く（86%）が管理委託料であるとはいえ，2012 年から 2016 年の間の繰越金額の年平均は同年の間における遊漁料収入の標準偏差を下回っていたことから，必要不可欠なものとして許容される範囲であると考えられる。なお，GFS の経営状況の解釈にあたり，然別湖の漁業権は協会ではなく鹿追町が有しており，遊漁解禁の権限は町が有することから，「協会が運営する GFS を町が補助金を出して支えている」というものではない点に留意されたい。

本研究の分析の結果，然別湖の遊漁解禁により生じた地域振興策としての便益は，鹿追町が遊漁やミヤベイワナの保全に投じていた費用を上回っていた事から，然別湖における遊漁解禁は地域振興策としての目的を果たしていると考えられた。本研究において評価された便益は，遊漁が解禁されていなければ生じなかったものである。然別湖の遊漁は，行政と地元の人材で構成される民間団体が協働することで，地域の自然という資源と人材を活用して固有種ミヤベイワナをはじめとした然別湖の魚類資源を適切に利用する事で，その社会的・経済的価値を高めていたといえるだろう。

表 4-2-1. 鹿追町の管理委託料，遊漁料，レンタルボート収入の推移（単位は万円）

解禁年	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	平均
管理委託料（a）	508.2	496.7	493.5	493.5	514.0	514.0	515.0	515.0	514.5	529.5	529.5	511.2
遊漁料（b）	367.6	279.6	329.8	373.0	358.2	373.1	329.1	372.1	395.8	411.4	470.2	369.1
町所有の ボートレンタル収入（c）	100.5	58.6	61.5	63.9	81.1	47.9	32.8	48.7	43.4	42.5	48.7	57.2
差額（a-b-c）	40.1	158.5	102.2	56.7	74.7	93.0	153.1	94.2	75.3	75.6	10.6	84.9
遊漁者数	919	699	842	957	933	968	852	967	1030	1043	1192	945.6

表 4-2-2. 然別湖における遊漁の費用と便益

費用（万円）		便益（万円）		
(d) 管理委託料における鹿追町の拠出額（万円）	84.9	遊漁者の消費金額	(f1) 鹿追町内	244.6
(e) 孵化事業への拠出額（万円） ([e1+e2]×e3)	178.3		(f2) 十勝管内	466.2
(e1)組合[*1]への出資額（万円）	71.5	(g) GFS[*3]における人件費		382.9
(e2)技術的業務の委託費[*2]（万円）	180.0	(h) GFS[*3]のボランティアスタッフの宿泊費		20.5
(e3)放流に用いた種苗の割合（%）	70.9	(i) 設備の設営・運営・撤収にかかる費用		66.0
合計 (d + e)	263.2	合計	鹿追町内 (f1 + g + h + i)	714.0
			十勝管内 (f2 + g + h + i)	935.6

[*1] 協会：然別漁業組合

[*2] 然別湖ネイチャーセンターに委託

[*3]GFS；然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”事業

表 4-2-3. 2015 年然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”事業の収入と支出

収入 （万円）		支出（万円）	
管理委託料	529.5	人件費 （6 名分，1 日当たり 3–6 名）	382.9
協会所有分の ボートレンタル収入	87.9	設備の設営・運営・撤収費用	63.2
		事務作業における費用（釣果報告等）	112.3
		広告宣伝費	17.3
		ボランティアスタッフの宿泊費	20.5
		調査費	5.6
		修繕費	2.8
		保険料	3.4
		次年度繰越金	9.4
合計	617.4	合計	617.4

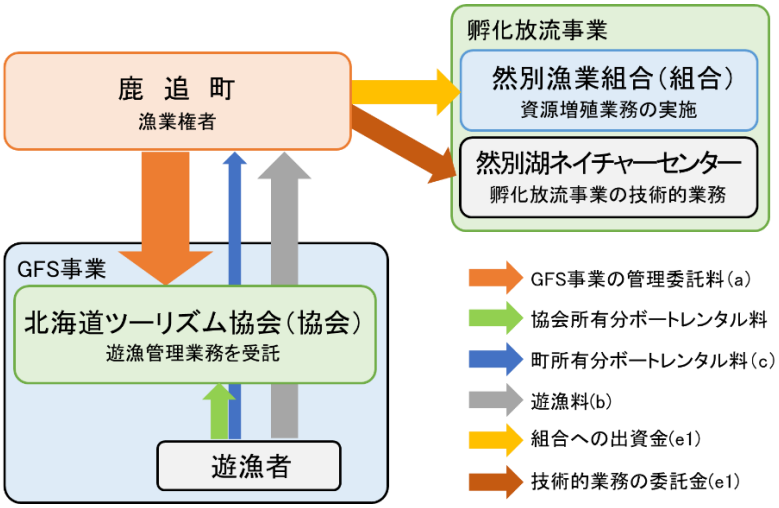


図 4-2-1.　然別湖における遊漁解禁の費用負担構造。凡例中の記号は表 4-2-1 および表 4-2-2 中の記号に対応する。

第 5 章　総合考察

本論文では，然別湖における遊漁管理について，資源と遊漁の量的関係，遊漁者の志向，遊漁者の経済活動の 3 つの観点から研究を行った。第 5 章では，本論文での一連の研究結果をもとに，然別湖における遊漁を持続していくための管理方策について検討した。まず，遊漁規則の妥当性と魚類資源の管理指針の 2 点について検討する。次に，然別湖における遊漁管理の経営基盤についてその持続性を検討する。最後に，然別湖における遊漁の役割について議論するとともに，希少魚を対象とした遊漁の意義について考察する。

遊漁規則の妥当性　遊漁規則は，遊漁を持続的に継続するための重要な要素である（Randomski et al., 2001; 中村・飯田，2009; Cooke et al., 2016）。然別湖における遊漁規則では，ミヤベイワナの保全と遊漁の両立を目的として，1）ミヤベイワナのキャッチ＆リリース，および漁具・釣り方の制限，2）遊漁者数の制限，3）資源モニタリングを目的とした釣果報告が定められている。ここで，これらの遊漁規則が，その意義や意図に沿ったものであるか検討する。

1. ミヤベイワナのキャッチ＆リリース，および漁具・釣り方の制限

遊漁対象種のうち，ミヤベイワナは然別湖の固有種であり（前川，1989），個体群の保全と遊漁資源としての活用を高度に両立する必要がある（第 1 章第 2 節）。この目的を達成するための規則として，ミヤベイワナのキャッチ＆リリースを遊漁規則で定めている（佐々木，2006）。本研究の結果から，現在の遊漁におけるミヤベイワナのキャッチ＆リリース後の死亡率は 1.8%であり，遊漁による資源の圧力は無視できるほど小さいものであると評価された。よって，ミヤベイワナのキャッチ＆リリースは目的に見合った遊漁規則であるといえる。さらに，漁具および釣り方の制限（シングルバーブレスフックを用いたルアー/フライフィッシング限定）は，先行研究にもとづく知見から（第 2 章第 2 節），キャ

ッチ＆リリースを実効性のあるものとするうえで，科学的根拠に即した妥当な規制であるといえる。

釣り方の制限はキャッチ＆リリース後の死亡率低減のみならず，漁獲効率という点においても遊漁による圧力の低減に寄与していたと考えられる。餌釣りとミヤベイワナの持ち帰りが認められていた 1995 年の然別湖では，1 人 1 日当たりのミヤベイワナの平均持ち帰り尾数は 5.88 尾/人・日であり，この時の資源尾数 13,880 尾であった（北海道立水産孵化場，1995；平田，1997）。このことから，第 2 章第 3 節と同様の方法で当時の遊漁におけるミヤベイワナの漁獲効率を求めると，0.15 ha/人となり，ルアー/フライフィッシングのみの 2015 年に比べて約 3 倍程度高い。1995 年当時における餌釣り/ルアー/フライの遊漁者の比率は不明だが，ミヤベイワナ遊漁では資源尾数が多いほど漁獲効率が高くなると考えられたにもかかわらず（第 2 章第 1 節），餌釣りを含む 1995 年の方が資源尾数の多い 2015 年よりも漁獲効率が高いことから，餌釣りの方がルアー/フライフィッシングよりも漁獲効率は高いと考えられる。さらに，1995 年では持ち帰られた尾数に加え，記録に残っていないリリースされた（あるいは投棄された）ミヤベイワナもいることが想定されることから（平田，1993；1997，佐々木，2006），実際の釣獲尾数および漁獲効率はさらに高いと思われる。

釣り方の制限は，持ち帰り尾数の制限（キャッチ＆リリース）と合わせて，遊漁者の志向という観点においても遊漁による圧力の低減に寄与していたと考えられた。餌釣りの遊漁者はルアー/フライフィッシングでの遊漁者に比べ，より数多くの魚を釣り持ち帰りたいという志向が強いとされる（中村・飯田，2009；玉置ら，2016）。第 3 章第 2 節では，遊漁者の志向の違いによる満足度と釣果の関係の違いを検討した。その結果，然別湖のミヤベイワナ狙いの遊漁者では 10–15 尾前後で一定の満足度を得ていたのに対し，食用資源として高い利用価値を

有する洞爺湖のヒメマスを狙う遊漁者では，同程度の満足度を得るときの釣果は 70 尾以上であった。さらに，ミヤベイワナはヒメマスと同様に美味であるといわれており（前川，1989），ミヤベイワナに対し遊漁者の間で食用としての利用価値が生じた場合，遊漁規則がなければ，遊漁者はより効率の高い釣り方（＝餌釣り）を用い，満足のために現在以上のミヤベイワナ釣果を求める可能性がある。こうした背景から，遊漁規則にキャッチ＆リリースを定めても，多くの餌釣りの遊漁者に受け入れられない恐れがある。実際，キャッチ＆リリースが遊漁規則に導入されても，餌釣りの遊漁者ではあまり守られなかった事例が報告されている（大浜ら，2002；大串，未発表）。さらに，現行の管理体制になる 2004 年以前の然別湖では，ミヤベイワナの持ち帰りが尾数制限付きで認められていたが（第 1 章第 2 節），制限尾数の範囲でより型のよいものをできるだけ多く持ち帰ろうとするために，いったん制限尾数を超える尾数を確保し，遊漁を終了したのちに持ち帰る個体を制限尾数の範囲で選別し，残りを湖に放すという行為が広く行われていた（佐々木，2006）。この時に湖に放された個体のほとんどはその後死亡していたといい（田畑，北海道ツーリズム協会，私信），当時の持ち帰り尾数制限は実効性が薄かったとされている。実際，当時は遊漁による減耗を制限する遊漁規則が定められていたにも関わらず，ミヤベイワナ資源の増加はみられなかった（第 1 章第 2 節）。こうした背景から，持ち帰りを認めたうえで確実に遊漁による減耗を抑えるためには，遊漁者の監視の徹底などより多くのコストがかかることが想定される。そこで，キャッチ＆リリースに対して理解があるルアー/フライフィッシングの遊漁者に遊漁者層を絞り，キャッチ＆リリースを義務とすることで，低いコストで確実に遊漁による減耗を低減することができていたと考えられる。ミヤベイワナの持ち帰りが認められていた時代においても，ルアー/フライフィッシングの遊漁者を中心に「キャッチ＆リリースを義

