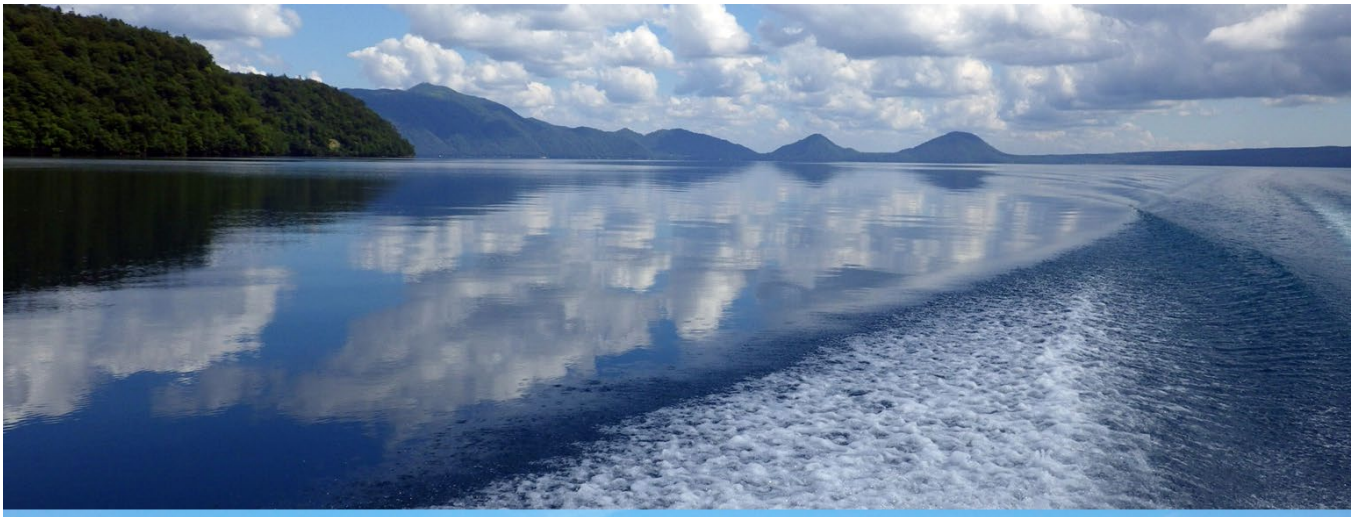
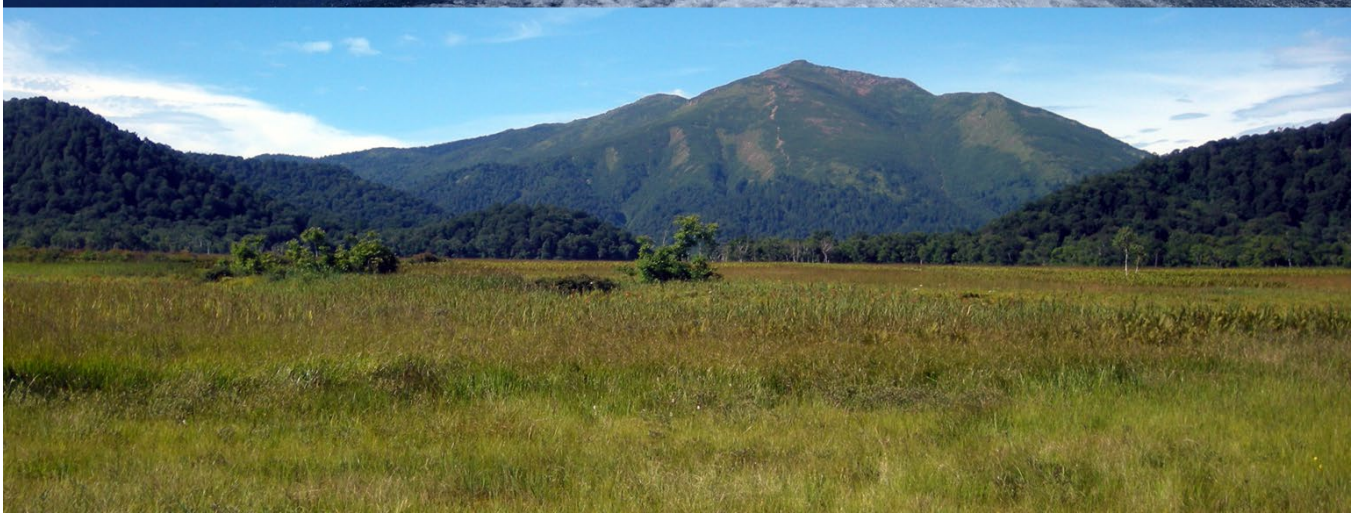
モニタリングサイト1000
Since 2003

モニタリングサイト 1000 陸水域調査
湖沼・湿原

2009-2017 年度とりまとめ報告書





環境省 自然環境局
生物多様性センター
Biodiversity Center of Japan

本報告書を引用する場合、以下のとおり記述ください。

日本語:

環境省自然環境局生物多様性センター (2020) モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原）2009-2017 年度とりまとめ報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

English:

Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment (2020) Summary report of inland water area survey (lakes, mires and marshes) on Monitoring sites 1000 project in FY2009-2017. Biodiversity Center of Japan, Ministry of the Environment, Yamanashi

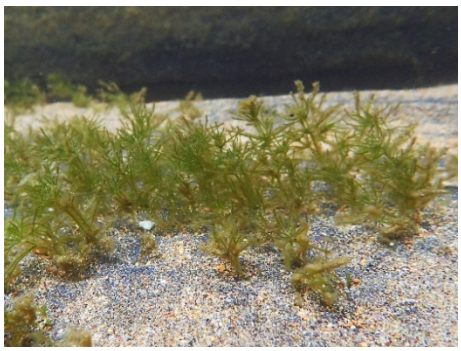
＜表紙写真＞
上段：支笏湖
下段：尾瀬ヶ原湿原

湖沼に生育する水生植物

然別湖サイト

カラフトグワイ（絶滅危惧 IA 類）

ヒロハノエビモ



シャジクモ（絶滅危惧 II 類）

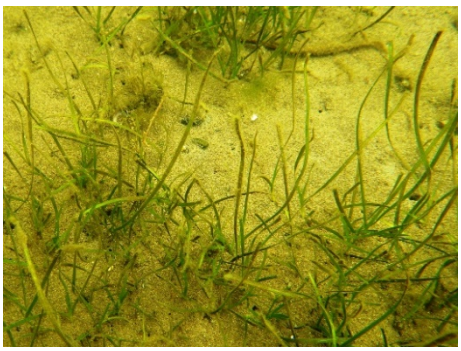
ウトナイ湖サイト

イバラモ

エゾミクリ

イトイバラモ（絶滅危惧 II 類）

小川原湖サイト



コアマモ

カワツルモ（準絶滅危惧）

ヒメガマ

伊豆沼・内沼サイト

ハスの群落

アサザ（準絶滅危惧）

サンショウモ（絶滅危惧 II 類）

甑城湖沼群サイト

ササエビモ（絶滅危惧 II 類）

イトシャジクモ（絶滅危惧 I 類）

コウホネ

河口湖サイト

セキショウモ

ヒメイバラモ（絶滅危惧 IA 類）

オトメフラスコモ（絶滅危惧 I 類）

琵琶湖サイト

ネジレモ

ナガエツルノゲイトウ（特定外来生物）

ゴハリマツモ

宍道湖サイト

オオササエビモ

アイノコヒルムシロ

アマゾントチカガミ（外来種）

江津湖サイト

ヒメバイカモ（絶滅危惧 IB 類）

ヒラモ（絶滅危惧 II 類）

ボタンウキクサ（特定外来生物）

湖沼に生息する淡水魚

伊豆沼・内沼サイト

ゼニタナゴ（絶滅危惧 IA 類）

モツゴ（国内外来種）

オオクチバス（特定外来生物）

西浦古渡サイト

チャネルキャットフィッシュ（特定外来生物）

シラウオ

マルタ

北浦爪木サイト

クルメサヨリ（準絶滅危惧）

ワタカ（国内外来種）

ミナミメダカ（絶滅危惧 II 類）

琵琶湖サイト

ニゴロブナ（絶滅危惧 IB 類）

ホンモロコ（絶滅危惧 IA 類）

イサザ（絶滅危惧 IA 類）

三方湖サイト

ブルーギル（特定外来生物）

ゴクラクハゼ

タモロコ

宍道湖サイト

スズキ

シンジコハゼ（絶滅危惧 II 類）

アシシロハゼ

鎮西湖サイト

ニッポンバラタナゴ（絶滅危惧 IA 類）

ハス（国内外来種）

コウライモロコ（国内外来種）

湖沼に生息する底生動物

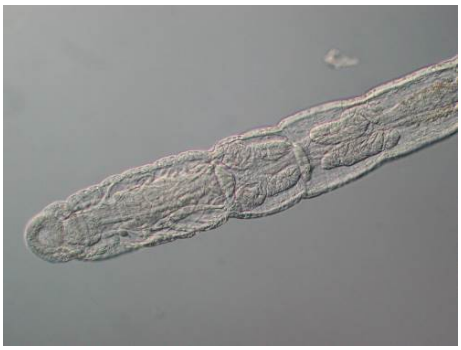
摩周湖サイト

ヤマナガレイトミミズ

イトミミズ

ミジンヒメミミズ属の一種

支笏湖サイト



キタヒメミミズ

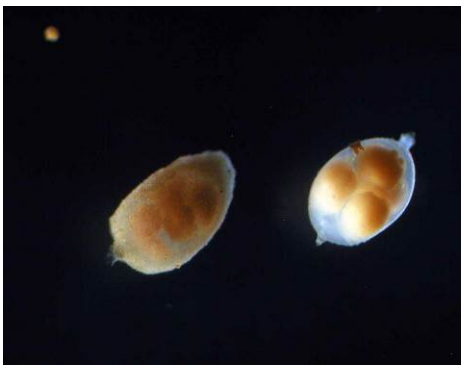
トウヤオヨギミミズ

ナガレイトミミズ亜科の一種

猪苗代湖サイト

ナガレイトミミズ

イトミミズ



イトミミズ類 2 種の卵包

サロベツ湿原サイト

タチギボウシ

ムラサキミズゴケとイボミズゴケ

ガンコウラン

上川浮島湿原サイト

ミカヅキグサ

トキソウ（準絶滅危惧）

エゾゴゼンタチバナ（準絶滅危惧）

霧多布湿原サイト

ノリウツギ

ヌマガヤ

チャミズゴケ、ガンコウラン、モウセンゴケ等

釧路湿原サイト

ヒメカイウ（準絶滅危惧）

ツルスゲ

ホソバアカバナ

八甲田山湿原サイト

ウメバチソウ

サワギキョウ

キンコウカ

八幡平サイト

ホロムイソウ

シモフリゴケ

イボミズゴケ

尾瀬ヶ原湿原サイト

イボミズゴケとムラサキミズゴケ

トマリスゲ

ヒツジグサ

戦場ヶ原湿原サイト

コオニユリ

ホザキシモツケ

ハクサンフウロ

鯉ヶ窪湿原サイト

タムラソウ

オオミズゴケ（準絶滅危惧）

ホザキノミミカキグサ

はじめに

事業背景

重要生態系監視地域モニタリング推進事業（以下「モニタリングサイト 1000」という。）は、2002 年（平成 14 年）3 月に地球環境保全に関する関係閣僚会議にて決定された「新（第二次）生物多様性国家戦略」に依拠して、2003 年度（平成 15 年度）から開始した。2012 年（平成 24 年）9 月に策定された「生物多様性国家戦略 2012－2020」においても、おおむね 2020 年度までの重点施策の基本戦略の中で、科学的基盤の強化のための具体的施策のひとつに「モニタリングサイト 1000」の実施が挙げられている。

本事業は、全国のさまざまなタイプの生態系（高山帯、森林・草原、里地里山、湖沼・湿原、砂浜、磯、干潟、アマモ場、藻場、サンゴ礁、小島嶼）に 1,000 か所程度の調査サイトを設定し、長期的（100 年を目標）に継続してモニタリングすることにより、生態系の変化をいち早く捉え、適切な生態系及び生物多様性の保全施策につなげることを目的としている。

モニタリングサイト 1000 全体の調査設計は、各生態系において重要な機能を果たす指標生物群の種組成や個体数等を定量的かつ統一的な手法によって調査し、生物多様性および生態系機能の状態を把握するものである。調査の実施にあたっては、関係する研究者や地域の専門家、NPO 及び市民ボランティア等、多様な主体の参加を得ており、このことは、調査の継続性を強化するとともに、迅速かつ精度の高い情報の収集および利用を可能にしている。また、収集された情報はモニタリングサイト 1000 のホームページ等を通じて広く一般に公開することにより、国はもとより、地方自治体、NPO、市民ボランティア、研究者、学校等において幅広く活用されることを期待している。

モニタリングサイト 1000 陸水域調査は、2007 年度（平成 19 年度）よりモニタリングサイト 1000 推進検討会の中の陸水域作業部会として開始した。翌年度の 2008 年度（平成 20 年度）からは、モニタリングサイト 1000 陸水域調査として陸水域検討会および湖沼分科会と湿原分科会を設置し、モニタリング手法や調査サイトについて検討を行った。同年から 2009 年度（平成 21 年度）にかけては試行調査を行った。2010 年度（平成 22 年度）からは本調査を開始し、その後、少しずつ調査サイトを増やしながら調査を続けてきた。陸水域調査では、自然湖沼と湿原を中心に調査を実施しており、河川やダム湖、農業用水路や水田は原則として対象にしていない。河川やダム湖については国土交通省が「河川水辺の国勢調査」を、農業用水路やため池、水田については農林水産省が「田んぼの生きもの調査」を実施している。

第 1 期とした 2009～2013 年度には、湖沼調査として、プランクトンと底生動物、ならびに湖辺植生についての調査を実施し、種組成と水温、透明度等の物理環境の変化ならびに植物の発芽時期、出穂時期、開花時期といったフェノロジーの変化について、その動向をモニタリングしてきた。また湿原調査では、湿原植生と地下水位、地温等の物理環境を対象とした調査を実施し、それぞれ、環境影響の指標や生態系の変化の検出、地球温暖化や乾燥化をとらえる指標としてモニタリングを行った。第 1 期の成果については、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書」としてまとめ、2014 年度（平成 26 年度）に発行した。その後、第 2 期（2014～2018 年度）を迎え、湖沼調査では、これまでの方針を新たにし、生物多様性の概況把握やその変化を捉えることを主な目的として、絶滅危惧種や外来種の生息・生育状況や動向等を含む生物多様性の状況を把握できる調査を再検討することとなった。検討の結果、第 2 期の湖沼調査では、水生植物、淡水魚類、底生動物をモニタリングの対象とし、各生物群の種組成や個体数のデータを蓄積していくこととなった。本報告書は、モニタリングサイト 1000 陸水域調査が開始されてから 10 年目の区切りとして、第 1 期の結果を踏まえつつ、第 2 期の調査結果をとりまとめたものである。

とりまとめ報告書の目的及び位置づけ

本報告書は、これまでのモニタリングサイト 1000 陸水域調査で得られた調査結果のうち、第 2 期に実施した調査（水生植物調査、淡水魚類調査、底生動物調査及び湿原調査）についてとりまとめたものである（第 1 期に調査を実施したプランクトン調査及び湖辺植生調査のとりまとめ結果については、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書」を参照されたい。）。

とりまとめの目的は、調査を実施した湖沼・湿原における生物多様性の現状や特徴を把握し、100 年を目標とする長期モニタリングを継続していく上で必要な基盤情報を得ることとした。本事業では、湖沼及び湿原生態系を対象に、全国 37（湖沼 28、湿原 9）の調査地（サイト）で過去 10 年にわたり生態系を構成する生物に関するデータを取得してきたが、とりまとめに際しては、そのうち 2017 年度（平成 29 年度）までに調査を実施したサイトの調査結果を使用した。本報告書には、調査結果をサイト毎にとりまとめると共に、生物群毎の調査結果について俯瞰的な視点から総括を加えた。最後に、これまでの調査設計や手法の妥当性や今後の事業の方向性等について課題と展望をまとめた。なお、本報告書の作成にあたっては、一般の方や環境保全等の施策担当者等に対して分かりやすく、かつ、関心を持っていただけるよう心がけた。

本調査の実施にあたっては、各サイトにおける調査員の皆様、検討会・分科会委員の皆様に多大なご尽力をいただいた。ここに厚く御礼申し上げる。

令和２年　環境省自然環境局生物多様性センター

要　約

本報告書では、モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原）の調査を開始した 2009 年度から 2017 年度までの調査で得られたデータを用いて各サイトにおける生物多様性の状況等を把握するためのとりまとめを行った。

陸水域調査は、湖沼と湿原の 2 つの生態系を対象とし、湖沼では水生植物（湖辺に生育する抽水植物から完全に水中に沈んだ状態で生育する沈水植物）、淡水魚類、底生動物（湖底に生息する動物）を、湿原では植生と物理環境を対象に調査を実施した。第 1 期（2009～2013 年度）の湖沼調査では、動植物プランクトン、底生動物、湖辺植生（ヨシ）を対象とした調査を実施したが、調査結果のとりまとめを踏まえて方針を再検討した。その結果、第 2 期（2014～2017 年度）の湖沼調査では、動植物プランクトンと湖辺植生に代わり、水生植物と淡水魚類を対象とした調査を実施する方針に転換した。そのため、水生植物と淡水魚類については、2015 年度の調査開始以降の成果をとりまとめた。

第 1 章「陸水域（湖沼・湿原）の概要」では、湖沼や湿原の減少と生物多様性の劣化状況を示すとともに、湖沼生態系及び湿原生態系について概説した。

第 2 章「湖沼調査」では、水生植物調査、淡水魚類調査及び底生動物調査の目的や方法、調査サイトの選定方法や配置等の調査設計を概説するとともに、各調査サイトの調査結果をとりまとめた。

第 2 期から開始された水生植物調査は、然別湖サイト、ウトナイ湖サイト、小川原湖サイト、伊豆沼・内沼サイト、頸城湖沼群サイト、河口湖サイト、琵琶湖サイト、宍道湖サイト、江津湖サイトの 9 サイトで各 1 回実施した。調査で確認された水生植物の種数は、琵琶湖サイトで 59 種ともっとも多く、次いで頸城湖沼群サイトの 54 種であった。9 サイトの調査において、維管束植物と車軸藻類を合わせて 23 種の絶滅危惧種（環境省レッドリスト 2018 で絶滅危惧 II 類以上に選定されている在来種、以下同じ）が確認された。もっとも多くの絶滅危惧種が確認されたサイトは河口湖サイトの 10 種であった。次いで多かったのは、頸城湖沼群サイトの 8 種であった。外来種については、9 サイトで 18 種が確認され、特定外来生物に指定されているオオフサモ、ナガエツルノゲイトウ、ブラジルチドメグサ、ボタンウキクサが含まれていた。江津湖サイトでは、これら 4 種を含む計 12 種が確認され、もっとも多かった。次いで琵琶湖サイトで 7 種が確認された。然別湖とウトナイ湖サイトにおいて、本調査では外来種は記録されなかった。水生植物の生育形に着目すると、ほとんどの調査サイトで沈水植物と抽水植物が大部分を占めていたが、伊豆沼・内沼サイトでは他の調査サイトに比べて沈水植物の種数が著しく少なかった。

第 2 期から開始された淡水魚類調査は、伊豆沼・内沼サイト、西浦古渡サイト、北浦爪木サイト、琵琶湖サイト、三方湖サイト、宍道湖サイト、鎮西湖サイトの 7 サイトで各 1 回実施した。調査で確認された種数は、琵琶湖サイトで 28 種ともっとも多く、次いで北浦爪木サイトの 26 種であった。これまでの調査により、14 種の絶滅危惧種が確認された。もっとも多くの絶滅危惧種が確認されたサイトは琵琶湖サイトで 8 種が確認された。次いで多かったのは、鎮西湖サイトの 5 種であった。外来種については、全体で 7 種の国外外来種と 12 種の国内外来種が確認された。国外外来種では、特定外来生物のブルーギルが全サイトで確認され、次いで特定外来生物のオオクチバスが 5 サイトで確認された。国内外来種では、タモロコがもっとも多く、4 サイトで確認され、次いでゲンゴロウブナとハスが 3 サイトで確認された。サイト別にみると、伊豆沼・内沼サイトで 12 種の外来種が確認されもっとも多く、次いで西浦古渡サイトの 8 種であった。

底生動物調査では、第 1 期に 4 サイト、第 2 期に 3 サイトの全 7 サイトを設定し、第 2 期は支笏湖サイト、摩周湖サイト、猪苗代湖サイトで各 1 回調査を実施した。今期の底生動物調査は、既存の調査を合わせると支笏湖で 14 年ぶり 3 例目、摩周湖で 16 年ぶり 4 例目、猪苗代湖で 11 年ぶり 4 例目となった。調査では、線虫類、貧毛類、クマムシ類、節足動物等が確認された。支笏

湖サイトではキタヒメミミズやトウヤオヨギミミズが、摩周湖サイトではイトミミズ、ユリミミズ、ヤマナガレイトミミズが、猪苗代湖サイトではイトミミズやナガレイトミミズが確認された。本調査では、地球温暖化に伴って予想される湖の循環様式の変化と深底部の動物群集の関係に着目してきたが、支笏湖や摩周湖では、過去の研究例と比較して、貧毛類の種組成や出現頻度が異なっていたことから、2 湖沼の最深部で環境変化が生じていた可能性が示された。

第 3 章「湿原調査」では、湿原植生調査及び物理環境調査の目的や方法、調査サイトの選定方法や配置等の調査設計を概説し、各調査サイトの結果をとりまとめた。

湿原植生調査は 9 サイトで実施し、釧路湿原サイトでは 6 回、サロベツ湿原と八甲田山湿原サイトでは 4 回、尾瀬ヶ原湿原サイトでは 3 回、霧多布湿原サイト、上川浮島湿原サイト、八幡平サイト、戦場ヶ原湿原サイト、鯉ヶ窪湿原サイトではそれぞれ 1 回調査を行った。各サイトの調査ライン上に設置した方形区内の植生の状況やその変化を調べた結果、いずれのサイトにおいても大きな変化はみられなかった。しかし、サロベツ湿原サイトでは乾燥化の指標とされるチマキザサの平均被度が、本種が優占する方形区で増加する傾向にあった。また、霧多布湿原サイトでは、ヌマガヤ群落やチャミズゴケブルテとともに、乾燥を示唆するノリウツギやススキが一部の方形区で確認された。さらに、湿原植生への影響が懸念されるシカ類の踏み荒らしや採食痕跡がいくつかのサイトで確認された。一方で、ニホンジカの生息数の急増により湿原植生が撹乱され、その後、シカ侵入防止柵が設置された戦場ヶ原湿原サイトでは、シカの糞や足跡、目立った採食痕跡は確認されず、シカが多かった時期にはほとんど開花を見ることがなかった高茎草本がよく開花している様子が観察された。シカの採食圧から解放され、湿原植生が回復傾向にある可能性が示唆された。

物理環境調査は、霧多布湿原サイトを除く 8 サイトで得られたデータを用いて、湿原の変化の予兆をとらえるために有効な地下水位や、地球温暖化や乾燥化の指標となる気温や地温の特徴をまとめた。第 2 期では、データの取得方法や表現方法の統一化を進め、比較的安定してデータを取得できる体制が整った。しかし、観測期間が短く検証に必要なデータの蓄積が十分とは言えないため、引き続きのモニタリングが必要である。

第 4 章「事業の課題と展望」では、サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理及び発信、結果の保全施策への活用、国際的枠組みとの連携の 6 項目について、それぞれ第 1 期の課題、第 2 期の成果、第 3 期に向けた課題と展望をとりまとめた。

Summary

This report was compiled based on survey results of inland waters associated with lake ecosystems and mire and marsh ecosystems as part of the ongoing the Monitoring Sites 1000 Project. The goal is to understand the state of biodiversity at each site using data obtained between FY 2009 and FY 2017.

The inland waters biodiversity surveys include two types of ecosystems: lake ecosystems and mire and marsh ecosystems. The surveys covered aquatic plants and freshwater fish, as well as benthic animals in lakes, and vegetation and the physical environment in mires and marshes. During the first phase (FY 2009 to 2013) of the lake surveys, the investigations conducted to cover zooplankton and phytoplankton, benthic animals and lakeside vegetation. The research policy was reconsidered, however, based on the survey results compiled. Consequently, we switched course during the second phase (FY 2014 to 2017) of the lake surveys, starting investigations into aquatic plants and freshwater fish in place of zooplankton and phytoplankton, and lakeside vegetation. As such, we have summarized the results of surveys of aquatic plants and freshwater fish from FY 2015.

Chapter one, “Overview of Inland Waters Biodiversity (Lakes and Mires/Marshes)”, points out that lakes, mires and marshes have been decreasing, and biodiversity has been deteriorating. It also provides a general description of lake ecosystems and mire and marsh ecosystems.

Chapter two, “Lake Surveys”, provides an overview of the objectives and methods of surveys of aquatic plants, freshwater fish and benthic animals, as well as survey design aspects such as how the survey sites were selected and set up. Compilations of the survey results from each survey site are also included.

The aquatic plant surveys that began from the second phase were implemented once each at nine sites including Shikaribetsu-ko, Utonai-ko, Ogawara-ko, Izunuma-Uchinuma, Kubiki-koshogun, Kawaguchi-ko, Biwa-ko, Shinji-ko, and Ezu-ko. The surveys confirmed the highest number of aquatic plant species at the Biwa-ko site with 59, followed by the Kubiki-koshogun site with 54. The surveys conducted at these nine sites confirmed a total of 23 endangered species (designated as a category II or above threatened species on the Ministry of the Environment of Japan’s 2018 Red List) of vascular plants and charophyta. The Kawaguchi-ko site had the greatest number of endangered species, 10 species. This was followed by the eight at the Kubiki-koshogun site. Eighteen types of non-native plant species were confirmed at the nine sites, including *Myriophyllum aquaticum* (parrot’s feather), *Alternanthera philoxeroides* (alligator weed), *Hydrocotyle ranunculoides* (floating pennywort), and *Pistia stratiotes* (water lettuce), which have been designated invasive alien species. Including the above four, 12 foreign non-native species which was the number of the most at a single site, were confirmed at the Ezu-ko site. This was followed by the seven species found at the Biwa-ko site. No foreign non-native species were recorded at the Shikaribetsu-ko site and the Utonai-ko site during these surveys. In terms of aquatic plant growth forms, submerged and emergent plants accounted for the largest proportion of plants at most of the survey sites, although the Izunuma-Uchinuma site had remarkably fewer species of submerged plants compared to the other survey sites.

The freshwater fish surveys that began during the second phase were implemented once each at seven sites including Izunuma-Uchinuma, Nishiura-Futto, Kitaura-Tsumagi, Biwa-ko, Mikata-ko, Shinji-ko, and Chinzei-ko. The highest number of species, 28, was confirmed at the Biwa-ko site, followed by the 26 at the Kitaura-Tsumagi site. Fourteen endangered species have been confirmed in the surveys up to now. The Biwa-ko site had eight endangered species that is the most at any site. The Chinzei-ko site followed with five. Regarding non-native species, seven foreign and 12 domestic non-native species were confirmed. Of the foreign non-native species, *Lepomis macrochirus macrochirus* (bluegills) were discovered at all sites, and *Micropterus salmoides* (largemouth bass) were found at five sites. *Gnathopogon elongatus elongatus* (tamoroko) represented the largest number of domestic non-native species, being confirmed at four sites,

followed by *Carassius cuvieri* (Japanese crucian carp) and *Opsariichthys uncirostris uncirostris* (hasu), each confirmed at three sites. By site, the Izunuma-Uchinuma site had the most, with 12 foreign and domestic non-native species confirmed, followed by the Nishiura-Futto site with eight.

A total of seven sites were designated for the benthic animal surveys that began in the first phase. During the second phase, investigations were carried out once each at three sites including Shikotsu-ko, Mashu-ko, and Inawashiro-ko. Together with existing surveys of benthic animals at each site, this was the third instance for Shikotsu-ko and the first in 14 years, the fourth for Mashu-ko and the first in 16 years, and the fourth for Inawashiro-ko and the first in 11 years. The surveys focused on changes in lake circulation systems that were predicted in connection with global warming, and the relationship with profundal zone animal communities. The surveys confirmed varieties of nematodes, oligochaetes, tardigrades and arthropods, among others. *Marionina klaskisharum* and *Yamaguchia toyensis* were confirmed at the Shikotsu-ko site, *Tubifex tubifex* (sludge worms), *Limnodrilus hoffmeisteri* (red worms), and *Rhyacodrilus komarovi* at the Mashu-ko site, and *Tubifex tubifex* and *Rhyacodrilus coccineus* at the Inawashiro-ko site. The data obtained through this project have been invaluable in terms of examining the impact of environmental changes in the future.

Chapter three, "Mire and Marsh Surveys", provides an overview of the objectives and methods of vegetation and physical environment surveys, as well as survey design aspects such as how survey sites were chosen and set up. Compilations of the survey results from each survey site are also included.

Surveys on vegetation in mires and marshes were implemented at nine sites, six times at the Kushiro-shitsugen site, four times each at the Sarobetsu-shitsugen site and the Hakkodasan-shitsugen site, three times at the Ozegahara-shitsugen site, and once each at the following 5 shitsugen sites: Kiritappu-shitsugen, Kamikawa-Ukishima-shitsugen, Hachimantai, Senjogahara-shitsugen, and Koigakubo-shitsugen. The state of the vegetation within quadrats set up along each site's survey lines and changes related to it were investigated. The outcome was that no significant changes were found at any of the sites. At the Sarobetsu-shitsugen site, however, the average coverage of *Sasa palmata* (broadleaf bamboo), which is considered an indicator of aridification, was found to be more prevalent than before in the quadrats where this variety is dominant. Additionally, along with *Moliniopsis japonica* (Japanese moor grass) communities and *Sphagnum fuscum* (rusty peat moss) hummocks, *Hydrangea paniculata* (panicled hydrangeas) and *Miscanthus sinensis* (pampas grass) which suggest aridity were confirmed in some quadrats at the Kiritappu-shitsugen site. Trampling and traces of foraging by deer were also confirmed at several sites, raising concerns about the effects on wetland vegetation. On the other hand, at the Senjogahara-shitsugen site where a rapidly increasing Sika deer population had damaged the vegetation, forcing the installation of fences to prevent deer from entering, no deer droppings, hoofprints and traces of foraging were found, and tall herbaceous vegetation rarely seen in full bloom when there were many deer was blooming. This suggested that, freed from the pressures of deer foraging, the vegetation may be on the road to recovery.

Using data obtained from physical environment surveys at the eight sites other than the Kiritappu-shitsugen site, we compiled attributes such as groundwater levels, which is useful in comprehending evidence of changes in mires and marshes, and atmospheric and ground temperature readings, which serve as indicators of global warming and aridification. Using standardized methods of acquiring and expressing data during the second phase, we put in place systems that enabled us to acquire comparatively stable data. However, the observation period for obtaining data was not long enough, so we need to continue monitoring to gather enough data for verification.

Chapter four, "Project Issues and Prospects", describes first-phase issues, second-phase results, and issues and prospects leading up to the third phase. These topics are discussed from six aspects: survey site distribution; survey methods; systems for sustainable surveys; sharing, managing, and disseminating information; using results in conservation measures; and coordination with international frameworks.

目次

目次 *1*

第 1 章　陸水域生態系（湖沼・湿原）の概要 *1*

1. 湖沼生態系 **1**

2. 湿原生態系 **2**

第 2 章　湖沼調査 *5*

1. 調査設計 **5**

2. 調査結果 **10**

1）水生植物調査 10

（1）然別湖サイト 10

（2）ウトナイ湖サイト 15

（3）小川原湖サイト 19

（4）伊豆沼・内沼サイト 23

（5）頸城湖沼群サイト 27

（6）河口湖サイト 31

（7）琵琶湖サイト 36

（8）宍道湖サイト 41

（9）江津湖サイト 45

水生植物調査の総括 49

2）淡水魚類調査 55

（1）伊豆沼・内沼サイト 55

（2）西浦古渡サイト 58

（3）北浦爪木サイト 62

（4）琵琶湖サイト 66

（5）三方湖サイト 70

（6）宍道湖サイト 73

（7）鎮西湖サイト 77

淡水魚類調査の総括 81

3）底生動物調査 91

第 3 章　湿原調査 *101*

1. 調査設計 **101**

2. 調査結果 **105**

1）植生調査 105

（1）サロベツ湿原サイト 105

（2）上川浮島湿原サイト 111

（3）霧多布湿原サイト 115

（4）釧路湿原サイト 119

（5）八甲田山湿原サイト 125

（6）八幡平サイト 129

（7）尾瀬ヶ原湿原サイト 133

（8）戦場ヶ原湿原サイト 138

（9）鯉ヶ窪湿原サイト 143

2）物理環境調査 148

（1）サロベツ湿原サイト 148

（2）上川浮島湿原サイト 151

(3)釧路湿原サイト 153
(4)八甲田山湿原サイト 156
(5)八幡平サイト 159
(6)尾瀬ヶ原湿原サイト 160
(7)戦場ヶ原湿原サイト 163
(8)鯉ヶ窪湿原サイト 165
3)総括(湿原調査) 168

第 4 章 事業の課題と展望 170

参考情報 174

調査体制 188

謝辞 190

各年度業務名、請負者 191

第 1 章　陸水域生態系（湖沼・湿原）の概要

湿地は生物の生存に必要な水を主要な構成要素とし、私たちの生活と持続可能な発展に欠かすことのできない生態系の一つである。また、世界でもっとも生産性の高い生態系でもあり、私たちは湿地から多くの生態系サービスの恩恵を享受している（MEA 2005; Russi et al. 2013; Ramsar Convention on Wetlands 2018）。例えば、湿地は水や食料の供給、水の浄化や洪水の調整、レクリエーションや観光資源等の生態系機能を有する。そのため、貧困、飢餓、健康、エネルギー、消費、気候変動に焦点を当てた国連の持続可能な開発目標（Sustainable Development Goals: SDGs）の 17 の目標と、それに付随する 169 のターゲット項目の多くを達成する上で、中心的な役割を果たすと考えられる。

一方で、湿地は社会の発展や経済成長に伴う土地の改変、水質汚濁等の影響を受けている生態系でもある（高村 2016）。安定した良質の水の供給は、安全や衛生面の向上に寄与し、社会経済の成長期には特に重要視された。しかし、水は地球上で偏在するという特質をもつため、不足しても過多になっても社会に深刻な悪影響をもたらす（高村 2016）。そのため、淡水環境は、ダムの建設、河川の直線化、堤防・護岸、流域を跨いだ移送水路や導水の建設等、水の制御や利用のために人為的に大きく改変されてきた（Meybeck 2003）。また、浅い湖沼や湿原では、食料増産のために一部が干拓され、また農地へ転換するための排水溝が敷設された（高村 2016）。

湖沼や湿原等の湿地は、1700 年から 2000 年の間に世界の 87%が失われ、その速度は 20 世紀後半になって加速している（Davidson 2014）。経済発展の著しい 1970 年から 2015 年の間に、内陸湿地及び沿岸域の湿地のどちらも約 35%が消失し、森林面積の減少の 3 倍の速さで消失したと言われている（Ramsar Convention on Wetlands 2018）。

日本における湿地面積の変化については、国土地理院が、明治・大正時代の 5 万分 1 地形図に表示されている湿地記号の範囲の面積と、現在の 5 万分 1 地形図に表示されている湿地記号の範囲の面積を比較して 2000 年にまとめている（国土地理院「日本全国の湿地面積の変化」https://www.gsi.go.jp/kankyochiri/shicchimenseki2.html0、2019 年 11 月 8 日確認）。これによると、明治・大正時代には、全国で 2111 km^2 の湿地が存在していたと推定されているが、1999 年には、821 km^2 まで減少し、61.1%の湿地が消失したとされる。このような大規模な湿地の消失により生物多様性も大きく減少した。

世界的に見ると、1970 年以降、内陸湿地の生物種の個体群の 81%、沿岸及び海洋生物種の個体群の 36%が減少したと推定されている（WWF 2016; Ramsar Convention on Wetlands 2018）。日本においては、角野（2014）に記載された水生維管束植物の 40.1%にあたる 108 種が、純淡水魚類（Watanabe 2012 で定義される種）の 63.4%に当たる 59 種が、絶滅のおそれのある野生生物として 2012 年に公表された環境省第 4 次レッドリストに掲載されている（高村 2016; 山ノ内ほか 2016）。湖沼における水生植物と純淡水魚の減少について 2000 年以前と 2001 年以降を比較した研究によると、水生植物では平均約 57%の種が、純淡水魚では平均約 28%の種が消失し、その主な要因は、水生植物では富栄養化やソウギョの導入、魚類では魚食性外来魚の種数であった（Nishihiro et al. 2014; Matsuzaki et al. 2016; 高村 2016）。

さまざまな研究から、生物多様性は生態系の健全性を評価する上で重要な指標であることが示されている（Rapport et al. 1998; Costanza and Mageau 1999; Revenga et al. 2005; 鷲谷・鬼頭 2007）。つまり、生物多様性の損失は、生態系機能の劣化を通して、生態系サービスの低下を引き起こすと考えられ（高村 2016）、私たちの持続可能性を支える生存基盤が危機に晒されていると言える。

2010 年 10 月に愛知県名古屋市で開催された生物多様性条約第 10 回締約国会議（CBD-COP10）において、2020 年までに生物多様性の損失を食い止めるための緊急かつ効果的な行動を促すため「愛知目標」が採択された。この目標を達成するためには、科学的根拠に基づいた生物多様性の定量的な評価が必要不可欠で、そのためのモニタリングはきわめて重要である。

1. 湖沼生態系

湖沼は、地殻変動、火山活動、氷河活動、河口における堆砂等の地形の変化により生じた静水域で、その形成要因の違いにより、構造湖、カルデラ湖、氷河湖、堰止湖、海跡湖等に、また、水の栄養度により貧栄養湖、中栄養湖、富

栄養湖、過栄養湖等にタイプ分けされる。海水が混入する湖沼は汽水湖と呼ばれる。世界には、0.01 km^2 以上の面積の湖沼が 845 万個あり、その総面積は 280 万 km^2 である。これは地球の全表面積の 0.8%を占める淡水域の 7 割程度に相当する。一般に、湖沼の寿命は一万年程度と考えられているが、世界には例外的に長寿命の湖沼が約 20 あり、これらは古代湖と呼ばれる。わが国では、琵琶湖が 400 万年以上の歴史を有し、バイカル湖、タンガニイカ湖に次いで成立が古い湖であると考えられており、50 種以上の固有種を有する。

湖沼生態系は、湖沼とその流域の地史、存在する位置・気候帯・地質、その形状・サイズ・深さ、さらにそこに棲む生物群集の移動・分散や相互作用等、物理、化学、そして生物的に異なる多くの要因が関係して成り立っている。また、森林や草地等、他の生態系に比べ閉鎖性が強いため、履歴効果（ヒステリシス）や食物連鎖のトップ・ダウン効果（高次捕食者の捕食圧が食物連鎖を通じて下位の生物群集に与える影響）が現れやすいという特徴がある。湖沼環境は、水温が 4℃で密度が最大になるという水の物性に支配される。特に温帯域の湖沼では、主たる一次生産者である植物プランクトンの回転率が速いため、明確な季節変化が観察される。例えば、北半球にある温帯の深い湖沼では、春と秋の 2 回全層循環が起き、その際、植物プランクトンの栄養資源である窒素やリンが底層（分解層）から表層（生産層）に供給される。植物プランクトンが利用可能なリン酸態リンは、酸素が十分にある湖沼の底層では水和酸化鉄に不活性な形態で吸着・吸蔵されるが、溶存酸素が枯渇すると水中に溶出される。そのため、夏の成層期に底層で酸素が枯渇することがない貧栄養湖では、リンは底泥にトラップされるが、湖沼が富栄養化し底層が貧酸素になると、リンは成層期に底泥から水中に溶出され、循環期に生産層に供給されるようになる。すなわち、貧栄養湖では貧栄養な状態が維持されるが、一旦、富栄養化すると、外部からのリンの供給がなくとも底泥からリンが供給され富栄養状態が維持される。このように、湖沼生態系には、ある臨界点を超えた時に生態系が変わるという履歴効果が現れる。

湖沼は、我々の生活に欠くことのできない淡水を貯蓄すると同時に、食料となる魚類や貝類等を育む。これらの生態系サービスは、それぞれの環境に生息するさまざまな生物によって形成・維持されてきた。しかし、水資源の利用や洪水調整の目的で、築堤、コンクリート護岸化、それに付随する人為的な水位操作等、湖沼環境には大きな人為的改変が施されてきた。

また、わが国の湖沼をとりまく状況を歴史的に見ると、明治期頃に水産有用種が積極的に導入され、第二次大戦以降は、1991 年までに主として浅い湖沼を対象に 347 km^2 が干拓された。経済の高度成長期には、水質汚濁が社会的に大きな問題となり、1970 年代に入ると各地の湖沼で、流域からの汚濁負荷が原因と考えられる淡水赤潮やアオコの大発生が頻発するようになった。さらに、1980 年代になるとオオクチバスやブルーギル等、北米原産の侵略的外来種の魚食性魚類が分布を拡大し漁業被害等が起こるようになった。干拓、築堤・護岸、水位操作、富栄養化、侵略的外来種の侵入、水産有用種の放流等、いわゆる、湖沼生態系に与える一連の「圧力」は、本来、湖沼に棲む生物種や生態系の状態に何らかの影響を与えてきたと考えられる。この中で、水質の悪化や漁業被害等、社会が明確に不利益を被る現象については、政府や自治体によるモニタリングや影響を緩和する施策が実施されている。しかし、「生物多様性の保全」や「健全な湖沼生態系の保全」を目的としたモニタリングや施策については、取り組みが始められてきてはいるものの、明確な手法の提示や評価が行われていないのが現状である。モニタリングサイト 1000 湖沼調査は、その一端を担う重要な事業として位置づけられている。

2. 湿原生態系

地表面よりも水位が高いかほぼ等しい土地を湿地と呼ぶが、その内、少なくとも 20 cm 程度の泥炭で覆われている土地を泥炭地と呼ぶ。ここで泥炭とは、未分解の植物の遺体を含む土壌の内、乾燥重量当たりの有機物量が 20～35%のものを指す。さらに、泥炭地の内で、植物が生育し、現在も植物遺体が堆積し続けている生態系を湿原と呼んでいる。泥炭地・湿原は世界中に分布しているが、乾燥した環境から湿潤な環境への移行帯に存在していること、その内部では泥炭の蓄積量は連続的に変化することから、泥炭地・湿原の境界や面積を正確に決定することは難しい。

地表面が地下水面より常に低い湿原を低層湿原と呼ぶ。低層湿原には地下水や表流水が流れ込み、pH は弱酸性から中性で栄養度は比較的高い。水に覆われる期間が長いため、根茎部への通気組織を持つヨシやスゲ類が優占する。

湿原は、分解の遅いミズゴケ、スゲ、ヌマガヤ等の植物遺体が、分解速度を上回って堆積することで、長い年月の間に鉛直方向に成長する。泥炭が堆積して地表面が地下水面より常に高い湿原を高層湿原と呼ぶ。高層湿原では、水と養分の供給源は雨水、雪、霧等に限定されるため、酸性で栄養度の低い環境となる。植物体が直接養分を吸収するミズゴケ類、モウセンゴケ等の食虫植物や他の植物から養分を得る寄生性の植物が生育する。高層湿原と低層湿原の中間の性質を持つものを中間湿原と呼ぶことがある。この他、沼沢湿原は特に樹木に覆われた湿地を指し、熱帯では泥炭湿地林が数メートルに及ぶ泥炭層の上に形成されている。

湿原の主要な形成要因は気候、地形、水理条件及び生物相である。湿原は湿潤又は冷涼な気候の地域に分布する。地形要因は、①海岸湾奥部が海退により淡水湿地化し形成される場合、②河川の自然堤防の後背湿地に形成される場合、③火山活動による地形に形成される場合、④傾斜地に形成される場合等である。この地形要因に水理条件と生物相の要因が作用して湿原が形成されていく。

湿原の鉛直堆積構造は、上層では未分解のリターや泥炭が堆積し透水性は高い。その下層には分解の進んだ有機質土壌が堆積し、透水性は低い。この下層は地下水が飽和状態のため常に嫌気的な状態にある。一方、上層部では地下水位が下がると好気的な条件になる。この層に排水溝を掘削すると、水平方向に水が抜け、その後、乾燥やひび割れ等が生じ酸素供給と温度上昇により分解が促進され、地盤は沈下する。

湿原にはブルテ（小凸地）とシュレンケ（小凹地）、湿地から流れ出る水による浸食で形成される湿地溝等の微地形が形成される。湿原には水を湛えた池塘（ちとう、池溏とも書く）が形成されることがあるが、シュレンケに水が溜まることで形成されたと考えられている。傾斜地では等高線に沿った池塘が形成され、さらに、斜面下部では泥炭が崩れて池塘が形成されることがある。

湿原は人々にさまざまな恵み（生態系サービス）をもたらしている。まず、湿原は、水を貯め洪水を調節し、気温を調節する機能を持つ。さらに、湿原の泥炭には、陸地に貯えられている炭素の約 30%が吸収されており、温室効果ガスの二酸化炭素濃度を調整する役割を果たしている。また、動植物の生息・生育地であり、その自然景観は、レクリエーション及び観光の場を提供する。環境教育の実践的な素材を提供する等、文化的な役割も大きい。その他、湿原は植物繊維や燃料等を供給する。ミズゴケ類は保水力が高く乾燥すれば通気性が高いことから園芸栽培に用いられる。また、泥炭はウィスキーに風味をもたらす原料ともなっている。欧州北部では泥炭が暖房や発電用の燃料としても利用されている。

湿原には、湿潤な条件に適応した湿原特有の生物が生息している。これらの動植物により、湿原がもたらす生態系サービスは支えられているが、近年、湿原をとりまく状況は激変している。湿原環境は脆弱であるため、人間や動物から与えられる影響は大きい。例えば、開発のために排水溝が設けられ水抜きされると、高層湿原では乾燥化が進行し植生が大きく変化する。流域からの地下水に涵養されていた低層湿原では、地下水の供給がなくなると降水に涵養される高層湿原に変化する、といった例がある。また、ニホンジカやエゾシカ等の大型動物による湿原周辺の樹木の剥皮、湿原植物の食害、さらには湿原の泥炭層の破壊等も報告されている。

モニタリングサイト 1000 湿原調査は、長期継続可能な調査サイトを設置することにより、人為的な影響や環境変化による生物種の増減や湿原環境（気温や地下水位等）、生態系の変異等をいち早くとらえ、迅速かつ適切な生物多様性の保全につなげるための重要な事業として位置づけられている。

参考文献

Costanza R, Mageau M (1999) What is a healthy ecosystem? Aquatic Ecology, 33:105-115

Davidson NC (2014) How much wetland has the world lost? Longterm and recent trends in global wetland area. Marine and freshwater research, 65:934-941

角野 康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版, 東京

Matsuzaki SS, Sasaki T, Akasaka M (2016) Invasion of exotic piscivores causes losses of functional diversity and functionally unique species in Japanese lakes. Freshwater Biology, 61:1128-1142

Meybeck M (2003) Global analysis of river systems: From earth system controls to Anthropocene syndromes. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences, 358:1935-1955

Millennium Ecosystem Assessment (MEA) (2005) Ecosystems and human well-being: Synthesis.

Island Press, Washington, DC, USA
Nishihiro J, Akasaka M, Ogawa M, Takamura N (2014) Aquatic vascular plants in Japanese lakes. Ecological Research, 29:369
Ramsar Convention on Wetlands (2018) Global Wetland Outlook: State of the world's wetlands and their services to people. Gland, Switzerland
Rapport D, Costanza R, McMichael A (1998) Assessing ecosystem health. Trends in Ecology and Evolution, 13:397-402
Revenga C, Campbell I, Abell R, de Villiers P, Bryer M (2005) Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. Philosphical Transactions of Royal Society London B Biological Science, 360:397-413
Russi D, ten Brink P, Farmer A, Badura T, Coates D, Förster J, Kumar R, Davidson N (2013) The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands. IEEP, London and Brussels
高村典子 (2016) 淡水域の保全、その政策を支える生物多様性評価の現状と課題. 保全生態学研究, 21:117-124
鷲谷 いづみ, 鬼頭 秀一 (編) (2007) 自然再生のための生物多様性モニタリング. 東京大学出版会, 東京
Watanabe K (2012) Faunal structure of Japanese freshwater fishes and its artificial disturbance. Environmental Biology of Fishes, 94:533-547
WWF (2016) Living Planet Report 2016. Risk and resilience in a new era. Gland, Switzerland
山ノ内 崇志, 赤坂 宗光, 西廣 淳, 角野 康郎, 高村 典子 (2016) 水生植物保全の視点に基づく保全上重要な湖沼選定の試み. 保全生態学研究, 21:135-146

第 2 章　湖沼調査

1. 調査設計

調査の目的と方法

湖沼調査では、湖沼の生物多様性と生態系の現状や変化を把握することを目的として、水生植物、淡水魚類、底生動物を生態系の指標とし、これらの種組成や個体数等に着目してモニタリング調査を進めた。各調査について、それぞれの調査マニュアルを設計し、独立した調査を実施した。

以下に、それぞれの調査の目的と方法の概要を示す。各調査の詳しい方法等は、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼 : 水生植物調査マニュアル第 1 版」（以下「水生植物調査マニュアル」と言う。）、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼 : 淡水魚類調査マニュアル 第 1 版」（以下「淡水魚類調査マニュアル」と言う。）、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼 : 底生動物調査マニュアル第 5 版」（以下「底生動物調査マニュアル」と言う。）に従った。

１）水生植物調査

目　的

水生植物調査では、湖沼の一次生産者として重要な生態的役割を持つ水生植物の変化を把握することで湖沼生態系の変化をとらえることを目的とした。

方　法

調査対象

本調査では沈水植物、浮葉植物、浮遊植物、抽水植物を調査対象とし、また対象の分類群は広義の水生植物（種子植物・シダ植物・コケ植物・車軸藻類を含む）とした。なお、湖辺の湿生植物（主に湿生状態で生活する種）や陸生植物は必須の記録対象としていない。

調査頻度

各サイトで、原則として 5 年に一度、水生植物がもっとも繁茂する夏季に 1 回実施した。

調査内容

調査サイトの植物相を把握するための植物相調査と、湖沼の物理環境を概略的に把握するための物理環境調査を実施した。

植物相調査では、定点調査と補完調査を実施した。定点調査では、湖内に設定した定点で採集器を用いた水生植物の採集を行い、定点毎・水深帯毎の種組成と出現頻度を記録した。補完調査は、湖辺を踏査し、目視や徒手又は採集器を使用して種を記録した。採集器は、水生植物調査マニュアルに従って作製したものを用いた。これらの調査に加え、透明度と電気伝導度の測定、並びに景観の写真記録を行った。

２）淡水魚類調査

目　的

淡水魚類は、基本的に淡水域を移動経路とするため、海域や山地により生息場所が隔離される傾向が強く、地域固有の種が多く種内の地理的変異が生じやすい。地域の固有性が高い淡水魚類は、地域の生物多様性形成の歴史をよく反映している重要な生物群である。また、湖沼は捕食者によるトップダウンコントロールの影響を強く受ける性質をもち、魚類は湖沼生物群集の上位捕食者として湖沼生態系に大きな影響を及ぼすと考えられている。本調査では、採集した魚類の種構成、個体数、生物量等をモニタリングすることで湖沼生態系の変化をとらえることを目的とした。

方　法

調査対象

本調査では、純淡水魚、通し回遊魚、周縁性淡水魚とした（詳しくは、淡水魚類調査マニュアル参照）。また、各魚類の標準和名及び学名

は、「日本産魚類検索 全種の同定 第3版」に従った。なお、オウミヨシノボリとカズサヨシノボリ及び「日本産魚類検索 全種の同定 第2版」のトウヨシノボリの内、シマヒレヨシノボリ、トウカイヨシノボリ、クロダハゼ、ビワヨシノボリを除いたものについては、分類学的取扱いが定まっていないため（中坊 2018、小西 2018 で取扱いが異なる）、本報告書では、トウヨシノボリ類として取り扱った。

また本調査では、採集された外来種を日本国外から移植された「国外外来種」と、日本国内に元々分布しているものが別の地域に移植された「国内外来種」に分けて記録している。「国内外来種」は、①種や亜種が本来の分布域と異なる地域に移植された場合と、②同種内のある地域集団が別の地域に移植された場合に分けられる（向井ほか 2013）。これらの内、②については、遺伝的解析の手法を用いなければ国内外来種であるかを判断することが難しいため、本事業では、主に遺伝解析を用いなくとも判断が可能な①の場合の国内外来種を記録した。

なお、コイは日本において野生型と飼育型（ユーラシア大陸から導入された養殖系統に由来するとされる）と言う別種レベルに分化した2系統に区別されているが、現状ではこれらの分類学的な取扱いについて不明であるため、本報告書では1種とし、かつ在来種として扱った。

本事業での淡水魚類調査は、限られた労力と時間の中で実施されているため、調査で確認される魚類は、対象の湖沼に生息している種を必ずしも網羅したものではない。従って、これまでに記録されている種が、本調査で確認されなかった場合でも、その種が対象の湖沼で絶滅した、あるいは個体数が激減したと言うことを直接的に示すものではないことに留意して、結果を解釈されたい。

調査頻度

各サイトの調査は、原則として5年に一度とし、一度の調査実施年度に2回（一年の内の2シーズン）調査を実施した。

調査内容

本調査では、定置網による採集を必須として捕獲数や湿重量の測定を実施した。また、調査サイトの魚類相を可能な限り把握するため、投網とタモ網を用いた任意の補完調査を適宜実施した。さらに、調査地周辺の景観変化を追跡するため、定点から一定方向の景観を画像として記録した。なお、定置網、投網、タモ網の規格は、基本的に淡水魚類調査マニュアルに従った。

一部のサイトで淡水魚類調査マニュアルとは異なった調査内容となっているため、各サイトでの詳しい調査内容については、「淡水魚類調査結果」の調査地点概要を参照のこと。

３）底生動物調査

目 的

淡水の底生動物の多くは、浮遊生活をもたず、一生をきわめて限られた地域で過ごすため、生息環境の変化にきわめて敏感である。そのため、底生動物はしばしば河川や湖沼の環境汚染の指標として用いられてきた。これら底生動物は、人間活動に伴う富栄養化や気候変動に伴う湖水の循環様式の変化等の影響を受けやすい。本調査では、底生動物相をモニタリングすることで、湖沼の栄養状態や温暖化による湖水循環への影響の把握を目的とした。

方 法

調査対象

本調査では、基本的にエクマン・バージ採泥器で採取された湖沼の底土中の動物を対象とした。

調査頻度

琵琶湖サイトのみ2009年と2010年に各1回の計 2 回調査を実施した。他の調査サイトでは、年に1回の調査を各サイトで1年のみ実施した。

調査内容

湖沼の中央部を主な調査地点として設定し、ボート上からエクマン・バージ採泥器（15 cm×15 cm）にて湖底の泥を採取して底生動物を採集した。採集された底生動物は持ち帰り、可能な限り種までを同定後、それぞれの個体数を計数した。

採取した泥の温度、泥厚を測定すると共に、泥の色と臭いについても確認した（詳細は底生動物調査マニュアルを参照）。

調査サイトの選定方法と配置

調査サイトの選定方法

1）水生植物調査及び淡水魚類調査

調査サイト候補地の選定に当たっては、陸水域における生物多様性保全の観点から、種数、絶滅危惧種の数、種の残存性等のα多様性に加え、γ多様性を加味するため、Nishihiro et al.（2014）、Matsuzaki et al.（2016）のデータを用いた相補性解析（それぞれの湖沼における調査対象の生物相が相補的に機能するように調査候補地域を抽出する方法）により候補となる湖沼を抽出した。そのあと、地理的バランス、調査体制の有無及び調査の継続性やアクセス等についても考慮し、調査の実行可能性が高い湖沼を調査サイトとして選定した。なお、1年度当たりに設置する調査サイト数は、水生植物調査と淡水魚類調査を合わせて 5 湖沼程度とした（表 2-1-1-1）。

表 2-1-1-1. 水生植物調査及び淡水魚類調査の実施状況

調査サイト	2015年	2016年	2017年
然別湖		●	
ウトナイ湖			●
小川原湖		●	
伊豆沼・内沼	● ■		
頸城湖沼群	●		
霞ヶ浦（西浦古渡）	■		
霞ヶ浦（北浦爪木）	■		
河口湖			●
三方湖			■
琵琶湖		■	●
宍道湖	●		■
鎮西湖		■	
江津湖		●	

●：水生植物調査，■：淡水魚類調査

2）底生動物調査

調査サイト候補地は、環境省の「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている湿地の中の湖沼に当たり、かつ環境省

表 2-1-1-2. 底生動物調査の実施状況

調査サイト	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年
摩周湖							●	
阿寒湖			●					
支笏湖						●		
猪苗代湖								●
木崎湖				●				
琵琶湖	●		●					
池田湖					●			

●黒丸は調査を実施したことを示す.

図 2-1-1-1. モニタリングサイト 1000 陸水域　湖沼調査（水生植物調査・淡水魚類調査・底生動物調査）にて 2009 年から 2017 年までに調査を実施した湖沼.

表 2-1-1-3. モニタリングサイト 1000 陸水域調査を実施した湖沼の概要

調査湖沼	所在地	淡水・汽水	成因	湖沼型	面積(km^2)	平均水深(m)	最大水深(m)	海抜標高(m)
摩周湖	北海道川上郡	淡水	カルデラ湖	貧栄養湖	19.11	143.9	212	351
阿寒湖	北海道釧路市	淡水	カルデラ湖	富栄養湖	13	15.6	45	420
然別湖	北海道河東郡	淡水	堰止め湖	貧栄養湖	3.44	58.1	99	810
支笏湖	北海道千歳市	淡水	カルデラ湖	貧栄養湖	78.61	265.4	363	248
ウトナイ湖	北海道苫小牧市	淡水	海跡湖	富・腐植栄養湖	2.5	0.7	1.5	3
小川原湖	青森県上北郡	汽水	海跡湖	中栄養湖	62.69	10.8	25	0
伊豆沼・内沼	宮城県登米市・栗原市	淡水	堰止め湖	富栄養湖	伊豆沼:2.89 内沼:0.98	伊豆沼:0.8 内沼:0.6	伊豆沼:1.3 内沼:1	伊豆沼:7 内沼:12
猪苗代湖	福島県耶麻郡・会津若松市・郡山市	淡水	断層湖	貧・酸栄養湖	104.42	51.5	94.6	514
頸城湖沼群	新潟県上越市	淡水	砂丘湖、堰止め湖	富栄養湖	0.008–0.45	0.3–1	1.8–5.9	4–8
木崎湖	長野県大町市	淡水	断層湖	中栄養湖	1.4	17.9	29.5	764
霞ヶ浦(西浦古渡)	茨城県南東部	淡水	海跡湖	富栄養湖	170.57	3.4	7.3	0.2
北浦(北浦爪木)	茨城県南東部	淡水	海跡湖	富栄養湖	34.39	4.5	10	0.2
河口湖	山梨県南都留郡	淡水	堰止め湖	富栄養湖	5.96	9.3	16.1	832
三方湖	福井県三方上中郡	淡水	断層湖	富栄養湖	3.54	1.3	5.8	0
琵琶湖	滋賀県	淡水	断層湖	中栄養湖	670.25	41.2	103.6	86
宍道湖	島根県松江市・出雲市	汽水	海跡湖	富栄養湖	80.92	4.2	6.4	0
鎮西湖	福岡県久留米市	淡水	河跡湖	情報なし	0.0045	情報なし	情報なし	情報なし
江津湖	熊本県熊本市	淡水	湧水湖	富栄養湖	上江津:0.14 下江津:0.35	上江津:1.2 下江津:2	上江津:1.8 下江津:5	5
池田湖	鹿児島県指宿市	淡水	カルデラ湖	中栄養湖	10.88	125.5	233	66

各湖沼の情報は、基本的に田中（2004）に従った.
琵琶湖の情報については、田中（2004）の他に滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖保全再生課（2018）を参考にした.
頸城湖沼群では複数の湖沼で調査を実施したため、調査を実施した湖沼の中の最小値と最大値を示した.
鎮西湖については、情報が得られなかったため、地図上で計測して面積を算出した.

の定める特定湖沼（環境庁自然保護局 1993）に該当する 32 箇所を抽出し、その中から、地理的バランス、生物分布の北限や南限といった特異な分布地かどうか、調査体制の有無、既存のデータの有無、国際的枠組みのモニタリングが実施されているか否かについて考慮して調査サイトを選定した。なお、1 年度当たりに設置する調査サイト数は、1 湖沼とした（表 2-1-1-2）。

調査サイトの配置

本事業では、底生動物調査を 2009 年から、水生植物調査と淡水魚類調査を 2015 年から開始した。図 2-1-1-1 に 2009 年から 2017 年の間に調査を実施した湖沼を示した。

各サイトの概要

本事業の湖沼調査にて調査を実施した 19 湖沼の概要を表 2-1-1-3 に示した。各サイトの詳細な情報については、調査結果の「サイト概要」を参照のこと。

調査実施状況

各調査サイトでの調査実施状況について、調査毎に表に示した（表 2-1-1-1, 2-1-1-2）。

参考文献

環境省自然環境局生物多様性センター (2016) モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湿原調査マニュアル第5版. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (2017) モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：水生植物調査マニュアル第1版. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (2017) モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第1版. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

小西 英人 (2018) 写真探索・釣魚 1400 種図鑑. Kadokawa, 東京

Matsuzaki S, Sasaki T, Akasaka M (2016) Invasion of exotic piscivores causes losses of functional diversity and functionally unique species in Japanese lakes. Freshwater Biology, 61:1128-1142

向井 貴彦, 鬼倉 徳雄, 淀 太我, 瀬能 宏 (2013) 見えない脅威“国内外来魚”どう守る

地域の生物多様性. 東海大学出版会, 秦野
中坊 徹次 (2018) 小学館の図鑑 Z 日本魚類館 精緻な写真と詳しい解説. 小学館, 東京
Nishihiro J, Akasaka M, Ogawa M, Takamura N (2014) Aquatic vascular plants in Japanese lakes. Ecological Research, Data paper:369
滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖保全再生課 (2018) 琵琶湖ハンドブック第三訂版. 滋賀県, 大津
田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋

2. 調査結果

1)水生植物調査

(1)然別湖サイト

丸山まさみ（然別湖を考える会）・志賀 隆（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

然別湖は大雪山国立公園の南東部に位置し、標高約 1,100～1,400 m の新旧然別火山群に周囲を取り囲まれた日本有数の透明度の高い湖である。火山群の噴火活動による堰止湖であるとされ、一部を除くほとんどの場所で湖岸より急深な湖底地形を持つ。面積は 3.44 km^2、水深は平均 56.1 m、最大 99 m、湖面標高は約 803 m である。主な流入河川は北岸のヤンベツ川で、流出河川は南西岸の然別川（トウマベツ川）のみである。中栄養～貧栄養湖に類型されるが、湖沼の富栄養化の指標とされる COD、全窒素、全リン濃度はいずれも低く保たれており、透明度は最大で 19 m を超える。古くから温泉地として拓かれ、観光船・カヌー等による水面利用の他、全面結氷する冬季も湖面上で自然体験活動が行われる。水位は水力発電利用のため人為的に管理されている。

然別湖では、北方系の水生植物が多く確認されており、カラフトグワイ（絶滅危惧 IA 類、国内希少野生動植物種）等の全国的に希少な種が生育している。しかし、2000 年代中頃から水生植物の減少が観察されており、原因の一つとして特定外来生物ウチダザリガニの分布拡大が挙げられている（丸山・山崎 2013）。

本事業における調査結果の一部は、丸山（2018）により、然別湖の水生植物相及びその分布の 7 年間（2011 年～2017 年）の変化を報告した論文として公開された。本稿では本事業における調査結果を紹介するとともに、丸山（2018）の報告とその後の継続調査の結果を踏まえ、然別湖の水生植物の現状や今後の展望について記述する。

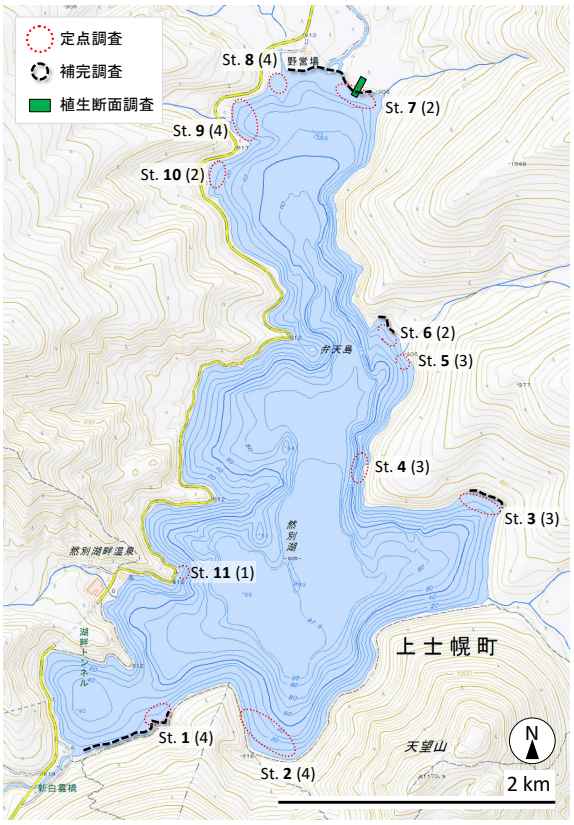


図 2-2-1-1. 然別湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観．定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す．

調査地点概要

2016 年 8 月 14 日～16 日に調査を実施した。水生植物相調査における定点調査は、これまでに然別湖で報告された水生植物調査（山崎ほか 2012; 丸山・山崎 2013）の地点（沈水植物群落）を主に踏襲し、11 エリア（計 32 地点）で実施した。補完調査は一部の定点調査地点付近の湖辺 4 地点で実施した（図 2-2-1-1）。なお、水質測定は定点調査地点の一部で実施した。

調査結果

計 22 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-1）。湖内での定点調査では 7 種、湖辺で行った踏査による補完調査では 21 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 5 種含まれる。なお、付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 33 種が記録された。外来種の水生植物は確認されなかったが、調査時に多くの湖辺でウチダザリガニ（特定外来生物）が確認された。

湖内で実施した 32 地点での定点調査では、ヒロハノエビモがもっとも多くの地点で確認され（図 2-2-1-2）、水面にまで達して繁茂する群落がみられた。次いで、カタシャジクモ、バイカモ、ホソバヒルムシロが 2～4 地点で確認された。これらの種ではヒロハノエビモのように繁茂した群落はみられなかったが、箱メガネで水中を観察すると湖底にパッチ状に生育する様子が観察された。定点調査において、沈水植物は湖内で局所的に出現し、北部の調査地点（St. 7～9）、及び東岸の 1 地点（St. 6）に限定的にみられた。なお、ほとんどの場所で湖底の転石や岩を糸状緑藻類が高密度に覆う様子がみられた。

然別湖の湖岸は急深な地形であるため、定点調査時に全 32 地点の水深を計測することが困難であったが、すくなくとも計測可能であった水深約 1～6 m の地点では、水深約 5 m までの水深帯で水生植物が確認された（図 2-2-1-3）。種毎の出現水深については、出現頻度が高かったヒロハノエビモやバイカモは他の種と比べて浅い調査地点で出現し、ホソバヒルムシロや

表 2-2-1-1. 然別湖サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
オモダカ科	カラフトグワイ	浮葉	*	●	CR
ヒルムシロ科	イトモ	沈水	St. 7	●	NT
	ヒロハノエビモ	沈水	St. 6–9	●	
	フトヒルムシロ	浮葉		●	
	ホソバヒルムシロ	沈水	St. 6	●	VU
ガマ科	ガマ	抽水		●	
イグサ科	イグサ	抽水		●	
	コウガイゼキショウ	抽水		●	
カヤツリグサ科	オオカサスゲ	抽水		●	
	ツルアブラガヤ	抽水		●	
	ヌマハリイ	抽水		●	
	マツバイ	抽水	St. 7	●	
イネ科	クサヨシ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
キンポウゲ科	バイカモ	沈水	St. 6, 7	●	
アリノトウグサ科	ホザキノフサモ	沈水		●	
オオバコ科	ミズハコベ	浮葉		●	
トクサ科	ミズドクサ	抽水		●	
シャジクモ科	シャジクモ	沈水		●	VU
	カタシャジクモ	沈水	St. 6		CR+EN
	フラスコモ属の1種A	沈水		●	
	フラスコモ属の1種B	沈水		●	

＊ 希少種保護の観点より，本稿においては地点の詳細は非公表とする．

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 CR: 絶滅危惧ⅠA類，CR+EN: 絶滅危惧Ⅰ類，VU: 絶滅危惧Ⅱ類，NT: 準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

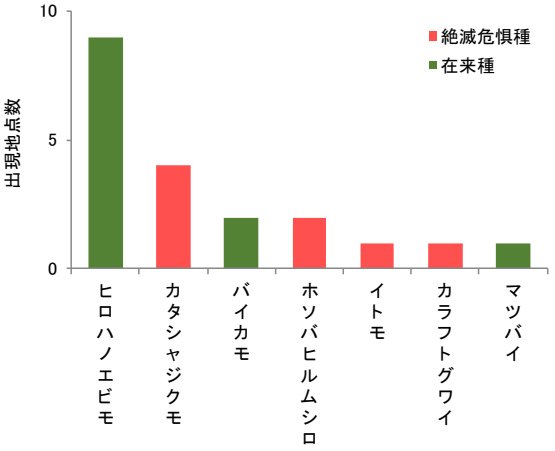


図 2-2-1-2. 定点調査（全 32 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

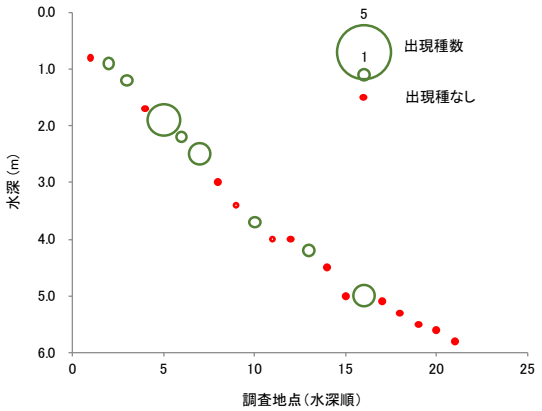


図 2-2-1-3. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．赤円は出現種ゼロを示す．

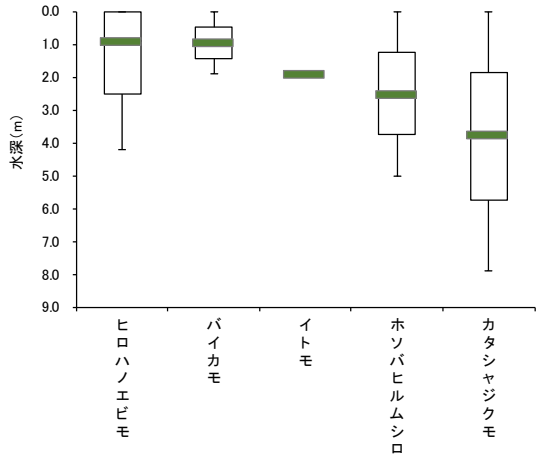


図 2-2-1-4. 定点調査において出現した種の分布水深．緑色のバーは中央値を示す．

カタシャジクモは比較的深い水深にまで生育する傾向を捉えられた。

湖辺踏査による補完調査では、定点調査で観察されなかった抽水植物（ヨシ、ガマ等）、浮葉植物（フトヒルムシロ）が記録された。また、同様にホザキノフサモ、シャジクモといった沈水植物が記録された（表 2-2-1-1）。カエル池と呼ばれる北岸湖辺の小規模な湧水溜まりでは、ホソバヒルムシロ、イトモ、ミズハコベ、フトヒルムシロが小群落をなし、これまでに然別湖では報告されていなかったフラスコモ属が複数種確認された。

過去との比較

然別湖では 2011 年より前に水生植物の分布調査が行われたことはないが、聞き取り等により 2000 年代後半には南西部の水生植物群落が消失したことが分かっている（丸山・山崎 2013）。

2011 年からは毎年、植物相・分布調査が行われている。本調査（2016 年）以前には、山崎ほか（2012）及び丸山・山崎（2013）により 2011～2012 年における状況が報告された。本調査以降は丸山（2018）により本調査の結果を含め 2011 年～2017 年の変化が報告され、2018 年も調査が行われた。そこで、本項では 2011～2016 年の経過を記すことで、過去と本調査の結果を比較する。ただし、丸山（2018）の調査対象種は、然別湖において花期以外は水面及び水中で生活史が完結する水生植物に絞られている。また、希少種保護等の理由で分布調査結果は一部の種を除外して報告されているが、以下の種数にはそれらも含める。

植物相調査では、全体（湖内、カエル池）で 6 年間に 15 種が確認された。本調査の前年までは 8～12 種、本調査年には 14 種が確認された（表 2-2-1-1 の内、丸山（2018）の対象種は 13 種だが、丸山（2018）では沈水状態で見つかったミクリ属の 1 種も含めており 1 種多い）。

一方、湖内での分布については急激な変化が認められた。沈水植物群落は 2011 年には 15 箇所と西岸を除いて広く存在していたが、2012 年以降は次第に減少し、本調査（2016 年）では北岸及び東岸の一部の 4 箇所（図 2-2-1-1, St. 6～9）となり短期間で大幅に減少した。

注目・注視すべきこと

本事業による調査後も毎年調査が継続されており、以下の通り、然別湖における沈水植物はさらに危機的な状況になっていることが分かった。本調査実施直後から 8 月下旬にかけて、相次いで 4 つの台風が北海道に襲来し、然別湖も著しく増水して水圏環境が激しく撹乱された。2017 年、2018 年に行われた調査では 9 種が確認され、新確認種はなかった。湖内における沈水植物群落の分布は 2018 年には北岸の 3 箇所のみとなった。

丸山（2018）では、然別湖における水生植物群落の衰退について、ウチダザリガニと気象災害の影響が指摘されている。本調査まではウチダザリガニが大きく影響していると考えられてきたが、本調査の実施直後、気象災害による大撹乱が発生し、これが端緒となってウチダザリガニの影響が増幅する可能性が高くなったとして、今後の動向に注意すべきであるとした。

然別湖において、ウチダザリガニは 1993 年に湖の南西部で初めて確認され、2015 年には生息域が全域にまで拡大した（川井・平田 1999; Kawai et al. 2002; 中田ほか 2003; 環境省 2015, 2016）。その一方で、南西部では 2000 年代中頃から後半にかけて水生植物群落の消失が観察された。2011 年以降については前述の通りである。その様子はウチダザリガニの生息域の拡大と捕獲数の推移（鹿追町 未発表）に対応していた。現地ではウチダザリガニによる水生植物の損傷痕のみならず、実際にかじっている様子も観察され、室内実験でも然別湖に生育する複数種の水生植物を捕食することが確

認された（環境省 2015）。

気象災害については、発生直後に土砂・流木が流入して水生植物が埋没する直接的な影響よりも、上流域が崩壊しやすくなり土砂や流木の流入が続くことで水生植物にとって継続的なダメージが与えられることが危惧されている。水生植物が単に埋没しただけであれば土砂・流木の鎮静化とともに再び定着する可能性がある。しかし、流木・土砂の流入が続けば透明度の低下が頻発するばかりでなく、湖底に堆積する流木の増加によりウチダザリガニの隠れ場所が増えることになる。そのような場所においてカゴ防除が難しい場合は潜水による防除が求められる。

このような状況が続けば、近い将来に然別湖の水生植物が消失してしまう可能性がきわめて高い。特にカラフトグワイは、日本において然別湖及び夜沼（岩手県）の 2 集団のみが残存する希少な種である（Shiga et al. 2017）。本種は北海道では然別湖及び釧路地方の複数の湖沼で記録されていたが、然別湖以外では絶滅したとされるため、地域絶滅が現実のものとなる恐れがある。

ウチダザリガニの影響は然別湖にとどまらず、小河川でつながる東雲湖の水生植物（山崎ほか 2012; 山崎・丸山 2013）についても危惧される。さらに、然別湖特産のミヤベイワナが産卵のため遡上する河川への侵入も確認されており、その影響が懸念されている。

現在、然別湖では、鹿追町役場によるウチダザリガニ捕獲事業が 2007 年より行われている。2012 年には鹿追町が主体となり然別湖生物多様性保全協議会が発足して、ウチダザリガニ侵入防止柵の試験等、水生植物を直接的に保護するための試みが開始された。2014 年から環境省も同様の事業に着手している。さらに、同協議会では水生植物の生育地域外での保護栽培を試みている。目下のところウチダザリガニの捕獲圧を高めながら水生植物の調査を継続し保護を進めると言う方針である。体制の強化や資金・人員確保等、課題も多いが、取り組みを継続することが水生植物の保全にとって重要である。

また、本事業における水生植物調査を継続するとともに、水質やその他の水生生物調査等の各種モニタリングが実施され、保全のために必要な基礎的知見が蓄積されていくことが望まれる。

然別湖における水生植物の変化には、流域の構造物等が何らかの問題を抱えている等、複数の要因が影響を与えている可能性もある。湖沼等の陸水環境の保全には、集水域を単位とし、陸域と一体化した対策が重要である（高村 2016）。然別湖の保全もこのような広域な視点から対策を検討していく必要があるだろう。

参考文献

北海道環境科学研究センター (2005) 北海道の湖沼 改訂版, 46-51

環境省 (2015) 平成 26 年度然別湖ウチダザリガニ対策業務報告書. 環境省北海道地方環境事務所

環境省 (2016) 平成 27 年度然別湖ウチダザリガニ対策業務報告書. 環境省北海道地方環境事務所

川井 唯史, 平田 昌克 (1999) 然別湖と士幌町におけるザリガニの分布状況. 帯広百年記念館紀要, 17:33-38

Kawai T, Nakata K, Hamano T (2002) Temporal changes and diversity in two crayfish species, the native *Cambaroides japonicas* (De Haan) and the alien *Pacifastacus leniusculus* (Dana), in natural habitats of Hokkaido, Japan. Freshwater Crayfish, 13:198-206

丸山 まさみ, 山崎 真実 (2011) 北海道然別湖におけるカラフトグワイの現状. 水草研究会誌, 96:1-7

丸山 まさみ, 山崎 真実 (2013) 大雪山国立公園, 然別湖の植物. V. 然別湖の水生植物相－2012 年の状況と新たな確認種, および聞き取り調査による過去の分布について. ひがし大雪博物館研究報告, 35:1-7

丸山 まさみ (2018) 北海道大雪山国立公園, 然別湖の水生植物相: 7 年間（2011 年～2017 年）の変化. ひがし大雪自然館研究報, 5:17-33

中田 和義, 田中 全, 浜野 龍夫, 川井 唯史 (2003) 北海道然別湖におけるウチダザリガニの分布. 上士幌町ひがし大雪博物館研究報告, 24:27-34

Shiga T, Kato S, Usuba M, Yamanouchi T, Kurazono T, Hirasawa Y, Yamazaki M (2017) Genetic identification of *Sagittaria natans* (Alismataceae) from Lake Yonuma (Iwate Prefecture) as a new locality in Japan. 植物研究雑誌, 92:184-192

高村 典子 (編) (2009) 生態系再生の新しい視点: 湖沼からの提案. 共立出版, 東京

Usio N, 中田 和義, 川井 唯史, 北野 聡 (2007) 特定外来生物シグナルザリガニ（*Pacifastacus leniusculus*）の分布状況と防除

の現状. 陸水学雑誌, 68:471-482
山田 昌義, 鏡 坦, 丸山 まさみ, 川井 唯史 (2005) 十勝における外来種ウチダザリガニの現状と対策（総説）. 帯広百年記念館紀要, 33:17-31
山崎 真実, 丸山 まさみ, 持田 誠 (2012) 北海道大雪山国立公園, 然別湖の植物. IV. 然別湖および東雲湖の水生植物相. ひがし大雪博物館研究報告, 34:19-26
山崎 真実, 丸山 まさみ (2013) ウキミクリの北海道大雪山系南東地域における新産地と国内の分布. 分類, 13:123-128

(2)ウトナイ湖サイト

片桐浩司（秋田県立秋田中央高等学校）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

ウトナイ湖は、勇払原野の北西部に位置する海跡湖である。約 3,000 年前よりかつての海の入江に砂丘が発達し、海と切り離されて淡水の湖になったとされ、周辺には低位泥炭地が広がる。面積は 2.43 km^2、平均水深は 0.6 m、最大水深は 1.5 m、湖面標高は約 3 m であり、美々川、オタルマップ川、トキサタマップ川より流入し、勇払川より日本海に流出する。富栄養湖～腐植栄養湖に類型されているが、1980 年代から 2000 年代初頭にかけて、美々川において窒素濃度の増加がみられ（Katagiri et al. 2011）、これに対応するようにウトナイ湖でも窒素濃度の増加が確認されている（Sakurai et al. 2017）。野鳥観察や保護・研究の拠点としても国際的に重要な湿地であり、1991 年には日本で 4 番目のラムサール条約湿地となった。

ウトナイ湖では、1930 年代以降の複数の報告により 30 種以上の水生植物が記録されている。イトイバラモ等の環境省レッドリスト掲載

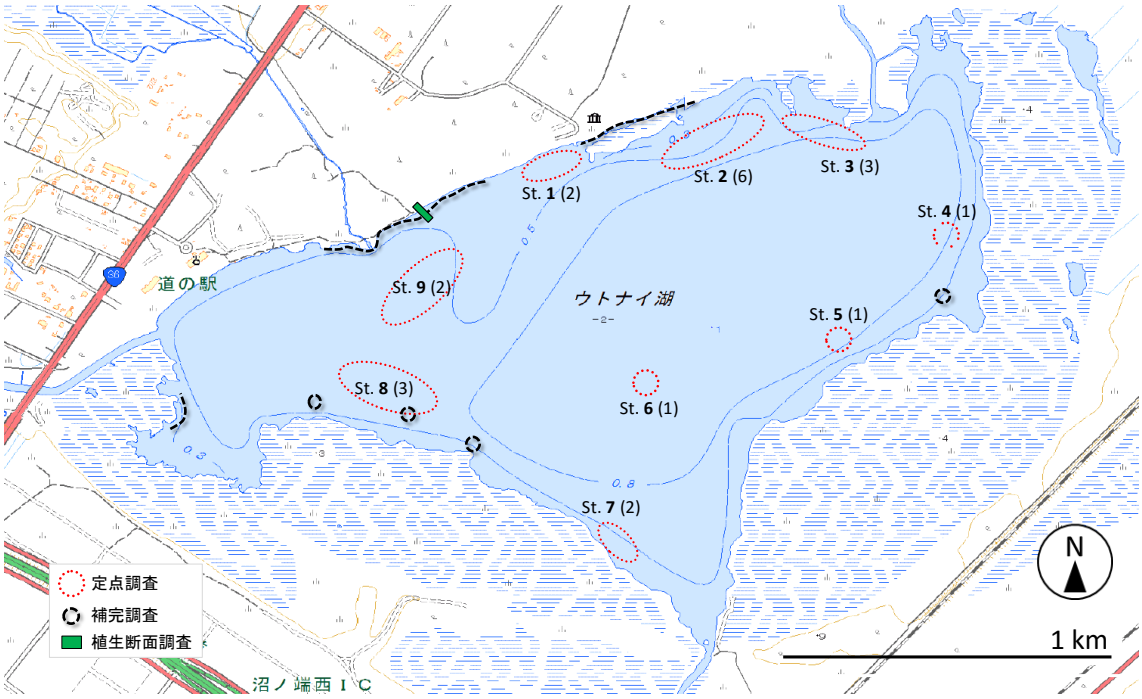


図 2-2-1-5. ウトナイ湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観. 定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す.