務化するべき」という意見が多く寄せられていたことから（平田，1993b ; 1997 ; 武田，2005），然別湖ではキャッチ＆リリースを導入する素地があったと考えられる。

然別湖におけるミヤベイワナ資源は固有の個体群であることから，慎重に予防的な管理方策がとられることが望ましい。Cooke et al.（2016）は，希少魚を対象とした遊漁について世界各国の複数の事例を参照し，希少魚を対象とした遊漁は，原則としてキャッチ＆リリースで行われるべきであると提言している。こうした背景から，ミヤベイワナを対象とした遊漁では，限られた人的・金銭的費用の中で，希少魚を資源として利用しながら保全することが可能な範囲に遊漁の圧力を抑えるために，キャッチ＆リリースによる遊漁が望ましいだろう。

2. 遊漁者数の制限

現行の遊漁規則において，遊漁によるミヤベイワナ資源の減耗は資源規模の0.1%以下に抑えられていた。そのため，資源の規模と遊漁による圧力とのバランスという観点からは，1 日当たりの遊漁者数の制限（1 日 50 人）を引き上げる余地があると考えられる。遊漁者数の制限を緩和することにより，遊漁料収入の増加が見込め，より多くの遊漁者に対して然別湖の生態系サービスを享受する機会を提供できる。しかしその一方で，現行の遊漁管理体制では，ウェブサイトを主とした予約制先着順による遊漁者数の管理と把握や，遊漁者からの釣果報告データの収集と集計，遊漁者の出船から帰港までの対応といった，資源や遊漁者の満足度を維持するための管理運営業務に多くのコストがかかっている。そのため，遊漁者数の増加に伴い，こうした管理業務の継続が困難になる可能性がある。さらに，遊漁者数の増加そのものにより遊漁者の満足度低下も想定される（Johnston et al., 2010）。よって，遊漁者数の引き上げについて検討する場合，遊漁による資源への影響だけでなく，遊漁の運営・管理業務の維持や，遊漁者の満

足度の観点から検討すべきであると考えられる。

3. 遊漁者の釣果報告

本論文第 2 章第 1 節および第 2 節の結果から，遊漁者の釣果報告は魚類資源の増減を把握するモニタリングとして機能しうると考えらえられた。よって，然別湖における遊漁解禁は，魚類資源調査という鹿追町の目的を果たしているといえる。ミヤベイワナとサクラマスについては，遊漁者の釣果データから得られた標準化 CPUE の推移は，資源尾数の推移と一致した。さらに，遊漁規則により遊漁による資源への圧力は極めて小さく抑えられていた。よって，遊漁者へ釣果報告を遊漁規則に定めてそのデータを集計し，漁獲効率に影響を与える資源尾数以外の要因について補正を施して標準化 CPUE を求めることで，資源の増減傾向を把握できると考えられた。ただし，ミヤベイワナについては，標準化 CPUE と資源尾数の関係について Hyperdepletion が生じている可能性があることから，標準化 CPUE が大幅に増加した場合でも，資源尾数は標準化 CPUE の増加幅ほど増加していない可能性がある点に注意を要する。

遊漁では通常，遊漁者による釣獲尾数の把握は困難であり，高度な調査や分析が必要な場合が通例である（安藤ら，2002；亀甲ら，2009；2015）。しかし，然別湖の場合では，遊漁者が出入りできる場所がごく限られており，1 日の遊漁券発行枚数を制限し，遊漁終了時刻を定めて遊漁者の安否確認を徹底していた事で，遊漁管理業務として遊漁者の釣果報告を容易に集計できたと考えられた。希少魚を対象とした遊漁では，遊漁者による釣獲尾数の把握は遊漁の持続性を保証する上で重要な要素である（Cooke et al., 2016）。遊漁がミヤベイワナの保全策としての機能を保持し続けるために，現行の体制での釣果報告の集計・把握の継続が望まれる。

本研究では然別湖における遊漁対象種の標識放流を行ったが，遊漁者が釣果

を報告するシステムが確立されていたために資源尾数の推定が可能であったといえる。標識放流法により資源尾数を推定する場合，標識魚の再捕獲や総捕獲尾数の情報の取得に多くの手間がかかり，これらの情報を取得できたとしても標識放流法に求められる前提条件を満たすことが難しい場合が多い（能勢ら，1988；田中，2012; Henderson and Fabrizio, 2014）。しかし，然別湖では遊漁者による釣果報告制度が存在したことで，遊漁者の釣獲尾数のみならず，標識魚の再捕獲情報も比較的容易に取得できた。遊漁が希少魚の保全に寄与する形の一つとして，遊漁者の釣果データを活用した魚類資源の調査研究が挙げられる（Granek et al., 2008; Cooke et al., 2016）。然別湖の例も，遊漁者による釣果報告が，釣獲尾数のモニタリングのみならず，遊漁者が高度な資源調査に参加する契機として機能した一例といえる。さらに，遊漁者の釣果報告が各種研究に役立てられている事を発信し，自らの釣果報告が資源調査に活用されていることを実感してもらうことにより，資源調査や魚類資源の保全に対する遊漁者の意識をより高められるかもしれない。

魚類資源の管理指針　ミヤベイワナは然別湖の固有種であり，個体群の保全が求められる。さらに，然別湖の多くの遊漁者は，ミヤベイワナを釣ることを目的として訪れており（第 3 章第 1 節），ニジマス狙いの遊漁者であってもミヤベイワナの釣果は然別湖の遊漁者の満足度を高める要因であった（第 3 章第 2 節）。これらのことから，然別湖における遊漁管理においてミヤベイワナ資源の維持は最重要課題であるといえる。遊漁の持続という観点から考えた時，ミヤベイワナ資源は遊漁者が満足といえる釣果が期待できる資源規模で維持する必要がある。遊漁者による 1 日の釣りの満足度の評価では（0–5 の 6 段階，5 が最高），初めて然別湖を訪れた遊漁者，および年をまたいで複数回訪れていた遊漁者ともに 3 あるいは 4 と評価した遊漁者が多かった（第 3 章第 1 節）。このことから，

遊漁者が然別湖の釣りに一定の満足をして，再訪する動機となる満足度として，満足度 4 が指標となると考えられる。遊漁者の満足度と釣果の関係について推定した結果，満足度 4 に到達する時の釣果は，ミヤベイワナ狙いの遊漁者では釣獲した魚種数に応じて 10–15 尾程度であった（第 3 章第 2 節）。また，2014 年において水温 12 度，天候晴れという条件下での 1 人 1 日当たりの平均釣獲尾数（標準化 CPUE）は 16.3 尾であり，資源尾数は 105,300 尾であった（第 2 章第 2 節）。この時ではアンケート調査に回答した遊漁者のうち 30%が 10 尾を超えるミヤベイワナの釣果を得ていた。2015 年では標準化 CPUE は 7.5 尾/人・日，資源尾数は 92,800 尾であったが，10 尾を超えるミヤベイワナの釣果を得ていた遊漁者は 46%に及んでいた。こうした結果から，ミヤベイワナにおいて遊漁者が満足といえる釣果が期待できる資源尾数は，ファーストステージにおいて 90,000–100,000 尾前後であり，この水準の維持が管理目標と目安となるだろう。

然別湖におけるミヤベイワナ資源は，自然再生産と，鹿追町が実施している孵化放流により支えられている。2014–2016 年における資源尾数の推移から，孵化放流が資源の維持に一定の寄与をしている可能性が示唆された（第 2 章第 1 節）。さらに，1995 年および 1996 年におけるミヤベイワナ資源調査においても，資源のうち 20%弱は孵化放流由来であるという結果が得られていることから（北海道立水産孵化場，1995；1996），ミヤベイワナ資源は，自然再生産が主体ながらも，孵化放流も資源の維持に一定の寄与をしていると考えられる。

然別湖のミヤベイワナ天然魚は，湖に流れ込む数本の流入河川で再生産しており，ミヤベイワナでは基本的に生まれた河川に遡上して産卵することから，支流を含み流入河川ごとに産卵個体群を形成していると考えられる（Maekawa, 1985）。個体群の多様性は分散ポートフォリオ効果により資源の安定的維持に寄与するため（Schindler et al., 2010），多くの流入河川において再生産が可能な環境

を保全し，天然個体群の再生産を促す事が，ミヤベイワナ資源の安定的維持に寄与すると考えられる。また，孵化放流についても，資源の維持に一定の寄与が示唆されていることから，天然個体群が急減した際のリスクに備えるために今後も継続されることが望まれる。ただし，過度の孵化放流は個体群の遺伝的多様性の低下や野生個体群の生残の低下，環境適応能力の低下といった負の効果を引き起こす可能性が指摘されていることから（Levin et al., 2001; Myers et al., 2004; Araki and Schmid, 2010），孵化放流魚を主体としてミヤベイワナ個体群を維持することは，個体群の保全という観点では望ましくないと考えられる。ミヤベイワナ資源を維持するために，孵化放流尾数については過度にならないよう注意を要する。

然別湖では在来固有種のミヤベイワナのみならず，移入種でありサクラマスとニジマスも生息し（前川，1977；Koizumi et al., 2005），遊漁資源として利用されている。移入種の存在は，餌生物や生息空間を巡る競合を通じて在来種が外来種に置き換わる例や（鷹見ら，2002；Morita et al., 2004；Baxter et al., 2007），種間交雑により繁殖に障害をもたらす可能性が指摘されており（Koizumi et al., 2005），在来種の存続を脅かすリスクになりうる（三沢ら，2007）。その一方で，然別湖の遊漁者のうち約 4 分の 1 はニジマスを狙って然別湖を訪れており（第 3 章第 1 節），ミヤベイワナ狙いの遊漁者においても釣獲した魚種の数が多いほど満足度が上昇する傾向がみられた（第 3 章第 2 節）。さらに，ニジマスの存在は水温が高くなるファーストステージ後半やセカンドステージにおける遊漁者数の維持に寄与していると考えられた。こうした事実から，然別湖における移入種の存在は，保全生物学的視点では望ましくないが，遊漁管理の視点からはミヤベイワナ，サクラマス，ニジマスの共存が望ましいと考えられる。よって，然別湖において遊漁を持続するためには，両者の視点を勘案した管理方策が求められ

るだろう。ニジマスについては，遊漁者は大型個体を求めている一方，多くの釣獲尾数を必ずしも望んでいない事から（第 3 章第 2 節），低密度で資源を維持する事が望ましいといえる。サクラマスについては，現在では最重要の釣獲魚種として狙う遊漁者はあまり多くないことに加え，漁獲効率もミヤベイワナに比べて高いことから，資源は高密度でなくとも遊漁者の満足度を高めることができると考えられる。

本研究を行った 2014–2017 年の然別湖では，ミヤベイワナの生息密度はサクラマスとニジマスの生息密度を大幅に上回っていた（第 2 章第 1 節）。過去に行われてきた資源調査においても，ミヤベイワナはサクラマスおよびニジマスの生息密度を上回ると考えられていたことから（北海道立水産孵化場, 1973 ; 1981 ; 1983 ; 1999–2001），サクラマスやニジマスが移入された後もミヤベイワナが継続して優占し続けていたと考えられる。よって，現状において移入種はミヤベイワナの存続を脅かす存在にはなっていないだろう。さらに，移入種 2 種はミヤベイワナに比べて大幅に釣られやすく（第 2 章第 3 節），持ち帰りが認められている。よって，移入種 2 種はミヤベイワナに比べ遊漁の影響をより大きく受けやすいと考えられる。こうした現状を考慮して，今後の然別湖におけるサクラマス資源とニジマス資源の扱いについては，「守ろうとしない，増やそうとしない」を基本姿勢として，釣果データにもとづくモニタリングにより今後の動向を監視しつつ，資源として利用を継続する方向性がよいと考えられる。今後，移入種がミヤベイワナの存在を脅かすほど増加するようであれば，持ち帰り制限を引き上げて移入種個体数の低減を図るように方針転換するなど，移入種の資源状況に応じて順応的に対応すべきある。

遊漁管理の経営基盤　内水面における遊漁の持続性を検討するためには，遊漁による圧力と魚類資源の規模とのバランスのみならず，遊漁管理の経営の持

続性についても考慮しなければならない。経営を支える基盤を構成する主な要素として，サービス，組織・人材，財務・コストの 3 つが挙げられる。ここでは，然別湖における遊漁に関してこれら 3 つの持続性について考察する。

然別湖における遊漁のサービスについては，遊漁者を満足させるのに十分な水準のものが提供されているといえる。然別湖の遊漁者は，本論文第 3 章第 1 節における満足度の評価（0–5 の 6 段階評価）のうち，3 あるいは 4 の評価であればリピーターになりうると考えられたが，多くの遊漁者が 3 以上，4 割近くの遊漁者が 4 以上の評価をした（第 3 章第 1 節）。こうした遊漁者は，満足度を得るうえで十分な釣果を得ていたことに加え，釣果以外にも然別湖の環境や釣り場としての雰囲気といった要因も評価理由に挙げていた（第 3 章第 1 節）。さらに，遊漁者は然別湖の釣果情報も参照にして訪れていたと考えられたことから，ウェブサイトを通じた遊漁者の釣果報告に基づく釣果情報の発信も遊漁を維持する上で重要なサービスであるといえる。こうしたサービスが継続された結果，2006 年から 2015 年にかけて遊漁者数は増加傾向で推移しており，遊漁者のうちリピーターの割合も 2014 年から 2016 年にかけて一貫して多数を占めていた。遊漁管理の持続性においてリピーターの確保は重要であり，現行の遊漁管理におけるサービス水準によってリピーターを確保できていると考えられた。

然別湖における漁業権者は鹿追町であり，遊漁を解禁する権限は鹿追町が有する。しかし，町単独では遊漁管理を運営するノウハウが不足していた事に加え，行政コストがかさむため，現地での遊漁管理業務は地元の NPO 法人である北海道ツーリズム協会に委託されている（武田，2006）。協会には遊漁や魚類資源，気象，船舶，さらにはウェブサイトや組織の運営管理といった，現在の遊漁管理を支えるために必要となる多様な専門知識を持つ様々な人材が所属している。よって，現在の然別湖における遊漁管理は，漁業権という明確な管理権限を持つ

自治体（鹿追町）と，遊漁解禁に必要な知識・技術を持つ人材を有する地元の民間団体が協働することにより，初めて必要なサービスが維持されているといえる。然別湖における遊漁は，主な遊漁対象種が固有種であり，遊漁による圧力を厳格に制御し，遊漁者数と解禁日数を限定しながら高度な管理を実施しなければならず，一般的な遊漁に比べて制約の大きい特殊な事例である。このような特殊な事例において，自治体と民間団体の協働は必要な遊漁管理の質を維持する上で効果的な方策であると考えられる。

然別湖における遊漁解禁では，収入の範囲で必要な費用を賄えており，その管理業務の質も希少魚ミヤベイワナを対象に遊漁を持続する上で満足なものであった。ただし，漁業権者の鹿追町が北海道ツーリズム協会へ現地での管理業務を委託するにあたり，町から協会に支払われる管理委託料が遊漁解禁にかかる費用の主要な財源となっていた。この管理委託料の財源の多くは遊漁料収入であったが，2005–2015 年では平均で 16.6%は町の財政から拠出されていた（第 4 章第 2 節）。鹿追町は然別湖で遊漁解禁する目的として地域振興を挙げており，遊漁解禁のために町が協会へ支払う管理委託料は，然別湖における魚類資源を活用した地域振興策，並びに然別湖の魚類資源調査を目的として拠出していた。鹿追町は漁業権者であることから遊漁解禁の権限を有し，政策的意図から 1993 年以来遊漁解禁のために拠出を続けてきた。しかし，拠出額に対して妥当な効果が得られなければ拠出の継続は困難であったことから（武田，2006），遊漁解禁への投資と政策的意図に見合った効果とのバランスが財務の持続性を検討する上で重要であると考えられる。本論文第 4 章第 2 節の結果では，遊漁解禁による地域振興策としての便益は町が遊漁解禁のために拠出した費用を上回っていた。さらに，第 2 章第 2 節では，遊漁者の釣果報告により資源水準を把握する事ができると考えられたため，遊漁規則による釣果報告は資源調査としての役割

も持つ。よって，遊漁解禁は地域経済の活性化と然別湖における魚類資源調査の両方の目的を満たしており，費用対効果に見合った成果をもたらしていたといえる。この結果は，鹿追町による遊漁解禁への拠出を継続する根拠となると考えられる。遊漁解禁の収支についてより詳細に議論する場合，遊漁者の消費による税収増についても言及する必要があるかもしれない。しかし，鹿追町は管理委託料や孵化事業にかかる費用について，町内の自然環境の保護や産業の維持，および漁業権の保持のために必要不可欠な費用として認識しており，遊漁解禁にかかる費用は完全に回収されるべきであるという立場はとっていない（鹿追町役場，2017 年 9 月 28 日聞き取り；平田，1993b）。よって，本研究では町の政策的拠出の妥当性をもって財務の持続性とみなし，より詳細には言及しなかった。

以上の一連の結果から，然別湖における遊漁では，遊漁を持続させる上で必要な遊漁者数を確保できるだけのサービス水準があり，これを保つための人材および組織と財源が認められたといえる。よって，然別湖における遊漁は，運営という視点においても持続性があると考えられた。

希少魚を対象とした遊漁の意義　然別湖の遊漁において主な対象となっているミヤベイワナは，然別湖の固有種である。そのため，然別湖の個体群が消滅した場合，天然の個体群は絶滅してしまう。このような生物種を保護する場合，全面禁漁とするのが通例であろう。しかし，こうした魚種を対象に，厳格な管理体制の下であえて遊漁資源として活用する意義として，次に示す 3 つが挙げられる。

1. 希少魚の社会的・経済的価値の創出

ごく限られた地域にしか生息しない希少魚について，全面禁漁の保護策をとった場合では，希少魚の恩恵や社会的価値を見出せる人はごく一部に限られるだろう。しかし，遊漁資源として活用される事により，希少魚に価値を見出し，

その存続を必要とする人が増え，より広い範囲の人々の間で希少魚の保全に対する意識を共有できる。然別湖のミヤベイワナのみならず，朱鞠内湖におけるイトウにおいても，これらの魚種を求めて全国の遊漁者が訪れていた（第 4 章第 1 節）。そして，こうした遊漁者により希少魚の生息地周辺の地域で釣り旅行に伴って消費活動が起こり，地域経済への一定の寄与が認められた。このように，遊漁者以外の人々にも，遊漁を契機として地域固有の希少魚が経済的恩恵をもたらし，より広い範囲の，より多くの人々によって希少魚の価値が認識され，希少魚を保全する社会的・経済的意義が生じる要因となりうるだろう。

2. 一般の遊漁者も参画した希少魚のモニタリング

然別湖では，遊漁規則により釣果報告が義務付けられていたことから，遊漁による資源のモニタリングが可能となっていた。希少魚に対して完全に禁漁の措置をとった場合でも，個体数の把握やモニタリングは保全のために必要である。然別湖の場合，遊漁者に釣果報告を課すことにより，遊漁解禁が資源のモニタリングを兼ねていた。この場合ではさらに，遊漁管理業務に費用を要する一方で，遊漁料としての収入が得られ，さらに地域経済の活性化も期待できる。また，然別湖では遊漁解禁にかかる費用の大半は遊漁料収入として回収されていた。このように，然別湖では遊漁を資源モニタリングとして活用することで，費用と労力を削減できていた。ただし，遊漁による資源モニタリングを成立させるためには，遊漁による魚類資源への圧力を最低限に抑える必要があるため，キャッチ＆リリースや漁具の規制といった遊漁規則の設定と周知徹底が不可欠である（Cooke et al., 2016）。

然別湖では，管理システムや地理的特性からすべての遊漁者から釣果報告を得ることが可能である。しかし，通常の釣り場ではこのような釣果報告を得ることは容易ではない（亀甲ら，2009；Hansen et al., 2015）。近年ではスマートフォ

ンの普及に伴い，釣りに関する情報を共有する各種アプリケーションが存在し，こうしたアプリケーションを用いて多くの遊漁者が手軽に釣果を記録し共有できる（Papenfuss et al., 2015）。そこで，然別湖以外の水域では，このようなアプリケーションの活用が，遊漁者の釣果情報を容易かつ大量に取得する上で有効であるかもしれない（Hansen et al., 2015; Papenfuss et al., 2015）。本研究における然別湖と諸条件が異なるものの，将来，他の水域においても然別湖と同様に遊漁者による釣果データを使った資源モニタリングが可能になるかもしれない。

まとめと結論　現在の然別湖における遊漁管理は，固有種ミヤベイワナの保全策としての役割を果たしているといえる。管理方策として遊漁者を資源調査員と位置付け，遊漁による圧力を無視できる範囲に抑える規制の下で釣果報告を義務付けることにより，固有種ミヤベイワナだけでなく，同所的に生息する移入種であるサクラマスとニジマスの資源モニタリングが可能となっている。一方，遊漁者は，的確な管理体制が存在するために然別湖で釣りを楽しむことができ，その結果近隣地域のみならず全国の遊漁者が，ミヤベイワナをはじめとした然別湖の魚類資源から精神的充足感・満足感を得ていた。その結果，ミヤベイワナをはじめとする然別湖の魚類資源は，全国の遊漁者の間で社会的価値が見いだされ，同時にその対価として釣り旅行に伴う経済活動によって経済的価値が高められた。さらに，行政と地元有志が協働することで，ミヤベイワナという地域固有の自然資源と専門的な知識を有する地域の人材が活用され，年間 50 日限定ながら雇用を創出していた。このように，遊漁解禁は資源のモニタリング調査という形でミヤベイワナの保全に直接貢献するだけでなく，遊漁を通じてミヤベイワナ個体群に遊漁資源として社会的・経済的価値を高めることで，ミヤベイワナ個体群を保全する社会的・経済的根拠を与え，さらに必要な財源の一部を遊漁料収入等で供給することで，間接的にもミヤベイワナ個体群の保全に寄与し