表 2-2-1-2. ウトナイ湖サイトで確認された水生植物

科名(※1)	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考(※2)
スイレン科	コウホネ	抽水	St. 8	●	
	ヒツジグサ	浮葉		●	
サトイモ科	ウキクサ属の1種	浮遊		●	
	コウキクサ	浮遊	St. 5		
オモダカ科	ヘラオモダカ	抽水		●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 1-3, 5-8	●	
	セキショウモ	沈水	St. 1-4, 6-8	●	
	イトイバラモ	沈水	St. 7		VU
	イバラモ	沈水	St. 1, 2, 6-8	●	
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	St. 2, 6, 8	●	
	アイノコイトモ	沈水		●	
	オヒルムシロ	浮葉	St. 3	●	
	ササエビモ	沈水	St. 8	●	VU
	ヒルムシロ属の1種A	nd	St. 1-8	●	
	ヒルムシロ属の1種B	nd		●	
	ヒロハノエビモ	沈水		●	
	ホソバヒルムシロ	沈水		●	VU
	リュウノヒゲモ	沈水	St. 2, 3	●	NT
ツユクサ科	イボクサ	抽水		●	
ガマ科	ヒメガマ	抽水	St. 3		
	ミクリ属の1種	nd	St. 7	●	
ミクリ科	エゾミクリ	抽水		●	
イグサ科	コウガイゼキショウ	抽水		●	
カヤツリグサ科	ツルスゲ	抽水		●	
	ハリイ属の1種	nd		●	
	フトイ	抽水		●	
	マツバイ	抽水		●	
	ヤラメスゲ	抽水		●	
イネ科	クサヨシ	抽水		●	
	ツルヨシ	抽水		●	
	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	マツモ属の1種	浮遊	St. 3	●	
アリノトウグサ科	フサモ	沈水	St. 3	●	
	ホザキノフサモ	沈水	St. 1-8	●	
バラ科	クロバナロウゲ	抽水		●	
ミゾハコベ科	ミゾハコベ	沈水		●	
ミツハギ科	ヒシ	浮葉	St. 1-3	●	
オオバコ科	スギナモ	抽水		●	
	ミズハコベ	浮葉		●	
タヌキモ科	タヌキモ属の1種	浮遊		●	
セリ科	ヌマゼリ	抽水		●	VU
シャジクモ科	シャジクモ	沈水	St. 1	●	VU
	カタシャジクモ	沈水		●	CR+EN
	ヒメフラスコモ	沈水		●	CR+EN
	フラスコモ属の1種	沈水		●	

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 CR+EN: 絶滅危惧Ⅰ類，VU: 絶滅危惧Ⅱ類，NT: 準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

種をはじめ、多くの沈水植物・浮葉植物が確認されており、湖岸の一部には、ヨシ群落、マコモ群落等の抽水植物帯が成立している。近年では水生植物と多項目の環境データ（底質、流速、透明度、各種水質等）を湖内の網羅的地点で調査し、水生植物相や植生の変化の要因を明らかにするための総合的な生態学的研究も実施されている。

調査地点概要

2017 年 8 月 4 日～6 日に調査を実施した。水生植物相調査の地点は、調査時の植生状況に基づいて、水生植物が多くみられる場所に重点的に設定した。定点調査は 9 エリア（計 21 地点）、補完調査は 7 地点で実施した（図 2-2-1-5）。なお、平均水深が 0.6 m と浅いウトナイ湖では、ゴムボートを使用した湖内での定点調査に加え、湖辺を徒歩やゴムボートにより踏査する補完調査を実施した。また、全ての定点調査地点で水質測定を実施した。

調査結果

計 46 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-2）。湖内での定点調査で 18 種が確認され、湖辺における踏査では 43 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 8 種含まれる。外来種は確認されなかった。なお、調査時に付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 66 種が記録された。

湖内では、ホザキノフサモがもっとも多くみられ、定点調査では 1 地点を除く全ての地点で確認された（図 2-2-1-6）。次いで、ヒルムシロ属の 1 種 A（ホソバミズヒキモ類似種）、セキショウモ、クロモ、イバラモ、センニンモの順に多く確認され、それぞれ群落をなして生育する様子がみられた。一方、リュウノヒゲモ、シャジクモ、イトイバラモ、オヒルムシロ、ササエビモ、フサモ等、一部の地点のみで出現する沈水植物も多数みられた。

ウトナイ湖は湖内全域で水深が浅く、実施した定点調査地点の水深は約 0.5～1 m であった。水生植物の生育がみられなくなる水深は本調査では確認されなかった（図 2-2-1-7）。また、水深の差異による種毎の分布の違いはほとんど認められなかった（図 2-2-1-8）。

湖岸は砂浜となっているか、又は水際まで湿生草原やハンノキ林、もしくはヨシ等の抽水植物の群落となっている。抽水植物帯では、ヨシ、マコモ、フトイ等がみられた。ところどころにヒシの群落がみられ、北岸付近には沈水状態のコウホネが広く生育した。補完調査では、主にこれらの抽水植物や浮葉植物が記録され、また、定点調査では記録されなかった沈水植物（アイノコイトモ、ヒロハノエビモ、ホソバヒルムシロ等）が確認された（表 2-2-1-2）。

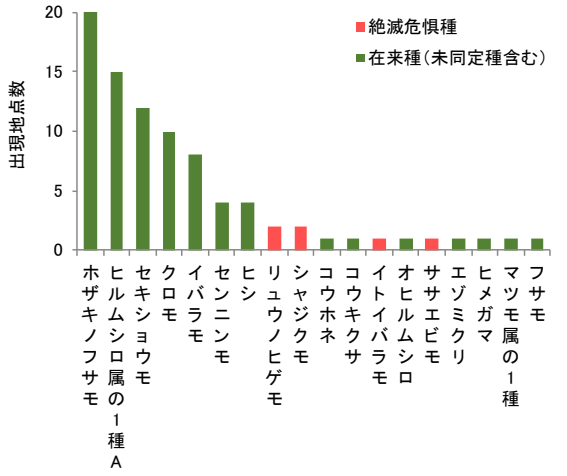


図 2-2-1-6. 定点調査（全 21 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

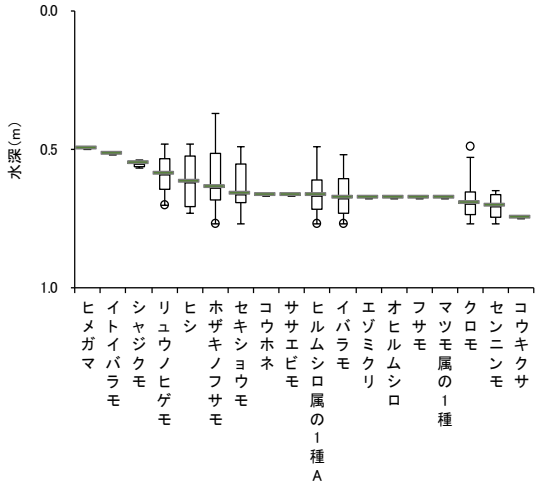


図 2-2-1-8. 定点調査において出現した種の分布水深．箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした．緑色のバーは中央値を示す．

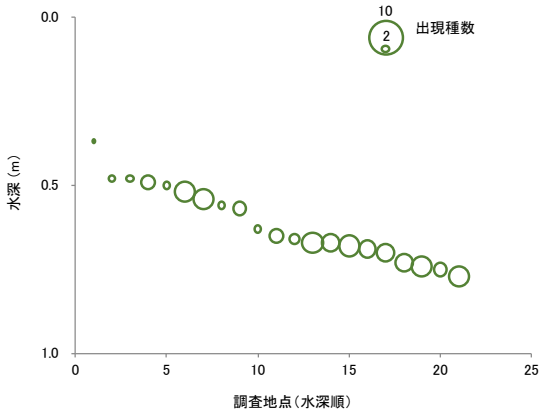


図 2-2-1-7. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．

過去との比較

本調査により得られたウトナイ湖の水生植物相は、これまでの報告に比べて大きく変わるものではなかったが、ナガバエビモ（絶滅危惧 IA 類、国内希少野生動植物種）やヒメビシ（絶滅危惧 II 類）といったかつて記録されたことのある環境省レッドリスト掲載種の一部は確認されなかった。一方で、ササエビモ（絶滅危惧 II 類）、ホソバヒルムシロ（絶滅危惧 II 類）、イトイバラモ（絶滅危惧 II 類）は残存していることが確認された。ウトナイ湖のイトイバラモは、過去の調査研究（Katagiri et al. 2000,2011; Sakurai et al. 2017）により、ここ 15 年ほどで分布域が縮小していることが示されている。かつては複数の地点で記録されていたが、本調査では 1 地点で小断片が採取されたのみであった。ウトナイ湖では、2003 年ごろまでは、湖内にホザキノフサモ群落、セキショウモ群落、コウホネ群落、エゾミクリ群落、スギナモ群落、イバラモ群落、マコモ群落等のさまざまな群落が成立していた。しかし 2009 年の調査では、湖内の大部分がホザキノフサモ群落、セキショウモ群落へと遷移し、スギナモ群落をはじめとするその他の群落の分布域はきわめて局所的となった（Sakurai et al. 2017）。本調査でも、湖内の多くの地点でホザキノフサモが優占していることが確認され、湖内植生の単調化が進行していることが示唆された。

本調査や他の調査において、外来種は確認されていない。

注目・注視すべきこと

既往研究での報告と同様、本調査でも、ホザキノフサモ群落やセキショウモ群落が拡大し、湖内植生が単調化していることが示唆された。2009 年の調査で、ホザキノフサモ群落やセキショウモ群落の増加とスギナモ群落の減少に水深の増加が関与していることが指摘されており（Sakurai et al. 2017）、今後、水深の増減については注視していく必要があるだろう。

本調査で確認されたイトイバラモ（絶滅危惧II類）は、日本では数湖沼のみで生育が報告されている希少な種であり、ウトナイ湖は本種が残存する数少ない産地の一つとして位置づけられる。しかしながら、本調査でさらに分布が縮小している可能性が示されたことから、いずれウトナイ湖から集団が消失してしまうことが懸念される。今後、イトイバラモを含めた希少な種について、詳細な分布状況の把握や保全対策の推進が図られることが望ましいと考えられる。

本調査で確認したヒルムシロ属の2種は、ウトナイ湖の新産種である可能性が高い。これまでにウトナイ湖で記録されていたことのある種と比較するとホソバミズヒキモやヒルムシロに該当するものと思われたが、確実に同定できる形質（花序、果実等）が調査時に観察できず、また、上記の種とは矛盾する形質がみられたため、未同定種として記録した。したがって、今後の再調査に加え、標本を用いた分子系統解析等の分類学的精査が望まれる。本調査でミクリ属の 1 種として記録した種についても同様である。

参考文献

北海道環境科学研究センター (2005) 北海道の湖沼 改訂版. 北海道環境科学研究センター, 札幌

石田 憲生, 内藤 太輔 (2015) 美々川・ウトナイ湖における自然再生の取り組み. リバーフロント研究所報告, 26:62-69

石川 幸男, 矢部 和夫, 山岸 洋貴 (2015) 石狩低地帯南部ウトナイ湖北西岸におけるハンノキの定着と林分の成立過程. 植生学会誌, 32:81-94

環境庁自然保護局 (1979) 第2回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京

環境庁自然保護局 (1987) 第3回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京

環境庁自然保護局 (1991) 第4回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京

Katagiri K, Nakai T, Harauchi Y (2000) Threats to the survival of northern aquatic macrophytes in northern Japan. Proceedings of the Sixth International Symposium on Cold Region Development, 366-369

Katagiri K, Yabe K, Nakamura F, Sakurai Y (2011) Factors controlling the distribution of aquatic macrophyte communities with special reference to the rapid expansion of a semi-emergent *Phalaris arundinacea* L. in Bibi River, Hokkaido, northern Japan. Limnology 12:175-185

金井 紀暁, 矢部 和夫, 金子 正美 (2011) 空中写真判読による 1975 年と 2009 年の間に起こったウトナイ湖とその周辺地域の植生変動の解析. 札幌市立大学研究論文集, 5:35-44

中山 亮, 櫻井 義文, 片桐 浩司 (2002) ウトナイ湖の環境保全への一考察. 土木学会北海道支部論文報告集, 59:910-911

Sakurai Y, Yabe K, Katagiri K (2017) Factors controlling changes in the aquatic macrophyte communities from 1984 to 2009 in a pond in the cool-temperate zone of Japan. Limnology, 18:153-166

橘 ヒサ子, 伊藤 浩司 (1981) 勇払湿原の植物生態学的研究. 環境科学: 北海道大学大学院環境科学研究科紀要, 4:13-79

高橋 誼 (2009) ウトナイ湖とその周辺の植生. 北方山草, 26:89-107

外山 雅寛 (1991) 北海道の湿地に見る希少植物数種について. 水草研究会会報, 45:29-31

(3)小川原湖サイト

西廣 淳（東邦大学理学部）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

小川原湖は、後氷期の海進によって形成された内海が水面低下し、徐々に淡水化した海跡湖であるとされる。中栄養湖で、面積 63.2 km^2、平均水深 11.2 m、最大水深 25 m とされる（田中 2004）。周辺の水域（河川、水路）に農地（主に水田）が多く、近年では富栄養化が進行しており、生物相の変化が懸念されている。主要な流入河川は砂土路川、土場川、姉沼川等であり、唯一の流出河川である北東端の高瀬川より太平洋とつながっている。満潮時や高潮等の際には海水が逆流して湖内に拡散するため、湖の北部から中部は塩分が高く、汽水湖としての特徴を持っている。

水生植物相は、1960～2000 年代に複数の調査報告がある。浜端（1999）では小川原湖全域の水生植物相の把握と水質測定による総合的な生態学的研究が実施されており、イトイバラモ、ツツイトモ、車軸藻類等の環境省レッドリストに掲載される絶滅危惧種も多数確認されている。また高瀬川に近い北部から中部では、コアマモ、カワツルモ、リュウノヒゲモといった汽水性の水生植物も確認されている。

調査地点概要

2016 年 9 月 14 日～15 日に調査を実施した。水生植物相調査における定点調査は、過去に小川原湖で実施された調査（浜端 1999; 馬場 2010）の地点に基づいて 10 エリア（計 33 地点）で実施し、補完調査は調査時に水生植物の種が多く確認された 13 地点で実施した（図 2-2-1-9）。水質測定は、全ての定点調査地点で実施した。

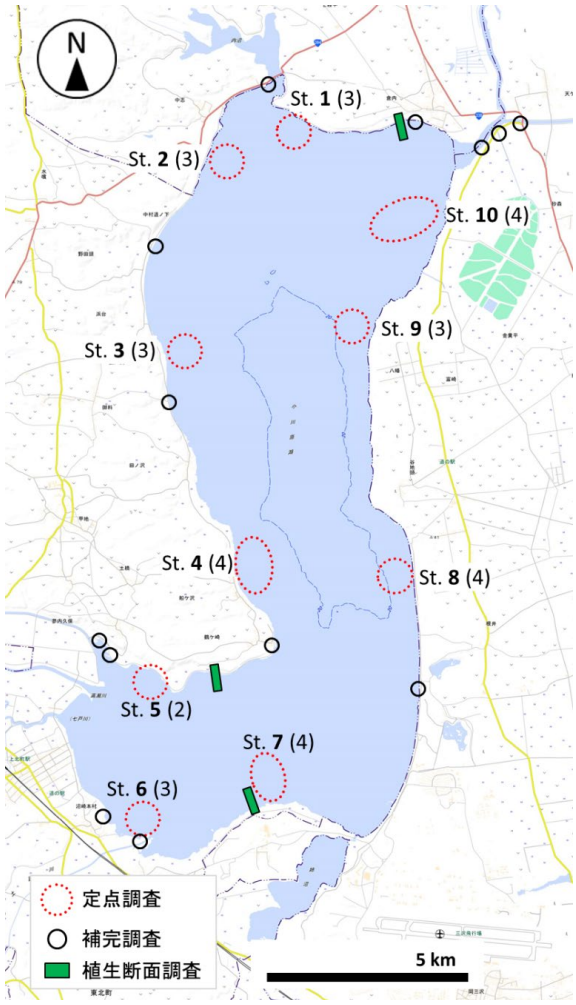


図 2-2-1-9. 小川原湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観．定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す．

調査結果

計 34 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-3）。湖内での定点調査では 17 種、湖辺で行っ

た踏査による補完調査では 30 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 10 種含まれる。一方、外来種は 2 種確認された。なお、付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 42 種が記録された。

湖内の全域をカバーするように設定した 33 地点での定点調査では、ヒロハノエビモとツツイトモが過半数の地点で確認された（図 2-2-1-10）。特にヒロハノエビモは水面にまで達する大群落が多くの地点でみられた。次いで、イバラモ、セキショウモ、リュウノヒゲモが多く確認された。全体としては、広域に確認できる種は 5 種程度で、その他の種は分布地点が限られ、1 地点のみでしか確認されなかった種が 6 種あった。カタシャジクモ、オトメフラスコモ、センニンモは北部に、マツモは南部に限定的にみられた。

本調査では水深約 1〜6 m の地点で定点調査を実施したが、水深約 3.5 m までの水深帯で水生植物が確認された。また、4 m 以上の水深ではツツイトモが 2 地点で記録されたこと除き、水生植物は確認されなかった（図 2-2-1-11）。

種毎の出現水深については、出現頻度が高かったヒロハノエビモ、ツツイトモ、イバラモ、セキショウモ、リュウノヒゲモはきわめて浅い場所から水深 3 m 近くまで幅広い分布を示した（図 2-2-1-12）。ただし、それぞれの種が出現した調査地点の水深の中央値を見ると、種毎に異なる傾向がみられたオトメフラスコモ、ヒシ、エビモ、マツモは水深 1.5 m 程度の浅い調査地点に出現し、ササエビモ、センニンモは約 2.5 m より深い地点に出現した。

湖辺踏査による補完調査では、定点調査で採集されにくい抽水植物（ヨシ、マコモ等）、浮葉植物（アサザ）が記録された。また、コカナダモ、トリゲモ、コアマモ、ホソバミズヒキモといった定点調査で確認されなかった沈水植物が記録された（表 2-2-1-3）。

表 2-2-1-3. 小川原湖サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
スイレン科	コウホネ	抽水		●	
サトイモ科	コウキクサ	浮遊		●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 3, 5–7	●	
	セキショウモ	沈水	St. 1, 2, 4–7, 9, 10	●	
	イトイバラモ	沈水	St. 2–7	●	VU
	イバラモ	沈水	St. 1–3, 5–10	●	
	コカナダモ	沈水		●	外来（総対）
	トリゲモ	沈水		●	VU
アマモ科	コアマモ	沈水		●	
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	St. 9	●	
	エゾヒルムシロ	浮葉		●	
	エビモ	沈水	St. 6		
	ササエビモ	沈水	St. 1		VU
	ツツイトモ	沈水	St. 1–7, 9, 10	●	VU
	ヒロハノエビモ	沈水	St. 1–10	●	
	ホソバミズヒキモ	浮葉		●	
	リュウノヒゲモ	沈水	St. 1–4, 7, 9, 10	●	NT
カワツルモ科	カワツルモ	沈水	St. 2, 7, 9	●	NT
アヤメ科	キショウブ	抽水		●	外来（総対）
ガマ科	ヒメガマ	抽水		●	
カヤツリグサ科	フトイ	抽水		●	
イネ科	クサヨシ	抽水		●	
	ツルヨシ	抽水		●	
	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	マツモ	浮遊	St. 6	●	
アリノトウグサ科	ホザキノフサモ	沈水	St. 1, 7–9	●	
ミソハギ科	ヒシ	浮葉	St. 6	●	
タデ科	エゾノミズタデ	両生		●	
	ヤナギタデ	抽水		●	
ミツガシワ科	アサザ	浮葉		●	NT
シャジクモ科	シャジクモ	沈水	St. 1, 3, 4, 7, 9, 10	●	VU
	オトメフラスコモ	沈水	St. 3		CR+EN
	カタシャジクモ	沈水	St. 1–4, 9		CR+EN

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 総対：総合対策外来種（環境省），CR+EN：絶滅危惧Ⅰ類，VU：絶滅危惧Ⅱ類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

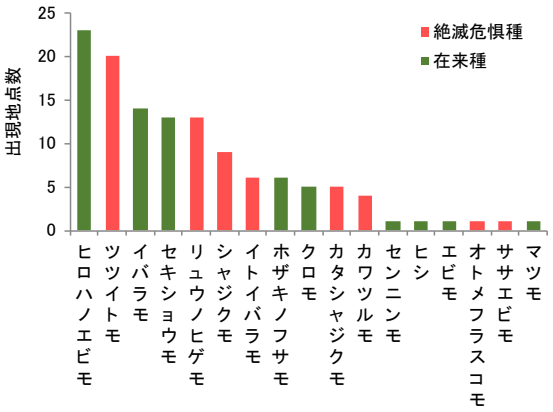


図 2-2-1-10. 定点調査（全 33 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

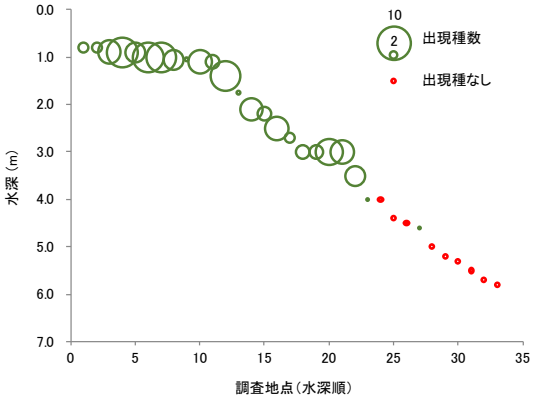


図 2-2-1-11. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．赤円は出現種ゼロを示す．

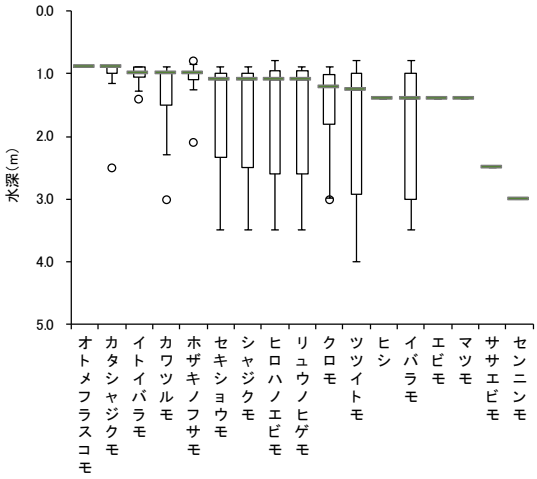


図 2-2-1-12. 定点調査において出現した種の分布水深. 箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした. 緑色のバーは中央値を示す.

過去との比較

過去に報告された 1995 年、1996 年、2009 年の調査では、それぞれ 20 種、18 種、15 種の沈水植物が確認されていた（浜端 1999; 馬場 2010）。この内ホッスモ、オオトリゲモ、ナガバノエビモ、フサモの在来沈水植物 4 種は本調査で確認されなかった。また、浜端（1999）では水深 5 m 以上の場所からも 6 種の在来沈水植物（ヒロハノエビモ、シャジクモ、ツツイトモ、セキショウモ、イバラモ、カワツルモ）が確認されていたが、本調査では、水深約 3.5 m より深い調査地点において、1 地点を除いて水生植物は記録されなかった。さらに、建設省高瀬川総合開発工事事務所（1987）では、沈水植物は水深 6 m より浅いところに分布し、それより深いところに車軸藻帯が広がっていたことが記録されている。小川原湖では、沈水植物の種多様性の減少と分布範囲の縮小が進行し続けている可能性がある。

本調査により、絶滅危惧 II 類であるトリゲモとササエビモの 2 種が新たに確認された。ただし、トリゲモについては、過去の調査ではオオトリゲモの記録があり、同定における間違い、あるいは見解の相違である可能性がある。

また、今回確認された 2 種の外来種の内、コカナダモは今回が初記録であると考えられる。

注目・注視すべきこと

本調査で実施した湖内での定点調査地点は、浜端（1999）における 1995 年及び 1996 年の調査地点を踏襲しているが、過去に記録された環境省レッドリスト掲載種は現在も残存しており、また 2 種（トリゲモ、ササエビモ）が新たに追加された。したがって、小川原湖は、希少な種の生育場として貴重な環境を残していると言えるだろう。しかしながら、小川原湖では、周辺域の利用や農地の排水の流入等により COD、総窒素量、総リン量の値は年々上昇しており、また低層で溶存酸素が顕著に低下するようになっている（国土交通省 2012）。浜端（1999）では透明度が平均 3.4 m だったのに対し、今回は平均 1.54 m であった。このように富栄養化の進行とそれに伴う光量の減少が、沈水植物の消失の原因の一つである可能性がある。既に車軸藻帯（維管束沈水植物帯よりも深いところに形成される車軸藻類の群落）はみられなくなっており、全国的に激減している車軸藻類は、小川原湖においても減少が進行していることが示された。広い湖沼であるために全体の植物種数は多く残されているが、水質の悪化と分布域の縮小が関連している可能性が高い。今後、同様な環境変化が継続すれば、小川原湖の水生植物の減少は進行し、いずれ在来種の地域絶滅に繋がることが懸念される。

本調査で確認されたコカナダモは、全国各地の湖沼・ため池に侵入している外来種である。生態系被害防止外来種リストにおける重点対策外来種に選定され、尾瀬沼（群馬県、福島県）、湯ノ湖（栃木県）では異常繁茂が報告されている（大森・生嶋 1988）。本調査では 1 地点のみで確認されたが、湖沼全域の詳細な調査を行ったことにより、侵入が早期に発見された例だと言える。小川原湖の環境がコカナダモの生育に適合すれば、今後定着し、分布を拡大し、在来種の生育を脅かす存在となる可能性がある。

上記のことから全国の湖沼で人為的改変が影響して沈水植物群落が衰退している中、小川原湖では多くの絶滅危惧種が生育する貴重な湖であることが示されたが、同時に水質の悪化が生物量に影響を与えている現状が示された。今後、このような生態系の変化をいち早く察知し多くの人々に公表し実態を知ってもらうことが重要である。そのために長期観測を行い、流域全体を視野に入れた管理を検討すること

が重要である。

参考文献

青森県むつ小川原開発室 (1972) 小川原湖の湖沼学的研究中間報告. 99pp.

青森県水産商工部 (1969) 漁場環境保全基礎調査報告書 坪川、小川原湖. 83pp.

馬場 俊介 (2010) 小川原湖における沈水植物の分布と環境要因との関係. 東京大学院農学生命科学研究科生圏システム学専攻　平成 22 年度修士論文

ダム水源地環境整備センター (1994) 高瀬川水環境現況総合調査（その 2）業務報告書 植物調査編・資料編. 363pp.

浜端 悦治 (1998) 小川原湖（青森県）における沈水植物の分布状況（要旨）. 水草研究会会報, 65:1-3

浜端 悦治 (1999) 小川原湖における沈水植物群落の種類組成と分布. 植生学会誌, 16:69-81

環境庁自然保護局 (1979) 第 2 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁

環境庁自然保護局 (1987) 第 3 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁

建設省高瀬川総合開発工事事務所 (1987) 小川原湖の生き物たち. 146pp.

木村 中外 (1975) 青森県小川原湖内沼の水生植物. 小川原湖生産力予察調査報告, 1-14

国土交通省水管理国土保全局 (2012) 河川水辺の国勢調査. 国土交通省

大森 威宏, 生嶋 功 (1988) 尾瀬沼の非結氷期における水生植物の生育状況. Japanese Journal of Limnology, 49:279-285

社団法人日本水産資源保護協会 (1969) 小川原湖取水影響調査報告書. 144pp.

志賀 隆, 藤井 伸二, 瀬戸 剛 (2009) 三木茂博士寄贈水草さく葉標本目録. 大阪市立自然史博物館. 42pp.

神 真波 (2008) 小川原湖周辺の維管束植物収蔵目録. 青森県立郷土館調査研究年報, 32:25-40

田中 正明 (1977) プランクトンから見た本邦湖沼の富栄養化の現状（3）. 水, 19:57-62

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌Ⅱ. 名古屋大学出版, 名古屋

(4)伊豆沼・内沼サイト

藤本泰文（宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団）・山ノ内崇志（福島大学）・
加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

伊豆沼・内沼は、宮城県栗原市と登米市にまたがる淡水の堰止湖である。富栄養湖で、伊豆沼は、面積 2.89 km^2、平均水深 0.8 m、最大水深 1.3 m、海抜高度 7 m、内沼は湖面積 1.22 km^2、平均水深 0.8 m、最大水深 1.6 m である。伊豆沼への流入河川は、荒川と照越川、内沼への流入河川は、八沢川と太田川で、内沼は浄土川を通じて伊豆沼に流入し、伊豆沼から下流に流出する。伊豆沼は、日本最大級の渡り鳥の越冬地であり、「伊豆沼・内沼の鳥類およびその生息地」として国の天然記念物に指定されている。また、日本で 2 番目のラムサール条約登録湿地である。

伊豆沼・内沼の水生植物相は、1970～80 年代を中心に数回の調査が報告されており、豊富な水生植物群落が確認されていた。抽水植物から沈水植物までさまざまな種が多く生育し、全国的に希少な種の自生地となっていた。しかし近年では水質汚濁等の影響により、種数・生物量ともに著しく減少していること明らかになっている。特に沈水植物の減少は顕著であり、1980 年代前半まで広範囲に分布していたクロモ群落は、現在ではわずかな場所で生育が確認されているに過ぎない。一方、ハスの分布範囲が急速に拡大し、湖面の大部分を占めるほどに

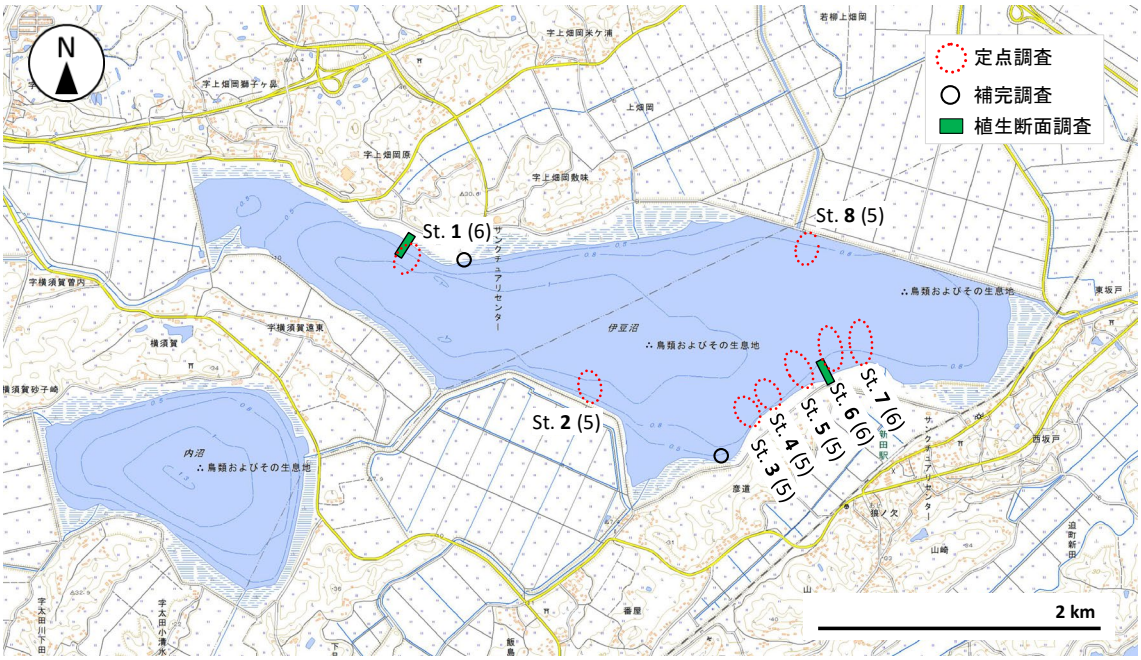


図 2-2-1-13. 伊豆沼・内沼サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観. 定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す.

繁茂しており、他の水生植物の生育範囲への拡大も懸念されている。

調査地点概要

本サイトの水生植物調査では、過去の調査事例が多く蓄積されている伊豆沼を主な調査地とした。2015 年 9 月 11 日～12 日に、水生植物相調査における定点調査を 8 エリア（計 43 地点）で実施し、補完調査を 2 地点で実施した（図 2-2-1-13）。

調査結果

計 25 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-4）。湖内での定点調査で 13 種が確認され、湖辺における踏査で 20 種が補完された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 4 種含まれる。一方、外来種は 2 種確認された。なお、調査時に付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 36 種が記録された。

調査時は、湖面の大部分をハス群落が覆って優占する様子がみられた。また、外来種であるアイオオアカウキクサが多く確認され、南西部では一面に浮遊する様子がみられた（図 2-2-1-14）。これらに次いでオニビシ、ガガブタ、アサザといった浮葉植物がみられた。沈水植物は、ホザキノフサモ、クロモ、ハゴロモモ、ホソバミズヒキモ、マツモが確認されたが、出現頻度はきわめて低く、局所的にみられたのみであった。

本調査で実施した定点調査の実測水深は約 1.4～3 m であったが、直前の大雨の影響により大幅に増水しており、例年 9 月の平均水位（K.P.:6.35 m）よりも 1.18 m（K.P.:7.53 m）高

表 2-2-1-4. 伊豆沼・内沼サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
ハゴロモモ科	ハゴロモモ	沈水	St. 3		外来（総対）
ショウブ科	ショウブ	抽水		●	
サトイモ科	アオウキクサ	浮遊	St. 2, 4, 7, 8	●	
	ウキクサ	浮遊	St. 5, 6		
トチカガミ科	クロモ	沈水		●	
ヒルムシロ科	ヒルムシロ	浮葉		●	
	ホソバミズヒキモ	浮葉		●	
ツユクサ科	イボクサ	抽水		●	
カヤツリグサ科	ウキヤガラ	抽水		●	
	カサスゲ	抽水		●	
	ツルアブラガヤ	抽水		●	
	ツルスゲ	抽水		●	
イネ科	クサヨシ	抽水		●	
	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	マツモ	浮遊	St. 7		
ハス科	ハス	抽水	St. 1–4, 6–8	●	
アリノトウグサ科	ホザキノフサモ	沈水	St. 3, 5	●	
ミツハギ科	オニビシ	浮葉	St. 1–8	●	
	ヒシ	浮葉	St. 2–4, 6, 7	●	
タヌキモ科	イヌタヌキモ	浮遊	St. 7		NT
ミツガシワ科	アサザ	浮葉	St. 1–4, 6, 8	●	NT
	ガガブタ	浮葉	St. 1–4, 6	●	NT
サンショウモ科	アイオオアカウキクサ	浮遊	St. 3–7	●	外来
	サンショウモ	浮遊	St. 2, 8		VU

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 総対：総合対策外来種（環境省），VU：絶滅危惧Ⅱ類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

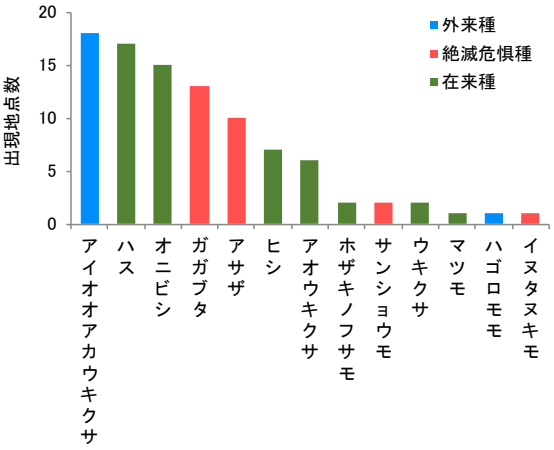


図 2-2-1-14. 定点調査（全 43 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

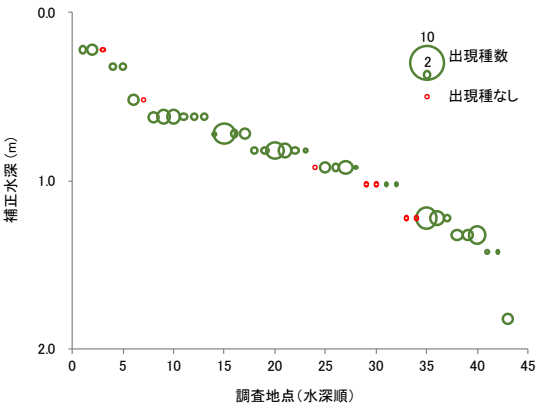


図 2-2-1-15. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．赤円は出現種ゼロを示す．水深の数値は，調査当日の大幅な増水を考慮し，例年の基準水位を用いて補正した値（実測水深から 1.03 m を差し引いた値）を示した．

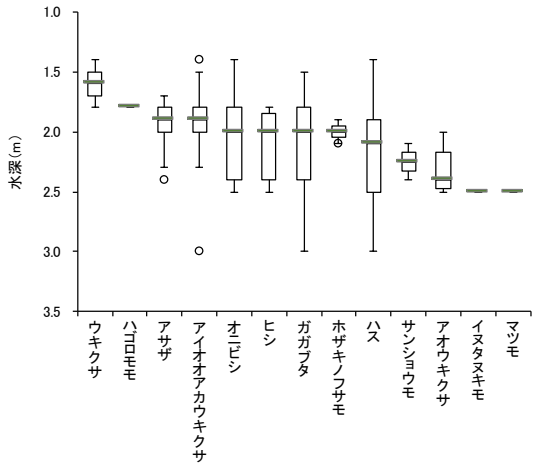


図 2-2-1-16. 定点調査において出現した種の分布水深. 箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした. 緑色のバーは中央値を示す.

い状況であった。なお、K.P.は伊豆沼の流出口に設置された沼口観測局で記録された、北上川基準水面に対する伊豆沼の水位の比高を示す。水深が浅く湖底地形の勾配も少ない伊豆沼では、ハス群落が沖合いまで分布しており、また出現種の多くが浮葉又は浮遊植物であったため、調査地点の水深と水生植物の確認種数の間に関連は認められなかった（図 2-2-1-15）。また、水深の差異による種毎の分布の傾向はほとんど認められなかったが（図 2-2-1-16）、アサザとガガブタが同所的にみられた場所（図 2-2-1-13, St.1～4）においてはガガブタの方がアサザよりも深い場所まで生育する様子がみられた。

湖辺踏査による補完調査では、定点調査で採集されにくい抽水植物（ヨシ、マコモ、ショウブ等）が記録されると同時に、定点調査では記録されなかった 3 種の沈水植物（クロモ、ヒルムシロ、ホソバミズヒキモ）が確認された（表 2-2-1-4）。

過去との比較

伊豆沼・内沼の水生植物相は、1960 年代中頃より富栄養化が進行し始め、1980 年の洪水で壊滅的な影響を受け、その後の高水位管理等により、沈水植物群落や移行帯の植生が顕著に衰退していることがこれまでの報告で示されている（藤本ほか 2018）。1980 年代までの伊豆沼では、イトクズモ、イトモ、イバラモ、エビモ、セキショウモ、センニンモ、ゴハリマツモといったさまざまな沈水植物や、コバノヒルムシロ、ヒシモドキ、フトヒルムシロ等の浮遊植物が報告されており、また、クロモの群落が広範囲に分布していたとされる（牧田 1973; 菅原・内藤 1983; 内藤ほか 1988）。その後、2000 年代に実施された調査により、沈水植物は 6 種（ホザキノフサモ、オオトリゲモ、マツモ、ホソバミズヒキモ、ハゴロモモ、クロモ）にまで減少し、また、その分布は北岸及び南岸のわずかな場所に限られていることが報告された（山本ほか 2010; 横山ほか 2013）。本調査においては、オオトリゲモが確認されなかったが、5 種の沈水植物が局所的に残存していることが示された。南岸の 1 地点で確認されたヒルムシロは、1986 年以降確認の報告がなかった種である。伊豆沼では近年ハス群落が急速に拡大しており、2006 年には湖面の約 2 割であったのに対し、2012 年には約 8 割を覆うまでになっている（安野ほか 2015）。本調査においてもハスはもっとも多くの地点で記録され、ほとんどの湖面を覆う様子が観察された。湖辺の植生については、1980 年代までは沖側にマコモ帯、岸寄りにヨシ帯が記録されていたが、調査時にまとまってみられたのはヨシ帯のみであった。アイオオアカウキクサは、2009 年に初めて調査サイトへの侵入が確認された外来種であり、本調査においてはもっとも多くの地点で確認された（図 2-2-1-14）。

注目・注視すべきこと

本調査の結果より、近年の報告と同様に沈水植物の分布は限られており、水生植物が豊富に生育していた頃に比べ、多様性及び現存量ともに沈水植物が減衰している状況は続いていることが示された。絶滅危惧 II 類のサンショウモ、並びに準絶滅危惧のイヌタヌキモ、アサザ、ガガブタといった環境省レッドリスト掲載種は、残存していることが確認されたが、かつての伊豆沼で報告されていたその他の希少な種（イトクズモ、ヒシモドキ、ヒメビシ等）は現在では既に消滅していると考えるのが妥当であろう。伊豆沼において現在の水環境が続けば、上記の希少な種や、辛うじて残っている沈水植物もいずれ消失する可能性が懸念される。このような状況に呼応して、伊豆沼では水生植物の保全に関する調査研究や活動が行われており、底土の採取・播き出しによる埋土種子の発芽実

験や、湖内での沈水植物帯復元活動が行われている。発芽実験では、ミズオオバコ、ジュンサイ、ムサシモ、車軸藻類等の希少な種を含む種が多く復活しており、将来的に水環境が改善されれば、かつての水生植物の多様性豊かな伊豆沼を取り戻すことができる可能性が示されている。

また、伊豆沼・内沼におけるハス群落の急速な拡大により、アサザ群落の縮小、底質の貧酸素化やマガン等の渡り鳥の越冬への悪影響も懸念されている（嶋田ほか 2016）。ハスが繁茂することで水生植物相の多様性の劣化や水質、動物相への影響等、沼の生態系が多岐にわたって影響を受けている状況である。一方で、大きく美しい花を咲かせるハスは、伊豆沼における観光資源となっており、開花時期には多くの観光客が訪れる。したがって、伊豆沼ではハス群落の適切な管理が課題になっており、刈払いによる効果的な抑制方法が開発されている。また、アイオオアカウキクサは 2009 年に調査サイトへの侵入が確認されて以来、分布の拡大が懸念されていたが（横山ほか 2010）、本調査では明らかに拡大している様子が認められた。今後継続していくモニタリング調査では、これらの 2 種の分布に特に着目し、在来の水生植物相への影響との関連を検証していくことが重要だろう。

参考文献

芦澤 淳, 星 雅俊, 藤本 泰文, 嶋田 哲郎 (2015) 湖沼における刈払い装置を用いたハス群落の抑制方法に関する試験. 伊豆沼・内沼研究報告, 9:61-70

藤本 泰文, 田村 将剛 (2013) 伊豆沼・内沼における土壌シードバンクからのジュンサイ *Brasenia schreberi* の再確認. 伊豆沼・内沼研究報告, 7:47-53

藤本 泰文, 速水 裕樹, 横山 潤 (2019) 1976 年から 2012 年にかけて伊豆沼・内沼の湖岸植生で生じたマコモ群落の消失と樹林化. 湿地研究, 9:29-37

伊豆沼・内沼環境保全学術調査委員会 (1988) 伊豆沼・内沼環境保全学術調査報告書. 宮城県保健環境部環境保全課, 宮城

菊池 多賀夫 (1973) 伊豆沼湖沼群の沼沢植物群落. (日本自然保護協会 編) 伊豆沼湖沼群学術調査報告書. 15-25, 日本自然保護協会, 東京

牧田 肇 (1973) 伊豆沼湖沼群の水生植物群落. (日本自然保護協会 編) 伊豆沼湖沼群学術調査報告書. 26-29, 日本自然保護協会, 東京

宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団 (2010) 伊豆沼・内沼産植物リスト. 伊豆沼・内沼研究報告, 4:41-61

森 晃, 田村 将剛, 藤本 泰文 (2016) 伊豆沼において土壌シードバンクから出現した絶滅危惧種ムサシモ (*Najas ancistrocarpa*, イバラモ科). 伊豆沼・内沼研究報告, 10:1-7

内藤 俊彦, 柴崎 徹, 菅原 亀悦, 飯泉 茂 (1988) 伊豆沼・内沼の植生. (伊豆沼・内沼環境保全学術調査委員会 編) 伊豆沼・内沼環境保全学術調査報告書. 201-249, 宮城県保健環境部環境保全課, 宮城

菅原 亀悦, 内藤 俊彦 (1983) 伊豆沼と内沼の植生. (伊豆沼管理協議会 編) 伊豆沼・内沼保全計画書. 66-103, 伊豆沼管理協議会, 宮城

嶋田 哲郎, 神山 和夫, 森 晃, 藤本 泰文 (2016) UAV を用いたマガンねぐらの環境収容力の推定. 日本鳥学会誌, 65:161-166

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌Ⅱ. 名古屋大学出版会, 名古屋

山本 峰大, 中井 静子, 嶋田 哲郎, 藤本 泰文, 進東 健太郎, 横山 潤 (2010) 伊豆沼・内沼における沈水植物の分布と生育状況. 伊豆沼・内沼研究報告, 4:25-31

安野 翔, 嶋田 哲郎, 芦澤 淳, 星 雅俊, 藤本 泰文, 菊地 永祐 (2015) 伊豆沼のハス群落拡大に伴う貧酸素化の底生動物群集への影響. 伊豆沼・内沼研究報告, 9:13-22

横山 潤, 藤本 泰文, 嶋田 哲郎, 進東 健太郎, 牧野 崇司, 吉田 政敬, 高橋 睦美, 武浪 秀子 (2013) 詳細な踏査によって明らかとなった伊豆沼の沈水植物の生育状況. 伊豆沼・内沼研究報告, 7:39-45

横山 潤, 中井 静子, 嶋田 哲郎 (2010) 伊豆沼から新たに記録されたアカウキクサ属植物. 伊豆沼・内沼研究報告, 4:19-24

(5)頸城湖沼群サイト

志賀 隆（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

頸城湖沼群は、7 つの湖沼（北から坂田池、長峰池、朝日池、鵜ノ池、中谷内池、天ヶ池、蜘ヶ池）が連なる中頸城地方（新潟県上越市）の湖沼群である。坂田池、朝日池、鵜ノ池、天ヶ池、蜘ヶ池は、湿地となっていた部分を堰き止めて用水池化したものであり、長峰池と中谷内池は砂丘の凹地が湛水されてできた砂丘湖である。どの湖沼にも流入河川はなく、基本的に湧水と雨水によって涵養されている。

頸城湖沼群では、過去の古砂丘の起伏に起因するさまざまな形状の湖岸がみられるため、多様な環境が形成されており、さまざまな水生植物が生育している。水生植物相は、1970 年代から断片的に報告されていたが、2000 年に湖沼群全体の水生植物が網羅的に調査され、植生の多様性や希少性が詳細に報告されている（志賀・石澤 2002）。水生植物の種多様性及び生物量ともに豊かな環境であることが示されており、ミズニラ、オニバス等をはじめ、環境省レッドリストに掲載される絶滅危惧種も多数報告されている。

調査地点概要

本調査は、2015 年 9 月 21 日～22 日に実施した。頸城湖沼群サイトは、単一湖沼を調査サイトとして設定している他の水生植物調査サイトと異なり、湖沼群全体を調査サイトとしている。本調査では、過去の報告（志賀・石澤 2002）における出現種数及び調査時の水生植物の概況を基に、湖沼群の内から長峰池、坂田池、鵜ノ池、天ヶ池の 4 湖沼を調査対象として選定した（図 2-2-1-17）。特に砂丘湖である長峰池は、沈水植物が良好に残存しており、また、過去の報告においてもっとも詳細に調査されているため、本調査においても重点的な調査湖沼として設定し、水生植物相調査における定点調査を 8 エリア（計 45 地点）で実施した（図 2-2-1-17）。また、頸城湖沼群の水生植物相を全体的にとらえるため、湖辺踏査及びボート上からの採集により、長峰池（2 地点）を含め、坂田池（全周）、鵜ノ池（2 地点）、天ヶ池（全周）で補完調査を実施した（図 2-2-1-17）。

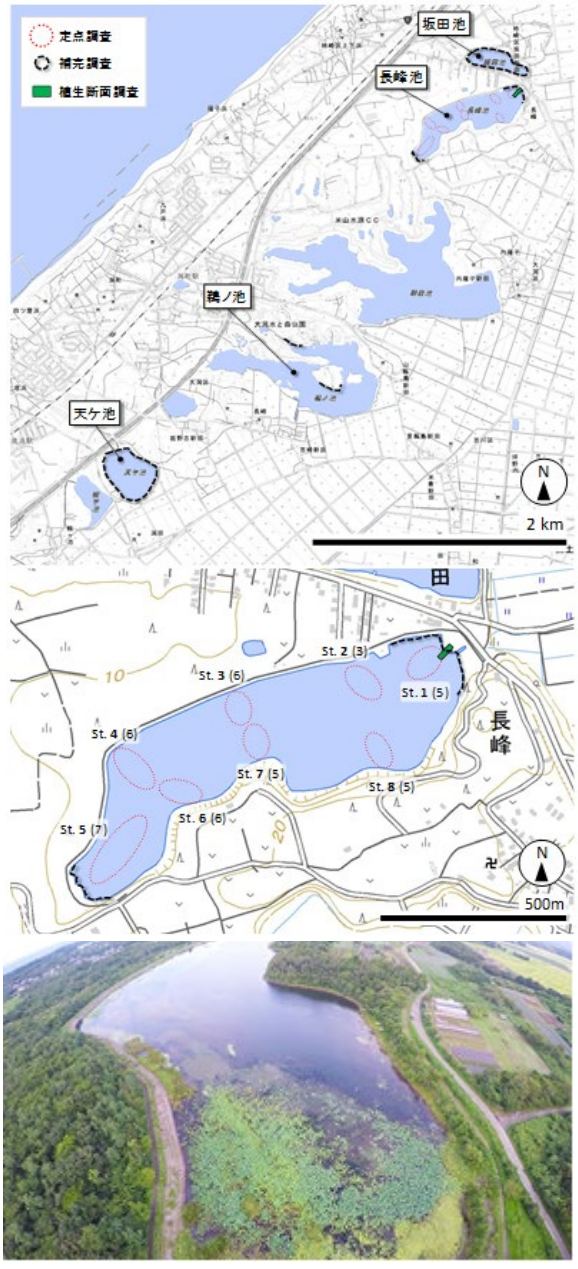


図 2-2-1-17. 頸城湖沼群サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観. 上段：頸城湖沼群全体，中段：長峰池. 景観は長峰池. 定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す.

調査結果

頸城湖沼群サイトにおいて調査を実施した 4 つの湖沼（長峰池、坂田池、鵜ノ池、天ケ池）全体で、計 54 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-5）。長峰池では計 50 種（定点調査：21 種、補完調査：47 種）が記録された。また、補完調査として位置づけた坂田池、鵜ノ池、天ヶ池では、それぞれ 19 種、7 種、21 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 12 種含まれる。一方、外来種は 2 種確認された。なお、付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 76 種が記録された。

長峰池の湖内全域 45 地点で実施した定点調査では、クロモがもっとも多くの地点で確認され（図 2-2-1-18）、ほとんどの場所で群落を形成する様子がみられた。次いで、オオトリゲモ、セキショウモ、イバラモ、ササエビモといった順に多く記録され、これらも湖内のほぼ全域で

表 2-2-1-5. 頸城湖沼群サイトの 4 湖沼で確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	長峰池	坂田池	鵜ノ池	天ヶ池	備考（※2）
ハゴロモモ科	ジュンサイ	浮葉	●*				
スイレン科	コウホネ	抽水	●*	●		●	
	園芸スイレン	浮葉	●			●	外来（総対）
オモダカ科	オモダカ	抽水				●	
	ヘラオモダカ	抽水	●			●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	●*	●		●	
	セキショウモ	沈水	●*	●			
	オオトリゲモ	沈水	●*	●		●	
	ホッスモ	沈水	●*	●			
	イバラモ	沈水	●*				
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	●*	●			
	ヒルムシロ	浮葉	●*	●		●	
	ササエビモ	沈水	●*				VU
	ヒルムシロ属の1種	（沈水）	●*	●			
	ヒロハノエビモ	沈水	●*				
	ホソバミズヒキモ	浮葉	●*	●			
アヤメ科	キショウブ	抽水	●				外来（総対）
ガマ科	ヒメガマ	抽水	●				
イグサ科	コウガイゼキショウ	抽水	●				
	ハリコウガイゼキショウ	抽水	●				
カヤツリグサ科	ヒメホタルイ	抽水	●*	●		●	
	アゼスゲ	抽水	●			●	
	ウキヤガラ	抽水	●				
	カンガレイ	抽水	●		●	●	
	クログワイ	抽水	●			●	
	サンカクイ	抽水	●				
	シズイ	抽水	●				
	ハリイ	抽水	●				
	フトイ	抽水	●		●		
	ホタルイ	抽水	●				
	マツバイ	抽水	●	●		●	
イネ科	アシカキ	抽水	●	●		●	
	ウキシバ	抽水	●			●	
	チゴザサ	抽水	●			●	
	マコモ	抽水	●		●		
	ヨシ	抽水	●		●	●	
ハス科	ハス	抽水	●*		●	●	
アリノトウグサ科	タチモ	両生	●	●			NT
	ハリマノフサモ	沈水	●*				
ミソハギ科	オニビシ	浮葉	●*	●	●	●	
	ヒシ	浮葉	●*	●			
アカバナ科	ミズユキノシタ	抽水				●	
ミツガシワ科	アサザ	浮葉		●			NT
	ガガブタ	浮葉	●*			●	NT
	ミツガシワ	抽水			●		
ミズニラ科	ミズニラ	沈水	●				NT
シャジクモ科	シャジクモ	沈水	●	●			VU
	キヌフラスコモ	沈水	●	●			CR+EN
	アメリカシャジクモ	沈水	●				CR+EN
	イトシャジクモ	沈水	●*				CR+EN
	オトメフラスコモ	沈水	●				CR+EN
	ハデフラスコモ	沈水	●				CR+EN
	フラスコモ属の1種	沈水	●	●		●	
	ホシツリモ	沈水	●*				CR+EN

* 長峰池における定点調査で確認された種．出現場所は表 2-2-1-6 に示す．

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 総対：総合対策外来種，特定：特定外来生物（環境省），CR+EN：絶滅危惧Ⅰ類，VU：絶滅危惧Ⅱ類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

表 2-2-1-6. 長峰池における定点調査で確認された種の出現場所

科名（※1）	和名	生育形	出現場所（図1）
ハゴロモモ科	ジュンサイ	浮葉	St. 6
スイレン科	コウホネ	抽水	St. 4, 8
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 1–8
	セキショウモ	沈水	St. 1, 3, 4, 6–8
	オオトリゲモ	沈水	St. 1–7
	ホッスモ	沈水	St. 1, 3, 6–8
	イバラモ	沈水	St. 1–8
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	St. 2–5, 8
	ヒルムシロ	浮葉	St. 1, 4, 7
	ササエビモ	沈水	St. 1, 3–8
	ヒルムシロ属の1種	（沈水）	St. 2
	ヒロハノエビモ	沈水	St. 8
	ホソバミズヒキモ	浮葉	St. 6
カヤツリグサ科	ヒメホタルイ	抽水	St. 1, 3, 6, 7
ハス科	ハス	抽水	St. 4, 5
	ハリマノフサモ	沈水	St. 5
ミソハギ科	オニビシ	浮葉	St. 3–6
	ヒシ	浮葉	St. 3, 5, 7
	ガガブタ	浮葉	St. 3–6
	イトシャジクモ	沈水	St. 3
	ホシツリモ	沈水	St. 1

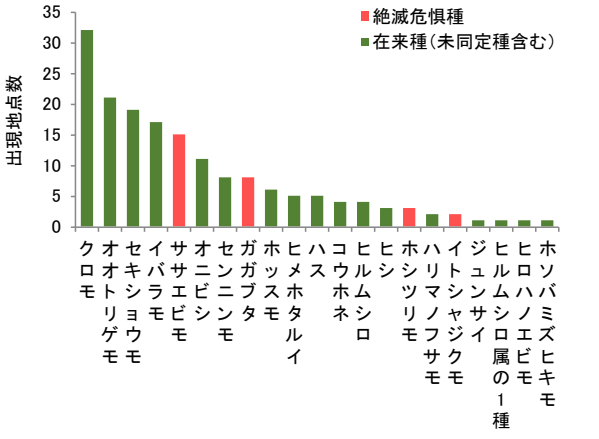


図 2-2-1-18. 長峰池の定点調査（全 45 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

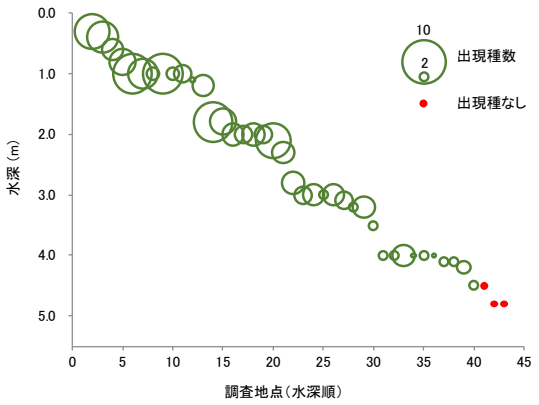


図 2-2-1-19. 長峰池の定点調査における各調査地点の水深と出現種数．丸の直径が出現種数を示す．赤丸は出現種ゼロを示す．

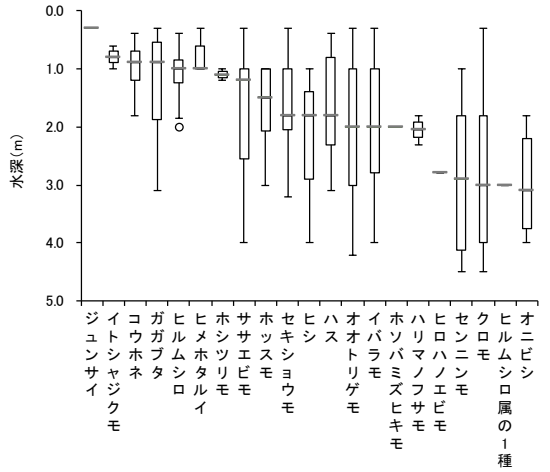


図 2-2-1-20. 長峰池の定点調査において出現した種の分布水深．箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした．緑色のバーは中央値を示す．

出現した。一部の種は偏って分布する様子がみられ、ヒロハノエビモやホシツリモは長峰池東部（St. 1, 2, 8）に、ジュンサイ、ホソバミズヒキモ、ハリマノフサモ、ハスは長峰池西部（St. 4～6）に、イトシャジクモは北側中部（St. 3）に限定的に出現した（表 2-2-1-6）。長峰池では水深 0.3～4.8 m の地点で定点調査を実施したが、水深が深くなるに連れて出現する種数が減少し、4.5 m までの水深帯で水生植物が確認された（図 2-2-1-19）。種毎の出現水深については、多くの種が幅広い水深で確認されたものの、それぞれの種が出現した調査地点の水深の中央値を見ると種毎に異なる傾向がみられ、特にクロモやセンニンモは深い水深帯で多く出現する傾向がみられた（図 2-2-1-20）。

過去との比較

頸城湖沼群では、志賀・石澤（2002）によって 2000 年 4 月～2001 年 1 月にわたってなされた全 7 湖沼の網羅的な調査により、計 73 種（論文中の水生植物及び湿生植物の種リストより、本調査で調査対象種として設定している水生植物種を抽出した種数）の水生植物が報告されている。これらの内、本調査を実施した 4 湖沼（長峰池、坂田池、鵜ノ池、天ケ池）では計 67 種が報告されていたが、本調査において確認された種は計 54 種であった。以下に、志賀・石澤（2002）と比較してみられた各湖沼における主な変化の概要を示す。

長峰池では、2000 年に 43 種が確認されていたが、本調査では 50 種が記録された。ただし、今回の種数には、これまでの調査報告では着目されていなかった車軸藻類が新産種として 8 種含まれる。数種（ミズニラ等）が新産種として確認され、一方でヒツジグサやオヒルムシロ、ウキクサ類等は確認されなかったが、水生植物相の大きな変化は認められなかった。なお、本調査でハリマノフサモとして同定された種は、過去にフサモとして記録されたものに相当する。長峰池では、過去の報告において水深 3.5 m までに沈水植物が生育する様子が報告されているが、本調査では水深約 4.5 m の調査地点まで水生植物が確認された。

坂田池では、2000 年に 14 種が確認されていたが、本調査では 19 種が記録された。2000 年の坂田池では、沈水植物はクロモが東岸の一部に確認されていたのみであったが、種数及び生物量ともに増加していることが確認された。

鵜ノ池では、2000 年に 58 種が確認されていたが、本調査では 7 種のみが記録された。2000 年に比べ、ハスの分布量が著しく減少している様子が観察された。また、過去には長峰池に次いで多様な沈水植物がみられていたが、それらはまったく確認されなかった。また、湿生植物である絶滅危惧 II 類のクロホシクサは新潟県では鵜ノ池が重要な生育地であったが、今回は確認されなかった。

天ケ池では、2000 年に 29 種が確認されていたが、本調査では 21 種が記録された。鵜ノ池とは逆に、ハスの分布域が増え、また、ガガブ

タを含む浮葉植物群落の面積が著しく減少していた。

本調査で確認された園芸スイレン及びキショウブは、頸城湖沼群において過去にも報告されていた外来種である。本調査で実施した 4 湖沼の内、キショウブは 2000 年に全ての湖沼で確認されていたが、本調査においては長峰池のみで記録された。一方、園芸スイレンは、長峰池、鵜ノ池、天ケ池で記録されていたが、長峰池、天ケ池の 2 湖沼で確認された。ただし、本調査における鵜ノ池の調査は、志賀・石澤（2002）で実施されたような湖沼全周の調査ではないため、園芸スイレンの消失の確認には至っていない。長峰池と天ヶ池では、2002 年の報告に比べて明らかに園芸スイレンの分布が拡大している様子がみられ、また、種子が水面を浮標し、湖内で園芸スイレンがまだ定着していない水域へ漂着している様子も確認された。

注目・注視すべきこと

長峰池ではキショウブのほか、陸生植物のコセンダングサ、セイタカアワダチソウやブタナといった外来種が見られた。長峰池と天ヶ池では、園芸品種と思われる外来のスイレンが複数のパッチ状に生育しており、種子生産が確認された。これらは過去にも報告されているが、明らかに分布を拡大していると思われる様子がみられたことから、注意深くモニタリングを続けていく必要がある。付近には絶滅危惧種を含む沈水植物群落が残存しているが、これらの外来種の分布拡大の影響が懸念される。

参考文献

福原 晴夫, 木村 直哉, 根本 富美子 (2011) 新潟県の砂丘湖における希少な水生植物の分布（予報）. 新潟大学教育学部研究紀要, 4:35-44

石澤 進 (1973) 丸山（蛇島）の植物. 風致地区調査報告書. 14-27, 大潟町

丸山 吉夫 (1983) 朝日池湖沼群. (新潟県生活環境部自然保護課 編) 新潟のすぐれた自然（植物編）新潟県自然環境保全資料策定調査書. 246-251, 新潟県生活環境部自然保護課, 新潟

新潟県環境保健部 (1989) 湖沼自然環境実態調査報告書. 新潟県環境保健部環境保全課, 新潟

笹川 通博 (1988) 朝日池の植物. (石澤 進 編) 新潟県植物分布図集第 9 集. 429-430, 植物同好じねんじょ会, 新潟

志賀 隆 (2001) 新潟県中頚城湖沼群の絶滅が危惧される貴重な植物. 新潟県植物保護, 29:1-2

志賀 隆, 石澤 進 (2002) 新潟県頸城湖沼郡の水生・湿生植物相. 水草研究会会報, 74:1-22

(6)河口湖サイト

芹澤如比古（山梨大学教育学部）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

河口湖は面積 5.7 km^2、平均水深 9.3 m、最大水深 14.6 m の富栄養湖であり、富士五湖（本栖湖・精進湖・西湖・河口湖・山中湖）の最北部に位置し、湖面標高が 832 m ともっとも低い堰止め湖である（環境庁自然保護局 1993）。河口湖の南岸（富士山側）は熔岩流が突出して屈曲が著しい地形となっており、富士五湖の中では湖岸線延長が 18.4 km ともっとも長い。流入河川は富士五湖の中で最多の 9 本あり（環境庁自然保護局 1993）、また水位調整等のために西湖放水路によって西湖の湖水が河口湖の西部湖盆（鵜の島を境界とした西側）へ流入している（吉澤・平林 2002）。一方、流出する自然河川は認められず、人工放水路（東電放水路・嘯放水路）が船津湖盆（河口湖大橋で区切られた東南側）に二本設けられているのみである（吉澤・平林 2002； 山本・内山 2018）。

河口湖を含む富士五湖の水質は短期的にも長期的にも変動していることが示されており、一時は悪化していたものの、2002 年以降は改善傾向にあることが示されている（有泉・吉澤

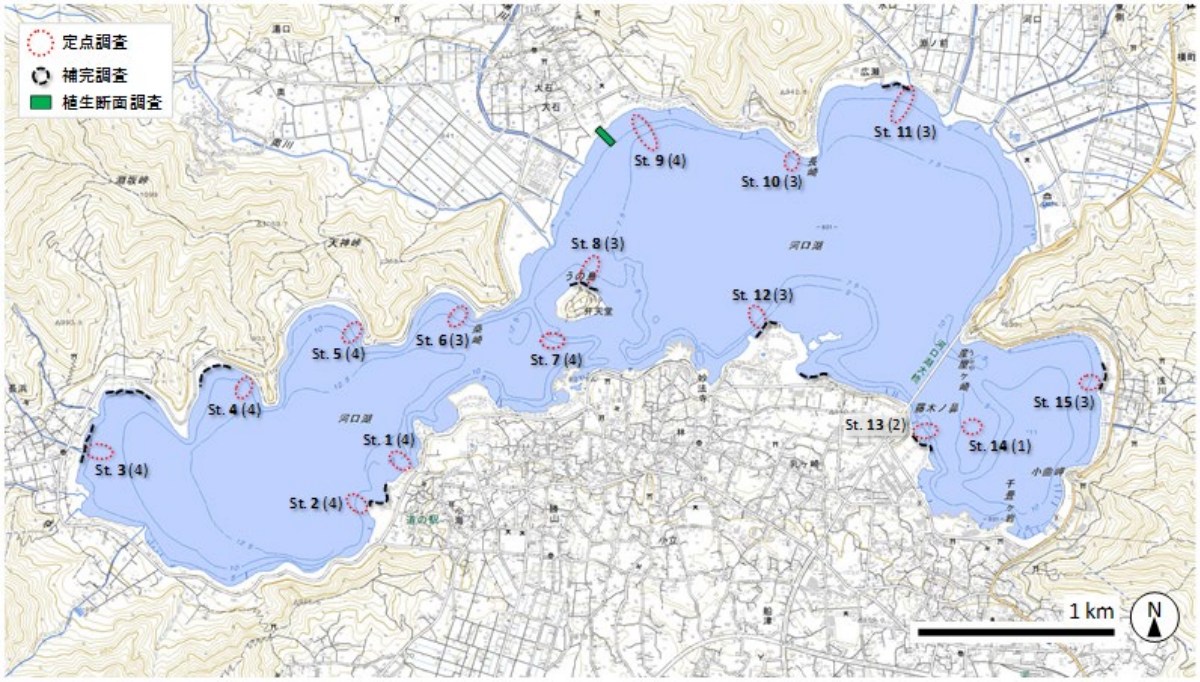


図 2-2-1-21. 河口湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観．定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す．

2002; 長谷川・吉沢 2011; 中村ほか 2016)。しかし、2013 年 6 月に富士山の構成資産として世界文化遺産に登録されたことから、富士五湖への観光客が急増しており、それに伴った湖水環境への人為的影響が懸念されている。

河口湖の水生植物相(水生維管束植物ー主に沈水植物及び車軸藻類)については、過去から比較的多くの研究調査が行われており、富士五湖の中でもっとも多様な種が生育していることが示されている(Kasaki 1964; 延原ほか 1971; 野崎ほか 1994; Nagasaka et al. 2002; Kato et al. 2005; 富士五湖北麓生態系調査会 2007)。また、最近の調査により、河口湖の西部湖盆では東部湖盆(鵜の島の東側)や船津湖盆に比べ光環境が良好であり、水生植物の種数も多いことが報告されている(渡邊 2014; 上嶋ほか 2018)。しかし、富士五湖の 1 つ山中湖では水生植物相が長期的にも短期的にも変化していることが報告されており(芹澤ほか 2013, 2014)、観光客の急増等の環境変化に応答して水生植物がどう変化しているかを水生植物の多様性に富んだ河口湖で長期的にモニタリングしていく意義は非常に大きい。なお、本稿で紹介する河口湖サイトにおける調査結果の一部は、芹澤ほか(2019)が学術論文として先行して公開している。

調査地点概要

河口湖全域において 2017 年 9 月 4 日～6 日に水生植物相の調査を実施した。調査定点は、過去に河口湖で実施されている調査地点(渡邊 2014; 中村ほか 2016)を参考に決定し、15 定点(西部湖盆 : St. 1～7、東部湖盆 : St. 8～12、船津湖盆 : St. 13～15)とした。また、各定点で水深別に 1～4 地点、計 49 地点を設定し、ロープをつけた針金アンカー式採集器を湖岸に水平になるように小型船舶から左右に 3 回ずつ計 6 回投げ入れて湖底を引き摺ることで水生植物を採集した(図 2-2-1-21)。

調査結果

本調査により計 38 種の水草・車軸藻類が確認された(表 2-2-1-7)。湖内での定点調査で 15 種が確認され、湖辺踏査による補完調査では 37 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 10 種含まれていた。一方、外来種は 1 種確認された。なお、調査時に付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 68 種が記録された。

表 2-2-1-7. 河口湖サイトで確認された水生植物

科名(※1)	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考(※2)
サトイモ科	ウキクサ	浮遊		●	
	コウキクサ	浮遊		●	
オモダカ科	ヘラオモダカ	抽水		●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 1-15	●	
	セキショウモ	沈水	St. 1-15	●	
	ホッスモ	沈水		●	
	コカナダモ	沈水	St. 2, 4, 11, 15	●	外来(総対)
	トリゲモ	沈水	St. 1-15	●	VU
	ヒメイバラモ	沈水	St. 1-6, 8-15	●	CR
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	St. 2, 4-6, 15	●	
	エゾヤナギモ	沈水		●	
	オオササエビモ	沈水	St. 2	●	
	ササバモ	沈水	St. 3, 7, 9, 13-15	●	
	ツツミズヒキモ	沈水	St. 1-5, 7, 8, 10, 13, 1	●	VU
	ヒロハノエビモ	沈水	St. 13, 14	●	
	フジエビモ	沈水		●	
ツユクサ科	イボクサ	抽水		●	
ガマ科	ヒメガマ	抽水		●	
イグサ科	コウガイゼキショウ	抽水		●	
カヤツリグサ科	ヒメホタルイ	抽水		●	
	ウキヤガラ	抽水		●	
	サンカクイ	抽水		●	
	スジヌマハリイ	抽水		●	VU
	ハリイ	抽水		●	
	ホタルイ	抽水		●	
	マツバイ	抽水		●	
イネ科	クサヨシ	抽水		●	
	ツルヨシ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	ゴハリマツモ	浮遊	St. 15	●	
アリノトウグサ科	ホザキノフサモ	沈水	St. 1, 3-13, 15	●	
セリ科	セリ	抽水		●	
シャジクモ科	シャジクモ	沈水	St. 1, 2, 5, 9, 13, 15	●	VU
	キヌフラスコモ	沈水		●	CR+EN
	オオシャジクモ	沈水	St. 9, 14		CR+EN
	オトメフラスコモ	沈水		●	CR+EN
	カタシャジクモ	沈水		●	CR+EN
	ホシツリモ	沈水	St. 3, 6, 8, 9, 15	●	CR+EN

※1 被子植物(APG 科順)，シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す.

※2 総対: 総合対策外来種(環境省), CR: 絶滅危惧ⅠA類, CR+EN: 絶滅危惧Ⅰ類, VU: 絶滅危惧Ⅱ類(環境省レッドリスト 2018).

湖内全域で実施した定点調査では、クロモが 31 地点ともっとも多く出現し、次いでヒメイバラモが 30 地点、セキショウモとトリゲモが 27 地点で確認され、これら 4 種が優占種と判断された(図 2-2-1-22)。定点調査において確認された沈水植物のほとんどの種は湖内で広く確認されたが、オオササエビモは西部湖盆でのみ、ヒロハノエビモやゴハリマツモは船津湖盆でのみの確認であり、これらの種は限定された湖盆にのみ分布していることが分かった。

本調査では水深 1～10.7 m の地点で定点調査を実施したが、水深が深くなるにつれ出現種数が減少し、水深 6 m より深い水深の地点ではまったく確認されなくなった。つまり、水深 6 m が分布下限水深であることが判明した(図 2-2-1-23)。種毎の出現水深については、出現地点が

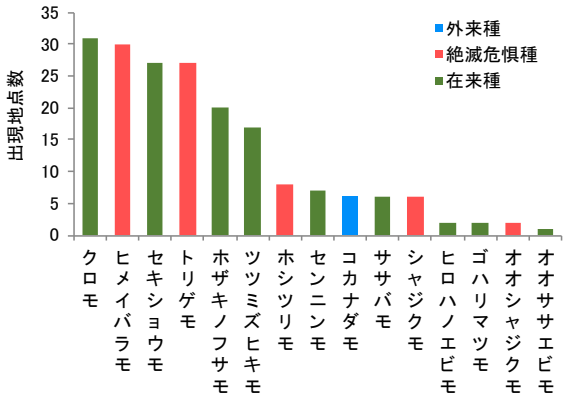


図 2-2-1-22. 定点調査（全 49 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

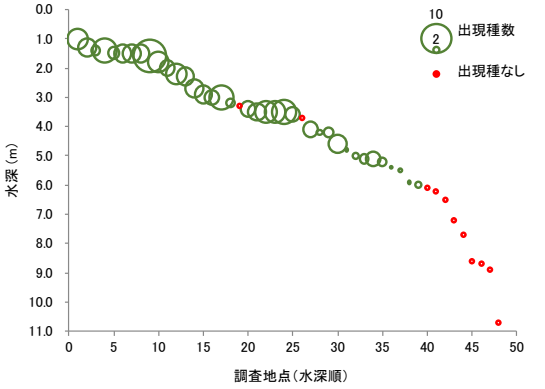


図 2-2-1-23. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．赤円は出現種ゼロを示す．

局所的（1〜2 地点のみ）であった種を除き、多くの種が幅広い水深で確認されたが、それぞれ種が出現した地点の水深の中央値を見ると、種毎に異なる傾向が認められた（図 2-2-1-24）。特に、オオササエビモ、ササバモ、ヒロハノエビモ、シャジクモ、オオシャジクモは水深 1.5〜2.5 m 程度の浅い調査地点に多く出現し、また、船津湖盆のみで確認されたゴハリマツモは約 3.5 m より深い地点で出現していた。

2017 年 9 月の河口湖の水位は例年に比べて大幅に低下しており、湖辺では踏査を実施した多くの地点が干出していた。そのため、湖辺踏査による補完調査では、抽出植物種に加え、ほとんどの場合沈水形で生育するホザキノフサモやササバモが陸生形で生育する様子がみられた。また、湖内の定点調査では記録されなかったウキクサ、コウキクサが水位の低下により

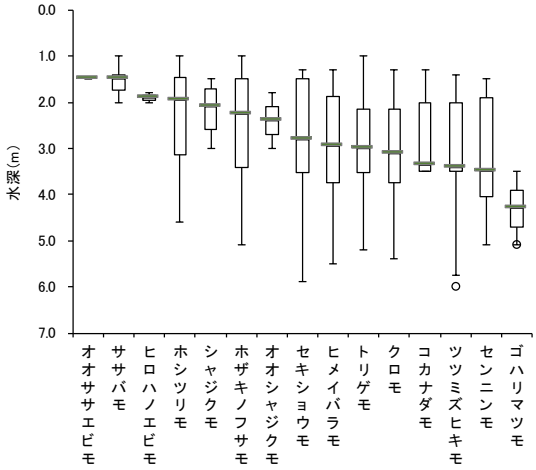


図 2-2-1-24. 定点調査において出現した種の分布水深．箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした．緑色のバーは中央値を示す．

干出した湖辺の水溜りで、エゾヤナギモ、フジエビモ、ホッスモが湖辺の波打ち際で確認された。

過去との比較

河口湖の水生植物に関する知見より（延原ほか 1971; Nagasaka et al. 2002; 富士北麓生態系調査会 2007; 上嶋ほか 2018）、過去の優占種は 1969〜1970 年にはホザキノフサモとエゾヤナギモ、1999 年にはコカナダモとセキショウモ、2005 年にはヨシ、クロモ、セキショウモ、2012〜2015 年にはクロモ、セキショウモ、ヒメイバラモ、センニンモ、ササバモ、ホシツリモであったことが推定されている（芹澤ほか 2019）。本調査では確認地点数の多かったクロモ、ヒメイバラモ、セキショウモ、トリゲモの 5 種が現在の優占種と考えられ、2015 年以降にセンニンモ、ササバモ、ホシツリモの生育量が減少し、トリゲモの生育量が増加したと推察された。

本調査において沈水植物の 3 種（ツツミズヒキモ、ゴハリマツモ、ホッスモ）、浮遊植物の 2 種（ウキクサ、コウキクサ）、抽水植物 7 種（イボクサ、ヒメガマ、コウガイゼキショウ、ハリイ、ホタルイ、マツバイ、セリ）を河口湖新産種として確認できた。これまでの河口湖の

水生植物に関する調査では、湖内に生育する沈水植物や車軸藻類に焦点を当てて行われており、湖辺に生育する抽水植物については記録対象として扱っている例が少なかったが、本調査により抽水植物を含めた水生植物相の全貌をほぼ明らかにすることができた。

本調査では、河口湖でこれまでに確認されている車軸藻類7種の内ヒメフラスコモを除く6種を確認することができた。その内ホシツリモは、一時期は日本で野生絶滅とされていた種であり、現在は数湖沼にのみ残存するとされる希少な種である。2003 年に河口湖の 2 箇所で再発見され（Kato et al. 2005）、2005 年には異なる 3 箇所で（富士北麓生態系調査会 2007）、2012～2016 年には 13 箇所で確認されるまでに分布を拡大し（上嶋ほか 2018）、河口湖の優占種と評価されていた（芹澤ほか 2019）。しかしながら、本調査では本種の確認は 49 地点中の 8 地点にとどまり、これまで確認されていた純群落が確認できず、ホシツリモは他の水生植物に混じって少量しか採集できなかった。したがって、本種は今回確認できなかったヒメフラスコモと同様に生育量と生育範囲がともに減少していると考えられた。

本調査で水生植物が確認されたのは水深 6 m より浅い地点であったが、渡邊（2014）によると、河口湖の水生植物の分布下限水深は 8 m 程度と報告されている。2017 年の富士五湖は例年に比べて水位が大幅に低下しており、河口湖でも 2～3 m 低下している様子が調査当日にみられたことから、一時的な水位低下の影響で分布下限水深が浅くなっていた可能性がある。琵琶湖では大きな水位低下後に水生植物群落の面積が増大し、透明度が上昇したことが報告されており（浜端 2003）、河口湖においても今後の水生植物とそれを取り巻く環境の変化を注視していく必要があろう。

コカナダモ（総合対策外来種）は 1999 年に初めて報告され（Nagasaka et al. 2002）、以降の調査でも継続的に記録されている（富士北麓生態系調査会 2007; 上嶋ほか 2018）。1999 年には優占種であったが、2012～2015 年には 15 定点中 5 定点で（上嶋ほか 2018）、本調査では 15 定点中 4 定点（49 地点中 6 地点）での確認にとどまり、本種が減少傾向にあることが示された。

注目・注視すべきこと

本調査で新産種として記録されたツツミズヒキモは、ヒルムシロ属の新雑種（ツツイトモ×ホソバミズヒキモ）として高知県で発見され、2017 年に記載された種であり、河口湖が世界で 2 番目の記録となる。一般に狭葉性のヒルムシロ属は同定が難しく、また、雑種である場合は形質の変異の幅が連続的になり、開花又は結実していない段階ではホソバミズヒキモやツツイトモとの識別が非常に困難である（角野 2014）。したがって、近年記録されるようになったホソバミズヒキモ（Nagasaka et al. 2002; 上嶋ほか 2018）もツツミズヒキモであった可能性がある。また、1969～1970 年の調査（延原ほか 1971）で記録されているリュウノヒゲモ（同じく狭葉性の近縁種）も、ツツミズヒキモであった可能性を否定できない。本調査では同様の形態をした西湖産の植物体において 3 段に分かれた花序が確認されたことから、各地点で確認された狭葉性のヒルムシロ属全てをツツミズヒキモとして記録したが、両親種（ツツイトモとホソバミズヒキモ）が河口湖に生育している可能性も残されている。今後も本サイトでの調査を継続して標本を多く収集するとともに、過去に記録された種の標本の探査と再検証を行っていくことが必要であろう。将来的に、本事業の調査で作成した水生植物の証拠標本は、分類学的研究や、河口湖の水生植物の多様性をより正確に追跡していくための資料として重要なものとなろう。

河口湖には、上記のように分類学的に特筆すべき種群や多様な車軸藻類に加え、絶滅危惧 IA 類かつ国内希少野生動植物種のヒメイバラモをはじめとした環境省レッドリスト掲載種も多く現存するため、貴重な湖沼と言える。本調査により、河口湖でも山中湖（芹澤ほか 2013,2014）と同様に、環境の変化に応答して水生植物の分布域や生育量が短期的にも長期的にも大きく変化していることが示された。また、ホシツリモの生育量と分布域の減少が認められたことから、河口湖の湖水環境が最近悪化に転じている可能性が示唆された。今後、継続的なモニタリング調査によりこのような変化をいち早く察知して公表し、より詳細な検証につなげていくことが重要となろう。

参考文献

有泉 和紀, 吉澤 一家 (2002) 富士五湖の水質. 山梨県衛生公害研究所年報, 46:32-41

富士五湖北麓生態系調査会 (2007) 富士北麓水域（富士五湖）における生態系多様性に関する調査報告書.

浜端 悦治 (2003) 琵琶湖における夏の渇水と湖岸植生面積の変化. 琵琶湖研所報, 20:134-145

濱野 一彦 (1988) 富士山－地質と変貌－. 鹿島出版会, 東京

長谷川 裕弥, 吉沢 一家 (2011) 富士五湖の水質環境の変化. 山梨県衛生環境研究所年報, 55:80-85

角野 康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版, 東京

環境庁自然保護局 (1993) 第 4 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京

Kasaki H (1964) The Charophyta from the lakes of Japan. Journal of the Hattori Botanical Laboratory, 27:215-314

Kato S, Higuchi S, Kondo Y, Kitano S, Nozaki H, Tanaka J (2005) Rediscovery of the wild-extinct species *Nitellopsis obtusa* (Charales) in Lake Kawaguchi, Japan. Journal of Japanese Botany, 80:84-91

Nagasaka M, Yoshizawa K, Ariizumi K (2002) Temporal changes and vertical distribution of macrophytes in Lake Kawaguchi. The Japanese Society of Limnology, 3:107-114

延原 肇, 岩田 好宏, 生嶋 功 (1971) 富士五湖の水草の分布. 富士山総合学術調査報告書, 559-577. 富士急行株式会社, 山梨

野崎 久義, 加崎 英男, 佐野 郷美, 渡辺 信 (1994) 日本産車軸藻類ホシツリモ（*Nitellopsis obtusa*）の自然界での絶滅と復元の可能性. 日本植物分類学会会報, 10:45-50

中村 誠司, 上嶋 崇嗣, 渡邊 広樹, 芹澤（松山）和世, 芹澤 如比古 (2016) 富士五湖における水質の周年変化と長期的変動. 富士山研究, 10:31-40

芹澤 如比古, 佐藤 裕一, 深代 牧子, 土屋 佳奈, 芹澤（松山）和世 (2013) 富士北麓, 山中湖に生育する水生植物の種組成と現存量の周年変化−2008 ～ 2010−. 水草研究会誌, 100:61-71

芹澤 如比古, 吉澤 一家, 高橋 一孝, 加藤 将, 野崎 久義, 芹澤（松山）和世 (2014) 富士北麓, 山中湖に生育する水生植物の水平・垂直分布－2008 年－. 富士山研究, 8:7-14

芹澤 如比古, 中村 誠司, 加藤 将, 志賀 隆, 山ノ内 崇志, 首藤 光太郎, 坪田 和真, 緑川 昭太郎, 上嶋 崇嗣, 渡邉 亮, 井藤 大樹, 中村 高志, 山本 真也, 芹澤（松山）和世 (2019) 富士北麓, 河口湖における水草・車軸藻類と湿生植物の分布状況－2017 年－. 富士山研究, 13:17-27

上嶋 崇嗣, 中村 誠司, 芹澤（松山）和世, 芹澤 如比古 (2018) 富士北麓, 河口湖における水草・車軸藻類と光環境. 山梨大学教育学部紀要, 26:147-156

渡邊 広樹 (2014) 富士北麓, 河口湖に生育する水生植物の分布と現存量に関する生態学的研究. 山梨大学大学院教育学研究科修士課程教科教育専攻科学文化コース修士論文

山本 真也, 内山 高 (2018) 河口湖における過去約 100 年間の降水量と湖水位変動. 都留文科大学研究紀要, 88:131-141

山梨県環境局 (1993) 富士五湖の水質測定 21 年（1971-1991）報告書

吉澤 一家, 平林 公男 (2002) 河口湖湖底表層堆積物中の珪藻の水平分布. 山梨県衛生公害研究所年報, 46:42-45

(7) 琵琶湖サイト

角野康郎（神戸大学）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

琵琶湖は、日本最大の面積（670.3 km^2）を有する淡水の断層湖で、平均水深は 41.2 m、最大水深は 103.6 m である。古琵琶湖まで遡ると約 400 数十万年、現在の湖盆が形成されてから約 40 万年の歴史を有する世界有数の古代湖である。琵琶湖に流入する河川は 119 本あるが、琵琶湖から流出する河川は瀬田川のみである。瀬田川は、中流部では宇治川と呼ばれ、京都府・大阪府境界付近で桂川、木津川と合流した後、淀川となって大阪湾に注ぐ。最狭部に架かる琵琶湖大橋を挟んで北側は北湖、南側は南湖と呼ばれ、それぞれ中栄養と富栄養の水質とされる。琵琶湖では 1960～1970 年代に顕著な富栄養化

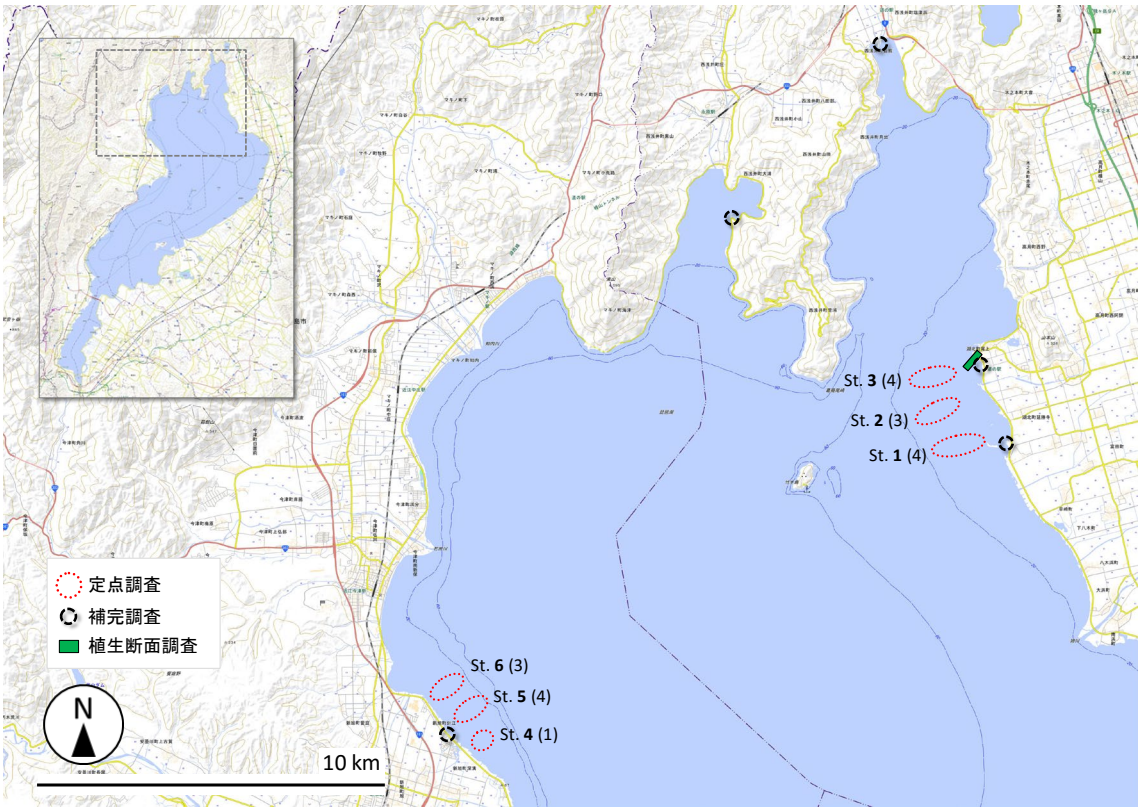


図 2-2-1-25. 琵琶湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観．定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す．

が進行したが、その後の水質保全の取り組みにより、近年は北湖、南湖ともに水質が改善され、透明度も上昇傾向にある（北川ほか 2013; 早川ほか 2012）。

琵琶湖は日本ではもっとも生物多様性の高い湖沼で、約 60 種の固有種の分布は特記される。水生植物ではネジレモとサンネンモが固有種である。最近、日本で 2 箇所目の産地となるホシツリモ（絶滅危惧 I 類）が北湖で発見される等、希少な種を含め多様な水生植物が記録されている。一方、近年になって特定外来生物であるナガエツルノゲイトウやウスゲオオバナミズキンバイの定着と分布拡大が進み、駆除活動が行われている。

調査地点概要

2017 年 9 月 26 日～28 日に調査を実施した。琵琶湖サイトの水生植物調査では、北湖を調査地とした。南湖では網羅的な水生植物調査（主に沈水植物）が定期的に実施されており（芳賀ほか 2006; 芳賀・石川 2011, 2013）、将来的に本調査の記録と相互に補完されることを視野に入れている。水生植物相調査における調査定点は、文献情報（独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 2009）及び調査時の植生状況等に基づいて、長浜エリア（St. 1～3）及び針江エリア（St. 4～6）の計 19 地点に設定した。補完調査は上記 2 エリアを含めて、調査時に水生植物の種が多く確認された計 5 地点で実施した（図 2-2-1-25）。水質測定は全ての定点調査地点で実施した。

調査結果

本調査で計 59 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-8）。湖内での定点調査で 19 種が確認され、湖辺踏査による補完調査では全 59 種が記録された。これらの中には環境省レッドリスト掲載種が 6 種含まれる。外来種は 7 種が確認され、その内 2 種（ナガエツルノゲイトウ、オオフサモ）は特定外来生物である。なお、調査時に付随的に記録した湿生植物、陸生植物を含めると計 251 種が記録された。

長浜エリアの調査定点では 17 種、針江エリアでは 14 種の沈水・浮葉植物が確認された。12 種が両エリアで共通してみられたが、シャジクモ、ヒシ、コカナダモ、トリゲモ、ヒロハノセンニンモは針江エリアでは確認されなかった。一方、2 種の未同定分類群（トリゲモの仲間、ヒルムシロ属の 1 種）は長浜エリアでは記録されなかった。

表 2-2-1-8. 琵琶湖サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
ショウブ科	ショウブ	抽水		●	
	セキショウ	抽水		●	
サトイモ科	アオウキクサ	浮遊		●	
	ウキクサ	浮遊		●	
オモダカ科	オモダカ	抽水		●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 1–6	●	
	オオトリゲモ	沈水		●	
	イバラモ	沈水	St. 1–6	●	
	オオカナダモ	沈水	St. 1, 5	●	外来（総対）
	コウガイモ	沈水	St. 2, 3, 5	●	
	コカナダモ	沈水	St. 3	●	外来（総対）
	トチカガミ	浮遊		●	NT
	トリゲモ	沈水	St. 1–3	●	VU
	トリゲモの仲間	沈水	St. 6	●	
	ネジレモ	沈水	St. 1–6	●	
ヒルムシロ科	センニンモ	沈水	St. 1–3, 5, 6	●	
	エゾヤナギモ	沈水		●	
	エビモ	沈水		●	
	オオササエビモ	沈水	St. 1–6	●	
	ササバモ	沈水	St. 1–3, 5, 6	●	
	ヒルムシロ属の1種	nd	St. 5	●	狭葉性
	ヒロハノエビモ	沈水	St. 1–6	●	
	ヒロハノセンニンモ	沈水	St. 1	●	
アヤメ科	キショウブ	抽水		●	外来（総対）
ツユクサ科	イボクサ	抽水		●	
ミズアオイ科	コナギ	抽水		●	
ガマ科	ヒメガマ	抽水		●	
イグサ科	イグサ	抽水		●	
カヤツリグサ科	ヒメホタルイ	抽水		●	
	イヌホタルイ	抽水		●	
	ウキヤガラ	抽水		●	
	カサスゲ	抽水		●	
	マツバイ	抽水		●	
イネ科	アシカキ	抽水		●	
	キシュウスズメノヒエ	抽水		●	外来（総対）
	クサヨシ	抽水		●	
	チクゴスズメノヒエ	抽水		●	外来（総対）
	ツルヨシ	抽水		●	
	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	ゴハリマツモ	浮遊		●	
	マツモ属の1種	浮遊	St. 1–6	●	
ハス科	ハス	抽水		●	
アリノトウグサ科	オオフサモ	抽水		●	外来（総対、特定）
	ホザキノフサモ	沈水	St. 1, 2, 4, 6	●	
ミツハギ科	オニビシ	浮葉		●	
	ヒシ	浮葉	St. 1	●	
アブラナ科	ミズタガラシ	抽水		●	
タデ科	ヤナギタデ	抽水		●	
ヒユ科	ナガエツルノゲイトウ	抽水		●	外来（総対、特定）
セリ科	セリ	抽水		●	
	ドクゼリ	抽水		●	
ミズニラ科	ミズニラ	沈水		●	NT
サンショウモ科	アカウキクサ属の1種	浮遊		●	
イノモトソウ科	ミズワラビ	抽水		●	
シャジクモ科	シャジクモ	沈水	St. 1–3	●	VU
	キヌフラスコモ	沈水		●	CR+EN
	オトメフラスコモ	沈水	St. 1, 3, 6	●	CR+EN
	フラスコモ属の1種	沈水		●	

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 総対：総合対策外来種，特定：特定外来生物（環境省），CR+EN：絶滅危惧 I 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

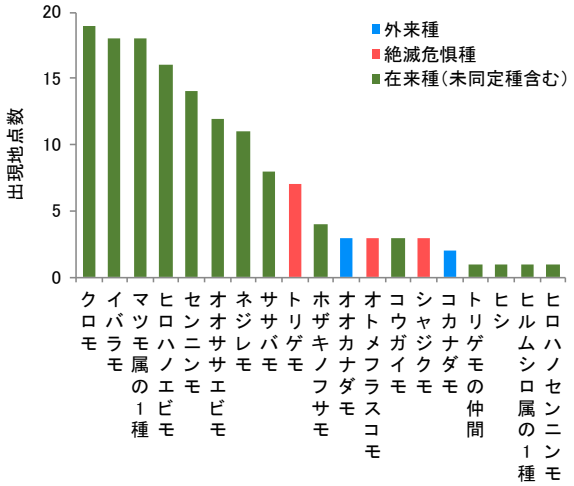


図 2-2-1-26. 定点調査（全 19 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

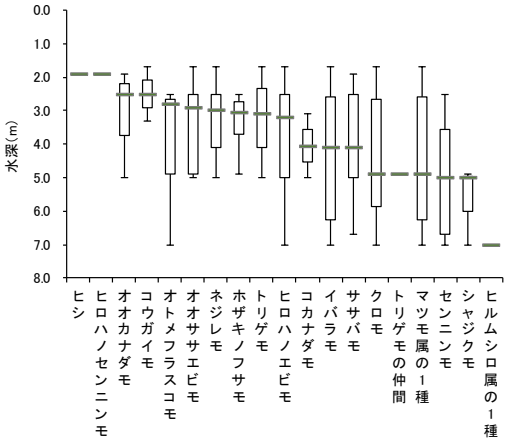


図 2-2-1-28. 定点調査において出現した種の分布水深．緑色のバーは中央値を示す．

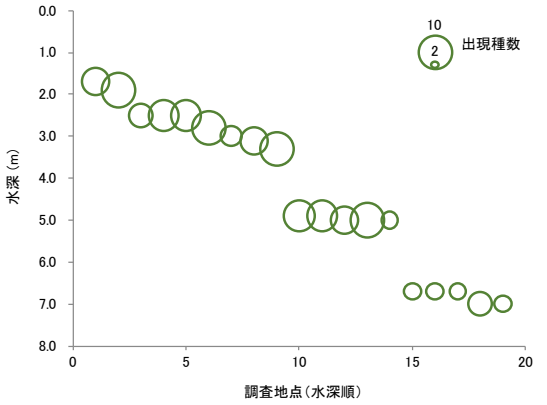


図 2-2-1-27. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．

湖内においてもっとも多く出現した種はクロモであった（図 2-2-1-26）。次いで、イバラモ、マツモ属の 1 種（ゴハリマツモである可能性が高い）、ヒロハノエビモ、センニンモ、オオササエビモ、ネジレモが多くの地点で確認された。両エリア間における出現種の組成とその出現頻度に顕著な差は認められなかったが、針江エリアでは長浜エリアに比べてイバラモ、マツモ属の 1 種、ヒロハノエビモの出現地点が少なく、一方でセンニンモとササバモは多かった。ヒロハノセンニンモは、長浜エリアの 1 地点及び補完調査を実施した奥琵琶湖の 1 地点のみで確認された。