ている。

然別湖におけるミヤベイワナと遊漁は，これまで資源存続の危機や経営難により，何度もその存続が危ぶまれる危機に瀕してきた。しかし，ミヤベイワナが資源として利用されるようになってからの 60 年近い歴史の中で管理方策がブラッシュアップされ，持続可能な管理形態が確立された。将来にわたり然別湖におけるミヤベイワナの存続を保証するために，然別湖における遊漁がミヤベイワナの保全策として持続されていくことが望まれる。

たかが釣り，されど釣り。然別湖における遊漁管理の例は，釣り，すなわち遊漁が，希少魚の保全と地域振興という，現代社会における 2 つの重要な課題を同時に達成する重要なきっかけとなりうることを示唆している。

謝辞

本論文を構成する研究を行うにあたり，数多くの方々の協力をいただいた。北海道大学大学院水産科学研究院の松石　隆教授，国立研究開発法人水産研究・教育機構中央水産研究所の坪井潤一博士，北海道大学大学院農学研究院の大串伸吾博士（現所属；寿都町役場産業振興課）には，本論文でまとめた一連の研究について，計画から執筆に至るまで収支大変多くの指導をいただいた。また，本論文をまとめるにあたり，北海道大学大学院水産科学研究院の高津哲也教授および山村織生准教授には，様々な助言をいただいた。然別湖での調査を実施するにあたり，NPO 法人北海道ツーリズム協会の武田耕次氏，田畑貴明氏，澤田耕治氏，高橋克典氏，小田切光氏，田畑加寿子氏，石澤秋男氏，鹿追町商工観光課の東原孝博氏，伊藤正博氏，富樫　靖氏並びに鹿追著商工観光課の職員の方々，グレートフィッシング in 然別湖サポートスタッフの方々には調査を実施するにあたり様々な形でサポートしていただいた。朱鞠内湖での調査では，朱鞠内湖淡水漁業組合の中野信之氏と黒田綾子氏をはじめ，NPO 法人シュマリナイ湖ワールドセンター職員の方々に献身的な協力をいただいた。また，然別湖および洞爺湖での調査では，北海道大学大学院の蘇　宇氏，佐藤義崇氏，高崎貴滉氏，大河内裕典氏，北海道大学理学部の二村　凌氏には現地での調査の補助をしていただいた。本論文はこうした方々の協力なしには完成しえなかったものである。また，本論文を構成する研究で実施したアンケート調査では，予備調査を含めて延べ 1665 名の遊漁者にアンケート調査へ協力をいただいた。本論文の作成に関わった全ての諸氏に，この場でお礼を申し上げる。

引用文献

2003 年（第 11 次）漁業センサス．農林水産省統計本部，東京．2006.

2013 年（第 13 次）漁業センサス．農林水産省統計本部，東京．2015.

昭和 48 年事業成績書．北海道立水産孵化場，札幌．1973.

昭和 47 年～昭和 59 年事業成績書．北海道立水産孵化場，札幌．1972–1984.

昭和 60 年～平成 15 年事業成績書．北海道立水産孵化場，恵庭．1985–2003.

北海道の湖沼．北海道公害防止研究所，札幌．2005.

レジャー白書 2009．財団法人日本生産性本部，東京．2009.

レジャー白書 2014．公益財団法人日本生産性本部，東京．2014.

水産白書　平成 27 年版（水産庁編）.農林統計協会，東京．2015.

青山智哉，鷹見達也．北海道の内水面遊漁を考える 2-釣具店店頭でのアンケート調査から-．魚と水 1997; **34**: 143–150.

Araki H, Schmid C. Is hatchery stocking a help or harm? Evidence, limitations and future directions in ecological and genetic surveys. ***Aquaculture*** 2010; **308**: S2–S11.

Arlinghaus R, Mehner T, Cowx IG. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. ***Fish. Fish.*** 2002; **3**: 261–316.

Arlinghaus R. On the apparently striking disconnect between motivation and satisfaction in recreational fishing: the case of catch orientation of German anglers. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 2006; **26**: 592–605.

Arlinghaus R, Cooke SJ, Lyman J, Policansky D, Schwab A, Suski C, Sutton SG, Thorstab EB. Understanding the complexity of catch-and-release in recreational fishing: an integrative synthesis of global knowledge from historical, ethical, social, and biological perspective. ***Rev. Fish. Sci*** 2007; **15**: 75–167.

Arlinghaus R, Matsumura S, Dieckmann U. The conservation and fishery benefits of protecting large Pike *Esox Lucius* by harvesting regulation in recreational fishing. ***Biol. Conserv.*** 2010; **143**: 1444–1459.

Arlinghaus R, Cooke SJ, Potts W. Towards resilient recreational fisheries on a global scale through improved understanding of fish and fish behaviour. ***Fish. Manag. Ecol.*** 2013; **20**: 91–98.

Arlinghaus R, Beardmore B, Riepe C, Meyerhoff J, Pagel T. Species-specific preference of German recreational anglers for freshwater fishing experience, with emphasis on the intrinsic utilities of fish stocking and wild fishes. ***J. Fish. Biol.*** 2014; **85**: 1843–1867.

Arlinghaus R, Tillner R, Bork M. Explaining participation rates in recreational fishing across industrialized countries. ***Fish. Manag. Ecol.*** 2015; **22**: 45–55.

Arlinghaus R, Alós J, Beardmore B, Daedlow K, Dorow M, Fujitani M, Hühn D, Haider W, Hunt LM, Johnston BM, Johnston F, Kleforth T, Matsumura S, Monk C, Pagel T, Post JR, Rapp T, Riepe C, Ward H, Wolter C. Understanding and managing freshwater recreational fisheries as complex adaptive social-ecological systems. ***Rev. Fish. Sci. Aquacul.*** 2017; **25**: 1–41.

淺野悟史，星野　敏，九鬼康彰．NPO の継続に関わる財務・人材面の課題とその対策－京都府山城地方における里山保全団体を事例に－. 農村計画学会誌 2010; **28**: 225−230.

Baxter CV, Fausch KD, Murakami M, Chapman PL. Invading rainbow trout usurp a terrestrial prey subsidy from native charr and reduce their growth and abundance. ***Oecologia*** 2007; **153**: 461–470.

Beardmore B, Hunt LM, Haider W, Dorow M, Arlighaus R. Effectively managing

angler satisfaction in recreational fisheries requires understanding the fish species and the anglers. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.*** 2014; **72**: 500–513.

Begon M. Investigating animal abundance: capture recapture for biologist. Edward Arnold, London. 1979.

Brownscombe JW, Danylchuk AJ, Chapman JM, Gutowsky LFG, Cooke SJ. Best practice for catch-and-release recreational fisheries-angling tools and tactics. ***Fish. Res.*** 2017; **186**: 693–705.

Burnham KP, Anderson DR. Model selection and multimodel inference, 2nd ed. Springer, New York. 2002.

Cooke SJ, Phillip DP. The influence of terminal tackle on injury, handling time, and cardiac disturbance of rock bass. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 2001; **21**: 333–342.

Cooke SJ, Cowx IG. The role of recreational fishing in global fish crises. ***BioScience*** 2004; **54**: 857–859.

Cooke SJ, Suski CD. Do we need species-specific guideline for catch-and-release recreational angling to effectively conserve diverse fishery resources? ***Biodivers. Conserv.*** 2005; **14**: 1195–1209.

Cooke SJ, Cowx IG. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issue to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. ***Biol. Conserv.*** 2006; **128**: 93−108.

Cooke SJ, Schramm HL. Catch-and-release science and its application to conservation and management of recreational fisheries. ***Fish. Manag. Ecol.*** 2007; **14**: 73–79.

Cooke SJ, Hogan ZS, Butcher PA, Stokesubry MJW, Raghavan R, Gallagher AJ, Hammerschlag N, Danylchuk AJ. Angling for endangered fish: conservation problem or conservation action? ***Fish Fish.*** 2016; **17**: 249–265.

Cowx IG, Arlinghaus R, Cooke SJ. Harmonizing recreational fisheries and conservation objectives for aquatic biodiversity in inland waters. ***J. Fish. Biol.*** 2010; **76**: 2194–2215.

DeCicco AL. Mortality of anadromous Dolly Varden captured and released on sport fishing gear. Alaska Department of Fish and Game, Fishery data series No 94-47, Anchorage, 1994.

Dedual M, Maheswaran R. Long-term trends in the catch characteristics of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*, in a self-sustained recreational fishery, Tongariro river, New Zealand. ***Fish. Manag. Ecol.*** 2016; **23**: 234–242.

Ditton RB, Holland SM, Anderson DK. Recreational fishing as tourism. ***Fishries*** 2002; **27**: 17–24.

土居隆秀，中村智幸，横田賢史，丸山　隆，渡邊精一，野口拓史，佐野祐介，藤田知文．実験池においてキャッチアンドリリースされたイワナ，ヤマメの生残と成長．日本水産学会誌 2004; **70**: 706–713.

Erisman B, Allen LG, Claisse JT, Pondella DJ II, Miller EF, Murray JH. The illusion of plenty: hyperstability masks collapses in two recreational fisheries that target fish spawning aggregations. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.*** 2011; **68**: 1705–1716.

faula 編集部．ミヤベイワナと然別湖の物語　適切な資源管理に学ぶ．***faula*** 2013; **41**: 28–39.

Fukushima M, Shimazaki H, Rand PS, Kaeriyama M. Reconstructing Sakhalin taimen *Parahucho perryi* historical distribution and identifying causes for local extinctions. ***Trans. Am. Fish. Soc.*** 2011; **140**: 1–13.

福島路生．さけます情報　サケ科魚類のプロファイル-13　イトウ．Salmon 情報 2015; **9**: 35–38.

Gargan PG, Stafford T, Økland F, Thorstad EB. Survival of wild Atlantic salmon *Salmo salar* after catch and release angling in three Irish rivers. ***Fish. Res.*** 2015; **161**: 252–260.

Granek EF, Madin EMP, Brown MA, Figueira W, Cameron DS, Hogan Z, Kristianson G, De Villiers P, Williams JE, Post J, Zahn S, Arlinghaus. Engaging recreational fisheries in management and conservation: Global case studies. ***Conserv. Biol.*** 2008; **22**: 1125–1134.

Hansen GJA, Gaeta JW, Hansen JF, Carpenter SR. Learning to manage and manage to learn: sustaining freshwater recreational fisheries in a changing environment. ***Fisheries*** 2015; **40**: 56–64.

Henderson MJ, Fabrizio MC. Estimation of summer flounder (*Paralichthys dentatus*) mortality rates using mark-recapture data from a recreational angler-tagging program. ***Fish. Res.*** 2014; **159**: 1–10.

Hillborn R, Walters CJ. Quantitative fisheries stock assessment: choice, dynamics, and uncertainty. Chapman and Hall, New York. 1992.

平田剛士．北海道然別湖　希少魚ミヤベイワナとどう付き合うか．フライの雑誌 1993a; **23**: 41–43.