湖岸の抽水植物帯は主にヨシからなるが、奥琵琶湖で補完調査（踏査）を実施した礫質の調査地点では、浅瀬に生育するミズニラや車軸藻類（シャジクモ、オトメフラスコモ等）が確認された。なお、琵琶湖固有種であるサンネンモは本調査では記録されなかった。

本調査では水深約 1.5～7 m の地点で定点調査を実施したが、水深が深くなるにつれて出現する種数が減少する傾向がみられた（図 2-2-1-27）。多くの種が幅広い水深で出現したが、それぞれの種が確認された調査地点の水深の中央値を見ると、オオカナダモやコウガイモ、オオササエビモ、ネジレモ等は比較的浅い水深に、一方でセンニンモやシャジクモは深い地点に多く出現した（図 2-2-1-28）。

外来種は、オオカナダモが両エリアの数地点でみられ、踏査による補完調査においても、多くの地点で確認された。コカナダモは針江エリアの 1 地点、補完調査の 1 地点で確認された。また、特定外来生物であるナガエツルノゲイトウとオオフサモも、補完調査を実施した多くの地点で確認された。

過去との比較

琵琶湖は国内の他の湖沼と比べ、特に沈水植物の多様性が高く、今までに維管束植物 23 種、車軸藻類 13 種の計 36 種が記録されている。今回は補完調査地点を含めても北湖のごく一部を調査したに過ぎないが、維管束植物 17 種、車軸藻類 3 種が記録された。

琵琶湖に広く分布する種は、維管束植物に関してはほぼ網羅されたといえる。確認されなか

った注目種は琵琶湖固有種のサンネンモであろう。サンネンモは 1960 年代には北湖で群落状態での生育がみられたが、1980 年代以降は群落が目撃されず、「滋賀県レッドデータブック 2010 年版」では絶滅危機増大種に指定されている。今回はサンネンモの出現頻度が高い水深帯（3〜6 m）での調査地点が少なかったことを考え合わせても、かなり減少している可能性を示している。

一方、今回、琵琶湖からの初記録となったのがエゾヤナギモである。これは自生ではなく、アクアリウム等で栽培されていたものの逸出の可能性が高いが、今後の消長を見守っていく必要がある。

車軸藻類の確認種数の少なさは、それぞれの種の湖内の分布域が限られるために本調査地点だけではカバーできなかったためと推測される。

浮葉・浮遊植物では琵琶湖全体で著しく減少しているガガブタとアサザはやはり確認されなかったが、トチカガミが針江港で確認された。トチカガミも減少が著しい種であるが、港の防波堤内が貴重な残存場所になっている。

抽水植物では、フトイやコウホネ等分布域が限られる種をのぞき、ほぼ全種が確認された。

注目・注視すべきこと

現在、琵琶湖では外来水生植物の繁茂が大きな問題となっているが、本調査ではオオバナミズキンバイ（最近、別変種のウスゲオオバナミズキンバイであることが判明している）は確認されなかった。しかし、既に北湖にも分布を拡大し始めていることから、今後調査定点に出現する可能性も十分に考えられる。

沈水植物では外来種としてオオカナダモとコカナダモが確認された。これら 2 種は 1970〜1980 年代に琵琶湖の広い範囲で異常繁茂したが、その後衰退した経緯がある。本調査地点ではフサジュンサイが確認されなかった。最近、国内の他の湖沼では本種の異常繁茂が問題になっている。琵琶湖でも分布拡大に注意しなければならない外来種で、今後のモニタリングの課題の一つである。

本調査でマツモ属やヒルムシロ属、トリゲモ類で種までの同定に至らない標本が採集された。同定の決め手となる開花や果実形成がまれであるという沈水植物の特性もあるが、分類と同定に関する基礎的な課題も残っていることを示している。

本調査を通じて、普通種に関しては良好な状態が維持されていることが判明した。これは琵琶湖全体の水質が改善傾向にあることや、湖岸の改変が一段落したことも関係しているのであろう。しかし、サンネンモ等の希少な種の減少も明らかになった。北湖においても湖底の酸欠問題や外来種の分布拡大等、さまざまな課題がある。今後の水生植物のモニタリング調査によって、そのような環境の変化を追跡していく必要がある。

参考文献

独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) 琵琶湖沈水植物図説. 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所, 大津

芳賀 裕樹, 大塚 泰介, 松田 征也, 芦谷 美奈子 (2006) 2002 年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い. 陸水学雑誌, 67:69-79

芳賀 裕樹, 石川 可奈子 (2011) 2007 年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量分布および 2002 年との比較. 陸水学雑誌, 72:81-88

芳賀 裕樹, 石川 可奈子 (2013) 2012 年夏の琵琶湖南湖の沈水植物の現存量分布ならびに 2002, 2007 年との比較. 陸水学雑誌, 75:107-111

浜端 悦治 (1991) 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究: (1)潜水調査による種組成と分布. 日本生態学会誌, 41:125-139

浜端 悦治 (1991) 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究: (2)魚郡探知機と船上からの採集による分布調査. 滋賀県自然史, 1295-1310. 滋賀県自然誌編集委員会, 滋賀

Hamabata E, Yabu'uchi Y (2012) Submerged Macrophyte Flora and its Long-term Changes. In: Kawanabe H, Nishino M, Maehata M (eds) Lake Biwa: interactions between nature and people, 51-59. Springer, Berlin

早川 和秀, 辻村 茂男, 石川 俊之, 芳賀 裕樹, 岡本 高弘, 焦 春萌, 石川 可奈子, 熊谷 道夫 (2012) 複数の定期調査データを用いた統合的な解析による琵琶湖における全リン、硝酸態窒素濃度およびいくつかの水質項目の長期変化. 水環境学会誌, 36:89-100

生嶋 功, 古川 優, 池田 准蔵 (1962) 琵琶湖の水生高等植物の現存量. 千葉大学文理学部紀要, 3:483-494

生嶋 功 (1966) 琵琶湖の水生高等植物. びわ

湖生物資源調査団中間報告, 313-341. 近畿地方建設局
今本 博臣, 加藤 正典, 堀家 健司, 原 稔明 (1998) 琵琶湖の湖岸環境に関する研究 I. 沈水植物の種組成と分布. 応用生態工学, 1:7-20
今本 博臣, 及川 拓治, 大村 朋広, 尾田 昌紀, 鷲谷 いづみ (2006) 琵琶湖に生育する沈水植物の 1997 年から 2003 年まで 6 年間の変化. 応用生態工学, 8:121-132
角野 康郎 (1991) 滋賀県の水生植物. 滋賀県自然誌編集委員会編『滋賀県自然誌 総合学術調査報告書』滋賀県自然保護財団, 大津
環境庁自然保護局 (1979) 第 2 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京
環境庁自然保護局 (1987) 第 3 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京
環境庁自然保護局 (1991) 第 4 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁, 東京
北川 典孝, 奥村 陽子, 岡本 高弘, 坪田 てるみ, 大野 達緒, 南 真紀, 青木 眞一, 橋本 信代, 古角 恵美, 廣田 大輔, 赤塚 徹志, 一瀬 諭, 古田 世子, 藤原 直樹, 池田 将平 (2013) 琵琶湖等湖沼環境のモニタリング－2010～2011 年度 琵琶湖水質環境基準点調査. 滋賀県琵琶湖環境研究センター研究報告書, 8:33-43
Kunii H, Tsuchiya T, Matsui K, Ikusima I (1985) Present state of aquatic plants in Lake Biwa and its surrounding water bodies. Japanese Journal of Limnology, 46:215-218
永井 かな (1975) 水草類の分布と生態. 琵琶湖水生植物実態調査報告書, 1-32. 都市科学研究所
永井 かな (1976) 琵琶湖の水生高等植物実態調査報告. 琵琶湖生物調査報告書 (第 3 報), 105-136. 淡水生物研究所
滋賀県生きもの総合調査委員会 (2011) 滋賀県で大切にすべき野生生物　滋賀県レッドデータブック 2010 年版. 滋賀県自然環境保全課, 大津
重成 八百吉, 城 龍吉 (1908) 琵琶湖産水草ニ就テ. 藥學雜誌, 314:322-329
山口 久直 (1943) 琵琶湖の水草. 陸水学雑誌, 13:92-104

(8)宍道湖サイト

國井秀伸（島根大学エスチュアリー研究センター）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

宍道湖は日本を代表する汽水湖の一つである。斐伊川の下流に位置し、大橋川・中海・境水道を通して日本海につながり、塩分は海水の 10 分の 1 程度となっている。かつて、国営の干拓・淡水化事業が行われていたが、それぞれ 2000 年、2002 年に中止され、その後、2005 年にはラムサール条約の登録湿地となり、国土交通省と現地 NPO 団体との協働で湖岸にヨシを植栽する等の事業が行われた。

富栄養の湖であり、1970 年代後半から 1990 年代後半まで透明度は 0.5～2.5 m の範囲で変動していたが、その後横這いの状態が報告されている（大谷 1997）。アオコの発生も報告されており、最近になって湖底の貧酸素水塊が表層に上昇して生じる青潮現象が流入河川の十四間川河口域で確認されている（増木ほか 2013）。

宍道湖では、ヨシ、マコモ等の抽水植物、ヒシ、ウキクサ、アオウキクサ等の浮葉・浮遊植物、そしてエビモ、ササバモ、オオササエビモ、セキショウモ、オオカナダモ、コアマモ等の沈水植物が報告されており、1960 年代までは沈水植物帯が広く分布していたが、1980 年代前半以降はきわめて限られた場所以外では生育が確認されなくなっていた（國井 1986; 國井・佐藤 1995）。しかし、2009 年頃を境に沈水植物が急激に増加し、また、糸状藻類（シオグサ類の仲間）が沿岸域一帯で繁茂するようになった（國井 2014, 2015; 中川・國井 2015）。水生植物群落が近年になって再び出現し、分布が拡大

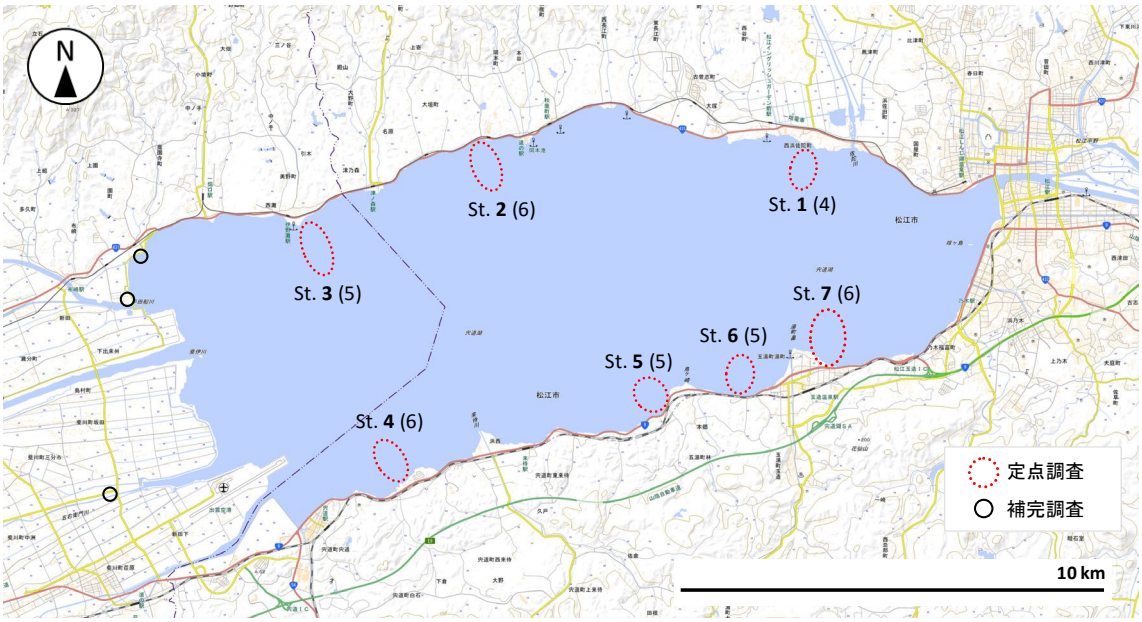


図 2-2-1-29. 宍道湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観．定点調査のエリア名（St.）に続くカッコ内の数字は各エリアで実施した調査地点の数を示す．

していることから、アオコが発生する湖沼から水生植物が優占する湖沼へのレジームシフトが起こった可能性が指摘されている（國井 2015）。

調査地点概要

2015 年 9 月 2 日～3 日に調査を実施した（図 2-2-1-29）。水生植物相調査における定点調査は計 37 地点で実施した。北岸 3 エリア、南岸 4 エリアのそれぞれで、岸から沖にかけてライン状に調査地点を設定し、異なる水深（約 1 m 毎）の 4～5 地点を調査した。補完調査は 2 地点で実施した。さらに、五右衛門川（流入河川）河口付近の水路 1 地点で付随的に踏査を実施した。

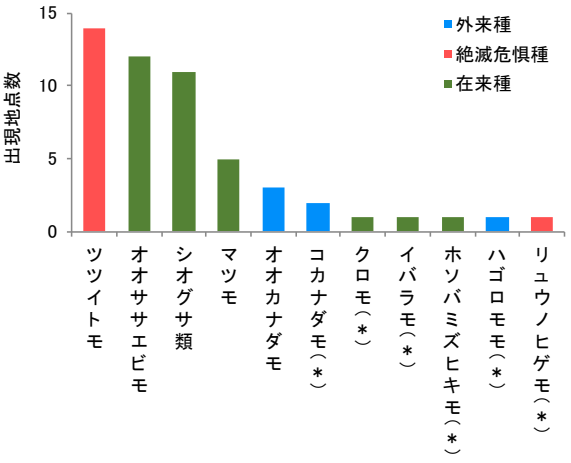


図 2-2-1-30. 定点調査（全 37 地点）における種の出現地点数. 地点数の多い順に並べて表示. カッコ内にアスタリスクを付した種は切れ藻としてのみ確認された記録であることを示す.

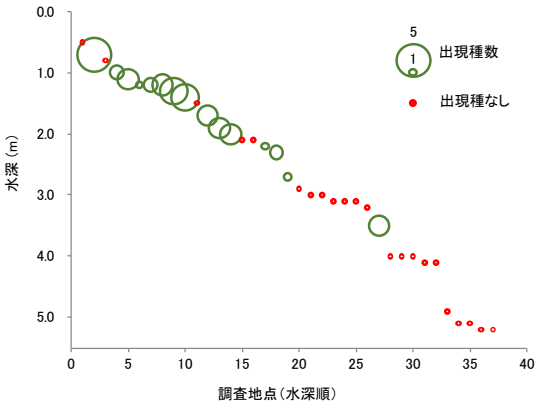


図 2-2-1-31. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数. 円の直径が出現種数を示す. 赤丸は出現種ゼロを示す.

た。

調査結果

計 24 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-9）。湖内での定点調査では 10 種、踏査による補完調査では 24 種全てが記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 5 種含まれる。一方、外来種も 4 種が確認された。

湖内に設定した 37 定点において、オオササエビモとツツイトモが湖内の調査地点で高頻度に出現し（図 2-2-1-30）、ほとんどの場合、大群落を形成している様子が観察された。定点調査で確認された 10 種の内、クロモ、イバラモ、コカナダモ、ハゴロモモ、ホソバミズヒキモ、リュウノヒゲモは切れ藻として浮漂している状態でのみ確認された（表 2-2-1-9）。維管束水

表 2-2-1-9. 宍道湖サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
ハゴロモモ科	ハゴロモモ	沈水	St. 4 (**)	●	外来（総対）
サトイモ科	アオウキクサ	浮遊		●	
	ウキクサ	浮遊		●	
トチカガミ科	クロモ	沈水	St. 4 (**)	●	
	アマゾントチカガミ	浮遊		●	外来（総対）
	イバラモ	沈水	St. 4 (**)	●	
	イバラモ属の1種	沈水		●	
	オオカナダモ	沈水	St. 4, 5, 7	●	外来（総対）
	コカナダモ	沈水	St. 4, 6 (**)	●	外来（総対）
	ミズオオバコ（＊）	沈水		●	VU
ヒルムシロ科	アイノコヒルムシロ	浮葉		●	
	オオササエビモ	沈水	St. 1–7	●	
	ササバモ	沈水		●	
	ツツイトモ	沈水	St. 2–7	●	VU
	ホソバミズヒキモ	浮葉	St. 4 (**)	●	
	リュウノヒゲモ	沈水	St. 2 (**)	●	NT
ミズアオイ科	ミズアオイ（＊）	抽水		●	NT
イネ科	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
マツモ科	マツモ	浮遊	St. 4–7	●	
アリノトウグサ科	ホザキノフサモ	沈水		●	
ミソハギ科	ヒシ	浮葉		●	
サンショウモ科	アカウキクサ属の1種	浮遊		●	
シャジクモ科	シャジクモ	沈水		●	VU

＊　ミズオオバコ及びミズアオイは，付随的に実施した五右衛門川（流入河川）河口付近の踏査で記録された種である.

＊＊ 定点調査において，切れ藻としてのみ確認された記録であることを示す.

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す.

※2 総対：総合対策外来種（環境省），VU：絶滅危惧Ⅱ類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）.

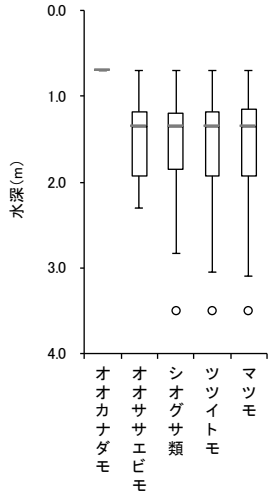


図 2-2-1-32. 定点調査において出現した種の分布水深. 切れ藻状態のみで確認された種は非表示. 箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした. 緑色のバーは中央値を示す.

生植物以外ではシオグサ類（アオサ藻綱）も多くみられ（12 地点）、湖底一面に優占、又はオオササエビモと混生する様子がみられた。また、淡水カイメン類、ヒドロ虫類、アオノリ類がオオササエビモに付着して確認された。

本調査では水深約 1～5 m の地点で定点調査を実施したが、水生植物は水深約 3 m までの水深帯で確認され、3 m 以上の水深では 1 地点を除き、確認されなかった（図 2-2-1-31）。定点調査でみられたオオササエビモ、ツツイトモ、マツモは水深 1.5～2 m 程度の浅い調査地点に多く出現した（図 2-2-1-32）。

湖辺踏査による補完調査では、定点調査で採集されにくい抽水植物（ヨシ、マコモ等）、浮葉植物（ヒシ、アイノコヒルムシロ）、浮遊植物（ウキクサ等）が記録された（表 2-2-1-9）。また、ササバモ、ホザキノフサモ、シャジクモといった定点調査で確認されなかった沈水植物も記録された（表 2-2-1-9）。なお。ミズオオバコとミズアオイは、宍道湖に流入する周辺水域（五右衛門川）付近で踏査を実施した際に出現したものである。

過去との比較

宍道湖における突発的な沈水植物の分布の拡大が 2009 年頃にみられた後、2013 年 9～10 月に湖内全域の水生植物調査が実施され、水生植物相及び分布の変化が報告されている（中川・國井 2015）。この調査で報告されている 13 種の沈水植物の内、汽水性の水生植物であるカワツルモとコアマモは塩分の高い中海からの湖水が流入する天神川河口域のみで確認されているが、本調査では調査地点を設定しなかったため、現状の確認に至らなかった。また、宍道湖の全域で確認されていたエビモは本調査では確認されなかった。一方、1962 年以降記録がなかったシャジクモが本調査で確認された。また、草体の識別形質が成熟していなかったため種同定に至らなかったが、トリゲモもしくはオオトリゲモと考えられる種（トリゲモ属の 1 種として記録）を確認した。なお、トリゲモは植木ほか（1983）により報告されて以来記録されていない。また、國井・佐藤（1995）により報告されて以来記録されていなかった外来種であるハゴロモモが再確認された。その他の外来種は、これまで宍道湖への侵入が知られてなかったアマゾントチカガミが補完調査地点のひとつである境川河口域で新たに確認された。

2009 年以降、宍道湖で繁茂し始めたオオササエビモは、本調査においても全域で確認され、本調査でオオササエビモに次いで多く確認されたツツイトモとマツモは、2013 年の調査報告では分布が確認されていなかった地点（北岸中部、南岸西部）でも確認された。

注目・注視すべきこと

本調査は、中川・國井（2015）により 2013 年に実施された水生植物調査から 2 年後の様子を捉えた調査となった。中川・國井（2015）は湖沼全域を網羅的に調査したのに対し、本調査で実施した地点は限られた範囲となったが、水生植物の分布回復後に初めてシャジクモやトリゲモの 1 種が記録された。このことは、優占する一部の種の生物量だけでなく、種多様性も回復している可能性を示唆する。本調査で開始されたモニタリングを今後も継続し、分布域と種多様性の経年変化を押さえる必要がある。関連が予想される水質や底質環境の変化、本事業で実施している宍道湖サイトでの淡水魚類調査における結果との関連を精査していくこと

で、宍道湖の生態系管理や生物多様性保全・資源保全に資することができる。

外来種に関しては、本調査で初めて宍道湖におけるアマゾントチカガミの野外での生育が、補完調査地点のひとつである境川河口域で確認された。本種は繁殖力が旺盛で、日本で越冬することも明らかになっており、野生化に対する注意が必要な植物である（角野 2014）。近年、主に関西（兵庫、香川等）のため池等で多くの侵入事例が報告されている。今回、8 個体のみが確認されたが、本種は汽水環境でも生育が可能であることが報告されているため、湖内への侵入が懸念される。なお、島根県では、本調査の約 1 年後（2016 年 8 月）に、出雲市の 2 箇所の河川からも発見されている（辻井 2017）。今後、問題となりうる外来種の野外へのさらなる侵入・定着を回避するためには、今回のような早期発見を一般市民や関係者へ速やかに注意喚起し、駆除対策に繋げることが重要である。

調査手法に関しては、今回は湖岸踏査の地点数がわずか 2 箇所と少なかった。宍道湖のような広い面積を持つ湖沼では、種多様性の変化を正確に知るためには、今後は少なくとも船上からの定点調査を行った 7 つの地点でも湖岸の踏査を行い、さらに定点撮影も同時に行う等の改善が必要であろう。

参考文献

國井 秀伸 (1986) 宍道湖および斐伊川河口域の小河川で見られた水生植物. 山陰地域研究(自然環境), 2:53-57

國井 秀伸, 佐藤 あすか (1995) 宍道湖および斐伊川河口域の流入河川における 1985 年から 1994 年にかけての水生植物相の変化. Laguna, 2:53-56

國井 秀伸 (2014) 宍道湖における 2009 年から 2013 年までの沈水植物と水質の動向. 第 21 回新春恒例汽水域研究発表会講演要旨集, 21-24

國井 秀伸 (2015) 宍道湖・中海における水生植物の現状と課題. (島根大学斐伊川百科編集委員会 編) フィールドで学ぶ斐伊川百科. 104-111, 今井書店, 松江

増木 新吾, 戸島 邦哲, 別所 大, 和田 洋一, 菅原 庄吾 (2013) 宍道湖西岸十四間川における青潮発生時の水質変化. 水環境学会誌, 36:143-148

中川 昌人, 國井 秀伸 (2015) 宍道湖, 天神川および斐伊川河口域の小河川における 2013 年の水生植物相. Laguna, 22:1-10

中村 幹雄 (2007) 宍道湖と中海の魚たち. 山陰中央新報社, 松江

大谷 修司, 江角 周一, 後藤 宗彦, 神谷 宏, 狩野 好宏, 江原 亮 (2005) 宍道湖・中海の植物プランクトン水質調査結果. 島根県保健環境科学研究所報, 46:99-111

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌Ⅱ. 名古屋大学出版, 名古屋

辻井 要介 (2017) 島根県出雲市におけるアマゾントチカガミの記録. ホシザキグリーン財団研究報告, 20:176

(9)江津湖サイト

前田哲弥（熊本県博物館ネットワークセンター）・山口瑞貴（熊本市立熊本博物館）・
山ノ内崇志（福島大学）・高村典子（国立環境研究所）・加藤 将（新潟大学教育学部）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

江津湖は、水流が緩やかな 2 つの湖部（上江津湖と下江津湖）とこれらをつなぐ流れの速い河川部（加勢川）で構成される河川膨張湖である。上江津湖は約 0.12 km^2、下江津湖は 0.35 km^2 の面積を持つ。水深は、上江津湖で平均水深 1.2 m（最大約 1.8 m）、下江津湖で平均水深 2 m（最大約 5.0 m）とされる。熊本地域地下水流動域の末端部にあり、多くの湧出地が点在し、流れの大半は湧水で占められるため、年間を通じて水温が一定（約 18～19℃）に保たれている。1960 年代には 1 日当たり約 80 万 m^3 の湧水量であったが、その後減少しており、現在では半量程度にまで落ち込んでいる。それにより水質の劣化が確認されている。

江津湖及びその周辺では、九州地方では珍しい北方系の種も含む約 380 種類の植物（陸生の種子植物、シダ植物を含む）がこれまでに報告されている。これらには、ヒラモ、ヒメバイカモといった全国的に希少な水生植物が含まれる。しかし、近年ではオオカナダモ、ホテイアオイ、ボタンウキクサ、ブラジルチドメグサ等の外来植物の侵入と分布拡大が著しいことでも知られている。

調査地点概要

2016 年 10 月 15 日～16 日に調査を実施した。水生植物相調査の地点は調査時の植生状況に基づき、水生植物が多くみられる場所に重点的に設定し、定点調査は上江津湖の 17 地点、補完調査は計 15 地点（上江津湖：7 地点、下江津湖：8 地点）で実施した（図 2-2-1-33）。また、定点調査地点の一部で水質測定を実施した。

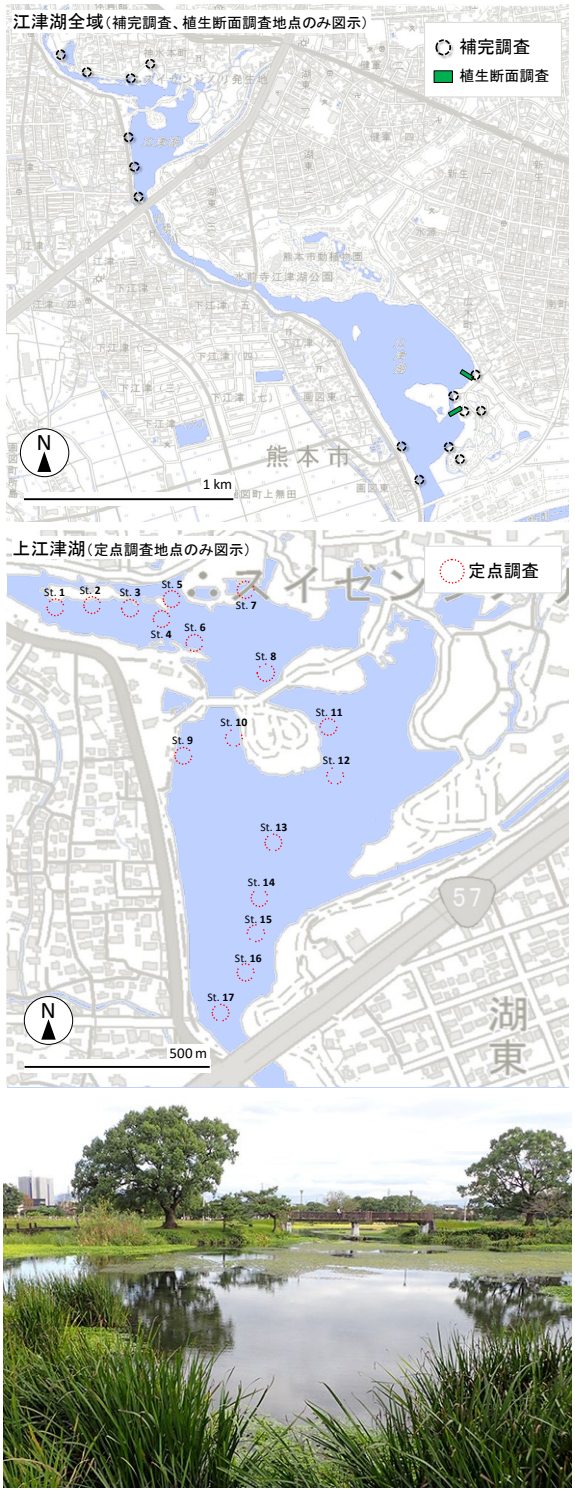


図 2-2-1-33. 江津湖サイトにおける水生植物調査実施地点の概略と景観. 上段：江津湖全域, 中段：上江津湖.

調査結果

計 44 種の水生植物が確認された（表 2-2-1-10）。湖内での定点調査では 15 種、湖辺で行った踏査による補完調査では 42 種が記録された。これらには環境省レッドリスト掲載種が 4 種含まれる。一方、外来種は 12 種（うち 4 種は特定外来生物）確認された。なお、付随的に記録した湿生植物・陸生植物を含めると合計 68 種が記録された。

上江津湖内の 17 地点で実施の定点調査では、全ての地点で生態系被害防止外来種リストにおける重点対策外来種に選定されているオオカナダモが確認され（図 2-2-1-34）、ほとんど全ての調査地点で水面まで達する大群落がみられた。次いで多く記録された 2 種は、特定外来生物であるブラジルチドメグサとボタンウキクサであった（図 2-2-1-34）。また、同じく特定外来生物であるオオフサモやナガエツルノゲイトウも一部の地点でみられた。沈水性の在来種（ササバモ、ヒラモ等）は、上江津湖の上流部や加勢川上流部といった、比較的流れが早い水域で確認され、分布は数地点に限られていた。また、通常は抽出～湿生形で生育することが多い種（ギシギシ、ヤナギタデ、カワヂシャ、オオバタネツケバナ等）が沈水形で生育する様子がみられ、湧水環境に特徴的な生育の様子が観察された。

表 2-2-1-10. 江津湖サイトで確認された水生植物

科名（※1）	和名	生育形	定点調査	補完調査	備考（※2）
ショウブ科	ショウブ	抽水		●	
	セキショウ	抽水	St. 3	●	
サトイモ科	アオウキクサ	浮遊	St. 9	●	
	アオウキクサ属の1種	浮遊	St. 2, 7, 11		
	コウキクサ	浮遊		●	
	ヒナウキクサ	浮遊		●	外来
	ボタンウキクサ	浮遊	St. 7, 9–16	●	外来（特定）
トチカガミ科	イバラモ	沈水		●	
	オオカナダモ	沈水	St. 1–17	●	外来（総対）
	ヒラモ	沈水	St. 1, 17	●	VU
ヒルムシロ科	ササバモ	沈水	St. 1–4, 6, 7, 17	●	
	ツツヤナギモ	沈水		●	
アヤメ科	キショウブ	抽水		●	外来（総対）
ミズアオイ科	ホテイアオイ	浮遊		●	外来（総対）
	*Pontederia*属の1種	（抽水）		●	園芸種
ガマ科	ガマ	抽水		●	
	ヒメガマ	抽水		●	
ミクリ科	ミクリ	抽水	St. 2, 6	●	NT
カヤツリグサ科	カサスゲ	抽水		●	
	サンカクイ	抽水		●	
	シュロガヤツリ	抽水		●	外来（総対）
	カヤツリグサ科の1種	（沈水）		●	
イネ科	キシュウスズメノヒエ	抽水		●	外来（総対）
	ツルヨシ	抽水		●	
	マコモ	抽水		●	
	ヨシ	抽水		●	
	イネ科の1種	（沈水）	St. 15		
キンポウゲ科	ヒメバイカモ	沈水		●	EN
アリノトウグサ科	オオフサモ	抽水	St. 1, 7	●	外来（特定）
ミソハギ科	ヒシ	浮葉		●	
アブラナ科	オオバタネツケバナ	抽水		●	
	オランダガラシ	抽水	St. 7	●	外来（総対）
タデ科	ヤナギタデ	抽水		●	
	ギシギシ（*）	（沈水）	St. 1	●	
ヒユ科	ナガエツルノゲイトウ	抽水	St. 14	●	外来（特定）
オオバコ科	カワヂシャ	抽水		●	NT
	ミズハコベ	浮葉		●	
ウコギ科	ウチワゼニクサ	抽水		●	外来（総対）
	ブラジルチドメグサ	抽水	St. 5–11, 13–16	●	外来（特定）
セリ科	セリ	抽水		●	
サンショウモ科	アカウキクサ属の1種	浮遊		●	
イノモトソウ科	ミズワラビ	抽水		●	
ウキゴケ科	ウキゴケ	浮遊		●	
	蘚類の1種	（沈水）	St. 2, 4	●	

＊　本調査の調査対象ではないが，江津湖の環境では沈水形で確認されたため水生植物として扱った．

※1 被子植物（APG 科順），シダ植物，コケ植物，大型藻類の順に示す．

※2 総対：総合対策外来種，特定：特定外来生物（環境省），EN：絶滅危惧ⅠB類，VU：絶滅危惧Ⅱ類，NT：準絶滅危惧（環境省レッドリスト 2018）．

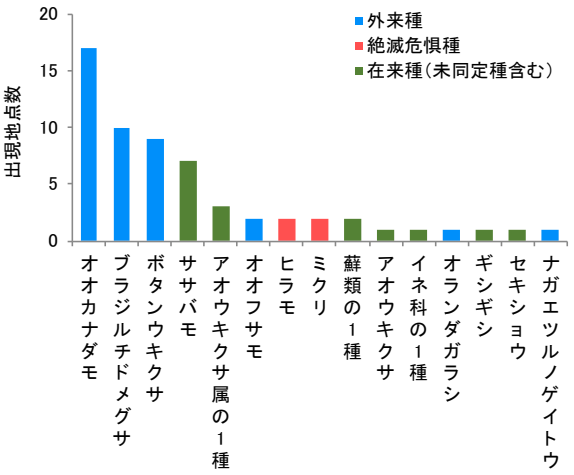


図 2-2-1-34. 定点調査（全 17 地点）における種の出現地点数．地点数の多い順に並べて表示．

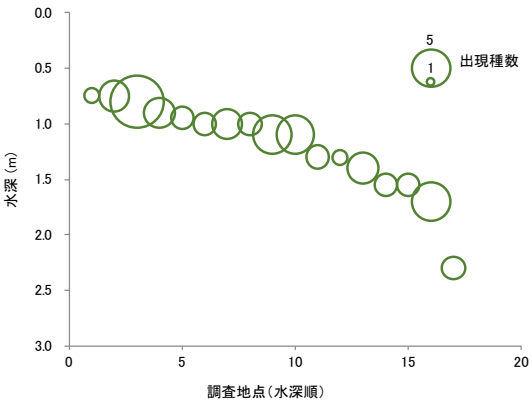


図 2-2-1-35. 定点調査における各調査地点の水深と出現種数．円の直径が出現種数を示す．

定点調査において、上江津湖で約 0.7～2.3 m の地点で実施した結果、全ての水深帯で水生植物が確認された（図 2-2-1-35）。江津湖におけるもっとも深い水深帯の湖底までオオカナダモが生育することが確認された一方、抽水植物のブラジルチドメグサは水面を這い、また、浮遊植物のボタンウキクサは水面に浮遊して上江津湖の沖まで分布していたことにより、これらの種も幅広い水深の調査地点で記録された。ササバモ、ヒラモ、オオフサモは、水深 1 m 程度の浅い場所で多く確認された。

上江津湖及び下江津湖の両方で実施した湖辺踏査（補完調査）では、主に抽水植物や浮遊植物が記録され、定点調査では確認されなかった 6 種の外来種が確認された。また、ヒメバイカモやツツヤナギモといった沈水植物が一部の地点で確認された（表 2-2-1-10）。ボタンウキクサとブラジルチドメグサが湖周の水面を覆う様子は、下江津湖においても全域でみられた。

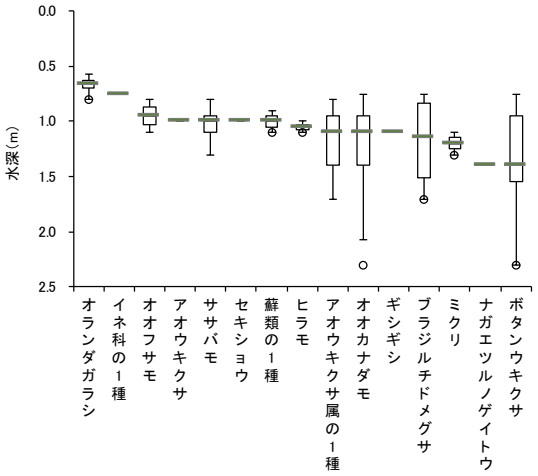


図 2-2-1-36. 定点調査において出現した種の分布水深．箱ひげ図における外れ値（○）は第 1 四分位数から四分位範囲の 1.5 倍を引いた値を下回っている要素と第 3 四分位数に四分位範囲の 1.5 倍を足した値を超える要素とした．緑色のバーは中央値を示す．

過去との比較

江津湖では、1929 年以降数多くの水生植物の調査報告があり、かつてはミズオオバコ（絶滅危惧 II 類）、ヒメビシ（絶滅危惧 II 類）、イトモ（準絶滅危惧）等の環境省レッドリスト掲載種を含む 25 種以上の沈水植物、浮葉植物が記録されていた。しかし、本調査で生育が確認された沈水性の在来種は、ヒラモ、ササバモ、イバラモ、ヒメバイカモに留まり、近年の調査（熊本市 2012）で確認されているホザキノフサモ、マツモ、エビモといった沈水植物、コバノヒルムシロといった浮葉植物、ミズユキノシタやコウホネといった抽水植物は確認されなかった。これらの内、ヒラモは昭和 10 年頃には江津湖の湖底を覆っていたとされるが、2004 年の時点においてわずかに残る程度まで減少しているとの報告がされており（大本ほか 2004）、本調査で確認された地点も上江津湖の限られた 2 地点のみであった。本調査で初めて確認されたツツヤナギモは、分布の実態が十分に把握されていない種として知られており（福岡・早川 2014）、江津湖で過去に記録されたヤナギモは、ツツヤナギモであった可能性がある。また、過去に江津湖で豊富に生育していたとされる車軸藻類や淡水紅藻類（カワモズク類、オキチモズク等）は、上江津湖上流でみられたタンスイベニマダラ（ベニマダラ科の紅藻類、準絶滅危惧）を除いて確認されなかった。

本調査で記録された 12 種の外来種の内、ウチワゼニクサ（重点対策外来種）以外の 11 種はこれまでに記録されている種であったが、ウチワゼニクサは 2013 年以降に江津湖で発見されたことが分かっており（山口瑞貴 私信）、本種は既に定着している可能性が高い。1970 年代前後に大繁茂した浮遊植物のホテイアオイの主な分布範囲は加勢川から下江津湖にかけてであった（九州環境管理協会 1989; 江津湖研究会 1991）。本調査で確認されたボタンウキクサやブラジルチドメグサは上江津湖おいても大繁茂している状況であり、浮葉性的な性質を持つ外来種が上江津湖にまで広がり、大繁茂していることが確認された。

注目・注視すべきこと

江津湖は、市街地の中にありながら、豊富な湧水により透明度の高い澄んだ水を湛える景勝地であり、全域が水前寺江津湖公園として親しまれている。その一方で、外来種の侵入が非常に顕著であることで全国的に知られ、本調査においても確認された水生植物の内約 3 割（44 種中 12 種）が外来種であるという、特筆すべき水生植物相を呈していた。また、種数の多さだけでなく、湖内及び湖辺で大繁茂する様子が確認されたことから、さらなる分布拡大と、在来種への影響が、江津湖全体において懸念される。さらに、最近定着したと考えられる種（ウ

チワゼニクサ）も確認されたことから、江津湖においては今後も新たな外来種が侵入し、定着する可能性がある。

ヒラモは、江津湖の水生植物相において特筆すべき水生植物である。1927 年に江津湖で採集された標本に基づいてセキショウモの新変種として記載された種であり（Miki 1934）、世界的に見て、阿蘇山麓の湧水で函養される熊本市とその周辺の地域に限って分布する。しかし、その後の湧水の減少や水質の悪化により各産地で減少、もしくは消滅しており、絶滅危惧 II 類に指定されている。本調査でも、江津湖におけるヒラモの分布が縮小している様子が捉えられたが、確認された地点では優占して生育する群落が観察された。しかしながら、その周囲にはブラジルチドメグサやボタンウキクサといった特定外来生物の群落が迫っており、またヒラモ群落の中にナガエツルノゲイトウ（特定外来生物）が侵入している様子も観察された。江津湖における在来種の減少及び生育域の縮小は、水生植物の減少の要因として全国的にみられている水質の悪化だけでなく、外来種の分布拡大による影響が大きい。今後、同様な環境が継続すれば、江津湖の在来種の減少は進行し、地域絶滅に繋がることが懸念される。

江津湖における環境保全は、水質等の物理的要素の改善、在来種の保全、そして外来種の駆除・防除といったさまざまな課題が関係する。熊本市は、江津湖にヒラモの保全区を設け、植栽等の域内保全を行っており、また、「江津湖地域における特定外来生物等による生態系等に係る被害の防止に関する条例」を 2016 年に制定し、外来魚（オオクチバス等）の捕獲や、ブラジルチドメグサ及びボタンウキクサの刈り取りといった駆除活動を行っている。本調査後の 2017 年 3 月頃、上江津湖・下江津湖ともにオオカナダモがほぼ消滅する現象がみられ（山口瑞貴 私信）、市役所や博物館へ市民からの問い合わせが相次ぎ、また、新聞報道がなされた。しかし、2018 年 12 月にはかなり回復し、江津湖の植生がダイナミックに変化していることが広く市民に知られる出来事となった。今後、本事業におけるモニタリングを継続し、より多くの人々に公表して江津湖の変化と現状を周知していくとともに、地域行政との情報共有や連携を検討していくことが重要になるだろう。

参考文献

馬場 美代子 (1981) 江津湖および周辺の植物. BOTANY (熊本記念植物採集会), 31:23-42

江津湖研究会 (1991) 江津湖荒廃の経緯と再生対策. 江津湖, (5):2-55

福岡 豪, 早川 宗志 (2016) F1 雑種ツツヤナギモ（ヒルムシロ科）の形態学的・分子遺伝学的研究. 分類, 162:115-129

椛田 聖孝, 岡本 智伸, 馬場 一尭, 馬場 美代子, 吉田 喜久子, 山城 學, 野方 俊介, 安部 元二, 宮本 末光 (1996) 植物編. 江津湖環境調査報告, 196-354

株式会社日水コン (1984) 江津湖浄化対策基本調査報告書.

環境庁自然保護局 (1979) 第 2 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁

環境庁自然保護局 (1987) 第 3 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁

環境庁自然保護局 (1991) 第 4 回自然環境保全基礎調査湖沼調査報告書. 環境庁

熊本県 (1931) 熊本県史蹟名勝天然記念物調査報告. 4

熊本市 (2012) 江津湖の植物. 江津湖環境調査報告書, 85-106

楠本 功一, 正元 和盛 (2004) 熊本市江津湖における草本植物相. 熊本大学教育学部紀要 自然科学, 7-16

九州環境管理協会 (1989) 昭和 63 年度加勢川河川環境整備調査基礎調査（財団法人九州環境管理協会委託）報告書（１）江津湖の植物, pp105

Miki S (1934) On fresh water plants new to Japan. Botanical Magazine, Tokyo, 48:326-337

新山 優子 (2002) 熊本市江津湖の藻類. 藻類, 50:27-28

大本 照憲, 平川 隆一, 竹本 重博, 原田 敬一郎 (2004) 江津湖における固有種ヒラモの生育環境改善. 水工学論文集, 48:1609-1614

志賀 隆, 藤井 伸二, 瀬戸 剛 (2009) 三木茂博士寄贈水草腊葉標本目録. 大阪市立自然史博物館

清水 正元 (1940) 水前寺並に江津湖の水生植物の生態. 植物及動物, 8:1794-1798

正元 和盛, 甲斐 数美 (1995) 熊本大学構内および江津湖における帰化植物の増加. 熊本大学教育学部紀要 自然科学, 1-13

水生植物調査の総括

出現種の特徴

各調査サイトの水生植物相を比較するため、クラスター分析を実施した。分析には、各調査サイトの各調査エリア（St.）にて確認された水生植物の在・不在データを用いた。「クラスターを特徴づける種類」の選択は IndVal 法に従った（Dufrene and Legendre 1977）。「クラスターを特徴づける種類」とは対象となる群集の特徴をよく代表する標徴種を指す。これらの解析には、R ver. 3.4.2 を用いた。

クラスター分析の結果、小川原湖サイトの St.8 を除き、調査サイト毎にクラスタリングされた（図 2-2-1-37）。クラスター分析では、江津湖サイトとその他の調査サイトで大きく分かれ、河口湖、ウトナイ湖、頸城湖沼群サイトで一つのクラスターを、伊豆沼・内沼、宍道湖、然別湖、琵琶湖、小川原湖サイトで一つのクラスターを形成した。

各調査サイトがまとまってクラスタリングされたことは、各湖沼で水生植物の種構成が異なっていることを示している。各湖沼の底質・水質等や、位置する地域の気候条件、外来種の定着状況等の差異により、それぞれの湖沼に特有の水生植物相を呈しているものと推察される。

今回の結果で特に注視すべきは、江津湖サイトが他の調査サイトと大きく異なる種構成となり、クラスターを特徴づける種として、外来種のブラジルチドメグサ、ボタンウキクサが抽出されていることである。江津湖サイトが他の調査サイトと大きく異なる種構成となっていたのは、これらの外来種が多く侵入・定着しているためと考えられる。今回の分析では各調査サイトでまとまりがみられたが、今後、外来種の侵入や地域に固有な種等が絶滅することで、調査サイトの水生植物相が均一化し、調査サイト毎のまとまりがみられなくなる等の変化が表れる可能性がある。今回の結果を基に、モニタリングを継続していくことで各調査サイトにおける水生植物相の変化を追跡できる可能性がある。

本事業で確認された種数は、166 種に上り、出現種数は、全サイトの中で琵琶湖サイトが 59 種ともっとも多く（図 2-2-1-38B）、次いで頸城湖沼群サイトが 54 種であった（図 2-2-1-38B）。確認された環境省レッドリスト掲載種の数がもっとも多かったのは、河口湖サイトの 9 種で、次いで頸城湖沼群サイトの 8 種であった（図 2-2-1-38B）。外来種は、江津湖サイトで 12 種ともっとも多く、次いで琵琶湖サイトで 7 種が確認された（図 2-2-1-38B）。

琵琶湖サイトで多くの種が確認された理由として、長い歴史を有する古代湖であるため、固有種が多いこと、日本最大の湖沼である琵琶湖は湖岸延長線が長く、さまざまな環境を有するため、多様な種が生育できることが考えられる。また、多くの外来種が侵入していたことも確認種数が多かったことに関係しているだろう。

頸城湖沼群サイトの湖沼で種の多様性が高い理由として、志賀・石澤（2002）では、各湖沼の湖岸形状が複雑に入り組み、湖岸延長が長く、さまざまな環境を有していること、冷水を好む北方系の種や貧～中栄養の水域を好む種が多く生育していることを挙げている。新潟県の砂丘列に湛水して形成された頸城湖沼群は、基本的に富栄養型の湖沼だが、一部で湧水が湖沼に流れ込んでいる。それにより、各湖沼内で多様な環境が生まれ、湧水の影響を受ける場所では東北や北海道に分布する北方系の種や貧～中栄養の水域を好む種が、それ以外の場所では本州中部や西部に分布する種が生育し、種の多様性が高くなっているのだろう。

河口湖サイトと頸城湖沼群サイトで確認された環境省レッドリスト掲載種の数が多かったのは、車軸藻類の出現種数が多かったことに起因する。車軸藻類は全国的に減少しており（Watanabe et al. 2005）、日本で記録されているほとんどの種が絶滅危惧種とされている。これらの調査サイトでは車軸藻類が生育できる環境が比較的多く残っていると考えられる。

江津湖サイトと琵琶湖サイトで外来種が多く出現したのは、両湖沼共に都市部の人口密集地に近接しているため、外来種が持ち込まれやすい状況にあるということが主要な要因のひとつである可能性が考えられる。

本事業での確認種の生育形に着目すると、抽水植物（67 種）と沈水植物（63 種）が大部分を占めていた（図 2-2-1-38C）。ほぼすべての調査サイトで沈水植物と抽水植物が構成種の大部分を占めていたが、伊豆沼・内沼サイトでは沈水植物の種数が他の調査サイトに比べて著しく少なかった（図 2-2-1-38D）。

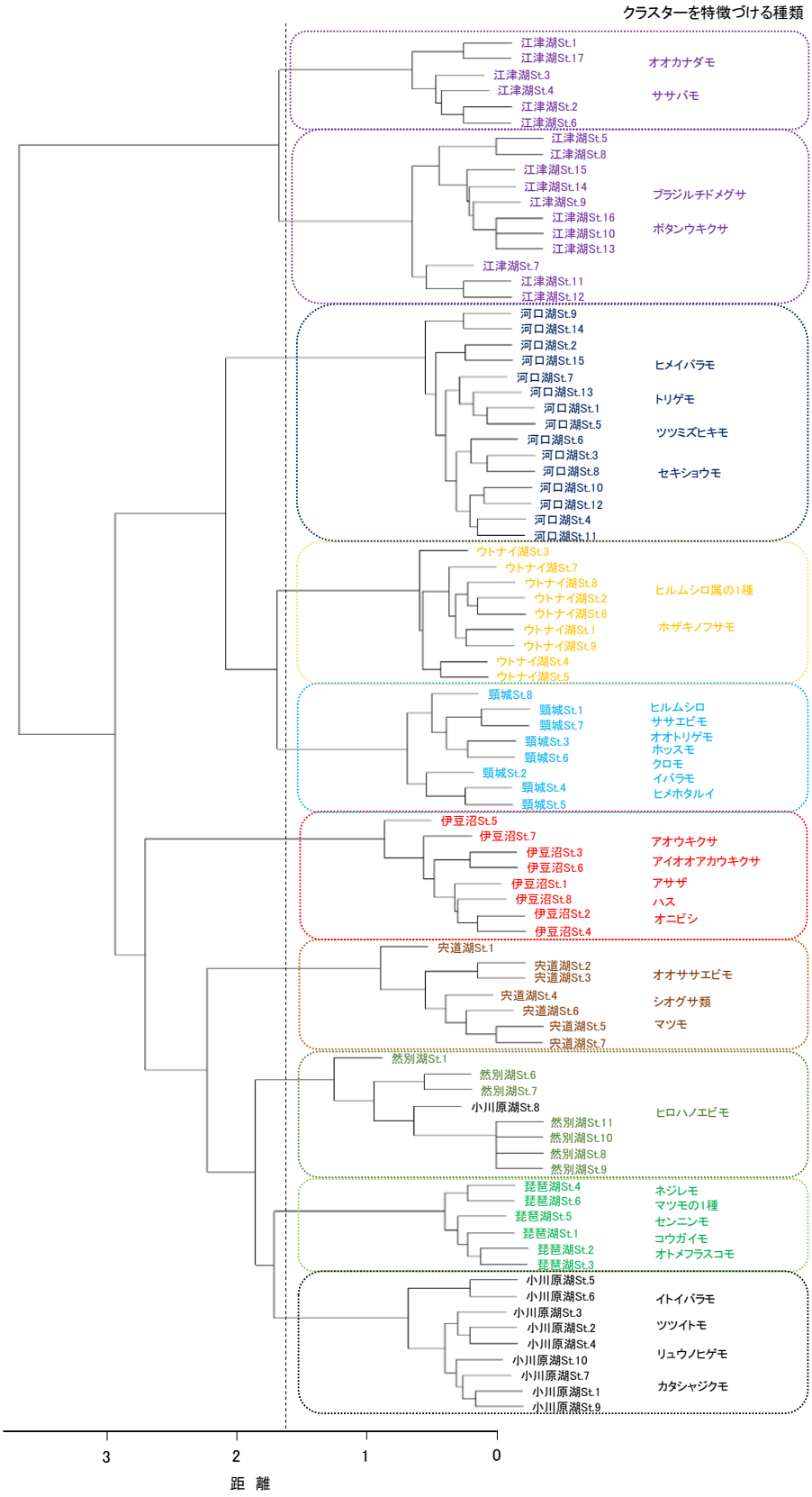


図 2-2-1-37. 各調査サイトの各調査エリア（St.）にて確認された水生植物の在・不在データを用いたクラスター分析の結果．Morisita-Horn 非類似度指数を距離とし，Ward 法で作成．クラスターを特徴づける種類は IndVal 分析により求めた．

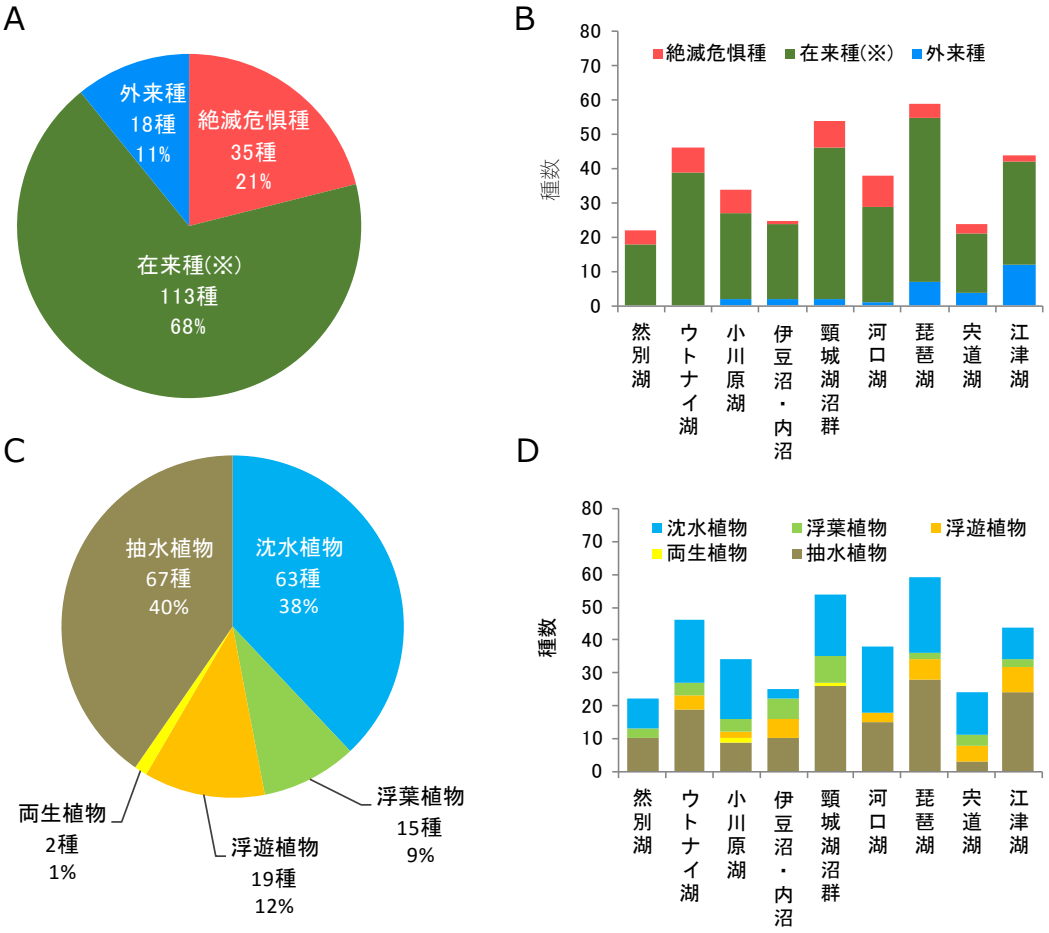


図 2-2-1-38. 水生植物調査において確認された種数と割合．A: 全種数における外来種・絶滅危惧種・在来種の種数と割合．B: 各サイトにおける外来種・絶滅危惧種・在来種の種数．C: 全種数における生育形毎の種数と割合．D: 各サイトにおける生育形毎の種数．※在来種数は未同定種を含めて計数.

伊豆沼・内沼サイトでは、かつて多くの沈水植物が生育していたが（牧田 1973）、2000 年以降の調査では沈水植物が激減していることが報告されている（山本ほか 2010; 横山ほか 2013）。近年、ハスが湖面を覆いつくすほどに繁茂し、湖内への太陽光の照射を妨げていること等の要因により沈水植物が減少したと考えられている（伊豆沼・内沼自然再生協議会 2009）。伊豆沼・内沼では、刈り払いによってハス群落の抑制方法が開発されており、今後は効果の検証も含めてモニタリングを継続していく必要がある。

調査で確認された外来種

今回、調査を実施した 9 サイトで、18 種の外来種が確認された（表 2-2-1-11）。コカナダモが 4 サイトともっとも多くの調査サイトで確認された。次いでオオカナダモとキショウブが 3 サイトで確認された。

コカナダモとオオカナダモは、共に常緑の多年生沈水植物である（角野 2014）。コカナダモは、北米から戦前に植物生理学の実験用に持ち込まれたといわれている（角野 2014）。本調査では、小川原湖、河口湖、琵琶湖、宍道湖サイトで確認されたが（表 2-2-1-11）、調査サイト内で優占している様子はみられなかった。オオカナダモは、南米原産で、植物生理学の実験用に持ち込まれた（角野 2014）。本種は、琵琶湖、

宍道湖、江津湖サイトで確認され（表 2-2-1-11）、特に江津湖サイトでは、調査を行った 17 調査地点の全てで確認された最優占種であった。コカナダモ、オオカナダモは、切れ藻による栄養繁殖で急速に分布を広げており、今後のモニタリングでも注視していかなければならない。

キショウブは、浅い水域に生育する多年生の抽水植物で、明治時代にユーラシア大陸西部より観賞用として導入された（角野 2014）。本種は、小川原湖、琵琶湖、江津湖サイトで確認されたが（表 2-2-1-11）、これらの調査サイトでは補完調査にて記録されており、生物量は不明である。本種は、繁殖力が旺盛で各地で野生化しており、本事業での調査サイトでも群落の拡大が懸念される。

江津湖サイトでは、確認された 44 種の内、27%に当たる 12 種が外来種で、他の調査サイトに比べて外来種の侵入・定着が顕著であった（図 2-2-1-39）。特に上江津湖では、ボタンウキクサやのブラジルチドメグサが大繁茂していた。ボタンウキクサは、熱帯・亜熱帯域に分布している浮遊植物で、1990 年以降に観賞植物として日本で広がり、野生化した（角野 2014）。ブラジルチドメグサは、南米原産の浮葉ー抽水植物でアクアリウムプランツとして流通していたのもが逸出し、野生化した（角野 2014）。これまで、下江津湖では外来浮遊植物のホテイアオイが繁茂していることが知られていたが、本調査で、上江津湖にまで外来の浮遊・浮葉植物が広がっていることが確認された。

伊豆沼・内沼サイトでアイオオアカウキクサが確認された。本種は、北米原産のニシノオオアカウキクサとアメリカオオアカウキクサの人工雑種で（志賀ほか 2018）、浮遊植物である。本種の伊豆沼・内沼への侵入は、2009 年に初めて確認されている（横山ほか 2010）。本調査で

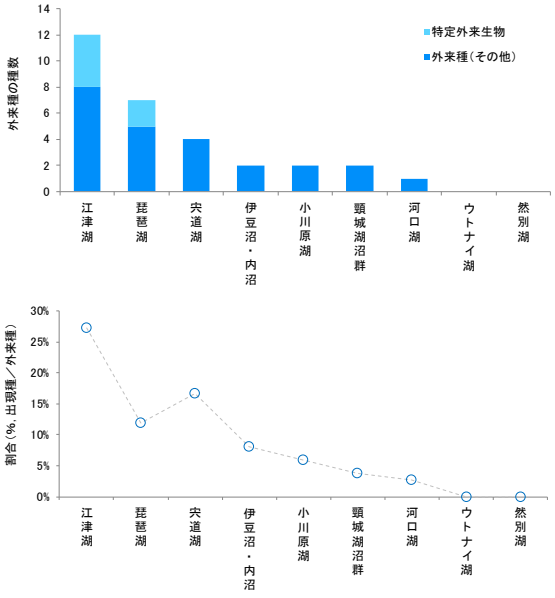


図 2-2-1-39. 水生植物調査において確認された外来種の種数と割合. 上段: 各サイトにおいて確認された外来種数. 下段: 各サイトにおける全確認種数に対する外来種の割合.

表 2-2-1-11. 水生植物調査で確認された外来種

外来生物法（※1）	生態系被害防止外来種リスト（※2）	種名	原産地	然別湖	ウトナイ湖	小川原湖	伊豆沼・内沼	頸城湖沼群	河口湖	琵琶湖	宍道湖	江津湖
特定外来生物	緊急対策外来種	オオフサモ	南米	–	–	–	–	–	–	●	–	●
		ナガエツルノゲイトウ	南米	–	–	–	–	–	–	●	–	●
		ブラジルチドメグサ	南米	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		ボタンウキクサ	南アフリカ	–	–	–	–	–	–	–	–	●
未指定	重点対策外来種	アマゾントチカガミ	南米	–	–	–	–	–	–	–	●	–
		ウチワゼニクサ	北米	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		オオカナダモ	南米	–	–	–	–	–	–	●	●	●
		オランダガラシ	欧州～中央アジア	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		キショウブ	欧州～西アジア	–	–	●	–	–	–	●	–	●
		コカナダモ	北米	–	–	●	–	–	●	●	●	–
		シュロガヤツリ	マダガスカル	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		チクゴスズメノヒエ	北米南部	–	–	–	–	–	–	●	–	–
		ハゴロモモ	北米東南部	–	–	–	●	–	–	–	●	–
		ホテイアオイ	南米	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		園芸スイレン	園芸品種	–	–	–	–	●	–	–	–	–
	その他の総合対策外来種	キシュウスズメノヒエ	北米	–	–	–	–	–	–	●	–	●
	指定なし	アイオオアカウキクサ	人工雑種	–	–	–	●	–	–	–	–	–
		ヒナウキクサ	南米	–	–	–	–	–	–	–	–	●

※1 外来生物法（正式名称：特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律．平成 28 年 4 月 1 日施行）により，規制・防除の対象として指定されている外来種.

※2 生態系被害防止外来種リスト（正式名称：我が国の生態系等に被害を及ぼすおそれのある外来種リスト．環境省及び農林水産省．平成 27 年 3 月 26 日公表）により指定された，総合対策外来種（定着が確認されており，総合的に対策が必要な外来種）内の細目．重点対策外来種：甚大な被害が予想されるため，対策の必要性が高い外来種．緊急対策外来種：対策の緊急性が高く，積極的に防除を行う必要がある外来種.

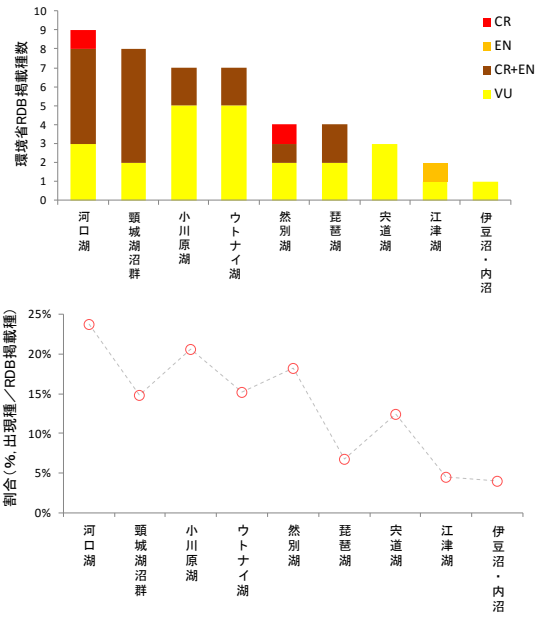


図 2-2-1-40. 水生植物調査において確認された絶滅危惧種の種数と割合. 上段: 各サイトにおいて確認された絶滅危惧種数. 下段: 各サイトにおける全確認種数に対する絶滅危惧種の割合.

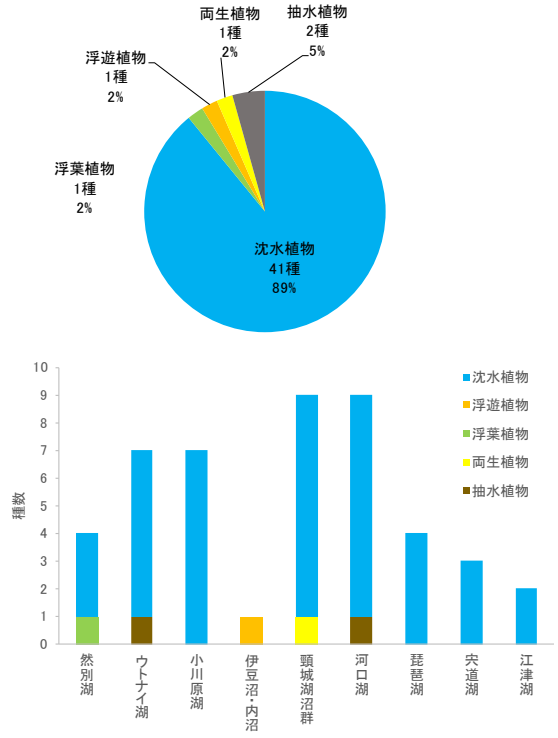


図 2-2-1-41. 水生植物調査において確認された絶滅危惧種の生育形. 上段: 各サイトにおいて確認された生育形とその割合. 下段: 各サイトにおける種数と生育形.

は多くの調査地点で本種が確認され、伊豆沼・内沼サイトの優占種となっており、湖内での分布が顕著に拡大していた。

2015 年に実施した本事業での調査により、宍道湖では初めて外来種のアマゾントチカガミが確認された。アマゾントチカガミは、南米原産の浮遊植物である。宍道湖サイトでは、補完調査地点のひとつである境川河口域で確認された。本種は、汽水環境でも生育が可能であることが報告されているため、湖内への侵入が強く懸念される。

調査で確認された絶滅危惧種

本事業の調査により、維管束植物と車軸藻類を合せて 23 種の絶滅危惧種が確認された（表 2-2-1-12）。維管束植物では、ササエビモとトリゲモが共に 3 サイトと、もっとも多くの調査サイトで出現した。車軸藻類では、シャジクモが 7 サイトと、もっとも多くの調査サイトで確認された。ササエビモは、エゾヒルムシロとヒロハノエビモの雑種と考えられている沈水植物で、冷涼地に分布する（角野 2014）。本事業での調査でも、高緯度に位置する調査サイト（ウトナイ湖、小川原湖サイト）と、湧水が流れ込む頸城湖沼群サイトで確認された（表 2-2-1-12）。トリゲモは、日本以外に世界的にも温帯から熱帯にかけて広く分布する沈水植物である（角野 2014）。本事業での調査では、小川原湖、河口湖、琵琶湖サイトで確認された（表 2-2-1-12）。なお、ササエビモとトリゲモは、本事業の調査によって小川原湖で初めて確認された。シャジクモは、日本の湖沼や水田、溜池に広く分布する（志賀ほか 2018）。本事業の調査では、伊豆沼・内沼、江津湖サイトを除くすべての調査サイトで確認された（表 2-2-1-12）。

然別湖サイトでは、カラフトグワイが確認された。本種は、然別湖と岩手県の夜沼にのみ残存する希少浮葉植物である（Shiga et al. 2017）。かつては、釧路地方にも産していたが、現在ではほぼ絶滅したと考えられている。然別湖でもウチダザリガニの影響等により減少し、鹿追町や環境省によりウチダザリガニ駆除等が進められている。ウチダザリガニの駆除効果の検証も含めて、引き続き然別湖サイトでのカラフトグワイの生育状況をモニタリングしていく必要がある。

本事業の調査で確認された絶滅危惧種の生育形を見ると、沈水植物が圧倒的に多く（図 2-

表 2-2-1-12. 水生植物調査で確認された環境省レッドリスト 2018 掲載種

	ランク	種名	然別湖	ウトナイ湖	小川原湖	伊豆沼・内沼	頸城湖沼群	河口湖	琵琶湖	宍道湖	江津湖
維管束植物	絶滅危惧IA類	カラフトグワイ	●	–	–	–	–	–	–	–	–
		ヒメイバラモ	–	–	–	–	–	●	–	–	–
	絶滅危惧IB類	ヒメバイカモ	–	–	–	–	–	–	–	–	●
	絶滅危惧II類	イトイバラモ	–	●	●	–	–	–	–	–	–
		ササエビモ	–	●	●	–	●	–	–	–	–
		サンショウモ	–	–	–	●	–	–	–	–	–
		スジヌマハリイ	–	–	–	–	–	●	–	–	–
		ツツイトモ	–	–	●	–	–	–	–	●	–
		トリゲモ	–	–	●	–	–	●	●	–	–
		ヌマゼリ	–	●	–	–	–	–	–	–	–
		ヒラモ	–	–	–	–	–	–	–	–	●
		ホソバヒルムシロ	●	●	–	–	–	–	–	–	–
		ミズオオバコ	–	–	–	–	–	–	–	●	–
車軸藻類	絶滅危惧I類	キヌフラスコモ	–	–	–	–	●	●	●	–	–
		アメリカシャジクモ	–	–	–	–	●	–	–	–	–
		イトシャジクモ	–	–	–	–	●	–	–	–	–
		オオシャジクモ	–	–	–	–	–	●	–	–	–
		オトメフラスコモ	–	–	●	–	●	●	●	–	–
		カタシャジクモ	●	●	●	–	–	●	–	–	–
		ハデフラスコモ	–	–	–	–	●	–	–	–	–
		ヒメフラスコモ	–	●	–	–	–	–	–	–	–
		ホシツリモ	–	–	–	–	●	●	–	–	–
	絶滅危惧II類	シャジクモ	●	●	●	–	●	●	●	●	–

2-1-41 上段)、調査サイト毎にまとめたグラフを見ても、伊豆沼・内沼サイトを除く調査サイト全てで、確認された絶滅危惧種の中で沈水植物が占める割合が大きかった（図 2-2-1-41 下段)。これは、車軸藻類の多くが絶滅危惧種に指定されていること、本事業での調査対象が天然湖沼であることが関係していると考えられる。すなわち、車軸藻類をはじめとした希少沈水植物は比較的水深の深い湖沼のような環境に生育しているものが多く（角野 2014)、絶滅危惧種に指定されている抽水植物は、溜め池や休耕田、池沼といった比較的水深の浅い環境に生育しているものが多いことが関係しているだろう。

参考文献

Dufrene M, Legendre P (1977) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67:345-366

伊豆沼・内沼自然再生協議会 (2001) 伊豆沼・内沼自然再生全体構想 伊豆沼・内沼らしさの回復～かえってこい、ひと・みず・いきもの～. 伊豆沼・内沼自然再生協議会, 宮城

角野 康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版, 東京

牧田 肇 (1973) 伊豆沼湖沼群の水生植物群落. (日本自然保護協会 編) 伊豆沼湖沼群学術調査報告書. 26-29, 日本自然保護協会, 東京

志賀 隆, 石澤 進 (2002) 新潟県頸城湖沼郡の水生・湿生植物相. 水草研究会会報, 74:1-22

Shiga T, Kato S, Usuba M, Yamanouchi T, Kurazono T, Hirasawa Y, Yamazaki M (2017) Genetic identification of *Sagittaria natans* (Alismataceae) from Lake Yonuma (Iwate Prefecture) as a new locality in Japan. 植物研究雑誌, 92:184-192

志賀 隆, 首藤 光太郎, 横川 昌史, 加藤 将, 稗田 真也, 倉園 知広, 山ノ内 崇志 (2018) 関西の水草. 大阪市立自然史博物館, 大阪

Watanabe MM, Nozaki H, Kasaki H, Sano S, Kato N, Omori Y, Nohara S (2005) Threatened states of the Charales in the lakes of Japan. In Kasai F, Kaya K, Watanabe MM (eds.) Algal Culture Collections and the Environment. 217-236, Tokai University Press, Kanagawa

山本 峰大, 中井 静子, 嶋田 哲郎, 藤本 泰文, 進東 健太郎, 横山 潤 (2010) 伊豆沼・内沼における沈水植物の分布と生育状況. 伊豆沼・内沼研究報告, 4:25-31

横山 潤, 中井 静子, 嶋田 哲郎 (2010) 伊豆沼から新たに記録されたアカウキクサ属植物. 伊豆沼・内沼研究報告, 4:19-24

横山 潤, 藤本 泰文, 嶋田 哲郎, 進東 健太郎, 牧野 崇司, 吉田 政敬, 高橋 睦美, 武浪 秀子 (2013) 詳細な踏査によって明らかとなった伊豆沼の沈水植物の生育状況. 伊豆沼・内沼研究報告, 7:39-45

2）淡水魚類調査

（1）伊豆沼・内沼サイト

藤本泰文（宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

伊豆沼・内沼は、宮城県栗原市と登米市にまたがる淡水の堰止湖である。富栄養湖で、伊豆沼は、面積 2.89 km^2、平均水深 0.8 m、最大水深 1.3 m、海抜高度 7 m、内沼は湖面積 1.22 km^2、平均水深 0.8 m、最大水深 1.6 m である（田中 2004）。伊豆沼への流入河川は、荒川と照越川、内沼への流入河川は、八沢川と太田川で、内沼は浄土川を通じて伊豆沼に流入し、伊豆沼から下流に流出する。

伊豆沼は「伊豆沼・内沼の鳥類およびその生息地」として国の天然記念物に指定されているほか、県自然環境保全地域、国指定伊豆沼鳥獣保護区（特別保護地区）にも指定されている。

伊豆沼・内沼とその流域からは 36 種の淡水魚類が報告されている（藤本ほか 2008）。東日本平野部の魚類相の特徴を有し、東日本の固有種であるゼニタナゴ、タナゴ、シナイモツゴを中心に、在来のコイ科やナマズ科魚類が生息する。外来種は国内・国外外来種あわせて 14 種が確認されている。

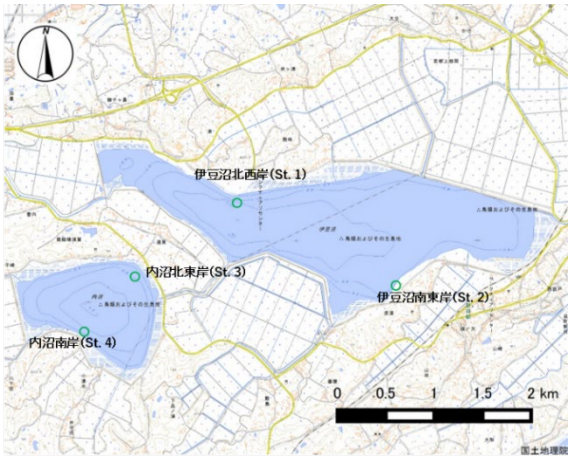


図 2-2-2-1. 伊豆沼・内沼サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

調査地点概要

調査地点は、伊豆沼・内沼の 4 地点に設定した（図 2-2-2-1）。伊豆沼北西岸（St. 1）は、遠浅の砂地であり、岸辺にヨシ群落が数 m の幅で生育している。伊豆沼南東岸（St. 2）は、遠浅の砂地であり、岸辺にヨシ群落が数 m の幅で生育している。内沼北東岸（St. 3）の底質は砂泥から泥であり、岸辺にはヨシ群落が数 m の幅で生育しているが、群落がパッチ状であり、株立ちしているものがみられる。内沼南岸（St. 4）の底質は砂泥であり、岸辺にはヨシやショウブ、マコモが数 m から十数 m の幅で生育している。

1 回目の調査を 2015 年 7 月 16 日～31 日、2 回目調査を 2015 年 11 月 13 日～26 日に実施し、St. 1-4 で、定置網をそれぞれの調査で 4 回（3～4 日間）ずつ設置した。定置網は、誘導網（目合い 3 mm）の長さが 25 m、袋網（直径 50 cm、目合い 4 mm）の長さが 4 m である。投網・タモ網を用いた補完調査は実施しなかった。

なお、本サイトでは、各種の湿重量については記録していないため、結果については個体数のみを示す。

調査結果

7 月と 11 月に実施した調査の結果、22 種の魚類が確認された（表 2-2-2-1）。この内「環境

表 2-2-2-1. 伊豆沼・内沼サイトで採集された魚類とその個体数（平均±標準偏差）

和名	1回目調査（7月）					2回目調査（11月）					備考（※1）
	St.1	St.2	St.3	St.4	1回目調査の平均	St.1	St.2	St.3	St.4	2回目調査の平均	
コイ	–	–	9.3±7.7	3.9±4.5	3.3±5.6	0.3±0.5	–	0.8±1.5	0.3±0.5	0.3±0.8	
フナ属の複数種	28.1±26.0	–	6.6±7.8	–	8.7±17.0	3.2±6.4	–	–	0.8±1.5	1.0±3.3	
カネヒラ	6.0±11.2	–	–	0.3±0.5	1.6±5.7	0.3±0.5	–	–	–	0.1±0.3	国内
ゼニタナゴ	–	–	0.3±0.5	–	0.1±0.3	0.3±0.5	0.3±0.5	1.5±1.3	1.3±1.9	0.8±1.2	CR
タイリクバラタナゴ	70.3±52.0	0.3±0.5	25.0±9.7	5.5±11.1	**25.3±37.4**	159.0±95.1	2.5±5.0	431.8±278.1	532.1±379.6	**281.4±306.0**	国外
ハス	–	–	–	–	–	–	–	1.0±2.0	–	0.3±1.0	VU・国内
オイカワ	0.8±1.0	–	–	–	0.2±0.6	132.7±49.9	1.5±1.3	–	0.3±0.5	33.6±63.2	国内
ウグイ	–	3.4±4.0	–	–	0.9±2.4	–	–	–	–	–	
モツゴ	425.4±364.6	139.6±83.1	1524.6±616.7	897.2±642.4	**746.7±692.7**	1416.5±1047.8	140.2±87.0	5241.4±2092.3	3520.5±2871.2	**2579.6±2611.2**	国内
ビワヒガイ	57.0±113.9	–	3.2±6.4	–	15.0±56.8	–	–	–	–	–	国内
タモロコ	727.1±456.6	126.6±108.6	1003.4±530.0	237.4±238.4	**523.6±497.9**	176.4±219.7	31.3±30.9	473.0±249.6	78.1±52.1	**189.7±233.0**	国内
ニゴイ	2.9±5.7	–	–	–	0.7±2.9	–	–	4.8±9.7	–	1.2±4.8	
ゼゼラ	3.8±7.6	–	6.6±7.8	–	2.6±5.7	2.8±4.9	0.3±0.5	2.3±1.3	–	1.3±2.6	VU・国内
ドジョウ	–	–	–	–	–	–	–	–	0.3±0.5	0.1±0.3	NT
ワカサギ	–	0.3±0.5	4.4±7.5	–	1.2±3.9	1.0±1.4	0.3±0.5	–	–	0.3±0.8	
ミナミメダカ	–	–	–	–	–	–	–	0.5±1.0	0.3±0.5	0.2±0.5	VU
ブルーギル	–	0.3±0.5	0.8±1.0	–	0.3±0.6	–	–	–	–	–	国外
オオクチバス	33.7±28.3	11.4±1.8	15.4±9.8	–	15.1±18.4	–	–	–	–	–	国外
ジュズカケハゼ	–	14.8±29.7	–	–	3.7±14.8	–	–	–	–	–	NT
トウヨシノボリ類	0.3±0.5	1.4±2.8	3.5±6.3	1.0±2.0	1.5±3.4	14.6±26.0	–	94.8±102.9	26.9±34.8	34.1±62.5	
ヌマチチブ	16.1±20.8	25.7±21.3	23.3±29.1	6.3±10.6	17.9±20.7	5.0±8.7	0.8±1.0	24.6±35.5	10.6±14.1	10.2±19.8	
カムルチー	3.5±6.9	–	–	–	0.9±3.5	–	–	–	–	–	国外

1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数上位 3 位を赤字で示す．

※1 国外：国外外来種，国内：国内外来種，CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧，DD：情報不足（環境省レッドリスト 2018）．

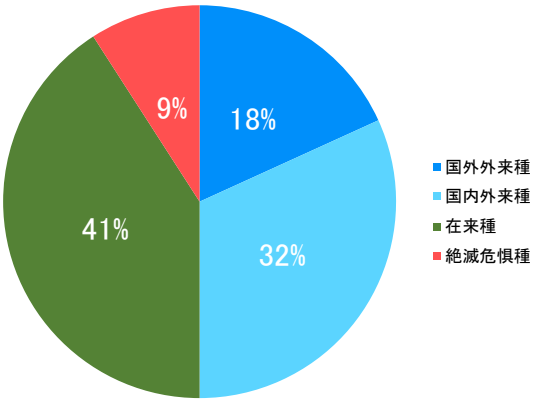


図 2-2-2-2. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合．絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリスト 2018 の絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す．

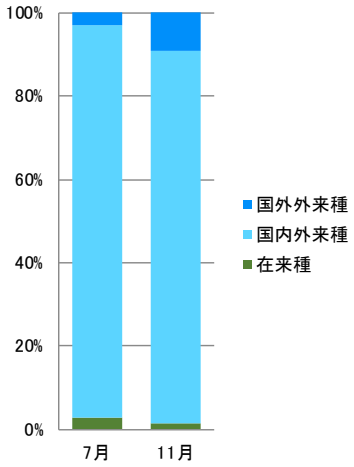


図 2-2-2-3. 定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数比．

省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、ゼニタナゴ（絶滅危惧 IA 類）、ミナミメダカ（絶滅危惧 II 類）、ドジョウ、ジュズカケハゼ（準絶滅危惧）の 4 種であった。一方、国外外来種は、オオクチバス、ブルーギル、カムルチー、タイリクバラタナゴの 4 種、国内外来種は、カネヒラ、ハス、オイカワ、モツゴ、タモロコ、ゼゼラ、ビワヒガイの 7 種であった。確認された 22 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-2 に示す。定置網 1 基（1 回）当たりの平均個体数は、モツゴがもっとも多く（1,663.2 個体）、次いでタモロコ（356.6 個体）、タイリクバラタナゴ（153.3 個体）の順であった。

7 月調査では、19 種が確認され、平均個体数は、モツゴがもっとも多く（746.7 個体）、次いでタモロコ（523.6 個体）、タイリクバラタナゴ（25.3 個体）の順であった（表 2-2-2-1）。

11 月調査では、採集された平均個体数は、モツゴがもっとも多く（2,579.6 個体）、次いでタイリクバラタナゴ（281.4 個体）、タモロコ（189.7 個体）の順であった（表 2-2-2-1）。

在来種、国内外来種、国外外来種の平均個体数比率は 7 月調査で順に、2.8%、94.2%、3.0%、11 月調査で順に、1.5%、89.5%、9.0%であった（図 2-2-2-3）。

過去との比較

伊豆沼・内沼における過去の定量的な魚類調査の一つとして、高橋ほか（2001）がある。この報告では、1996 年以降にオオクチバスが増加し、ゼニタナゴ等の在来魚を含む沼の魚類相が深刻な被害を受けたことが報告された。本調査でもオオクチバスが確認され、魚類への影響が懸念された。また、藤本ほか（2007）で沼への侵入が報告されたブルーギルも確認され、定着していることが示された。このように侵入した外来魚の定着が確認された一方で、魚類の回復傾向も示されており、高橋ほか（2001）では定置網 1 枚当たり数十個体の魚類しか捕獲されていなかった時もあったが、今回は数百個体以上に増加しており、2004 年から継続して実施されている外来魚防除活動が成果を挙げていると考えられた。また、絶滅危惧種のゼニタナゴが 19 年振りに確認され、2006 年の時点（藤本ほか 2008）では確認されていなかったジュズカケハゼも確認された。このように、過去の調査結果と比較すると、伊豆沼・内沼の魚類相は、1990 年代のオオクチバスによる深刻な被害から、外来魚防除活動に伴い回復していることが、今回の結果から言えるだろう。その一方で、モツゴやタモロコといった国内外来魚が捕獲した魚類の 90%以上を占める点や、2000 年（高橋ほか 2001）や 2006 年の調査（藤本ほか 2008）では沼で確認されていたタナゴが、本調査では確認されなかった点等、魚種組成がオオクチバス増加以前のものと同じではないことは、外来魚防除活動に伴う生態系復元の在り方を考える上で重要な事例の一つとなるだろう。

注目・注視すべきこと

モニタリング調査をする上で、調査の手法や努力量が適切かどうかは重要である。本調査では、湖岸延長が約 20 km ある伊豆沼・内沼を対象に、4 地点に設置した定置網で魚類の回収を 4 回行った。同様の調査を行った藤本ほか（2008）と比較すると、2006 年も本調査でも捕獲された魚種数は 22 種で同じであった。この内 2006 年のみ確認された魚種はニホンウナギ、タナゴ、ナマズとシロサケの 4 種であった。また、本調査でのみ確認された種はブルーギル、ゼニタナゴ、ミナミメダカとジュズカケハゼの 4 種であった。これら 8 種の内、ニホンウナギ、ナマズ、シロサケといった、定置網での捕獲が不安定と考えられる種を除くと、その出現の有無は、外来魚の増加（ブルーギル）、沼内個体群の消失（タナゴ）、防除活動に伴う回復（ゼニタナゴ・ジュズカケハゼ・ミナミメダカ）といった、沼内の魚類相の変化が影響した結果ではないかと考えた。調査努力量や定置網の設置時期の違い等はあるものの、定置網による調査は、ニホンウナギ等の捕獲し難い魚種を除き、魚類相を評価する上では適切な手法ではないかと考えられた。

また、絶滅危惧種であるゼニタナゴの 19 年振りの再確認は、地元の新聞社にも記事として掲載され、社会的にも注目された。外来魚防除活動等の自然保護活動は、主に官公庁や NPO の事業、あるいはボランティア活動によって実施されるため、社会的な関心に応えることも重要である。社会への成果発信の基礎データとしても、このような長期的なモニタリングは、重要であることが本研究で示された。

参考文献

藤本 泰文, 川岸 基能, 進東 健太郎 (2007) 伊豆沼・内沼集水域内のため池で確認されたブルーギル *Lepomis macrochirus* とその流出. 伊豆沼・内沼研究報告, 1:21-26

藤本 泰文, 川岸 基能, 進東 健太郎 (2008) 伊豆沼・内沼集水域の魚類相: 在来種と外来種の分布. 伊豆沼・内沼研究報告, 2:13-25

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋

高橋 清孝, 小野寺 毅, 熊谷 明 (2001) 伊豆沼・内沼におけるオオクチバスの出現と定置網魚種組成の変化. 宮城県水産研究報告, 1:111-119

(2) 西浦古渡サイト

松崎慎一郎（国立環境研究所）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

霞ヶ浦は、茨城県の南東部に位置する淡水の海跡湖である（田中 2004）。西浦、北浦、外浪逆浦等からなる富栄養湖で、全面積は 220 km^2 と日本で 2 番目に大きな湖である。狭義の霞ヶ浦は西浦を指し、面積 170.57 km^2、平均水深 3.4 m、最大水深 7.3 m、海抜標高 0.2 m である（田中 2004）。西浦への流入河川数は 33、流出河川数は 1 である（田中 2004）。

西浦は、水郷筑波国定公園内に位置しており、これまでに約 40 種の淡水魚類が報告されている（小沼 1983; 萩原・熊谷 2007; 荒山ほか 2012; 萩原 2017; 国立環境研究所 2018 http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/contents/datalist.html、2018 年 9 月 18 日確認）。西浦には、クルメサヨリ、ニホンウナギ等の絶滅危惧種が生息する一方、オオタナゴやハクレン、ダントウボウ、コウライギギ、チャネルキャットフィッシュ、オオクチバス、ブルーギル等の国外外来種に加え、ゲンゴロウブナ、ハス、ワタカ、ゼゼラ等の国内外来種も侵入・定着している（萩原・熊谷 2007; 荒山ほか 2012; 萩原 2017; 国立環境研究所 2018）。

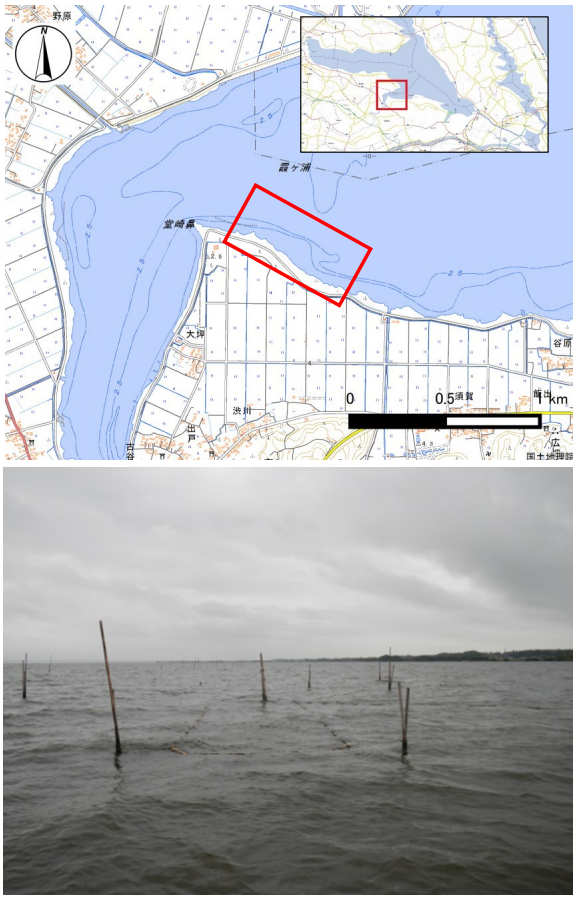


図 2-2-2-4. 西浦古渡サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

調査地点概要

調査地点は堂崎鼻南東部の沿岸とし（図 2-2-2-4）、地元の漁師に依頼して大型定置網を 1 基、24 時間設置した。定量網は、誘導網（目合い 11 mm）の長さが約 80 m、袋網（直径 70 cm、目合い 3 mm）の長さが約 6 m である。投網・タモ網を用いた補完調査は実施しなかった。

1 回目の調査を 2015 年 7 月 13 日、2 回目を 2015 年 8 月 20 日に実施した。

調査結果

7 月と 8 月に実施した調査の結果、21 種の魚類が確認された（表 2-2-2-2）。これらの調査では、「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、確認されなかった。国外外来種は、オオタナゴ、ハクレン、チャネルキャットフィッシュ、ブルーギルの 4 種が、国内外来種は、ゲンゴロウブナ、ハス、ワタカ、タモロコの 4 種が確認された。確認された 21 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-5 に示す。2 回の調査で採集された平均個体数は、ヌマチチブがもっとも多く（295.5 個体）、次いでチャネルキャットフィッシュ（154.0 個体）、ワカサギ（101.5 個体）の順であった（表 2-2-2-2）。平均湿重量では、ハクレン（32750.0 g）、チャネルキャットフィッシュ（15550.0 g）、フナ属の複数種（6388.4 g）の順で高い値となった。

7 月調査では、14 種が確認され、平均個体数

表 2-2-2-2. 西浦古渡サイトで採集された各種の個体数と湿重量（平均±標準偏差）

和名	1回目調査（7月）		2回目調査（8月）		備考（※1）
	個体数	湿重量	個体数	湿重量	
コイ	2	5.0	–	–	
ゲンゴロウブナ	1	711.7	1	750.3	EN・国内
フナ属の複数種	35	**12500.0**	2	276.9	
オオタナゴ	–	–	17	14.4	国外
オイカワ	–	–	1	1.0	
ハス	–	–	1	22.3	VU・国内
ワタカ	4	1001.5	3	821.2	CR・国内
ハクレン	–	–	6	**65500.0**	国外
マルタ	3	295.3	2	112.1	
モツゴ	6	2.0	25	47.3	
タモロコ	35	29.9	12	22.7	国内
ニゴイ	4	**1121.2**	1	73.1	
チャネルキャットフィッシュ	**52**	**26100.0**	**256**	**5000.0**	国外
ワカサギ	**100**	201.4	**103**	187.8	
シラウオ	–	–	1	0.2	
スズキ	7	4460.0	8	**6500.0**	
ブルーギル	–	–	7	5.0	国外
ウキゴリ	5	7.5	2	5.7	
トウヨシノボリ類	7	1.4	–	–	
ヌマチチブ	**381**	135.0	**210**	68.0	
アシシロハゼ	–	–	11	3.4	

1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数上位 3 位を赤字で示す.

※1 国外: 国外外来種, 国内: 国内外来種, CR: 絶滅危惧 IA 類, EN: 絶滅危惧 IB 類, VU: 絶滅危惧 II 類, NT: 準絶滅危惧, DD: 情報不足（環境省レッドリスト 2018）.

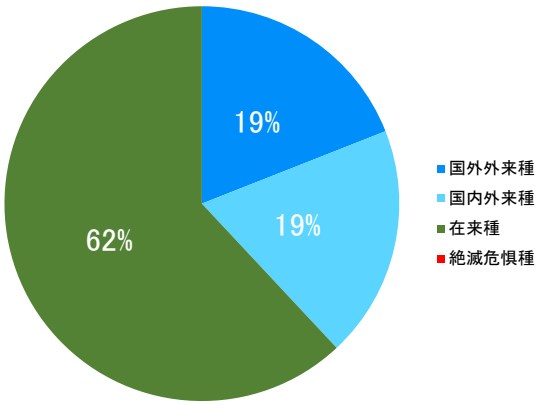


図 2-2-2-5. 調査で確認された種の中での国外外来種, 国内外来種, 在来種, 絶滅危惧種の割合. 絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す. なお, 西浦古渡サイトにおいては確認されなかった.

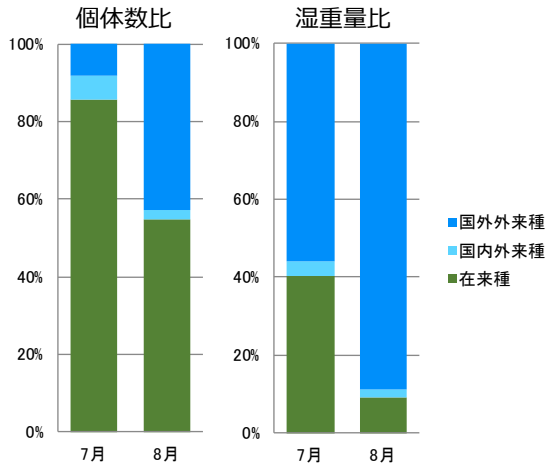


図 2-2-2-6. 定量調査（定置網）で採集された在来種, 国外外来種, 国内外来種の平均個体数と湿重量比.

は、ヌマチチブ（381 個体）がもっとも多く、次いでワカサギ（100 個体）、チャネルキャットフィッシュ（52 個体）が多く、平均湿重量はチャネルキャットフィッシュ（26100.0 g）、フナ属の複数種（12500.0 g）、ニゴイ（1121.2 g）の順であった（表 2-2-2-2）。

8 月調査では、19 種が確認され、平均個体数は、チャネルキャットフィッシュ（256 個体）がもっとも多く、次いでヌマチチブ（210 個体）、ワカサギ（103 個体）の順であった（表 2-2-2-

2)。平均湿重量は、ハクレン（65500.0 g）、スズキ（6500.0 g）、チャネルキャットフィッシュ（5000.0 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-2）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、7 月調査で順に 85.7%、6.2%、8.1%、8 月調査で 54.7%、2.5%、42.8%であった。湿重量比率で見ると、7 月調査で順に 40.2%、3.7%、56.0%、8 月調査で 9.2%、2.0%、88.8%となった（図 2-2-2-6）。

過去との比較

霞ヶ浦の魚類相の変化については、冨永ほか（2013）、Matsuzaki et. al.（2016）等に報告があるほか、国立環境研究所が本調査同様の魚類モニタリングを 2005 年から実施しており、個体数・現存量データが霞ヶ浦データベース（http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/database/kasumi/index.html、2018 年 9 月 18 日確認）に公開されている。これらのデータと本調査結果を比較することができる。

種多様性の観点からは、ゼニタナゴ、アカヒレタビラ、タナゴ、ニホンウナギ、ミナミメダカ等の絶滅危惧種、ヤリタナゴ、クルメサヨリ等の準絶滅危惧種は今回採集されなかった。国立環境研究所の長期モニタリングデータには、アカヒレタビラ、ニホンウナギ、ヤリタナゴ、クルメサヨリは出現記録があるものの、ゼニタナゴ、タナゴ、ミナミメダカについては出現記録がない。ワタカ、ゲンゴロウブナ、ハスは、絶滅危惧種であるが、これらはいずれも琵琶湖水系からの国内外来種である（萩原・熊谷 2007）。以上のことから、少なくとも湖内においては、在来魚の種多様性は過去に比べて減少していることが考えられる。

また本調査によって、オイカワが湖内で採集されたことは特筆すべき点である。国立環境研究所のモニタリングデータでは、2005 年以降、オイカワは採集されていなかった。オイカワが採集された要因は特定できないものの、河川から移動してきた個体かもしれない。長期的なモニタリングを継続することで種多様性をより正確に把握できることを示唆している。

国外外来種については、チャネルキャットフィッシュ、ブルーギル、ハクレン、オオタナゴが採集された一方、オオクチバス、タイリクバラタナゴ、最近霞ヶ浦への侵入が確認されたコウライギギやダントウボウ等は、本調査では採集されなかった。湿重量、すなわち現存量については、国外外来種で占める割合が 7 月と 8 月の調査の両方において 50%以上を占められていたが、この結果は霞ヶ浦の現状を反映していると考えられる。特に、チャネルキャットフィッシュ、ハクレンについては、変動はあるものの、高い現存量を維持しているのが現状である。

注目・注視すべきこと

多様性、現存量の両視点から見ても、国外外来種、国内外来種の影響を受けているのが現状である。特に、国外外来種が高い現存量を占めていることから、引き続き外来魚除去に関する対策の必要があるだろう。ただし、多くの外来魚が侵入しているため、在来魚だけでなく、外来魚同士の相互作用にも注視する必要がある。ある種の外来魚を除去すると、他の外来種が増える恐れがあるためである。また、霞ヶ浦では、近年になっても、コウライギギ、ダントウボウ等、新たな外来種の侵入が確認されていることから、環境 DNA 等を用いた新たな外来魚の早期検出手法の開発・適用の状況を注視しながら、それらの技術の活用についても視野に入れておくことが望まれる。

国立環境研究所のモニタリングデータから、最近、スズキとヌマチチブの現存量が増加している傾向がみられる。要因は特定できないが、これらの魚種は海と湖を回遊していることから、常陸川水門の操作あるいは魚道の効果について調査・研究が進むことが期待される。また、スズキは魚食魚であることから、他の魚種との相互作用についても注視していく必要性が考えられる。

今回、霞ヶ浦では、熟練した漁師の協力のもと大型定置網を用いて採集を行った。大型定置網を扱える漁師の高齢化や担い手不足が、今後モニタリングに影響してくる可能性がある。

さまざまな調査・研究による結果を統合することにより、より正確な魚類相の状態や傾向の把握が可能になる。モニタリングサイト 1000 の調査もその一翼を担うことが今後も期待される。

参考文献

荒山 和則, 松崎 慎一郎, 増子 勝男, 萩原 富司, 諸澤 崇裕, 加納 光樹, 渡辺 勝敏

(2012) 霞ヶ浦における外来種コウライギギ（ナマズ目ギギ科）の採集記録と定着の恐れ. 魚類学雑誌, 59:141-146
萩原 富司 (2017) 霞ヶ浦で確認された外来魚ダントウボウ（コイ目コイ科）の採集記録. 伊豆沼・内沼研究報告, 11:75-81
萩原 富司, 熊谷 正裕 (2007) 平成調査 新霞ヶ浦の魚たち. 霞ヶ浦市民協会, 土浦
Matsuzaki SS, Sasaki T, Akasaka M (2016) Invasion of exotic piscivores causes losses of functional diversity and functionally unique species in Japanese lakes. Freshwater Biology, 61:1128-1142
小沼 洋司 (1983) 霞ヶ浦と北浦における湖岸帯の魚類相とハゼ類の分布域・漁獲量. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, 20:15-23
田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋
冨永 敦, 半澤 浩美, 野内 孝則, 荒山 和則 (2013) 霞ヶ浦における魚類および甲殻類の現存量の経年変化. 陸水学雑誌, 74:1-14

(3)北浦爪木サイト

加納光樹（茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

霞ヶ浦（西浦、北浦、外浪逆浦等からなる水域）は、茨城県南東部から千葉県北東部に位置する海跡湖で、面積は 220 km^2 と日本で 2 番目に大きな湖である（田中 2004）。かつて霞ヶ浦は潮の干満の影響を受ける湖であったが、1963 年の常陸川水門の完成によって淡水化され、それ以降、富栄養化も進んだ。北浦は、面積 34.39 km^2、平均水深 4.5 m、最大水深 10.0 m、海抜標高 0.2 m の南北に細長い湖で（田中 2004）、水郷筑波国定公園内に位置している。北浦の流入河川数は 19、流出河川数は 1 である（田中 2004）。

北浦ではこれまでに 83 種の魚類が記録されている（大森ほか 2018）。これらの種には、ニホンウナギやキンブナ、アカヒレタビラ等の絶滅危惧種、クルメサヨリやジュズカケハゼ等の準絶滅危惧種の他に、オオタナゴやハクレン、カラドジョウ、チャネルキャットフィッシュ、ナイルティラピア、チョウセンブナ、オオクチバス、ブルーギル等の国外外来種、ゲンゴロウブナ、ワタカ、ビワヒガイ、ツチフキ等の国内外来種も含まれている（大森ほか 2018）。

調査地点概要

調査地点は、爪木ノ鼻の北東部に位置する爪木地先の沿岸とした（図 2-2-2-7）。本調査は、モニタリングサイト 1000 陸水域調査における淡水魚類調査マニュアルの検討・作成のための基礎データを得るため、定置網とタモ網、投網に加えて、カゴ網（25 cm×25 cm×40 cm、目合い約 2 mm）、小型地引網（開口部の幅 4 m、目合い 1 mm）、電気ショッカー（スミスルート社製 LR-20B）を用いて採集を行った（詳細については、「環境省自然環境局生物多様性センター 2016」及び「加納ほか 2017」を参照）。岸沿いに 30 m、沖方向に 5 m の調査区画を 8 箇所設置し、各区画内で前述の 6 つの漁具を用いて採集を行った。なお、定置網とタモ網の規格は「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第 1 版」に従った。定量調査として定置網による採集を行い、投網、タモ網、カゴ網、小型地引網、電気ショッカーによる採集は補完調査として扱った。

図 2-2-2-7. 北浦爪木サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

1 回目の調査を 2015 年 6 月 4 日～11 日、2 回目を 2015 年 7 月 28 日～8 月 5 日に実施した。

本サイトの定量調査では、各種の湿重量を計測していないため、結果については個体数のみを示す。

調査結果

6 月と 7～8 月に実施した調査の結果、26 種の魚類が確認された（フナ属の複数種は種数に数えていない。表 2-2-2-3）。この内「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、

表 2-2-2-3. 北浦爪木サイトで採集された各種の個体数（平均±標準偏差）

和名	1回目調査（6月）	2回目調査（7–8月）	備考（※1）
ニホンウナギ	0.1±0.4	–	EN
コイ	1.1±1.0	●	
ゲンゴロウブナ	0.4±1.1	–	EN・国内
ギンブナ	**8.3±8.5**	●	
キンブナ	2.9±2.5	–	VU
フナ属の複数種	4.9±9.6	–	
タイリクバラタナゴ	2.0±3.0	4.6±3.4	国外
ワタカ	0.3±0.5	–	CR・国内
マルタ	–	●	
モツゴ	**16.9±12.8**	**40.6±28.1**	
タモロコ	2.9±2.7	0.4±0.5	国内
ニゴイ	0.1±0.4	●	
ドジョウ	●	–	NT
チャネルキャットフィッシュ	–	0.8±0.5	国外
ワカサギ	0.1±0.4	7.4±7.1	
シラウオ	0.1±0.4	●	
ボラ	●	●	
ミナミメダカ	2.6±2.1	●	VU
クルメサヨリ	0.6±0.5	3.4±2.9	NT
ブルーギル	0.1±0.4	**10.6±11.5**	国外
オオクチバス	1.1±1.1	0.1±0.4	国外
ウキゴリ	**68.6±62.4**	1.4±1.2	
ジュズカケハゼ	0.1±0.4	–	NT
トウヨシノボリ類	0.4±0.7	●	
ヌマチチブ	2.0±3.3	**21.4±9.4**	
マハゼ	–	0.1±0.4	
アシシロハゼ	1.0±1.4	0.6±0.7	

●: 補完調査（投網・タモ網）のみで採集された種を示す.
1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数上位 3 位を赤字で示す.
※1 国外: 国外外来種, 国内: 国内外来種, CR: 絶滅危惧 IA 類, EN: 絶滅危惧 IB 類, VU: 絶滅危惧 II 類, NT: 準絶滅危惧, DD: 情報不足（環境省レッドリスト 2018）.

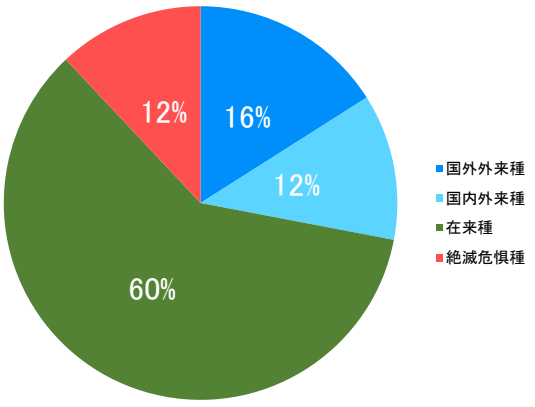


図 2-2-2-8. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合. 絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す.

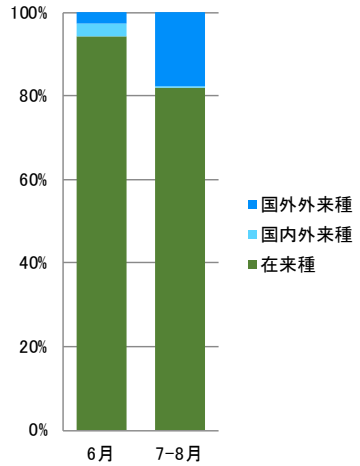


図 2-2-2-9. 定量調査（定置網）で採集された在来種, 国外外来種, 国内外来種の平均個体数比.

ニホンウナギ（絶滅危惧 IB 類）、キンブナ、ミナミメダカ（絶滅危惧 II 類）、ドジョウ、クルメサヨリ、ジュズカケハゼ（準絶滅危惧）の 6 種であった。一方、国外外来種はタイリクバラタナゴ、チャネルキャットフィッシュ、ブルーギル、オオクチバスの 4 種が、国内外来種はゲ

ンゴロウブナ、ワタカ、タモロコの 3 種が確認された。確認された 26 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-8 に示す。2 回の調査の定置網 1 基当たりの平均個体数は、ウキゴリがもっとも多く（35.0 個体）、次いでモツゴ（28.8 個体）、ヌマチチブ（11.7 個体）の順であった（表 2-2-2-3）。

6 月調査では 23 種が確認され、平均個体数はウキゴリ（68.6 個体）がもっとも多く、次いでモツゴ（16.9 個体）、ギンブナ（8.3 個体）の順であった（表 2-2-2-3）。

7～8 月調査では 20 種が確認され、平均個体数はモツゴ（40.6 個体）がもっとも多く、次いでヌマチチブ（21.4 個体）、ブルーギル（10.6 個体）の順であった（表 2-2-2-3）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、6 月調査で順に 94.2%、3.0%、2.8%、7-8 月調査で 81.9%、0.4%、17.6%であった（図 2-2-2-9）。

過去との比較

北浦における過去の定量的な魚類相調査としては、2009 年 4 月から 2011 年 3 月にかけての小型地引網を用いた調査（確井ほか 2014, 2015）と 2013 年 4 月から 2014 年 3 月にかけての小型定置網を用いた調査（猪狩ほか 2015）が挙げられるが、これらの調査では本調査と異なる種類もしくは規格の漁具を用いているため、採集個体数等の厳密な比較ができない。これらの定量的な調査とは別に、北浦では 1960 年代以降に複数の専門家もしくは研究機関が魚類調査を実施してきた。大森ほか（2018）はそれらのデータを収集・整理し、1960 年代から 2010 年代にかけての魚種組成の変遷について報告した。この報告によって、1973 年の河口堰（常陸川水門）の閉鎖による海水魚・汽水魚・通し回遊魚の種数の減少、1960～1980 年代の人為的環境改変による環境省・茨城県版レッドリスト掲載種 9 種（カワヤツメ、スナヤツメ北方種、ニシン、ゼニタナゴ、ギバチ、ニホンイトヨ等）の消失、1980 年代以降の国内・国外外来種の種数の増加が示されている。

今回、北浦爪木サイトの定量・補完調査で記録された魚類 26 種は、いずれも上述の 2009 年以降の調査（確井ほか 2014, 2015; 猪狩ほか 2015; 大森ほか 2018）で記録されている種であった。絶滅危惧 II 類のキンブナとミナミメダカ及びニホンウナギ、準絶滅危惧のクルメサヨリとジュズカケハゼは個体数が少ないものの確認されたため、これらの生息地がかろうじて存続していると判断される。一方、2010 年まで北浦で生息が確認されていた絶滅危惧 IB 類のタナゴとアカヒレタビラ、国外外来種のペヘレイ（確井ほか 2015）は、今回の定量・補完調査では採集されなかった。これら 3 種は 2012 年以降の他の調査でも記録されておらず（猪狩ほか 2015; 大森ほか 2018）、北浦本湖では生息しなくなったか、きわめて個体数が少ない状態になっていると考えられる。

注目・注視すべきこと

今回確認された絶滅危惧種の内、キンブナとミナミメダカはわずかな個体数しか採集されなかった。両種は本湖に接続する農業水路に多く生息しているため（猪狩ほか 2017）、今回の採集個体はそれらの水路から移動してきた可能性もある。両種の生息地保全の観点からは、本湖だけでなく周辺の農業水路も良好な状態で維持することが必要である。

先述したように、本調査では絶滅危惧種のアカヒレタビラとタナゴの生息が確認できなかった。北浦とその周辺の河川は国内有数の両種の生息地で、2010 年までは本湖で生息が確認されていたが、2011 年から本湖で生息が確認されなくなり、2018 年現在は流入河川や水路でごく稀に採集されるのみとなっている（大森ほか 2018）。このような両種の減少をもたらした原因は特定されていないが、産卵母貝となるイシガイの激減が同時期に起きていることから、それが原因の一つであると考えられている（萩原ほか 2017; 大森ほか 2018）。北浦爪木サイトは砂底から砂泥底で、イシガイが多く生息する場所であったが、2011 年以降にその生息が確認できなくなっている。両種とその産卵母貝の動向については、今後とも注視すべきである。

今回の定量調査では、霞ヶ浦・北浦で優占的に生息している国外外来種チャネルキャットフィッシュが少数しか採集されなかった。これは本調査で用いた定置網の袋網部の開口部が小さく、本種が入網しなかったためと考えられる。実際に、同時期に実施された北浦爪木サイトでの釣獲調査では、本種の体長 30～60 cm 程度の個体が多数採集され、また、漁業者の大型定置網では多数捕獲されている。2010 年代に入り、同水系では中国原産のコウライギギやダ

ントウボウといった新たな外来種の侵入が確認された（荒山ほか 2012; 萩原ほか 2017）。これらの種については侵入状況が早期に公表されたことで、対策も早期に検討されている。外来種対策においては予防的見地から早期発見・早期防除が推奨されているため、今後とも新たな外来種の侵入を警戒し、侵入が認められた時には、早期に分布拡大防止や防除、普及啓発等の対策が講じられることが望まれる。

本調査では、マルタ、ボラ、クルメサヨリ、マハゼ等、淡水域と汽水域もしくは海域を行き来する種の生息が確認された。これらの魚類は，北浦の下流側に位置する河口堰（常陸川水門）に併設された緩傾斜の魚道や船通し閘門を通じて遡上してくると考えられている。この魚道の構造は改良が進められているため、今後のモニタリングではその効果の検証にもつながる可能性があると考えられる。

参考文献

荒山 和則, 松崎 慎一郎, 増子 勝男, 萩原 富司, 諸澤 崇裕, 加納 光樹, 渡辺 勝敏 (2012) 霞ケ浦における外来種コウライギギ（ナマズ目ギギ科）の採集記録と定着のおそれ. 魚類学雑誌, 59:141-146

萩原 富司 (2018) 霞ヶ浦で確認された外来魚ダントウボウ（コイ目コイ科）の採集記録. 伊豆沼・内沼研究報告, 11:75-81

萩原 富司, 諸澤 崇裕, 熊谷 正裕, 野原 精一 (2017) 霞ヶ浦在来タナゴ類の激減: オオタナゴ *Acheilognathus macropterus* の侵入との関係性. 陸水学雑誌, 78:157-167

猪狩 健太, 遠藤 友樹, 金子 誠也, 碓井 星二, 加納 光樹 (2015) 茨城県北浦のヨシ帯において小型定置網で採集された魚類の季節変動. 日本生物地理学会会報, 70:113-122

猪狩 健太, 遠藤 友樹, 金子 誠也, 碓井 星二, 荒山 和則, 加納 光樹 (2017) 茨城県北浦の堤脚水路における魚類群集構造の季節と場所による差異. 水産増殖, 65:377-386

環境省自然環境局生物多様性センター (2016) 平成 27 年度モニタリングサイト 1000 陸水域調査報告書. 環境省自然環境局生物多様性センター, 富士吉田

加納 光樹, 碓井 星二, 川島 裕太, 横井 謙一 (2017) 富栄養湖のヨシ帯における魚類相のモニタリング方法の比較. 魚類学雑誌, 64:1-10

大森 健策, 加納 光樹, 碓井 星二, 増子 勝男, 篠原 現人, 都築 隆禎, 横井 謙一 (2018) 過去 50 年間の北浦における魚類相の変遷. 魚類学雑誌, 65:165-179

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋

碓井 星二, 加納 光樹, 佐野 光彦 (2014) 茨城県北浦のヨシ帯と護岸帯での魚類群集構造の比較. 日本水産学会誌, 80:741-752

碓井 星二, 加納 光樹, 荒山 和則, 佐野 光彦 (2015) 茨城県北浦のヨシ帯における魚類群集構造の季節変化. 日本水産学会誌, 81:964-972

(4) 琵琶湖サイト

渡辺勝敏（京都大学）・田畑諒一（滋賀県立琵琶湖博物館）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

琵琶湖は、滋賀県に位置する日本最大の面積を誇る淡水の断層湖であり、古琵琶湖まで遡ると約 400 万年、現在の湖盆が形成されてから約 40 万年の歴史を有する世界有数の古代湖である。もっとも幅が狭い部分を境に、北を北湖（又は主湖盆）、南を南湖（又は副湖盆）と呼ぶ。北湖は中栄養であるが、南湖は富栄養である。面積 670.25 km^2、平均水深 41.2 m、最大水深 103.6 m、海抜高度 86 m である（滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖保全再生課 2018）。流入する一級河川数は 118 本で、瀬田川（淀川）から流出する（滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖保全再生課 2018）。

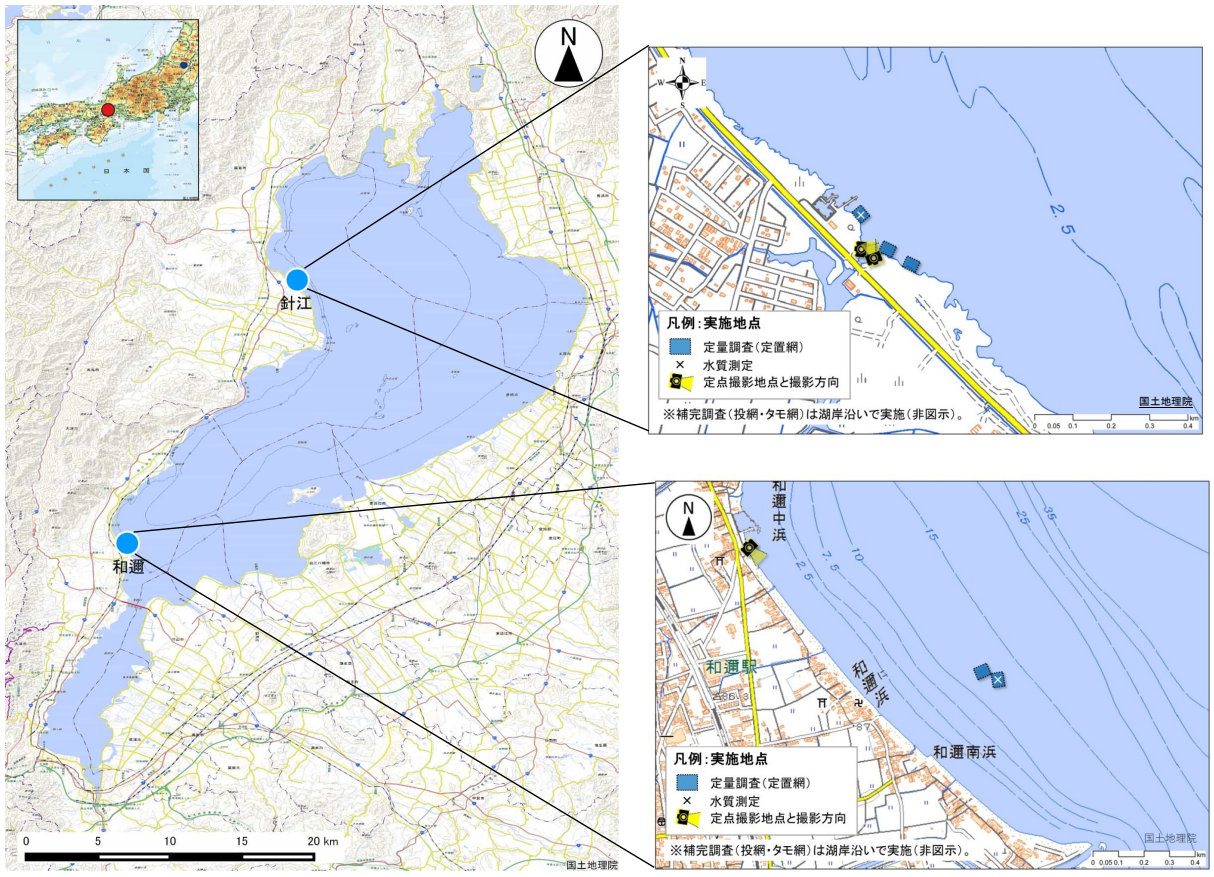


図 2-2-2-10. 琵琶湖サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

表 2-2-2-4. 琵琶湖サイトの 2 地点において採集された各種の個体数と湿重量（平均±標準偏差）

	1回目調査(6月)				2回目調査(12月)				
	針江		和邇		針江		和邇		備考(※1)
和名	個体数	湿重量	個体数	湿重量	個体数	湿重量	個体数	湿重量	
ニホンウナギ	–	–	–	–	–	–	0.6±0.9	148.9±221.4	EN
ニゴロブナ	0.7±0.6	**34.4±35.0**	0.5±0.6	73.3±121.0	–	–	–	–	EN
フナ類	**6.3±10.1**	2.1±3.4	●	–	–	–	–	–	
カネヒラ	**4.0±6.9**	1.3±2.3	–	–	–	–	–	–	
オイカワ	●	–	0.3±0.5	1.6±3.2	**3.7±4.6**	**22.0±33.9**	0.4±0.9	8.3±18.5	
ハス	–	–	3.5±4.5	153.1±132.2	●	–	**12.8±18.0**	106.6±131.6	VU
ウグイ	1.3±1.5	0.6±0.8	1.8±1.3	35.2±24.3	●	–	1.2±1.6	58.3±77.3	
モツゴ	1.7±2.9	0.5±0.9	–	–	**0.3±0.6**	2.8±4.8	–	–	
ビワヒガイ	–	–	●	–	**1.0±1.0**	**5.6±5.3**	0.6±0.9	1.2±1.9	
ホンモロコ	●	–	0.3±0.5	1.3±2.5	–	–	–	–	CR
ニゴイ	–	–	5.8±5.2	**3753.6±3099.2**	–	–	1.6±2.1	**1191.6±1991.5**	
スゴモロコ	–	–	0.5±1.0	2.0±4.1	–	–	1.2±1.3	3.4±5.4	VU
カマツカ	0.3±0.6	**4.1±7.0**	3.3±1.7	96.9±62.8	–	–	●	–	
ゼゼラ	–	–	0.3±0.5	0.5±1.0	–	–	–	–	VU
ドジョウ	–	–	●	–	●	–	●	–	NT
ナマズ	0.3±0.6	0.1±0.2	–	–	–	–	–	–	
ワカサギ	–	–	8.8±13.6	13.4±16.3	–	–	10.4±14.7	85.4±117.2	国内
アユ	●	–	1.0±1.4	2.4±4.0	–	–	–	–	
ビワマス	–	–	–	–	–	–	0.2±0.4	**284.1±635.3**	NT
ブルーギル	–	–	**22.8±32.1**	**758.5±1040.0**	**0.3±0.6**	**20.8±36.0**	**36.8±27.9**	122.5±115.8	国外
オオクチバス	0.3±0.6	0.1±0.1	2.3±2.2	**2376.3±3083.9**	●	–	1.0±1.0	**912.7±1261.6**	国外
ウツセミカジカ	0.7±0.6	**3.0±2.6**	●	–	**0.3±0.6**	0.5±0.9	0.4±0.9	2.5±5.6	EN
ウキゴリ	1.3±1.5	0.6±0.6	0.5±1.0	0.1±0.2	–	–	●	–	
イサザ	–	–	**15.0±13.2**	28.0±24.4	–	–	**5.6±2.7**	12.6±6.5	CR
トウヨシノボリ類	**4.0±3.6**	2.8±2.8	●	–	●	–	–	–	
ビワヨシノボリ	–	–	**26.0±20.1**	21.3±18.7	–	–	1.2±1.1	0.6±0.7	DD
ヨシノボリ類	–	–	–	–	–	–	●	–	
ヌマチチブ	0.7±1.2	2.8±4.9	1.8±1.0	4.5±2.9	●	–	1.0±1.0	1.0±1.3	国内

●：補完調査（投網・タモ網）のみで採集された種を示す．
1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数及び平均湿重量の上位 3 位を赤字で示す．
※1 国外：国外外来種，国内：国内外来種，CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧，DD：情報不足（環境省レッドリスト 2018）．

1950 年に「琵琶湖国定公園」に指定され、1985 年に「湖沼水質保全特別措置法」の指定湖沼となった。1992 年には「ヨシ群落の保全に関する条例」が制定された。「ラムサール条約湿地」、「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されている。

琵琶湖及び周辺水域には約 70 種・亜種の魚類が生息している。オオクチバスやワカサギ等の国外・国内外来種を除けば、湖内に生息する在来種は 45 種で、その内 15 種・亜種は琵琶湖に固有なもの（ニゴロブナ、ゲンゴロウブナ、ワタカ、ビワヒガイ、アブラヒガイ、ホンモロコ、スゴモロコ、ヨドゼゼラ、オオガタスジシマドジョウ、ビワコガタスジシマドジョウ、ビワコオオナマズ、イワトコナマズ、ビワマス、ビワヨシノボリ、イサザ）である（Watanabe 2013）。

調査地点概要

調査地点は、針江エリアと和邇エリアの 2 箇所に設置した（図 2-2-2-10）。針江エリアでは、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第 1 版」に従い、定量調査及び補完調査を実施した。定量調査は 3 地点で定置網を設置し、補完調査は投網・タモ網を用いて実施した。和邇エリアでは、志賀町漁業協同組合の協力を得て、エリ漁で得られた漁獲物を提供してもらい、定量調査を行った。補完調査は和邇浜付近で実施した。

針江エリアでは、1 回目の調査を 2016 年 6 月 29 日～30 日、2 回目を 2016 年 12 月 7 日～8 日に実施した。

和邇エリアでは、1 回目の調査を 2016 年 6 月 29 日～30 日と 7 月 4 日、2 回目を 2016 年 12 月 7 日～8 日に実施した。

調査結果

6 月と 12 月に実施した調査の結果、28 種（未同定のフナ類及びヨシノボリ類はそれぞれ 1 種として取扱った）の魚類が確認された（表 2-2-2-4）。この内「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、イサザ、ホンモロコ（絶滅危惧 IA 類）、ニホンウナギ、ニゴロブナ、ウツセミカジカ（絶滅危惧 IB 類）、ハス、スゴモロコ、ゼゼラ（絶滅危惧 II 類）、ドジョウ、ビワマス（準絶滅危惧）、ビワヨシノボリ（情報不足）の 11 種であった。一方、国内外来種

は、ワカサギとヌマチチブの 2 種であり、国外外来種は、ブルーギル、オオクチバスの 2 種であった。確認された 28 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-11 に示す。定置網 1 基当たりの平均個体数は、ブルーギルがもっとも多く（18.4 個体）、次いでビワヨシノボリ（7.3 個体）、イサザ（5.9 個体）の順であった（表 2-2-2-4）。定量調査で採集された定置網 1 基当たりの平均湿重量は、ニゴイ（1398.2 g）、オオクチバス（937.9 g）、ブルーギル（247.3 g）の順で高い値となった。

針江エリア

合計 19 種の魚類が確認された。6 月調査では、15 種が確認され、平均個体数は、フナ類（6.3 個体）がもっとも多く、次いでカネヒラ・トウヨシノボリ類（4.0 個体）が多く、平均湿重量はニゴロブナ（34.4 g）、カマツカ（4.1 g）、ウツセミカジカ（3.0 g）の順であった（表 2-2-2-4）。

12 月調査では、11 種が確認され、平均個体数は、オイカワ（3.7 個体）がもっとも多く、次いでビワヒガイ（1.0 個体）、モツゴ、ブルーギル、ウツセミカジカ（0.3 個体）の順であった（表 2-2-2-4）。平均湿重量は、オイカワ（22.0 g）、ブルーギル（20.8 g）、ビワヒガイ（5.6 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-4）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、6 月調査で順に 95.4%、3.1%、1.5%、12 月調査で 94.1%、0%、5.9%であった。湿重量比率で見ると、6 月調査で順に 94.5%、5.4%、0.1%、12 月調査で 59.8%、0%、40.2%となった（図 2-2-2-12）。

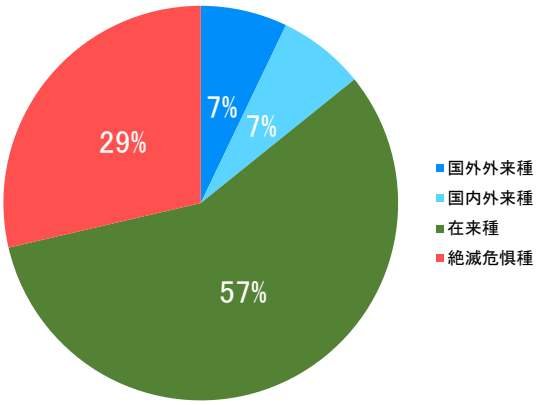


図 2-2-2-11. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合．絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す．

和邇エリア

合計 25 種（未同定種 2 種を含む）の魚類が確認された。6 月調査では、22 種が確認され、平均個体数は、ビワヨシノボリ（26.0 個体）がもっとも多く、次いでブルーギル（22.8 個体）、イサザ（15.0 個体）が多く、平均湿重量は、ニゴイ（3753.6 g）、オオクチバス（2376.3 g）、ブルーギル（758.5 g）の順であった（表 2-2-2-4）。

12 月調査では、19 種が確認され、平均個体数は、ブルーギル（36.8 個体）がもっとも多く、次いでハス（12.8 個体）、イサザ（5.6 個体）で、平均湿重量は、ニゴイ（1191.6 g）、オオクチバ

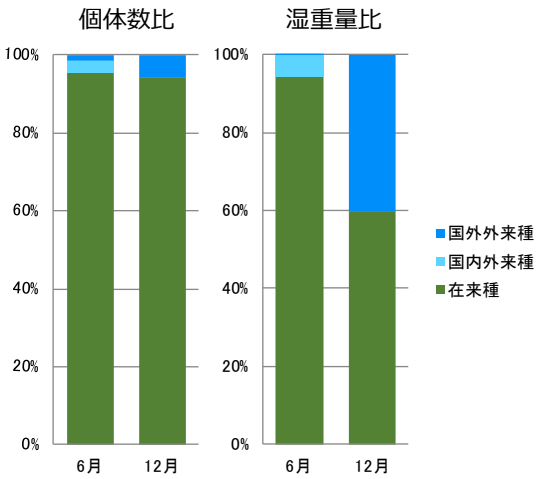


図 2-2-2-12. 針江エリアの定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数と湿重量比．

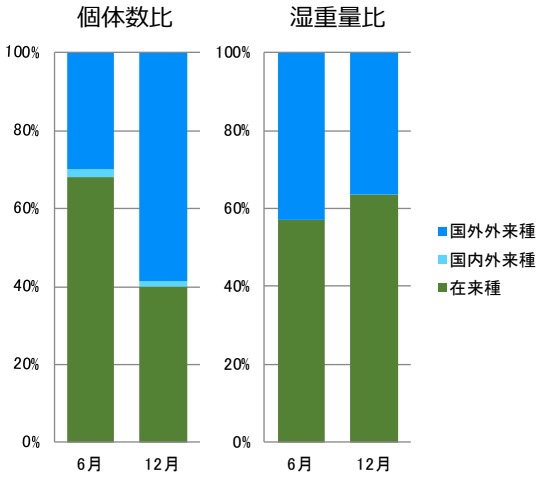


図 2-2-2-13. 和邇エリアの定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数と湿重量比．

ス（912.7 g）、ビワマス（284.1 g）の順であった（表 2-2-2-4）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、6 月調査で順に 68.2%、2.1%、29.7%、12 月調査で 39.9%、1.5%、58.5%であった。湿重量比率で見ると、6 月調査で順に 57.0%、0.1%、42.9%、12 月調査で 63.7%、0.0%、36.3%となった（図 2-2-2-13）。

過去との比較

琵琶湖においては、滋賀県や漁業従事者らによる国外外来種（オオクチバス・ブルーギル）の防除が継続的に行われており、滋賀県水産課の推定によれば、2007 年のピーク時には推定生息量が 1871 トンであったが 2013 年には 990 トンと推定されている。本調査でも、オオクチバス・ブルーギル共に生息が確認され、特にブルーギルについては、どちらの調査地点でも多く確認されている。

国内外来種のヌマチチブは、1989 年以降琵琶湖で急増しているが（高橋 1990）、本調査でも、補完調査を含めて、両期間及び両地点で採集されている。他に両地点及び両期間の全てにおいて採集されている魚は、オイカワ、ウツセミカジカ、オオクチバス等、限られた魚種となっている。

また、かつては琵琶湖沿岸にもモツゴが多数生息していたとされるが、現在はその数が激減しており、湖岸では、あまり確認できなくなっている。しかしながら、本調査では、モツゴについては、6 月及び 12 月の双方とも針江エリアにてその生息が確認された。

絶滅危惧 IA 類に分類される絶滅危惧種でありながら、水産重要種でもあるホンモロコ及びイサザも本調査で確認された。滋賀県水産課によると、ホンモロコの漁獲量は、平成 6 年までおよそ 200 トン以上となっていたが、近年は 10 トンを下回っている。イサザについても同様で、400 トン以上漁獲されていた時期もあったが、近年の漁獲量は数十トンを下回ることもある。本調査では、両種とも確認されたが、ホンモロコについては、確認されたのは 6 月の和邇エリアでの調査 1 回のみとなった。

注目・注視すべきこと

国外外来魚については、滋賀県でも継続的に防除が行われ、一定の成果を得てきた。本調査の年は、ブルーギル・オオクチバスの推定生息量が近年でもっとも少ない年であったが、それでもブルーギルが調査魚種の中では多く確認されたことから、継続的な防除活動が今後も必要であると考えられる。また、国内外来種であるヌマチチブも、今回の全調査地点・期間で見つかっており、今後の監視が必要である。

琵琶湖においては、沿岸域の植生、水位が魚類の産卵や生活に非常に重要なものとなっている。水位操作による水位の低下や湖岸開発による植生の減少が、モツゴやホンモロコ等の減少、消失に大きな影響を与えたと考えられている。本調査では、琵琶湖内ではあまりみられなくなったモツゴが確認されたが、確認された針江の調査地点にて 2017 年から 2018 年に湖岸の開発工事が行われた。さらに、その工事の影響と考えられる土砂の堆積、湖岸植生の消失が確認されている。今後、この開発が生息魚類の種類、数に対してどのような影響をもたらすのかを注視していく必要がある。

本調査では、ホンモロコやイサザ等、多くの種類の絶滅危惧種及び固有種が確認されたが、漁業従事者や地元の人からの情報では、かつてはもっと数多くの魚が確認されていた。ホンモロコやニゴロブナといった水産重要種は、漁業協同組合や滋賀県水産課にて統計がとられており、その個体数の増減も把握されているが、ウツセミカジカやビワヒガイ等、いわゆる雑魚と呼ばれるその他の種類についての情報は乏しい。今後も引き続き調査を行うことで、魚類を含む琵琶湖の生態系の健全さを注視し、また改善していく必要がある。

参考文献

滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖保全再生課 (2018) 琵琶湖ハンドブック第三訂版. 滋賀県, 大津

高橋 さち子 (1990) 琵琶湖で発見されたヌマチチブ *Tridentiger kuroiwae brevispinis* について. 滋賀県立琵琶湖文化館研究紀要, 8:7

Watanabe K (2013) Origin and diversification of freshwater fishes in Lake Biwa. Okuda N, Watanabe K, Fukumori K, Nakano S, Nakazawa T (eds) Biodiversity in aquatic systems and environments: in Lake Biwa. Springer, Tokyo

(5)三方湖サイト

富永 修（福井県立大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

三方湖は、若狭湾岸中央部に位置する淡水の断層湖である。隣接する水月湖・菅湖・久々子湖・日向湖と共に三方五湖と総称され、5 つの湖の水は、その立地によってそれぞれ異なった塩分を示し、三方湖はもっとも上流に位置する淡水湖である（濁川・長谷川 2000）。富栄養湖で、面積 3.54 km^2、平均水深 1.3 m、最大水深 5.8 m、海抜標高 0 m である（田中 2004）。三方湖への流入河川数は 6 本で、水路を通じて水月湖に流出する。

三方湖は名勝地としての観光利用や、漁場として利用されている。「若狭湾国定公園」及び「三方五湖」として国指定の名勝に指定されており、2005 年には「ラムサール条約湿地」にも登録されている。また、2013 年度から、「三方五湖自然再生事業」により、外来種の防除や自然護岸再生等が実施されている。

湖内の網羅的な調査により、これまでに約 30 種の淡水魚類が報告されている（油谷 2006; 松崎ほか 2011）。三方湖は、ハス、イチモンジタナゴ、ナガブナ等の日本固有種・亜種を含む豊かな魚類相を呈し、日本列島における東西の淡水魚類相の移行帯に当たる。

調査地点概要

調査地点は湖南西部に 1 箇所設置した（図 2-2-2-14）。調査方法は「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第 1 版」に従い、定量調査は 3 地点で定置網を設置し、補完調査は投網・タモ網を用いて実施した。

1 回目の調査を 2017 年 5 月 31 日～6 月 1 日、2 回目を 2017 年 10 月 14～15 日に実施した。

調査結果

5～6 月と 10 月に実施した調査の結果、12 種の魚類が確認された（表 2-2-2-5）。この内「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、ニホンウナギ（絶滅危惧 IB 類）、ヤリ

図 2-2-2-14. 三方湖サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

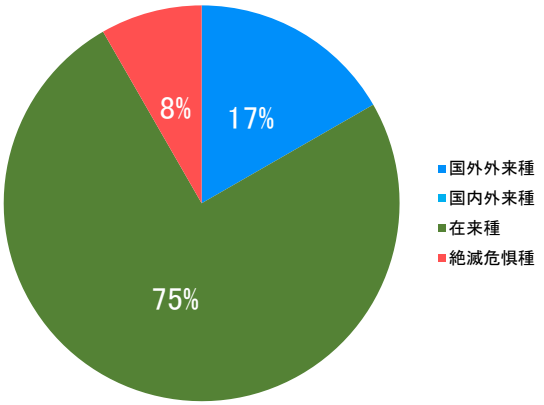


図 2-2-2-15. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合. 絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す.

表 2-2-2-5. 三方湖サイトで採集された各種の個体数と湿重量（平均±標準偏差）

和名	1回目調査(5-6月) 個体数	1回目調査(5-6月) 湿重量	2回目調査(10月) 個体数	2回目調査(10月) 湿重量	備考(※1)
ニホンウナギ	1.0±1.0	**213.3±192.8**	0.7±1.2	**78.3±135.7**	EN
ギンブナ	●	–	**78.0±115.7**	**95.0±105.0**	
ヤリタナゴ	●	–	–	–	NT
オイカワ	–	–	●	–	
モツゴ	–	–	**3.0±4.4**	7.8±10.4	
タモロコ	–	–	0.7±1.2	1.6±2.8	
スズキ	**6.3±7.1**	**24.3±34.6**	0.3±0.6	31.7±54.8	
ブルーギル	1.3±1.2	**170.5±148.3**	**110.7±152.1**	**118.8±174.4**	国外
オオクチバス	–	–	0.7±1.2	0.4±0.6	国外
ヌマチチブ	**3.7±2.3**	6.6±3.9	1.3±1.5	0.6±0.7	
ウキゴリ	**12.7±9.1**	11.5±12.1	–	–	
ゴクラクハゼ	2.3±2.1	4.8±4.2	0.3±0.6	0.5±0.8	

●：補完調査（投網・タモ網）のみで採集された種を示す．
1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数及び平均湿重量の上位 3 位を赤字で示す．
※1 国外：国外外来種，国内：国内外来種，CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧，DD：情報不足（環境省レッドリスト 2018）．

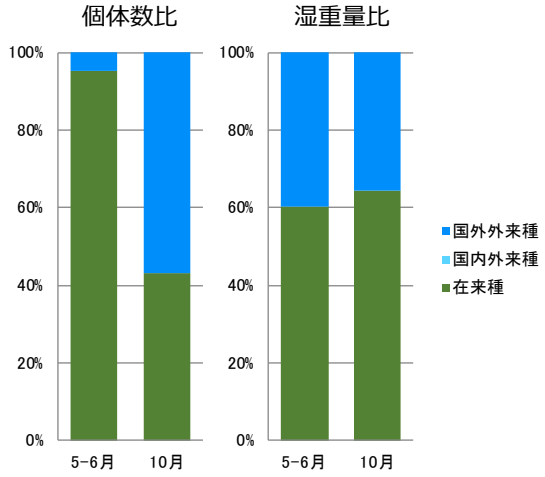


図 2-2-2-16. 定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数と湿重量比．

タナゴ（準絶滅危惧）の 2 種であった。一方、国外外来種は、ブルーギル、オオクチバスの 2 種であった。確認された 12 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-16 に示す。

定置網 1 基当たりの平均個体数は、ブルーギルがもっとも多く（56.0 個体）、次いでギンブナ（39.0 個体）、ウキゴリ（6.3 個体）の順であった（表 2-2-2-5）。定量調査で採集された定置網 1 基当たりの平均湿重量は、ニホンウナギ（145.8 g）、ブルーギル（144.6 g）、ギンブナ（47.5g）の順で高い値となった。

5～6 月調査では、8 種が確認され、平均個体数は、ウキゴリ（12.7 個体）がもっとも多く、次いでスズキ（6.3 個体）、ヌマチチブ（3.7 個体）が多く、平均湿重量はニホンウナギ（213.3 g）、ブルーギル（170.5 g）、スズキ（24.3 g）の順であった（表 2-2-2-5）。

10 月調査では、10 種が確認され、平均個体数は、ブルーギル（110.7 個体）がもっとも多く、次いでギンブナ（78.0 個体）、モツゴ（3.0 個体）の順であった（表 2-2-2-5）。平均湿重量は、ブルーギル（118.8 g）、ギンブナ（95.0 g）、ニホンウナギ（78.3 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-5）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、5～6 月調査で順に 95.2%、0%、4.8%、10 月調査で 43.1%、0%、56.9%であった。湿重量比率で見ると、5～6 月調査で順に 60.4%、0%、39.6%、10 月調査で 64.3%、0%、35.7%となった（図 2-2-2-16）。

過去との比較

三方湖流域における 1978 年から 2010 年までの約 30 年間にわたる純淡水魚類のモニタリングデータを解析した松崎ほか（2011）では、5 種類の減少種が認められた。その内の 4 種、ハス、ムギツク、アブラボテ、イチモンジタナゴは、1990 年以降に採集記録がなく、2009 年と 2010 年に行われた三方湖とすべての流入河川を網羅した詳細な調査でも採集されなかった。これら希少な種の減少要因として、松崎ほ

か（2011）では産卵環境の不健全化と産卵適地の減少が特に大きいことが示唆された。一方、松崎ほか（2011）では記載がなかった、特定外来生物のブルーギルとオオクチバスが本調査で採集された。特に、10 月の調査では、定置網 1 基当たり 110 個体以上が採集され優占種になっていた。5〜6 月の調査で採集されたブルーギルは成魚が主であったが、10 月の調査では 1 個体当たりの平均体重（採集湿重量÷採集個体数）が約 1 グラムとほぼすべてが 0 歳魚であった。三方湖では 2009 年に初めてブルーギルが確認されており、その後急増していることが三方五湖自然再生協議会外来生物等対策部会（2016）によりまとめられている（http://www.pref.fukui.lg.jp/doc/ shizen/mikata-goko/kyogikai_d/fil/14_gairai.pdf、2018 年 12 月 1 日確認）。オオクチバスの個体数は少ないものの、これらの国外外来魚が定着していることから、今後もモニタリング調査を続けて実施する必要がある。

注目・注視すべきこと

本調査でもっとも注目すべき点は特定外来生物のオオクチバスとブルーギルの侵入と定着である。三方五湖自然再生協議会外来生物等対策部会（2016）によると、オオクチバスは 2006 年から 2008 年にかけて増加したが、その後減少傾向を示している。本調査でもオオクチバスの稚魚が採集されたが、その個体数は少なかった。一方、ブルーギルは、2009 年以降、急激に増加し、今回の 10 月の調査でも優占種となっていた。2011 年から 2013 年に三方湖岸を網羅するように継続的に実施されたカゴ網（アイカゴ；底面直径 72 cm、高さ 63 cm、目合 0.9 cm）による個体数調査の結果によると、10 月に CPUE（Catch Per Unit Effort：捕獲努力量）が最大になる。その後のモニタリング調査でも CPUE の年変化はみられるものの、10 月に最大になる傾向は共通していた。三方湖のブルーギルは産卵盛期が 6 月の前期群と 7 月下旬の後期群の存在が示唆されており、前期群を中心に 10 月に湖岸に移動するためと考えられている。ブルーギルの急増の原因は不明であるが、2008 年以降に大繁殖している（Nishihiro et al. 2014）浮葉植物ヒシの夏季における湖面被覆割合の年変化と符合していた。ヒシ群落の季節性は三方湖の生産構造に影響を与えることや（Kato et al. 2016）、ブルーギル稚魚の捕食者回避行動に正の効果を与えることも実験的に確かめられている。三方湖のヒシは外来種である可能性があり、複数の外来生物の侵入がブルーギルの侵入成功と関連しているのかもしれない。

外来生物による在来種に対する影響は定量的に解析されていないが、今後も淡水魚類を含む三方湖生態系構成種のモニタリング調査を継続的に実施することが望まれる。

参考文献

油谷 誠 (2006) 三方五湖に注ぐ小河川に生息する淡水魚. 福井陸水生物会報, 13:15-17

Kato Y, Nishihiro J, Yoshida T (2016) Floating-leaved macrophyte (*Trapa japonica*) drastically changes seasonal dynamics of a temperate lake ecosystem. Ecological Research, 31:695-707

松崎 慎一郎, 児玉 晃治, 照井 慧, 武島 弘彦, 佐藤 専寿, 富永 修, 前田 英章, 多田 雅充, 鷲谷 いづみ, 吉田 丈人 (2011) モニタリングデータと生態的特性から探る福井県三方湖流域の純淡水魚類相の変化とその要因. 保全生態学研究, 16:205-212

濁川 明男, 長谷川 康雄 (2000) 福井県三方五湖の珪藻群集と水環境. Diatom, 16:45-62

Nishihiro J, Kato K, Yoshida T, Washitani I (2014) Heterogeneous distribution of a floating-leaved plant, *Trapa japonica*, in Lake Mikata, Japan, is determined by limitations on seed dispersal and harmful salinity levels. Ecological Research, 29:981-989

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋

(6)宍道湖サイト

中畑勝見・山口勝秀・寺岡誠二（島根県立宍道湖自然館 ゴビウス）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

宍道湖は、島根県東部に位置する汽水の海跡湖である。富栄養湖で、面積 80.92 km^2、平均水深 4.2 m、最大水深 6.4 m、海抜標高 0 m である（田中 2004）。宍道湖には、斐伊川をはじめ、平田船川や新建川等、約 17 河川が流入する。湖水は、大橋川から中海に流出する。また、大橋川の他にも、1787 年に人工的に開削された放水路である佐陀川を通じて湖水が日本海に直接流出している。

「宍道湖北山県立自然公園」に指定されており、2005 年には「ラムサール条約湿地」にも登録されている。

これまで宍道湖では約 90 種の淡水魚類の生息が確認されている（山口 1999; 建設省中国地方建設局出雲工事事務所 2000; 寺岡ほか 2016）。この内 5 種は国内外来種（ゲンゴロウブナ、ワタカ、ハス、ホンモロコ、スゴモロコ）、7 種が国外外来種（コイ、タイリクバラタナゴ、ソウギョ、チャネルキャットフィッシュ、オオクチバス、ブルーギル、カムルチー）である。在来の絶滅危惧種は 6 種（ニホンウナギ、サンインコガタスジシマドジョウ、ミナミメダカ、アユカケ、シロウオ、シンジコハゼ）が確認されている。

調査地点概要

調査地点は湖西部に 1 箇所設置した（図 2-2-2-17）。調査方法は「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第 1 版」に従い、定量調査は 2 地点で定置網を設置（うち 1 地点で 1 回の調査当たり 2 回設置したため、計 3 回設置）し、補完調査は投網・タモ網を用いて実施した。

1 回目の調査を 2017 年 6 月 27～29 日、2 回目を 2017 年 9 月 27～29 日に実施した。

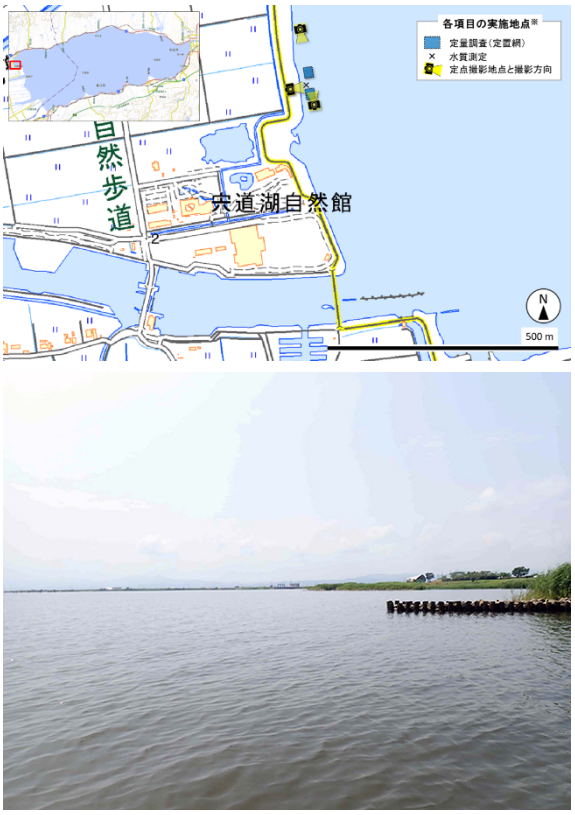


図 2-2-2-17. 宍道湖サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

調査結果

6 月と 9 月に実施した調査の結果、14 種の魚類が確認された（表 2-2-2-6）。この内「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、シンジコハゼ（絶滅危惧 II 類）、カワヒガイ（準絶滅危惧）の 2 種であった。一方、国外外来種は、ブルーギル、タイリクバラタナゴの 2 種であった。確認された 14 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-18 に示す。定置網 1 基（1 回）当たりの平均個体数は、ウロハゼがもっとも多く（3.2 個体）、次いでシモフリシマハゼ（2.3 個体）、マハゼ、アシシロハゼ（2.0 個体）の順であった（表 2-2-2-6）。定量調査で採集された定置網 1 基（1 回）当たりの平均湿重量は、ウロハゼ（42.7 g）、マハゼ（9.3 g）、スズキ（7.4g）の順

表 2-2-2-6. 宍道湖サイトで採集された各種の個体数と湿重量（平均±標準偏差）

和名	1回目調査（6月）		2回目調査（9月）		備考（※1）
	個体数	湿重量	個体数	湿重量	
ギンブナ	–	–	0.3±0.6	**6.5±11.2**	
オオキンブナ	–	–	0.3±0.6	0.2±0.3	
タイリクバラタナゴ	0.3±0.6	0.3±0.6	0.3±0.6	0.2±0.3	国外
オイカワ	–	–	●	–	
カワヒガイ	0.7±1.2	0.5±0.9	–	–	NT
ボラ	–	–	●	–	
スズキ	1.3±0.6	**14.7±6.2**	–	–	
ブルーギル	–	–	**3.0±5.2**	2.0±3.4	国外
シンジコハゼ	2.0±3.5	0.7±1.3	–	–	VU
ヌマチチブ	0.7±0.6	1.1±1.1	●	–	
シモフリシマハゼ	**4.0±4.4**	10.3±12.5	**0.7±0.6**	0.4±0.5	
マハゼ	3.7±4.7	**12.9±15.9**	0.3±0.6	**5.7±9.9**	
アシシロハゼ	**4.0±4.4**	4.7±4.4	–	–	
ウロハゼ	**5.7±7.2**	**82.1±114.3**	**0.7±1.2**	**3.3±5.7**	

●：補完調査（投網・タモ網）のみで採集された種を示す．
1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数及び平均湿重量の上位 3 位を赤字で示す．
※1 国外：国外外来種，国内：国内外来種，CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧，DD：情報不足（環境省レッドリスト 2018）．

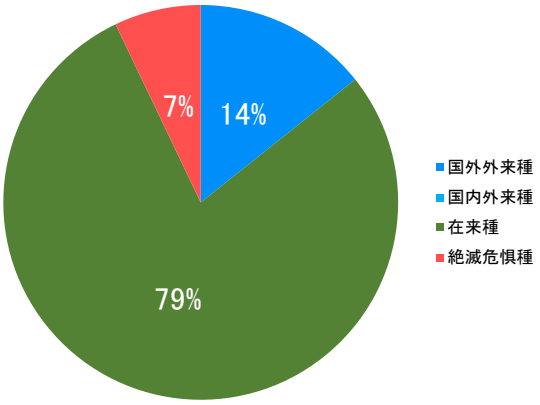


図 2-2-2-18. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合．絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す．

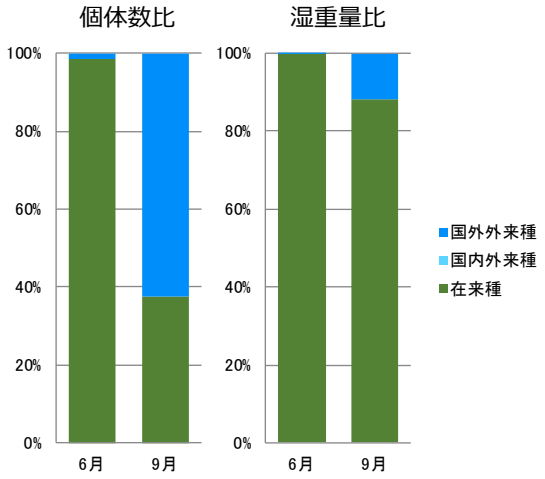


図 2-2-2-19. 定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数と湿重量比．

で高い値となった。

6 月調査では、9 種が確認され、平均個体数は、ウロハゼ（5.7 個体）がもっとも多く、次いでシモフリシマハゼ、アシシロハゼ（4.0 個体）が多く、平均湿重量はウロハゼ（82.1 g）、スズキ（14.7 g）、マハゼ（12.9 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-6）。

9 月調査では、10 種が確認され、平均個体数は、ブルーギル（3.0 個体）がもっとも多く、次いでシモフリシマハゼ、ウロハゼ（0.7 個体）の順であった（表 2-2-2-6）。平均湿重量は、ギンブナ（6.5 g）、マハゼ（5.7 g）、ウロハゼ（3.3 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-6）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、6 月調査で順に 98.5%、0%、1.5%、9 月調査で 37.5%、0%、62.5%であった。湿重量比率で見ると、6 月調査で順に 99.7%、0%、0.3%、9 月調査で 88.3%、0%、11.7%となった（図 2-2-2-19）。

過去との比較

越川（2017）では、1980 年代から 30 年間の魚類相の変化について報告している。報告の中では、かつては宍道湖のマス網漁で、スズキ・コノシロ・サッパ・ワカサギ・マハゼ・シラウオ・シンジコハゼ・サヨリ・クルメサヨリ・セスジボラ・ボラ・フナ類・ニホンイトヨ・シモフリシマハゼの 14 種が多く確認され、2015 年では、スズキ・コノシロ・サッパ、サヨリ・ボラ・ウグイ・アシシロハゼの 7 種が多く確認された。このことからも、近年は漁獲される魚種が減少傾向にあることが分かる。さらに、1980 年代では、以前は採集されることが少なかったアシシロハゼとウグイが増加している。越川（2017）が報告したマス網での調査地点は本調査と異なるため、単純な比較は難しいものの、本調査でも採集された魚類の中にアシシロハゼが比較的多く含まれていたため、越川（2017）の報告と同様の傾向が認められた。また、越川（2017）の報告では、ウロハゼについてあまり記述されていないが、本調査では多く確認されている。近年になって、マハゼにかわりウロハゼの個体数が増加している可能性が示唆される。また、越川（2017）では、1984 年に多くのワカサギが宍道湖で漁獲され、1 回の漁で 100 kg を超えるほどだと報告されている。しかし、本調査を含め、近年の報告ではワカサギはまったく確認されていない。

宍道湖にてマス網で漁獲された魚類を調査した平塚（1985）では、宍道湖でのスズキの減少とクロダイの増加について言及している。越川（1985）でも、夏季の漁獲物でもっとも個体数が多かったのはシマハゼ類（*Tridentiger* spp.）（33.6%）、次いでマハゼ（17.7%）であり、スズキは漁獲物全体の 1%以下と報告している。一方、寺岡（2016）では、温暖期にはスズキの個体数が全漁獲物の 53.48%を占め、もっとも多い。特に 4～5 月には大量のスズキの幼魚が宍道湖に遡上すると報告している。本調査では、6 月の調査での採集魚類の個体数の内、スズキは 5.9%（10 種中 5 番目）を占めていた。また、寺岡（2016）及び本調査ではクロダイはまったく確認されていない。上記の宍道湖での過去の魚類調査の報告は、調査地点や時期、採集方法等がそれぞれで異なり厳密な比較は難しいが、約 30 年前に比べ、スズキの個体数が増え、クロダイが減少している可能性が示唆される。

越川（1985）では、宍道湖の魚類相は季節によって変動することが報告されている。すなわち、汽水性の回遊魚は水温が高くなる時期に低塩分な水域に移動し、耐寒性の強いワカサギやシラウオは冬季に回遊が盛んになる。6 月に実施した調査では、汽水性であるスズキやハゼ類が多く採集されているが、9 月に実施した調査では、スズキ・シンジコハゼ・アシシロハゼは確認できず、マハゼ・ウロハゼ等も採集個体数が少なくなっている。本事業での調査は、宍道湖の西端部の塩分濃度が低い地点で実施していたことから、水温が上がり始めた 6 月（本調査での測定値：26.2±0.0℃）に汽水性魚類が多く採集され、水温が下がり始めた 9 月（23.4±0.0℃）に採集された汽水性魚類が少なかったのは、越川（1985）の報告とよく一致する。さらに、宍道湖における寒冷期と温暖期における魚類の出現状況を定置網の漁獲物から調査した寺岡ほか（2016）でも、温暖期（4～11 月）にスズキ・アシシロハゼ・シモフリシマハゼ等の汽水性魚類が多く採集され、寒冷期（12～3 月）にはシラウオ等が多く採集されている。寺岡ほか（2016）と本調査の結果から、宍道湖における魚類相の季節的変動の様式は、約 30 年前と大きく変わらないと考えられた。

注目・注視すべきこと

本調査では、タイリクバラタナゴやブルーギル等の国外外来種が確認された。汽水湖である宍道湖で、淡水性のタナゴ類やブルーギルが漁獲されるということは、流入河川に高密度で外来種が生息しているおり、それらが流下してきたものと考えられる。

一方、本調査では、シンジコハゼが確認された。このシンジコハゼは環境省の絶滅危惧種にも指定されており、宍道湖のような薄い塩分濃度の汽水湖を好み、限られた水域に生息している。近年は、マス網等でも漁獲されることが少なくなっており、生息数の動向が注目される。近年、増加傾向にあるスズキの幼魚も本調査で多く確認されていることから、シンジコハゼを含む他魚種への捕食圧の増加が危惧される。

汽水湖である宍道湖では、ハゼの仲間が多く確認されており、本調査でもヌマチチブ、シモフリシマハゼ、アシシロハゼ、マハゼ、ウロハゼ、シンジコハゼの 6 種が確認された。越川（2017）では、1980 年代に、マハゼはマス網で数多く漁獲されていたが、2015 年では、漁獲数は激減していると報告している。本調査でもマハゼは漁獲されているが、マス網の漁期に当た

る 9 月には、採集個体数が減少していることから、越川（2017）の報告と一致している。マハゼは、宍道湖・中海の重要な漁業資源となっており、近年の減少は、漁業者にとっても深刻な問題となっている。今後の本種の個体数の増減についても注視していく必要がある。

参考文献

平塚 純一 (1985) 宍道湖の桝網で漁獲された魚類. 淡水魚, 11:15-19

建設省中国地方建設局出雲工事事務所 (2000) 斐伊川水系の魚介類. 建設省中国地方建設局出雲工事事務所, 出雲

越川 敏樹 (1985) 宍道湖とその周辺水域の魚類. 淡水魚, 11:10-14

越川 敏樹 (2017) 宍道湖・中海の魚介類の移り変わり～過去 30 年間の漁から汽水環境の変化を探る～. 平成 28 年度ホシザキグリーン財団環境修復プロジェクト報告書, 出雲

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋

寺岡 誠二, 山口 勝秀, 越川 敏樹 (2016) 宍道湖の魚類相:寒冷期と温暖期における魚類の出現状況（定置網漁獲物から）. 平成 27 年度ホシザキグリーン財団環境修復プロジェクト報告書, 25-36

山口 勝秀 (1999) 島根県の淡水魚（既報の整理）. ホシザキグリーン財団研究報告, 3:1-38

(7)鎮西湖サイト

中島 淳（福岡県保健環境研究所）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

鎮西湖は、筑後川と支流の巨瀬川との合流点付近に位置し、巨瀬川と水路で繋がる旧河道の河跡湖である。水質についてのまとまった報告はこれまでになく、面積は約 0.045 km^2（地図上で計測、全長：約 630 m、幅：約 100 m）、海抜標高 9 m である。鎮西湖への明瞭な流入河川はないが、東部で接する農地からの排水が流れ込んでいる。また、南部で接する巨瀬川とは水の出入りが認められる。岸部は全体的に急に深くなっており浅い湿地部分は少なく、南部の巨瀬川との接続部分にわずかに浅所がありクロモ等の沈水植物が生育している。

鎮西湖は久留米市生物多様性戦略において「優れた生態系を有する地域」に選定されているほか、自然公園法に基づいて福岡県が選定する「筑後川県立自然公園」にも含まれている。

鎮西湖では 24 種の淡水魚類が報告されている（九州大学 2007, 2008）。このうち 3 種は国内外来種（ハス、コウライモロコ、ゲンゴロウブナ）、3 種が国外外来種（カムルチー、オオクチバス、ブルーギル）である。タナゴ亜科魚類も 3 種（ヤリタナゴ、ニッポンバラタナゴ、セボシタビラ）が確認されている。

調査地点概要

調査方法は、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼：淡水魚類調査マニュアル第 1 版」に従った。定量調査は 3 地点で実施し（図 2-2-2-20）、いずれも水深 1 m 程度、底質は砂泥、ヨシ等の湖辺植生がみられる場所に定置網を 1 日程度設置した。補完調査は投網・タモ網を用いて湖周全域で実施した。1 回目の調査を 2016 年 7 月 11 日～12 日、2 回目を 2016 年 10 月 24 日～25 日に実施した。

図 2-2-2-20. 鎮西湖サイトにおける淡水魚類調査実施地点の概略と景観.

調査結果

7 月と 10 月に実施した調査の結果、21 種類の魚類が確認された（表 2-2-2-7）。この内「環境省レッドリスト 2018」に掲載されている在来種は、ニッポンバラタナゴ（絶滅危惧 IA 類）、ニホンウナギ、ツチフキ（絶滅危惧 IB 類）、ゼゼラ、ミナミメダカ（絶滅危惧 II 類）の 5 種であった。一方、国外外来種は、オオクチバス、ブルーギルの 2 種、国内外来種は、ハス、タモロコ、コウライモロコの 3 種であった。確認された 21 種中の国外外来種、国内外来種、在来種、絶滅危惧種の割合を図 2-2-2-21 に示す。

定量調査で採集された定置網 1 基（1 回）当たりの平均個体数は、モツゴがもっとも多く（21.0 個体）、次いでオイカワ（8.3 個体）、ブルーギル（7.0 個体）の順であった（表 2-2-2-7）。定量調査で採集された定置網 1 基（1 回）

表 2-2-2-7. 鎮西湖サイトで採集された各種の個体数と湿重量（平均±標準偏差）

和名	1回目調査（7月）		2回目調査（10月）		備考（※1）
	個体数	湿重量	個体数	湿重量	
ニホンウナギ	0.7±0.6	**365.7±327.8**	–	–	EN
コイ	●	–	–	–	
ギンブナ	0.3±0.6	14.3±24.8	0.3±0.6	1.7±2.9	
カネヒラ	0.3±0.6	0.8±1.3	–	–	
ニッポンバラタナゴ	2.0±3.5	2.0±3.4	2.0±3.5	0.6±1.0	CR
オイカワ	**5.3±4.2**	5.8±4.1	**11.3±8.1**	7.8±6.9	
ハス	●	–	●	–	VU・国内
カワムツ	–	–	●	–	
モツゴ	**9.7±9.1**	**26.0±23.8**	**32.3±15.5**	**63.8±19.0**	
タモロコ	●	–	–	–	国内
ニゴイ	0.3±0.6	0.4±0.6	●	–	
コウライモロコ	0.7±1.2	1.1±1.9	–	–	国内
イトモロコ	●	–	●	–	
カマツカ	–	–	0.3±0.6	0.9±1.5	
ツチフキ	●	–	●	–	EN
ゼゼラ	0.3±0.6	0.8±1.3	●	–	VU
ミナミメダカ	●	–	●	–	VU
ブルーギル	**4.0±2.6**	22.7±37.9	**10.0±11.5**	**40.5±55.9**	国外
オオクチバス	0.7±0.6	**478.7±459.4**	0.3±0.6	**311.7±539.8**	国外
トウヨシノボリ類	**4.0±6.1**	3.4±4.9	●	–	
ヌマチチブ	●	–	●	–	

●：補完調査（投網・タモ網）のみで採集された種を示す．
1 回目・2 回目調査それぞれの平均個体数及び平均湿重量の上位 3 位を赤字で示す．
※1 国外：国外外来種，国内：国内外来種，CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類，NT：準絶滅危惧，DD：情報不足（環境省レッドリスト 2018）．

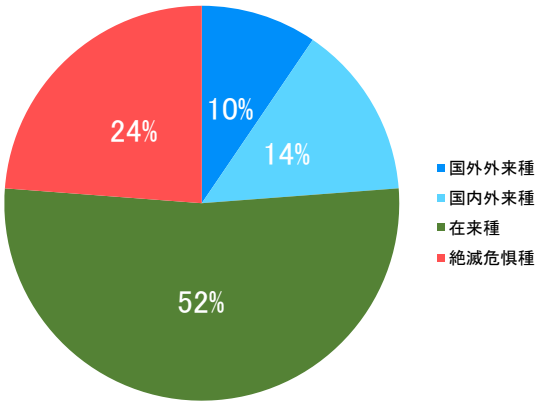


図 2-2-2-21. 調査で確認された種の中での国外外来種，国内外来種，在来種，絶滅危惧種の割合．絶滅危惧種は在来種かつ環境省レッドリストの絶滅危惧Ⅱ類以上のものを指す．

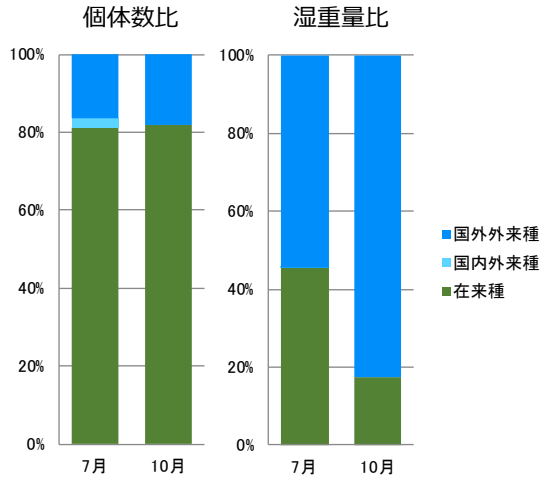


図 2-2-2-22. 定量調査（定置網）で採集された在来種，国外外来種，国内外来種の平均個体数と湿重量比．

当たりの平均湿重量は、オオクチバス（395.2 g）、ニホンウナギ（182.8 g）、モツゴ（44.9 g）の順で高い値となった。

7 月調査では、計 19 種（定量調査：12 種、補完調査：7 種）が確認され、平均個体数は、モツゴがもっとも多く（9.7 個体）、次いでオイカワ（5.3 個体）、トウヨシノボリ類、ブルーギル（4.0 個体）の順であった。平均湿重量は、オオクチバス（478.7 g）、ニホンウナギ（365.7 g）、モツゴ（26.0 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-7）。

10 月調査では計 16 種（定量調査：7 種、補

完調査：9 種）が確認され、平均個体数は、モツゴがもっとも多く（32.3 個体）、次いでオイカワ（11.3 個体）、ブルーギル（10.0 個体）の順であった。平均湿重量は、オオクチバス（311.7 g）、モツゴ（63.8 g）、ブルーギル（40.5 g）の順で高い値となった（表 2-2-2-7）。

在来種、国内外来種、国外外来種の個体数比率は、7 月調査で順に 81.2%、2.4%、16.5%、10 月調査で 81.8%、0%、18.2%であった。湿重量比率で見ると、1 回目調査で順に 45.5%、0.1%、54.4%、2 回目調査で 17.5%、0%、82.5%となった（図 2-2-2-22）。

過去との比較

鎮西湖における過去のまとまった魚類相調査の報告としては九州大学（2007, 2008）が挙げられる。この調査結果と本調査結果を比較すると、総種数は 23 種に対して今回が 21 種、在来種数は 16 種に対して今回が 16 種、外来種数は 7 種に対して今回も 7 種であった。今回確認されなかったものはゲンゴロウブナ、ヤリタナゴ、セボシタビラ、ドジョウ、カムルチー、ドンコ、シマヨシノボリの 7 種、今回新たに確認されたものはニホンウナギ、カネヒラ、タモロコ、イトモロコ、ヌマチチブの 5 種であった。このことから大きな傾向としては変化がないものの、個別の種の動向には違いが認められる。ただし、前回の調査は今回と同様の採集法を用いたものではないため、その点は注意が必要である。

特定外来生物としては文献記録と同様にオオクチバス、ブルーギルの 2 種が確認されたが、本調査ではオオクチバスの個体数は少なく、幼魚も確認されなかった。ブルーギルについては比較的個体数も多く、さまざまな大きさの個体が採集された。

環境省レッドリスト掲載種の内在来種は 5 種が確認されたが、この内特に注目すべき種はニッポンバラタナゴである。今回採集した個体については側線鱗の形状を確認するとともに、ミトコンドリア DNA の ND1 領域の解析を行い、いずれの点からもニッポンバラタナゴであることを確認した。なお、解読した塩基配列は DDBJ（DNA Data Bank of Japan）に登録済みである（アクセッション番号：LC201737～LC201742）。過去の調査で確認されていた環境省版レッドリスト掲載種の内、セボシタビラとヤリタナゴの 2 種のタナゴ類は今回確認できなかった。

注目・注視すべきこと

特定外来生物としてはオオクチバスとブルーギルの 2 種が確認されたが、この内ブルーギルは比較的個体数も多く、さまざまな大きさの個体が確認されたことから、何らかの個体数抑制対策が必要である。また、国内由来の外来種としてはハスとコウライモロコの 2 種の動向は特に今後注目すべきものである。ハスについては採集された個体数は少なかったが、「福岡県侵略的外来種リスト」では要対策外来種として挙げられている（福岡県 2018）。コウライモロコは侵略性の有無についての判断が難しいが、近年では筑後川水系や矢部川水系において明らかに増加傾向にあり、近縁種（イトモロコ）との関係を中心に、その動向を注視する必要がある。

絶滅危惧種では今回、形態的・遺伝的にニッポンバラタナゴと同定される個体の生息が確認されたことは大きな成果である。本亜種は外来亜種タイリクバラタナゴとの交雑による遺伝的攪乱が問題となっているため、今後、タイリクバラタナゴの放流が為されないような啓発が必要であろう。その一方で、文献記録のあるヤリタナゴとセボシタビラの 2 種のタナゴ類は確認できなかった。筑後川水系には九州在来の 6 種のタナゴ類がすべて自然分布し、現在の鎮西湖は巨瀬川を通じて筑後川との接続も保たれていることから、これらのタナゴ類の種数・個体数の動向に関するモニタリングデータは、鎮西湖の環境や淡水魚類相の健全性を把握する上で重要である。現在の鎮西湖は外来種の生息に加えて、水際環境の単調さも際立っている。したがって、タナゴ類の種数・個体数を回復する具体的な手段として、魚食性外来種の防除とあわせて、陸域と水域の境界域である移行帯（エコトーン）の再生が必要となる可能性が考えられる。

参考文献

福岡県 (2018) 福岡県侵略的外来種リスト 2018. 福岡県自然環境科, 福岡

九州大学 (2007) 平成 18 年度特定外来生物影響調査報告書（久留米市）. 久留米市環境部環境保全室, 久留米

九州大学 (2008) 平成 19 年度特定外来生物影響調査報告書（久留米市）. 久留米市環境部環境保全室, 久留米
久留米市 (2017) くるめ生きものプラン～久留米市生物多様性地域戦略～. 久留米市環境部環境保全室, 久留米
鬼倉 徳雄, 中島 淳, 江口 勝久, 中谷 祐也, 兼頭 淳, 乾 隆帝, 川岸 基能, 富山 雄太 (2010) 福岡県内の溜池における外来魚の池干しによる駆除. 九州大学農学研究院学芸雑誌, 65:47-55

淡水魚類調査の総括

調査サイトの特徴

各調査サイトの魚類群集を比較するため、非計量多次元尺度法（nMDS）及びクラスター分析を用いた分析を実施した。分析には、各調査サイトの定量調査及び補完調査（それぞれ 1 年の内に 2 回実施）にて確認された魚類の在・不在データを用いた。nMDS では、X 軸（NMDS1）の値及び Y 軸（NMDS2）の値と相関の高い出現魚種を抽出し、配置図上でそれらの相関係数が増加する方向を矢印で示した。すなわち、魚種 A の矢印で指した方向にプロットされている調査では、魚種 A が出現する傾向にあることを示す。クラスター分析でのクラスター数は、シルエット分析により決定し、「クラスターを特徴づける種類」の選択は IndVal 法に従った（Dufrene and Legendre 1977）。「クラスターを特徴づける種類」とは、対象となる群集の特徴をよく代表する標徴種を指す。これらの解析には、R ver. 3.4.2 を用いた。

nMDS では、国内及び国外外来魚類による在来魚類相への影響について考察するため、調査で確認された全魚類を対象とした解析（図 2-2-2-23A）と在来魚類のみを対象とした解析（図 2-2-2-23B）を実施した。全魚類を対象とした解析の結果では、調査サイト毎に概ねまとまってプロットされた（図 2-2-2-23A）。在来魚類のみを対象とした解析の結果でも調査サイト毎に概ねまとまってプロットされたが、宍道湖サイトの 6 月調査と 9 月調査間で、全魚類を対象とした解析の結果よりも魚類群集に大きな差異が認められた（図 2-2-2-23B）。両解析において、X 軸（NMDS1）の値により、海域と強い連絡がみられ、潮の干満の影響を受ける（以下より便宜的に「汽水湖」と表現する）宍道湖サイト、三方湖サイト、霞ヶ浦の 2 サイト（西浦古渡サイト、北浦爪木サイト）と完全な淡水湖である伊豆沼・内沼サイト、鎮西湖サイト、琵琶湖サイトに分かれた。汽水湖のサイトではシモフリシマハゼ、ウロハゼ等が出現する傾向にあり、淡水湖のサイトでは、ウツセミカジカ、フナ類等が出現する傾向にあった。

淡水湖の調査サイトにおいて、在来魚類のみを対象とした解析結果よりも、全魚類を対象とした解析結果で各調査サイトがより近い位置（X 軸が負の方向）にプロットされたことから、国内外来魚類の侵入による魚類相の類似度の増加を読み取ることができる。特に、在来魚類のみを対象とした結果よりも、外来魚類を解析に加えた結果で、鎮西湖サイト及び伊豆沼・内沼サイトが琵琶湖サイトの近くにプロットされたことは注目すべきである。鎮西湖サイトや伊豆沼・内沼サイトでの調査では、ハスやゲンゴロウブナ等の琵琶湖固有種・亜種の侵入が確認されている。これらの調査サイトの魚類相は、琵琶湖からの魚類の移植により、琵琶湖でみら

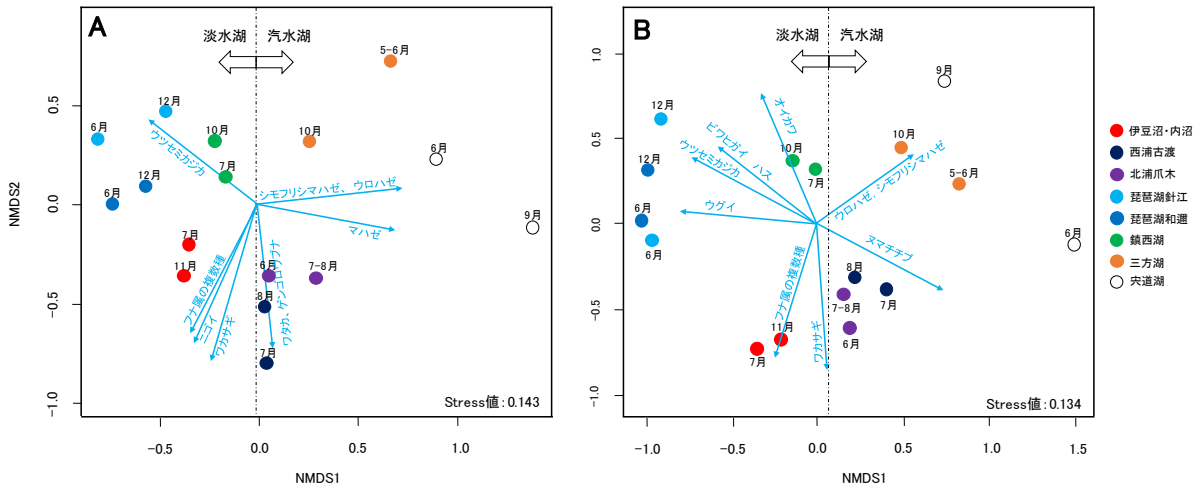


図 2-2-2-23. 定量調査及び補完調査で採集された魚類の在・不在データを用いた非計量多次元尺度法（nMDS）による解析結果。 A：調査で採集された全魚類を対象として解析した結果，B：在来魚類のみを対象として解析した結果.