平田剛士．然別湖の 30 日 13 年ぶりの試験解禁は成功したか？　フライの雑誌 1993b; **24**: 34–37.

平田剛士．再訪・然別湖　2 年目のミヤベイワナ試験解禁．フライの雑誌 1994; **28**: 68–71.

平田剛士．「然別湖ドリバーデンの会」始動すー地元から創造する理想の釣り場．フライの雑誌 1996; **34**: 96–99.

平田剛士．北海道然別湖「ミヤベイワナ試験解禁」4 年間の成果と 5 年目のこ

れから．フライの雑誌 1997; **38**: 90–91.

Hunt LM, Boots BN, Boxall PC. Predicting fishing participation and site choice while accounting for spatial substitution, trip timing, and trip context. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 2007; **27**: 832–847.

Hunt TL, Giri K, Brown P, Ingram BA, Jones PL, Laurenson LJB, Wallis AM. Consequences of fish stocking density in a recreational fishery. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.*** 2014; **71**: 1554–1560.

石井　馨，横山　純，熊谷純郎，古屋温美，吉水　守．北海道標津町地域 HACCP の取り組みによる地域経済への波及効果の評価．日本水産学会誌 2010; **76**: 646–651.

Johnston FD, Arlinghaus R, Dieckmann U. Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal and input regulation in a bioeconomic recreational-fisheries model. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.*** 2010; **67**: 1507–1531.

Johnston FD, Arlinghaus R, Dieckmann U. Fish life history, angler behaviour and optimal management of recreational fisheries. ***Fish. Fish.*** 2013; **14**: 554–579.

金田禎之．新編　漁業権のここが知りたい．成山堂，東京．2010.

Kerns JA, Allen MS, Harris JE. Importance of assessing population-level impact of catch-and-release mortality. ***Fisheries*** 2012; **37**: 502–503.

亀甲武志，西森克浩，井出充彦，関　慎介，二宮浩司，菅原和宏．琵琶湖におけるビワマス引縄釣遊漁者を対象とした届出制の導入．日本水産学会誌 2009; **75**: 1102–1105.

亀甲武志，北門利英，石崎大介，氏家宗二，澤田宜雄，三枝　仁，酒井明久，鈴木隆夫，西森克浩，二宮浩司，甲斐嘉晃．伊庭内湖周辺におけるホンモロコ釣り遊漁による釣獲尾数の推定．日本水産学会誌 2015; **81**: 17–26.

Koizumi I, Kobayashi H, Maekawa K, Azuma N, Nagase T. Occurrence of hybrid between endemic Miyabe charr *Salvelinus malma miyabei* and introduced masu salmon *Oncorhynchus masou* in the Lake Shikaribetsu system, Hokkaido, Japan. ***Ichtyol. Res.*** 2005; **52**: 83–85.

久保達郎．北海道然別湖のオショロコマ *Salvelinus malma* に関する生態学的並びに生理学的研究．北海道立さけ・ます孵化場研究報告 1968; **21**: 11–34.

栗山浩一，馬奈木俊介．環境経済学をつかむ（第 3 版）．有斐閣，東京．2016.

Levin PS, Zabel RW, Williams JG. The road to extinction is paved with good intensions: negative association of fish hatcheries with threatened salmon. ***Proc. R. Soc. Lond. B.*** 2001; **268**: 1153–1158.

前川光司．然別湖産イワナの変異に関する研究 I　発育と稚魚期の生活史．日本生態学会誌 1977; **27**: 91–102.

Maekawa K. Growth and development of *Salvelinus malma miyabei* compared with other forms of *S. malma*. ***Jap. J. Ichtyol.*** 1978; **30**: 227–234.

Maekawa K. Streaking behavior of mature male parrs of the Miyabe charr, *Salvelinus malma miyabei* during spawning. ***Jap. J. Ichtyol.*** 1983; **25**: 9–18.

Maekawa K. Life history patterns of the Miyabe charr in Lake Shikaribetsu, Japan. In: Johnson L and Burns BL (eds). *Biology of the Arctic charr* Univ. Manitoba Press, Winnipeg. 1984; 233–250.

Makeawa K. Homing of lacustrine charr in a small lake with a few inlet creeks. ***Jap. J. Ichtyol.*** 1985; **32**: 355–358.

前川光司．ミヤベイワナ．「日本の淡水魚」（川那部浩哉，水野信彦編）山と渓谷社，東京. 1989; 104–107.

前川光司．ミヤベイワナ.「日本の希少な野生水生生物に関する基礎資料」（水

産庁編）日本水産資源保護協会，東京. 1998; 162–163.

Matsuishi T, Narita A, Ueda H. Population assessment of sockeye salmon *Oncorhynchus nerka* caught by recreational angling and commercial fishery in Lake Toya, Japan. ***Fish. Sci.*** 2002; **68**: 1205–1211.

Maunder M, Punt A. Standardizing catch and effort data: a review of recent approaches. ***Fish. Res.*** 2004; **70**: 141–159.

Miko DA, Schramm JR HL, Arey SD, Dennis JA, Mathews NE. Determination of stocking densities for satisfactory put-and-take rainbow trout fisheries. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 1995; **15**: 823–829.

三沢勝也，米田隆夫，井上　聰，谷川幹雄，小長谷博明，木村明彦．十勝川水系札内川ダム湖におけるオショロコマとニジマスの生息空間および摂餌に関する種間関係．魚類学雑誌 2007; **54**: 1–13.

宮澤晴彦．遊漁船業の課題ー釣り人を迎える立場．「釣りから学ぶー自然と人の関係ー」（池田弥生編）恒星社厚生閣，東京．1995; 1–31.

Morita K, Tsuboi J, Matsuda H. The impact of exotic trout on native charr in Japanese stream. ***J. Appl. Ecol.*** 2004; **41**: 962–972.

Myers RA, Levin SA, Lande R, James FC, Murdock WW, Paine RT. Hatcheries and endangered salmon. ***Science*** 2004; **308**: 1980.

永田光博，山本俊昭．第 6 章　サケ属魚類における「人工孵化」の展望．「サケ・マスの生態と進化」（前川光司編）文一総合出版，東京．2004; 213–241.

中村智幸，飯田　遙．守る・増やす渓流魚ーイワナとヤマメの保全・増殖・釣り場づくり．農村漁村文化協会，東京．2009.

中村智幸．奥日光湯の湖の釣魚者数データからの全国の内水面遊漁者数の推定.

水産増殖 2012; **60**: 255–260.

中村智幸，岸大弼，徳原哲也，久保田仁志，亀甲武志，坪井潤一．在来渓流魚（イワナ類，サクラマス類）: 利用，増殖，保全の現状と課題．魚類学雑誌 2012; **59**: 163–167.

中村智幸. レジャー白書からみた日本における遊漁の推移. 日本水産学会誌 2015; **81**: 274–282.

中村智幸．内水面漁協の組合員数の推移と将来予測．水産増殖 2017; **65**: 97

西井堅二．然別湖特別解禁　10 年目のシーズン．***North Angler's*** 2014; **17**: 55–59.

西井堅二．釣りと保全は両立できる　そのために釣り人がすべきこと　2016 年イトウ保護フォーラム in 朱鞠内湖より．***North Angler's*** 2017; **20**: 92–95.

能勢幸雄，石井丈夫，清水　誠．水産資源学．東京大学出版会，東京．1988.

大浜秀規，加地弘一，中濱志織．小菅川キャッチアンドリリース効果調査-Ⅳ～アンケート調査～．山梨水産技術センター事業報告 2002; 24–30.

長内　稔．陸封型サクラマスの生態調査Ⅰ.雨竜人工湖の湖況の遷移と湖産サクラマスの食性について．北海道立さけ・ます孵化場研究報告 1962; **17**: 21–29.

Papenfuss JT, Phelps N, Fulton D, Venturelli PA. Smartphone reveal angler behaviour: A case study of a popular mobile fishing application in Alberta, Canada. ***Fisheries*** 2015; **40**: 318–327.

Pollock KH, Pine WE III. The design and analysis of field studies to estimate catch and release mortality. ***Fish. Manag. Ecol.*** 2007; **14**: 123–130.

Post JR, Sullivan M, Cox S, Lester NP, Walters CJ, Parkinson EA, Paul AJ, Jackson L, Shuter BJ. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? ***Fisheries*** 2002; **27**: 6–17.

Post JR, Mushens C, Paul A, Sullivan M. Assessment of alternative harvest regulation for sustaining recreational fisheries: model development and application to bull trout. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 2003; **23**: 22–34.

Randomski PJ, Grant GC, Jacobson PC, Cook MF. Vision for recreational fishing regulations. ***Fisheries*** 2001; **26**: 7–18.

坂本博幸，下田和孝，川村洋司，中野信之．朱鞠内湖イトウ釣りアンケート結果報告－平成 22～24 年度の集計結果－．魚と水 2012; **48-4**: 11–13.

坂野博之，帰山雅秀，上田　宏，桜井泰憲，島崎健二．洞爺湖におけるヒメマス *Oncorhynchus nerka* の年齢と成長．北海道さけます孵化場研究報告 1996; **50**: 125–138.

佐々木　孝．2 年目の然別湖－釣り人による釣り場運営の実態．フライの雑誌 2006; **72**: 128–129.

佐藤　稔．内水面漁業と遊漁と養殖業．アクアネット 2000; 22–24.

Schindler DE, Hilborn R, Chasco B, Boatright CP, Quinn TP, Rogers LA, Webster MS. Population diversity and portfolio effect in an exploited species. ***Nature*** 2010; **465**: 609–612.

Schwarz G. Estimating the dimension of a model. ***Ann. Statist.*** 1978; **6**: 461–464.

鹿追町 70 年史．鹿追町役場，鹿追. 1994.

下田和孝．北海道における外来魚問題（外来サケ科魚類）．日本水産学会誌 2012; **78**: 754–757.

庄野　宏．CPUE 標準化に用いられる統計学的アプローチに関する総説．水産海洋研究 2004; **68**: 106–120.

蘇　宇，Sweke EA，傅法　隆，上田　宏，松石　隆．チューニング VPA を用いた洞爺湖産ヒメマスの資源評価．日本水産学会誌 2015; **81**: 418–428.

菅原和宏，井出充彦，酒井明久，鈴木隆夫，久米宏人，亀甲武志，西森克浩，関慎介．琵琶湖における届け出制によるビワマス引縄釣遊漁の現状把握．日本水産学会誌 2014; **80**: 45–52.

鈴木一寛，友成真一．釣りを活用したブルー・ツーリズムの可能性～釣り人の消費と思想に着目して～．日本国際観光学会論文集 2014; **21**: 59–64.

田畑貴章．会心の 1 匹に出会える夏のデスティネーション 100「然別湖」. ***Flyrodders*** 2013; **78**:20–22.

鷹見達也，青山智哉．北海道におけるニジマスおよびブラウントラウトの分布．野生生物保護 1999; **4**: 41–48.

鷹見達也，吉原拓志，宮越靖之，桑原　連．北海道千歳川支流におけるアメマスから移入種ブラウントラウトへの置き換わり．日本水産学会誌 2002; **68**: 24–28.