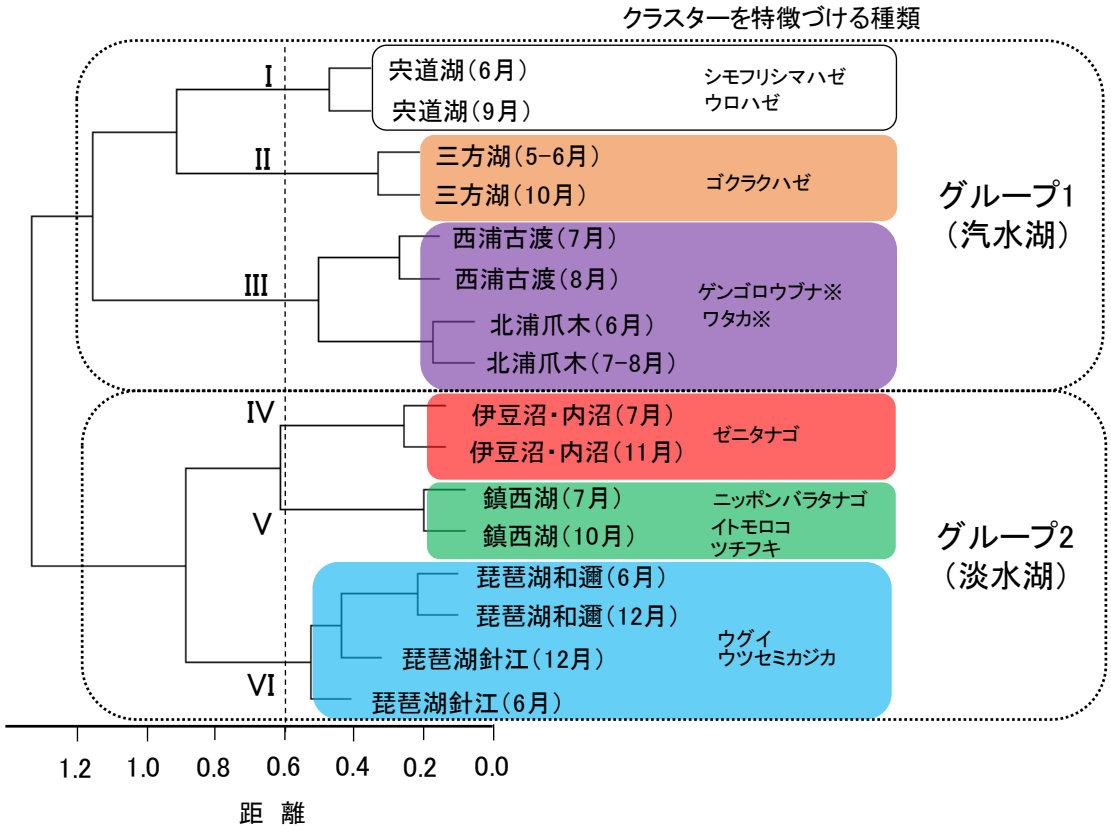


図 2-2-2-24．定量調査及び補完調査で採集された魚類の在・不在データを用いたクラスター分析の結果．Bray-Curtis 非類似度指数を距離とし，Ward 法で作成．クラスター数はシルエット分析により決定した．クラスターを特徴づける種類は IndVal 分析により求めた．※は国内外来種を示す．

れる魚類相に似た方向へと変化していることが確認された。

汽水湖の調査サイトでは、全魚類を対象とした結果に比べ、在来魚類のみを対象とした結果において、宍道湖サイトの 6 月調査と 9 月調査間で確認された魚類群集に、より大きな差異が認められた。宍道湖では、水温が高くなる時期に汽水性の回遊魚が低塩分の水域に移動することが知られ（越川 1985）、宍道湖サイトでの調査結果からも同現象を確認している。宍道湖での魚類相の季節的変動様式は、外来魚類の侵入により変化している可能性があり、今後の動向に注視していく必要があるだろう。

クラスター分析では、6 つ（I-VI）のクラスターに分かれ、調査サイト毎にまとまってクラスタリングされた（図 2-2-2-24）。これらは、大きく 2 つのグループ（グループ 1：クラスター I+II+III、グループ 2：クラスターIV+V+VI）に分かれ、nMDS と同様に汽水湖である宍道湖サイト、三方湖サイト、霞ヶ浦の 2 サイトがグループ 1 に、淡水湖である伊豆沼・内沼サイト、鎮西湖サイト、琵琶湖サイトがグループ 2 に含まれた。各クラスターを特徴づける種類は、図 2-2-2-24 に示した。

本調査で確認された各調査サイトの魚類群集は、汽水湖と淡水湖といった視点から大別できた。汽水湖として特徴づけられたサイトでは、宍道湖サイトや三方湖サイトのクラスターを特徴づける種類として抽出されたシモフリシマハゼやウロハゼ、ゴクラクハゼ等の汽水性のハゼ科魚類が確認された。一方、淡水湖として特徴づけられたサイトでは、クラスターを特徴づける種類として抽出されたゼニタナゴや、ニッポンバラタナゴ、イトモロコ、ツチフキ、ウグイをはじめとする多様なコイ科魚類が確認された。

かつての霞ヶ浦は、潮の干満の影響を受ける感潮湖であったが、1960 年代に治水と塩害防止等を目的として常陸川水門が設置された。1970 年代に水門が完全に閉鎖され、現在では、完全な淡水湖となっている。今回の解析では、汽水湖の特徴を持つグループに位置付けられた霞ヶ浦の 2 サイトだが、今後、淡水化の影響によって確認される魚類の種構成や生物量に

表 2-2-2-8. モニタリングサイト 1000 陸水域 淡水魚類調査で確認された国外外来種

和名	原産地	伊豆沼・内沼	西浦古渡	北浦爪木	琵琶湖	三方湖	宍道湖	鎮西湖	出現サイト数	生態系被害防止外来種リスト カテゴリ
タイリクバラタナゴ	中国、朝鮮半島、台湾	●	–	●	–	–	●	–	3	重点対策外来種
オオタナゴ	中国、朝鮮半島、アムール川	–	●	–	–	–	–	–	1	総合対策外来種
ハクレン	中国、アムール川	–	●	–	–	–	–	–	1	総合対策外来種
チャネルキャットフィッシュ	カナダ南部、アメリカ合衆国、メキシコ	–	●	●	–	–	–	–	2	特定外来生物
ブルーギル	五大湖からアメリカ合衆国東部を経てメキシコ北東部	●	●	●	●	●	●	●	7	特定外来生物
オオクチバス	五大湖からアメリカ合衆国東部を経てメキシコ北部	●	–	●	●	●	–	●	5	特定外来生物
カムルチー	アムール川から長江までの中国、朝鮮半島	●	–	–	–	–	–	–	1	
出現種数		4	4	4	2	2	2	2		

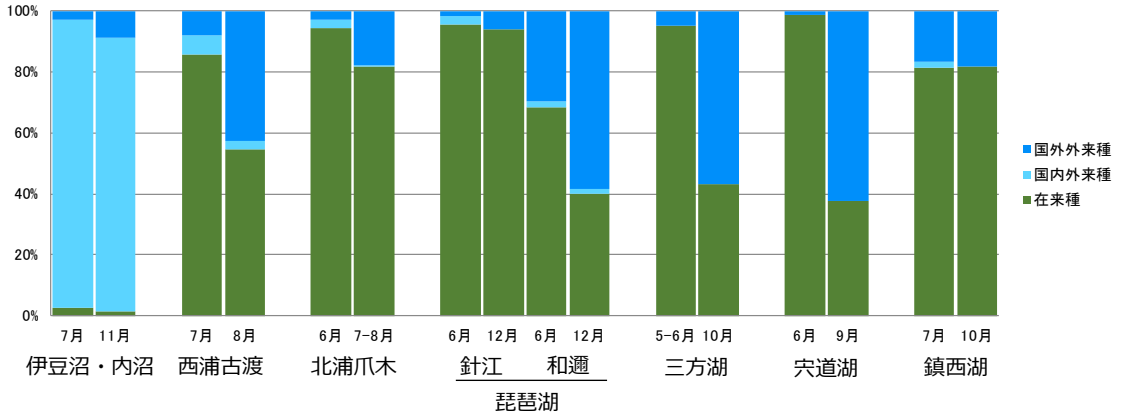


図 2-2-2-25. 定量調査（定置網）で採集された在来種、国外外来種、国内外来種の平均個体数比.

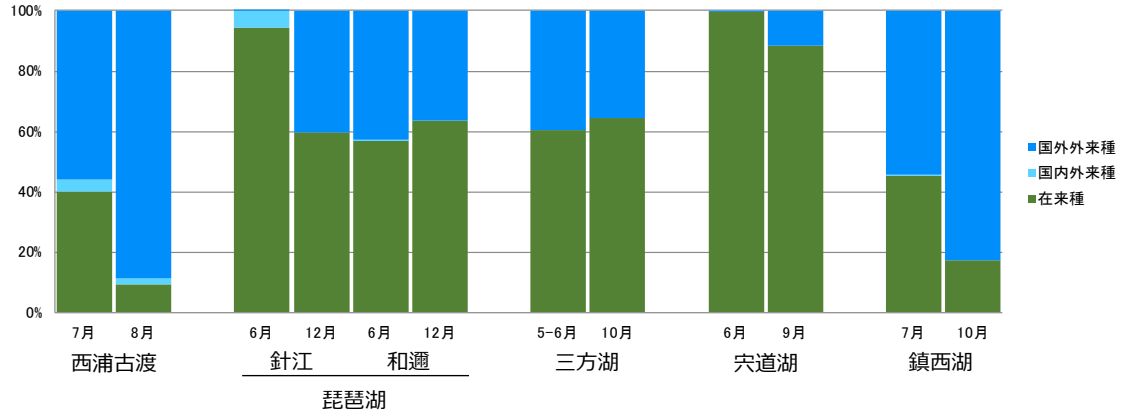


図 2-2-2-26. 定量調査（定置網）で採集された在来種、国外外来種、国内外来種の平均湿重量比.

変化が現れる可能性があり、特に注視が必要である。

調査で確認された外来種等

外来種の出現状況

今回、調査を実施した 7 サイトで、7 種の国外外来種と 12 種の国内外来種が確認された（表 2-2-2-8、2-2-2-9）。国外外来種では、ブル

ーギルが 7 サイト全てで確認され、次いでオオクチバスが 5 サイトで確認された。国内外来種では、タモロコがもっとも多くの 4 サイトで確認され、次いで、ハスとゲンゴロウブナが 3 サイトで確認された。

各調査サイトにおける定量調査で採集された在来種、国外外来種、国内外来種の平均個体数比を図 2-2-2-25 に示した。伊豆沼・内沼サイトでは、他の 6 サイトと比べ、採集された国内外来種の平均個体数が 1 回目（7 月）調査で 94%、2 回目（11 月）調査で 89%と、採集された個体のほとんどを国内外来種が占めていた。本調査では、全ての調査サイトで、1 回目調査よりも 2 回目調査で採集された外来種の平均個体数の比率が高かった。

各調査サイトにおける定量調査で採集された在来種、国外外来種、国内外来種の平均湿重量比を図 2-2-2-26 に示した。伊豆沼・内沼サイトと北浦爪木サイトでは、湿重量を記録していないため、図中から除いている。西浦古渡サイトでは大型のチャネルキャットフィッシュが、琵琶湖サイト針江エリアの 2 回目（12 月）調査や鎮西湖サイトでは大型のオオクチバスが採集されたことから、国外外来種の占める割合が高かった。一方、宍道湖サイトでは、小型のブルーギルやタイリクバラタナゴが採集されたため、平均個体数で示した図 2-2-2-25 に比べて、国外外来種の比率が低く算出された。

注目すべき国外外来種

在来種の捕食が問題となる国外外来種

本調査では、多くの調査サイトでブルーギルとオオクチバスが確認された。両種は、スズキ目サンフィッシュ科に分類される淡水魚で、ブルーギルは体長 10～25 cm、オオクチバスは体長 30～60 cm 程である（細谷 2015）。ブルーギルは 1960 年に北米から日本に持ちこまれた（日本生態学会 2002）。ブルーギルは基本的に動物食で、移植先でさまざまな底生動物や動物プランクトン、在来魚類の卵を捕食する他、日本では水草や藻類を食べる個体も確認されている（Azuma 1992; Yonekura et al. 2002; 環境省 2004; 細谷・高橋 2006）。また、オオクチバスは、1925 年に釣りや食用を目的として北米から導入された（日本生態学会 2002）。オオクチバスは強い肉食性を示し、魚類や両生類、爬虫類、甲殻類、水生昆虫はもちろんのこと、ネズミ等の小型哺乳類や鳥類まで捕食する（苅部 2002; 環境省 2004; 杉山 2005; 細谷・高橋 2006; 嶋田・藤本 2009; 曽我部・小島 2014）。両種による在来種の捕食は、日本各地の陸水域生態系に深刻な影響を与えている。

このような現状を受け、オオクチバスとブルーギルは、2005 年に「特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律」（外来生物法）の中で特定外来生物に指定され、生きた状態でそれらの飼育・保管・運搬・輸入・販売・譲渡等が法律で規制された（環境省 https://www.env.go.jp/nature/intro/1law/law.html 、2018 年 11 月 15 日確認）。また、滋賀県や長野県、秋田県等の多くの地方自治体で、釣った（捕まえた）オオクチバスとブルーギルを生きたまま元の場所に再放流（リリース）することを禁止・制限する条例を定めている。さらに、滋賀県ではオオクチバスやブルーギルの防除等が行政主体で積極的に実施されており、国や地方

表 2-2-2-9. モニタリングサイト 1000 陸水域 淡水魚類調査で確認された国内外来種

和名	伊豆沼・内沼	西浦古渡	北浦爪木	琵琶湖	三方湖	宍道湖	鎮西湖	出現サイト数	生態系被害防止外来種リスト カテゴリ
ゲンゴロウブナ	●	●	●	–	–	–	–	3	
カネヒラ	●	–	–	–	–	–	–	1	
ハス	●	●	–	–	–	–	●	3	総合対策外来種
オイカワ	●	–	–	–	–	–	–	1	
ワタカ	–	●	●	–	–	–	–	2	
モツゴ	●	–	–	–	–	–	–	1	総合対策外来種
ビワヒガイ	●	–	–	–	–	–	–	1	
タモロコ	●	●	●	–	–	–	●	4	
コウライモロコ	–	–	–	–	–	–	●	1	
ゼゼラ	●	–	–	–	–	–	–	1	
ワカサギ	–	–	–	●	–	–	–	1	
ヌマチチブ	–	–	–	●	–	–	–	1	
出現種数	8	4	3	2	0	0	3		

自治体でも防除マニュアルを作成・公開している（岩手県農林水産部水産振興課 2010; 環境省自然環境局 2014; 水産庁ほか http://www.jfa.maff.go.jp/j/enoki/attach/pdf/naisuimeninfo-12.pdf、2018 年 11 月 15 日確認; 鳥取県 https://www.pref.tottori.lg.jp/secure/996894/gairaigyo.pdf、2018 年 11 月 13 日確認等）。

上記のように国や地方自治体、NPO 等も含め、各地で積極的な対策が試みられているが、本調査では、多くの調査サイトでオオクチバスとブルーギルが確認されたことから、引き続き優先度を踏まえた防除や拡散防止対策を推進していくことが必要だろう。一方で、伊豆沼・内沼サイトでは、これらの種の防除活動の効果により、魚類相の回復がみられている。1996 年以降、伊豆沼・内沼では、オオクチバスやブルーギルの個体数が増加し、魚類相が深刻な被害を受けた。しかし、2004 年から継続している外来種防除活動により徐々に魚類相が回復し、かつては壊滅的に減少した在来種のゼニタナゴやジュズカケハゼの個体数の増加が確認されている。今後、各調査サイトでオオクチバスとブルーギルの個体数増減はもちろんのこと、両種の個体数の動向と在来種の個体数の動向との関連性にも注視してモニタリングを進める必要があるだろう。

在来種との交雑等が問題となる国外外来種

伊豆沼・内沼サイト、北浦爪木サイト、宍道湖サイトでタイリクバラタナゴが確認された。タイリクバラタナゴは、4〜8 cm 程の小型のコイ科魚類で（細谷 2015）、中国から食用として移植されたハクレン等の種苗に混入し、関東地方に導入された（日本生態学会 2002）。その後、琵琶湖産のアユの種苗への混入や、放流により各地に広まった。また、鑑賞魚販売による全国的な流通も分布の拡大に加担している。タイリクバラタナゴは日本固有のニッポンバラタナゴと亜種関係にあり、形態的に酷似し、容易に交雑することが知られている（Kawamura et al. 2001; 河村 2011）。ニッポンバラタナゴは、かつて、西日本に広く分布していたが、各地でタイリクバラタナゴとの交雑が進行している。現在、純粋なニッポンバラタナゴは、大阪府、奈良県、兵庫県、香川県と九州中北部の限られた場所に生息するのみである（Kawamura et al. 2001; 三宅ほか 2007; 三宅ほか 2008; 阿部ほか 2013）。滋賀県の「ふるさと滋賀の野生動植物との共生に関する条例」では、タイリクバラタナゴを野外に遺棄することが禁止され、飼育についても届出が必要である。また、佐賀県でも、「佐賀県環境保全と創造に関する条例」でタイリクバラタナゴの野外への遺棄を禁止し、飼育には決められた施設等で適切に取り扱うこと、販売者は購入者に移入種の取扱いについて説明すること等が定められている。

鎮西湖サイトでは、ニッポンバラタナゴが採集された。それらの個体は、形態的な特徴とミトコンドリア DNA の一部の塩基配列を調べ、純粋なニッポンバラタナゴである可能性がきわめて高いことを確認している。しかし、九州でも多くの地域でタイリクバラタナゴの侵入が確認されており、各地で交雑が進んでいる（三宅ほか 2008）。九州では、佐賀県がタイリクバラタナゴの取扱いについて条例を定めているが、鎮西湖サイトの位置する福岡県では、そのような条例等は定められておらず、タイリクバラタナゴの分布拡大に伴うニッポンバラタナゴとの交雑の進行が懸念される。鎮西湖を含む福岡県の河川下流域や農業用水路は、数少ないニッポンバラタナゴの生息地であるため、タイリクバラタナゴの安易な飼育や放流は慎むべきである。また、タイリクバラタナゴとの交雑の有無を確認することも必要となってくる可能性が考えられる。

さらに、タイリクバラタナゴは、在来のタナゴ類との競合も問題視される。タナゴ類は、ドブガイ等の淡水二枚貝の鰓に産卵する（中村 1969）。タイリクバラタナゴが侵入した水域では、在来のタナゴ類との産卵母貝をめぐる競合も危惧されている（北村・諸澤 2010）。今回、タイリクバラタナゴが確認された伊豆沼・内沼サイトや北浦爪木サイトが設置されている霞ヶ浦では、環境省レッドリストの絶滅危惧 IA 類に選定されているゼニタナゴや、絶滅危惧 IB 類に選定されているタナゴが生息している。また、宍道湖サイトでは、宍道湖の流入河川に、環境省レッドリストの絶滅危惧 IA 類及び「島根県指定希少野生動植物」（指定された動植物を許可なく採集することを禁止する条例）に指定されているミナミアカヒレタビラが生息している。これらのサイトでは、在来の希少タナゴ類との産卵母貝をめぐる競合が生じている可能性があり、タイリクバラタナゴの個体数の増減に注視したモニタリングが必要である。

分布域の拡大が懸念される国外外来種

霞ヶ浦に設置された西浦古渡サイトと北浦爪木サイトでは、チャネルキャットフィッシュ

が個体数・湿重量共に漁獲物の中で高い割合を占めていた。チャネルキャットフィッシュは、ナマズ目アメリカナマズ科に分類され、体長は60〜130 cm 程で（細谷 2015）、食用として北米から日本に持ち込まれた（丸山ほか 1987; 瀬能 2008）。近年、本種は日本での分布域を急激に広げており、霞ヶ浦以外では、阿武隈川水系、涸沼、利根川水系、矢作川水系、琵琶湖・淀川水系等で定着が確認されている（片野 2010; 川瀬ほか 2016）。本種は強い肉食性を示し、移入先でさまざまな在来動物を捕食し（半澤 2004; 茨城県内水面水産試験場湖沼部 2007; 遠藤ほか 2015）、生態系に大きな影響を与えることから、外来生物法の中で特定外来生物に指定されている。

今回、調査を実施した湖沼では、チャネルキャットフィッシュは霞ヶ浦の 2 サイトでしか確認されなかったが、本種は、高い増殖力を有し、広い水温域に適応できるため、今後、さらに分布が拡大する恐れがある。霞ヶ浦の 2 サイトはもちろんのこと、その他の調査サイトでも注視が必要である。

本調査では、どの調査サイトでもコクチバスは採集されていないが、コクチバスもチャネルキャットフィッシュと同様に、近年、分布域を急激に広げている（日本生態学会 2002; 川瀬ほか 2016）。コクチバスは、スズキ目サンフィシュ科に分類される体長 30〜50 cm 程の肉食性の淡水魚類で（細谷 2015）、オオクチバスと同様に北米から日本に持ち込まれた（日本生態学会 2002）。本種は、チャネルキャットフィッシュやオオクチバスと同様に、在来動物を捕食することが問題となり、特定外来生物に指定されている。今後、モニタリングを継続する中で確認される可能性があるため、注視しておく必要がある。

注目すべき国内外来種

在来種の捕食が問題となる国内外来種

ハスは、日本では琵琶湖・淀川水系と三方湖のみに自然分布する体長 20〜30 cm 程の魚食性のコイ科魚類である（細谷 2015）。本種は、生息域が限られていることから環境省レッドリストで絶滅危惧 II 類に選定されている。また、三方湖の個体群は、近年では確認されておらず、絶滅した可能性が高い（福井県 2016）。一方で、本種は、各地に放流されている琵琶湖のアユの種苗に混ざり、関東地方や北陸地方、濃尾平野、中国地方、九州といった広い範囲に侵入・定着している国内外来種でもある（瀬能 2013）。

本調査では、本種は本来の分布域とは異なる伊豆沼・内沼サイト、西浦古渡サイト、鎮西湖サイトで採集された。また、本調査では確認されなかったものの、かつての宍道湖での魚類調査でも本種の生息が報告されている（越川 1985; 越川 2017）。強い魚食性を示す本種は、移植先で在来種を捕食することが知られており（Kurita et al. 2008）、これらの調査サイトでは、本種の個体数の動向に注視していくべきだろう。

近縁種との交雑が問題となる国内外来種

モツゴは、関東以西の本州、四国、九州に分布する 4〜8 cm の小型のコイ科魚類である（細谷 2015）。本種は、コイ、ヘラブナ、アユの種苗に混入し、全国に拡散されている（中村 1969）。本種は、移植先でシナイモツゴと交雑することが問題となっている。シナイモツゴは、関東地方、長野県、新潟県以北の東北地方に分布する日本固有種で、モツゴの分布拡大に伴い激減し、環境省レッドリストでは絶滅危惧 IA 類に選定されている。モツゴがシナイモツゴの生息域に侵入すると、両種が交雑することにより、種の置き換わりが生じ、シナイモツゴがいなくなってしまうことが知られている（小西・高田 2013）。

本調査で、伊豆沼・内沼サイトにて、他地域からの移植由来であるモツゴが確認された。伊豆沼・内沼ではかつてはシナイモツゴが生息していたが、モツゴが侵入してからは個体数が激減し、現在では、伊豆沼・内沼周辺のモツゴが侵入していない池でのみ生息が確認されている（藤本ほか 2008）。今後、伊豆沼・内沼での対策の推進が期待されると共に、その個体数の動向を注視していくことが必要である。

本来の分布域外で採集されたモツゴについては、国内外来種と判断できたが、自然分布域内でも他地域から移植された個体による遺伝的攪乱が生じている可能性が高い。さらに、Watanabe et al.（2000）では、中国大陸から移入されたモツゴが日本に定着している可能性を示唆しており、国外集団との交雑も懸念される。

分布の拡大が懸念される国内外来種

本調査で、タモロコがもっとも多くのサイトで国内外来種として確認された。タモロコは、東海地方以西の本州、四国に分布している 5〜

9 cm 程のコイ科魚類である（細谷 2015）。本種は、琵琶湖固有種のホンモロコと系統的に近縁で、形態的にもよく似ている。ホンモロコは、食味が良いことから、琵琶湖の名物として重要な水産資源となっている。タモロコとホンモロコは、コイやフナ類、アユの種苗に混入し、各地に広まっている。さらに近年では、各地でホンモロコの養殖が盛んに行われ、養殖場から逸出した個体が定着し、タモロコの自然分布域内では両種が交雑していることが知られる（Kakioka et al. 2013）。また、タモロコも佃煮等として利用するため養殖されており（中坊 2018）、ホンモロコと区別されずに養殖池で交雑した個体が各地に定着している可能性もある。

伊豆沼・内沼サイト、霞ヶ浦の 2 サイト、鎮西湖サイトで採集された個体は、タモロコの形態的特徴を有していたが、ホンモロコとの交雑由来である可能性がある。特に霞ヶ浦では、有用種増殖の目的で、かつてホンモロコを導入したことがあり（野内ほか 2008）、ホンモロコとの交雑由来の個体である可能性が高い。九州でも、ホンモロコの養殖が盛んに行われており、逸出した個体が広まっている可能性が高い。

本来の分布域以外の場所で確認されたタモロコについては国内外来種と判断できたが、自然分布域でも養殖個体の逸出等により在来のタモロコ個体群との交雑による遺伝的攪乱が生じている可能性は十分にある。今後、遺伝解析を用いた調査手法の発展により、遺伝的攪乱の状況を追うことも可能となるだろう。

鎮西湖サイトにて、コウライモロコが国内外来種として確認された。コウライモロコは、濃尾平野、和歌山県から広島県までの比較的大きな河川に不連続に分布する 8〜11 cm 程の小型コイ科魚類である（細谷 2015）。本種は、近年、九州各地で確認されており（鬼倉・渡辺 2016）、分布の拡大と移植先での個体数の増加が認められている。九州には、琵琶湖のアユの種苗に混入して導入された可能性が高いが、導入経路は不明である。また、九州で確認されている個体は多くがコウライモロコと思われるが、形態的に類似しているスゴモロコを含んでいる可能性がある（鬼倉・渡辺 2016）。今後、鎮西湖サイトでのコウライモロコの個体数の増減にも注視していく必要があるだろう。

その他生態系への影響が懸念される魚類の出現状況

コイは、日本において飼育型と野生型という別種レベルに分化した 2 系統に区別されている（細谷 2015）。飼育型はユーラシア大陸から導入された養殖系統に由来し（Mabuchi et al. 2008）、日本では野生型と交雑している（Atsumi et al. 2016）。一方で、野生型は日本在来のコイで、かつては関東から九州地方に分布していたと推定されているが、現在では、飼育型との交雑が進み、純粋な個体群は琵琶湖の水深 20 m 以深の深層部にのみ残存している（馬渕ほか 2010）。野生型は飼育型に比べて細長い体型をしている等、両型は、形態的にも異なることが

表 2-2-2-10. モニタリングサイト 1000 陸水域 淡水魚類調査で確認された絶滅危惧種

和名	伊豆沼・内沼	西浦古渡	北浦爪木	琵琶湖	三方湖	宍道湖	鎮西湖	レッドリストランク（※1）
ニホンウナギ	–	–	●	●	●	–	●	EN
ニゴロブナ	–	–	–	●	–	–	–	EN
キンブナ	–	–	●	–	–	–	–	VU
ゼニタナゴ	●	–	–	–	–	–	–	CR
ニッポンバラタナゴ	–	–	–	–	–	–	●	CR
ハス	–	–	–	●	–	–	–	VU
ホンモロコ	–	–	–	●	–	–	–	CR
スゴモロコ	–	–	–	●	–	–	–	VU
ゼゼラ	–	–	–	●	–	–	●	VU
ツチフキ	–	–	–	–	–	–	●	EN
ミナミメダカ	●	–	●	–	–	–	●	VU
ウツセミカジカ	–	–	–	●	–	–	–	EN
イサザ	–	–	–	●	–	–	–	CR
シンジコハゼ	–	–	–	–	–	●	–	VU
出現種数	2	0	3	8	1	1	5	

※1　CR：絶滅危惧 IA 類，EN：絶滅危惧 IB 類，VU：絶滅危惧 II 類（環境省レッドリスト 2018）.

報告されている（中坊 2018）。

飼育型のコイは、放流や飼育個体の逸出により全国に分布を拡大させている（中坊 2018）。コイは、底生動物や水草等を摂餌するため、移植先で水生植物や底生動物を減少させ、摂餌の再に底質を巻き上げることから、水の透明度を低下させることが報告されている（Matsuzaki et al. 2007, 2009; 宮崎ほか 2010; 松崎 2013）。本調査では、4 サイトでコイが採捕され、分布や形態的な特徴からこれらは飼育型である可能性が高い。その他の湖沼でも、これまでの調査によりコイの生息が確認されている（琵琶湖: Watanabe 2013; 三方湖: 松崎ほか 2011; 宍道湖: 越川 1985, 2017）。今後も、放流等に伴う飼育型のコイの分布拡大が懸念されるため、個体数の動向に注視していく必要があるだろう。

調査で確認された絶滅危惧種

7 サイトでの調査により、14 種の絶滅危惧種（環境省レッドリストでの絶滅危惧 II 類以上に選定されている在来種）が確認された（表 2-2-2-10）。広域的に分布しているニホンウナギ、ミナミメダカ、ゼゼラが複数のサイトで確認された。琵琶湖サイトでもっとも多くの絶滅危惧種（8 種）が確認された。これは、ニゴロブナ、ホンモロコ、スゴモロコ、イサザ等の琵琶湖固有種の多くが絶滅危惧種に選定されているためである。

伊豆沼・内沼サイトでは、本事業において、ゼニタナゴが 19 年振りに確認された。ゼニタナゴは体長 6～12 cm 程のコイ科の日本固有種で、関東、北陸以北の本州に分布しているが、近年に個体数が激減し、関東地方ではほぼ絶滅している（細谷 2015）。伊豆沼・内沼でも、オオクチバスやブルーギルの侵入により、一時はまったく確認できないほど個体数が減少したが、2004 年から継続している外来魚防除活動により、近年では徐々に個体数が増加している（斉藤ほか 2016）。本サイトでのゼニタナゴの再発見は、継続的な外来魚の防除活動が生態系の回復につながることを示した貴重な事例として注目される。

鎮西湖サイトでは、琵琶湖サイトに次いで多くの絶滅危惧種（5 種）が確認された。特に、タイリクバラタナゴと交雑していない可能性の高いニッポンバラタナゴが確認されたことは大きな成果である。また、本サイトでは、絶滅危惧種であるゼゼラとツチフキも採集された。ゼゼラとツチフキは、4～10 cm 程の底生性のコイ科魚類である。

参考文献

阿部 司, 小林 一郎, 渡辺 勝敏 (2013) 山陽地方におけるニッポンバラタナゴの在来集団. 魚類学雑誌, 60:49-55

Atsumi K, Song H-Y, Senou H, Inoue K, Mabuchi K (2016) Morphological features of an endangered Japanese strain of *Cyprinus carpio*: reconstruction based on seven SNP markers. Journal of Fish Biology, 90:936-953

Azuma M (1992) Ecological release in feeding behavior: the case of bluegills in Japan. Hydrobiologia, 243-244:269-276

Dufrene M, Legendre P (1977) Species assemblages and indicator species: The need for a flexible asymmetrical approach. Ecological Monographs, 67:345-366

遠藤 友樹, 金子 誠也, 猪狩 健太, 加納 光樹, 中里 亮治, 亀井 涼平, 碓井 星二, 百成 渉 (2015) 茨城県北浦の沿岸帯におけるチャネルキャットフィッシュの摂餌特性. 水産増殖, 63:49-58

藤本 泰文, 川岸 基能, 進東 健太郎 (2008) 伊豆沼・内沼集水域の魚類相 : 在来魚と外来魚の分布. 伊豆沼・内沼研究報告, 2:13-25

福井県 (2016) 改訂版 福井県の絶滅のおそれのある野生動植物. 福井県安全環境部自然環境課, 福井

半澤 浩美 (2004) 霞ヶ浦におけるチャネルキャットフィッシュ (*Ictalurus punctatus*) の食性. 茨城県内水面水産試験場研究報告, 39:52-58

細谷 和海 (2015) 日本の淡水魚. 山と渓谷社, 東京

細谷 和海, 高橋 清孝 (2006) ブラックバスを退治するーシナイモツゴ郷の会からのメッセージー. 恒星社厚生閣, 東京

茨城県内水面水産試験場湖沼部 (2007) アメリカナマズなど茨城県湖沼の外来魚の生態と生態系への影響. 水産庁移入種管理方策検討委託事業総括報告書, 91-101

岩手県農林水産部水産振興課 (2010) ブラックバス等外来魚駆除ハンドブック（改訂版）. 岩手県農林水産部水産振興課, 岩手

河村 功一 (2011) 遺伝子浸透. （西川 潮, 宮下 直 編）外来生物 生物多様性と人間社会への影響, 2-22. 裳華房, 東京

Kakioka R, Kokita T, Tabata R, Mori S, Watanabe K (2013) The origins of limnetic forms and cryptic divergence in *Gnathopogon* fishes

(Cyprinidae) in Japan. Environmental Biology of Fishes, 96:631-644
環境省 (2004) ブラックバス・ブルーギルが在来生物群集及び生態系に与える影響と対策. 自然環境研究センター, 東京
環境省自然環境局 (2014) オオクチバス等の防除の手引き（改訂版）. 環境省自然環境局野生生物課外来生物対策室, 東京
苅部 治紀 (2002) オオクチバスが水生昆虫に与える影響-トンボ捕食の事例から. （日本魚類学会自然保護委員会 編）川と湖の侵略者ブラックバス, 61-86. 恒星社厚生閣, 東京
片野 修, 佐久間 徹, 岩崎 順, 喜多 明, 尾崎 真澄, 坂本 浩, 山崎 裕治, 阿部 夏丸, 新見 克也, 上垣 雅史 (2010) 日本におけるチャネルキャットフィッシュの現状. 保全生態学研究, 15:147-152
Kawamura K, Ueda T, Arai R, Nagata Y, Saitoh K, Ohtaka H, Kanoh Y (2001) Genetic introgression by the rose bitterling, *Rhodeus ocellatus ocellatus*, into the Japanese rose bitterling, *R. o. kurumeus* (Teleostei: Cyprinidae). Zoological Science, 18:1027-1039
川瀬 成吾, 石橋 亮, 内藤 馨, 山本 義彦, 鶴田 哲也, 田中 和大, 木村 亮太, 小西 雅樹, 上原 一彦 (2016) 淀川流域における外来魚類の生息状況. 保全生態学研究, 22:199-212
北村 淳一, 諸澤 崇裕 (2010) 霞ヶ浦流入河川におけるタナゴ亜科魚類の産卵母貝利用. 魚類学雑誌, 58:149-153
越川 敏樹 (1985) 宍道湖とその周辺水域の魚類. 淡水魚, 11:10-14
越川 敏樹 (2017) 宍道湖・中海の魚介類の移り変わり～過去 30 年間の漁から汽水環境の変化を探る～. 平成 28 年度ホシザキグリーン財団環境修復プロジェクト報告書, 出雲
小西 繭, 高田 啓介 (2013) シナイモツゴからモツゴへー非対称な交雑と種の置き換わりー. （向井 貴彦, 鬼倉 徳雄, 淀 太我, 瀬能 宏 編）見えない脅威“国内外来種”どう守る地域の生物多様性, 51-65. 東海大学出版会, 秦野
越川 敏樹 (1985) 宍道湖とその周辺水域の魚類. 淡水魚, 10-14
越川 敏樹 (2017) 宍道湖・中海の魚介類の移り変わり～過去 30 年間の漁から汽水環境の変化を探る～. 平成 28 年度ホシザキグリーン財団環境修復プロジェクト報告書, 出雲
Kurita Y, Nakajima J, Kaneto J, Onikura N (2008) Analysis of the gut contents of the internal exotic fish species *Opsariichthys uncirostris uncirostris* in the Futatsugawa river, Kyushu Island, Japan. Journal of the Faculty of Agriculture, Kyushu University, 53:429-433
Mabuchi K, Senou H, Nishida M (2008) Mitochondrial DNA analysis reveals cryptic large-scale invasion of nonnative genotypes of common carp (*Cyprinus carpio*) in Japan. Molecular Ecology, 17:796-809
馬渕 浩司, 瀬能 宏, 武島 弘彦, 中井 克樹, 西田 睦 (2010) 琵琶湖におけるコイの日本在来 mtDNA ハプロタイプの分布. 魚類学雑誌, 57:1-12
丸山 為蔵, 藤井 一則, 木島 利通, 前田 弘也 (1987) 外国産新魚種の導入経過. 水産庁研究部資源課・水産庁養殖研究所, 東京
松崎 慎一郎 (2013) 湖沼におけるコイの水質や生物群集に与える生態学的影響. （向井 貴彦, 鬼倉 徳雄, 淀 太我, 瀬能 宏 編）見えない脅威“国内外来種”どう守る地域の生物多様性, 39-50. 東海大学出版会, 秦野
松崎 慎一郎, 児玉 晃治, 照井 慧, 武島 弘彦, 佐藤 専寿, 富永 修, 前田 英章, 多田 雅充, 鷲谷 いづみ, 吉田 丈人 (2011) モニタリングデータと生態的特性から探る福井県三方湖流域の純淡水魚類相の変化とその要因. 保全生態学研究, 16:205-212
Matsuzaki SS, Usio N, Takamura N, Washitani I (2007) Effects of common carp on nutrient dynamics and littoral community composition: roles of excretion and bioturbation. Fundamental and Applied Limnology, 168:27-38
Matsuzaki SS, Usio N, Takamura N, Washitani I (2009) Contrasting impacts of invasive engineers on freshwater ecosystems: an experiment and meta-analysis. Oecologia, 158:673-686
三宅 琢也, 河村 功一, 細谷 和海, 岡崎 登志夫, 北川 忠生 (2007) 奈良県内で確認されたニッポンバラタナゴ. 魚類学雑誌, 54:139-148
三宅 琢也, 中島 淳, 鬼倉 徳雄, 古丸 明, 河村 功一 (2008) ミトコンドリア DNA と形態から見た九州地方におけるニッポンバラタナゴの分布の現状. 日本水産学会誌, 74:1060-1067
宮崎 佑介, 松崎 慎一郎, 角谷 拓, 関崎 悠一郎, 鷲谷 いづみ (2010) 岩手県一関市のため池群においてコイが水草に与えていた影響. 保全生態学研究, 15:291-295
中坊 徹次 (2018) 小学館の図鑑 Z 日本魚類館 精緻な写真と詳しい解説. 小学館, 東京
中村 守純 (1969) 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所, 東京
日本生態学会 (2002) 外来種ハンドブック. 地人書館, 東京

野内 孝則, 荒山 和則, 冨永 敦 (2008) 霞ヶ浦北浦で確認された外来魚の導入経緯. 茨城県内水面試験場研究報告, 41:47-54
鬼倉 徳雄, 渡辺 勝敏 (2016) 国内外来種となった絶滅危惧種:その取り扱いと保全をめぐって. 魚類学雑誌, 63:143-148
斉藤 憲治, 藤本 泰文, 森 晃 (2016) 2015 年に伊豆沼・内沼とその集水域で採集されたゼニタナゴの遺伝子型. 伊豆沼・内沼研究報告, 10:49-57
瀬能 宏 (2008) 日本の外来魚ガイド. 文一総合出版, 東京
瀬能 宏 (2013) 国内外来種とは何か. （向井貴彦, 鬼倉 徳雄, 淀 太我, 瀬能 宏 編）見えない脅威“国内外来種”どう守る地域の生物多様性, 3-18. 東海大学出版会, 秦野
曽我部 共生, 小島 翼 (2014) 琵琶湖流入河川におけるオオクチバスによる水鳥の捕食事例. 伊豆沼・内沼研究報告, 8:67-70
杉山 秀樹 (2005) オオクチバス駆除最前線. 無名舎出版, 秋田
嶋田 哲郎, 藤本 泰文 (2009) オオクチバスによる小鳥の捕食. Bird Research, 5:7-9
Watanabe K (2013) Origin and diversification of freshwater fishes in Lake Biwa. Okuda N, Watanabe K, Fukumori K, Nakano S, Nakazawa T (eds) Biodiversity in aquatic systems and environments: in Lake Biwa. Springer, Tokyo
Watanabe K, Iguchi K, Hosoya K, Nishida M (2000) Phylogenetic relationships of Japanese minnow, *Pseudorasbora* (Cyprinidae), as inferred from mitochondrial 16S rRNA gene sequences. Ichthyological Research, 47:43-50
Yonekura R, Nakai K, Yuma M (2002) Trophic polymorphism in introduced bluegill in Japan. Ecological Research, 17:49-57

西野　麻知子（びわこ成蹊スポーツ大学）

調査サイトの概要

底生動物調査では、第 1 期（2009～2013 年）及び第 2 期（2014～2018 年）の間に計 7 サイトの調査を実施した。第 1 期で調査を実施した 4 サイト（琵琶湖・阿寒湖・木崎湖・池田湖）の調査サイト概要については、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書（以下「第 1 期とりまとめ報告書」と言う。）」を参照されたい。第 2 期で調査を実施した 3 サイト（支笏湖・摩周湖・猪苗代湖）について、以下にサイト概要を述べる。

支笏湖サイト

支笏湖は、北海道の南西部に位置する淡水のカルデラ湖で、1 年を通して結氷せず、湖水の鉛直循環は年 2 回とされる（支笏湖の人と自然編集委員会 2007）。面積 78.61 km^2、平均水深 265.4 m、最大水深 363.0 m、海抜高度 248 m にある貧栄養湖である。流入河川は、美笛川、オコタンペ川、ニナル川、フレナイ川の 4 河川で、千歳川に流出し、「支笏洞爺国立公園」内に位置している。

調査は、2014 年 8 月 27～28 日に実施した。湖心から北東の地点（St. 1：水深 370 m）及び湖心からやや西の地点（St. 2：水深 369 m）の計 2 地点（図 2-2-3-1）に調査地点を設けた。

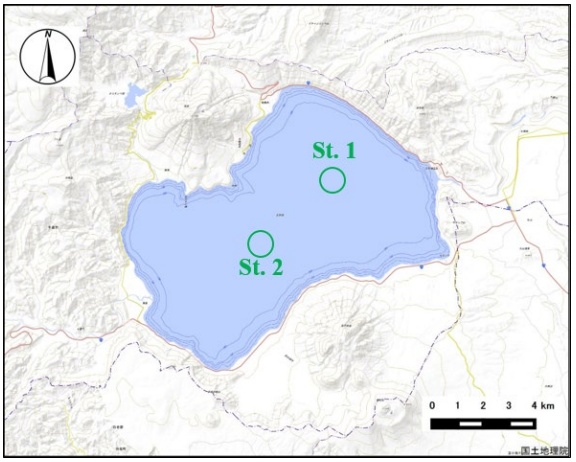


図 2-2-3-1. 支笏湖サイトの調査地点概略と景観.

摩周湖サイト

摩周湖は、北海道東部に位置する淡水のカルデラ湖である。湖水の鉛直循環は年 2 回で、12～4 月に結氷する（田中 2004、国立環境研究所 2018 ： http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/mashu/contents /results.html、2018 年 9 月 28 日確認）。海抜高度 351 m、湖の表面積 19.1 km^2、平均水深 143.9 m、最大水深 212 m で、かつて世界でもっとも透明度の高い湖であった貧栄養湖である。田中（2004）によると流入河川は 2 本とされ、流出河川はない。摩周湖周辺は、「阿寒国立公園」に指定され、特別保護地区として立ち入りが制限されている。

調査は、2015 年 8 月 26～27 日に実施した。湖最深部（St. 1：水深 211 m）に加え、3 地点の補足地点（St. 2：水深 205 m；St. 3：150 m；St. 4：44 m）の計 4 地点に調査地点を設けた（図 2-2-3-2）。

猪苗代湖サイト

猪苗代湖は、福島県の中央に位置する断層湖である。かつては硫黄鉱山や付近で湧き出る温泉からの水の流入のため、湖水の pH は 4～5 程度の酸栄養湖であったが、生活排水等の流入により 1995 年頃から pH が上昇し、2007 年には湖心で pH 6.5 とほぼ中性となった（菊池・佐藤 2010）。湖水の鉛直循環は、かつては年 2 回循環（吉村 1976）であったが、近年は年 1 回循環とされる。ただし、1 年を通して結氷はし

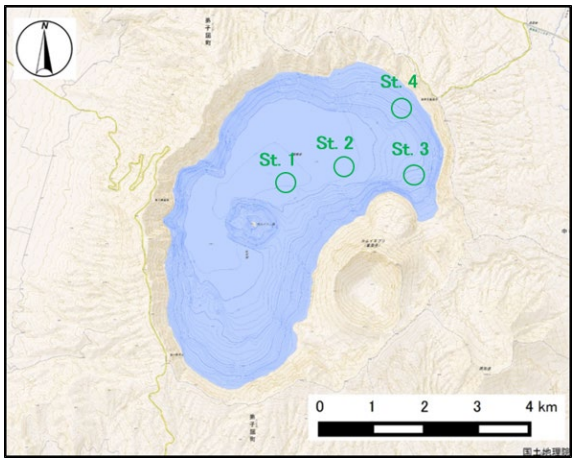


図 2-2-3-2. 摩周湖サイトの調査地点概略と景観.

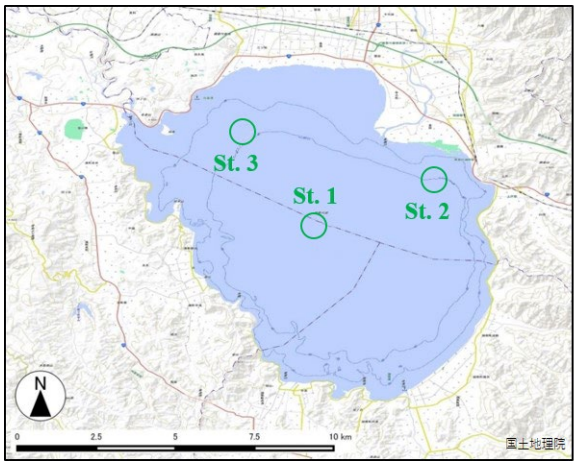


図 2-2-3-3. 猪苗代湖サイトの調査地点概略と景観.

ない。湖の表面積 104.4 km^2、平均水深 51.5 m、最大水深 94.6 m、海抜標高 514 m である。流入河川は 37 本で、阿賀野川と阿武隈川を通じて日本海と太平洋にそれぞれ流出する。環境省「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」に選定されており、「磐梯朝日国立公園」内に位置する。また、「猪苗代湖ミズスギゴケ群落」と「猪苗代湖のハクチョウおよびその渡来地」が国指定天然記念物に指定されている。

調査は、2016 年 8 月 5 日に実施した。湖最深部（St. 1：水深 93 m）と、上戸沖（St. 2：水深 58.4 m）、長浜沖（St. 3：水深 48.1 m）の計 3 点に調査地点を設けた（図 2-2-3-3）。

調査結果

第 1 期に実施した調査の結果については、「第 1 期とりまとめ報告書」及び本報告書の表 2-2-3-1 と表 2-2-3-2 を参照されたい。

支笏湖サイト

St. 1

湖底直上水（底直上約 1 m）の溶存酸素濃度は 7.98 mg/L（飽和度 No Data）であった。採取した底泥は無臭で、泥色は茶色（マンセル値：10YR4/3 及び 10YR4/6）で、無臭であった（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスは、イトミミズ亜科の複数種（89±0 個体/m^2：計 3 回の採泥で採集された個体数の平均±標準偏差:以下、同様）、トウヤオヨギミミズ(59±84 個体/m^2)であった。また、貧毛類の一種の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。メイオベントス（体長が 0.42 mm より大きく 1 mm より小さい底生動物）中、もっとも高密度だったのは、ソコミジンコ類（3363±1950 個体/m^2）、次いで線虫類（3215±1575 個体/m^2）、ケンミジンコ類（74±55 個体/m^2）の順であった。

表 2-2-3-1. 第 1 期（2009-2013 年）底生動物調査の各サイトの調査地点概要（モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書より）

湖沼名	阿寒湖		木崎湖		琵琶湖		池田湖	
調査年月日	2011年8月4日	2011年8月4日	2012年8月10日	2012年8月10日	2010年1月27日	2011年2月2日	2013年8月27日	2013年8月27日
調査地点名	湖盆中央部	補足地点（チュウルイ島南）	湖盆中央部	補足地点	北湖第1湖盆中央部（N4）	北湖第1湖盆中央部（N4）	湖盆中央部	補足地点
調査地点の緯度（WGS84）	43.4528	43.4624	36.5588	36.5526	35.3789	35.3789	31.2348	31.2428
調査地点の経度（WGS84）	144.1067	144.1086	137.8369	137.8361	136.0966	136.0966	130.5675	130.5567
調査地点の水深（m）	34.8	19.7	28.7	26	92.4	92.4	233	103
表層水温（℃）	22.7	22.3	22.3	22.3	8.6	7.52*	29.3	30.1
表層水のクロロフィルa量（μg/L）	1.3	－	2.4	－	1.3*	1.1*		
透明度（m）	6.55	－	6.3	－	11	－	8.9	－
泥温（℃）	7.1	7.8	5.9	6.1	8.2	6.8	11	11
泥厚（cm）	6.0	6.7	7.5	7.5	6.5	6.6	6.5	5.5
泥色（マンセル値）	黒（N）,一部茶褐色（10YR3/2）	黒味をおびた茶色（10YR3/2）	黒味をおびた茶色（10YR3/2）	黒味をおびた茶色（10YR3/2）	黒、一部茶褐色（酸化鉄、酸化マンガンの存在）	黒、一部茶褐色（酸化鉄、酸化マンガンの存在）	10YR2/1	2.5Y3/1
泥の臭い	硫化水素臭なし	硫化水素臭なし	どぶ臭、硫化水素臭なし	どぶ臭、硫化水素臭なし	やや腐敗臭	やや腐敗臭	ややどぶ臭	ややどぶ臭
湖底直上水の水温（℃）	－	10.4	5.6	5.9	8.23 (91m)*	7.17 (91.1m)*	11.9	11.8
湖底直上水の溶存酸素濃度（mg/L）	－	6.69	0.01	0.02	8.06 (91m)*	10.27 (91.1m)*	0.66	4.38
湖底直上水の溶存酸素濃度飽和度（%）	－	59.70%	0	0.2	71% (91m)*	88% (91.1m)*	6.9	45.3

＊プロファイラー（F-probe）による測定値

表 2-2-3-2. 第 1 期（2009-2013 年）底生動物調査にて採集された底生動物と 1m^2 あたりの個体数（モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書の表 1-7 を改変）

		阿寒湖		木崎湖		琵琶湖		池田湖	
		2011年8月4日	2011年8月4日	2012年8月10日	2012年8月10日	2010年1月27日	2011年2月2日	2013年8月27日	2013年8月27日
分類群（門）	和名	湖盆中央部	補足地点（チュウルイ島南）	湖盆中央部	補足地点	北湖第1湖盆中央部（N4）	北湖第1湖盆中央部（N4）	湖盆中央部	補足地点
線形動物門	線形動物門の一種	0	0	0	0	100	222	0	0
環形動物門	ミズミミズ亜科の一種	0	133	0	0	0	0	0	0
	ミズミミズ亜科の一種または複数種（A）※1	0	400	0	0	0	0	0	0
	ミズミミズ亜科の一種または複数種（B）※2	0	711	0	0	0	0	0	0
	エラミミズ	0	0	0	0	50	444	0	0
	イトミミズ	0	0	9821	21111	500	578	0	0
	イトミミズの卵包	0	0	10439	1998	0	0	0	0
	イトミミズ亜科の一種	0	0	0	0	2075	1555	0	577
	イトミミズ亜科の卵胞	0	0	0	0	0	0	0	44
軟体動物門	マメシジミ	0	178	0	0	0	0	0	0
節足動物門	ミジンコ科の一種	0	0	0	0	50	0	0	0
	枝角亜目の一種	0	0	0	0	650	+++	0	0
	ケンミジンコ目の一種または複数種（ケンミジンコ類）※3	0	0	0	0	3475	+++	0	0
	ソコミジンコ目の一種または複数種（ソコミジンコ類）※4	0	+++	0	0	75	222	0	0
	貝形虫亜綱の一種	0	++	0	0	150	133	0	0
	アナンデールヨコエビ	0	0	0	0	150	133	0	0
	ユスリカ科の一種	0	1867	0	133	0	178	0	133
	フサカ類の一種	0	0	89	0	0	0	0	0
コケムシ動物門	ハネコケムシ科の休芽	0	0	0	0	0	0	355？	2264

「モニタリングサイト 1000 陸水域調査湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書の表 1-7」では、※1：ミズミミズ亜科の一種、※2：ミズミミズ亜科の一種、※3：キプロクス目の一種、※4：ハルパクチクス目の一種と表記されている。
「++」は 2200～4400 個体を、「+++」は 4500 個体以上を示した。
「モニタリングサイト 1000 陸水域調査湖沼・湿原 2009-2013 年度とりまとめ報告書の表 1-7」では、2010 年に琵琶湖で実施した調査で採集された個体数を m^2 換算する際の計算に誤りがあったので本表中では修正した.

St. 2

湖底直上水の溶存酸素濃度は 8.21 mg/L（飽和度 72.2%）であった。採取した底泥は無臭で、泥色は茶色（マンセル値：10YR4/3）であった（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、イトミミズ類（178±126 個体/m^2）、ナガレイトミミズ亜科の一種（148±76 個体/m^2）、ナガレイトミミズ属の一種（89±63 個体/m^2）、トウヤオヨギミミズ（59±84 個体/m^2）、ミズミミズ科の一種（59±55 個体/m^2）、キタヒメミミズ（30±21 個体/m^2）の順であった。また、貧毛類の一種の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントス中でもっとも高密度だったのは線虫類（4682±2527 個体/m^2）、緩歩動物門（クマムシ類）の一種（1496±1362 個体/m^2）、ソコミジンコ類（74±105 個体/m^2）であった。

摩周湖サイト

St. 1

湖底直上水の溶存酸素濃度は 12.7 mg/L（飽和度 73%）であった。採取した底泥は無臭で、

表 2-2-3-3. 第 2 期（2014-2016 年度）の底生動物調査サイトでの調査地点概要

湖沼名	支笏湖					
調査年月日	2014年8月27日	2014年8月27日	2014年8月27日	2014年8月27日	2014年8月28日	2014年8月28日
調査地点名		St.1			St.2	
調査地点の緯度(WGS84)	42.774	42.7696	42.7672	42.7517	42.7512	42.7512
調査地点の経度(WGS84)	141.354	141.3566	141.3597	141.3227	141.325	141.325
調査地点の水深(m)	364	370	370	369	370	369
表層水温(℃)	19.7	ND	20.4	20.3	20.4	ND
透明度(m)	19	ND	ND	ND	12.8	ND
泥温(℃)	6.2	4.1	4.1	4	4	3.9
泥厚(cm)	2.0	6	6	6.5	6.5	5.5
泥色(マンセル値)	10YR4/3	10YR4/3、10YR4/6	10YR4/3	10YR4/3	10YR4/3	10YR4/3
泥の臭い	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭
湖底直上水の水温 (℃)	4.2	ND	ND	ND	4.1	ND
湖底直上水の溶存酸素濃度 (mg/L)	7.98	ND	ND	ND	8.21	ND
湖底直上水の溶存酸素濃度飽和度 (%)	ND	ND	ND	ND	72.2%	ND

湖沼名	摩周湖									
調査年月日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月27日	2015年8月26日	2015年8月26日	2015年8月26日
調査地点名		St.1			St.2			St.3		St.4
調査地点の緯度(WGS84)	43.58942	43.58928	43.58902	43.595944	43.596417	43.596111	43.58824	43.58824	43.58894	43.60247
調査地点の経度(WGS84)	144.53258	144.53285	144.53267	144.549611	144.548694	144.549056	144.56647	144.56647	144.56656	144.56009
調査地点の水深(m)	211	211	211	205	205	205	150	145	154	44
表層水温(℃)	16.3	16.4	16.3	16.8	ND	ND	16.3	16.3	16.9	16.2
透明度(m)	17.2	17.2	17.2	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
泥温(℃)	3.9	3.7	3.7	4.2	3.8	3.7	3.9	3.7	4	5.9
泥厚(cm)	6.5	6.5	6.5	4	5	5.5	6.5	6	5	5.5
泥色(マンセル値)	10R5/10、10R5/6	2.5YR5/4	2.5YR5/4	10Y124/3	10YR4/3	10YR4/3	7.5YR3/3	7.5YR3/3	7.5YR3/3	10YR4/3
泥の臭い	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭
湖底直上水の水温 (℃)	3.96	3.96	3.96	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
湖底直上水の溶存酸素濃度 (mg/L)	12.7	12.7	12.7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
湖底直上水の溶存酸素濃度飽和度 (%)	73.0%	73.0%	73.0%	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

湖沼名	猪苗代湖								
調査年月日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日	2016年8月5日
調査地点名		St.1			St.2			St.3	
調査地点の緯度(WGS84)	37.47359	37.47359	37.47359	37.49221	37.49221	37.49221	37.51073	37.51073	37.51073
調査地点の経度(WGS84)	140.09245	140.09245	140.09245	140.13672	140.13672	140.13672	140.06418	140.06418	140.06418
調査地点の水深(m)	93	93	93	58.4	58.4	58.4	48.1	48.1	48.1
表層水温(℃)	25.8	25.8	25.8	25.6	25.6	25.6	25.2	25.2	25.2
透明度(m)	11.1	11.1	11.1	7.85	7.85	7.85	8.08	8.08	8.08
泥温(℃)	6.3	6	6	7.1	6.8	6.5	8	6.9	7
泥厚(cm)	7.0	7.3	7	6.5	7	6.8	6.1	6.8	6.5
泥色(マンセル値)	10YR4/4	10YR4/6	10YR4/6	10YR5/4	10YR4/4	10YR4/6	7.5YR5/8	7.5YR5/8	7.5YR4/4
泥の臭い	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭	無臭
湖底直上水の水温 (℃)	6.7	6.7	6.7	7.3	7.3	7.3	7.7	7.7	7.7
湖底直上水の溶存酸素濃度 (mg/L)	7.17	7.17	7.17	9.47	9.47	9.47	9.82	9.82	9.82
湖底直上水の溶存酸素濃度飽和度 (%)	73.9%	73.9%	73.9%	ND	ND	ND	ND	ND	ND

表 2-2-3-4. 第 2 期（2014-2016 年）底生動物調査にて採集された底生動物と 1m^2 あたりの個体数（3 回の採泥の平均±標準偏差）

		支笏湖		摩周湖				猪苗代湖		
分類群(門)	和名	St.1	St.2	St.1	St.2	St.3	St.4	St.1	St.2	St.3
線形動物門	線形動物門の一種または複数種(線虫類)	3215±1575	4682±2527	1585±291	193±117	474±222	711	0	0	0
環形動物門	貧毛類の一種の卵胞	+	+	0	+	+	+	+	+	0
	ミズミミズ科の一種	0	59±55	0	0	0	0	0	0	0
	ミズミミズ科の複数種(ミズミミズ類)	0	0	0	15±21	0	356	0	0	0
	イトミミズ亜科の複数種(イトミミズ類)	89±0	178±126	0	0	0	0	59±55	0	0
	イトミミズ	0	0	0	163±55	44±36	1644	489±36	74±42	0
	ユリミミズ	0	0	0	59±55	0	178	0	0	0
	キタヒメミミズ	0	30±21	0	0	0	0	0	0	0
	ミジンヒメミミズ属の一種	0	0	0	30±42	30±42	133	0	0	0
	ナガレイトミミズ亜科の一種	0	148±76	0	0	0	0	0	0	0
	ナガレイトミミズ属の一種	0	89±63	0	0	0	0	0	0	0
	ヤマナガレイトミミズ	0	0	0	785±304	207±84	89	0	0	0
	ナガレイトミミズ	0	0	0	0	0	0	148±42	0	30±21
	トウヤオヨギミミズ	59±84	59±84	0	0	0	0	0	0	0
扁形動物門	渦虫綱の一種	0	0	0	0	0	0	0	15±21	0
緩歩動物門	緩歩動物門の一種または複数種(クマムシ類)	0	1496±1362	0	15±21	0	0	0	0	0
節足動物門	ケンミジンコ目の一種または複数種(ケンミジンコ類)	74±55	0	0	0	0	0	4059±1323	1896±495	4756±672
	ソコミジンコ目の一種または複数種(ソコミジンコ類)	3363±1950	74±105	0	119±91	696±282	622	15±21	30±21	74±21
	枝角亜目の一種または複数種(枝角類)	0	0	0	0	0	0	44±36	15±21	0
	貝形虫亜綱の一種または複数種(貝形虫類)	0	0	0	0	0	0	30±42	0	282±186
	ユスリカ科の一種(ユスリカ類)	0	0	0	0	15±21	0	0	15±21	30±42

+：調査にて確認されたが生息密度は算出していないことを示す。
摩周湖の St.4 は採泥が 1 回のみであったので採集個体数を 1m^2 に換算した数を示した。

泥色はマンセル値：2.5YR5/4 及び 10R5/10、10R5/6 であった（表 2-2-3-3）。

マクロベントスは、3 回のエクマン・バージ再泥器の採集で確認されず、採集されたメイオベントスは線虫類（1585±291 個体/m^2）のみであった（表 2-2-3-4）。

St. 2

採取した泥は無臭で、泥色はマンセル値 10Y124/3 及び 10YR4/3 であった。湖底直上水の溶存酸素濃度は測定していない（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、ヤマナガレイトミミズ（785±304 個体/m^2）、イトミミズ（163±55 個体/m^2）、ユリミミズ（59±55 個体/m^2）、ミジンヒメミミズ属の一種（30±42 個体/m^2）、ミズミミズ科の複数種（ミズミミズ類）（15±21 個体/m^2）の順であった。また、貧毛類の一種の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントスは線虫類（193±117 個体/m^2）、ソコミジンコ類（119±91 個体/m^2）、クマムシ類（15±21 個体/m^2）が採集された。

St. 3

採取した泥は無臭で、泥色はマンセル値 7.5YR3/3 だった。湖底直上水の溶存酸素濃度は測定していない（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、ヤマナガレイトミミズ（207±84 個体/m^2）、イトミミズ（44±36 個体/m^2）、ミジンヒメミミズ属の一種（30±42 個体/m^2）、ユスリカ類（15±21 個体/m^2）の順であった（表 2-2-3-4）。また貧毛類の一種の卵胞も採集された。

メイオベントスは、ソコミジンコ類（696±282 個体/m^2）及び線虫類（474±222 個体/m^2）が採集された。

St. 4

採取した底泥は無臭で、泥色はマンセル値 10YR4/3 であった。湖底直上水の溶存酸素濃度は測定していない（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、イトミミズ（1644 個体/m^2）、ミズミミズ類（356 個体/m^2）、ユリミミズ（178 個体/m^2）、ミジンヒメミミズ属の一種（133 個体/m^2）、ヤマナガレイトミミズ（89 個体/m^2）の順であった。また、貧毛類の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントスは、線虫類（711 個体/m^2）、ソコミジンコ類（622 個体/m^2）が採集された。

猪苗代湖サイト

St. 1

湖底直上水の溶存酸素濃度は 7.17 mg/L（飽和度 73.9%）であった。採取した底泥は無臭で、泥色は赤褐色（マンセル値：10YR4/4 及び 10YR4/6）であった（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、イトミミズ（489±36 個体/m^2）、ナガレイトミミズ（148±42 個体/m^2）、イトミミズ類（59±55 個体/m^2）の順で、貧毛類の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントスは、ケンミジンコ類（4059±1323 個体/m^2）、枝角類（44±36 個体/m^2）、貝形虫類（30±42 個体/m^2）、ソコミジンコ類（15±21 個体/m^2）が採集された。

St. 2

湖底直上水の溶存酸素濃度は 9.47 mg/L（飽和度 No Data）であった。採取した底泥の色は赤褐色（マンセル値：10YR5/4 及び 10YR4/4、10YR4/6）で無臭であった（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、イトミミズ（74±42 個体/m^2）、ユスリカ類（15±21 個体/m^2）の順で、貧毛類の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントスは、ケンミジンコ類（1896±495 個体/m^2）、ソコミジンコ類（30±21 個体/m^2）、渦虫綱の一種（15±21 個体/m^2）、枝角類（15±21 個体/m^2）が採集された。

St. 3

湖底直上水の溶存酸素濃度は 9.82 mg/L（飽和度 No Data）であった。採取した底泥は赤褐色（マンセル値：7.5YR5/8 及び 7.5YR4/4）で、無臭であった（表 2-2-3-3）。

採集されたマクロベントスの密度は、ナガレイトミミズ（30±21 個体/m^2）、ユスリカ類（30±42 個体/m^2）の順で、貧毛類の一種の卵胞も採集された（表 2-2-3-4）。

メイオベントスは、ケンミジンコ類（4756±672 個体/m^2）、貝形虫類（282±186 個体/m^2）、ソコミジンコ類（74±21 個体/m^2）が採集された。

総　括

既存の調査との比較

支笏湖

今回の支笏湖最深部での底生動物調査は、既存の調査を合わせると 3 例目で、直近の 2000 年の調査からは 14 年ぶりであった。また、メイオベントスを対象とした調査は 2 例目で、14 年ぶりの調査となった。

支笏湖の底生動物調査を最初に行ったのは Miyadi（1932）で、1931 年 7 月にエクマン・バ

ージ型採泥器を用いて、水深 6〜230 m までの 6 地点で採泥し、水深 230 m で“Tubifex”（156 個体/m²）を採集している。上記調査において採泥当日の湖底直上の溶存酸素濃度は不明だが、1929 年 8 月の水深 200 m での溶存酸素濃度は 7.64 cc/L（飽和度 89%）であった（宮地 1929）。しかし、Miyadi（1932）では湖最深部での調査は実施していない。湖最深部での底生動物調査は 1973 年 8 月の北川（1975a）が最初で、水深 352 m の最深部でエクマン・バージ型採泥器を用いて“Tubifex”（104〜156 個体/m²）を得ている。この時の最深部湖底直上の溶存酸素飽和度は 87.3%であった。

なお支笏湖や後述の摩周湖、猪苗代湖も含め、宮地（1929）、Miyadi（1932）や北川（1974、1975a, b）の一連の研究で“Tubifex”と表記されている動物は、「ミズミミズ科イトミミズ属 Tubifex」ではなく、「水生貧毛類」を意味している（大高 2018）。そのため、本稿中においても上記報告の中の「水生貧毛類」を指す際には“Tubifex”（イタリックではない）を使用するが、当該表記は「水生貧毛類」と読み替える必要がある。

その 27 年後の 2000 年 7 月に大高・伊藤（2002）は水深 360 m の最深部でエクマン・バージ型採泥器での採集（1 地点 2 回）を行い、貧毛類 4 科 1245 個体/m²（ミズミミズ科：756 個体/m²、オヨギミミズ科：422 個体/m²、ヒメミミズ科：45 個体/m²、ナガミミズ科：22 個体/m²）を得た。優占種はヒメオヨギミミズで、他にヤマナガレイトミミズも確認された（大高・伊藤 2002）。

本事業における調査での最深部の水生貧毛類密度は 88.9±0 個体/m² と、大高・伊藤（2002）による 2000 年に実施された調査の 1/10 以下に低下し、当該調査で優占種であったヒメオヨギミミズは本調査では採集されなかった。一方、これまで支笏湖最深部での記録のないユリミミズが St. 2、St. 4 で初めて採集された。本調査で採集された標本を同定いただいた大高氏によると、標本の状態が悪く、確実な同定はできなかったが、St. 2 で採集されたナガレミズミミズ属の一種はヤマナガレイトミミズである可能性が高いとのことであった。本種は北海道と北東北の河川の上流域や湧水に広く分布する冷水性のイトミミズ類で、支笏湖や洞爺湖、摩周湖、十和田湖等、強い貧栄養湖の湖底に共通して出現することが知られている（Ohtaka 2001, 2014）。また、大高氏によると、ナガレミズミミズ亜科の一種とイトミミズ亜科の複数種については、成熟した個体が採集されていないが、外部形態が既知のいずれの貧毛類にも該当しないため、未記載種の可能性が高いとのことだった。

また、St. 2 で採集されたキタヒメミミズはカナダ西岸の河口域から採集された標本を基に記載された種だが、カムチャッカの湖沼や支笏湖、洞爺湖でも記録されている（Ohtaka 2014）。日本の湖沼において、湖深底部から知られるヒメミミズ科は本種のみである（これまでに採集されたのは支笏湖と洞爺湖のみ）。また、トウヤオヨギミミズは、2004 年に洞爺湖から新属新種として記載され（Fend and Ohtaka 2004）、これまでに洞爺湖と支笏湖の深底部からしか見つかっていないが（Ohtaka 2014）、本来は地下水性だと考えられている（Fend and Ohtaka 2004）。

St. 1 と St. 2 におけるマクロベントスの密度は、好気的な環境にも関わらず、それぞれ 148 個体/m²、562 個体/m² ときわめて低かった。これは、強い貧栄養の環境を反映しているものと思われる。

摩周湖

今回の摩周湖での深底部における底生動物調査は、既存の調査を合せると 4 例目で、直近の 1999 年の調査から 16 年ぶりである。また、メイオベントスを対象とした調査は 2 例目で、16 年ぶりの調査となった。

摩周湖の底生動物を最初に調査したのは北海道庁（1972）で、水深 35〜82 m の湖底でユスリカ幼虫 44〜932 個体/m² を報告した。北川（1975b）では、1974 年 8 月に水深 26〜209 m の湖底からエクマン・バージ採泥器を用いて採泥したが、水深 186〜209 m の湖底では、底生動物は採集されなかった。この時の透明度は 24.6 m で、最深部である水深 209 m の湖底直上水の溶存酸素飽和度は 95.6%（水温 4.5℃）であった。

その 25 年後、大高（2001）が 1999 年 9 月に調査を行い、水深 150 m と 210 m（最深部）でそれぞれヤマナガレイトミミズ（330 個体/m²）及びヤマナガレイトミミズとイトミミズ（合わせて 75 個体/m²）を採集した。この時の水深 210 m の湖底直上水の溶存酸素量は 12.8 mg/L（水温 3.7℃）で、飽和度 100%と溶存酸素濃度は十分に高かった（GEMS/WATER 2000：http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/gems_jnet/station/mashu_policy.html、2018 年 3 月 14 日確認）。なおヤマナガレイトミミズは、摩周湖と同じ貧栄養のカルデラ湖である十和田湖の深底部で優占するのみならず、集水域の山地渓流にも生息することから、本来、河川の上流域

や湧水に生息する地下水性の低温・狭温性の種類が集水域から侵入したと考えられている（大高 2001）。

本事業の調査では、湖心の最深部においてマクロベントスは採集されなかったが、St. 2 及び St. 3 ではヤマナガレイトミミズ（St. 2 : 785±304 個体/m^2、St. 3 : 207±84 個体/m^2）が採集された。湖心部でマクロベントスが採集されなかった理由は、溶存酸素濃度のデータがないこともあり、現段階では不明である。

猪苗代湖

今回の猪苗代湖での深底部における底生動物調査は、既存の調査を合せると 4 例目で、直近の 2005 年の調査から 11 年ぶりである。また、メイオベントスを対象とした調査は 2 例目で、11 年ぶりの調査となった。

猪苗代湖の底生動物相を最初に調査したのは宮地（1929）で、1928 年 6 月 10～11 日に水深 73～87 m の湖底で採集を行った結果では、少数の“Tubifex”が採集されたのみ（密度不明）と記述されている。この時の水深 80 m の湖底における溶存酸素飽和度は 100%だった。その 45 年後に調査を実施した北川（1974）は、1973 年 5 月に水深 21.8～91.3 m までの湖底 23 点で、同年 8 月に水深 26.5～77 m までの湖底 17 点でそれぞれ底生動物調査を行い、5 月には水深 91.3 m の最深部から“Tubifex”（936～1144 個体/m^2）を、8 月には水深 74.5～77 m の湖底からユスリカ科（0～52 個体/m^2）及び“Tubifex”（104～572 個体/m^2）を採集した。

北川（1974）による調査の 32 年後に調査を実施した大高（2009）は、2005 年 8 月に水深 44.5 m、56.3 m 及び 93 m（湖心）にてエクマン・バージ採泥器でそれぞれ 3 回の採泥を行い、マクロベントス及びメイオベントスを採集した。全ての地点でナガレイトミミズ（湖心 93 m での密度：415±296 個体/m^2）とユスリカ科（湖心 93 m での密度：30±26 個体/m^2）が採集され、水深 56.3 m の地点でイトミミズ科（15±26 個体/m^2）が採集されたが、イトミミズはどの地点からも採集されなかった。

本調査では、水深 93 m の最深部で、2009 年の調査では確認されなかったイトミミズ（489±36 個体/m^2）が採集された。また、ナガレイトミミズ（148±42 個体/m^2）、イトミミズ類（59±55 個体/m^2）も採集されたが、ナガレイトミミズの密度は 2009 年の調査よりもやや低かった。

かつての猪苗代湖は、流入河川からの酸性水の影響で pH4～5 の酸栄養湖で、生物生産が乏しく COD で 0.5 mg/L 前後と、水質そのものはきわめて良好であった（中村ほか 2014）。しかし 1988 年以降、中性化が進み、2012 年には湖心の pH が 6.8 に達した。この間に非調和型湖沼※から調和型湖沼※へと変化したと考えられる。その結果、COD が上昇し、大腸菌群数が環境基準を超える等の水質汚濁が問題となっている。水質汚濁の理由として、中村ほか（2014）では、北部水域に長年流入して蓄積されてきた汚濁物質の堆積と、これを栄養分として繁茂する水生植物の枯死による有機物の蓄積によるとしている。本事業による猪苗代湖での調査でも、St. 1（湖心）及び St. 2 でこれまで分布記録のなかったイトミミズが採集されており、本種の存在は最深部が調和型湖沼の湖底環境に変化しつつあることを示している。

また、猪苗代湖では湖水の循環様式がかつての年 2 回循環から年 1 回循環へと変化してきた。非調和型湖沼から調和型湖沼へと変化する一方、湖水の循環様式も変化しており、湖底生物はその両方の影響を受けている。8 月における最深部の湖底直上水の溶存酸素飽和度は 74%あるが、循環期直前の値については情報がなく、どの程度貧酸素環境になっているか不明である。その意味で今後の生物相の変化について注視すべき湖であるといえる。

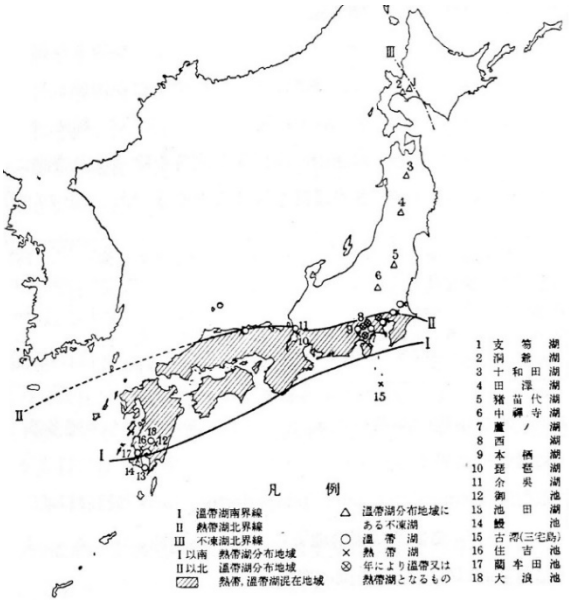


図 2-2-3-4. 日本の湖沼の水温標識（吉村 1933 より転載）.

※調和型はその生産の内容に調和がとれている湖で、世界の湖の大部分がこれに属する。調和型には、生産

の多少により富栄養型と貧栄養型とがあり、両者の中間に中栄養型を設けることもある。非調和型は生産の内容が不均衡な湖で、そのなかには腐植栄養型、酸栄養型、アルカリ栄養型、鉄栄養型がある。

湖水循環様式及び湖沼型の変化が底生動物に与える影響

南北に長い日本列島の湖沼は、水温構造から熱帯湖（年中水温 4℃以上）、温帯湖（最高水温 4℃以上、最低水温 4℃以下）に分類される。熱帯湖はさらに年間を通して水温が 20℃以上の熱帯湖と、4-20℃の亜熱帯湖に細分される（吉村 1976）。吉村（1976）は、日本の湖沼の水温標識を整理し、琵琶湖（北部）と芦ノ湖を東西に結ぶ線（概ね北緯 36 度）を熱帯湖の北界線とした（図 2-2-3-4 のライン II）。

Wetzel（2001）は、湖水の循環型と緯度、海抜高度との関係を整理した。この分類に従うと、琵琶湖以南の亜熱帯湖は年 1 回循環湖（冬季に全循環）に相当する一方、中部東北日本、北海道に位置する温帯湖は年 2 回循環湖（春季と秋季の 2 回循環）に相当する。すなわち、2013 年以降に調査を行った 7 湖沼中、池田湖と琵琶湖は年 1 回循環湖、他の湖は年 2 回循環湖となる。

上記の分類では、猪苗代湖（北緯 37.5 度）は、かつては年 2 回循環湖であったが、現在は水温構造の月別変化から年 1 回循環湖と考えられる。猪苗代湖とほぼ同緯度に位置する三春ダム（北緯 37.4 度、平均水深 36 m）も同様に、年 1 回循環と報告されている（大高・一柳 2015）。北緯 39.7 度に位置する御所ダム（平均水深 26 m）も、2007 年の調査結果から年 1 回循環と考えられている（大高・一柳 2015）。ダム湖は、湖の水容量に対して流入水量が大きく、かつ人為的な水位管理が行われているため、循環様式を自然の湖沼と同列に論じるのは難しい。しかし、北緯 36 度以北で 7 つのダム湖が年 1 回循環と推測されている事実は、今後、温暖化の進行とともに、北緯 36 度以北の自然湖沼でも年 1 回循環となる湖がみられる可能性が高いことを示唆している。

琵琶湖は年 1 回循環湖だが、暖冬により 2007 年初期の鉛直全層循環の期間が約 2 週間ときわめて短かった。その結果、2007 年の秋期には北湖の第 1 湖盆で溶存酸素濃度のきわめて低い水塊が確認され、水中ロボットによる撮影によりイサザやスジエビの多くの死骸が撮影された（熊谷 2008）。2008 年も、循環期直前の 11 月に水深 90 m の湖底直上での溶存酸素濃度が過去 30 年間の最低値（0.5 mg/L）を記録した（焦ほか 2011）。琵琶湖よりさらに南に位置する池田湖は、琵琶湖と同じ年 1 回循環湖であったが、地球温暖化に伴い冬季鉛直循環がほぼ停止し、1986 年以降では深底部湖底直上水の溶存酸素濃度がほぼゼロの状態が続いている（平江 2000）。

このように、地球温暖化に伴って暖冬の年が続くと、琵琶湖のような年 1 回循環湖では、湖水の鉛直循環が十分に行われず、湖深底部にまで十分な酸素が供給されなくなり、湖底の生物群集に大きな影響が出ている。さらに、同じく年 1 回循環湖の池田湖のように、長期間にわたり鉛直循環が行われなくなった湖では、深底部が無酸素状態となり、湖底に底生動物がまったく生息しなくなっていることも本事業の第 1 期における調査からも明らかである。

一方、阿寒湖や木崎湖のように、富栄養化が進行した湖では、生産量が増大した結果、湖深底部に堆積するプランクトン等の死骸等が増加し、その分解に溶存酸素が消費された結果、深底部が貧酸素状態となり、底生動物が死滅する現象が観察されている（伊藤・宇野 1980）。第 1 期調査でも、阿寒湖や木崎湖の深底部では生きた底生動物は採集されなかった。このように、富栄養化も、温暖化による冬期鉛直循環の休止と同様に、湖深底部の貧酸素化を促進する方向に働く。

ただし、支笏湖や摩周湖等の貧栄養湖に生息する底生動物への温暖化の影響に関する情報は乏しい。大高（2018）は、貧栄養湖の深底部における底生動物相について、「暗黒で水温が通年約 4℃と変化がなく、貧栄養で酸素が豊富な貧栄養湖の湖底は、地下水に匹敵する環境である。そこにみられる動物群集は、周囲の地下水や湧水から入り込んだ低温狭温性で酸素要求性の高い水生動物からなる寄り合い所帯だと推測される。これは、貧栄養で酸素ストレスのない遷移系列初期に湖底で実現される動物相の特徴とみなされるかもしれない。このような環境に生息する動物は、おそらく酸素ストレスをはじめとした環境変化に敏感で、群集は脆弱であると推測されるため、湖沼環境の保全にとって重要な指標となる可能性がある。」と述べている。また、大高（2018）は、富栄養化指数（Trophic State Index：TSI）と貧毛類各種の関係についても言及し、日本の湖沼における各種の分布調査に基づき、ヒメオヨギミミズ、トウヤオヨギミミズ、キタヒメミミズは TSI 30 未満、ヤマナガレイトミミズが TSI 40 未満の貧栄養湖に特有の種であることを示し、これらの

種は酸素ストレスをはじめとした環境変化に敏感だと推測され、湖沼環境の保全にとって重要な指標となると述べている。今後、地球温暖化がさらに進み、温帯湖の湖水の循環様式が変化した場合、湖深底部が一時的にでも貧酸素化する可能性が予想される。その場合、上記 4 種の消長が一つの指標となりうると考えられる。

本事業による調査で、上記 4 種の内、支笏湖の最深部では、2000 年に実施された調査（大高・伊藤 2002）で優占していたヒメオヨギミミズが確認されず、貧毛類の密度が 1/10 以下に低下していた。また、摩周湖では、最深部で貧毛類をはじめとするマクロベントスがまったく採集されなかった一方で、St. 2 及び St. 4 からは、これまで採集記録のなかったユリミミズが採集された。本種は、富栄養湖では普通種で、貧酸素耐性がきわめて高いことが知られている（大高 2018）。各湖での上記のような貧毛類群集の変化は、貧栄養とされる 2 湖沼の最深部で、何らかの環境変化が生じていた可能性を示唆している。

今後の課題

本事業による一連の底生動物調査は、地球温暖化に伴って予想される湖の循環様式の変化と深底部動物群集の関係に着目してきた。このようなテーマでのモニタリングは、十年から数十年単位での長期的かつ継続的な調査が求められるが、調査間隔が長いため、短期的な変化をとらえるのは難しい。

これまで、日本の湖沼における最深部の底生動物調査は、組織的に行われたことはなく、個々の研究者の興味に基づいて行われてきた。本事業での底生動物調査は組織的に行われた初めての試みであり、本事業により得られた結果が、これら湖沼の今後の環境変化の推移の一断面を記録する貴重なデータであることは間違いない。今後、同様の調査が行われるかどうかは不明であり、その意味でも、本調査データを恒久的に参照可能な形で公表するとともに、同定された標本はもとより、未同定種についても標本を残しておくことが、これらの湖の現状及び将来像を明らかにする上で、きわめて重要といえる。

ところで、湖沼の底生動物の調査研究が乏しい背景は二つある。一つは深底部特有の課題として、調査の困難さが挙げられる。ウインチの備え付けがない小さなボートで水深 200～300 m の湖底にロープを下ろし、泥の入った 10 kg 近く、又はそれ以上の重さの採泥器を引き上げるのは容易な作業ではない。採泥に失敗すれば、同じ作業をくり返す必要があり、徒労感が大きい。もう一つは、淡水のマクロベントスやメイオベントスの研究者、特に分類の専門家がきわめて少ないことである。そのため、貴重な費用と時間をかけて湖深底部の底生動物を採集しても、種の同定が不十分で、十分な解析ができないのが現状である。

海洋ほどではないにしろ、淡水の底生動物はさまざまな分類群にまたがる。自由生活を送る線虫類のように、日本に専門家がいない分類群も少なくない。また貧毛類のように、分類の専門家がいるグループでも、調査を行うたびに未記載種が確認されているのが現状である。そのため、まずは研究の進んでいない分類群の研究者（及びその後継者）を養成することが大きな課題として残されている。しかし、これは、一朝一夕には解決が困難な課題である。実現可能な試みとして、当面は、研究の底上げを図る意味でも、さまざまな分類群についての種レベル、せめて属レベルでの分類が可能な（図や写真を豊富に掲載した）同定マニュアルを整備するとともに、各水域での現時点での生物種の詳細な目録作りと標本の確保が求められる。

また、生物多様性の視点からの底生動物調査の選択肢として、湖沼の沿岸部での調査が考えられる。近年、さまざまな分類群の外来種が日本各地で分布域を拡大させており、淡水域もその例外ではない。深底部にも外来種は侵入し得るが、年間を通じて低温で、時には貧酸素にもなりうる環境は、多くの動物にとって過酷な環境である。一方、どの湖でも、沿岸部には多様な分類群の底生動物が生息している。しかも水辺植物や沈水植物、魚類等と同様、陸水産底生動物でも外来種の侵入と分布拡大が著しい（金田ほか 2007、川勝ほか 2007、大高ほか 2007、浦部ほか 2007）。実際、琵琶湖南湖では、固有種であるナリタヨコエビが激減し、外来のフロリダマミズヨコエビやアメリカナミウズムシが著しく増加している（西野 2017）。ここでも問題は、分類群が多岐にわたるため、同定が困難ということである。そのため、沿岸部の底生動物のモニタリングを行うに当たっては、比較的同定の簡単な分類群（例えば、貝類や大型甲殻類）から進めてみるというのが現実的な試みであろう。

参考文献

Fend SV, Ohtaka A (2004) *Yamaguchia toyensis* n.

sp., n. gen. (Annnelida, Citellata, Lumbriculidae) from profundal lake habitat in Japan. Zoological Science, 21:677-683
平江 多績 (2000) 池田湖の周辺環境と水質. 国立環境研究所研究報告, 154:252-259
伊藤 富子, 宇野 勉 (1980) 阿寒湖における底生動物の永年変化および底質の有機物含量. 孵化場研究報告, 35:11-19
金田 彰二, 倉西 良一, 石綿 進一, 東城 幸治, 清水 高男, 平良 裕之, 佐竹 潔 (2007) 日本における外来種フロリダマミズヨコエビ（*Crangonyx floridanus* Bousfield）の分布の現状. 陸水学雑誌, 68:449-460
川勝 正治, 大高 明史, 西野 麻知子 (2007) プラナリア類の外来種. 陸水学雑誌, 68:461-469
菊池 宗光, 佐藤 政寿 (2010) 猪苗代湖における水質の中性化について. 全国環境研会誌, 35:33-38
北川 礼澄 (1974) 東北地方の 7 湖沼の底生動物相の研究. 陸水学雑誌, 35:32-41
北川 礼澄 (1975a) 北海道南部の 5 湖沼（支笏湖、屈多楽湖、洞爺湖、半月湖、渡島大沼）の底生動物相の研究. 陸水学雑誌, 36:48-54
北川 礼澄 (1975b) 摩周湖、阿寒パンケ湖および豊似湖の底生動物相の研究. 日本生態学会誌, 25:155-159
熊谷 道夫 (2008) 地球温暖化が琵琶湖に与える影響. 環境技術, 37:407-413
宮地 伝三郎 (1929) 湖底生物研究豫報（5）水産研究誌, 43:66-81
Miyadi D (1932) Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. VII. Lakes of Hokkaido. Japanese Journal of Zoology, 4:223-250
中村 玄正, 藤田 豊, 佐藤 洋一 (2014) 猪苗代湖をめぐる環境と課題. 環境技術, 43:392-399
西野 麻知子 (2017) 琵琶湖岸からのメッセージ－保全・再生の課題－. サンライズ出版, 滋賀
大高 明史 (2001) 北日本のカルデラ湖深底部における水生ミミズ相. 国立環境研究所研究報告, 167:106-114
大高 明史 (2007) 日本における外来ヒルミミズ類（環形動物門：環帯綱）の分布と現状. 陸水学雑誌, 68:483-489
Ohtaka A (2001) Oligochaetes in Lake Towada, Japan, an oligotrophic caldera. Hydrobiologia, 436:83-92
大高 明史, 伊藤 富子 (2002) 支笏湖および洞爺湖深底部における貧毛類を中心とした底生動物群集の概要. 陸水生物学報, 17:9-16
大高 明史 (2009) 東北地方の 3 湖沼（田沢湖、猪苗代湖、沼沢湖）の深底部における水生貧毛類相. 陸水生物学報, 24:27-34
Ohtaka A (2014) Profundal oligochaete Faunas (Annelida, Clitellata) in Japanese lakes. Zoosymposia, 9:24-35
大高 明史, 一柳 英隆 (2015) ダム湖の湖水環境と深底部の貧毛類の種組成. 応用生態工学, 18:87-98
大高 明史 (2018) 我が国における水生貧毛類研究の現状と今後の課題. ベントス学会誌, 73:12-34
支笏湖の人と自然編集委員会 (2007) 支笏湖の人と自然. 支笏湖の水とチップの会, 札幌
田中 正明 (2004) 日本湖沼誌 II. 名古屋大学出版会, 名古屋
焦 春萌, 青木 眞一, 奥村 陽子, 南 真紀, 矢田 稔, 石川 可奈子, 中島 拓男, 石川 俊之, 辻村 茂男 (2010) 琵琶湖の低酸素化の実態把握および北湖生態系に与える影響の把握に関する解析モニタリング－琵琶湖の低酸素化の実態およびその生態系に与える影響－. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 7:150-166
浦部 美佐子 (2007) 本邦におけるコモチカワツボの現状と課題. 陸水学雑誌, 68:491-496
Wetzel RG (2001) Limnology Lake and River Ecosystems third edition. Academic Press, California
吉村 信吉 (1976) 湖沼学（増補版）. 生産技術センター, 東京

第 3 章 湿原調査

1. 調査設計

調査の目的と方法

本調査では、生態系の基盤の一つである植生の調査を中心にモニタリングを進めている。また、湿原の成立や植生の変化に深く関わる水文環境の長期変化を把握するため、データロガーを用いた物理環境調査を実施している。それぞれの調査マニュアルを設計し、独立した調査として実施している。

本報告では、それぞれの調査の目的と方法の概要を示す。詳しくは、「モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湿原調査マニュアル第 5 版」を参照のこと。

1）植生調査

目 的

各サイトを代表する植物群落の構成種を把握し、サイト毎の生物多様性の状況把握やその変化をとらえることを目的としている。

方 法

調査対象

湿原で確認される植物の内、草本層（H 層）とコケ層（M 層）に生育する植物を主な調査対象とする。原則として、方形区内に出現する維管束植物、コケ植物、地衣類は全て記録する。なお、木本の実生や低木等、草本層に出現する木本も対象とする。

調査頻度

植生調査は原則として 3 年に一度の頻度で夏季に実施する。

調査内容

変化をとらえる上で、同じ場所での継続調査が有効であることから、方形区を設置して調査することとした。複数の植生タイプを含むようにラインを設置し、そのライン上に方形区をおくライントランセクト法を基本とした。

ライントランセクト調査では、湿原の典型的な植生タイプを横断するように調査ラインを配置し、調査ラインに沿って 1 m × 1 m の方形区を 20～30 個設置した。草本層とコケ層を対象とし、方形区毎に全体の植被率、出現種毎の被度と草高を記録した。なお、コケ層については同定が困難なため、上位分類群名で記録している場合もある。

2）物理環境調査

目 的

湿原の成立や植生の変化に深く関わる水文環境の長期変化を把握することを目的としている。

方 法

調査対象

地下水位の測定は、湿原の変化の予兆をとらえるのに有効であることから、モニタリングの調査項目とした。さらに温度は泥炭の分解速度や堆積速度に影響を与え、長期的にみた地球温暖化や乾燥化の指標にもなることから、気温、地温の測定も調査項目とした。

調査頻度

データロガーは原則通年設置とし、機器の交換やパイプ類のメンテナンスは年 1 回の頻度で実施する。

調査内容

湿原環境の状態を把握するため、気温（1 m 高）、地温（5 cm 深、50 cm 深）、地下水位（水圧と大気圧からの換算値）の連続観測を行った。

湿原の変化をもっとも顕著に表す地下水位の測定は、湿原内で環境が良好で典型的な植生と考えられる場所に地下水位計を設置した。また、気温、地温の測定も良好な湿原内で実施す

図 3-1-1-1. モニタリングサイト 1000 陸水域 湿原調査（植生調査・物理環境調査）にて 2009 年から 2017 年までに調査を実施した湿原.

表 3-1-1-1. モニタリングサイト 1000 陸水域湿原調査の調査サイト概要

調査サイト	所在地	湿原の種類
サロベツ湿原	北海道	高層湿原/中間湿原/低層湿原/淡水湖沼
霧多布湿原	北海道	高層湿原/中間湿原/低層湿原/湿地林/淡水湖沼/河口干潟
釧路湿原	北海道	高層湿原/中間湿原/低層湿原/湧水湿地/湿地林/淡水湖沼
上川浮島湿原	北海道	高層湿原
八甲田山湿原	青森県	高層湿原
八幡平（黒谷地湿原、八幡沼周辺）	岩手県、秋田県	高層湿原/淡水湖沼
尾瀬ヶ原湿原	福島県、群馬県、長野県	高層湿原/中間湿原/低層湿原/淡水湖沼
戦場ヶ原湿原	栃木県	高層湿原/中間湿原/低層湿原
鯉ヶ窪湿原	岡山県	中間湿原

ることを基本とした。気温と地温の測定にはティドビット v2（Onset 社）、地下水位の測定には U20 ウォーターレベルロガー（Onset 社）をそれぞれ使用した。測定間隔はいずれも 1 時間毎とし、データは年 1 回の頻度で回収した。水圧と大気圧データから水位への換算は、HOBOware Pro ver 3.3.0（Onset 社）の Barometric Compensation Assistant を用いて行った。

調査サイトの選定方法と配置

調査サイトの選定方法

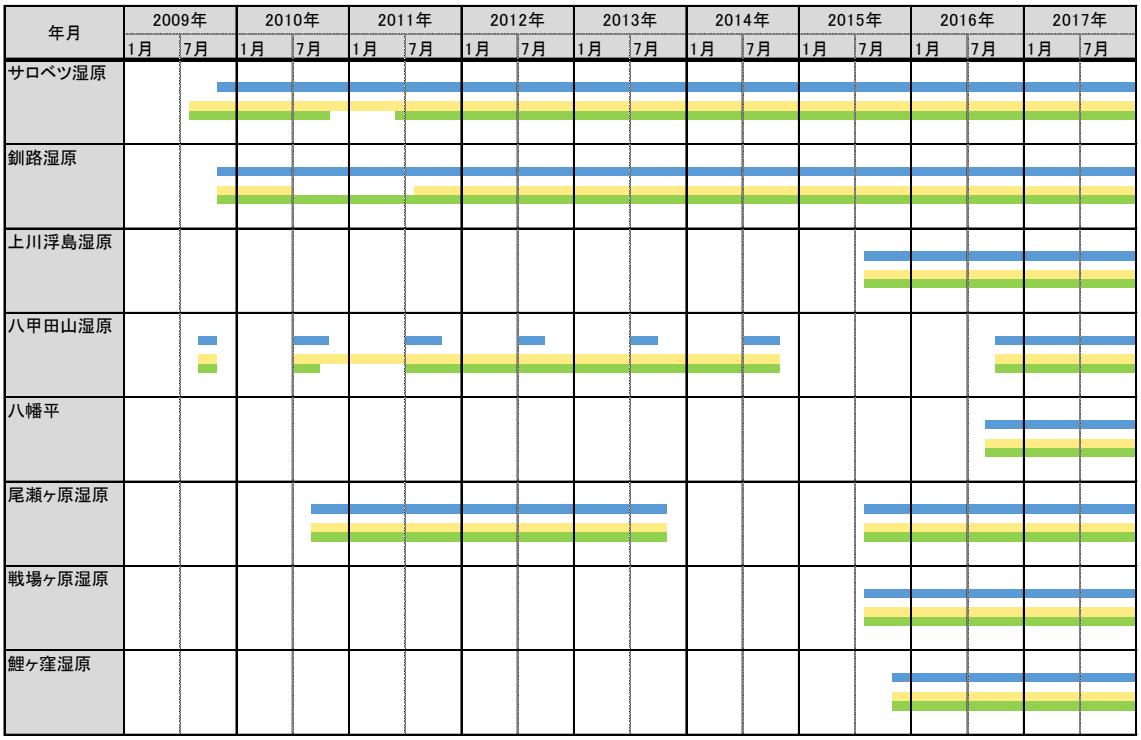
日本の重要湿地 500（環境省 2001）では湿地を 13 タイプに区分しているが、そのうち「湿原」に該当する場所を一次候補とした。さらに、寒冷多湿で貧栄養の場所に形成されるため地球温暖化等の影響が現れやすいという観点から高層湿原を抜き出し、さらに生物の特異な分

表 3-1-1-2. 植生調査の実施状況

調査サイト	2009年	2010年	2011年	2012年	2013年	2014年	2015年	2016年	2017年
サロベツ湿原	●			●		●			●
霧多布湿原									●
釧路湿原	●		●	●	●			●	
上川浮島湿原							●		
八甲田山湿原	●		●			●			●
八幡平								●	
尾瀬ヶ原湿原		●			●			●	
戦場ヶ原湿原							●		
鯉ヶ窪湿原							●		

黒丸は調査を実施したことを示す.

表 3-1-1-3. 物理環境調査の実施状況



水色は地下水位，黄色は気温，緑は地温を示す．霧多布湿原サイトのデータは 2018 年以降に回収予定のため本報告書には含めていない.

布が認められる湿原を追加し、候補地を 49 箇所とした。その中から、①全国の湿原の分布を考慮した地理的な均衡配置、②全国の湿原の変化をおさえる上で指標となる典型的な湿原である、又は特徴的な要素を持つ重要な湿原である、③長期にわたるモニタリングが可能な調査実施・協力体制が確保でき、アクセス性に優れている、④調査実績があり過去の調査データが存在する、⑤既存の木道等があり、調査による攪乱が軽減できる、⑥保護地に指定されているか、開発計画がない等、サイトの継続性が期待できる等を基準に絞り込みの検討を繰り返し行い、第 1 期（2009～2013 年）に 4 サイト、第 2 期（2014～2017 年）に 5 サイトを選定した。

調査サイトの配置

本事業では、2009 年から、植生調査と物理環境調査を開始した。図 3-1-1-1 に 2009 年から 2017 年の間に調査を実施した湿原を示した。

各サイトの概要

本事業の湿原調査にて調査を実施した 9 箇所の湿原の概要を表 3-1-1-1 に示した。各サイトの詳細な情報については、調査結果の「サイト概要」を参照のこと。

調査実施状況

各調査サイトでの調査実施状況について、調査毎に表に示した（表 3-1-1-2, 3-1-1-3）。

参考文献

環境省自然環境局生物多様性センター (2016) モニタリングサイト 1000 陸水域調査 湿原調査マニュアル第5版. 環境省自然環境局生物多様性センター, 山梨

2. 調査結果

1)植生調査

(1)サロベツ湿原サイト

冨士田裕子（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

北海道北部に位置し、天塩川支流のサロベツ川流域に広がる泥炭地湿原である。湿原の面積は約 6,700 ha とされ（上サロベツ自然再生協議会 2006）、広大な湿原に加え、海岸には帯状に数列の砂丘が発達し、学術的にも貴重な砂丘林と砂丘間湿地・湖沼群が広がる。この地域は、北海道の気候区分における日本海側気候区に属し、夏季は降水量が少ないが、冬季に降水（降雪）量が多いのが特徴である（橘・伊藤 1980）。湿原は、東から西に標高が緩やかに低くなり、湿原西側の下流部には、湿地溝と呼ばれる樹状の溝が発達し、自然の排水路となっている。

湿原中央部の高層湿原には、ヌマガヤーイボミズゴケ群集、ツルコケモモーホロムイスゲ群集等が広く分布し、シュレンケ（ホローとも言う）にはホロムイソウーミカヅキグサ群集が分布する。高層湿原を取り囲むように広がる中間湿原には、ホロムイスゲーヌマガヤ群集、ムジナスゲーヌマガヤ群落が、低層湿原にはイワノガリヤスーヨシ群集等、湖沼にはエゾヒツジグサ群集やネムロコウホネ群落等、多彩な植物群落が分布している（橘ほか 2013）。湿原内でみられる維管束植物は 360 分類群にものぼる（東ほか 2014）。

特に太平洋戦争後に国によるプロジェクトで湿原の開発が急速に進み、高層湿原や中間湿原植生内へのササの侵入や、人為的な排水の影響による湿原植生の退行が顕在化している。湿原は、利尻礼文サロベツ国立公園に指定されており、2005 年にはラムサール条約湿地にも登録されている。上サロベツ自然再生協議会が 2005 年より発足し、環境保全への取り組みが実施されている。

図 3-2-1-1. サロベツ湿原サイトの調査地点付近と景観. 2 本の調査ラインを設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

調査地点概要

本調査の植生調査ラインは、上サロベツ湿原に位置するサロベツ原生花園旧園地付近（ライン 1：15 方形区）と泥炭採掘跡地（ライン 2：14 方形区）近傍の 2 箇所に設け、約 900 m の各ライン沿いに方形区を設置している（図 3-2-1-1）。ライン 1 は既往の調査が行われてきた場所で、下流部（西側）の湿地溝に近いササ優占群落から、チマキザサが侵入している場所を経

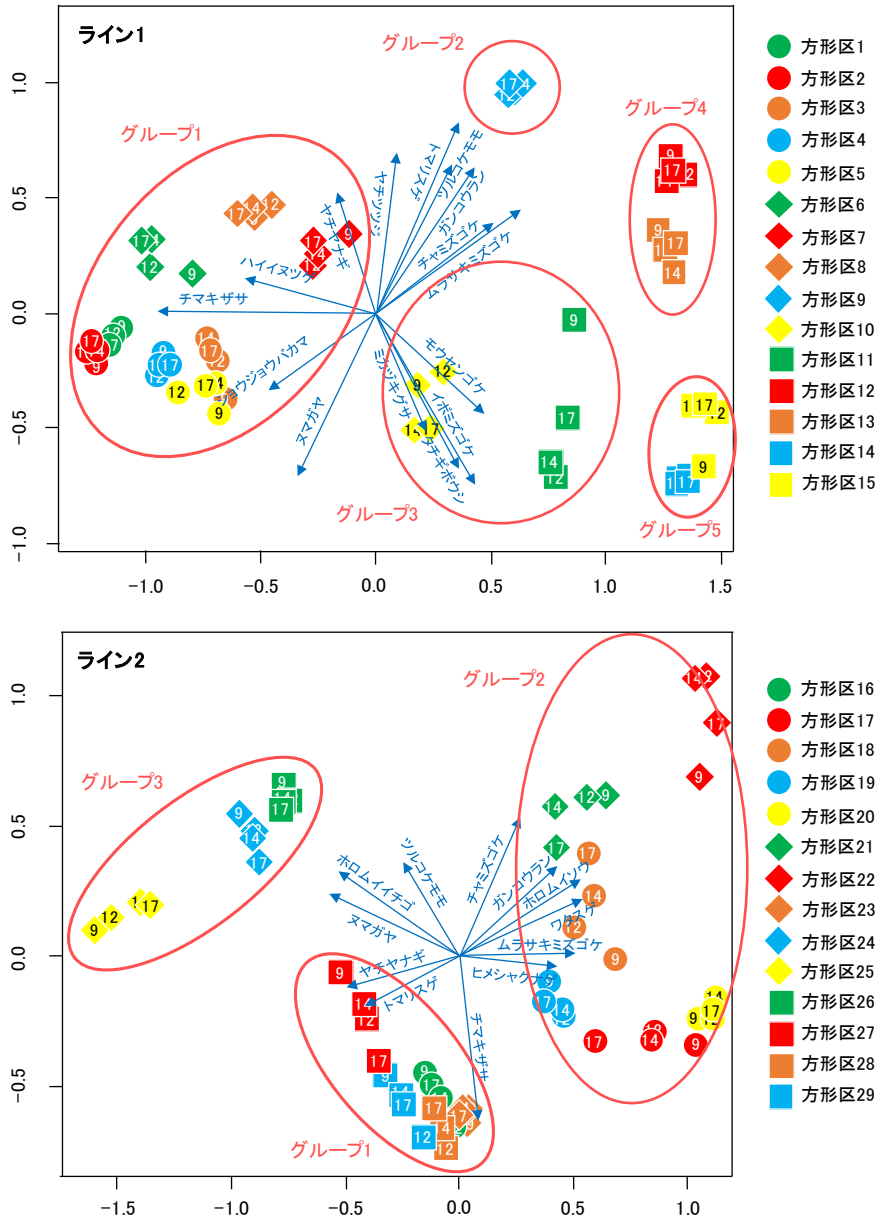


図 3-2-1-2. 調査年毎の各方形区の出現種の被度を用いた非計量多次元尺度法（nMDS）による解析結果. 上段はライン 1，下段はライン 2 の結果を示す．シンボル内の数値は調査年を示す．Stress 値はライン 1 で 0.108，ライン 2 で 0.111．各年の方形区内の各種被度から類似した種構成を示すプロットをグループ分けし赤線で示した.

て、上流部（東側）のミズゴケの優占する良好な高層湿原までとなっている。ライン 2 は、下エベコロベツ川の河川改修の影響で高層湿原の排水・乾燥化が進行し、チマキザサの侵入が顕著な場所である。物理環境調査の機器類は、サロベツ原生花園旧園地付近（ライン 1）に設置している。

両ラインをモニタリングすることで、チマキザサの被度の拡大等の変化を捉えられることが期待される。また、ライン 1 は高層湿原の典型的な群落を含むことから、長期的なモニタリングのデータは、温暖化等の影響を検出するための基礎的な資料となる。

各方形区における出現種の被度の変化の解析方法

解析にはソフトウェア R ver. 3.4.2 を用い、調査年毎の各方形区の出現種とその被度の類

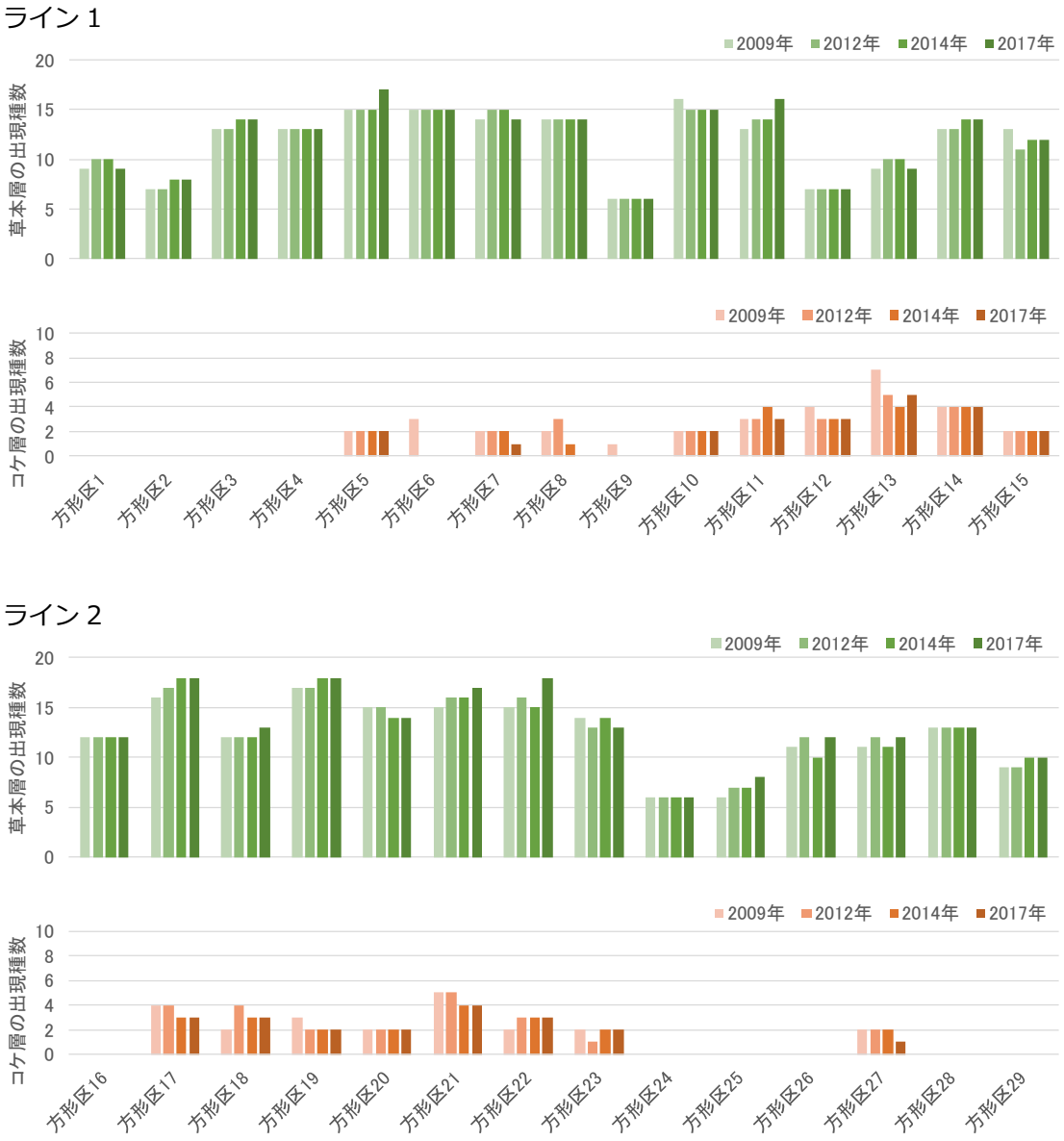


図 3-2-1-3. 各方形区における階層別の出現種数と経年変化．それぞれのライン毎に示す．上段は草本層、下段はコケ層を示す．

似度（Morishita-Horn 類似度）を基に、非計量多次元尺度法（nMDS）により各方形区における各調査年の出現種とその被度のデータを二次元平面状にプロットした。

サロベツ湿原サイトでは、2009 年、2012 年、2014 年、2017 年の 4 回の調査で得たデータを解析に供した。

調査結果

各方形区における出現種の被度と種数

nMDS で 4 回の調査における各方形区の出現種とその被度を比較した結果を図 3-2-1-2 に示す。ライン 1 では、方形区毎にまとまってプロットされ、出現種やその被度について大きな変化は認められなかった。本ラインでは、4 回の調査を通して方形区 1～8 でチマキザサが高い被度で記録された。一方、方形区 9～15 ではチマキザサは記録されなかった。ライン 1 に設

表 3-2-1-1. ライン 1 における各グループ・各年の出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1－グループ1 （8方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
草本層	チマキザサ	54.4	61.9	63.1	66.3
草本層	ヌマガヤ	20.0	21.3	20.0	20.6
草本層	ヤチヤナギ	14.4	11.0	12.3	9.8
草本層	カラフトイソツツジ	8.5	5.4	7.0	6.4
草本層	トマリスゲ	8.1	8.8	8.8	10.0
草本層	ハイイヌツゲ	8.1	8.9	11.1	11.0
草本層	ワタスゲ	4.4	3.5	3.4	3.8
草本層	ゼンテイカ	2.5	2.1	3.1	3.4
草本層	ヤチツツジ	2.4	3.4	3.6	3.6
草本層	ツルコケモモ	1.6	1.5	1.9	2.4
草本層	ショウジョウバカマ	1.0	1.4	1.5	1.9
草本層	ノリウツギ	0.6	0.6	0.6	0.6
草本層	ガンコウラン	0.5	0.8	0.9	0.9
草本層	ヤマドリゼンマイ	0.4	0.8	1.1	1.1
コケ層	ムラサキミズゴケ	0.4	0.3	0.3	0.1
草本層	マンネンスギ	0.3	0.5	1.1	1.4
草本層	ナガボノシロワレモコウ	0.3	0.4	0.4	0.1
コケ層	イボミズゴケ	0.1	0.1	0.1	0.1
コケ層	スギバミズゴケ	0.1	0.3	0.3	0.3
コケ層	サンカクミズゴケ	0.1	0.3	<0.1	
草本層	エゾリンドウ	0.1	0.1	0.1	0.1
草本層	ミツバオウレン	<0.1	<0.1	<0.1	0.1
草本層	ヒメシャクナゲ	<0.1	0.3	0.1	0.1
草本層	ヒメシダ	<0.1	<0.1	0.1	0.1
コケ層	タイ類 sp.	<0.1			
草本層	タチギボウシ	<0.1	0.3	0.3	0.3
草本層	ツマトリソウ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	モウセンゴケ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ホロムイイチゴ	<0.1			
コケ層	オオミズゴケ	<0.1			
コケ層	コサンカクミズゴケ		<0.1		
草本層	ノハナショウブ			<0.1	<0.1
草本層	コツマトリソウ				<0.1

※方形区1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8 の各種の平均値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン1－グループ2 （1方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
草本層	トマリスゲ	40.0	40.0	40.0	40.0
草本層	ガンコウラン	30.0	30.0	30.0	30.0
草本層	ヤチヤナギ	30.0	30.0	25.0	30.0
草本層	ヤチツツジ	25.0	20.0	30.0	30.0
草本層	ツルコケモモ	15.0	10.0	10.0	10.0
草本層	ヒメシャクナゲ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	ムラサキミズゴケ	<0.1			

※方形区9 の値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン1－グループ4 （2方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
コケ層	ムラサキミズゴケ	65.0	65.0	65.0	73.5
草本層	トマリスゲ	32.5	32.5	32.5	32.5
草本層	ガンコウラン	17.5	20.0	20.0	25.0
草本層	ツルコケモモ	10.5	5.5	6.0	5.0
コケ層	チャミズゴケ	10.0	12.5	12.5	7.5
草本層	カラフトイソツツジ	10.0	10.0	10.0	7.5
コケ層	イボミズゴケ	7.5	11.0	16.5	11.5
草本層	ヒメシャクナゲ	5.0	4.0	5.0	7.5
草本層	ヤチツツジ	3.0	4.5	6.5	6.0
草本層	ヤチヤナギ	2.5	2.5	2.5	3.0
草本層	ワタスゲ	1.5	1.0	1.0	2.0
草本層	モウセンゴケ	1.0	<0.1	<0.1	1.0
コケ層	ウスベニミズゴケ	0.5	2.5	1.0	2.5
コケ層	スギバミズゴケ	0.5	<0.1		
コケ層	タイ類 sp.	<0.1			<0.1
コケ層	ウキヤバネゴケ？	<0.1			
コケ層	オオミズゴケ	<0.1			
草本層	タチギボウシ		<0.1	<0.1	
草本層	ミカヅキグサ		<0.1		

※方形区12, 13 の各種の平均値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン1－グループ5 （2方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
コケ層	イボミズゴケ	80.0	70.0	70.0	70.0
草本層	タチギボウシ	35.0	40.0	40.0	40.0
草本層	トマリスゲ	17.5	17.5	20.0	20.0
コケ層	ムラサキミズゴケ	12.5	25.0	25.0	25.0
草本層	ヌマガヤ	5.0	5.0	6.0	6.0
草本層	ツルコケモモ	5.0	4.0	5.0	5.0
草本層	ガンコウラン	5.0	3.5	4.0	3.5
草本層	ホロムイイチゴ	2.5	2.0	3.0	2.5
コケ層	チャミズゴケ	2.5	2.5	2.5	2.5
草本層	ヤチヤナギ	2.5	2.0	2.5	2.5
草本層	ミカヅキグサ	1.0	1.5	1.5	1.5
草本層	モウセンゴケ	1.0	1.0	1.0	1.0
草本層	ヒメシャクナゲ	0.5	0.5	0.5	0.5
草本層	ヤチツツジ	0.5	<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	ウスベニミズゴケ	0.5	1.0	1.0	2.5
草本層	ナガボノシロワレモコウ	<0.1	0.5	0.5	0.5
草本層	コツマトリソウ	<0.1	<0.1	0.5	0.5
草本層	コガネギク	<0.1	<0.1	0.5	1.0
草本層	ホロムイリンドウ	<0.1		<0.1	<0.1
草本層	エゾチドリ	<0.1			
草本層	キク科 sp.	<0.1			

※方形区14, 15 の各種の平均値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン1－グループ3 （2方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
草本層	ヌマガヤ	27.5	27.5	32.5	32.5
コケ層	ムラサキミズゴケ	20.5	5.0	5.0	12.0
草本層	ガンコウラン	15.0	20.0	19.0	18.5
草本層	カラフトイソツツジ	10.0	5.0	5.0	5.0
草本層	ホロムイイチゴ	7.5	10.0	10.0	7.5
草本層	トマリスゲ	7.5	8.5	9.0	10.0
草本層	ヤチツツジ	7.5	10.0	9.0	6.5
コケ層	イボミズゴケ	5.0	21.0	19.5	23.0
草本層	ヤチヤナギ	3.5	3.5	5.5	5.5
草本層	ゼンテイカ	3.5	2.5	5.0	4.0
草本層	ツルコケモモ	1.5	2.5	2.5	1.5
草本層	タチギボウシ	1.0	2.0	2.0	1.0
草本層	ヒメシャクナゲ	1.0	1.0	1.0	1.0
草本層	ワタスゲ	0.5	1.0	1.0	1.5
草本層	モウセンゴケ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ナガボノシロワレモコウ	<0.1	0.5	<0.1	1.5
草本層	コガネギク	<0.1	<0.1	<0.1	0.5
コケ層	スギバミズゴケ	<0.1	<0.1	<0.1	1.5
草本層	トキソウ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ネジバナ	<0.1			
コケ層	タイ類 sp.	<0.1			
草本層	ツマトリソウ		<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	チャミズゴケ			2.5	
草本層	コツマトリソウ				<0.1

※方形区10, 11 の各種の平均値を年毎に示す.

置された方形区では、出現種数についても、2009 年から 2017 年の間では、大きな変化は認められなかった（図 3-2-1-3）。

ライン 2 でも、概ね方形区毎にまとまってプロットされた（図 3-2-1-2）。4 回の調査を通して方形区 16～23、27～29 でチマキザサが確認され、方形区 16、23、28、29 では特に高い被度が記録された。一方、方形区 24～26 ではチマキザサは出現しなかった。方形区 27 では、図 2 のプロットの位置が 2009 年に比べて、2012 年、2014 年、2017 年と徐々にチマキザサの被度が高い方形区 16 や 29 に近づいていた。出現種数については、2009 年から 2017 年の間で大きな変化は認められなかった（図 3-2-1-2）。

各グループにおける出現種の平均被度の変化

群集解析の結果や出現種の被度から、各方形区をライン 1 では 5 つのグループに、ライン 2 では 3 つのグループに分け（図 3-2-1-2）、各グループに属する方形区の各種被度の平均値を調査年毎に比較した（表 3-2-1-1, 3-2-1-2）。

ライン 1 のグループ 1 には方形区 1 から 8 の 8 方形区が含まれ、チマキザサが優占していた。これらの方形区のチマキザサの平均被度は徐々に増加する傾向がみられた。また、コケ層で確認されていたミズゴケ類の多くは減少傾

表 3-2-1-2. ライン 2 における各グループ・各年の出現種の平均被度

植物相	和名	ライン2－グループ1 （5方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
草本層	チマキザサ	52.0	60.0	63.0	56.0
草本層	トマリスゲ	24.0	21.0	30.0	29.0
草本層	ヤチヤナギ	13.0	6.6	10.0	7.6
草本層	ツルコケモモ	10.4	8.6	8.6	6.4
草本層	ヌマガヤ	9.6	5.0	6.8	5.4
草本層	ヤマドリゼンマイ	8.6	7.8	9.0	8.4
草本層	カラフトイソツツジ	7.0	5.0	8.0	6.0
草本層	ハイイヌツゲ	6.0	3.4	10.0	10.0
草本層	ホロムイイチゴ	2.4	1.2	2.0	1.2
草本層	ガンコウラン	2.0	1.8	2.6	1.8
草本層	ヤチツツジ	1.2	2.2	2.0	1.6
コケ層	イボミズゴケ	1.0	0.6	1.0	1.0
草本層	ゼンテイカ	0.8	0.8	2.0	1.6
草本層	ワタスゲ	0.4	0.6	0.4	0.2
草本層	ミツバオウレン	0.4	0.4	0.4	0.2
草本層	ナガボノシロワレモコウ	0.2	0.2	0.4	<0.1
コケ層	ムラサキミズゴケ	0.2			
草本層	コツマトリソウ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	チャミズゴケ	<0.1	0.2	<0.1	0.2
草本層	モウセンゴケ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ホロムイソウ	<0.1			
コケ層	サンカクミズゴケ	<0.1			
草本層	ニッコウシダ		<0.1	0.2	0.2
草本層	マンネンスギ			0.2	<0.1
草本層	ツマトリソウ			<0.1	0.2

※方形区16, 23, 27, 28, 29 の各種の平均値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン2－グループ2 （6方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
コケ層	ムラサキミズゴケ	38.3	30.0	30.8	31.7
草本層	チマキザサ	19.2	22.8	23.7	26.8
草本層	ガンコウラン	15.2	18.0	21.7	24.2
コケ層	チャミズゴケ	13.3	22.0	23.3	25.0
コケ層	イボミズゴケ	12.5	20.2	15.8	11.0
草本層	ツルコケモモ	11.8	9.3	9.7	9.0
草本層	カラフトイソツツジ	8.2	6.5	8.2	8.0
草本層	ワタスゲ	7.8	8.7	7.8	7.5
草本層	トマリスゲ	6.7	8.5	9.7	12.5
草本層	ハイイヌツゲ	3.0	3.3	4.2	3.5
草本層	ヒメシャクナゲ	2.2	4.7	4.2	3.0
草本層	ヤチツツジ	2.2	4.2	5.8	4.7
草本層	ヌマガヤ	1.3	1.3	1.3	1.0
草本層	タチギボウシ	0.8	0.8	1.2	1.2
草本層	ヤチヤナギ	0.8	0.7	1.2	1.7
草本層	ナガボノシロワレモコウ	0.5	0.3	0.3	0.3
草本層	ホロムイイチゴ	0.3	0.3	0.3	0.3
草本層	モウセンゴケ	0.2	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ホロムイソウ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ゼンテイカ	<0.1	0.5	0.7	0.7
草本層	マンネンスギ	<0.1	0.2	0.5	0.2
草本層	ミツバオウレン	<0.1	0.2	0.2	<0.1
コケ層	タイ類 sp.	<0.1			
草本層	コツマトリソウ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	コガネギク	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	アオモリミズゴケ	<0.1	<0.1		<0.1
コケ層	サンカクミズゴケ	<0.1	<0.1		
草本層	ヤマドリゼンマイ	<0.1		<0.1	<0.1
草本層	トキソウ	<0.1			<0.1
草本層	ネジバナ	<0.1			
コケ層	ミドリ？		0.3		
草本層	ツマトリソウ		<0.1		
コケ層	オオミズゴケ		<0.1		
コケ層	スギバミズゴケ			<0.1	
草本層	タカネハリスゲ				<0.1

※方形区17, 18, 19, 20, 21, 22 の各種の平均値を年毎に示す.

植物相	和名	ライン2－グループ3 （3方形区） 2009年	2012年	2014年	2017年
草本層	ヌマガヤ	40.0	36.7	36.7	40.0
草本層	ツルコケモモ	36.7	31.7	33.3	28.3
草本層	ヤチヤナギ	21.7	13.3	12.3	10.0
草本層	トマリスゲ	20.0	28.3	30.0	40.0
草本層	ホロムイイチゴ	10.0	8.3	12.7	6.7
草本層	ゼンテイカ	8.3	8.3	8.3	8.3
草本層	ヤマドリゼンマイ	3.3	3.3	5.0	5.0
草本層	ナガボノシロワレモコウ	1.7	1.7	0.3	0.7
草本層	ガンコウラン	1.7	1.7	1.7	1.0
草本層	ヤチツツジ	1.0	0.7	1.0	0.7
草本層	タチギボウシ	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	コガネギク	<0.1	<0.1		
草本層	コツマトリソウ	<0.1			
草本層	ツマトリソウ		<0.1	<0.1	0.7
草本層	ラン科の一種				<0.1

※方形区24, 25, 26 の各種の平均値を年毎に示す.

向であった。グループ 2 は方形区 9 のみからなり、トマリスゲが優占していた。コケ層の植生はほとんど確認されず、顕著な年変化はみられなかった。グループ 3 には方形区 10 と 11 が含まれ、ヌマガヤが優占し、ガンコウランも高い被度で確認された。また、コケ層ではムラサキミズゴケやイボミズゴケも高い被度で確認された。グループ 4 は方形区 12 と 13 からなり、ムラサキミズゴケが高い被度で優占していた。草本層ではトマリスゲやガンコウランが高い被度で出現した。グループ 5 は方形区 14 と 15 からなり、イボミズゴケが高い被度で優占していた。草本層ではタチギボウシとトマリスゲが高い被度で出現し、大きな年変化は認められなかった。

ライン 2 のグループ 1 は方形区 16、23、27、28、29 からなり、チマキザサが優占し、次いでトマリスゲが高い被度で確認された。チマキザサの一方向的な増減は認められなかった。グループ 2 には方形区 17 から 22 の 6 方形区が含まれ、ムラサキミズゴケやチャミズゴケが高い被度で確認された。一方で、チマキザサ、ガンコウラン、トマリスゲが増加する傾向がみられた。グループ 3 には 24 から 26 の 3 方形区が含まれ、ヌマガヤ、トマリスゲ、ツルコケモモが高い被度で確認された。トマリスゲは増加傾向であったのに対し、ツルコケモモやヤチヤナギは減少傾向であった。

注目・注視すべきこと

ライン 1 の方形区では、植生や各種の被度に大きな変化は確認されなかったが、チマキザサが優占する方形区のグループでは、チマキザサの平均被度が増加する傾向を示した。チマキザサは乾燥化の指標とされることから、ササの被度が上昇している方形区について、今後も注視する必要がある。また今後、ササの被度が低い又は確認されていない方形区でも、湿原全体の乾燥化に伴い出現する可能性もあるため、注意が必要である。

一方、ライン 2 では、方形区 27 等でチマキザサの被度の増加が確認された。また、グループ 2 でチマキザサ、ガンコウラン、トマリスゲの平均被度が増加する傾向がみられた。チマキザサの被度増加とともに、これらの種の被度の変化も今後注視していく必要がある。本ラインは、かつて高層湿原植生だった場所が、河川改修の影響で排水・乾燥化が進行し、ササの侵入

が顕著となっている場所である。本調査で確認されたチマキザサの被度の変化が短期的な変動に過ぎないのか、長期的な増加傾向の一端を示しているのかは、今後のモニタリング結果から慎重に判断する必要がある。また、本ライン近傍の改修河川付近には、シカ道が観察されることから、今後の動向に注意が必要である。

これまで調査を行った方形区内では外来種の侵入は確認されなかったが、湿原周辺部で特定外来生物のオオハンゴンソウの他、外来牧草等がみられているため注視する必要がある。

近年、サロベツ湿原では、湿原周辺に掘削された排水路やサロベツ川放水路、湿原を分断する道路とその側溝等の影響で、湿原の地盤沈下や地下水位の低下が起こり、乾燥化の指標となるチマキザサの侵入等が問題となっている（冨士田ほか 2003; Fujimura et al. 2013; 環境省 2008）。このため、2005 年に自然再生推進法に基づく「上サロベツ自然再生協議会」が発足し、関係行政機関、専門家及び地元関係団体が連携を図りつつ、湿原の調査研究や湿原と農業の共生に向けた自然再生事業が実施されている。また、湿原や湖沼生態系の構造や機能の解明、人為的影響の実態把握と劣化のメカニズム解明、生態系を広域的に監視するモニタリングシステムの構築等に関する研究もなされ（冨士田編著 2014）、その成果は自然再生事業に活用されている。

参考文献

東 隆行, 冨士田 裕子, 川角 法子, 深草 祐二 (2014) サロベツ湿原の植物相. (冨士田 裕子 編著) サロベツ湿原と稚咲内砂丘林帯湖沼群－その構造と変化, 15-43. 北海道大学出版会, 札幌

Fujimura Y, Takada M, Fujita H, Inoue T (2013) Change in distribution of the vascular plant Sasa palmata in Sarobetsu Mire between 1977 and 2003. Landscape and Ecological Engineering 9:305-309

冨士田 裕子, 加納 左俊, 今井 秀幸 (2003) 上サロベツ湿原時系列ササ分布図の作成とササの面積変化. 北大植物園研究紀要 3:43-50

冨士田 裕子（編書） (2014) サロベツ湿原と稚咲内砂丘林帯湖沼群－その構造と変化. 北海道大学出版会, 札幌

環境省 (2008) 図と写真で見るサロベツ湿原. 北海道地方環境事務所・稚内自然保護官事務所, 札幌

上サロベツ自然再生協議会 (2006) 上サロベツ自然再生全体構想. 環境省北海道地方事務所

橘 ヒサ子, 伊藤 浩司 (1980) サロベツ湿原の植物生態学的研究. 環境科学 3:73-134

橘 ヒサ子, 冨士田 裕子, 佐藤 雅俊, 松原 光利, 周 進 (2013) サロベツ湿原の 1970 年代以降約 30 年間の植生変化. 北大植物園研究紀要 13:1-34

(2)上川浮島湿原サイト

冨士田裕子（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

北海道北部、通称「滝の上高地」上に位置する、標高約 870 m の溶岩台地に発達した山地高層湿原である（林野庁北海道森林管理局 上川中部森林管理署 2005 http://www.rinya.maff.go.jp/hokkaido/kamikawatyubu/pdf/ukishima2.pdf 、2019 年 11 月 1 日確認）。北東から南西方向に約 650 m、北西から南東方向に約 450 m の「へ」の字形に広がっている。面積は約 14.8 ha、周囲は約 3 km あり、大小 70 余りの沼が点在している。その内いくつかの池塘には浮島がみられることから、古くから“浮島”の名で知られていた（伊藤・梅沢 1970）。

本湿原は、伊藤・梅沢（1970）、伊藤・橘（1985）等により、植生調査がなされ、イボミズゴケ群集、ツルコケモモーホロムイスゲ群集、チングルマーハナゴケ類群集やシュレンケのホロムイソウーミカヅキグサ群集をはじめとした複数の群落が記載されている。エゾヒツジグサやフトヒルムシロが生育する池塘が点在し、ブルトとシュレンケがモザイク状に広がる緩やかな傾斜の典型的な北海道の高山帯の湿原である。アカエゾマツを主とする針葉樹が湿原を取り囲んでいるが、近年の空中写真から、付近には針広混交林や伐採跡地のダケカンバ林等も広がっていることが確認されている。

浮島湿原を含む周辺は「上川浮島風景林」と呼ばれ、林野庁により「レクリエーションの森」に指定されている。また、保安林や北海道指定の鳥獣保護区にも指定されており、環境を保護しながら森林レクリエーションの場として利用されている。

調査地点概要

調査ラインは典型的な高層湿原群落がみられる場所に 2 本（ライン 1：14 方形区、ライン 2：8 方形区）設置した（図 3-2-1-4）。さらに、浮島湿原では小面積にとどまるヌマガヤ群落（ランダム A）と、木道入口付近の踏み付け荒廃跡地（ランダム B）にもそれぞれ 3 方形区を設け、踏みつけ跡地の回復状況についてもモニタリングを実施している。物理環境の観測機器はライン 1 の近傍に設置している。

図 3-2-1-4. 上川浮島湿原サイトの調査地点付近と景観. 2 本の調査ラインを設けている. また，ヌマガヤ群落と踏み付け荒廃跡地にもランダムに方形区を設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

本報告では、2015 年に実施した 1 回の調査結果を基にとりまとめを行った。

調査結果

ライン上の植生の状況

ライン 1 で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、トマリスゲ、ミカヅキグサ、チ

表 3-2-1-3. 各調査ライン等における出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1 2015年
草本層	トマリスゲ	19.3
草本層	ミカヅキグサ	16.8
コケ層	チャミズゴケ	16.1
コケ層	イボミズゴケ	12.5
草本層	ツルコケモモ	11.7
草本層	チングルマ	8.2
草本層	タチギボウシ	7.8
コケ層	ワタミズゴケ	7.5
草本層	ワタスゲ	5.3
コケ層	アオモリミズゴケ	5.0
コケ層	タチハイゴケ	3.6
草本層	ミツバオウレン	3.4
コケ層	ムラサキミズゴケ	3.2
草本層	キタノカワズスゲ	2.1
コケ層	ヘリトリウロコゴケ	1.8
コケ層	クサゴケ	1.4
草本層	ヒメシャクナゲ	0.9
草本層	ホロムイソウ	0.9
草本層	タカネハリスゲ	0.9
草本層	カラフトイソツツジ	0.8
草本層	ツマトリソウ	0.7
草本層	モウセンゴケ	0.6
草本層	マンネンスギ	0.6
草本層	トキソウ	0.4
コケ層	地衣類	0.4
草本層	エゾリンドウ	0.2
草本層	ヒメツルコケモモ	0.1
草本層	ヤチスギラン	0.1
コケ層	イトササバゴケ	<0.1
草本層	ウメバチソウ	<0.1
草本層	ゼンテイカ	<0.1
草本層	アカエゾマツ	<0.1
草本層	エゾゴゼンタチバナ	<0.1
草本層	カエデ科の一種	<0.1
草本層	ホソバノキソチドリ	<0.1
コケ層	ツキヌキゴケ属の一種	<0.1
コケ層	ヤバネゴケ属の一種	<0.1
草本層	ヤチダモ	<0.1
草本層	コツマトリソウ	<0.1
草本層	ヤチツツジ	<0.1
コケ層	オオヒモゴケ	<0.1
コケ層	ウスベニミズゴケ	<0.1
コケ層	ミズホラゴケモドキ	<0.1
コケ層	ウキヤバネゴケ	<0.1

植物相	和名	ライン2 2015年
コケ層	イボミズゴケ	41.6
コケ層	チャミズゴケ	23.1
草本層	ミカヅキグサ	16.9
草本層	トマリスゲ	15.5
コケ層	フトハリミズゴケ	5.6
草本層	タチギボウシ	5.3
草本層	ホロムイソウ	4.0
草本層	ミツバオウレン	3.9
草本層	ワタスゲ	2.9
草本層	チマキザサ	1.9
草本層	ツルコケモモ	1.5
コケ層	ムラサキミズゴケ	1.3
草本層	チングルマ	1.0
草本層	モウセンゴケ	0.8
草本層	キタノカワズスゲ	0.6
草本層	ヤマドリゼンマイ	0.6
草本層	タカネハリスゲ	0.5
草本層	カラフトイソツツジ	0.3
草本層	トキソウ	0.1
草本層	エゾリンドウ	0.1
草本層	エゾゴゼンタチバナ	0.1
草本層	ヤチスゲ	0.1
草本層	ヒメシャクナゲ	<0.1
草本層	ウメバチソウ	<0.1
草本層	ヒメツルコケモモ	<0.1
草本層	ゼンテイカ	<0.1
コケ層	ウスベニミズゴケ	<0.1
草本層	ヤチスギラン	<0.1
草本層	アカエゾマツ	<0.1
草本層	ツマトリソウ	<0.1
草本層	コツマトリソウ	<0.1
草本層	キソチドリ	<0.1
コケ層	イトササバゴケ	<0.1
コケ層	ワタミズゴケ	<0.1

植物相	和名	ランダムA 2015年
コケ層	ヘリトリウロコゴケ	30.0
草本層	ミカヅキグサ	28.3
草本層	ヌマガヤ	18.3
草本層	トマリスゲ	14.0
草本層	チングルマ	9.0
コケ層	ワタミズゴケ	7.7
草本層	ワタスゲ	1.7
草本層	タチギボウシ	0.3
コケ層	地衣類	0.3
草本層	エゾリンドウ	<0.1
草本層	ヒメシャクナゲ	<0.1
草本層	ツルコケモモ	<0.1
草本層	トキソウ	<0.1
草本層	トドマツ	<0.1
草本層	モウセンゴケ	<0.1
草本層	ミネカエデ	<0.1
草本層	ホロムイソウ	<0.1

植物相	和名	ランダムB 2015年
コケ層	ヘリトリウロコゴケ	18.3
草本層	ミカヅキグサ	10.2
草本層	トマリスゲ	7.8
草本層	ヌマガヤ	6.2
草本層	チングルマ	6.0
草本層	タチギボウシ	1.9
コケ層	ワタミズゴケ	1.5
草本層	ワタスゲ	1.2
コケ層	地衣類	0.2
草本層	ホロムイソウ	0.2
草本層	トキソウ	<0.1
草本層	エゾリンドウ	<0.1
コケ層	シモフリゴケ	<0.1
草本層	ヒメシャクナゲ	<0.1
草本層	ツルコケモモ	<0.1
草本層	トドマツ	<0.1
草本層	モウセンゴケ	<0.1
草本層	ミネカエデ	<0.1
草本層	キソチドリ	<0.1

※被度の高い順から降順に並べた.
※ライン 1 は 14 方形区、ライン 2 は 8 方形区、ランダム A（ヌマガヤ群落）及びランダム B（踏み付け荒廃跡地）はそれぞれ 3 方形区の平均値を示す.

ャミズゴケ、イボミズゴケ、ツルコケモモであった（表 3-2-1-3）。始点から約 100 m 付近まではイボミズゴケ群落が主体で、チャミズゴケのブルトやシュレンケがモザイク状に広がる高層湿原植生である。さらにその先で南東方向に傾斜がやや大きくなり、ワタミズゴケやハナゴケ、チングルマが目立つチングルマ－ハナゴケ類群集がみられた。ライン 1 における草本層の出現種数は 28 種で、水面を有するシュレンケ上に設置した方形区 12 の 3 種がもっとも少なく、方形区 9 の 18 種がもっとも多かった（表 3-2-1-3; 図 3-2-1-5）。コケ層では 16 種が確認され、方形区 6 と 12 の 0 種がもっとも少なく、方形区 4 の 6 種がもっとも多かった。

ライン 2 で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、イボミズゴケ、チャミズゴケ、ミカヅキグサ、トマリスゲ、フトハリミズゴケであった（表 3-2-1-3）。所々にチャミズゴケブルトやシュレンケが出現するイボミズゴケが優占する典型的な山岳地域のローン植生となっていた。ライン 2 における草本層の出現種数は 27 種で、水面を有するシュレンケ上に設置した方形区 6 の 3 種がもっとも少なく、方形区 8 の 16 種がもっとも多かった（表 3-2-1-3; 図 3-2-1-5）。コケ層では 7 種が確認され、方形区 4、5、6 の 1 種がもっとも少なく、方形区 2 の 5 種がもっとも多かった。

浮島湿原では小面積の分布に限られるヌマガヤ群落に設置した 3 方形区（ランダム A）では、ヘリトリウロコゴケ、ミカヅキグサ、ヌマガヤ、トマリスゲ、チングルマの順に平均被度が高かった（表 3-2-1-3）。方形区 1～3 におけ

図 3-2-1-5. 各方形区における階層別の出現種数．それぞれのライン毎に示す．ランダム設置方形区は，方形区 1～3 はヌマガヤ群落（A）に，方形区 4～6（B）は踏み付け荒廃跡地に設置している．上段は草本層，下段はコケ層を示す．

る草本層の出現種数は 14 種で、方形区 2 の 6 種がもっとも少なく、方形区 3 の 12 種がもっとも多かった（表 3-2-1-3; 図 3-2-1-5）。コケ層では 3 種が確認され、方形区 1 と 2 の 2 種がもっとも少なく、方形区 3 の 3 種がもっとも多かった。

木道入口付近の踏み付け荒廃跡地に設置した 3 方形区（ランダム B）では、草本層の平均植被率が 14.0%±4.3、コケ層の平均植被率が 6.7%±6.2 で、踏み付けによる裸地の植被が回復していないことが示された。ヘリトリウロコゴケ、ミカヅキグサ、トマリスゲ、ヌマガヤ、チングルマが上位 5 種であった（表 3-2-1-3）。方形区 4～6 における草本層の出現種数は 15 種で、方形区 5 の 5 種がもっとも少なく、方形区 4 と 6 の 6 種がもっとも多かった（表 3-2-1-3; 図 3-2-1-5）。コケ層では 4 種が確認され、方形区 4 の 0 種がもっとも少なく、方形区 5 と 6 の 2 種がもっとも多かった。

注目・注視すべきこと

湿原内では、環境省レッドリスト及び北海道レッドリストの掲載種が計 12 種確認されている。外来種の出現は、現在のところ確認されていない。

サイト周辺では、場所によってタチギボウシ等へのエゾシカによる被食が顕著で、森林との境界に近い湿原部分ではシカ道やヌタ場が観察される。現時点では湿原内の植生に著しい影響は見られていないが、今後エゾシカによる影響が継続すると問題が顕在化する可能性があることから、今後の状況を注視する必要があるだろう。

また、踏圧によって裸地化荒廃した場所の復元状況は良好とはいえず、回復には長い時間がかかると思われる。その点でも、長くモニタリングを続けることが求められる。

参考文献

伊藤 浩司, 梅沢 彰 (1970) 浮島湿原の植物群落学的研究 (1) 北海道高地湿原の研究 (I). 北海道大学農学部邦文紀要, 7:147-180

伊藤 浩司, 橘 ヒサ子 (1985) 浮島湿原の植生の特徴と植物相. 昭和 60 年度一般国道 273 号滝上町浮島湿原調査業務報告書, (株) パスコ, 東京

(3)霧多布湿原サイト

加藤ゆき恵（釧路市立博物館）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

北海道東部の太平洋に面して南北約 9 km、東西約 4 km にわたって細長く広がり、国内 3 番目の広さ（面積 3,168 ha）を有する湿原である。沿岸部に発達した砂洲によって海から隔てられてできた湖成湿原であり、砂丘列の跡が大小約 30 の湖沼となって残っている（辻井・岡田 2007）。年間平均気温が約 5 度と、日本でもっとも冷涼な地域であるため、低地でありながらツルコケモモやガンコウラン等の高山にも生育する植物が多くみられる。また、海霧の影響を受けて 6〜7 月の日照率が 20%を下回ることから気温上昇が妨げられ、積算気温も釧路・根室と比べてかなり低い（高橋 2002）。植生は、ヌマガヤ、ムジナスゲ、ワタスゲを中心とする中間湿原で、部分的にチャミズゴケのブルテ（小凸地）が点在する。ゼンテイカ、ワタスゲ、ノハナショウブ、タチギボウシ等 400 種類以上の草花が生育し、多くの観光客が訪れる。

霧多布湿原は集水域面積が狭く、根釧台地の酪農地帯からの栄養塩流入もほとんどない。かつての砂丘列がつくった地形によって湿原内の水が保持され、効率よく湿原の涵養に利用されていると考えられる（原口 2013）。

湿原中心部は中間〜高層湿原植生が広がり、琵琶瀬川に近い茶内側にはヌマガヤーイボミズゴケ群落とヌマガヤーワタスゲ群落、泥川に近い琵琶瀬側にはヌマガヤーワタスゲ群落とヌマガヤーチャミズゴケ群落がそれぞれモザイク状に分布する。シュレンケ（小凹地）にはムジナスゲーユガミミズゴケ群落が成立し、霧多布湿原の中央部を縦断する MG ロード（道道 808 号線）の側溝沿いにはヨシーイワノガリヤス群落が帯状に分布する。また、湿原内にはハンノキ低木林が点在し、ハンノキーヌマガヤ群落を形成する（橘ほか 1997）。湿原の辺縁に近い榊町（北部）及び奥琵琶瀬（南部）では、ハンノキーホザキシモツケ群落（丘陵地に隣接する湿原部）、ミヤコザサ群落（砂州、浜堤地形の上）、ヤチヤナギーチャミズゴケ群落（湿原部）、ヤラメスゲ群落（湿原中心部と塩湿地の境界）、ヒメウシオスゲーウラギク群落（塩湿地）が報告されている（ホーテス 2002）。湿原中央部を貫く MG ロードは道路の下を水が流れる構造になっており、道路両側の地下水位は安定している（梅田ほか 1988; 冨士田ほか 1995; 橘ほか 1997）。

図 3-2-1-6. 霧多布湿原サイトの調査地点付近と景観. 1 本の調査ラインを設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

湿原の一部は「霧多布湿原泥炭形成植物群落」として国指定天然記念物に指定されている。また、国指定厚岸・別寒辺牛・霧多布鳥獣保護区及び特別保護地区に指定されるとともに、1993 年にはラムサール条約湿地として登録されている。湿地を守る運動として、日本において初めてトラスト運動が導入された湿原でもある。

調査地点概要

調査ラインは、MG ロード北側に広がる天然記念物エリアに、橘ほか（1997）の調査線 2 に沿うような形で設定した（図 3-2-1-6）。茶内側を起点とし、約 600 m のラインに 30 個の方形区を設置した。全体的にヌマガヤやムジナスゲを中心とする湿原で、部分的にイボミズゴケマット、チャミズゴケブルテがモザイク状にみられる場所である。物理環境調査の機器類の内、地下水位計と地温計は調査ライン中央付近に、大気圧計（兼温度計）は仲の浜の霧多布湿原ナショナルトラスト付近に設置している。

霧多布湿原サイトでは、2017 年に実施した 1 回の調査を基にとりまとめを行った。

調査結果

ライン上の植生の状況

確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、チャミズゴケ、ヌマガヤ、イボミズゴケ、スギゴケ、ガンコウランであった（表 3-2-1-4）。草本層の出現種数は 33 種で、方形区 6 の 9 種がもっとも少なく、方形区 2 の 17 種がもっとも多かった（図 3-2-1-7）。コケ層では 17 種が確認され、方形区 9～11、13、29 の 1 種がもっとも少なく、方形区 7 の 7 種がもっとも多かった。

調査ラインの起点付近はヌマガヤーイボミズゴケ群落がみられた。地形の起伏は少なく、低い部分ではヤチヤナギの被度がやや高く、その他にミカヅキグサ、ヤチスゲ、ユガミミズゴケ、ワラミズゴケといったシュレンケを好む種が出現した。シュレンケがミズゴケで埋まったような立地ではイボミズゴケ、ワタスゲの被度が高く、タチギボウシ、ヒメシャクナゲ、コツマトリソウが特異的にみられた。やや比高が高い場所にはノリウツギ、ススキの侵入がみられた。全体にヌマガヤ、ヨシ、ムジナスゲ、イボミズゴケ、ヤチヤナギ、ワタスゲ、ナガボノシロワレモコウが出現し、中間湿原のヌマガヤ群集と高層湿原のツルコケモモーイボミズゴケ群集の両方の種が混生していた。調査ライン 350 m 付近からはチャミズゴケブルテがみられるようになり、ヌマガヤーチャミズゴケ群落が確認された。ブルテの大きさは 1～2 m 四方で、スギゴケ、ガンコウランが特徴的に出現し、カラフトイソツツジ、モウセンゴケが比較的高い被度でみられた。一部の方形区ではハナゴケがみられ、橘ほか（1997）のチャミズゴケーイ

表 3-2-1-4. 調査ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1 2017年
コケ層	チャミズゴケ	26.8
草本層	ヌマガヤ	25.6
コケ層	イボミズゴケ	19.6
コケ層	スギゴケ	8.3
草本層	ガンコウラン	7.4
草本層	ヤチヤナギ	6.8
草本層	カラフトイソツツジ	6.5
草本層	ムジナスゲ	6.0
草本層	ワタスゲ	5.6
草本層	ヨシ	3.1
草本層	タチギボウシ	2.4
草本層	ナガボノシロワレモコウ	1.9
草本層	ノリウツギ	1.5
草本層	ススキ	1.2
草本層	モウセンゴケ	1.2
草本層	ヤマドリゼンマイ	1.2
コケ層	ハナゴケ属の一種	0.8
コケ層	ワラミズゴケ	0.8
コケ層	ハナゴケ	0.5
草本層	ヒメシャクナゲ	0.4
草本層	ヤチスゲ	0.3
草本層	コケモモ	0.3
草本層	クロミノウグイスカグラ	0.3
草本層	ミツガシワ	0.3
草本層	ヒメシダ	0.2
草本層	チシマガリヤス	0.2
草本層	イヌスギナ	0.2
草本層	ミカヅキグサ	0.2
草本層	ツルコケモモ	0.1
草本層	コガネギク	0.1
コケ層	ユガミミズゴケ	0.1
コケ層	ヌマカタウロコゴケ	0.1
コケ層	ムラサキミズゴケ	0.1
草本層	シロミノハリイ	<0.1
草本層	サワギキョウ	<0.1
コケ層	オオヒモゴケ	<0.1
草本層	コツマトリソウ	<0.1
コケ層	コスギバゴケ属の一種	<0.1
コケ層	トサホラゴケモドキ	<0.1
草本層	ミズドクサ	<0.1
草本層	ヒメイチゲ	<0.1
コケ層	ミズゼニゴケ	<0.1
草本層	チシマウスバスミレ	<0.1
コケ層	オタルヤバネゴケ	<0.1
草本層	イヌドクサ	<0.1
草本層	サギスゲ	<0.1
草本層	ヒメワタスゲ	<0.1
コケ層	ミズホラゴケモドキ	<0.1
コケ層	テガタモミジゴケ	<0.1
コケ層	ヤバネゴケ属の一種	<0.1

※被度の高い順から降順に並べた.
※30 方形区の平均値を示す.

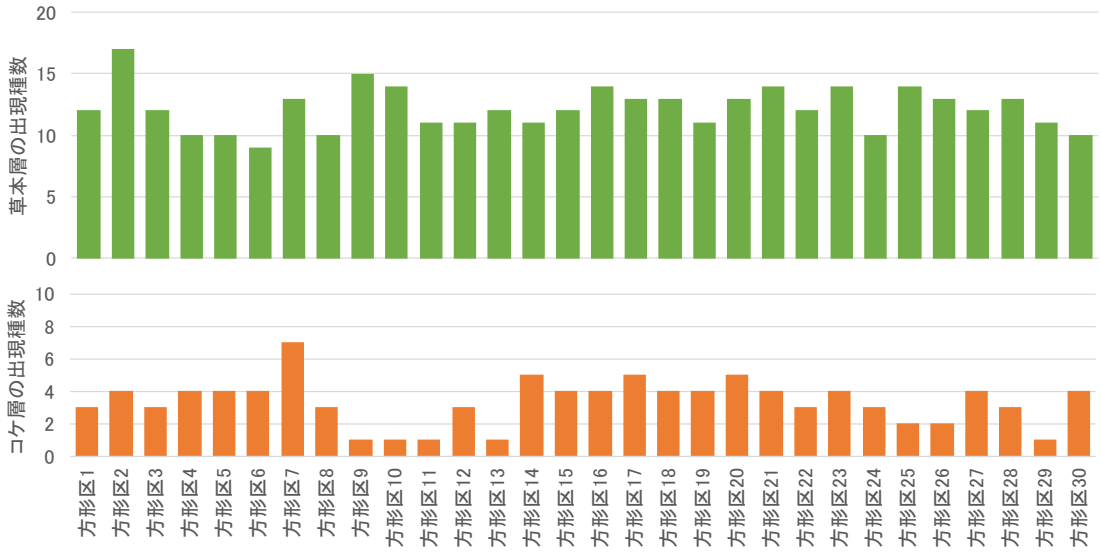


図 3-2-1-7. 各方形区における階層別の出現種数．上段は草本層，下段はコケ層を示す．

ボミズゴケ群落のハナゴケ類優占群落に相当すると考えられる。また、ヌマガヤーイボミズゴケ群落と同様にチャミズゴケブルテ上へのノリウツギ、ススキの侵入が確認された。

ヌマガヤーイボミズゴケ群落の種組成の中にチャミズゴケが低被度で出現する方形区が 6 つあり、両群落の移行帯と考えられる。

ヌマガヤ群落、チャミズゴケブルテともに、一部の方形区でノリウツギ、ススキが出現した。ノリウツギは湿原内に点在し、ススキは数箇所でまとまってみられた。ススキは湿地性の植物ではなく、かつて湿原が馬の放牧に用いられていた時代に侵入した個体が部分的に定着しているものと考えられる。乾燥を示唆する低木ノリウツギとともに今後の増減を注視する必要がある。

注目・注視すべきこと

2007 年のデータを橘ほか（1997）の 1994・95 年の植生調査データと比較すると、主要な種構成は変わっていないようであった。しかし、本調査で 1 箇所の方形区でエゾシカに被食されたヨシを確認した。また、チャミズゴケブルテが崩壊している箇所や、かつての放牧の影響による乾燥化でススキが侵入している箇所もみられたことから、湿原の乾燥化による種組成の変化とエゾシカ採食・踏圧による植生変化のモニタリングが必要と考えられる。

調査地と MG ロードをはさんで反対側の湿原域も、調査ライン周辺と概ね同様の植生がみられた。MG ロードの近くにある氷切小沼は、浮島上になった沼周辺にヤチスゲやホシクサ類がみられ、沼の中にはタヌキモ類、ヒルムシロ類がみられた。かつて冬に氷の切り出しを行っていた氷切沼では、湖岸付近にフトイやヌマハリイ、水中に浮葉性のミクリ類が生育していた。また、調査地近郊の沼ではジュンサイがみられた。MG ロード脇の側溝付近ではヨシが繁茂し、ヨシ群落の中にドクゼリ、クロバナロウゲ、エゾナミキ等がみられた。

霧多布湿原の天然記念物エリア以外は民有地がほとんどで、特に海岸沿いでは昆布を乾燥させる干場や宅地を造るために頻繁に埋め立てが行われていた（阪野 2014）。これらの民有地や湿原上流の山林をトラストが買い取り、湿原保全活動を行ってきた。2015 年には暮帰別の昆布干場跡地を買い取り、表面の砂利撤去・湿生植物の移植等の湿原復元実験を行い、その後の植生変化の調査研究が行われている（元廣ほか 2017）。

また、NPO 法人霧多布湿原ナショナルトラストと釧路市立博物館と共同で、霧多布湿原を含む浜中町の維管束植物相調査・標本作製「ハーバリウム霧多布」（市民参加型調査）を 2011 年から行っている（釧路市立博物館は 2013 年から参画）。この標本を用いた展示や観察会も行い（辻ほか 2017）、霧多布湿原生きものリス

ト 2018（霧多布湿原ナショナルトラスト 2018）のデータにも反映されている。

参考文献

阪野 真人 (2014) 霧多布湿原 われらが花園. (北海道ラムサールネットワーク 編) 湿地への招待 ウェットランド北海道, 164-173. 北海道新聞社, 札幌

冨士田 裕子, 橘 ヒサ子, 佐藤 雅俊 (1995) ８．霧多布湿原. (北海道湿原グループ 編) 北海道の湿原の変遷と現状の解析-湿原の保護を進めるために-, 16-26. 北海道湿原研究グループ, 札幌

原口 昭 (2013) 日本の湿原. 生物研究社, 東京

ホーテス・シュテファン (2002) 霧多布湿原の形成過程・水文環境・植生に関する研究-二番川およびジュンサイ沼周辺泥炭地の調査結果-. (辻井 達一・橘 ヒサ子 編著) 財団法人前田一歩園財団創立 20 周年記念論文集 北海道の湿原, 95-104. 財団法人前田一歩園財団, 阿寒

霧多布湿原ナショナルトラスト (2018) 霧多布湿原生きものリスト 2018. NPO 法人霧多布湿原ナショナルトラスト, 浜中

元廣 はるな, 冨士田 裕子, 三木 昇, 河内 直子, 辻 ねむ (2017) 霧多布湿原の昆布干場表層土砂除去後の植生遷移-湿原植生の復元を目指して-. 植生学会第 22 回大会講演要旨集, 20

橘 治国, 佐藤 寛明, 中村 信哉 (2002) 霧多布湿原の水および土壌環境. (辻井 達一・橘 ヒサ子 編著) 財団法人前田一歩園財団創立 20 周年記念論文集 北海道の湿原, 91-94. 財団法人前田一歩園財団, 阿寒

橘 ヒサ子, 冨士田 裕子, 佐藤 雅俊, 赤坂 准 (1997) 霧多布湿原の植生. (北海道湿原研究グループ 編) 北海道の湿原の変遷と現状の解析-湿原の保護を進めるために-, 111-129. 自然保護助成基金, 東京

高橋 英紀 (2002) 霧多布湿原の気象. (辻井 達一・橘 ヒサ子 編著) 財団法人前田一歩園財団創立 20 周年記念論文集 北海道の湿原, 89-90. 財団法人前田一歩園財団, 阿寒

辻 ねむ, 加藤 ゆき恵, 河内 直子, 高井 文子 (2017) 地域とともにつくる植物標本集-ハーバリウム・霧多布-. 日本生態学会第 64 回全国大会講演要旨

辻井 達一, 岡田 操 (2007) 霧多布湿原-海岸の湿原 5. (辻井 達一・岡田 操・高田 雅之 編著) 北海道の湿原, 64-67. 北海道新聞社, 札幌

梅田 安治, 井上 京, 矢挽 尚貴 (1988) 泥炭地の道路の地下水環境対策. 第 37 回農業土木学会北海道支部研究発表会講演要旨集, 55-58

(4)釧路湿原サイト

佐藤雅俊（帯広畜産大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

北海道釧路市の北方 5 km に広がる釧路平野に位置し、面積 18,290 ha に及ぶ日本最大の面積を有する湿地帯である。この湿原は、海水面が高かった約 6,500 年前に深い内湾となっていたものが、その後の海退と湾口の砂嘴の発達によって閉じられ、次第に淡水化して現在の姿になったとされ、塘路湖、シラルトロ湖、達古武沼といった海跡湖が形成された（辻井・岡田 2007; 環境省 2013）。

湿原の大部分はヨシ・スゲ湿原とハンノキ林によって占められる低層湿原であるが、温根内赤沼周辺及びキラコタン岬の南方には、一部、ミズゴケの高層湿原が存在する（佐藤ほか 2002）。絶滅危惧種のカラフトノダイオウ（高橋 2002）、葉が変化した腺毛の先から粘液を出して捕虫する食虫植物のモウセンゴケや、水中の茎に捕虫袋を持つコタヌキモ等が生育する。集水域上流の開発に伴う栄養塩類濃度が上昇したことによる、ハンノキ林の増加が問題になっている（新庄 2002; 辻井・岡田 2007）。また、特定外来生物のオオハンゴンソウが分布している地域がある（自然公園財団 2013）。近年、ニホンジカの亜種であるエゾシカが湿原内で多くみられるようになり、高層湿原域の湿原内へ頻繁に侵入し採餌することにより、貴重な湿原の植生が変化している（冨士田ほか 2012）。現在、釧路湿原において、シカ道は湿原全体に多数ついており、湿原を貫流する大島川周辺では河川沿いにヌタ場が形成され、ヤラメスゲ群落の被食が報告されている（植生学会企画委員会 2011）。

1958 年に国指定釧路湿原鳥獣保護区（希少鳥獣生息地）に指定され、1980 年には国内最初のラムサール条約湿地として登録された。1987 年には釧路湿原国立公園に指定され、2011 年に公園面積が 28,788 ha に拡大された。また、2001 年には「日本の重要湿地 500」に選定され、2016 年に見直された「生物多様性の観点から重要度の高い湿地」においても再選定された。その他、2003 年には自然再生推進法に基づく「釧路湿原自然再生協議会」が発足し、自然再生事業が実施されている。

図 3-2-1-8. 釧路湿原サイトの調査地点付近と景観. 1 本の調査ラインを設け, 4 つの植生調査区を設定している. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

調査地点概要

湿原西部の温根内地区に 800 m の調査ラインを設定している。ライン上の高層湿原植生・スゲ型低層湿原植生・ハンノキ林・ヨシ型低層湿原植生の 4 植生調査区に、大きさ 1 m×1 m の永久方形区を 5 個ずつ設置している。ただしスゲ型低層湿原についてはライン上での範囲が 10 m 程度と狭いため、植生の広がりに応じて南南西方向に 60 m のサブラインを設定し、サブライン上に永久方形区を 4 個設置している（図 3-2-1-8）。

本サイトでは、植生調査区毎に経年による被度の推移が明らかになると期待される。

各方形区における被度及び出現種の変化の解析方法

植生の変化を検討するために用いた植生データは、2009 年・2010 年（任意）・2011 年・2012 年・2013 年及び 2016 年の 6 回の調査で得られたものである。

調査区の被度の推移については、各調査区で優占した経歴を持つ種（以降、優占種とする）の被度を積み重ね棒グラフで表示した。出現種数の推移についても同様に、各植生区の維管束植物の平均種数を線グラフにより表示した。

この他植生の変化の兆候をとらえるために、各方形区における「最初の植生データに対する、その後の植生データの類似度」を算出し、経年の推移を明らかにした。被度について用いた類似度は百分率類似度である。この類似度は、植生を構成する植物量（本調査では被度）が調査開始からどの程度変化したかを数値で表すことができるため、モニタリング調査に適する類似度である。例えば 1 種のみ出現する調査区において、その種の被度が半分に減少した場合には類似度 67%、1/3 に減少した場合には類似度 50%、2 割に減少した場合には類似度 33.3%となる。また、その種の被度が半減し、かつ他の 1 種が同じ被度で侵入した場合には類似度 50%となる。ある 2 調査区における百分率類似度 PS1 は以下の式で表される。

$$PS1 = \frac{\text{小さい被度の積算値}\times 2}{\text{被度の総量}} \times 100$$

また、出現種について用いた類似度はシュレンセン（Sorensen）の類似商である。この類似度は、例えば両調査区に 10 種ずつ出現した場合に共通種が 8 種であれば 80%、共通種が 5 種であれば 50%、3 種であれば 30%となり、類似性の把握がしやすい。ある 2 調査区におけるシュレンセンの類似商 S は以下の式で表される。

$$S = \frac{\text{共通種の数}\times 2}{\text{出現種数の合計}} \times 100$$

これらの類似度算出の対象とした種群は維管束植物（すなわちシダ植物及び種子植物）であり、蘚苔地衣類は計算から除外した。各方形区について、2009 年の種組成に対する 2009 年、2010 年、2011 年、2012 年、2013 年、2016 年の類似度を算出し、植生調査区毎に平均値を算出した。類似度の推移を明らかにした上で、調査開始以降の植物量の変化について検討した。

調査結果

出現種の被度にもっとも大きな変化がみられた方形区はヨシ型低層湿原区の方形区 4 であり、優占種であったヨシが図中で判別できないほどわずかな量になった（図 3-2-1-9）。この変化はこの方形区だけにみられたものであり、同じヨシ型低層湿原区の他の方形区では優占種の被度に大きな変化は認められなかった。全体的には、ヨシ型低層湿原ではヨシ及びイワノガリヤスの 2 種が主要な構成要素であり優占していた。

次いで大きな変化がみられた方形区はハンノキ林区の方形区 2 であり、2009 年にほとんど量のなかったムジナスゲが増加して優占種となった。この他、ハンノキ林区では方形区 3・4・5 においてツルスゲが増加し、特に方形区 5 では 2013 年のヌマドジョウツナギと交替して優占種となった。このようにハンノキ林区では優占種の交替が多くみられた。

高層湿原区の方形区ではカラフトイソツツジやトマリスゲ、チャミズゴケが優占し、優占種の被度に大きな変化はみられなかった。スゲ型低層湿原区の方形区ではムジナスゲが優占し、出現種の被度に大きな変化はみられなかった。

調査開始以降の植物量の変化がもっとも大きかった植生調査区はハンノキ林区であった。ハンノキ林区では百分率類似度の値が低下し続け、2016 年では 2009 年の 40%程度となった（図 3-2-1-10）。一方で高層湿原区では百分率類似度が 70%程度で推移しており、植物量の変化はあまり大きくなかった。スゲ型低層湿原区とヨシ型低層湿原区では百分率類似度が低下する傾向がみられ、2016 年には約 60%となった。

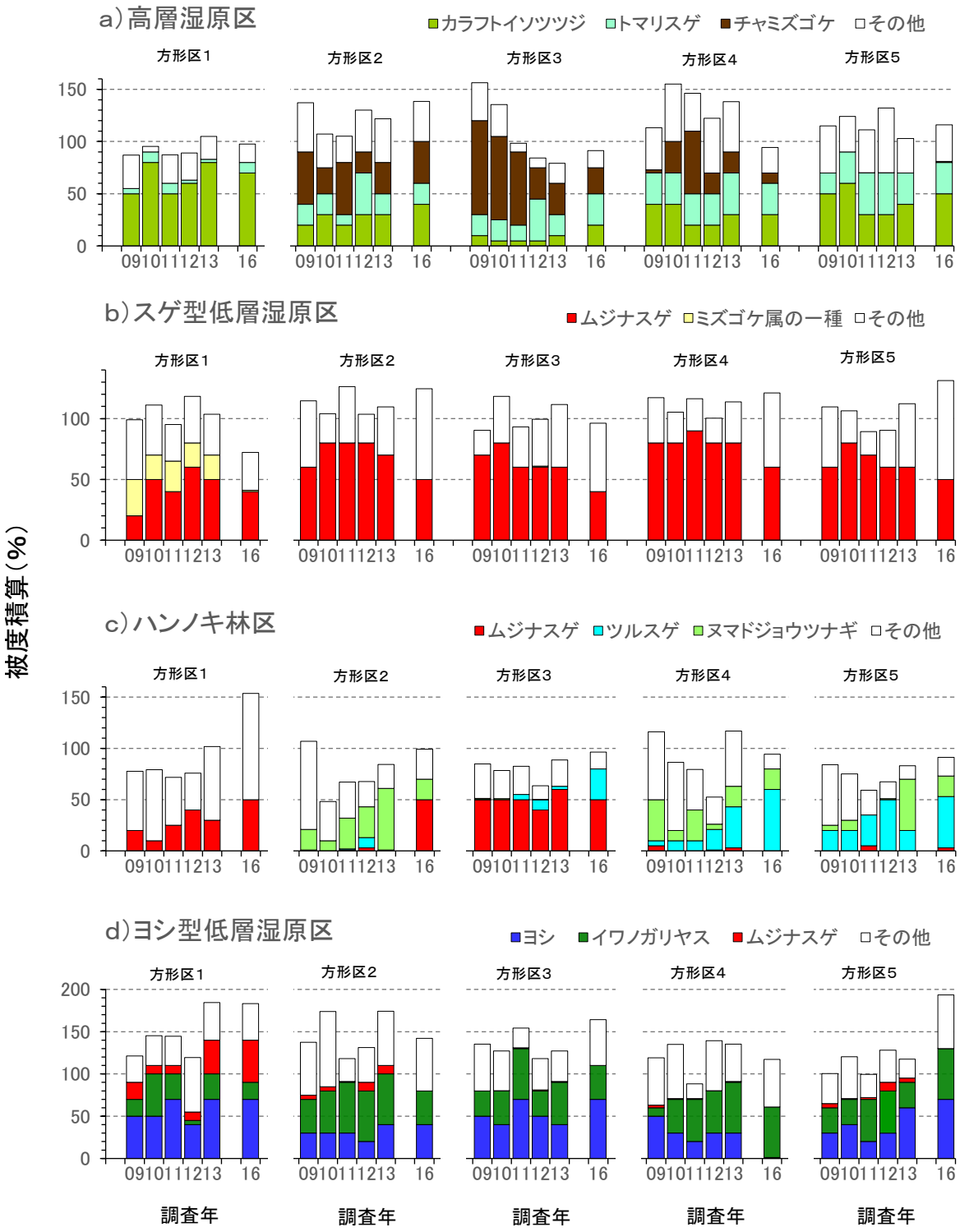


図 3-2-1-9. 優占種の被度の推移．高層湿原区及びスゲ型低層湿原区では優占種の被度に大きな変化はみられなかった．ハンノキ林区では優占種の交替が多くみられた．ヨシ型低層湿原区では方形区 4 の 2016 年に優占種であるヨシが大きく減少していた．

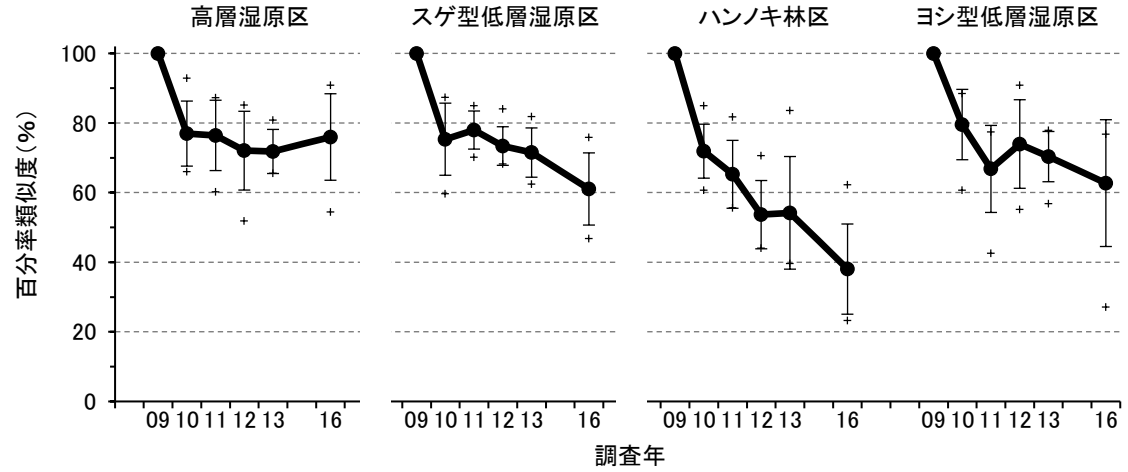


図３-2-1-10. 維管束植物の構成量の変化．図中の＋は最大値または最小値を示し，黒丸（●）の上下の線は標準誤差を示す．高層湿原区では類似度の低下が小さく，構成量の変化が大きくないことが示された．スゲ型低層湿原区およびヨシ型低層湿原区では類似度が低下していた．ハンノキ林区では類似度の低下が最も大きく，植物の構成量の変化が大きかったことが示された．

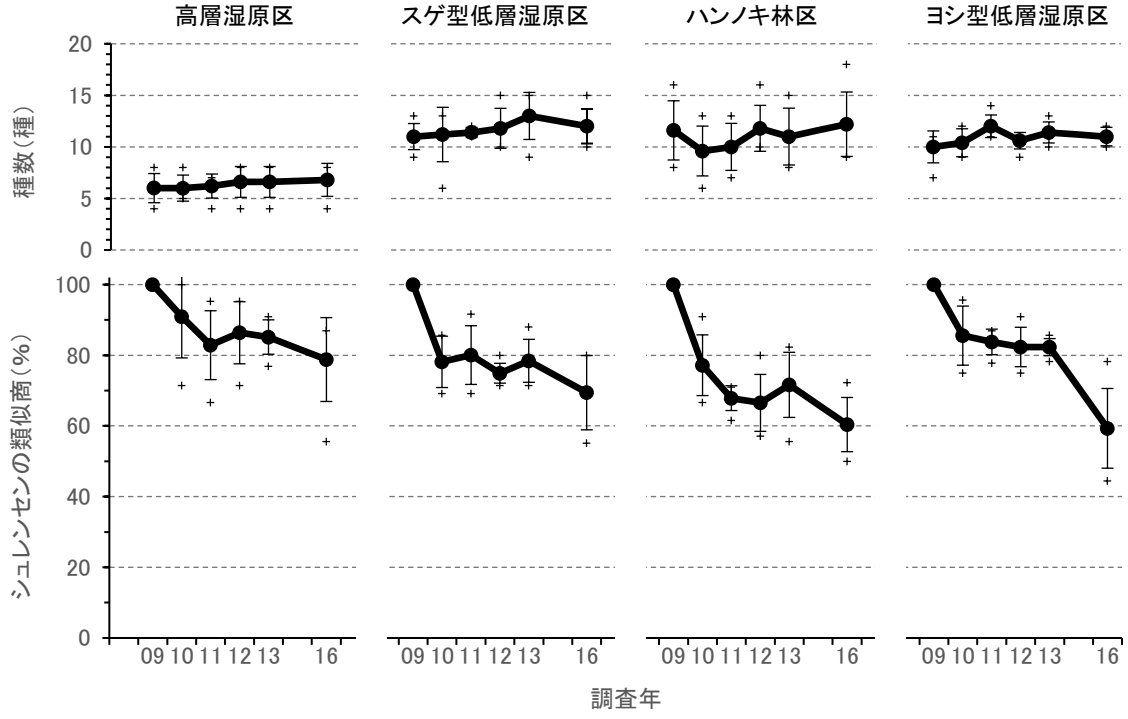


図 3-2-1-11. 維管束植物の出現種数の推移（上）と構成種の変化（下）．図中の＋は最大値または最小値を示し，黒丸（●）の上下の線は標準誤差を示す．高層湿原区では類似度の低下が小さく，構成種の変化が大きくないことが示された．スゲ型低層湿原区およびハンノキ林区では類似度が低下していた．ヨシ型低層湿原区では 2013 年から 2016 年にかけて類似度が大きく低下しており，構成種の入れ替わりが大きかったことが示された．

方形区の出現種数は、高層湿原区では 6 種から 7 種程度、スゲ型低層湿原区では 11 種から 13 種程度、ハンノキ林区では 9 種から 13 種程度、ヨシ型低層湿原区では 10 種から 13 種程度であり、いずれの植生調査区でも大きな増減を示さなかった（図 3-2-1-11）。一方で、ハンノキ林区とヨシ型低層湿原区においてシュレンセンの類似商が 60%程度まで低下しており、種の入れ替わりがあることが示された。特にヨシ型低層湿原区では 2013 年まではシュレンセンの類似商が 80%以上で推移していたが、2016 年では 60%に低下し、近年に種の入れ替わりがあったことが示された。高層湿原区ではシュレンセンの類似商が 80%から 90%までの値で比較的高かった。スゲ型高層湿原ではシュレンセンの類似商は 70%から 80%の値で推移していた。

注目・注視すべきこと

絶滅のおそれのある植物種に関して、ヤチツツジ（環境省レッドリスト：絶滅危惧 IB 類）、エゾナミキ、カラフトノダイオウ、ヌマドジョウツナギ（同：絶滅危惧Ⅱ類）が確認された。この他、カキツバタ、ナガバノウナギツカミ、ヒメカイウ（同：準絶滅危惧）が確認された。一方、特定外来生物のオオハンゴンソウは、ライン周辺も含め、確認されなかった。

中・大型哺乳類の生息状況に関して、調査が開始された 2009 年以降、エゾシカによる湿原内の踏み荒らしや採食が確認されている。2016 年についてもこれまでと同じくエゾシカによる踏み荒らしや採食が確認され、植生への影響が危惧される。特にヨシ型低層湿原の内の 1 方形区では、2009 年の調査開始時には 50%あったヨシの被度が、わずか 1%まで減少していた。ヨシ型低層湿原の調査区一帯では、ヨシが消失した部分の面積が拡大しているように見受けられることから、今後は他の方形区でもヨシの被度の減少が記録される可能性がある。一方で、2011 年までは少なかったホソバアカバナやサワギキョウ等の着花数が、若干だが回復しているように思われた。

2016 年 8 月に 3 つの台風が北海道に連続して上陸し（台風 7 号：8 月 18 日、台風 9 号：8 月 22 日、台風 10 号：8 月 31 日）、雨を降らせ続けた。その結果、釧路湿原内の釧路川／新釧路川や支流の幌呂川等が大きく増水し、堤外地は水没した。雪裡樋門では 8 月 25 日時点で平常より水位が約 2 m 高い 397 cm であり、調査直前の 9 月 11 日でも約 1 m 高い 295 cm であった。調査後の 9 月 27 日には平常水位である 196 cm に戻っていた。調査地は雪裡樋門より上流であり、かつ堤内であるため、調査時には雪裡樋門ほどの水位の上昇はみられなかった。植物に対する直接の影響はないと考えられるが、堤外地が水没していた間に、調査地一帯のエゾシカの滞在数が例年より多くなっていた可能性がある。

温根内から雪裡樋門にかけての一帯では 2017 年以降に、林冠層に達する樹高 10 m 以上のハンノキについて、樹冠の着葉量の減少や枯死が目立つようになった。その原因は不明であるが、可能性としては 1) その生育立地における生育の限界、2) 2016 年の台風による影響（強風や冠水、塩分を含む飛沫の付着等）、3) 湿原という不安定な生育基盤に対するエゾシカによる攪乱、4) ハンノキハムシによる被食、等が考えられる。ハンノキ林の減少は、上述の絶滅危惧植物種に直接的に影響するとは考えにくいが、ハンノキ林に生育する普通種であるヒメナミキやオオマルバノホロシ等の生育数に影響する可能性がある。

釧路湿原ではエゾシカによる植生への攪乱が多くみられる。エゾシカによる攪乱は、例えば気温や水位といった環境要素が広域的に植物・植生に影響することに比較すると、基本的には局所的である。このため、ある一帯の植生に対する全体的・平均的な攪乱が軽微であったとしても、特定の 1 方形区だけが植被が失われるほどに強度に攪乱される事態が起こり得る。今後はこのような局所的な攪乱に対する調査・解析方法について検討しておく必要がある。

参考文献

冨士田 裕子, 高田 雅之, 村松 弘規, 橋田 金重 (2012) 釧路湿原大島川周辺におけるエゾジカ生息痕跡の分布特性と時系列変化および植生への影響. 日本生態学会誌, 62:143-153

環境省 (2013) 釧路湿原. 日本のラムサール条約湿地―豊かな自然・多様な湿地の保全と賢明な利用―, 20. 環境省自然環境局野生生物課, 東京

佐藤 雅俊, 橘 ヒサ子, 新庄 久志 (2002) 釧路湿原キラコタン崎高層湿原の現存植生図. (辻井 達一・橘 ヒサ子 編著) 北海道の湿原, 35-40. 北海道大学図書刊行会,北海道

新庄 久志 (2002) 釧路湿原のハンノキ林. (辻

井 達一・橘 ヒサ子 編著) 北海道の湿原. 17-33. 北海道大学図書刊行会, 北海道
自然公園財団 (2013) 2013 自然公園の手引き. 一般社団法人自然公園財団, 東京. 241pp
植生学会企画委員会 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響―シカ影響アンケート調査（2009～2010）結果―. 植生情報, 15:9-96
高橋 英樹 (2002) 釧路湿原フロラと絶滅危惧植物. (辻井 達一・橘 ヒサ子 編著) 北海道の湿原, 13-15. 北海道大学図書刊行会, 北海道
辻井 達一, 岡田 操 (2007) 釧路湿原. (辻井 達一・岡田 操・高田 雅之 編) 北海道の湿原, 30-39. 北海道新聞社, 北海道

(5)八甲田山湿原サイト

佐々木雄大（横浜国立大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

青森県南部に位置する八甲田山周辺に形成される小規模な湿原が多数散在する湿地群である。八甲田山系の湿原は、過去の火山活動や積雪の影響で成立した湿原であり、低標高域から高標高域まで空間的に多くの湿原が点在しているのが特徴である。

本調査では、高田谷地湿原を調査地に設定しており、青森から十和田湖に至る道路（国道103 号線）の中でもっとも標高の高い傘松峠に隣接し、硫黄岳（標高 1,360 m）及び石倉岳（標高 1,202 m）の南部に位置する。調査地の西には猿倉沢が流れ、奥入瀬渓流の源流の一部をなす。冬季には気温は氷点下になり、積雪深は 4 m を超える。年間平均降水量（1990～2009 年）は、1,300～2,300 mm の範囲で変動する。

調査サイトの土壌は泥炭である。調査サイトに優占する植物種は湿原内の局所的な環境要因によって多少変化するが、概ねヌマガヤ、ワタスゲ等の湿生草本が優占している（Sasaki et al. 2013）。八甲田山の山地湿原植生は、基本的にはミヤマイヌノハナヒゲ、ワタスゲ、ミズゴケの群落が多い。

十和田八幡平国立公園及び国指定十和田鳥獣保護区に指定されている。

調査地点概要

湿原植生調査の調査ラインは、傾斜の上部と下部にそれぞれ 3 本ずつ、計 6 本設定し、20～30 m の各ラインにそれぞれ 5 個の方形区を設置している（図 3-2-1-12）。物理環境調査の機器類は、傾斜の下部に設定した調査ライン近傍に設置しているが、水位計のみ上部にも設置している。

本サイトでは、湿原内に均一な空間配置となるようにラインを設置した。湿原内の環境要因の違いによってライン毎の群落構造や種組成に違いが表れると期待される。

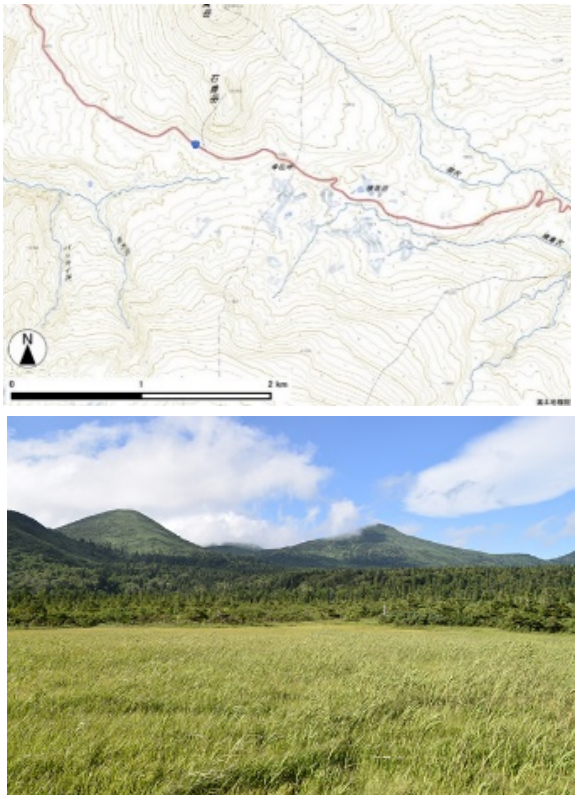


図 3-2-1-12. 八甲田山湿原サイトの調査地点付近と景観. 6 本の調査ラインを設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

各方形区における出現種の被度の変化の解析方法

解析にはソフトウェア R ver. 3.4.2 を用い、調査年毎の各ラインの出現種とその被度の平均値の類似度（Morishita-Horn 類似度）を基に、非計量多次元尺度法（nMDS）により各ラインにおける調査年毎の出現種とその被度のデータを二次元平面状にプロットした。

八甲田山湿原サイトでは、2009 年、2011 年、2014 年、2017 年の 4 回の調査で得たデータを解析に供した。

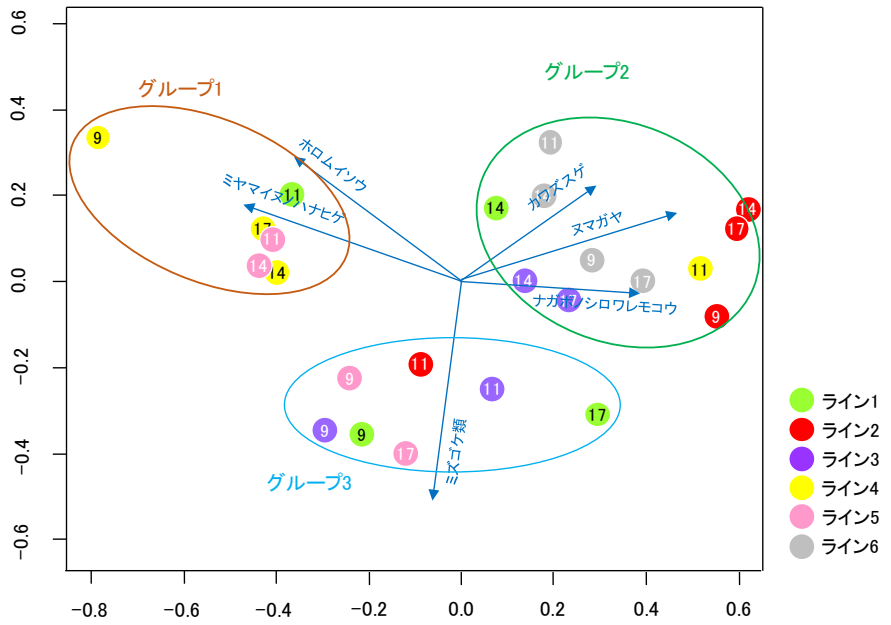


図 3-2-1-13. 調査年毎の各方形区の出現種の被度を用いた非計量多次元尺度法（nMDS）による解析結果．シンボル内の数値は調査年を示す．Stress 値：0.112.