Tanaka S. Studies on the dynamics and the management of fish populations. ***Bull. Tokai. Reg. Fish. Res. Lab.*** 1960; **28**: 1–200.

田中弥生，栗田佳代子，粉川一郎．NPO の持続性と課題－財務データベース分析から考えるー．ノンプロフィット・レビュー 2008; **8**: 33–48.

武田耕次．「漁協以外」による釣り場管理は可能か。－北海道・然別湖の場合. フライの雑誌 2005; **69**: 144–145.

玉置泰司，桟敷孝浩，高橋義文，徳田幸憲．渓流釣り場での禁漁区の解禁に対する遊漁者の支払い意志額とその背景．陸水学雑誌 2012; **73**: 17–22.

玉置泰司，桟敷孝浩，久保田仁志．渓流釣り場のゾーニング管理に対する釣り方別遊漁者の志向の差異．陸水学雑誌 2016; **77**: 145–153.

Tamate T, Maekawa K. Interpopulation variation in reproductive traits of female masu salmon, *Oncorhynchus masou*. ***Oikos*** 2000; **90**: 209–218.

田中栄次．新訂水産資源解析学．成山堂書店，東京．2012.

Taylor MJ, White KR. A meta-analysis of hooking mortality of nonanadromous trout. ***N. Am. J. Fish. Manag.*** 1992; **12**: 760–767.

坪井潤一，森田健太郎，松石　隆．キャッチアンドリリースされたイワナの成長・生残・釣られやすさ．日本水産学会誌 2002; **68**: 180–185.

坪井潤一，森田健太郎．野生化したニジマスと天然イワナの釣られやすさの比較．日本水産学会誌 2004; **70**: 365–367.

Tsuboi J, Morita K. Selectivity effects on wild white spotted charr *Salvelinus leucomaenis* during a catch and release fishery. ***Fish. Res.*** 2004; **21**: 229–238.

Tsuboi J, Endo S. Relationship between catch per unit effort, catchability, and abundance based on actual measurements of salmonids in a mountain stream. ***Trans. Am. Fish. Soc.*** 2008; **137**: 496–502.

坪井潤一．第 6 回世界遊漁会議（6th World Recreational Fishing Conference）に参加して．日本水産学会誌 2011; **77**: 1122.

Tsuboi J, Iwata T, Morita K, Endou S, Ohama H, Kaji K. Strategies for the conservation and management of isolated salmonid populations: lessons from Japanese streams. ***Freshw. Biol.*** 2013; **58**: 908–917.

坪井潤一，森田健太郎，佐橋玄記．野生化したニジマスと天然ヤマメの釣られやすさの比較．日本水産学会誌 2015; **81**: 846–848.

Ward HGM, Askey PJ, Post JR. A mechanistic understanding of hyperstability in catch per unit effort and density-dependent catchability in a multistock recreational fishery. ***Can. J. Fish. Aquat. Sci.*** 2013a; **70**: 1542–1550.

Ward HGM, Quinn MS, Post JR. Angler characteristics and management implications in a Large, multistock, spatially structured recreational fishery. ***N. Am. J. Fish.***

Manag. 2013b; **33**: 576–584.

Ward HGM, Allen MS, Camp EV, Cole N, Hunt LM, Matthias B, Post JR, Wilson K, Arlinghaus R. Understanding and managing social-ecological feedbacks in spatially structured recreational fisheries: The overlook behavioral dimension. ***Fisheries*** 2016; **41**: 524–535.

山本　聡，松宮義晴．千曲川における DeLury 法によるアユの資源尾数推定．日本水産学会誌 2001; **67**: 30–34.

山本　聡，小原昌和，河野成実，川之辺素一，茂木昌行．野生イワナの毛鉤釣りによる Catch-and-release 後の CPUE と生息尾数の変化．水産増殖 2001; **49**: 425–429.

Yamamoto Y, Yoshiyama T, Kajiwara T, Nakatani T, Matsuishi T. Long-term shifts in growth and maturation size of Miyabe charr *Salvelinus malma miyabei*. ***Fish. Sci.*** 2018; in press.

Yoshiyama T, Tsuboi J, Matsuishi T. Recreational fisheries as a conservation tool for endemic Dolly Varden *Salvelinus malma miyabei* in Lake Shikaribetsu, Japan. ***Fish. Sci.*** 2017; **83**: 171–180.

芳山　拓，坪井潤一，大串伸吾，松石　隆．北海道然別湖に生息する固有種ミヤベイワナを対象とした遊漁の持続可能性の検証．日本水産学会誌 2017; doi: 10.2331/suisan.17-00013.

Yuma M, Hosoya K, Nagata Y. Distribution of the freshwater fishes of Japan: an historical overview. ***Environ. Biol. Fish.*** 1998; **52**: 97‑124.

補足資料

第 1 章

表 A1-1. 然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”遊漁規則（2017 年）。

遊漁解禁期間	2017 年 6 月 6 日～7 月 7 日（ファーストステージ 32 日間） 2017 年 9 月 16 日～10 月 3 日（セカンドステージ 18 日間）
遊漁時間	ファーストステージ　午前 6 時～午後 3 時 セカンドステージ　午前 7 時～午後 3 時 終了時刻までに桟橋に帰着のこと
遊漁水域	十内区第 2 号区画漁業免許漁場における，然別国有林 2167，2168 林班界と，2163 林班ロ小班トハ小班林班界より北側へ約 420m の岬の突端地点を結ぶ線の南側水域
遊漁者数	50 人/日
遊漁料	1 人 1 日 4,110 円 ただし，小中学生は 1 人 1 日 1,030 円 両親のどちらかが同伴する場合に限り，小中学生は無料

表 A1-1（続き）． 然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”遊漁規則（2017 年）

漁具・漁法の制限	・ ルアーあるいはフライを用いた疑似餌釣り（ルアーフィッシング/フライフィッシング）に限る 餌を使用する釣法は禁止 ・ かえし（もどし，あご）のない J 字方の針（シングルバーブレスフック），あるいはかえしを完全に潰した針のみ使用可。 ・ フライでは，かえしのない針，あるいは返しを完全に潰した針のみ使用可。 ・ 2 か所以上針を装着する場所があるルアー（ミノー）を用いる場合，シングルバーブレスフックであれば 2 か所合計 2 本まで装着して使用することを認める。ただし，1 か所に 2 本の針を装着してはならない。 ・ 枝針の使用（ドロッパー）の使用を禁止する （基本として 1 本の竿につき 1 本の針のみを使用すること） ・ 実際の釣りに用いる竿の本数は 1 人 1 本までとする。 ただし，予備のために持ち込む竿の本数については制限しない
持ち帰り尾数制限	・ ミヤベイワナは釣獲後すべて再放流（キャッチ&リリース）すること ・ サクラマスとニジマスについては，合わせて 1 人 1 日 10 尾まで持ち帰り可とする。 ただし，サクラマスについては，6 月中に釣獲されたものは速やかに再放流すること（北海道内水面漁業調整規則第 22 条） ・ ミヤベイワナ，サクラマス，ニジマス以外の魚種については持ち帰り尾数の制限なし

表 A1-1（続き）． 然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”遊漁規則（2017 年）

ボートでの釣りに関する制限	・ ボートを持ち込む場合，手漕ぎボートのみ使用を許可する。ただし，個人で湖面へ搬入できる範囲とする ・ 船外機の使用は禁止 （国立公園法第 20 条に基づく規制） ・ ボートを定位するための錨やおもりの使用を禁止する ・ 海錨（シーアンカー）については，幅が 50 cm 以下でかつ長さが 55 cm 以下で，ロープの長さが 5.4 m 以下のものであり，あらかじめ遊漁管理事務所にて確認を得たものであれば使用することができる ・ 救命胴衣（ライフジャケット）は必ず着用すること ・ 釣り以外に必要と思わない物をボートに持ち込むことを禁止する ・ ボートの上で立って釣りをすることを禁止する ・ フロートチューブについては指定水域（1 の湾）のみ使用可
遊漁者の役割	・ 遊漁者へは資源調査員として，遊漁の際に釣獲による資源調査を依頼するものとする ・ 釣獲結果は調査項目に従って調査用紙に記入し遊漁終了時に提出すること
調査の目的	・ 釣りによるミヤベイワナ等の尾数調査を実施し個体数の把握を行い，適正尾数に向けた調整を施し資源の維持・安定化を図る ・ 遊漁による魚体への影響調査
迷惑行為について	・ 一般的なモラルに反する行為や監視員の注意・警告に従わない場合は退場とする ・ 遊漁禁止区域で釣りをした場合は退場とする
罰則規定	遊漁規則違反および密漁者に対しては，鹿追町から委託された監視員の権限により鹿追町条例（然別湖魚族資源保護条例）が適応され，しかるべき法的措置がとられる

表 A1-1（続き）． 然別湖特別解禁“グレートフィッシング in 然別湖”遊漁規則（2017 年）

岸からの遊漁について	然別湖は大雪山国立公園内にあり，湖面は国立公園法「第 1 種」，陸は「第 2 種」に指定されています。北海道環境保全指針においても日本の国内水準で評価されるものに該当するため，遊漁を行う際はこうした環境に配慮して監視員の指示に従ってこれを行うものとします。岸釣り可能区域に指定された場所へはボート（手漕ぎボート，渡船）のみでの移動となります。釣り人の環境に悪影響を及ぼす恐れのある行為がみられた場合，岸釣り指定区域を一部閉鎖する場合もあります。
許可条件	・ 指定された解禁水域での遊漁を認める ・ 指定された岸釣り区域では監視員の指示に従い岸からの遊漁を認める

第 2 章

表 A2-1. 2014–2017 年におけるミヤベイワナの標識放流尾数と再捕獲尾数，釣獲尾数

(a) 2014 年

日付*	遊漁者の釣獲尾数	標識放流魚尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 7 日	636	99	―	―
6 月 8 日	452	84	99	0
6 月 9 日	388	12	183	0
6 月 10 日	322	14	195	1
6 月 11 日	313	28	209	0
6 月 12 日	313	51	237	0
6 月 14 日	375	3	288	0
6 月 15~16 日	707	19	291	4
6 月 17 日~7 月 7 日	1359	0	310	4
合計	4,865	310		9

(b) 2015 年

日時	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 4 日	1443	84	―	―
6 月 5 日	614	23	84	0
6 月 6 日	887	74	107	1
6 月 7 日	446	62	181	2
6 月 8 日	460	47	243	0
6 月 9 日	423	50	290	2
6 月 10 日	158	61	340	2
6 月 11 日	142	5	401	1
6 月 12 日	179	5	406	1
6 月 13 日	644	36	411	0
6 月 14~19 日	765	0	447	3
6 月 19 日	85	3	447	1
6 月 20 日以降	846	0	450	4
合計	7,092	450	―	17

(c) 2016 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 5 日	575	112	―	―
6 月 6 日	380	6	112	0
6 月 7 日	306	51	118	1
6 月 8 日	256	65	169	0
6 月 9 日	62	21	234	0
6 月 10 日	49	14	255	0
6 月 11 日	199	30	269	0
6 月 12 日	168	20	299	1
6 月 13 日	32	12	319	1
6 月 14~17 日	146	5	331	0
6 月 18 日以降	915	0	336	4
合計	3,088	336	―	7