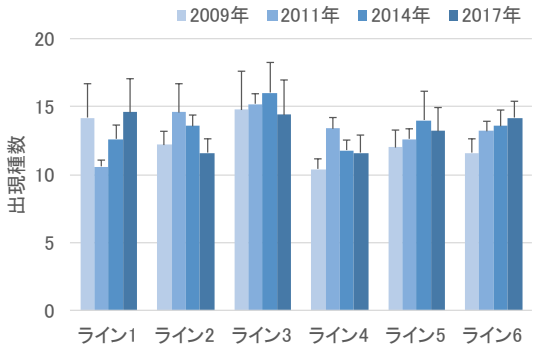


図 3-2-1-14. 各調査年のライン毎の出現種数（5 方形区の平均値±標準偏差）.

調査結果

各ラインにおける出現種の被度と種数

nMDS で 4 回の調査における各ラインの出現種とその被度を比較した結果を図 3-2-1-13 に示す。解析の結果、これまでの調査毎の各ラインは、ホロムイソウやミヤマイヌノハナヒゲの被度が高いグループ（以下、グループ 1 と言う）、ナガボノシロワレモコウやヌマガヤ、カワズスゲの被度が高いグループ（以下、グループ 2 と言う）、ミズゴケ類の被度が高いグループ（以下、グループ 3 と言う）に大別された。

ライン 1 のみ、全てのグループにプロットされ、調査年毎に出現種やその被度がさまざまに変化していた。ライン 2 は、2009 年、2014 年、2017 年にはグループ 2 にプロットされたが、2011 年はグループ 3 にプロットされた。ライン 3 は、2009 年と 2011 年にはグループ 3 にプロットされたが、2014 年と 2017 年ではグループ 2 にプロットされた。ライン 4 は、2009 年、2014 年、2017 年にはグループ 1 にプロットされたが、2011 年ではグループ 2 にプロットされた。ライン 5 は、2009 年と 2017 年にはグループ 3 にプロットされたが、2011 年と 2014 年ではグループ 1 にプロットされた。ライン 6 は、調査年毎に出現種やその被度に大きな変化はみられず、全ての調査年でグループ 2 にプロットされた。

各ラインの 4 回の調査の平均種数は、ライン 1 で 11～15 種程度、ライン 2 で 12～15 種程度、ライン 3 で 14～16 種程度、ライン 4 で 10～13 種程度、ライン 5 で 12～14 種程度、ライン 6 で 12～14 種程度であった（図 3-2-1-14）。

調査ライン間の種数には有意な違いがみられたが（繰り返し二元配置分散分析、$P < 0.05$）、調査年間では有意な違いは認められなかった（繰り返し二元配置分散分析、$P > 0.05$）。

表 3-2-1-5. 各ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1 2009年	2011年	2014年	2017年
コケ層	ミズゴケ類	29.0	0.1	3.1	16.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	23.0	34.0	22.0	9.0
草本層	ヌマガヤ	22.0	20.0	32.0	30.0
草本層	キンコウカ	9.0	1.2	13.6	16.9
草本層	チングルマ	6.2	13.0	5.7	6.5
草本層	ワタスゲ	5.0	14.2		
草本層	ナガボノシロワレモコウ	1.6	1.3	3.2	1.7
草本層	モウセンゴケ	1.4	3.8	1.3	1.2
草本層	ツルコケモモ	1.4	0.3	1.0	1.1
草本層	イワイチョウ	1.2		1.7	7.2
草本層	ネバリノギラン	1.2		1.6	1.2
草本層	ウメバチソウ	1.0	2.0	0.1	0.4
草本層	ミズバショウ	0.8		1.2	1.4
草本層	ミヤマホソコウガイゼキショウ	0.6	0.5	0.4	0.6
草本層	ツマトリソウ	0.6	<0.1	0.5	0.5
草本層	オオアキノキリンソウ	0.2		<0.1	
草本層	ミズギク	0.2			0.1
草本層	トウゲブキ	0.2			
草本層	ミツバオウレン	0.2			
草本層	イワオトギリ	0.2			
草本層	アカバナ	0.2			
草本層	ヨシ		3.0		
草本層	ホロムイソウ		1.9		
草本層	カワズスゲ			2.9	4.0
草本層	マンネンスギ				0.8
草本層	イワカガミ				0.4
草本層	オゼニガナ				0.2
草本層	コバノトンボソウ				0.1

植物相	和名	ライン2 2009年	2011年	2014年	2017年
草本層	ヌマガヤ	36.0	27.4	69.0	60.0
草本層	ワタスゲ	18.0	9.7	8.8	7.0
草本層	キンコウカ	12.6	2.5	7.6	12.0
コケ層	ミズゴケ類	5.6	21.7	2.2	2.4
草本層	トマリスゲ	4.0		1.0	
草本層	ナガボノシロワレモコウ	2.6	5.6	4.2	4.6
草本層	カワズスゲ	2.4		7.7	8.0
草本層	チングルマ	2.2	9.9	3.3	5.0
草本層	ツルコケモモ	1.4	1.1	1.2	2.0
草本層	イワイチョウ	1.2	6.6	3.8	6.8
草本層	モウセンゴケ	1.0	6.7	1.2	1.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	0.8	21.0	2.0	1.0
草本層	ツマトリソウ	0.8	0.3	1.5	1.0
草本層	ミタケスゲ	0.8		0.4	0.1
草本層	タチギボウシ	0.6		1.1	0.2
草本層	ウメバチソウ	0.4	2.1	0.2	0.6
草本層	ショウジョウバカマ	0.4		2.4	0.4
草本層	ネバリノギラン	0.2	1.2	1.2	1.0
草本層	オゼニガナ	0.2	0.8		
草本層	ミツバオウレン	0.2	0.2	1.1	0.8
草本層	トウゲブキ	0.2		0.6	
草本層	ヨシ		2.2		
草本層	イワカガミ		0.4		
草本層	ミヤマホソコウガイゼキショウ		0.1		
草本層	コバノトンボソウ		<0.1		<0.1
草本層	レンゲツツジ		<0.1		
草本層	ショウジョウスゲ			1.2	4.0
草本層	イワオトギリ			0.5	0.5
草本層	ミツガシワ			0.1	

植物相	和名	ライン3 2009年	2011年	2014年	2017年
コケ層	ミズゴケ類	22.6	12.0	3.9	15.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	19.6	19.0	15.4	14.0
草本層	ヌマガヤ	15.0	23.0	28.4	46.0
草本層	チングルマ	7.6	5.4	4.6	9.2
草本層	ワタスゲ	5.2	<0.1	10.4	9.0
草本層	ミヤマホソコウガイゼキショウ	4.2	0.6	0.3	1.2
草本層	キンコウカ	4.0	16.3	10.6	7.4
草本層	ナガボノシロワレモコウ	2.4	4.2	2.2	2.7
草本層	カワズスゲ	1.2	6.9	1.0	
草本層	モウセンゴケ	1.2	6.0	1.6	3.4
草本層	ヨシ	1.2	0.1	2.6	4.6
草本層	ツルコケモモ	1.0	1.6	2.1	1.2
草本層	イワイチョウ	1.0	0.8	1.9	6.6
草本層	ツマトリソウ	0.8	0.4	0.9	0.9
草本層	ウメバチソウ	0.8	0.3	0.1	0.8
草本層	ミツバオウレン	0.8	<0.1	1.6	0.7
草本層	ネバリノギラン	0.6	0.4	1.4	
草本層	オオアキノキリンソウ	0.6		1.7	
草本層	レンゲツツジ	0.6			
草本層	イワカガミ	0.4		2.0	0.9
草本層	タチギボウシ	0.2			
草本層	ミズバショウ		1.1		
草本層	オゼニガナ		0.1		0.1
草本層	イワオトギリ		0.1		<0.1
草本層	コバノトンボソウ		0.1	0.1	0.2
草本層	ミズギク		<0.1		
草本層	ショウジョウバカマ			0.5	0.4

植物相	和名	ライン4 2009年	2011年	2014年	2017年
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	32.0	3.0	25.0	40.0
草本層	チングルマ	4.6	4.1	18.2	22.6
草本層	ヌマガヤ	4.2	46.0	14.4	20.0
草本層	ホロムイソウ	4.0		2.6	2.4
草本層	ワタスゲ	3.0	16.0	15.4	18.2
コケ層	ミズゴケ類	2.2	4.6	7.0	6.0
草本層	キンコウカ	1.2	8.2	0.8	2.0
草本層	ヨシ	1.2		2.8	1.6
草本層	モウセンゴケ	1.0	4.8	2.6	7.0
草本層	ウメバチソウ	1.0	0.7	0.1	2.2
草本層	ツルコケモモ	0.8	0.7	2.1	2.6
草本層	ナガボノシロワレモコウ	0.6	5.1	1.2	1.6
草本層	ミヤマホソコウガイゼキショウ	0.2		<0.1	1.4
草本層	ショウジョウスゲ		8.2		
草本層	カワズスゲ		5.0		
草本層	タチギボウシ		2.0		
草本層	イワイチョウ		0.9		
草本層	ミタケスゲ		0.6		
草本層	ツマトリソウ		0.5	0.1	0.3
草本層	ショウジョウバカマ		0.5		0.2
草本層	トウゲブキ		0.4		
草本層	ミツバオウレン		0.1		
草本層	ミズギク		<0.1		
草本層	イワオトギリ		<0.1		
草本層	ネバリノギラン			0.2	0.4

※2009 年度の調査結果をもとに被度の高い順から降順に並べた.
※各ラインはそれぞれ 5 方形区の平均値を示す.

湿原の上部と下部における出現種の被度

nMDS の結果、湿原の上部に設置したライン（ライン 1～3）と下部に設置したライン（ライン 4～6）間ではまとまってプロットされず、これらの間に出現種やその被度の明瞭な差異は認められなかった（図 3-2-1-13）。

各ラインの出現種の平均被度を表 3-2-1-5 に示した。ライン 1 の草本層の中では、2009 年と 2011 年はミヤマイヌノハナヒゲが、2014 年と 2017 年はヌマガヤの平均被度がもっとも高く、優占種が変化していた。ライン 2 では、4 回の調査を通してヌマガヤの平均被度がもっとも高く、優占種の順位の入れ替わりはみられなかった。2011 年には一時的にミヤマイヌノハナヒゲとミズゴケ類の被度が増加していた。ライン 3 の草本層については、4 回の調査を通

表 3-2-1-5 の続き．各ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ライン5 2009年	2011年	2014年	2017年
コケ層	ミズゴケ類	16.0	8.6	8.6	21.0
草本層	ヌマガヤ	15.6	15.8	13.1	22.0
草本層	チングルマ	14.6	11.0	13.6	14.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	12.8	32.0	28.0	12.5
草本層	ワタスゲ	10.6	8.5	9.4	18.4
草本層	ツルコケモモ	1.8	2.5	3.5	5.2
草本層	ヨシ	1.6	1.1	4.6	9.0
草本層	ナガボノシロワレモコウ	1.4	1.2	1.8	2.9
草本層	モウセンゴケ	1.2	1.0	1.1	2.1
草本層	ミツバオウレン	1.2	0.7	0.6	2.4
草本層	ホロムイソウ	1.2	0.4	2.2	0.7
草本層	ウメバチソウ	1.0	0.7	0.5	1.5
草本層	オオアキノキリンソウ	0.8		1.2	0.5
草本層	カワズスゲ	0.6	1.0	0.4	1.0
草本層	イソツツジ	0.6	0.1	0.9	1.1
草本層	ツマトリソウ	0.2	0.1	0.2	0.1
草本層	イワカガミ	0.2			0.1
草本層	オゼニガナ		0.5		0.9
草本層	ネバリノギラン		0.2	0.4	
草本層	ショウジョウバカマ			0.2	
草本層	コバノトンボソウ			0.1	<0.1
草本層	ミネカエデ			<0.1	
草本層	ミヤマホソコウガイゼキショウ			<0.1	

植物相	和名	ライン6 2009年	2011年	2014年	2017年
草本層	ヌマガヤ	30.2	25.4	40.0	35.4
草本層	チングルマ	12.0	6.0	5.4	6.4
草本層	ワタスゲ	7.6	2.7	10.4	9.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	6.8	13.0	20.6	4.4
コケ層	ミズゴケ類	6.4	2.5	1.6	9.0
草本層	ミツバオウレン	5.0	4.8	13.0	10.6
草本層	カワズスゲ	4.6	14.0		6.0
草本層	ナガボノシロワレモコウ	3.4	4.2	2.0	5.4
草本層	ウメバチソウ	1.0	1.3	1.0	1.6
草本層	モウセンゴケ	1.0	0.3	0.9	1.6
草本層	ツルコケモモ	1.0	0.1	1.6	1.9
草本層	オオアキノキリンソウ	0.6		0.7	
草本層	ショウジョウスゲ	0.6			
草本層	ネバリノギラン	0.4	1.0	0.7	1.1
草本層	イワカガミ	0.2	0.5		
草本層	タチギボウシ	0.2	0.4	0.5	0.6
草本層	ツマトリソウ	0.2	0.1	0.3	0.3
草本層	イワイチョウ	0.2	<0.1	<0.1	0.1
草本層	スギナ	0.2		0.1	0.1
草本層	キンコウカ		0.6	3.0	5.0
草本層	オゼニガナ		0.2		0.7
草本層	マンネンスギ		0.1	0.9	0.7
草本層	ヨシ		<0.1	1.0	0.8
草本層	コバノトンボソウ		<0.1		
草本層	ミカヅキグサ			3.0	0.5
草本層	ミネカエデ			<0.1	

してミヤマイヌノハナヒゲの平均被度が徐々に減少したが、一方ではヌマガヤの被度が徐々に増加する傾向がみられた。2011 年はキンコウカの平均被度が一時的に増加していた。ライン 4 では、ミヤマイヌノハナヒゲが優占的に生育していると思われたが、2011 年のみヌマガヤの被度が大幅に増加し、ミヤマイヌノハナヒゲの被度が低かった。その他、チングルマやワタスゲ等の被度が徐々に増加する傾向が認められた。ライン 5 では、2009 年と 2017 年は概ね同様の傾向で、草本層ではヌマガヤやチングルマの被度が高い傾向を示した。2011 年と 2014 年はこれらの種よりもミヤマイヌノハナヒゲの平均被度が高く、その他の種の被度は 2009 年と 2017 年に比べて全体的に低かった。2017 年はワタスゲやヨシの平均被度が増加する傾向がみられた。ライン 6 では、4 回の調査を通してヌマガヤの平均被度が高く優占していた。2011 年と 2014 年は他のラインと同様にミヤマイヌノハナヒゲの平均被度が高い傾向が認められた。2009 年にヌマガヤに次いで平均被度が高かったチングルマは 2014 年にかけて減少する傾向がみられた。

注目・注視すべきこと

湿原の入り口付近でのヨシの生育はより目立つようになっていた。また、トランセクト毎に見ると、一部のトランセクトでは前回と比べて、トランセクト上で出現する種数が平均で 2 種ほど減少していた。種数や多様性の変化については、今後も注意深くモニタリングしていく必要がある。

参考文献

Sasaki T, Katabuchi M, Kamiyama C, Shimazaki M, Nakashizuka T, Hikosaka K (2013) Variations in species composition of moorland plant communities along environmental gradients within a subalpine zone in northern Japan. Wetlands, 33:269-277

(6)八幡平サイト

竹原明秀（岩手大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

岩手県と秋田県にまたがる奥羽山脈北部の山塊であり、最高峰は八幡平（標高 1613.3 m）で、標高 1,400～1,600 m の小さなピークが点在する。山塊はなだらかな熔岩台地で、平坦な山頂部と八方に流れる落ちる深い沢の河谷部からなる。広い平坦地には八幡沼、大沼等の湖沼が散在し、緩やかな斜面には雪田、沢の谷頭部から扇端部には湿原が発達している。

この地域は積雪が多く、典型的な日本海岸側多雪地気候で、古くは山スキーが盛んに行われていた。平坦から緩やかな地形であることに加え、多雪であることから、小凹地等では積雪が遅くまで残り、亜高山帯針葉樹林（オオシラビソ林）は発達せず、湿原となっている（橘 1972; 大場 1974; 菅原・竹原 1990; 竹原・菅原 1996）。点在する湿原植生と一様に広がる針葉樹林は強いコントラストを示し、この地域特有の自然景観を形成している。

八幡沼湿原周辺にはオオシラビソの低木やチシマザサが密生し、小さな池沼も点在している。八幡沼の北側に発達する湿原は緩やかに傾斜し、ヌマガヤやショウジョウスゲ、イワイチョウ等からなる雪田植生（ショウジョウスゲーイワイチョウ群落、モミジカラマツーオオバショリマ群落等）～湿原植生（ショウジョウスゲ群落、ヌマガヤ群落、ミヤマイヌノハナヒゲーワタミズゴケ群落等）が発達している（橘 1972）。それに対して、南側はワタミズゴケやイボミズゴケ等のコケ層が発達する湿原植生となっている（橘 1972）。一部にはブルト（イボミズゴケが優占する群落）ーシュレンケ（ワタミズゴケが優占する群落）複合体からなる山地貧養湿原植生がみられる。泥炭層は 2.1 m あり、5000 年ほど前から湿原が形成された（守田 1985）。

黒谷地湿原周辺一帯にはオオシラビソ低木林が密生し、湿原周縁にはコメツガやハイマツが点生している。八幡沼湿原と基本的に類似した植生（ヌマガヤ群落、ミヤマイヌノハナヒゲーワタミズゴケ群落、スギバミズゴケ群落、イボミズゴケ群落、ヤチスゲ群落等）であるが、シモフリゴケ群落、ホロムイソウーミカヅキグサ群落、ミツガシワ群落等もみられる（橘 1972）。比較的大きな池溏があり、異なる群落が発達する。泥炭層は 1.4 m あり、2500 年ほど前から湿原が形成された（守田 1985）。

古くから観光客が訪れていたため、湿原は踏みつけによる植生荒廃や裸地化に伴う土砂流出等が確認されており（橘 1972）、現在も植生再生事業（八幡平市、自然公園財団等）等が行われている。北八幡平を含めた岩手山と南八幡平の一帯は 1956 年に十和田国立公園に編入する形で国立公園に指定され、十和田八幡平国立公園となった（八幡平地域は 40,489 ha の広さ

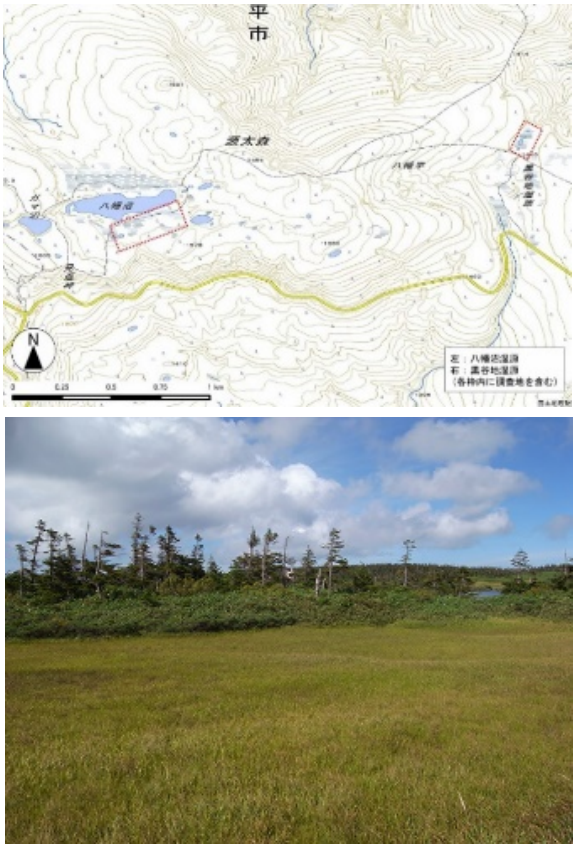


図 3-2-1-15. 八幡平サイトの調査地点付近と景観（八幡沼湿原）. 八幡沼湿原と黒谷地湿原にそれぞれ 1 本の調査ラインを設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

を有する)。2016 年に国立公園指定 60 周年を迎えた。

調査地点概要

本調査では八幡沼周辺の湿原（八幡沼湿原：仮称）と黒谷地湿原を調査地に設定した。

八幡沼湿原は、八幡平頂上（標高 1,613.3 m）と源太森（1,595 m）の鞍部の平坦地に位置する八幡沼の周囲に発達する湿原（標高 1,560～1,575 m）である。八幡沼湿原の南側に調査ライン A（延長 112 m；12 方形区、A1～12）、黒谷地湿原の北側に調査ライン B（延長 181 m；11 方形区、B1～11）を設置した。さらに黒谷地湿原ではライン B 近傍に、計 3 つのランダム方形区（湿原縁に 1 つ；R1、池塘内に 2 つ；R2～3）を設置した。物理環境調査の測定機器は、八幡沼湿原及び黒谷地湿原にそれぞれ設置した。

八幡平サイトでは、2016 年に実施した 1 回の調査を基にとりまとめを行った。

調査結果

ライン上の植生の状況

ライン A（八幡沼湿原）で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、イボミズゴケ、ヌマガヤ、ワタミズゴケ、ワタスゲ、ヤチスゲであった（表 3-2-1-6）。ライン A では湿原周縁部でショウジョウスゲあるいはイワイチョウが優占した。中央部に向かいヌマガヤあるいはミヤマイヌノハナヒゲの優占度が高まり、イボミズゴケあるいはワタミズゴケが厚いミズゴケマットを形成していた。浅い池塘（大型のシュレンケ）ではヤチスゲが単独で群落を形成していた。なお、調査時の湿原は乾燥気味で、イワイチョウやコバギボウシの半数以上の葉は黄葉から枯死している状態であり、イボミズゴケも退色個体がみられた。ライン A における草本層の出現種数は 26 種で、方形区 5 と 10 の 1 種がもっとも少なく、方形区 4 の 12 種がもっとも多かった（表 3-2-1-6; 図 3-2-1-16）。コケ層では 9 種が確認され、方形区 2、5、10 の 0 種がもっとも少なく、方形区 12 の 4 種がもっとも多かった。出現種数はヤチスゲ群落（ライン A の方形区 5 と 10）で 1 種であったが、それ以外は 6～14 種でばらつきは少なかった。

ライン B（黒谷地湿原）で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、ヌマガヤ、ワタミズゴケ、ワタスゲ、シモフリゴケ、ミヤマイヌノハナヒゲであった（表 3-2-1-6）。ライン B は、ライン A と同様の群落配分であったが、中央部の微傾斜地にシモフリゴケの厚いマットが広がり、平低部の大部分はワタミズゴケマットであった。それ以外の特徴は、小さな池塘の堤部（ライン B 方形区 3）でスギバミズゴケ、浮島状泥炭地（ランダム方形区 2）でヤチスゲ、滞水する凹地（ランダム方形区 3）でミカヅキ

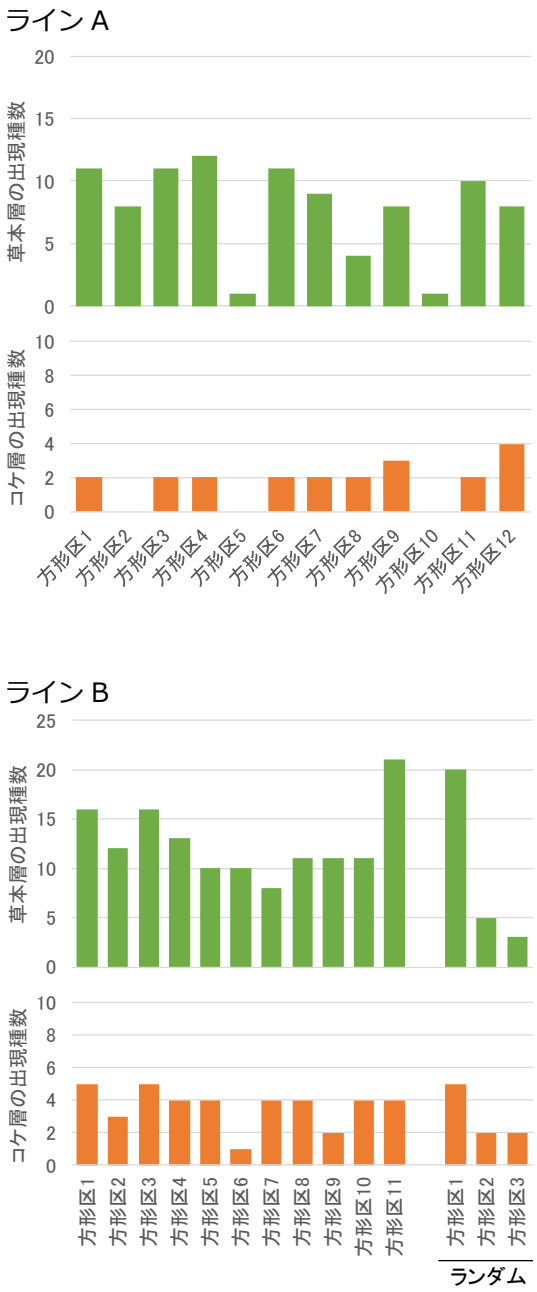


図 3-2-1-16. 各方形区における階層別の出現種数. それぞれのライン毎に示す. 上段は草本層, 下段はコケ層を示す.

表 3-2-1-6. 各ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ラインA 2016年
コケ層	イボミズゴケ	34.1
草本層	ヌマガヤ	18.6
コケ層	ワタミズゴケ	12.7
草本層	ワタスゲ	12.7
草本層	ヤチスゲ	12.2
草本層	ショウジョウスゲ	11.0
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	8.5
草本層	イワイチョウ	7.2
草本層	コバギボウシ	6.8
草本層	ムツノガリヤス	6.3
草本層	トマリスゲ	5.9
草本層	ミヤマアキノキリンソウ	3.8
コケ層	キダチミズゴケ	3.8
草本層	イワカガミ	2.5
草本層	ミタケスゲ	1.3
草本層	モウセンゴケ	1.1
草本層	シラネニンジン	0.9
草本層	ツルコケモモ	0.8
草本層	ヒメシャクナゲ	0.8
草本層	イワショウブ	0.8
草本層	カワズスゲ	0.6
草本層	ヒナザクラ	0.5
コケ層	チシマシッポゴケ	0.3
草本層	コウメバチソウ	0.2
草本層	ネバリノギラン	0.2
草本層	ショウジョウバカマ	0.2
草本層	ミツバオウレン	0.1
草本層	オオバセンキュウ	0.1
草本層	シロバナトウウチソウ	0.1
草本層	チシマザサ	0.1
コケ層	タマキチリメンゴケ	<0.1
コケ層	タチハイゴケ	<0.1
コケ層	カギハイゴケ	<0.1
コケ層	スギバミズゴケ	<0.1
コケ層	ミズゴケ属の一種(コバノミズゴケ?)	<0.1

植物相	和名	ラインB 2016年
草本層	ヌマガヤ	42.7
コケ層	ワタミズゴケ	41.9
草本層	ワタスゲ	28.7
コケ層	シモフリゴケ	17.5
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	10.5
コケ層	イボミズゴケ	9.1
草本層	ショウジョウスゲ	8.5
コケ層	スギバミズゴケ	5.5
草本層	チングルマ	4.5
草本層	ヒメシャクナゲ	2.4
草本層	キンコウカ	2.3
草本層	イワショウブ	1.8
草本層	ミタケスゲ	1.6
草本層	イワカガミ	1.5
草本層	カワズスゲ	1.5
草本層	イワイチョウ	1.3
コケ層	ヘリトリウロコゴケ	1.2
草本層	モウセンゴケ	1.2
草本層	ミツバオウレン	1.0
草本層	ミネハリイ	0.9
草本層	ミヤマアキノキリンソウ	0.8
コケ層	タマキチリメンゴケ	0.8
草本層	ツルコケモモ	0.5
草本層	コツマトリソウ	0.4
草本層	エゾオヤマリンドウ	0.4
草本層	ショウジョウバカマ	0.3
草本層	ゼンテイカ	0.3
草本層	ミカヅキグサ	0.3
草本層	ヒナザクラ	0.2
コケ層	カモジゴケ	0.2
草本層	コバギボウシ	0.2
草本層	ネバリノギラン	0.2
草本層	ツレサギソウ属の一種	0.2
草本層	コウメバチソウ	0.1
コケ層	エゾムチゴケ	0.1
草本層	シラネニンジン	0.1
草本層	シロバナトウウチソウ	0.1
コケ層	イトササバゴケ	0.1
コケ層	マルバヤバネゴケ	0.1
コケ層	キダチミズゴケ	<0.1
草本層	タテヤマリンドウ	<0.1
草本層	ホソバノキソチドリ	<0.1

植物相	和名	ランダム 2016年
コケ層	ミズゴケ属の一種(コバノミズゴケ?)	30.0
草本層	ヤチスゲ	20.3
草本層	ミカヅキグサ	18.3
草本層	ヌマガヤ	16.7
コケ層	カモジゴケ	16.7
草本層	ホロムイソウ	6.7
草本層	ミヤマヒナホシクサ	6.7
コケ層	ワタミズゴケ	6.7
草本層	シロバナトウウチソウ	5.0
草本層	チングルマ	5.0
草本層	ゼンテイカ	2.7
草本層	エゾオヤマリンドウ	1.7
草本層	ミタケスゲ	1.7
草本層	ミツガシワ	1.0
草本層	ショウジョウスゲ	1.0
草本層	ネバリノギラン	1.0
草本層	ミヤマアキノキリンソウ	0.7
草本層	ショウジョウバカマ	0.7
草本層	コバギボウシ	0.7
草本層	イワカガミ	0.3
草本層	ミツバオウレン	0.3
草本層	ヒメシャクナゲ	0.3
草本層	イワショウブ	0.3
草本層	モウセンゴケ	0.1
コケ層	イボミズゴケ	0.1
草本層	シラネニンジン	<0.1
草本層	コウメバチソウ	<0.1
草本層	ツレサギソウ属の一種	<0.1
草本層	ホソバノキソチドリ	<0.1
コケ層	タチハイゴケ	<0.1
コケ層	ハリミズゴケ	<0.1
コケ層	ヘリトリウロコゴケ	<0.1
コケ層	エゾムチゴケ	<0.1

※被度の高い順から降順に並べた.
※ライン A は 12 方形区、ライン B は 11 方形区、ランダムは 3 方形区の平均値を示す.

グサがそれぞれ優占していた。ライン A と同様に、調査時の湿原は乾燥気味であった。ライン B における草本層の出現種数は 31 種で、方形区 7 の 8 種がもっとも少なく、方形区 11 の 21 種がもっとも多かった（表 3-2-1-6; 図 3-2-1-16）。コケ層では 11 種が確認され、方形区 6 の 1 種がもっとも少なく、方形区 1 と 3 の 5 種がもっとも多かった。出現種数は湿原周縁部で 21～25 種、中央部で 11～15 種、池塘内で 5～7 種であった。

注目・注視すべきこと

絶滅のおそれのある植物種に関して、環境省レッドリスト掲載種は確認されなかったが、岩手県レッドリスト掲載種（岩手県 2014）の内、ホロムイソウ（B ランク）、キンコウカ・タテヤマリンドウ・ホソバノキソチドリ・ミヤマヒナホシクサ（C ランク）、ミツガシワ（D ランク）が確認された。一方、方形区内を含め、両湿原では特定外来生物は確認されなかった。また、ニホンジカ等の中・大型哺乳類による被食等の影響はみられなかったが、湿原周辺にはツキノワグマの新鮮な糞塊や獣道があり、活動の痕跡が確認された。

この地域に生息する中・大型哺乳類はツキノワグマ、カモシカで、ニホンジカはこれまで生息の報告はなかった（植生学会企画委員会 2011）。しかし、2011 年頃、岩手県側で目撃されたという資料がある（第 12 回白神山地世界遺産地域科学委員会 会議資料「平成 27 年度におけるニホンジカ生息状況について」、URL: http://www.shirakami.go.jp/kagaku/14th/14_07gid

ai3.pdf、2018 年 3 月 8 日確認)。現時点では、ニホンジカによる植生への影響は見られていないが、積雪の減少や行動域の拡大によるニホンジカの侵入は考えられることから、引き続き注視する必要がある。また、八幡平ではトウヒツヅリヒメハマキの幼虫によってオオシラビソが大量に被食される事象は発生していないが、2014 年に蔵王（宮城県）で発生したことからこの点についても注視する必要がある。

参考文献

岩手県環境生活部自然保護課 (編) (2014) いわてレッドデータブック―岩手の希少な野生生物（2014 年版）. 岩手県環境生活部自然保護課, 盛岡

藤原 一絵 (1987) 高層湿原植生・中間湿原植生. 日本植生誌東北, 255-268. 至文堂, 東京

望月 陸夫 (1972) 八幡平の植物相. 十和田八幡平国立公園 後生掛地区地熱発電所計画に伴う学術調査報告, 45-68. 日本自然保護協会, 東京

守田 益宗 (1985) 東北地方における亜高山帯の植生史についてⅡ. 八幡平. 日本生態学会誌, 35:411-420

大場 達之 (1974) 葛根田川上流域の植生. 十和田八幡平国立公園 葛根田地熱発電所計画に関する学術調査報告, 150-196. 日本自然保護協会, 東京

植生学会企画委員会 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響 ―シカ影響アンケート調査（2009～2010）結果―. 植生情報, 15:9-96

菅原 亀悦, 竹原 明秀 (1990) 栗木ヶ原湿原の植生. 栗木ヶ原湿原学術調査報告書, 44-74. 岩手県環境保健部自然保護課, 盛岡

竹原 明秀, 菅原 亀悦 (1996) 大白森湿原の植生. 大白森湿原学術調査報告書, 39-70. 岩手県環境保健部自然保護課, 盛岡

橘 ヒサ子 (1972) 八幡平沼湿原および黒谷地湿原の登山者による植生破壊の現状について. 十和田八幡平国立公園 後生掛地区地熱発電所計画に伴う学術調査報告, 98-131. 日本自然保護協会, 東京

(7)尾瀬ヶ原湿原サイト

竹原明秀（岩手大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

福島県、新潟県、群馬県の 3 県にまたがる高地にある盆地状の湿原で、面積約 760 ha の本州最大の山地湿原群であり、高層湿原植生を含めた多様な湿原植生が発達する。周囲を燧ヶ岳、至仏山等の標高 2,000 m 級の山々に囲まれた盆地の西側には標高 1,400 m 付近に尾瀬ヶ原、東側には標高 1,600 m 付近に尾瀬沼が広がり、燧ヶ岳の北側には御池田代等の湿原がある。積雪深が 4 m を超える豪雪地帯にあり、1 年の半分以上を雪に覆われる。植物が枯死しても分解されず、泥炭となって積み重なり、低層湿原から中間湿原へ発達し、やがて地表面が盛り上がり、降水や霧だけで涵養される高層湿原へと遷移してきたと考えられている。

ゼンテイカやミズバショウ等湿原植物が豊かであり、燧ヶ岳にはオオシラビソやブナ、ダケカンバといった森林景観がみられる（樫村ほか 1998; 岩熊ほか 1998; 谷本・里道 1998）。また、植物の種類や南限種、遺存種、絶滅危惧種（環境省レッドリスト掲載種）等の多さに加え、地形的・気候的環境も含む生態系そのものが、学術的に貴重である。尾瀬の保護上重要な植物についてはデータベースが構築されている（黒沢ほか 2012）。

昭和 40 年（1965 年）代からハイカーの踏圧による湿原の荒廃が大きな問題となり、その後、植生復元の研究や取り組み（群馬県、福島県、尾瀬保護財団等）が行われてきた。また、外来植物の侵入が問題となっており、木道沿いではオオバコ、シロツメクサ、エゾノギシギシ、ヒメジョオン等が（大須賀ほか 2007）、尾瀬沼では衰退傾向にあるもののコカナダモが確認されている（野原 2007,2012）。さらに、近年ニホンジカの湿原植生に対する採食圧や撹乱が危惧されている（内藤・木村 2006; 内藤ほか 2007,2012; 斎藤ほか 2006; 須永ほか 2005; Takatsuki 2003; 植生学会企画委員会 2011）。

1934 年に日光国立公園、1960 年に特別天然記念物にそれぞれ指定され、2005 年にラムサール条約湿地として登録された。2007 年には、

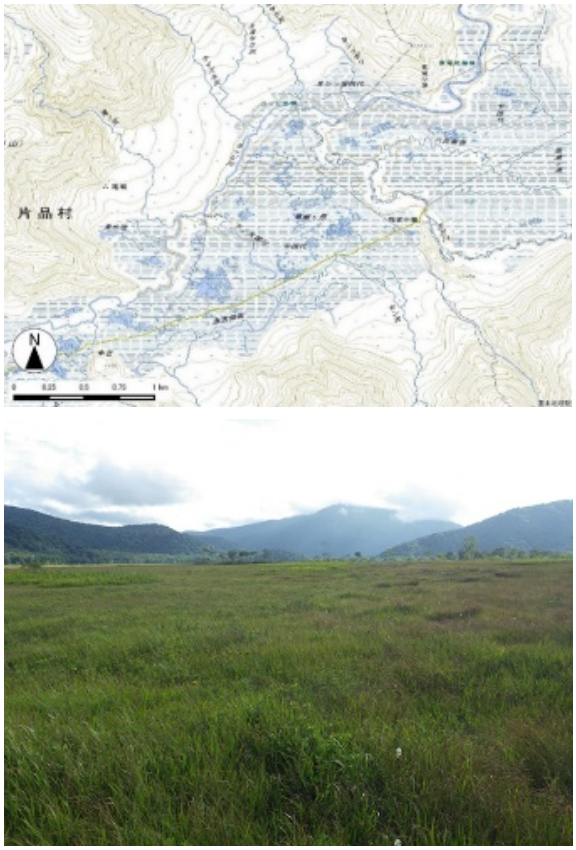


図 3-2-1-17. 尾瀬ヶ原湿原サイトの調査地点付近と景観．1 本の調査ラインを設けている．保護の観点から具体的なラインは示していない．

日光国立公園の一部であった尾瀬地域と、新規に田代山・帝釈山地域、会津駒ヶ岳地域が「尾瀬国立公園」（面積：37,200 ha）として独立した。ラムサールの登録面積 8,711 ha の内、6,277 ha（72%）は民間企業の所有地であり、電力会社が発電用取水のために所有しているが、尾瀬ヶ原の水利権を放棄したため、湿原が守られた経緯がある。多様な主体が参画する協働型の国立公園の管理・運営のための取り組みが進められ、尾瀬国立公園の基本理念や取り組むべき課題が、2010 年に「尾瀬ビジョン」としてまとめられ、「尾瀬国立公園協議会」が設置されている。

調査地点概要

本調査では、尾瀬ヶ原の中心部で、周辺には大小の池塘が点在する中田代に 1 本の調査ライン（800 m）を設定し、永久方形区を 23 個設置している（図 3-2-1-17）。物理環境調査の観測機器はライン中央付近に設置している。

長期的なモニタリングにより、植物の被度や種組成の変化が明らかになることが期待される。

各方形区における出現種の被度の変化の解析方法

解析にはソフトウェア R ver. 3.4.2 を用い、調査年毎の各方形区の出現種とその被度の類似度（Morishita-Horn 類似度）を基に、非計量多次元尺度法（nMDS）により各方形区における各調査年の出現種とその被度のデータを二次元平面状にプロットした。

尾瀬ヶ原湿原サイトでは、2010 年、2013 年、2016 年の 3 回の調査で得たデータを解析に供した。なお、2016 年の調査ではコケ層について詳細な調査が行われたため、2010 年及び 2013 年に比べて種数が増加し、データが均質ではない可能性がある。

調査結果

各方形区における出現種の被度と種数

nMDS で 3 回の調査における各方形区の出現種とその被度を比較した結果を 3-2-1-18 に示す。各方形区で概ね同じ位置にプロットされ、大きな変化は認められなかった。方形区 20 にて、2010 年の調査で 2013 年と 2016 年の調査よりもミカヅキクサの被度が高く、やや異なった位置にプロットされた（図 3-2-1-18）。

出現種数については、2010 年から 2016 年の間で大きな変化は認められなかった（図 3-2-1-19）。

ラインにおける出現種の被度

草本層の中では、3 回の調査を通してヌマガヤの平均被度がもっとも高かったが（表 3-2-1-7）、2010 年から 2016 年にかけて平均被度が徐々に減少していた。コケ層の中では、イボミズゴケの平均被度がもっとも高く、ほとんど変

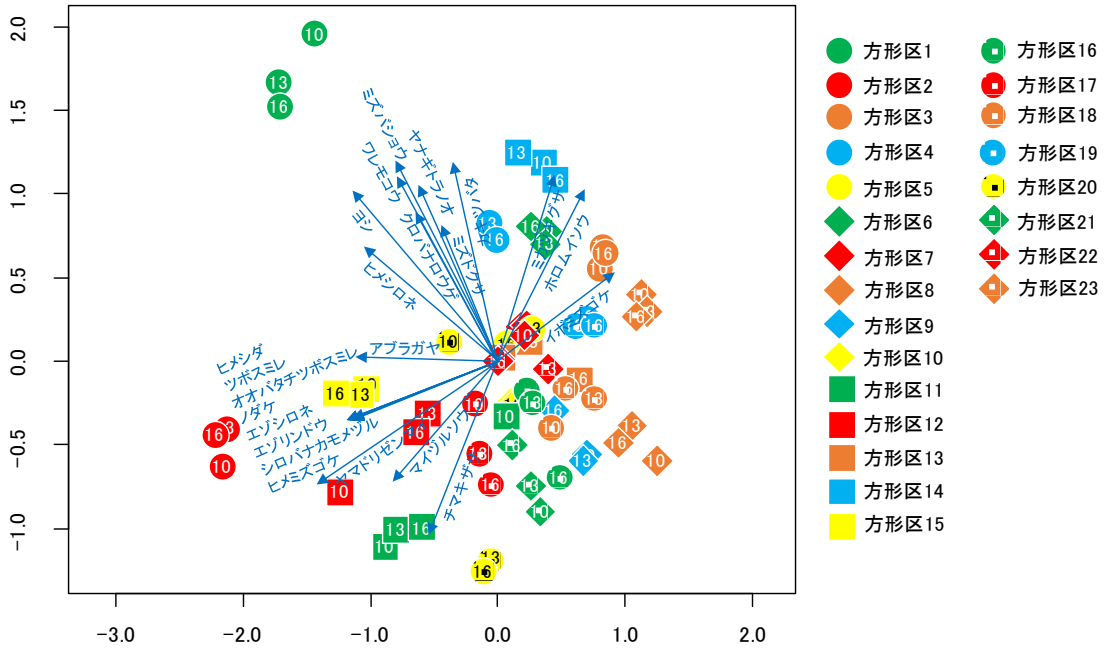


図 3-2-1-18. 調査年毎の各方形区の出現種の被度を用いた非計量多次元尺度法（nMDS）による解析結果. シンボル内の数値は調査年を示す. Stress 値：0.161.

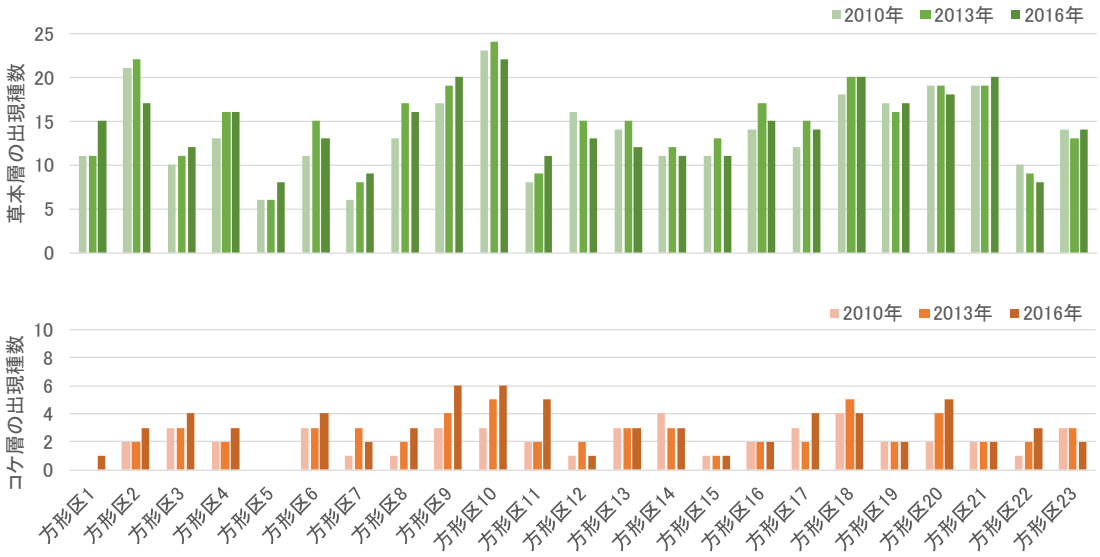


図 3-2-1-19. 各方形区における階層別の出現種数と経年変化．上段は草本層，下段はコケ層を示す．

化はみられなかった。上位に確認される草本層の出現種の平均被度は全体的に大きな変化はみられず、安定した状態であることが示唆された。

注目・注視すべきこと

絶滅のおそれのある植物種に関して、オオバタチツボスミレ・トキソウ・ホソバオゼヌマスゲ（環境省レッドリスト：準絶滅危惧、群馬県レッドリスト：絶滅危惧Ⅱ類）、シロバナカモメヅル（群馬県レッドリスト：絶滅危惧Ⅱ類）が確認されたが、前回（2013 年）調査に確認されたヤチラン（環境省レッドリスト：絶滅危惧 IB 類）は確認されなかった。一方、特定外来生物は確認されなかった。

ニホンジカやカモシカ等の中・大型哺乳類による植生への影響は方形区内では確認されなかったが、調査ラインの周辺では被食等が確認された。2010 年、2013 年と比べて 2016 年にはその範囲は広がったが、影響強度は低下しているようにみられた。シカが湿原内に出現し、利用されている状況に変化はなかった。

中・大型哺乳類の生息状況に関して、調査ライン（方形区 3～7 付近）の近傍でも、シカによる採食の形跡（主にミツガシワ）、ヌタ場（泥を浴びる場所を指すが、ここではミツガシワの地下部を採食する際に泥をはねることによってできた無植生の場所も含める）、獣道がみられ、植生への影響が危惧される。

2015～16 年の積雪量は少なく、4 月中旬に湿原内の残雪はなくなり、例年よりも 1 ヶ月以上早い雪解けであった。そのため、5 月 1～10 日にミズバショウが開花した。しかし、5 月 18 日と 6 月 1 日前後に遅霜が発生し、ミズバショウやゼンテイカ等、多くの植物が凍傷により枝先（ミズナラ、ダケカンバ等）や新葉（チシマザサ、草本類）が枯死し、花付きも悪く、葉の緑も良好とはいえなかった。

数年前から湿原周囲の斜面に生育する広葉樹に、ナラ枯れのような夏季に落葉する集団がみられたが、2016 年には確認できなかった。

参考文献

岩熊 敏夫, 野原 精一, 竹原 明秀, 安類 智仁, 加藤 秀男 (1998) 尾瀬ヶ原中田代の土壌環境と植生. 尾瀬総合学術調査団尾瀬の総合研究（福島・群馬・新潟三県合同調査）, 258-273. 尾瀬総合学術調査団, 群馬

群馬県環境森林部自然環境課 (編) (2012) 群馬県の絶滅のおそれのある野生生物（群馬県レッドデータブック）植物編 2012 年改訂版. 群馬県環境森林部自然環境課, 前橋

樫村 利通, 竹原 明秀, 守田 益宗 (1998) 尾瀬ヶ原北下田代浮島プラトーの地形と植物分布. 尾瀬総合学術調査団尾瀬の総合研究（福島・群馬・新潟三県合同調査）, 244-257.

表 3-2-1-7. 調査ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1 2010年	2013年	2016年
草本層	ヌマガヤ	34.4	30.4	29.8
コケ層	イボミズゴケ	16.8	17.3	16.9
コケ層	スギバミズゴケ	11.4	10.3	11.5
草本層	ヤマドリゼンマイ	10.4	10.4	7.8
草本層	トマリスゲ	9.9	12.1	13.0
草本層	ミカヅキグサ	9.4	7.9	9.2
コケ層	キダチミズゴケ	9.1	4.8	3.0
コケ層	ムラサキミズゴケ	7.4	6.7	5.5
草本層	チマキザサ	7.3	7.1	7.5
草本層	ツルコケモモ	6.2	5.8	5.7
コケ層	ウツクシミズゴケ	5.0	5.2	
コケ層	サンカクミズゴケ	4.5	4.5	0.2
草本層	キンコウカ	4.3	4.9	5.6
コケ層	チャミズゴケ	4.1	4.1	4.1
草本層	ウラジロヨウラク	3.8	5.5	5.2
草本層	ヤチヤナギ	3.5	4.7	6.2
草本層	ヒメシャクナゲ	3.4	4.3	4.2
草本層	ワタスゲ	2.4	2.2	2.9
草本層	ヤマウルシ	2.2	2.7	3.1
草本層	ワレモコウ	1.9	1.7	2.1
草本層	ミヤマイヌノハナヒゲ	1.8	1.4	1.2
草本層	イワカガミ	1.7	3.1	2.1
草本層	カキツバタ	1.7	1.9	
草本層	ミツガシワ	1.4	1.0	1.7
草本層	ミズドクサ	1.3	<0.1	0.1
コケ層	ヒメミズゴケ	0.9	0.7	0.4
草本層	コバギボウシ	0.8	0.6	0.6
草本層	ホロムイソウ	0.7	0.7	0.8
草本層	ミタケスゲ	0.7	<0.1	<0.1
草本層	ヨシ	0.7	1.5	1.1
草本層	クロバナロウゲ	0.7	0.1	0.2
草本層	ヤチカワズスゲ	0.5	0.3	0.3
草本層	ゼンテイカ	0.4	0.2	0.1
草本層	ハナヒリノキ	0.4	0.5	0.5
コケ層	スギゴケ	0.3	0.3	0.7
草本層	ミズバショウ	0.3	0.3	0.4
草本層	コタヌキモ	0.3	0.1	<0.1
草本層	ハイイヌツゲ	0.3	0.4	0.5
草本層	ヤチスギラン	0.3	0.2	0.1
草本層	ミツバオウレン	0.3	0.3	0.3
草本層	イワショウブ	0.3	0.3	0.4
草本層	チングルマ	0.2	0.2	0.1
コケ層	アカミズゴケ	0.1	0.1	
草本層	ヒメシロネ	0.1	0.1	0.3
草本層	ツボスミレ	0.1	0.1	0.1
草本層	ノダケ	0.1	0.1	0.1
コケ層	オオヒモゴケ	0.1	<0.1	<0.1
草本層	レンゲツツジ	0.1	0.3	0.4
草本層	ショウジョウバカマ	0.1	0.4	0.3
草本層	マイヅルソウ	0.1	0.1	0.1
草本層	アオヤギソウ	0.1	0.1	0.1
草本層	モウセンゴケ	<0.1	0.1	0.2
草本層	アブラガヤ	<0.1	0.1	0.3
草本層	オニナルコスゲ	<0.1	0.1	
草本層	オオバタチツボスミレ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	エゾリンドウ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	オオバスノキ	<0.1	<0.1	
草本層	ゴウソ	<0.1	<0.1	
草本層	ヒメシダ	<0.1	<0.1	<0.1
コケ層	フサゴケ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	マンネンスギ	<0.1	0.1	0.2
草本層	トキソウ	<0.1	0.1	0.1
草本層	ミヤマアキノキリンソウ	<0.1	0.1	0.1
草本層	タテヤマリンドウ	<0.1	0.1	<0.1
草本層	コツマトリソウ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ホソバノキソチドリ	<0.1	<0.1	
草本層	ヤチスゲ	<0.1	0.4	0.7
コケ層	タチハイゴケ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	ヤナギトラノオ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	エゾシロネ	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	シロバナカモメヅル	<0.1	<0.1	<0.1
草本層	カラマツソウ	<0.1	<0.1	
草本層	コバノトンボソウ	<0.1	<0.1	
草本層	ホソバオゼヌマスゲ?		<0.1	<0.1
コケ層	クサゴケ		<0.1	<0.1
草本層	ヤチラン		<0.1	
コケ層	ハイゴケ		<0.1	0.9
コケ層	ヒメハイゴケ		<0.1	
コケ層	コサンカクミズゴケ			8.9
草本層	ヒオウギアヤメ			1.8
草本層	オニナルコスゲ?			0.4
草本層	カワズスゲ			0.1
コケ層	ウスベニミズゴケ			<0.1
コケ層	ゴレツミズゴケ			<0.1
コケ層	ワラミズゴケ			<0.1
草本層	ホソバノヨツバムグラ			<0.1
草本層	シカクイの一種			<0.1
コケ層	ホラゴケモドキ			<0.1
コケ層	トサホラゴケモドキ			<0.1
コケ層	ヌマカタウロコゴケ			<0.1
コケ層	コスギバゴケ			<0.1
コケ層	ホソバミズゼニゴケ			<0.1

※2010 年度の調査結果をもとに被度の高い順から降順に並べた.
※23 方形区の平均値を示す.

尾瀬総合学術調査団, 群馬

国立公園協会, 自然公園財団 (2012) 尾瀬国立公園. 自然公園への招待 国立公園・国定公園ガイド, 44-47. 自然公園財団, 東京

黒沢 高秀, 大森 威宏, 猪狩 貴史 (2012) 尾瀬の保護上重要な植物の生育情報データベースの構築. 尾瀬の保護と復元, 30:33-38

内藤 俊彦, 木村 吉幸 (2006) 尾瀬におけるニホンジカによる植生撹乱状況—平成 16・17 年（2004・2005）調査結果—. 尾瀬の保護と復元, 27:73-88

内藤 俊彦, 木村 吉幸, 濱口 絵夢 (2007) ニホンジカによる植生撹乱とその回復. 尾瀬の保護と復元（特別号）, 205-233. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島

内藤 俊彦, 木村 吉幸, 菅原 宏理, 小川 秀樹 (2012) 尾瀬地域におけるニホンジカの植生撹乱状況—平成 22 年（2010）・23 年（2011）の調査結果—. 尾瀬の保護と復元, 30:51-60

大須賀 昭雄, 樫村 利道, 樋口 利雄 (2007) 尾瀬地域に侵入した移入植物とその対策について. 尾瀬の保護と復元（特別号）, 83-94. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島

野原 精一 (2007) 尾瀬沼生態系の 20 年の変遷と外来種コカナダモの長期モニタリング. 尾瀬の保護と復元（特別号）, 149-158. 福島県生活環境部自然保護グループ, 福島

野原 精一 (2012) 尾瀬沼生態系の環境変化と 2010 年から始まったコカナダモの衰退. 尾瀬の保護と復元, 30:21-28

大森 威宏, 山村 靖夫, 堀 良通 (2009) 尾瀬ヶ原におけるヤチヤナギの分布パターンと微地形の関係. 植生学会誌, 26:1-8

斎藤 晋, 片山 満秋, 峰村 宏 (2006) 尾瀬の大型哺乳類Ⅳ ニホンジカの採食植物の選択性等とニホンツキノワグマの生活痕. 尾瀬の自然保護, 30:57-62

植生学会企画委員会 (2011) ニホンジカによる日本の植生への影響—シカ影響アンケート調査（2009～2010）結果—. 植生情報, 15:9-96

宮脇 昭, 藤原 一絵 (1970) 尾瀬ケ原の植生. 国立公園協会, 東京
須永 智, 須藤 志 成幸, 菊池 慶四郎 (2005) ニホンジカ食害調査（第 5 報）. 尾瀬の自然保護, 28:38-45
Takatsuki S (2003) Use of mires and food habits of sika deer in the Oze Area, central Japan. Ecological Research, 18:331-338
谷本 丈夫, 里道 知佳 (1998) 尾瀬ヶ原における拠水林の種組成及び分布特性と地形・土壌の関係. 尾瀬総合学術調査団尾瀬の総合研究（福島・群馬・新潟三県合同調査）, 289-317. 尾瀬総合学術調査団, 群馬

(8)戦場ヶ原湿原サイト

吉川正人（東京農工大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

栃木県北西部に位置し、男体山や太郎山等標高 2,000 m を超える日光火山群の山岳に囲まれた湿原である。戦場ヶ原一帯は、扇状地状の地形を呈し、その末端部の緩傾斜地に湿原が広がっている。かつては男体山等の噴火により形成された堰止湖であったが、周辺の山岳から流入した土砂や火山噴出物で埋まり、さらにその上にヨシ等の植物遺体が分解されずに泥炭として堆積し、陸地化したと推定されている。戦場ヶ原は、上述のように扇状地状の地形の末端部にあるため、湿原を涵養する地下水は、おもに湿原の東側に流入する逆川の集水域から供給されて、西側の湯川に抜けていると考えられる。北戦場ヶ原では、逆川からの表流水の影響を強く受けて低層湿原が広がっているが、南戦場ヶ原では表流水の影響は少なく、高層湿原がよく発達している（久保田ほか 1978）。

湿原の標高は約 1400 m で、面積は約 400 ha に及び、関東地方では尾瀬ヶ原に次ぐ規模をもつ。湿原の西側には湯ノ湖から流れる湯川が蛇行し、東側には南北に国道 120 号線が走っている。また、湿原の中央部には糠塚が東西に横たわり、北戦場ヶ原と南戦場ヶ原に二分されている。

戦場ヶ原の湿原植生は、①ミズゴケ属が優占し微高地と小凹地を形成する高層湿原、②ヌマガヤ、オオアゼスゲ等の谷地坊主が特徴的な中間湿原、③丈の高いヨシが優占する低層湿原（館脇・石塚 1969; 久保田ほか 1978）の 3 タイプに大別できる。調査を行った南戦場ヶ原は、人工排水路の影響を受けてはいるものの、北戦場ヶ原に比べて高層湿原植生の発達がよく、上記 3 タイプの全ての植生をみることができる。

湿原内は日光国立公園の特別保護地区に指定され、ラムサール条約登録湿地（奥日光の湿原）に指定され、生物多様性の観点から重要度の高い湿地にも選定されている。戦場ヶ原湿原では、これまでにさまざまな保全上の問題が発生してきた経緯がある。昭和初期には湿原内へのカラマツ植林が計画され、湿原から湯川に向

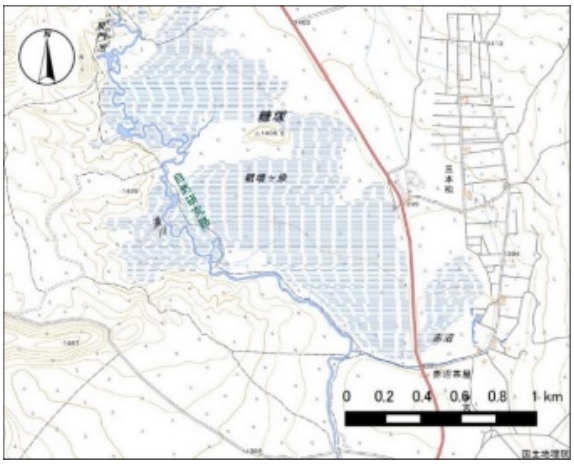


図 3-2-1-20. 戦場ヶ原湿原サイトの調査地点付近と景観．2 本の調査ラインを設けている．保護の観点から具体的なラインは示していない．

けた排水路が掘られ、一部で地下水位の低下が進んだ（福島・風間 1985）。そのため、現在では人工排水路を堰き止める堰の設置等の対策が行われている。一方、湿原東側の逆川流入域では、大雨のたびに多量の土砂が湿原に流入し、湿原植生が埋没して森林化が進んだ（Hukusima and Yoshikawa 1997）ため、逆川の砂防施設が強化されている。また、昭和 60 年代以降には奥日光でニホンジカの生息数が急増し、戦場ヶ原でもシカの採食や踏圧による湿原植生の破壊が顕著になったことから（福嶋ほか 2007）、湿原を中心に、周辺の森林植生等を一体的に保全するシカ侵入防止柵が設置された。このような保全対策の効果を検証するため、

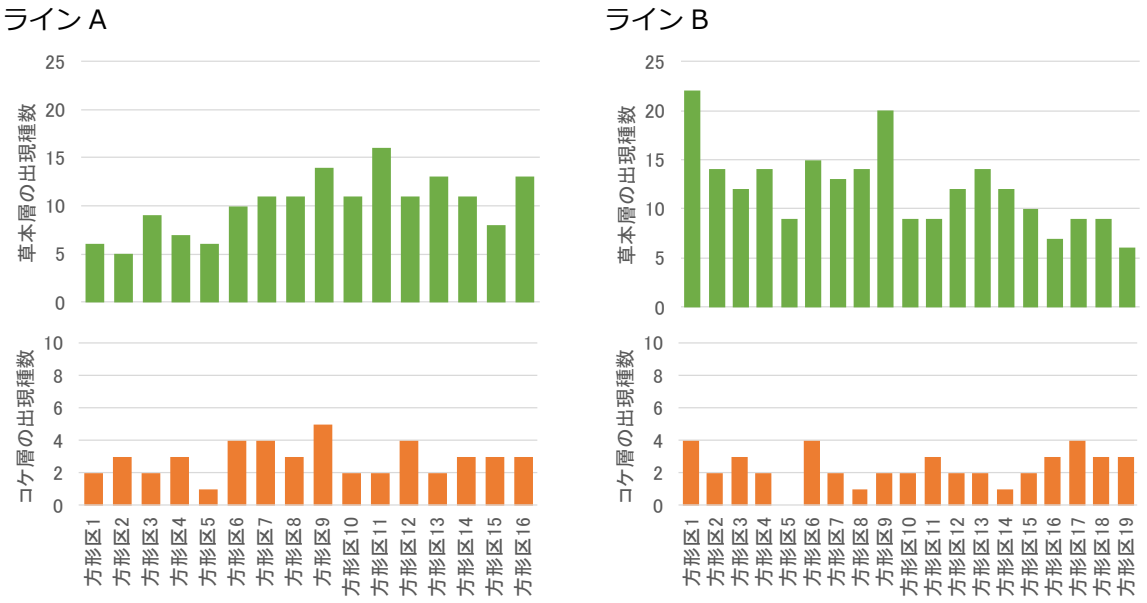


図 3-2-1-21. 各方形区における階層別の出現種数．それぞれのライン毎に示す．上段は草本層，下段はコケ層を示す．

さまざまなモニタリングが実施されている（環境省関東地方環境事務所 2011）。

調査地点概要

調査は、過去からの植生変化をみることができるように、久保田ら（1978）が設置した 2 本のライン（ライン A、ライン B）を再現し、このラインに沿って 1 m×1 m の方形区を設置して行った。ライン上には 25 m おきに塩化ビニール管が打ち込まれていたため、ラインの位置は正確に再現することができた。設置した方形区は、ライン A に 16 箇所、ライン B に 19 箇所の計 35 箇所である。方形区の位置はそれぞれライン上の代表的な植生タイプを含むように選定し、方形区の間隔が少なくとも 10 m 離れるように設置した（図 3-2-1-20）。物理環境調査の観測機器は A ラインの中央付近に設置している。

戦場ヶ原湿原サイトでは、2015 年に実施した 1 回の調査を基にとりまとめを行った。

調査結果

ライン上の植生の状況

ライン A で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、ヌマガヤ、ワタスゲ、フナガタミズゴケ、オオアゼスゲ、トマリスゲであった（表 3-2-1-8）。

ライン A では、次に示す 4 タイプの植物群落がみられた。方形区 1 から 4 は、やや乾燥したタイプの中間湿原植生であった。高さ 15～25 cm の谷地坊主が形成されているが、地下水位は低く、谷地坊主の間の小凹地に水面はほとんどみられない。優占種はヌマガヤで、トマリスゲが混生し、植被率は 60～80%程度、群落高 50～60 cm になる。下層にはミズゴケ属がパッチ状に生育し、ツルコケモモ、ヒメシャクナゲ、レンゲツツジ、モウセンゴケ等がみられる。植物社会学的には、久保田ら（1978）が記録したヌマガヤ－ホロムイスゲ（トマリスゲ）群集に相当する。

方形区 5 から 10 は、地下水位が地表面付近にあり、高さ 20～25 cm の小型の谷地坊主が発達して、高層湿原的な相観を呈する。谷地坊主の間の凹地には水面がみられる。方形区 5 から 7 では、部分的に泥が堆積した裸地となっているところもある。この区間では谷地坊主上にヌマガヤがみられず、ワタスゲやトマリスゲが生育する。凹地には主にミカヅキグサが生育しているのが特徴的である。また、小凹地の水中にはコタヌキモが生育していた。他の群落に比べてヒメシャクナゲの被度も大きい。植被率は 60～75%、群落高は 30～40 cm である。方形区

表 3-2-1-8. 各ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ラインA 2015年
草本層	ヌマガヤ	20.3
草本層	ワタスゲ	12.8
コケ層	フナガタミズゴケ	11.3
草本層	オオアゼスゲ	9.4
草本層	トマリスゲ	9.1
草本層	ツルコケモモ	8.6
草本層	ヒメシャクナゲ	8.4
草本層	ミカヅキグサ	5.7
草本層	ヤチスゲ	3.9
コケ層	イボミズゴケ	3.4
草本層	ヒメシダ	3.1
コケ層	ヒメミズゴケ	2.6
コケ層	ワタミズゴケ	2.6
草本層	クロマメノキ	1.9
草本層	レンゲツツジ	1.8
草本層	ヤチカワズスゲ	1.6
草本層	カラマツ	1.4
草本層	ズミ	1.4
草本層	モウセンゴケ	0.9
コケ層	ハナゴケ属の一種 A	0.8
草本層	イグサ属の一種	0.3
草本層	サギスゲ	0.3
草本層	ススキ	0.3
草本層	ハクサンフウロ	0.3
草本層	ホザキシモツケ	0.3
草本層	シラカンバ	0.2
草本層	ネバリノギラン	0.2
コケ層	ハイゴケ	0.2
草本層	ウメバチソウ	0.1
草本層	エゾリンドウ	0.1
草本層	コタヌキモ	0.1
草本層	サルオガセ属の一種	0.1
草本層	ハリイ属の一種	0.1
草本層	ハリガネスゲ	0.1
草本層	ヒメシロネ	0.1
草本層	ホシクサ属の一種	0.1
コケ層	オオヒモゴケ	0.1
コケ層	カタウロコゴケ	0.1
コケ層	クサゴケ	0.1
コケ層	スジゴケ属の一種	0.1
コケ層	チャシッポゴケ	0.1
コケ層	ヌマシッポゴケ	0.1
草本層	ウラジロモミ	<0.1
草本層	ヒメタヌキモ	<0.1
コケ層	エゾミズゼニゴケ	<0.1
コケ層	オタルヤバネゴケ	<0.1
コケ層	コスギバゴケ	<0.1
コケ層	スギゴケ	<0.1
コケ層	タカネヤバネゴケ	<0.1
コケ層	トサホラゴケモドキ	<0.1
コケ層	ヒメハイゴケ	<0.1

植物相	和名	ラインB 2015年
草本層	オオアゼスゲ	18.7
草本層	ツルコケモモ	16.1
草本層	ヤチスゲ	13.3
草本層	トマリスゲ	12.4
草本層	ヌマガヤ	10.0
草本層	ヒメシダ	9.9
コケ層	ワラミズゴケ	8.8
コケ層	ヒメミズゴケ	8.7
草本層	ヨシ	7.7
コケ層	フナガタミズゴケ	3.3
草本層	ホザキシモツケ	3.2
草本層	クロミノウグイスカグラ	2.8
草本層	イッポンスゲ	1.9
草本層	ヒメシャクナゲ	1.8
草本層	イヌスギナ	1.7
草本層	ヒメシロネ	1.7
草本層	ススキ	1.2
草本層	レンゲツツジ	1.2
コケ層	タチハイゴケ	1.1
草本層	ワタスゲ	0.9
草本層	ヤチカワズスゲ	0.8
コケ層	オオヒモゴケ	0.7
コケ層	ハナゴケ属の一種 A	0.6
草本層	カラマツ	0.5
コケ層	クサゴケ	0.5
草本層	アキノキリンソウ	0.4
草本層	ハクサンフウロ	0.4
草本層	アブラガヤ	0.3
草本層	チダケサシ	0.3
草本層	ノアザミ	0.3
草本層	ハリガネスゲ	0.3
草本層	ホタルイ属の一種	0.3
草本層	モウセンゴケ	0.3
コケ層	スギゴケ	0.3
草本層	ウメバチソウ	0.2
草本層	トダシバ	0.2
草本層	ハナニガナ	0.2
草本層	ハリイ属の一種	0.2
草本層	ミツバツチグリ	0.2
コケ層	ハイゴケ	0.2
草本層	イ	0.1
草本層	エゾリンドウ	0.1
草本層	オゼミズギク	0.1
草本層	クサレダマ	0.1
草本層	サギスゲ	0.1
草本層	シロスミレ	0.1
草本層	タカトウダイ	0.1
草本層	ミズオトギリ	0.1
草本層	ミズチドリ	0.1
草本層	ワレモコウ	0.1
草本層	オトギリソウ	<0.1
草本層	コタヌキモ	<0.1
草本層	ヒメタヌキモ	<0.1
コケ層	オタルヤバネゴケ	<0.1
コケ層	コガネハイゴケ	<0.1

※被度の高い順から降順に並べた.
※ライン A は 16 方形区、ライン B は 19 方形区の平均値を示す.

8 を除いてコケ層はあまり発達していなかった。

方形区 11 から 13 は、高さ 20～25 cm の谷地坊主が発達し、相観的には方形区 8 から 10 と似ている。しかし、前の区間に比べると小凹地の部分にも植物（主にヤチスゲ）が生育している。ワタスゲ、サギスゲ、ヤチスゲ、ヤチカワズスゲ等、カヤツリグサ科の種数が豊富であるが、トマリスゲはあまりみられない。ヌマガヤも生育している。部分的にミズゴケ属のパッチ

がみられ、その上にヒメシャクナゲやツルコケモモが生育する。小凹地の水中にはコタヌキモが生育していた。植物社会学的にはヤチスゲーサギスゲ群集に相当すると考えられる。周辺には高さ 40〜50 cm、直径 1〜3 m に及ぶミズゴケの凸状地があり、ライン A 上ではもっとも高層湿原植生が発達した地域である。

方形区 14 から 16 は、オオアゼスゲが優占する谷地坊主が密に接する中間湿原植生である。谷地坊主の高さは方形区 14 では約 25 cm あるが、林縁に近づくほど低くなり、方形区 16 では約 10 cm である。水位は低く、谷地坊主の間の水面は目立たない。植被率 70〜90%、群落高 50 cm 程度の密な群落を形成する。オオアゼスゲの中にヌマガヤが混生し、ヒメシダも目立つ。他にホザキシモツケやレンゲツツジ等の低木も生育している。周辺にはカラマツの稚樹も多い。下層にはミズゴケ属のパッチがみられるが、オオアゼスゲのリターが堆積して被陰されている。

ライン A における草本層の出現種数は 32 種で、方形区 2 の 5 種がもっとも少なく、方形区 11 の 16 種がもっとも多かった（表 3-2-1-8; 図 3-2-1-21）。コケ層では 19 種が確認され、方形区 5 の 1 種がもっとも少なく、方形区 9 の 5 種がもっとも多かった。

ライン B で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、オオアゼスゲ、ツルコケモモ、ヤチスゲ、トマリスゲ、ヌマガヤであった（表 3-2-1-8）。

ライン B では、次に示す 4 タイプの植物群落がみられた。方形区 1 から 4、7 から 9 は、ヌマガヤやオオアゼスゲが高さ 10〜20 cm の谷地坊主を形成する中間湿原植生である。植被率は 60〜80%、群落高は 35〜50 cm であるが、ホザキシモツケやヨシが突出して生育することもある。種組成はばらつきが大きいが、ヒメシダ、ヒメシロネ、ヒメシャクナゲ、ツルコケモモ等が共通して出現した。これらに加えて、基点寄りの方形区 1 や 2 では、アキノキリンソウ、ミツバツチグリ等草原生の植物が、小凹地に水面がみられる方形区 3 や 4 では、ハリガネスゲやヤチカワズスゲ等の湿生植物が生育していた。また、方形区 2 ではワラミズゴケのパッチが発達していた。方形区 6 から 8 では、中間湿原植生の中にヨシが侵入してきており、3 層構造をもつ群落となっていた。

方形区 5 と 10 から 11 は、オオアゼスゲが優占する中間湿原植生である。植被率 85〜90%、群落高 50 cm の密生した群落で、谷地坊主の高さは 5〜10 cm と低く、谷地坊主が互いに接して間の凹地ははっきりしない。上述のタイプと比べるとヨシ、ワタスゲ、モウセンゴケ、ヒメシロネ等を欠き、種組成が単純である。ライン A の方形区 14 から 16 と類似するが、ライン A と比べるとミズゴケ属のパッチが発達していない。

方形区 12 から 15 は、谷地坊主の高さが 20〜25 cm で、その間には水路状の小凹地がみられる。植被率は 70〜80%、群落高は 50〜60 cm である。ヤチスゲが優占し、トマリスゲ、ヒメシダ、ホザキシモツケ、ツルコケモモ等が混生する。部分的にミズゴケ属のパッチがみられる。小凹地の水中にはコタヌキモが生育していた。ライン A の方形区 11 から 13 と類似したタイプである。

方形区 16 から 19 は、高さ 15〜30 cm の谷地坊主が互いに近接した中間－高層湿原植生である。植被率は 50〜70%、群落高は 40〜70 cm で、トマリスゲが優占している。ほかにイッポンスゲ、イヌスギナ等が生育し、ツルコケモモの被度が高い。ヒメミズゴケのパッチがよく発達し、ツルコケモモと合わせるとコケ層の植被率は 60〜90%になる。小凹地の水中にはコタヌキモが生育していた。ライン B の中では、もっとも高層湿原植生としての性質が強いと考えられる。

ライン B における草本層の出現種数は 44 種で、方形区 19 の 6 種がもっとも少なく、方形区 1 の 22 種がもっとも多かった（表 3-2-1-8; 図 3-2-1-21）。コケ層では 11 種が確認され、方形区 5 の 0 種がもっとも少なく、方形区 1、6、17 の 4 種がもっとも多かった。

以上の調査結果を久保田ら（1978）がラインに沿った 1 m 幅で実施した調査結果と比較すると、いくつかの変化が認められた。ライン A の方形区 1 から 4 付近では、1970 年代にはワタスゲやミカヅキグサが高い頻度で記録されているが、今回はこれらがみられず、かわりに草原性の植物が出現していた。このことから、国道 120 号線西側での地下水位の低下が生じていることが示唆される。また、ライン B の方形区 6 から 9 付近では、1970 年代にはヨシはわずかしか記録されていないが、今回は 30%以上の被度で出現したことから、ヨシの分布域が拡大していることが分かる。

注目・注視すべきこと

戦場ヶ原湿原では、一時期、シカの侵入によ

り湿原内に踏圧によるシカ道が目立っていたが、現在では明瞭なシカ道はほとんどみられなかった。また、調査中にシカの糞や足跡、目立った採食の形跡を見ることもなかったことから、シカ侵入防止柵によって、シカの侵入はかなり抑制されていると考えられる。また、シカが多かった時期にはほとんど開花を見ることがなかったノアザミ、ワレモコウ、チダケサシ、ミズチドリ等の高茎草本がよく開花しているのが観察された。開花しないまでも、クサレダマやミズオトギリの幼個体も多くみられたことから、これらの高茎草本種がシカの採食圧から解放されて、回復傾向にあると判断できる。

戦場ヶ原ではシカの侵入防止対策が一定の効果をあげていることから、今後は湿原植生がシカの影響を受ける前の状態に戻るかどうかに着目したモニタリングが望まれる。多くの場合、シカ影響の調査は影響が深刻化してから開始されるため、保護対策の結果、復元が成功したのかどうかを検証することが難しい。その点、戦場ヶ原ではシカ影響が発生する以前の調査データがある場所を正確に特定することができたため、影響が出る以前の植生との比較が可能である。ただし、久保田ら（1978）とは調査枠の設置方法が異なるため（久保田ら（1978）では幅 1 m の帯状区としている）、比較の方法を検討する必要がある。また、湿原植生の重要な構成種であるミズゴケ属の同定精度を高めることも今後の課題である。

参考文献

館脇 操, 石塚 和雄 (1969) 日光戦場ヶ原湿原の植生. 北海道大学植物園研究報告, 2:1-72

久保田 秀夫, 松田 行雄, 波田 善夫 (1978) 日光戦場ヶ原湿原の植物. 栃木県

福嶋 司, 風間 祐子 (1985) 日光国立公園, 日光戦場ヶ原の乾燥化に関する生態学的研究 (I). 小林晶教授退官記念論文集, 229-250

Hukusima T, Yoshikawa M (1997) The impact of extreme run-off events from the Sakasagawa river on the Senjogahara ecosystem, Nikko National Park. IV. Changes in tree and understory vegetation distribution patterns from 1982 to 1992. Ecological Research, 12:27-38

福嶋 司, 吉川 正人, 谷川 敦子, 奈良 遥 (2007) 過去 25 年間の日光戦場ヶ原湿原周縁部における植生変化追跡. プロ・ナトゥーラ・ファンド第 16 期助成成果報告書, 3-16

環境省関東地方環境事務所 (2011) 平成 22 年度戦場ヶ原植生復元施設植生調査業務報告書

(9)鯉ヶ窪湿原サイト

波田善夫（岡山理科大学）

調査サイトの現状及び特徴

サイトの概要

吉備高原の北西部、上位平坦面の一角に位置している。海抜約 550 m にあり、広さ 3.6 ha の広さを持つ地域の一部に湿原が広がる。湿原は鯉ヶ窪池の上流部 0.9 ha の範囲に分布する。鯉ヶ窪池は 1694 年に築造されたが、渇水により水位が大きく低下すると、湖岸には厚さ 1 m 程度の泥炭質土壌が現れることから、ため池の構築以前は広大な湿原が発達していたものと推定されている。

鯉ヶ窪湿原は中間湿原として多様性が高く、約 350 種に及ぶ植物が自生している。地域内の湿原には、オグラセンノウ、ビッチュウフウロ、ミコシギク等の希少かつ植物地理学上貴重な植物をはじめ、多数の湿生植物が自生し、「西の尾瀬沼」とも形容される。湿原は水系を反映し、植生からは大きく 2 つの地域に分けることができる。鯉ヶ窪池の南西部に発達する湿原は、全体的にやや栄養分的には豊かであり、ヨシやケハンノキ等の大型植物の生育がみられる。植生的には多様であり、リュウキンカ、ビッチュウフウロ、オグラセンノウ、ミコシギク、ノハナショウブ等の群生がみられるのも当地域である。群落的には、コイヌノハナヒゲーモウセンゴケ群落が狭い範囲で発達し、ヨシーコイヌノハナヒゲ群落、コイヌノハナヒゲーヤマラッキョウ群落、ビッチュウフウローオグラセンノウ群落、ケハンノキーリュウキンカ群落、ヒツジグサ群落が発達している。鯉ヶ窪池の東部に発達する湿原は、当地の湿原植生としてはもっとも良好なものであり、コイヌノハナヒゲーモウセンゴケ群落が発達している。この群落はヤチカワズスゲ、コイヌノハナヒゲ、コアナミズゴケ、シロイヌノヒゲ、サギソウ、トキソウ、モウセンゴケ、シラヒゲソウ、ムラサキミミカキグサ、コバノトンボソウ、ホザキノミミカキグサ等の生育により特徴付けられ、草丈が低く、小型の植物の生育が特徴的である。このような食虫植物やラン科植物等の生育により特徴付けられる植生は、もっとも貧栄養な環境に成立するものである。花粉分析と年代決定を実施しており、約 4400 年の歴史があると推定される（片岡 2006）。

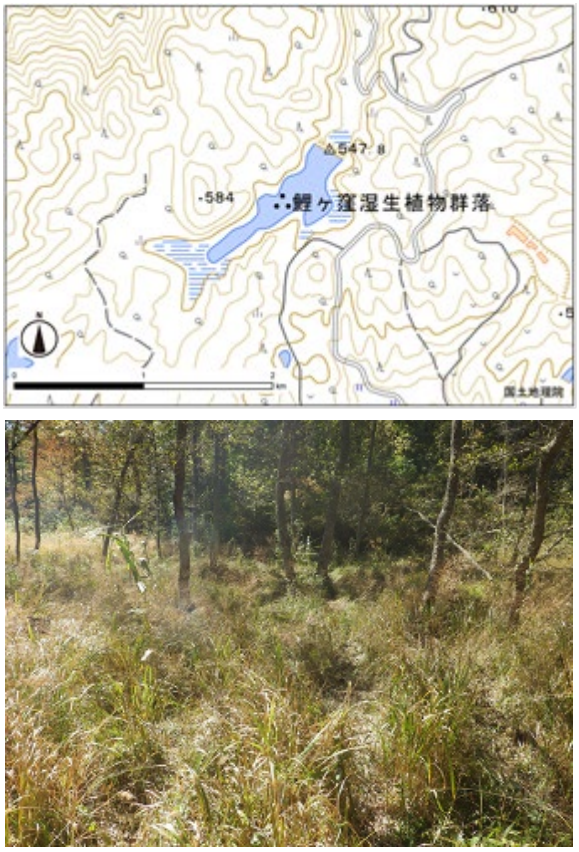


図 3-2-1-22. 鯉ヶ窪湿原サイトの調査地点付近と景観. 3 本の調査ラインを設けている. 保護の観点から具体的なラインは示していない.

鯉ヶ窪湿原は国指定天然記念物に指定されているだけでなく、岡山県自然環境保全地域の特別保全地区及び野生動植物保護地区にも指定され厳重に保護されている。地域住民の意識は高く、冬季に湿原全体において、中高生も加えた地域住民による草刈りやススキの伐根等も行われている。

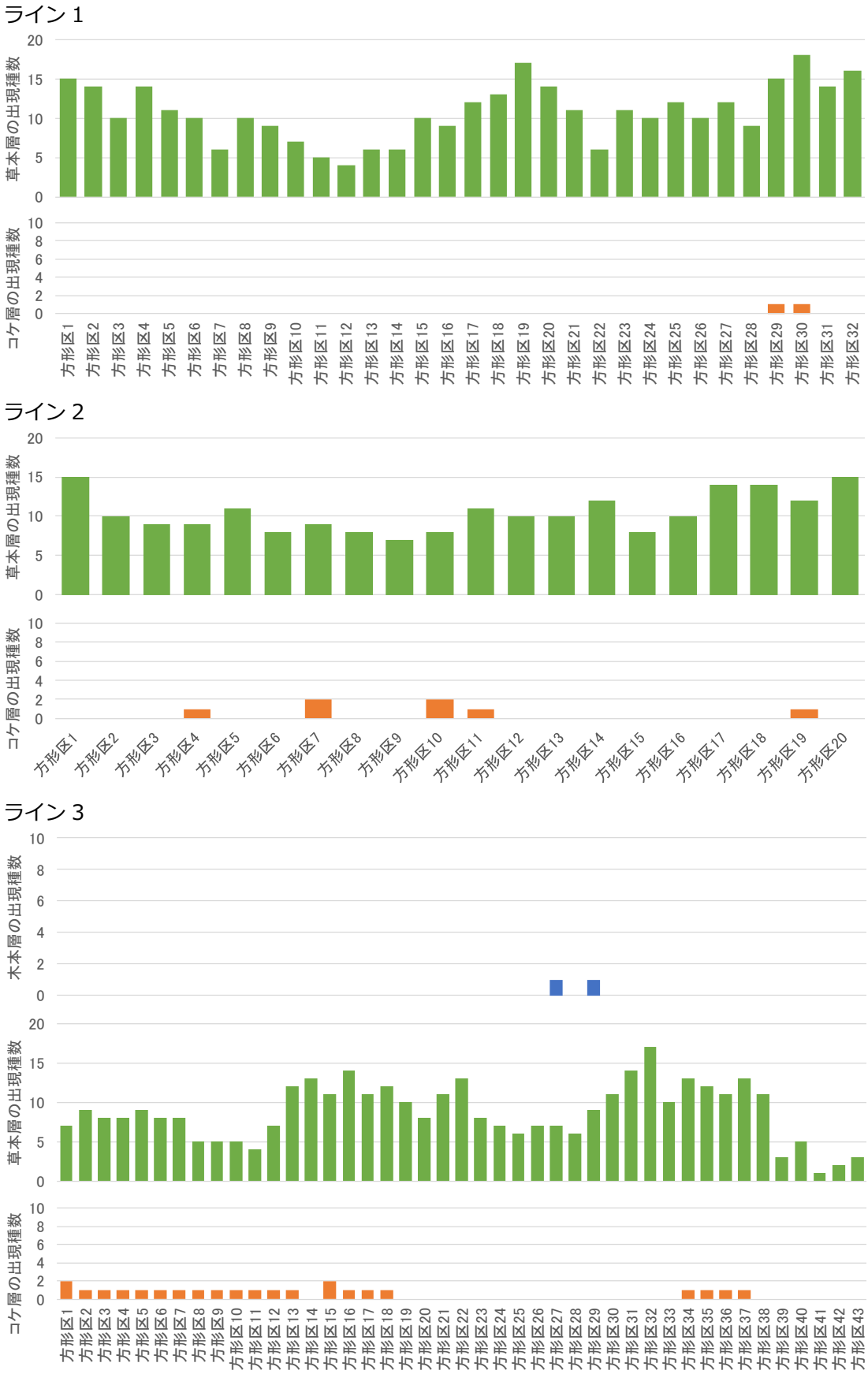


図 3-2-1-23. 各方形区における階層別の出現種数．それぞれのライン毎に示す．上段は草本層，下段はコケ層を示す．ライン 3 のみ上段に木本層を示す．

調査結果

調査地点概要

ライン 1 及び 2 は、鯉ヶ窪池の南西部に発達する湿原に設置したものであり、同一の水系の上部（ライン 2）と中部（ライン 1）に湿原を横断して設置した。これらの調査ラインは湿原植物の衰退が観察されたことから、現状把握と原因を解明するために 1999 年、2000 年に設置されたものである。

ライン 2 は湿原の源頭部の一つに設置したもので、オグラセンノウの生育が顕著で「オグラセンノウの谷」と名付けられている。その後、オグラセンノウの生育は激減することとなったが、その原因は、周辺の森林が大きく成長したために日照が強く制限されたこと、集水域の森林による水消費量が増大して流入水量が減少したためと考えられた。その後、湿原に差し掛かるアセビ等の低木や周辺の夏緑広葉樹の高木を伐採し、集水域のコナラ等の夏緑広葉樹の一部を伐採した。これらの施策により、湿原の日照は回復し、カサスゲやチダケサシは減少し、オグラセンノウ、ミコシギク、ビッチュウフウロは増加しつつあることが観察されている。ライン 1 は湿原の中～下流域に発達するハンノキの品種であるケハンノキ林を横断して設置した。この地域では、5 月には一面にリュウキンカが開花し、8 月から 9 月にかけてはビッチュウフウロが咲いて鯉ヶ窪を特徴付けている。この地域でミゾソバ、アキノウナギツカミの繁茂とともにノブドウ、スイカズラ等のつる植物の繁茂が観察された。調査の結果、渇水年における鯉ヶ窪池の水位低下により湿原内の水路が侵食され、乾燥化して土壌から栄養塩類が放出されているものと考えられた。これらの対策として湿原の最下流端に湖内堤を設置し、湿原域がため池の水位変動の影響を受けにくいよう改善し、湿原内の深掘れした水路には土嚢が投入された。

ライン 3 は、ライン 1、2 とは異なる水系に位置しており、今回新たに設置した。集水域は極狭く、コイヌノハナヒゲやモウセンゴケ等の草丈の低い植生が発達しており、鯉ヶ窪湿原ではもっとも湿原らしい景観を備えている。コケ層にはやや高まった場所にオオミズゴケが、表水のある場所にコアナミズゴケが生育しており、この地域の特徴である。

鯉ヶ窪湿原サイトでは、2015 年に実施した 1 回の調査を基にとりまとめを行った。

ライン上の植生の状況

ライン 1 はケハンノキが優占する亜高木林中に設定されている。ケハンノキの樹高は 12～15 m であり、ハンノキとしては大きく、ほとんどがラインの調査範囲外に生育していることから、植被率を評価していない。ハンノキ林は葉量が少なく、夏季においても比較的明るいが、日照が制限されているために、低い照度でも生育できるカサスゲ等の沼沢生の種が多く、湿原生の植物は少ない。5 月にはリュウキンカが開花し、当湿原を特徴付ける群落の一つとなっている。8 月から 9 月にかけてはビッチュウフウロが繁茂して開花し、季節的な変化が大きい地域である。調査を実施した 10 月はビッチュウフウロが落葉しつつあり、リュウキンカはほとんど芽生えていない時期である。

ライン 1 で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、カサスゲ、ヌマガヤ、キセルアザミ、ミゾソバ、ヒメシロネであった（表 3-2-1-9）。群落内の照度はやや低く、ヨシが 2 m を超えて数%程度の被度で生育し、草本第 2 層にカサスゲが優占状態で繁茂していた。ライン 1 における草本層の出現種数は 54 種で、方形区 12 の 4 種がもっとも少なく、方形区 30 の 18 種がもっとも多かった（表 3-2-1-9、図 3-2-1-23）。コケ層では 2 種が確認され、方形区 29 と 30 でそれぞれ 1 種が出現し、それ以外の方形区ではコケ類は確認されなかった。

ライン 2 で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、ケネザサ、ススキ、ビッチュウフウロ、ヌマガヤ、キセルアザミであった（表 3-2-1-9）。ライン 2 は、草本第 1 層にヨシが散生し、第 2 層にヌマガヤが 5～20%程度、下層にビッチュウフウロ、キセルアザミ等の生育が認められた。草本層の出現種数は 56 種で、方形区 9 の 7 種がもっとも少なく、方形区 1 と 20 の 15 種がもっとも多かった（表 3-2-1-9、図 3-2-1-23）。コケ層では 4 種が確認され、方形区 1～3、5～6、8～9、12～18、20 の 0 種がもっとも少なく、方形区 7 と 10 の 2 種がもっとも多かった。

ライン 3 で確認された出現種の内、平均被度の上位 5 種は、ヌマガヤ、チゴザサ、オオミズゴケ、チマキザサ、コイヌノハナヒゲであった（表 3-2-1-9）。ライン 3 の基点から 10 m 程の区間は植生高 80 cm 程でやや草丈が高いヌマガヤ群落であり、チゴザサが優勢な植分も確認された。11 m 以降はコイヌノハナヒゲ、ヤチ

表 3-2-1-9. 各ラインにおける出現種の平均被度

植物相	和名	ライン1 2015年
草本層	カサスゲ	38.0
草本層	ヌマガヤ	7.6
草本層	キセルアザミ	4.3
草本層	ミゾソバ	2.9
草本層	ヒメシロネ	2.2
草本層	ノブドウ	2.0
草本層	ススキ	1.8
草本層	スイカズラ	1.6
草本層	ヒメナミキ	1.4
草本層	ヘクソカズラ	1.1
草本層	イボタノキ	0.9
草本層	ムカゴニンジン	0.8
草本層	ホソバノヨツバムグラ	0.7
草本層	イヌツゲ	0.7
草本層	ササガヤ	0.7
コケ層	シノブゴケ科の一種	0.6
草本層	シシガシラ	0.6
草本層	ヨシ	0.6
草本層	コバギボウシ	0.6
草本層	ケチヂミザサ	0.5
草本層	ハリガネワラビ	0.5
草本層	ノハナショウブ	0.5
草本層	ビッチュウフウロ	0.4
草本層	ミズオトギリ	0.3
草本層	チダケサシ	0.3
草本層	キンミズヒキ	0.3
草本層	ミヤコイバラ	0.3
草本層	ハシバミ	0.3
草本層	アオツヅラフジ	0.2
草本層	イソノキ	0.2
草本層	ハンカイソウ	0.2
草本層	チヂミザサ	0.2
草本層	ヤマラッキョウ	0.2
草本層	タニヘゴ	0.1
草本層	ガマズミ	0.1
草本層	ミツバアケビ	0.1
コケ層	シノブゴケ	0.1
草本層	ヤブコウジ	0.1
草本層	アギナシ	0.1
草本層	タイヌビエ？	0.1
草本層	コハリスゲ	0.1
草本層	サトメシダ	0.1
草本層	アギスミレ	0.1
草本層	サワオトギリ	0.1
草本層	ワラビ	<0.1
草本層	コバノガマズミ	<0.1
草本層	ミヤマガマズミ	<0.1
草本層	アカマツ	<0.1
草本層	アブラチャン	<0.1
草本層	ウメモドキ	<0.1
草本層	ナガバモミジイチゴ	<0.1
草本層	ケハンノキ	<0.1
草本層	コナラ	<0.1
草本層	ヤマウルシ	<0.1
草本層	ツルリンドウ	<0.1
草本層	サルトリイバラ	<0.1

植物相	和名	ライン2 2015年
草本層	ケネザサ	12.8
草本層	ススキ	9.7
草本層	ビッチュウフウロ	9.4
草本層	ヌマガヤ	6.6
草本層	キセルアザミ	6.4
草本層	ミコシギク	6.2
草本層	ヤチカワズスゲ	4.0
草本層	ヨシ	3.5
草本層	ササヌカグサ	3.0
草本層	カサスゲ	1.8
草本層	ヒメシロネ	1.1
草本層	コハリスゲ	1.0
草本層	スイカズラ	0.8
草本層	ノハナショウブ	0.7
草本層	シシガシラ	0.6
草本層	タムラソウ	0.6
草本層	イヌツゲ	0.4
草本層	アケボノソウ	0.4
草本層	ヤマラッキョウ	0.4
草本層	ミツバアケビ	0.3
草本層	ミヤコイバラ	0.3
コケ層	シノブゴケ	0.3
草本層	ミヤマガマズミ	0.3
草本層	イボタノキ	0.3
草本層	アキノウナギツカミ	0.3
草本層	スイバ	0.3
草本層	ミツバツチグリ	0.3
草本層	ツクバネウツギ	0.2
草本層	アオツヅラフジ	0.2
草本層	ツルリンドウ	0.2
コケ層	ハイゴケ	0.2
草本層	ミゾシダ？	0.2
草本層	ハリガネワラビ	0.2
草本層	クマヤナギ	0.2
草本層	アギナシ	0.2
草本層	ヤマコウバシ	0.1
草本層	イソノキ	0.1
草本層	ミゾソバ	0.1
草本層	チゴザサ	0.1
草本層	チヂミザサ	0.1
草本層	スゲ属の一種-1（同種？）	0.1
草本層	サルトリイバラ	0.1
草本層	コバギボウシ	0.1
草本層	ヒメシダ	0.1
草本層	スギナ	0.1
草本層	ヘクソカズラ	0.1
草本層	クロモジ	0.1
草本層	ツボスミレ	0.1
草本層	ムカゴニンジン	0.1
草本層	アセビ	0.1
草本層	ヤマツツジ？	0.1
草本層	キンミズヒキ	0.1
草本層	クリ	0.1
草本層	コナラ	0.1
草本層	ヤマウルシ	0.1
草本層	イロハモミジ	0.1
草本層	スゲ属の一種-1	0.1
草本層	スゲ属の一種-2	0.1
コケ層	アラハヒツジゴケ	0.1
コケ層	ミズゼニゴケ	0.1

植物相	和名	ライン3 2015年
草本層	ヌマガヤ	22.3
草本層	チゴザサ	13.0
コケ層	オオミズゴケ	12.9
草本層	チマキザサ	12.8
草本層	コイヌノハナヒゲ	6.9
草本層	シロイヌノヒゲ	5.2
草本層	ヤチカワズスゲ	4.2
草本層	ミヤコイバラ	2.0
草本層	ススキ	1.7
草本層	ウワミズザクラ	1.4
草本層	キセルアザミ	1.0
草本層	ヒメシロネ	0.8
草本層	カサスゲ	0.7
木本層	ウメモドキ	0.7
草本層	モウセンゴケ	0.5
草本層	イヌツゲ	0.5
草本層	アギスミレ	0.3
草本層	シカクイ	0.3
草本層	ツボスミレ	0.3
草本層	ホザキノミミカキグサ	0.3
草本層	アセビ	0.3
草本層	アカマツ	0.3
草本層	オニスゲ	0.3
草本層	ハリガネワラビ	0.2
草本層	スイラン	0.2
草本層	ヒメシダ	0.2
草本層	サワギキョウ	0.1
草本層	シモツケソウ	0.1
草本層	アギナシ	0.1
草本層	オオイヌノハナヒゲ	0.1
コケ層	コアナミズゴケ	0.1
草本層	カキラン	0.1
コケ層	ハイゴケ	0.1
草本層	スイカズラ	0.1
草本層	ムラサキミミカキグサ	0.1
草本層	ヤマウルシ	0.1
草本層	ヤマラッキョウ	0.1
草本層	コバギボウシ	0.1
草本層	シシガシラ	0.1
草本層	サワヒヨドリ	0.1
草本層	ウメモドキ	0.1
草本層	ノハナショウブ	0.1
草本層	トキソウ	0.1
草本層	ヘクソカズラ	<0.1
草本層	ミツバアケビ	<0.1
草本層	アオツヅラフジ	<0.1
草本層	チダケサシ	<0.1
草本層	ケハンノキ	<0.1
草本層	アリノトウグサ	<0.1
草本層	イソノキ	<0.1
草本層	エゾシロネ	<0.1
草本層	ヒツジグサ	<0.1
草本層	シラヒゲソウ	<0.1
草本層	コマツカサススキ	<0.1
草本層	サルトリイバラ	<0.1
草本層	コバノトンボソウ	<0.1

※被度の高い順から降順に並べた.
※ライン 1 は 32 方形区、ライン 2 は 20 方形区、ライン 3 は 43 方形区の平均値を示す.