(d) 2017 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 6 日	523	67	―	―
6 月 7 日	291	63	67	1
6 月 8 日	128	40	130	0
6 月 9 日･10 日	378	25	170	0
6 月 11 日	154	25	195	3
6 月 12 日･13 日	159	8	220	1
6 月 14~18 日	382	24	228	2
6 月 19 日	41	32	252	0
6 月 20 日以降	294	0	284	3
合計	2,350	284	―	10

表 A2-2. 2015–2017 年におけるサクラマスの標識放流尾数と再捕獲尾数，釣獲尾数

（a）2015 年

日時	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 4 日	156	2	―	―
6 月 5 日	52	1	2	0
6 月 6 日･7 日	69	3	3	0
6 月 8 日	32	4	6	0
6 月 9 日･10 日	53	1	10	0
6 月 11 日	15	1	11	0
6 月 12 日･13 日	76	3	12	0
6 月 14 日･15 日	68	7	15	0
6 月 16 日	13	8	22	0
6 月 17 日	25	11	30	0
6 月 18 日	11	2	41	1
6 月 19 日	28	7	43	0
6 月 20 日	66	2	50	0
6 月 21 日･22 日	36	3	52	0
6 月 23 日･24 日	20	1	55	2
6 月 25 日	15	3	56	0
6 月 26 日･27 日	44	8	59	2
6 月 28 日以降	159	0	67	3
合計	938	67	―	8

(b) 2016 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 5 日	173	14	―	―
6 月 6 日	74	2	14	1
6 月 7 日	32	4	16	1
6 月 8 日	38	1	20	0
6 月 9~11 日	100	1	21	0
6 月 12 日	23	3	22	3
6 月 12~15 日	46	3	25	0
6 月 16 日	19	1	28	0
6 月 17 日	34	1	29	0
6 月 18 日	40	1	30	0
6 月 19 日	28	3	31	0
6 月 20 日	9	2	34	0
6 月 21 日	6	1	36	0
6 月 22~23 日	8	1	37	0
6 月 24 日以降	110	0	38	3
合計	740	38	―	8

(c) 2017 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 6 日	38	3	―	―
6 月 7 日	26	2	3	0
6 月 8 日	25	1	5	0
6 月 9 日	4	3	6	0
6 月 10~18 日	71	3	9	0
6 月 19 日	4	1	12	0
6 月 20~22 日	15	1	13	0
6 月 23 日	5	1	14	1
6 月 24 日	13	1	15	1
6 月 25 日以降	55	0	16	1
合計	256	16	―	3

表 A2-3. 2015–2017 年におけるニジマスの標識放流尾数と再捕獲尾数，釣獲尾数

（a）2015 年

日時	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 4 日	20	1	―	―
6 月 5~8 日	58	1	1	0
6 月 9~12 日	37	3	2	0
6 月 13~15 日	76	12	5	0
6 月 16 日	13	2	17	0
6 月 17 日	15	9	19	0
6 月 18 日	26	16	28	0
6 月 19 日	52	0	44	1
6 月 20 日	62	7	44	2
6 月 21~24 日	92	4	51	0
6 月 25 日	32	5	55	0
6 月 26 日	5	2	60	1
6 月 27 日	62	2	62	2
6 月 28 日	25	1	64	2
6 月 29~7 月 1 日	81	0	65	4
7 月 2~6 日	76	0	64	5
合計	732	65	―	17

(b) 2016 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 16 日	34	5	―	―
6 月 17 日	9	1	5	0
6 月 18 日	45	4	6	0
6 月 19 日	32	5	10	0
6 月 20 日	10	8	15	0
6 月 21 日	19	3	23	0
6 月 22 日･23 日	12	6	26	0
6 月 24 日	22	7	32	0
6 月 25~27 日	72	3	39	0
6 月 28 日	25	4	42	0
6 月 29 日	12	2	46	0
6 月 30 日･7 月 1 日	21	1	48	1
7 月 2~6 日	59	0	49	2
合計	325	44	―	3

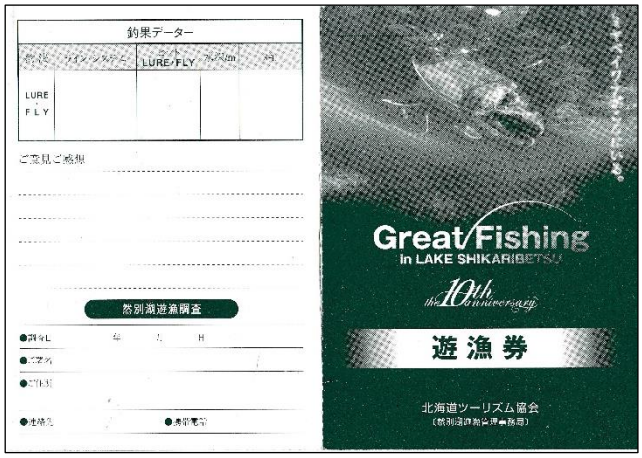
(c) 2017 年

日付	釣獲尾数	標識放流尾数	累積標識魚尾数	標識魚再捕獲尾数
6 月 6 日	46	3	―	―
6 月 7 日	3	2	3	0
6 月 8 日	20	1	5	0
6 月 9 日	16	1	6	0
6 月 10 日	21	2	7	0
6 月 11 日	15	2	9	0
6 月 12~16 日	81	1	11	0
6 月 17 日	21	2	12	0
6 月 18 日	16	6	14	0
6 月 19 日	43	1	20	0
6 月 20 日	20	1	21	0
6 月 21 日	18	9	22	0
6 月 22 日	2	1	31	0
6 月 23 日	27	1	32	0
6 月 24 日	20	2	33	1
6 月 25~28 日	70	7	35	0
6 月 29 日以降	121	0	42	1
合計	590	42	―	2

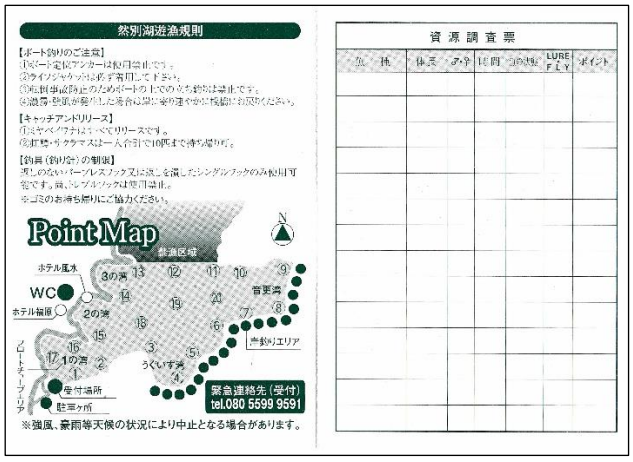
表 A2-4.　ミヤベイワナの資源尾数と孵化放流尾数の推移

調査年	2014	2015	2016	2017
推定資源尾数	105,300	92,800	83,120	31,480
3–5 年前の孵化放流尾数	470,592	383,080	247,062	127,736
3 年前の孵化放流尾数	134,830	79,186	33,046	15,497
4 年前の孵化放流尾数	169,064	134,830	79,186	33,046
5 年前の孵化放流尾数	166,698	169,064	134,830	79,186

(a)



(b)



(c)

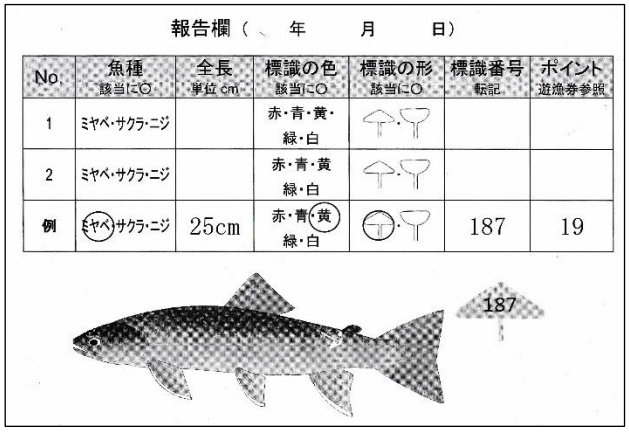


図 A2-1.　遊漁券と一緒に配布される釣果報告票（資源調査票）の（a）表面，（b）裏面，および標識魚の再捕獲報告票（c）。

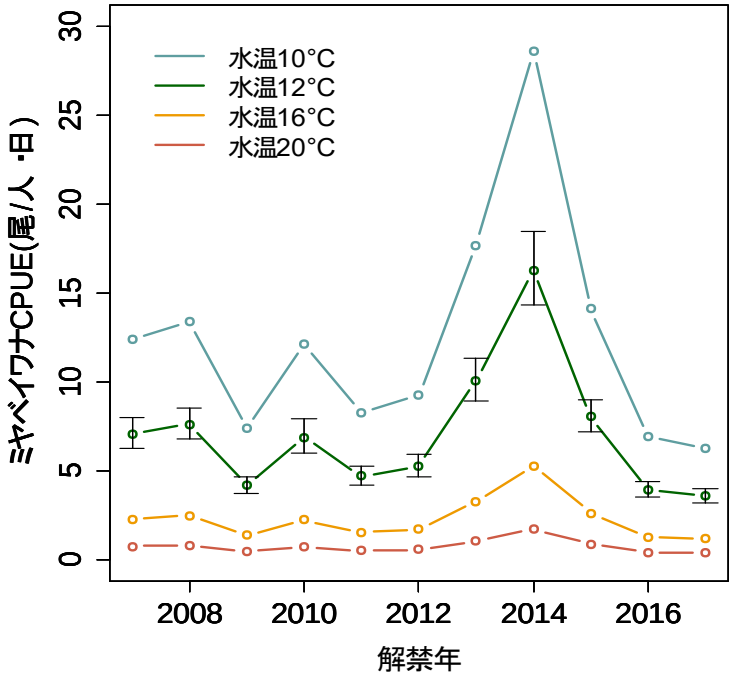


図 A2-2.　水温の影響によるミヤベイワナ CPUE の変化（ファーストステージ）。エラーバーは水温 12 度の時に標準化した CPUE の標準誤差。

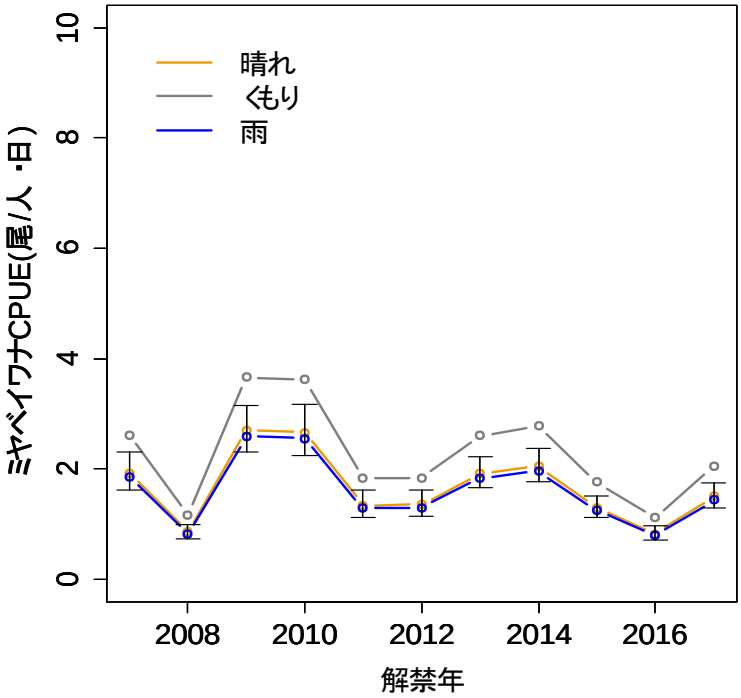


図 A2-3.　天候の影響によるミヤベイワナ CPUE の変化（セカンドステージ）エラーバーは天候晴れの時に標準化した CPUE の標準誤差。

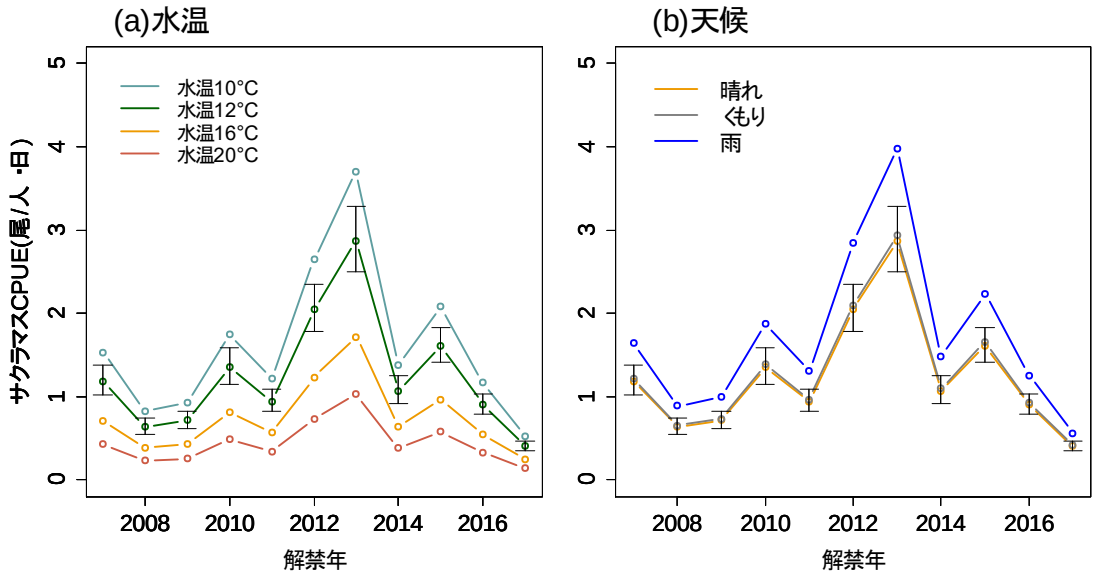


図 **A2-4.**　水温（a）および天候（b）によるサクラマス CPUE の変化（ファーストステージ）。エラーバーは水温 12℃，天候晴れの時に標準化した CPUE の標準誤差。

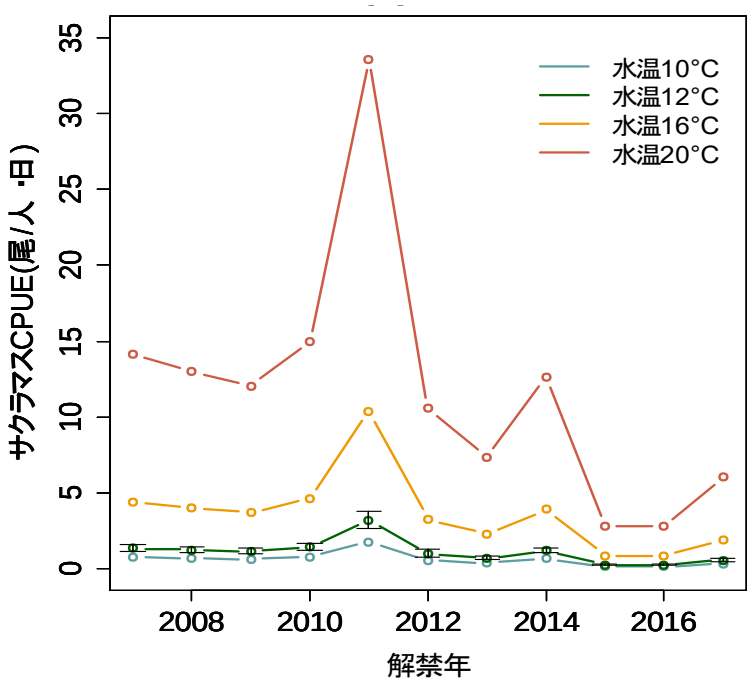


図 **A2-5.**　水温によるサクラマス CPUE の変化（セカンドステージ）。エラーバーは水温 12℃，天候晴れの時に標準化した CPUE の標準誤差。

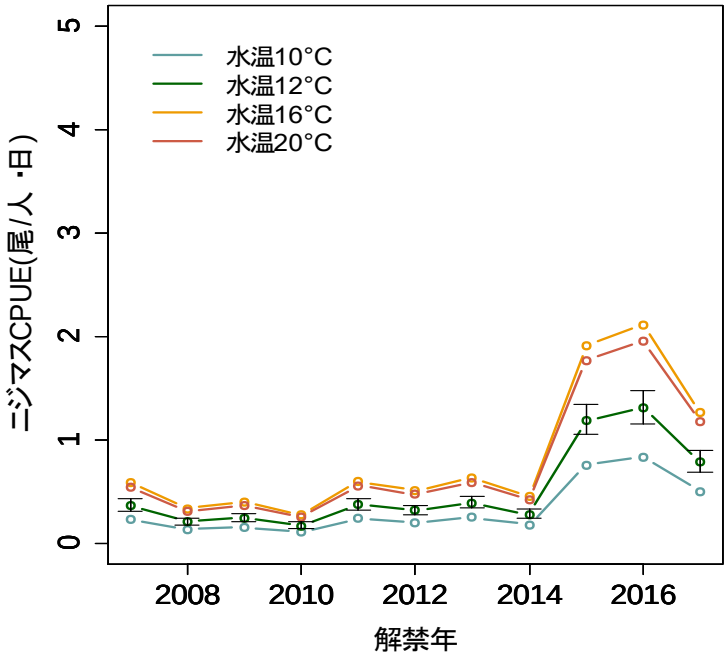


図 A2-6. 水温によるニジマス CPUE の変化（ファーストステージ）。エラーバーは水温 12℃，天候晴れの時に標準化した CPUE の標準誤差。

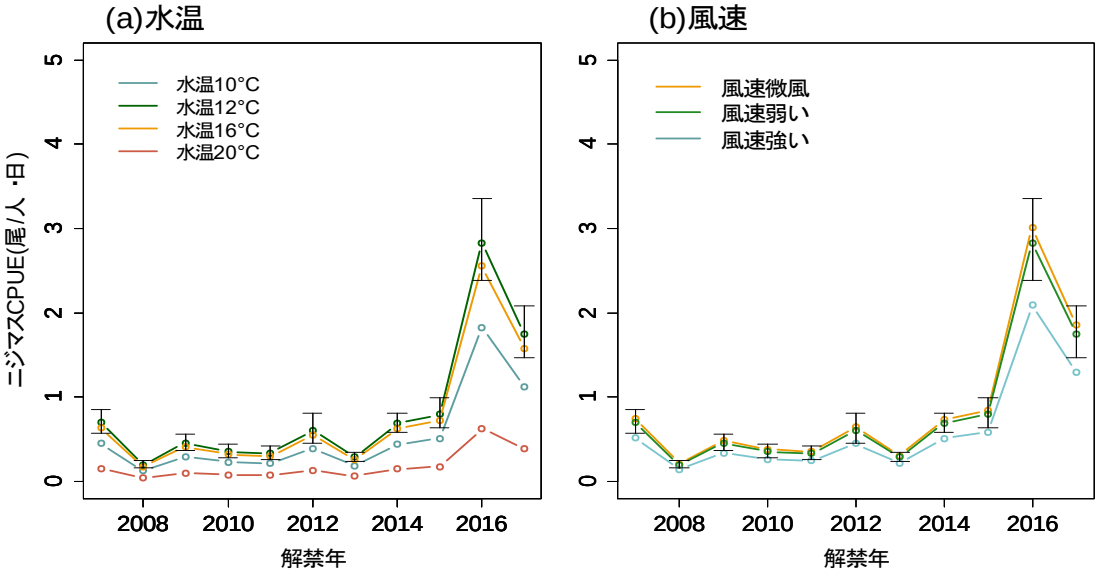


図 A2-7. 水温（a）および風速（b）によるニジマス CPUE の変化（セカンドステージ）。エラーバーは水温 12℃，天候晴れの時に標準化した CPUE の標準誤差。

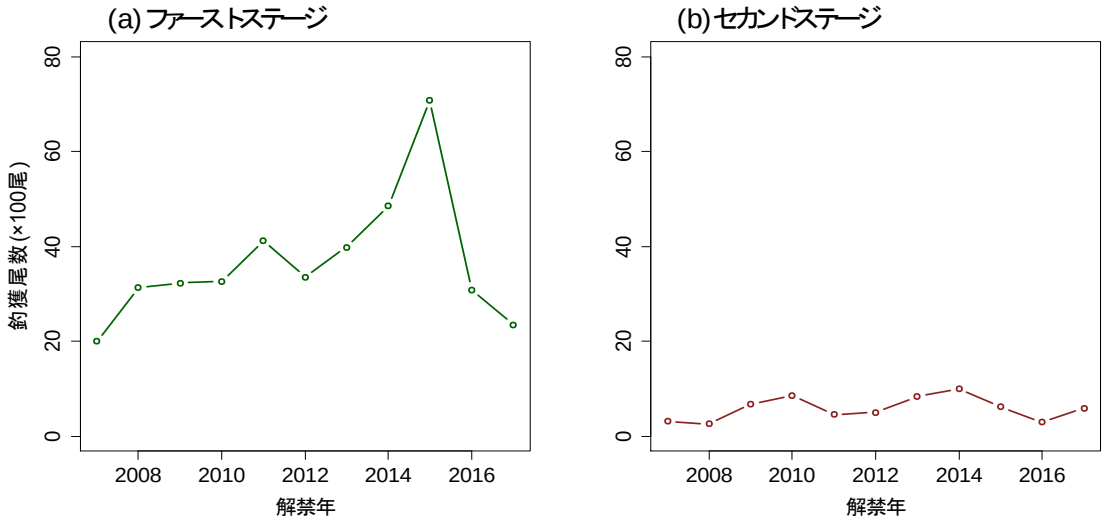


図 A2-8.　2007–2017 年におけるミヤベイワナ釣獲尾数の推移。