カワズスゲ、シロイヌノヒゲ、ヌマガヤ、ホザキノミミカキグサ、モウセンゴケ等が生育する植生高 30～50 cm の草丈の低い典型的湿原植生の区域が続く。この区域には、ムラサキミミカキグサ、オオミズゴケ、コアナミズゴケの生育も確認された。ライン 3 における草本層の出現種数は 52 種で、方形区 41 の 1 種がもっとも少なく、方形区 32 の 17 種がもっとも多かった（表 3-2-1-9、図 3-2-1-23）。コケ層では 3 種が確認され、方形区 14、19～33、38～43 の 0 種がもっとも少なく、方形区 1 と 15 の 2 種がもっとも多かった。なお、木本層としても 1 種確認された。

注目・注視すべきこと

ライン 1 周辺の 1985 年頃の植生は、夏にはビッチュウフウロが美しい花を咲かせる立地であったが、その後、水路の侵食のために水位が低下した結果、土壌中の有機物が分解して富栄養となり、ミゾソバやアキノウナギツカミ等が優勢となった。クマイチゴやノブドウ、スイカズラ等も生育する状況となり、水路への土嚢の投入や湖内堤の設置等、復元へ向けての対策が実施された。湿原の植生を特徴付けるリュウキンカやビッチュウフウロの出現率はごくわずかであったが、現地の監視員の観察結果としては良好な状態であると言う。本調査結果では、カサスゲの繁茂が印象に残り、富栄養化に伴って侵入した植物の生育はごくわずかとなっていた。動物の影響としては、2003 年にイノシシによるリュウキンカを対象とした深刻な採食被害が発生した。その後、イノシシやニホンジカによる影響は見られていない。

ケハンノキは次第に個体数を減少させつつも優占状態を保っている。イノシシによる攪乱の後、落枝によると推定される幼苗が観察されたが成長するには至らなかった。現在のハンノキ林は一斉林であると推定されるが、将来的には過熟林として衰退する可能性があり、その時点で植生が大きく変化する可能性がある。これに対処するために、調査地点における全天写真等による日照量に関する計測と解析が今後必要である。

ライン 2 は、オグラセンノウの生育する地域の保全を目的に設定されたもので、昔に比べて流量が低下し、オグラセンノウ、ミコシギク、ウメバチソウ等の生育量が減少した地域である。水量の減少は、周辺森林の成長によるものと考えられ、土地利用が放牧地あるいは採草地としての無林地に近い状態であったものがアカマツ林へと遷移し、さらに松枯れ病によってコナラ林へと遷移したことが主要因であると考えられる。さらにこれら落葉広葉樹林は湿原域への日照を大きく制限しつつあり、この点も大きな問題として認識されている。これらの観点から、継続的に隣接地の高木を伐採する対策を実施しており、日照条件の回復により湿原植物の増加の傾向があるが、水量に関しては十分な回復を見せているとは言いがたい。本ラインでは、日照回復によりビッチュウフウロは顕著に回復した。残念ながら、本調査ではオグラセンノウを確認することができなかった。すでに腐朽してしまっていたものと推察される。廃道となっていた牧場時代の道を再整備する計画があり、これによる集水域の伐採と樹木残渣の搬出による効果が期待される。

ライン 3 を設定した地域は、良好な植生が保たれており、大きな問題はない。強いて言えば、周辺の樹林、特にヒノキの植林が大きく成長し、午後からの日照を大きく遮っていた。このような日照の制限がどのような影響を与えているか、慎重な観察が必要である。

鯉ヶ窪湿原全域としては、春から秋の観光シーズンには監視員が常駐していることもあり、適切に管理され、植物の盗掘等の被害も最小限にとどまっていると思われる。

国指定天然記念物に指定された「小松山」の状態から豊かな森林へと発達した現在、湿原への水、土砂の流入量の低下、日照阻害等の兆候が顕著となり、文化庁、岡山県及び哲西町が協議の上、対策が実施されてきた。昔の牧野として利用していた時代の管理道を復活させ、林地の管理を行うことが可能か検討した結果、復旧させることが認められ、具体的な計画が立案されつつある。

周辺森林の成長に伴う水消費量の増大と、湿原への日照量の阻害に関しては、年次計画を立てての森林伐採の施工計画立案が求められており、管理道の完成を見定めて、周辺森林の管理計画が委員会によって検討されつつある。周辺植生の管理の在り方に関する知見の蓄積とともに、伐採後の樹木資源の搬出と利用に関するノウハウが求められている。

参考文献

波田 善夫 (2002) 鯉ヶ窪湿原における湿原復元事業工事報告書. 哲西町

片岡 裕子 (2006) 鯉が窪湿原（岡山県）堆積物の花粉分析学的研究. Naturalistae, 10:47-54

木村 陽介, 池田 博 (2006) 鯉ヶ窪湿原の維管束植物相. 天然記念物鯉ヶ窪湿生植物群落保護管理計画書. 新見市

野原精一（国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター）

調査の概要

湿原環境の季節・経年変化を把握するため、気温（地表から 1 m）、地温（地表から-5 cm 及び-50 cm 深）、地下水位の連続観測を行った。使用した機器は、気温と地温測定には Onset 社のティドビット v2 又はホボプロ v2、水位・大気圧測定には Onset 社 U20 ウォーターレベルロガーを用いた。測定間隔はいずれも 1 時間毎とし、データの回収とセンサー・ロガーの交換は年 1～2 回の頻度で行った。水圧から水位への変換は大気圧用データロガーのデータを用いて、HOBOware Pro Ver 3.3.0 を使用して行った。

図表中の数値は便宜上、小数点以下 1 桁で示しているが、最高値や最低値が記録された年月は小数点以下 2 桁以下の数値も含めて算出した結果を示す。

各サイトの物理環境の特徴

(1)サロベツ湿原サイト

気温及び地温の変化

2009 年 8 月から 2017 年 7 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。なお、2014 年 11 月から 2015 年 8 月のデータはすべて欠損している。また、地温については、2010 年 12 月から 2011 年 5 月までデータが欠損している。

調査期間中に得られた気温の最高値は 35.6℃（2013 年 8 月）、最低値は-32.8℃（2014 年 2 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 34.5℃（2011 年 7 月）、最低値は-1.3℃（2015 年 12 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 21.0℃（2011 年 6 月）、最低値は 0.9℃（2016 年 3 月）であった（表 3-2-2-1）。

概ね通年でデータが取得できた年について各年別に見ると、2010 年の気温の最高値は 31.7℃（8 月）、最低値は-23.6℃（2 月）であった（表 3-2-2-1）。5 cm 深及び 50 cm 深の地温に

表 3-2-2-1. サロベツ湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

年	月	気温 最大値	気温 最小値	気温 平均	地温(地表から5cm深) 最大値	地温(地表から5cm深) 最小値	地温(地表から5cm深) 平均	地温(地表から50cm深) 最大値	地温(地表から50cm深) 最小値	地温(地表から50cm深) 平均
2009年	8月	30.3	6.2	18.6	21.3	15.3	18.4	15.9	15.3	15.6
	9月	29.7	-2.9	14.9	19.6	10.7	15.3	15.3	13.4	14.5
	10月	21.8	-6.0	9.5	14.8	6.5	10.2	13.4	10.2	11.7
	11月	17.5	-7.3	2.3	10.3	2.3	4.5	10.2	5.7	7.8
	12月	6.5	-26.1	-3.9	2.3	0.7	1.1	5.7	4.2	4.6
2010年	1月	13.1	-22.5	-5.2	1.4	0.7	1.3	4.2	3.2	3.7
	2月	12.7	-23.6	-5.4	1.0	0.3	0.7	3.2	2.6	3.0
	3月	21.9	-20.4	-1.5	0.6	0.2	0.4	2.6	2.0	2.3
	4月	18.8	-9.1	3.3	8.3	0.1	2.7	3.7	1.3	2.2
	5月	24.4	-5.0	8.3	14.0	4.5	8.1	7.2	3.7	5.7
	6月	31.7	2.6	16.3	21.2	8.9	15.1	12.4	8.9	9.7
	7月	29.9	8.1	19.3	21.9	14.3	18.7	20.5	12.4	14.8
	8月	31.7	10.0	22.3	22.9	18.8	21.1	17.6	15.9	17.1
	9月	30.4	-2.5	16.8	22.9	11.3	17.2	17.6	14.3	16.4
	10月	24.3	-6.5	9.6	14.5	6.9	11.1	14.3	10.2	12.7
	11月	15.9	-9.7	3.5	11.9	5.5	6.8	10.2	8.7	9.5
	12月	8.8	-12.2	-1.7	-	-	-	-	-	-
2011年	1月	17.7	-27.0	-7.5	-	-	-	-	-	-
	2月	26.4	-21.0	-3.5	-	-	-	-	-	-
	3月	27.5	-20.5	-1.3	-	-	-	-	-	-
	4月	19.0	-11.4	4.6	-	-	-	-	-	-
	5月	28.9	-5.3	7.2	-	-	-	-	-	-
	6月	27.7	-1.6	14.3	28.9	7.1	16.9	21.0	9.5	12.3
	7月	32.9	5.2	18.8	34.5	10.4	20.5	14.2	10.6	13.0
	8月	31.3	8.6	21.1	33.2	13.2	21.7	16.2	14.2	15.5
	9月	29.3	-1.7	17.0	28.2	6.9	17.7	17.0	14.5	16.0
	10月	22.6	-4.7	10.4	21.1	3.9	10.8	14.5	10.7	12.4
	11月	17.4	-7.7	3.5	14.2	0.2	4.8	10.7	6.3	8.6
	12月	9.8	-26.7	-4.2	1.3	0.1	0.9	6.2	4.8	5.3
2012年	1月	10.8	-25.3	-7.8	0.4	0.2	0.3	4.8	3.9	4.3
	2月	8.0	-29.4	-9.3	0.2	0.2	0.2	3.9	2.7	3.2
	3月	29.3	-21.8	-3.3	0.2	0.2	0.2	2.7	2.1	2.4
	4月	26.7	-13.4	4.8	16.3	0.1	2.1	4.0	1.1	2.0
	5月	24.3	-1.1	10.0	22.4	3.7	11.1	7.6	4.0	6.1
	6月	31.5	0.6	14.2	28.9	7.1	15.8	10.5	7.6	9.2
	7月	33.0	7.7	19.7	28.4	13.4	20.3	14.0	10.5	12.4
	8月	33.6	7.5	20.6	29.1	14.0	21.1	16.4	14.0	15.2
	9月	33.3	5.7	18.9	27.7	12.9	19.5	16.9	15.8	16.5
	10月	22.8	-4.2	10.0	20.4	5.0	11.0	15.8	10.6	13.0
	11月	17.0	-5.3	3.0	10.7	1.5	5.0	10.6	6.2	8.6
	12月	8.1	-25.1	-4.5	1.8	0.1	1.1	6.2	4.9	5.5
2013年	1月	10.0	-27.5	-7.8	0.4	0.1	0.3	4.9	4.1	4.5
	2月	19.2	-26.6	-7.1	0.4	0.3	0.3	4.1	2.9	3.4
	3月	19.9	-21.8	-2.0	0.4	0.2	0.3	2.9	1.8	2.4
	4月	31.3	-7.0	4.6	15.1	0.2	3.7	4.2	1.1	2.4
	5月	26.6	-4.4	8.2	21.7	2.8	9.3	7.9	4.0	5.3
	6月	30.4	-0.5	14.8	26.3	9.5	16.3	11.4	7.9	10.0
	7月	35.5	4.9	20.7	30.4	14.1	21.2	14.3	11.2	13.2
	8月	35.6	5.3	20.3	29.2	15.1	21.5	16.6	14.3	15.7
	9月	27.4	-2.2	16.0	23.4	9.2	17.1	16.2	13.9	15.3
	10月	25.5	-6.7	9.6	19.5	5.9	11.3	14.2	10.2	12.4
	11月	16.9	-15.3	3.9	11.0	2.5	5.6	10.3	6.6	8.4
	12月	9.8	-16.3	-1.4	2.5	1.3	1.8	6.6	4.8	5.4
2014年	1月	7.2	-27.4	-7.4	1.3	0.2	0.5	4.8	4.4	4.6
	2月	20.0	-32.8	-6.1	0.4	0.2	0.4	4.4	3.5	4.0
	3月	21.1	-22.4	-2.2	0.4	0.3	0.3	3.5	2.4	3.1
	4月	20.7	-9.1	3.6	11.6	0.3	3.1	3.9	1.8	2.5
	5月	24.5	-3.9	9.5	14.7	5.7	9.9	7.1	3.9	5.7
	6月	33.4	0.7	15.9	22.6	9.4	15.6	11.1	7.1	9.4
	7月	32.6	6.7	20.4	24.7	16.2	20.1	14.7	11.2	13.1
	8月	33.6	4.5	19.8	26.1	14.4	20.4	16.4	14.7	15.8
	9月	32.0	-1.3	14.9	23.5	10.5	16.3	15.6	13.3	14.8
	10月	20.7	-6.0	9.1	15.3	6.4	10.4	13.3	9.8	11.4
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9月	29.3	1.9	15.2	19.6	6.9	13.9	16.0	13.0	14.4
	10月	22.8	-7.3	9.4	14.8	4.4	9.6	13.4	8.0	10.8
	11月	16.1	-15.1	2.1	10.7	0.5	5.2	8.9	5.6	7.1
	12月	11.9	-14.9	-1.2	5.1	-1.3	2.6	5.6	3.2	4.3
2016年	1月	10.7	-20.7	-5.8	1.1	0.5	0.9	3.2	2.1	2.5
	2月	22.0	-23.3	-5.1	1.1	0.7	0.9	2.1	1.8	1.9
	3月	25.6	-23.7	0.3	1.1	0.2	0.6	1.9	0.9	1.4
	4月	16.7	-5.4	4.6	8.6	0.0	3.1	4.5	0.9	3.0
	5月	28.6	-7.8	11.9	13.9	1.3	8.5	9.3	4.0	7.0
	6月	30.7	-2.4	13.9	16.2	6.7	11.5	12.2	8.2	10.3
	7月	32.4	6.6	18.9	20.3	13.4	15.9	16.7	12.2	14.2
	8月	33.7	5.6	21.8	21.0	16.9	19.0	18.2	16.7	17.5
	9月	32.4	-0.6	16.1	20.6	13.2	16.4	17.8	13.9	16.0
	10月	23.9	-3.0	8.9	14.9	7.4	11.2	13.9	10.6	12.5
	11月	9.6	-12.0	-0.4	7.5	4.2	5.5	10.6	7.2	8.7
	12月	9.6	-20.6	-3.7	4.2	3.3	3.7	7.2	5.8	6.4
2017年	1月	12.0	-23.9	-6.2	3.3	2.6	3.0	5.8	5.2	5.5
	2月	10.0	-26.0	-3.7	2.6	2.3	2.5	5.2	4.5	4.8
	3月	23.8	-16.4	-0.3	2.3	1.7	2.1	4.5	3.8	4.2
	4月	20.7	-10.9	5.3	5.0	1.1	3.1	4.4	3.2	3.7
	5月	23.0	1.0	10.9	9.1	5.0	7.0	6.8	4.4	5.6
	6月	30.2	-3.1	12.9	11.6	8.1	9.9	8.9	6.8	7.8
	7月	31.9	7.6	19.1	15.6	11.5	13.8	11.4	8.9	10.1

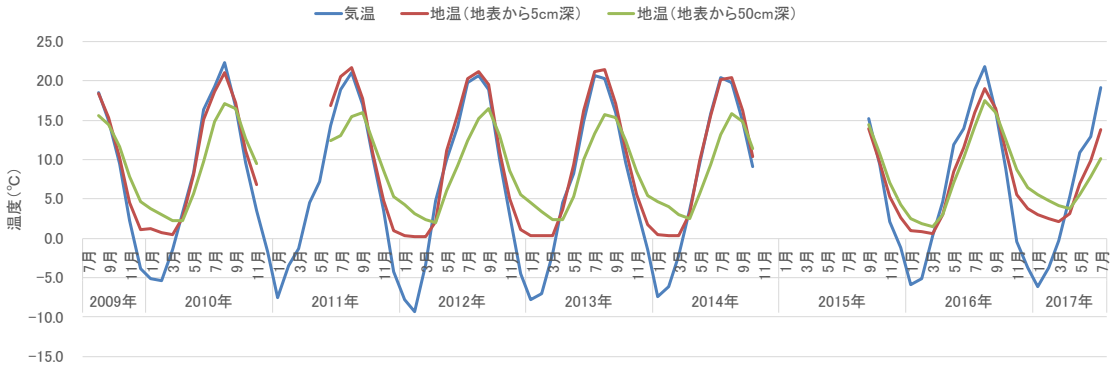


図 3-2-2-1. サロベツ湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．

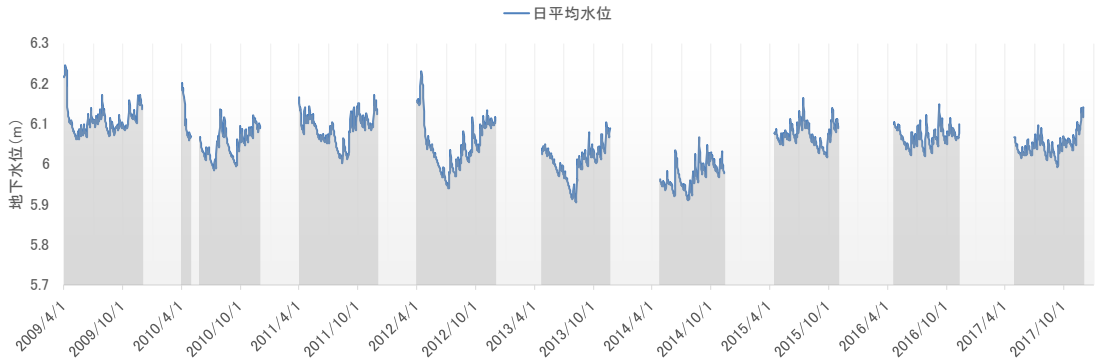


図 3-2-2-2. サロベツ湿原サイトにおける 2009～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化．水位は海抜標高で示す．データは井上 京 氏（北海道大学）より提供．

ついては 12 月のデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、それぞれの地温の最高値は 5 cm 深で 22.9℃（8 月）、50 cm 深で 20.5℃（7 月）であった。2011 年の気温の最高値は 32.9℃（7 月）、最低値は-27.0℃（1 月）であった。5 cm 深及び 50 cm 深の地温については 1 月から 5 月までのデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、それぞれの地温の最高値は 5 cm 深で 34.5℃（7 月）、50 cm 深で 21.0℃（6 月）であった。2012 年の気温の最高値は 33.6℃（8 月）、最低値は-29.4℃（2 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 29.1℃（8 月）、最低値は 0.1℃（4、12 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 16.9℃（9 月）、最低値は 1.1℃（4 月）であった。2013 年の気温の最高値は 35.6℃（8 月）、最低値は-27.5℃（1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 30.4℃（7 月）、最低値は 0.1℃（1 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 16.6℃（8 月）、最低値は 1.1℃（4 月）であった。2014 年については 11 月と 12 月のデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、気温の最高値は 33.6℃（8 月）、5 cm 深の地温の最高値は 26.1℃（8 月）、50 cm 深の地温の最高値は 16.4℃（8 月）であった。2015 年は 1～8 月のデータが欠測しているため、ここでは言及しない。2016 年の気温の最高値は 33.7℃（8 月）、最低値は-23.7℃（3 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 21.0℃（8 月）、最低値は 0.0℃（4 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 18.2℃（8 月）、最低値は 0.9℃（3 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-1 に示した。5 cm 深の地温は氷点下まで下がることはほとんどなく、気温の上昇とともに高くなる傾向がみられた。気温と 5 cm 深の地温の平均値のピークは概ね一致していた。50 cm 深の地温は変化の幅が小さく、気温の低下に従って緩やかに低下したが、雪解け以降の上昇は気温や地温よりも遅れて上昇し、それらのピーク時よりも遅れて最高値をとる傾向がみられた。

図 3-2-2-3. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（豊富）で得られた降雨量とサロベツ湿原サイトに設置されたデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す．なお，地下水位のデータは井上 京氏（北海道大学）より提供．

水文環境の特徴

2009 年から 2017 年の 4 月から 11 月に得られたデータについて水位の日平均を求め、図 3-2-2-2 に示した。概要は以下の通り。

2009 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.244 m（4 月 5 日）、最低値は 6.061 m（5 月 12 日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.077 m（4 月 10 日）、最低で 0.001 m（6 月 20 日）であった。2010 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.201 m（4 月 2 日）、最低値は 5.984 m（7 月 11 日）であった。変動幅は最高で 0.102 m（9 月 20 日）、最低で 0.001 m（6 月 6、9 日）であった。2011 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.171 m（11 月 19 日）、最低値は 6.002 m（8 月 13 日）であった。変動幅は最高で 0.076 m（8 月 14 日）、最低で 0.001 m（10 月 22 日）であった。2012 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.230 m（4 月 15 日）、最低値は 5.939 m（7 月 8 日）であった。変動幅は最高で 0.106 m（9 月 19 日）、最低で 0.001 m（6 月 8 日）であった。2013 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.103 m（11 月 10 日）、最低値は 5.905 m（8 月 8 日）であった。変動幅は最高で 0.096 m（9 月 15 日）、最低で 0.002 m（6 月 2、6 日、10 月 24 日）であった。2014 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.067 m（8 月 25 日）、最低値は 5.910 m（7 月 21 日）であった。変動幅は最高で 0.136 m（8 月 24 日）、最低で 0.001 m（7 月 3 日、10 月 16 日）であった。2015 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.164 m（7 月 14 日）、最低値は 6.017 m（9 月 26 日）であった。変動幅は最高

で 0.107 m（7 月 13 日）、最低で 0.002 m（4 月 29 日、7 月 12 日、8 月 9、29 日、9 月 19 日）であった。2016 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.149 m（9 月 7 日）、最低値は 6.019 m（7 月 26 日）であった。変動幅は最高で 0.082 m（9 月 6 日）、最低で 0.001 m（6 月 8 日、9 月 4 日）であった。2017 年の日平均水位の最高値は、海抜標高 6.142 m（11 月 28 日）、最低値は 5.993 m（9 月 11 日）であった。変動幅は最高で 0.074 m（7 月 11 日）、最低で 0.001 m（5 月 21 日）であった。

2009 年から 2014 年にかけて全体的に地下水位が低下する傾向が認められたが、2015 年に回復したことが示唆された。

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本サイト近傍のアメダス観測地点（豊富）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた（図 3-2-2-3）。検証は、必要なデータセットが得られた 2016 年について実施した。

地下水位は、降雨に伴って顕著に上昇していた。無降水時は徐々に水位が低下するものの、降雨の度に大きく上昇する傾向がみられた。気温が上昇する夏季には無降水時の減少幅が大きかった。気温は日照時間が少ないほど、変動が小さい傾向がみられた。

気象庁によると、2016 年の台風の発生数は 26 個（平年値 25.6 個）で、日本への接近数は 11 個（平年値 11.4 個）と平年並みであった。しかし、北日本や東日本への接近数は平年よりも多く、特に北海道地方への接近数は 5 個と統計開始以降、最多となった（気象庁 http://www.jma.go.jp/jma/press/1612/21d/typhoon2016_kakutei.pdf、2019 年 11 月 1 日確認）。

台風の上陸数は統計開始以降、2004 年の 10 個に次いで、1990 年、1993 年と並んで 2 番目に多い 6 個（第 7 号、第 9 号、第 10 号、第 11 号、第 12 号、第 16 号）となり、この内、第 7 号、第 9 号、第 10 号、第 11 号が 8 月中旬から下旬にかけて、北海道地方、東北地方、関東地方に相次いで上陸した。

本サイトに台風が接近又は影響を及ぼした可能性がある日は、台風第 6 号（8 月 15 日）、第 7 号（8 月 17 日）、第 9 号（8 月 23 日）、第 11 号（8 月 21 日）であったが、これらの台風は、主に道央から道東付近を通過しており、大きな影響は確認されなかった。

(2) 上川浮島湿原サイト

気温及び地温の変化

2015 年 7 月から 2017 年 7 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。

調査期間中に得られた気温の最高値は 30.4℃（2016 年 8 月、2017 年 7 月）、最低値は -24.8℃（2016 年 12 月）であった。5 cm 深の地

表 3-2-2-2. 上川浮島湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

年	月	気温 最大値	気温 最小値	気温 平均	地温（地表から5cm深） 最大値	地温（地表から5cm深） 最小値	地温（地表から5cm深） 平均	地温（地表から50cm深） 最大値	地温（地表から50cm深） 最小値	地温（地表から50cm深） 平均
2015年	7月	28.5	16.4	20.9	25.8	19.9	21.9	16.2	15.3	15.6
	8月	28.6	5.6	16.0	25.3	12.8	18.9	17.0	15.2	16.3
	9月	23.3	2.9	12.1	20.6	8.9	14.6	15.3	13.1	14.5
	10月	17.6	-6.4	3.6	11.4	2.0	5.7	13.1	6.8	9.7
	11月	13.8	-15.0	-2.0	4.5	0.7	1.4	6.7	4.0	5.1
	12月	6.0	-20.0	-6.5	1.1	0.6	0.8	4.0	2.8	3.4
2016年	1月	-3.1	-12.7	-8.8	0.6	0.3	0.4	2.8	2.1	2.4
	2月	-0.9	-6.2	-4.2	0.3	0.2	0.3	2.1	1.8	1.9
	3月	-0.1	-2.8	-1.6	0.2	0.1	0.2	1.8	1.5	1.6
	4月	6.5	-6.1	-0.4	0.1	0.1	0.1	1.5	1.2	1.3
	5月	27.0	-10.1	9.0	17.0	0.1	3.7	6.0	1.0	2.0
	6月	26.9	-0.8	11.5	22.6	3.7	13.5	11.2	5.6	8.5
	7月	27.5	4.6	16.4	24.0	11.5	18.9	15.2	11.2	13.5
	8月	30.4	6.7	18.6	24.3	15.9	20.2	16.7	15.2	16.3
	9月	26.6	0.8	13.1	22.2	11.5	16.4	16.8	14.1	15.5
	10月	18.7	-7.0	2.8	15.1	2.7	6.9	14.1	7.4	10.8
	11月	6.7	-16.6	-5.5	2.7	0.9	1.5	7.4	4.1	5.5
	12月	3.5	-24.8	-8.3	0.9	0.5	0.6	4.1	2.7	3.3
2017年	1月	-4.9	-8.2	-6.0	0.5	0.3	0.4	2.7	2.0	2.4
	2月	-3.6	-5.0	-4.2	0.3	0.2	0.3	2.0	1.7	1.9
	3月	-2.7	-3.8	-3.2	0.2	0.2	0.2	1.7	1.4	1.5
	4月	1.3	-3.0	-0.6	0.2	0.1	0.1	1.4	1.2	1.3
	5月	22.7	-2.7	7.8	17.0	0.1	3.1	5.5	0.9	1.7
	6月	27.9	-1.8	11.1	19.5	4.0	12.4	10.6	5.6	7.9
	7月	30.4	9.3	19.4	23.0	15.4	19.4	14.8	10.5	13.1

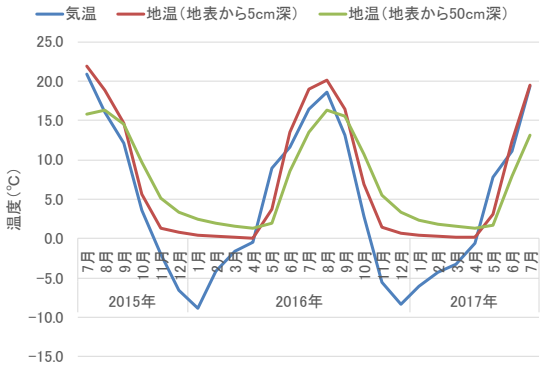


図 3-2-2-4. 上川浮島湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．

温の最高値は 25.8℃（2015 年 7 月）、最低値は 0.1℃（2016 年 4 月、5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 17.0℃（2015 年 8 月）、最低値は 0.9℃（2017 年 5 月）であった（表 3-2-2-2）。

通年にわたってデータが取得できた 2016 年について見てみると、気温の最高値は 30.4℃（8 月）、最低値は-24.8℃（12 月）であった（表 3-2-2-2）。5 cm 深の地温の最高値は 24.3℃（8 月）、最低値は 0.1℃（4、5 月）、50 cm 深の地温の最高値は 16.8℃（9 月）、最低値は 1.0℃（5 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-4 に示した。5 cm 深の地温は氷点下まで下がることはほとんどなく、気温の上昇とともに高くなる傾向がみられた。5 cm 深の地温の月平均値のピークは気温のピークよりも 1.6℃高い値を示した（2016 年 8 月）。50 cm 深の地温は

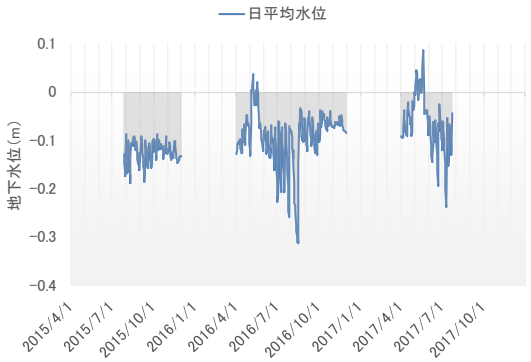


図 3-2-2-5. 上川浮島湿原サイトにおける 2015～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化. 水位は地表面を 0 とした時の深さで示す.

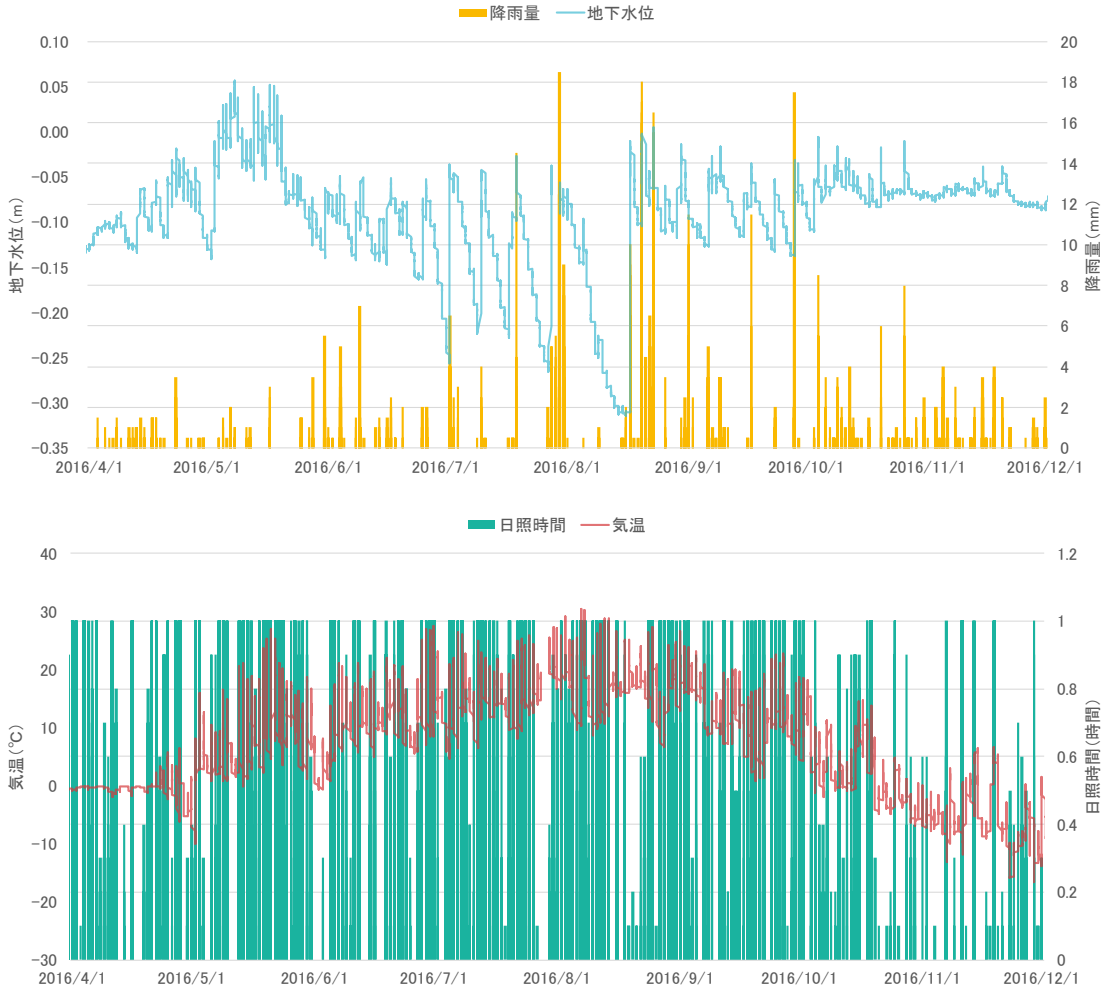


図 3-2-2-6. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（上川）で得られた降雨量と上川浮島湿原サイトに設置したデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す.

変化の幅が小さく、気温の低下に従って緩やかに低下したが、雪解け以降の上昇は気温や5 cm深の地温よりも遅れて上昇した。平均値のピークはいずれも8月に確認された。

水文環境の特徴

2015年から2017年の4月から11月に得られたデータについて水位の日平均を求め、図3-2-2-5に示した。概要は以下の通り。

2015年7月から11月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.086 m（8月1日）、最低値は-0.188 m（8月10日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で0.138 m（7月31日）、最低で0.004 m（11月20日）であった。2016年4月から11月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが0.037 m（5月8日）、最低値は-0.312 m（8月16日）であった。変動幅は最高で0.299 m（8月17日）、最低で0.004 m（4月4日、10月24日、11月10、24、25、26日）であった。2017年4月から7月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが0.088 m（5月19日）、最低値は-0.238 m（7月9日）であった。変動幅は最高で0.221 m（7月10日）、最低で0.003 m（4月2日）であった。

2016年と2017年の日平均の水位変化を見ると、5月に高い値を示し、夏季には変動が大きく秋にかけて安定する傾向がみられた。

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本調査サイト近傍のアメダス観測地点（上川）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた。検証は、必要なデータセットが得られた2016年について実施した。

地下水位は、降雨に伴って顕著に上昇していた。無降水時は徐々に水位が低下するものの、降雨の度に大きく上昇する傾向がみられた。8月前半は雨が少なく気温が高かったため、水位の減少幅も大きかったが、8月中旬以降は、複数の台風の接近による降雨の影響と気温の低下で高い水位が保たれていたと考えられる。本サイトに台風が接近又は影響を及ぼした可能性がある日は、台風第6号（8月15日）、第7号（8月17日）、第9号（8月23日）、第11号（8月21日）であった。気温は日照時間が少ないほど、変動が小さい傾向がみられた。

(3)釧路湿原サイト

気温及び地温の変化

2009年10月から2017年12月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。なお、2012年12月から2015年7月のデータはすべて欠損している。また、気温については2010年8月から2011年7月のデータが、5 cm深の地温については2010年3月から6月のデータが、50 cm深の地温については2015年8月から2017年12月までのデータが欠損している。

調査期間中に得られた気温の最高値は50.3℃（2016年6月）、最低値は-33.3℃（2010年2月）であった。5 cm深の地温の最高値は25.1℃（2012年7月）、最低値は-5.5℃（2016年1月）であった。50 cm深の地温の最高値は21.2℃（2012年9月）、最低値は-3.6℃（2012年1月）であった（表3-2-2-3）。

概ね通年にわたってデータが取得できた年について各年別に見ると、2010年の50 cm深の地温の最高値は14.6℃（9月）、最低値は1.2℃（4、5月）であった（表3-2-2-3）。2011年の5 cm深の地温の最高値は20.9℃（9月）、最低値は-4.9℃（12月）、50 cm深の地温の最高値は18.8℃（9月）、最低値は-1.6℃（12月）であった。2012年は12月のデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、気温の最高値は35.3℃（8月）、5 cm深の地温の最高値は25.1℃（7月）、50 cm深の地温の最高値は21.2℃（9月）であった。2016年の気温の最高値は50.3℃（6月）、最低値は-27.7℃（12月）であった。5 cm深の地温の最高値は25.0℃（8月）、最低値は-5.5℃（1月）であった。2017年の気温の最高値は33.1℃（7月）、最低値は-30.9℃（2月）であった。5 cm深の地温の最高値は23.1℃（7月）、最低値は-1.8℃（12月）であった。

表 3-2-2-3. 釧路湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温,地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値, 最低値，平均値

年	月	気温			地温（地表から5cm深）			地温（地表から50cm深）		
		最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均
2009年	10月	20.8	−5.8	5.0	7.7	6.9	7.4	9.1	9.0	9.1
	11月	18.2	−12.2	1.7	7.4	2.0	4.7	9.0	5.4	7.3
	12月	11.5	−21.0	−4.9	2.0	−0.1	0.6	5.4	2.8	3.9
2010年	1月	13.0	−27.9	−7.1	0.1	−0.1	0.0	2.8	1.9	2.3
	2月	21.1	−23.3	−6.3	0.0	−0.4	−0.1	1.9	1.6	1.7
	3月	16.7	−21.2	−1.0	–	–	–	1.6	1.3	1.4
	4月	14.6	−8.8	2.9	–	–	–	1.3	1.2	1.2
	5月	24.3	−2.8	8.5	–	–	–	4.5	1.2	2.5
	6月	33.8	−0.7	15.0	–	–	–	8.9	4.5	6.6
	7月	30.2	15.2	19.6	16.9	14.3	15.5	12.0	8.9	10.8
	8月	–	–	–	19.0	16.0	17.6	14.1	12.0	13.3
	9月	–	–	–	19.4	10.6	15.8	14.6	13.1	14.2
	10月	–	–	–	6.4	5.9	6.0	10.3	9.9	10.1
	11月	–	–	–	7.9	2.8	4.9	9.9	6.2	8.0
	12月	–	–	–	4.1	0.8	1.9	6.2	3.7	5.0
2011年	1月	–	–	–	0.6	−1.8	−0.4	3.7	2.0	2.8
	2月	–	–	–	−0.1	−2.4	−0.9	2.1	1.3	1.8
	3月	–	–	–	−0.1	−1.8	−0.5	1.3	1.0	1.1
	4月	–	–	–	0.0	−0.1	−0.1	1.0	0.8	0.9
	5月	–	–	–	2.7	0.0	0.6	0.8	0.8	0.8
	6月	–	–	–	12.9	0.8	6.9	6.7	0.8	3.3
	7月	–	–	–	18.0	11.9	14.8	11.5	6.7	9.6
	8月	29.4	9.6	18.0	20.5	12.0	16.9	17.1	11.5	13.6
	9月	29.8	3.2	17.2	20.9	9.7	16.4	18.8	12.5	16.2
	10月	22.0	−5.3	9.3	13.6	3.0	8.9	14.0	7.0	9.9
	11月	20.4	−11.3	3.1	9.1	−1.9	2.4	8.1	1.5	4.2
	12月	7.4	−19.8	−5.5	0.1	−4.9	−1.8	1.8	−1.6	−0.1
2012年	1月	8.3	−30.1	−9.7	−0.1	−5.0	−1.7	−0.1	−3.6	−1.0
	2月	8.1	−30.0	−9.0	−0.1	−4.1	−1.6	−0.2	−2.7	−0.8
	3月	18.0	−22.3	−1.7	0.0	−0.6	−0.2	0.0	−0.3	−0.1
	4月	21.8	−12.6	3.9	7.0	−0.5	0.6	1.2	0.0	0.0
	5月	24.3	−2.2	9.8	17.0	−0.1	6.5	12.5	0.2	4.8
	6月	31.5	−1.2	12.6	20.3	0.8	11.5	15.7	4.0	10.3
	7月	32.5	11.2	17.9	25.1	11.7	16.4	21.0	11.9	15.0
	8月	35.3	10.9	19.9	24.7	11.6	18.5	21.1	13.2	17.5
	9月	33.5	6.3	19.4	24.3	7.8	18.1	21.2	11.3	17.7
	10月	25.5	−5.4	10.6	17.8	−0.5	9.6	17.6	4.0	10.9
	11月	18.1	−0.4	8.5	11.3	3.4	8.2	10.4	7.4	9.0
	12月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
2013年	1月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	3月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	4月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	5月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	6月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	7月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	8月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	9月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	10月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	11月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	12月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
2014年	1月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	3月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	4月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	5月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	6月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	7月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	8月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	9月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	10月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	11月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	12月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
2015年	1月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	2月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	3月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	4月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	5月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	6月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	7月	–	–	–	–	–	–	–	–	–
	8月	34.1	5.2	18.4	21.1	10.2	16.5	–	–	–
	9月	36.9	1.5	16.2	18.4	7.5	14.2	–	–	–
	10月	29.3	−6.0	9.2	13.9	1.0	7.2	–	–	–
	11月	27.4	−8.6	3.9	9.0	0.0	3.5	–	–	–
	12月	23.0	−16.0	−1.3	1.4	−3.6	−0.4	–	–	–
2016年	1月	18.3	−24.3	−6.3	−0.3	−5.5	−1.8	–	–	–
	2月	20.5	−26.8	−4.7	0.0	−4.5	−1.3	–	–	–
	3月	11.9	−23.4	−2.2	0.0	−1.3	−0.3	–	–	–
	4月	23.1	−4.3	4.3	4.2	−0.2	0.5	–	–	–
	5月	31.2	−2.5	11.1	13.3	−0.2	3.9	–	–	–
	6月	30.3	−1.0	14.8	21.6	1.0	10.5	–	–	–
	7月	30.1	7.2	19.9	22.5	8.5	15.9	–	–	–
	8月	40.9	16.1	22.8	25.0	14.2	19.9	–	–	–
	9月	30.0	2.8	17.3	22.7	12.2	16.8	–	–	–
	10月	25.9	−7.7	7.4	14.6	3.0	8.5	–	–	–
	11月	15.5	−15.6	−0.5	3.9	−0.1	1.6	–	–	–
	12月	10.8	−27.7	−6.1	0.2	−0.5	−0.1	–	–	–
2017年	1月	6.6	−30.0	−9.6	0.0	−0.5	−0.1	–	–	–
	2月	6.9	−30.9	−6.2	0.1	−0.3	0.0	–	–	–
	3月	11.1	−19.8	−1.5	0.1	0.0	0.0	–	–	–
	4月	19.1	−7.9	4.0	2.8	0.1	0.2	–	–	–
	5月	29.0	−4.3	10.2	13.8	0.7	7.0	–	–	–
	6月	25.4	−1.8	12.4	16.3	6.8	11.4	–	–	–
	7月	33.1	6.9	19.2	23.1	12.1	17.8	–	–	–
	8月	32.8	8.2	18.1	21.0	15.2	17.5	–	–	–
	9月	26.8	−0.9	14.8	19.4	9.9	14.7	–	–	–
	10月	24.2	−6.9	7.9	14.2	4.8	8.7	–	–	–
	11月	18.8	−15.8	2.4	7.6	0.8	3.5	–	–	–
	12月	8.5	−20.1	−4.9	0.7	−1.8	−0.2	–	–	–

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-7 に示した。厳冬期の 5 cm 深の地温は氷点下まで下がる年も多く確認された。気温の上昇とともに 5 cm 深の地温も高くなる傾向がみられたが、平均値のピークは気温に比べて低い傾向が認められた。50 cm 深の地温については十分なデータ得られていないため、引き続きのモニタリングが必要であるが、気温や 5 cm 深の地温に比べて変化の幅が小さく、それらのピーク時よりも遅れて最高値をとる可能性が示唆された。

水文環境の特徴

2009 年から 2017 年の 4 月から 11 月に得られたデータについて水位の日平均を求め要約した。当サイトでは、2009 年 11 月からデータを取得しているが、2015 年 7 月以前はデータの取得方法が不十分で、地表面を基準とした値で表記することができないため、2015 年以降のデータを図 3-2-2-8 に示した。そのため最高値や最低値の比較は困難であるが、変動幅（一日の最高値と最低値の差）については比較が可能であるため 2010 年以降の結果を示した。

2010 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.309 m（11 月 30 日）、最低で 0.005 m（4 月 28 日、6 月 3 日、10 月 9 日）であった。2011 年の日平均水位の変動幅は最高で 1.849 m（7 月 21 日）、最低で 0.005 m（11 月 5 日）であった。2012 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.174 m（9 月 9 日）、最低で 0.004 m（11 月 22 日）であった。2013 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.141 m（7 月 4 日）、最低で 0.006 m（5 月 9、29 日、6 月 2 日、7 月 10 日）であった。2015 年 8 月から 11 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.097 m（9 月 19 日）、最低値は-0.239 m（11 月 7 日）であった。変動幅は最高で 0.172 m（8 月 10 日）、最低で 0.005 m（10 月 18 日、11 月 19、25 日）であった。2016 年の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.091 m（8 月 21 日）、最低値は-0.226 m（5 月 24 日）であった。変動幅は最高で 0.080 m（11 月 3 日）、最低で 0.003 m（5 月 16 日、10 月 22 日）であった。2017 年の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.081 m（11 月 15 日）、最低値は-0.236 m（5 月 22 日）であった。変動幅は最高で 0.577 m（10 月 16 日）、最低で 0.003 m（5 月 15 日）であった。

2015 年と 2016 年の日平均の地下水位には大きな変動はみられなかったが、2017 年は 5 月頃から徐々に上昇し、夏季以降は全体的に変動が大きかった。

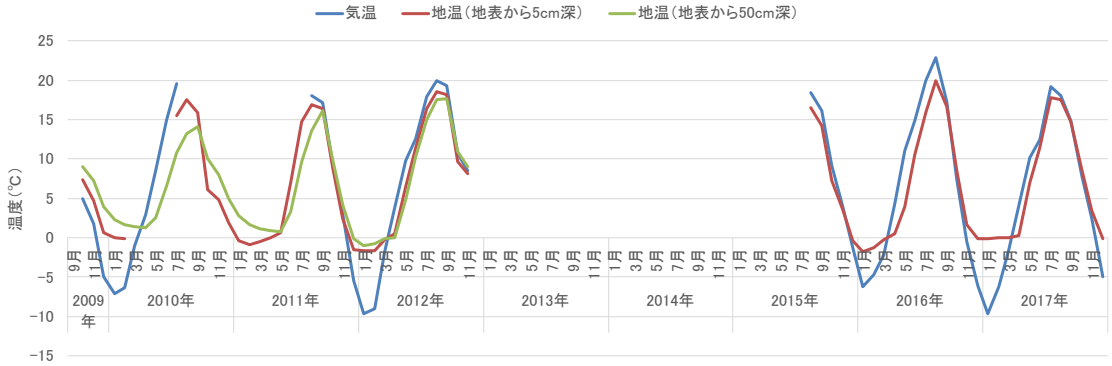


図 3-2-2-7. 釧路湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．

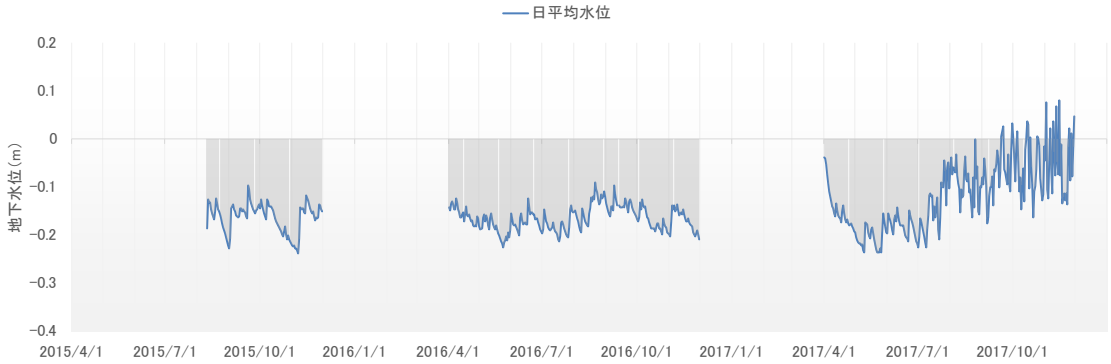


図 3-2-2-8. 釧路湿原サイトにおける 2015～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化．水位は地表面を 0 とした時の深さで示す．なお，2015 年以前のデータは，データの取得が不十分で地表面からの高さで表示できないため，グラフには示していない．

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本サイト近傍のアメダス観測地点（釧路）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた。検証は、必要なデータセットが得られた 2016 年について実施した。

地下水位は、降雨に伴って顕著に上昇していた（図 3-2-2-9）。無降水時は徐々に水位が低下するものの、降雨の度に上昇する傾向がみられた。本サイトでは、夏季に減少幅が大きくなる等の季節的な減少幅の違いはあまりみられなかった。気温は日照時間が少ないほど変動が小さい傾向がみられた（図 3-2-2-9）。

気象庁によると、2016 年の台風の発生数は 26 個（平年値 25.6 個）で、日本への接近数は 11 個（平年値 11.4 個）と平年並みであった。しかし、北日本や東日本への接近数は平年よりも多く、特に北海道地方への接近数は 5 個と統計開始以降、最多となった（気象庁 http://www.jma.go.jp/jma/press/1612/21d/typhoon2016_kakutei.pdf、2019 年 11 月 1 日確認）。

本サイトに台風が接近又は影響を及ぼした可能性がある日は、台風第 6 号（8 月 15 日）、第 7 号（8 月 17 日）、第 9 号（8 月 23 日）、第 11 号（8 月 21 日）で、8 月後半は降雨量の増加と日照時間の減少が顕著であった。特に、最

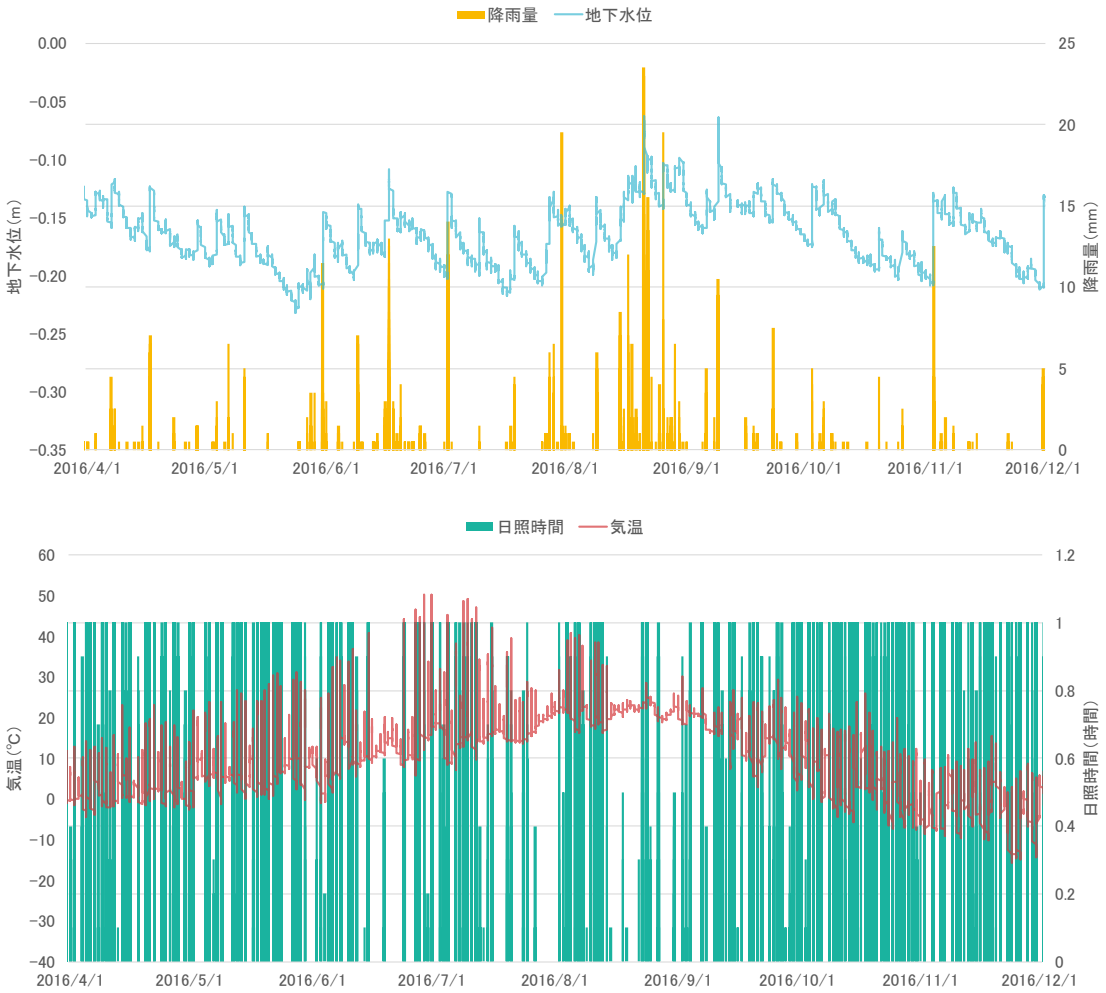


図 3-2-2-9. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（釧路）で得られた降雨量と釧路湿原サイトに設置したデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す．

大降雨量を記録した 8 月 21 日は、台風第 11 号が本サイト付近を通過した時間と一致すると思われる。まとまった降雨と気圧の低下により、一時的に水位が大きく上昇したことが示唆された。

(4) 八甲田山湿原サイト

気温及び地温の変化

2009 年 9 月から 2017 年 8 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。なお、2009 年 11 月から 2010 年 6 月、2014 年 11 月から 2016 年 8 月のデータはすべて欠損している。また、5 cm 深の地温については 2010 年 11 月から 2011 年 6 月、2011 年 11 月から 2012 年 7 月のデータ、50 cm 深の地温については 2010 年 11 月から 2011 年 6 月までのデータが欠損している。

調査期間中に得られた気温の最高値は 41.9℃（2012 年 6 月）、最低値は-19.3℃（2011 年 12 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 29.4℃（2010 年 8 月）、最低値は 0.3℃（2013 年 4、5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 33.2℃（2012 年 10 月）、最低値は 0.5℃（2012 年 4、5 月、2013 年 4、5 月）であった（表 3-2-2-4）。

概ね通年にわたってデータが取得できた年

表 3-2-2-4. 八甲田山湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

年	月	気温			地温（地表から5cm深）			地温（地表から50cm深）		
		最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均
2009年	9月	24.4	−1.1	11.9	23.5	6.9	13.9	15.9	13.5	14.6
	10月	18.4	0.3	7.9	18.9	3.7	9.1	13.5	10.5	12.1
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2010年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	26.1	16.5	19.8	26.0	18.8	21.0	19.2	18.3	18.8
	8月	29.8	9.7	20.5	29.4	17.2	22.1	20.6	18.4	19.8
	9月	31.7	1.5	13.9	28.4	8.3	16.9	20.8	13.6	17.4
	10月	19.1	−5.4	7.7	16.9	9.4	12.2	13.8	13.5	13.7
	11月	12.3	−9.5	0.6	-	-	-	-	-	-
	12月	14.2	−14.1	−4.1	-	-	-	-	-	-
2011年	1月	−0.1	−14.5	−7.1	-	-	-	-	-	-
	2月	−1.7	−5.1	−3.6	-	-	-	-	-	-
	3月	−0.6	−1.7	−1.1	-	-	-	-	-	-
	4月	0.0	−0.7	−0.2	-	-	-	-	-	-
	5月	23.4	−4.8	5.4	-	-	-	-	-	-
	6月	28.4	1.0	13.6	-	-	-	-	-	-
	7月	31.0	4.0	18.3	23.3	14.2	19.2	21.2	15.8	18.8
	8月	33.7	6.5	18.4	22.7	16.5	19.4	21.2	17.2	19.2
	9月	29.6	−0.3	14.6	22.4	10.0	16.2	21.4	11.9	16.6
	10月	22.9	−7.0	6.9	13.6	3.8	8.6	13.6	5.8	9.4
	11月	16.0	−8.6	1.4	-	-	-	8.7	2.0	5.0
	12月	3.8	−19.3	−5.7	-	-	-	3.0	1.2	1.8
2012年	1月	−2.8	−4.7	−3.4	-	-	-	1.2	0.8	1.0
	2月	−2.0	−2.8	−2.4	-	-	-	0.8	0.6	0.7
	3月	−0.6	−2.0	−1.5	-	-	-	0.6	0.6	0.6
	4月	−0.2	−0.6	−0.2	-	-	-	0.6	0.5	0.5
	5月	33.9	−1.4	5.6	-	-	-	11.9	0.5	4.4
	6月	41.9	−1.7	13.2	-	-	-	18.5	8.9	13.3
	7月	34.1	4.6	17.7	-	-	-	22.3	15.0	18.2
	8月	32.2	5.0	21.0	24.0	16.3	21.2	23.4	18.1	20.7
	9月	31.5	3.2	17.0	23.0	13.4	18.6	21.4	15.0	18.7
	10月	27.0	−4.4	8.9	27.0	4.6	10.8	33.2	6.4	14.0
	11月	11.9	−9.1	0.0	7.2	1.7	3.7	7.7	2.2	4.4
	12月	9.5	−11.3	−4.2	1.6	0.8	1.2	2.2	1.2	1.6
2013年	1月	−2.4	−3.8	−3.0	0.8	0.5	0.6	1.2	0.8	1.0
	2月	−1.4	−2.4	−1.7	0.5	0.4	0.4	0.8	0.6	0.7
	3月	0.0	−1.5	−0.8	0.4	0.3	0.3	0.6	0.5	0.6
	4月	0.1	0.0	0.0	0.3	0.3	0.3	0.6	0.5	0.5
	5月	27.4	−1.0	5.3	17.0	0.3	3.7	13.8	0.5	3.3
	6月	27.5	0.8	14.0	22.0	10.8	16.0	18.8	11.2	15.1
	7月	27.9	7.3	17.3	21.6	14.6	18.4	19.9	15.2	17.7
	8月	28.8	9.6	18.5	23.1	15.9	19.8	21.1	16.9	19.3
	9月	26.7	−1.1	14.1	20.5	10.5	16.0	19.0	12.5	16.2
	10月	23.4	−5.9	8.0	16.8	5.6	10.4	15.8	7.4	11.0
	11月	11.1	−8.7	0.2	7.6	2.0	3.7	8.2	2.7	4.6
	12月	8.0	−13.7	−4.7	2.0	0.9	1.2	2.7	1.6	1.8
2014年	1月	−1.9	−5.0	−3.0	1.1	0.6	0.8	1.6	1.1	1.3
	2月	−0.7	−1.9	−1.0	0.6	0.5	0.5	1.1	0.9	1.0
	3月	−0.1	−0.9	−0.6	0.5	0.4	0.4	0.9	0.8	0.9
	4月	0.0	−0.1	0.0	0.4	0.4	0.4	0.8	0.7	0.7
	5月	28.4	−1.1	7.7	14.9	0.4	6.2	12.6	0.7	5.6
	6月	36.0	2.0	14.7	19.0	11.5	14.9	16.8	11.5	13.9
	7月	29.3	5.8	17.7	21.7	15.6	18.8	17.0	13.9	15.8
	8月	29.7	8.3	17.3	23.1	16.1	19.0	18.0	16.5	17.3
	9月	25.9	0.8	12.5	19.5	11.9	15.2	16.9	14.0	15.5
	10月	19.7	−3.5	7.6	13.3	7.7	10.4	14.0	11.4	12.6
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2016年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9月	25.3	4.5	13.0	17.5	12.6	15.2	16.4	15.3	15.6
	10月	23.2	−4.3	5.7	15.4	2.1	8.5	15.3	9.5	12.6
	11月	12.5	−11.2	−2.2	4.8	1.2	2.0	9.5	5.9	7.4
	12月	6.8	−13.7	−3.4	1.5	0.7	1.1	5.9	4.5	5.2
2017年	1月	−2.1	−3.2	−2.7	0.9	0.6	0.8	4.5	3.8	4.1
	2月	−0.9	−3.1	−2.3	0.6	0.5	0.6	3.7	3.2	3.5
	3月	−0.9	−1.0	−1.0	0.5	0.4	0.5	3.2	2.9	3.0
	4月	−0.1	−1.0	−0.3	0.4	0.3	0.3	2.9	2.6	2.7
	5月	33.0	−1.7	9.5	15.5	0.3	7.7	8.2	2.6	5.0
	6月	36.9	−2.1	13.0	20.2	5.8	13.6	12.0	8.2	9.8
	7月	36.9	7.3	19.9	22.8	16.0	19.7	16.0	12.0	14.4
	8月	29.5	8.8	16.3	21.8	16.1	18.7	16.5	15.8	16.1

について各年別に見ると、2011 年の気温の最高値は 33.7℃（8 月）、最低値は-19.3℃（12 月）であった（表 3-2-2-4）。2012 年の気温の最高値は 41.9℃（6 月）、最低値は-11.3℃（12 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 33.2℃（10 月）、最低値は 0.5℃（4、5 月）であった。2013 年の気温の最高値は 28.8℃（8 月）、最低値は-13.7℃（12 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 23.1℃（8 月）、最低値は 0.3℃（4、5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 21.1℃（8 月）、最低値は 0.5℃（4、5 月）であった。2014 年は 12 月のデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、気温の最高値は 36.0℃（6 月）、5 cm 深の地温の最高値は 23.1℃（8 月）、50 cm 深の地温の最高値は 18.0℃（8 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-10 に示した。5 cm 深の地温は氷点下まで下がることはなく、気温の上昇とともに高くなる傾向がみられた。月平均値のピークは気温に比べて 0.2℃から 1.6℃程度高い傾向が認められた。50 cm 深の地温は、通常、気温や 5 cm 深の地温に比べて変化の幅が小さく、雪解け以降の上昇はそれらよりも遅れて上昇するパターンが多くみられる。2017 年のデータについては同様の傾向がみられるが、2014 年以前のデータでは 5 cm 深と 50 cm 深の地温の変化は概ね同じ傾向を示した。2017 年以降は機器類の設置方法を改善したが、それ以前は 50 cm 深の地温計が十分に埋設されていなかった可能性がある。

水文環境の特徴

2009 年から 2017 年の 6 月から 10 月に得られたデータについて水位の日平均を求め要約した。当サイトでは、2009 年 9 月からデータを取得しているが、2013 年 6 月以前はデータの取得方法が不十分で、地表面を基準とした値で表記することができないため、2013 年以降のデータを図 3-2-2-11 に示した。そのため最高値や最低値の比較は困難であるが、変動幅（一日の最高値と最低値の差）については比較が可能である。2009、2016 年はデータが不十分で、2015 年はデータが欠損しているため、2010 年以降にデータが得られている年の結果を以下に示した。なお、本サイトでは湿原の上部と下部に各 1 本の水位計を設置しているため、それぞれについて要約した。

湿原上部

2010 年 7 月から 9 月の日平均水位の変動幅は最高で 0.321 m（9 月 27 日）、最低で 0.006 m（8 月 26 日）であった。2011 年 7 月から 10 月の日平均水位の変動幅は最高で 0.223 m（8 月

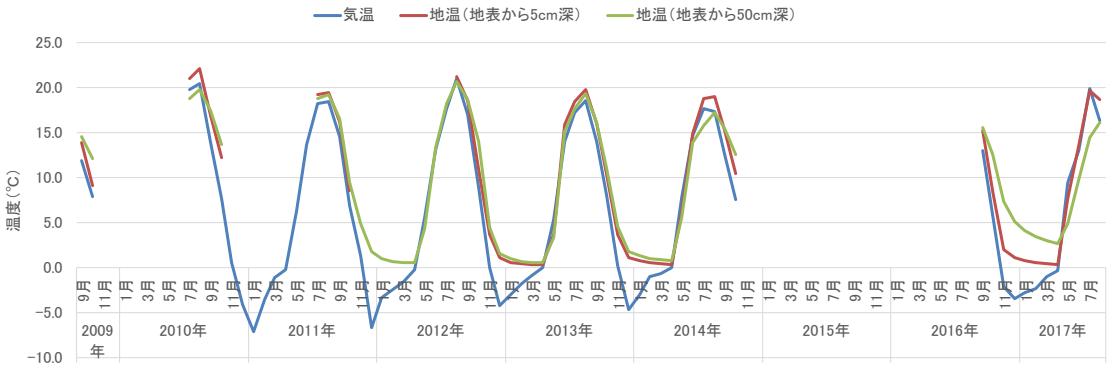


図 3-2-2-10. 八甲田山湿原サイトにおける 2009～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．

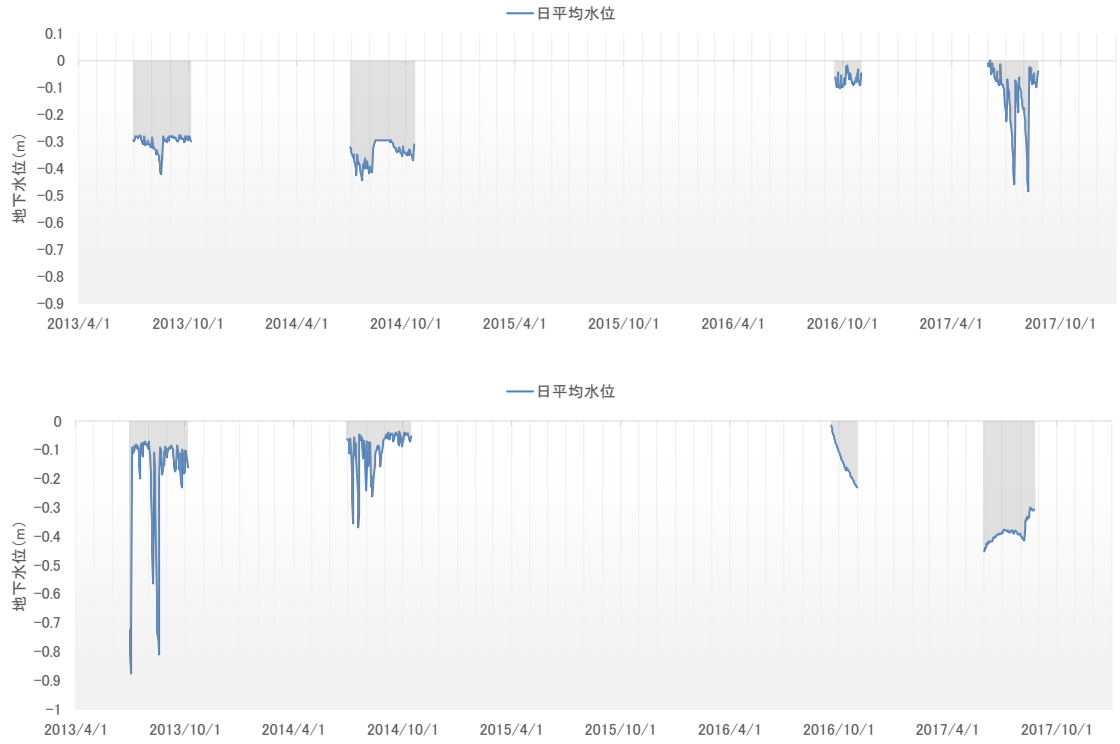


図 3-2-2-11. 八甲田山湿原サイトにおける 2013～2017 年の各年 6 月から 10 月の日平均水位の変化．水位は地表面を 0 とした時の深さで示す．なお、2013 年 6 月以前のデータは、データの取得が不十分で地表面からの高さで表示できないため、グラフには示していない．

17 日）、最低で 0.007 m（8 月 21 日、10 月 20、21 日）であった。2012 年 7 月から 10 月の日平均水位の変動幅は最高で 0.485 m（9 月 5 日）、最低で 0.006 m（7 月 20 日）であった。

2013 年 7 月から 10 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.274 m（9 月 17 日）、最低値は-0.421 m（8 月 16 日）であった。変動幅は最高で 0.106 m（8 月 19 日）、最低で 0.004 m（10 月 2 日）であった。2014 年 7 月から 10 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.293 m（8 月 11 日）、最低値は-0.442 m（7 月 18 日）であった。変動幅は最高で 0.134 m（7 月 10 日）、最低で 0.003 m（8 月 29 日）であった。2017 年 6 月から 8 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.001 m（6 月 4 日）、最低

値は-0.485 m（8 月 7 日）であった。変動幅は最高で 0.537 m（7 月 16 日）、最低で 0.008 m（6 月 25 日、8 月 20 日）であった。

湿原下部

2011 年 7 月から 10 月の日平均水位の変動幅は最高で 0.802 m（9 月 5 日）、最低で 0.006 m（9 月 14 日）であった。2012 年 7 月から 10 月の日平均水位の変動幅は最高で 1.308 m（9 月 23 日）、最低で 0.008 m（10 月 6 日）であった。

2013 年 7 月から 10 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.068 m（8 月 1 日）、最低値は-0.876 m（7 月 2 日）であった。変動幅は最高で 0.849 m（7 月 3 日）、最低で 0.007 m（9 月 7 日）であった。

2014 年 7 月から 10 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.036 m（9 月 25 日）、最低値は-0.369 m（7 月 18 日）であった。変動幅は最高で 0.421 m（7 月 19 日）、最低で 0.006 m（10 月 7 日）であった。2017 年 6 月から 8 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.300 m（8 月 17 日）、最低値は-0.452 m（6 月 1 日）であった。変動幅は最高で 0.070 m（8 月 8 日）、最低で 0.008 m（6 月 12 日）であった。なお、湿原下部では 2010 年のデータは欠損している。

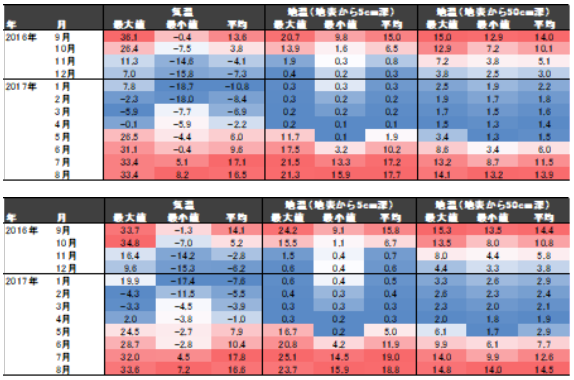
(5) 八幡平サイト

気温及び地温の変化

2016 年 9 月から 2017 年 8 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。本サイトでは 2 箇所に物理環境の観測機器類を設置している。

八幡沼湿原について見てみると、調査期間中に得られた気温の最高値は 36.1℃（2016 年 9 月）、最低値は-18.7℃（2017 年 1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 21.5℃（2017 年 7 月）、最低値は 0.1℃（2017 年 4、5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 15.0℃（2016 年 9 月）、最低値は 1.3℃（2017 年 5 月）であった（表 3-2-2-5；上段）。黒谷地湿原で調査期間中に得られた気温の最高値は 34.8℃（2016 年 10 月）、最低値は-17.4℃（2017 年 1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 25.1℃（2017 年 7 月）、最低値は 0.2℃（2017 年 4、5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 15.3℃（2016 年 9 月）、最低値は 1.7℃（2017 年 5 月）であった（表 3-

表 3-2-2-5. 八幡平サイトにおける 2016～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値



年	月	気温 最大値	気温 最小値	気温 平均	地温（地表から5cm深） 最大値	地温（地表から5cm深） 最小値	地温（地表から5cm深） 平均	地温（地表から50cm深） 最大値	地温（地表から50cm深） 最小値	地温（地表から50cm深） 平均
2016年	9月	36.1	−0.4	13.6	20.7	9.8	15.0	15.0	12.9	14.0
	10月	26.4	−7.5	3.8	13.9	1.6	6.5	12.9	7.2	10.1
	11月	11.3	−14.6	−4.1	1.9	0.3	0.8	7.2	3.8	5.1
	12月	7.0	−15.8	−7.3	0.4	0.2	0.3	3.8	2.5	3.0
2017年	1月	7.8	−18.7	−10.8	0.3	0.3	0.3	2.5	1.9	2.2
	2月	−2.3	−18.0	−8.4	0.3	0.2	0.2	1.9	1.7	1.8
	3月	−5.9	−7.7	−6.9	0.2	0.2	0.2	1.7	1.5	1.6
	4月	−0.1	−5.9	−2.2	0.2	0.1	0.1	1.5	1.3	1.4
	5月	26.5	−4.4	6.0	11.7	0.1	1.9	3.4	1.3	1.5
	6月	31.1	−0.4	9.6	17.5	3.2	10.2	8.6	3.4	6.0
	7月	33.4	5.1	17.1	21.5	13.3	17.2	13.2	8.7	11.5
	8月	33.4	8.2	16.5	21.3	15.9	17.7	14.1	13.2	13.9

年	月	気温 最大値	気温 最小値	気温 平均	地温（地表から5cm深） 最大値	地温（地表から5cm深） 最小値	地温（地表から5cm深） 平均	地温（地表から50cm深） 最大値	地温（地表から50cm深） 最小値	地温（地表から50cm深） 平均
2016年	9月	33.7	−1.3	14.1	24.2	9.1	15.8	15.3	13.5	14.4
	10月	34.8	−7.0	5.2	15.5	1.1	6.7	13.5	8.0	10.8
	11月	16.4	−14.2	−2.8	1.5	0.4	0.7	8.0	4.4	5.8
	12月	9.6	−15.3	−6.2	0.6	0.4	0.6	4.4	3.3	3.8
2017年	1月	19.9	−17.4	−7.6	0.6	0.4	0.5	3.3	2.6	2.9
	2月	−4.3	−11.5	−5.5	0.4	0.3	0.4	2.6	2.3	2.4
	3月	−3.3	−4.5	−3.9	0.3	0.3	0.3	2.3	2.0	2.1
	4月	2.0	−3.8	−1.0	0.3	0.2	0.3	2.0	1.8	1.9
	5月	24.5	−2.7	7.9	16.7	0.2	5.0	6.1	1.7	2.9
	6月	28.7	−2.8	10.4	20.8	4.2	11.9	9.9	6.1	7.7
	7月	32.0	4.5	17.8	25.1	14.5	19.0	14.0	9.9	12.6
	8月	33.6	7.2	16.8	23.7	15.9	18.8	14.8	14.0	14.5

上段は八幡沼湿原，下段は黒谷地湿原のデータ示す．

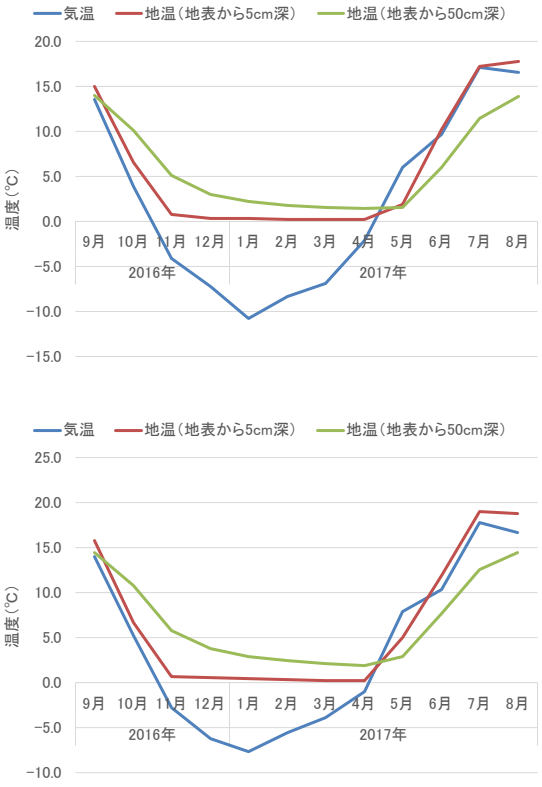


図 3-2-2-12. 八幡平サイトにおける 2016～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．上段は八幡沼湿原，下段は黒谷地湿原のデータを示す．

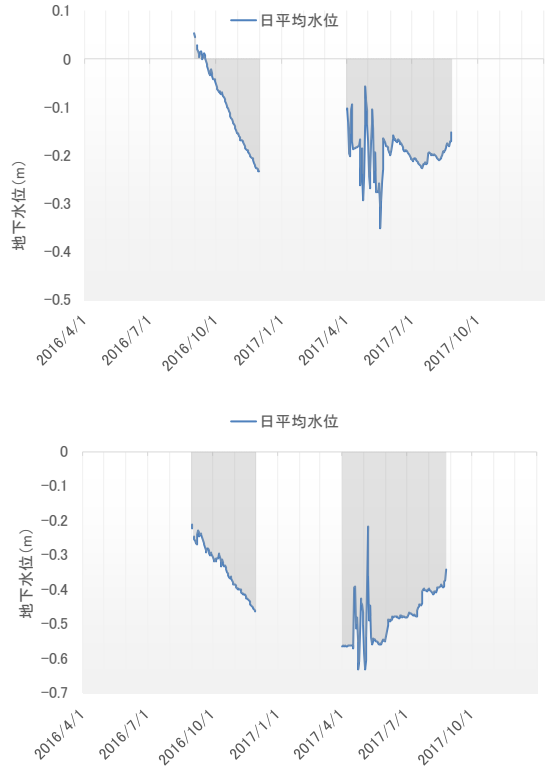


図 3-2-2-13. 八幡平サイトにおける 2016～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化. 水位は地表面を 0 とした時の深さで示す. 上段は八幡沼湿原，下段は黒谷地湿原を示す.

2-2-5；下段)。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-12 に示した。5 cm 深及び 50 cm 深の地温はいずれの場所でも氷点下まで下がることはなかった。それぞれ、気温の上昇とともに高くなる傾向がみられたが、50 cm 深の地温の上昇は気温や 5 cm 深の地温よりも遅れて上昇した。

水文環境の特徴

2016 年 9 月から 2017 年の 8 月までに得られたデータについて水位の日平均を求め、図 3-2-2-13 に示した。本サイトでは八幡沼湿原と黒谷地湿原の 2 箇所に各 1 本の水位計を設置しているため、それぞれ結果について要約した。

八幡沼湿原

2016 年 9 月から 11 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.054 m（9 月 1 日）、最低値は-0.234 m（11 月 30 日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.468 m（11 月 30 日）、最低で 0.000 m 未満（9 月 12 日）であった。2017 年 4 月から 8 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.057 m（4 月 27 日）、最低値は-0.351 m（5 月 18 日）であった。変動幅は最高で 0.692 m（5 月 18 日）、最低で 0.125 m（4 月 27 日）であった。

黒谷地湿原

2016 年 9 月から 11 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.211 m（9 月 1 日）、最低値は-0.463 m（11 月 30 日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.924 m（11 月 30 日）、最低で 0.420 m（9 月 1 日）であった。2017 年 4 月から 8 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.218 m（5 月 7 日）、最低値は-0.632 m（4 月 24 日）であった。変動幅は最高で 1.258 m（5 月 3 日）、最低で 0.465 m（5 月 7 日）であった。

いずれの湿原でも、観測機器を設置した 2016 年は設置後、徐々に水位が低下する傾向が認められた。2017 年は 4 月から 5 月にかけて変動が大きい傾向が認められた。

(6) 尾瀬ヶ原湿原サイト

気温及び地温の変化

2010 年 9 月から 2017 年 7 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。なお、2013 年 6 月、2013 年 11 月から 2015 年 7 月のデータはすべて欠損している。また、50 cm 深の地温については、2011 年 12 月から 2012 年 10 月までデータが欠損している。

調査期間中に得られた気温の最高値は 34.5℃（2012 年 7 月）、最低値は-27.5℃（2011 年 12 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 26.8℃（2011 年 8 月）、最低値は 0.2℃（2011 年

表 3-2-2-6. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける 2010～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

		気温			地温（地表から5cm深）			地温（地表から50cm深）		
年	月	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均
2010年	9月	30.8	1.9	14.6	22.3	12.7	17.3	17.8	15.4	16.9
	10月	22.9	-4.9	9.7	16.1	6.9	12.7	15.4	12.1	14.2
	11月	21.7	-12.0	1.7	10.6	2.1	4.4	12.1	7.1	9.2
	12月	20.0	-26.8	-2.4	4.6	1.3	1.9	7.1	4.8	5.8
2011年	1月	-2.7	-7.7	-4.0	1.3	0.6	0.9	4.8	3.5	4.1
	2月	-0.4	-2.7	-1.8	0.6	0.4	0.5	3.5	2.9	3.2
	3月	0.0	-0.4	-0.2	0.4	0.3	0.3	2.9	2.5	2.6
	4月	0.1	0.0	0.0	0.3	0.2	0.2	2.5	2.1	2.3
	5月	28.2	-3.8	6.3	13.3	0.2	4.7	6.3	2.0	3.1
	6月	31.4	-0.7	15.1	20.5	9.4	14.9	12.3	6.3	9.3
	7月	33.2	7.8	19.9	23.6	16.2	20.0	20.3	12.3	14.7
	8月	34.2	10.6	19.7	26.8	17.2	20.7	17.3	15.8	16.6
	9月	30.3	-3.4	15.8	23.5	10.4	17.6	17.1	15.2	16.6
	10月	22.4	-6.7	8.2	15.2	5.6	11.3	15.2	11.7	13.3
	11月	21.1	-15.6	2.8	10.7	3.5	6.5	11.7	11.0	11.4
	12月	12.9	-27.5	-4.7	3.4	1.8	2.5	-	-	-
2012年	1月	-1.8	-5.0	-3.0	1.8	1.1	1.4	-	-	-
	2月	-0.5	-2.1	-1.1	1.1	0.8	0.9	-	-	-
	3月	0.0	-0.5	-0.1	0.8	0.6	0.7	-	-	-
	4月	0.1	0.0	0.0	0.6	0.4	0.5	-	-	-
	5月	25.0	-5.3	7.2	12.0	0.4	5.3	-	-	-
	6月	29.2	-1.8	14.6	17.7	10.0	14.1	-	-	-
	7月	34.5	7.9	19.4	22.5	16.0	18.8	-	-	-
	8月	34.1	4.0	20.0	22.3	17.8	20.1	-	-	-
	9月	31.2	0.8	16.7	20.6	14.1	18.0	-	-	-
	10月	24.2	-6.9	7.8	17.8	7.1	11.7	-	-	-
	11月	13.9	-18.2	0.3	7.7	2.7	4.6	10.8	7.1	8.8
	12月	7.5	-20.6	-2.4	2.7	1.4	2.0	7.1	4.8	5.8
2013年	1月	-0.4	-1.5	-1.0	1.4	1.0	1.2	4.8	3.7	4.2
	2月	-0.3	-1.0	-0.6	1.0	0.8	0.9	3.7	3.1	3.4
	3月	0.0	-0.6	-0.2	0.8	0.6	0.7	3.1	2.7	2.9
	4月	0.0	0.0	0.0	0.6	0.5	0.5	2.7	2.3	2.5
	5月	30.3	-4.7	7.2	12.2	0.4	5.2	6.6	2.2	3.4
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	31.0	7.0	18.4	19.4	17.1	18.3	15.1	14.6	14.8
	8月	34.1	8.3	19.1	20.7	17.8	19.3	16.6	15.1	16.0
	9月	28.0	-0.1	15.3	19.6	14.0	17.4	16.6	15.1	16.2
	10月	27.6	-4.7	10.6	16.5	9.1	13.4	15.1	12.7	14.2
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2014年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	9月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	10月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	11月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	12月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2015年	1月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	2月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	3月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	4月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	5月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	6月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	7月	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	8月	19.4	13.7	15.9	19.4	17.9	18.7	16.9	16.9	16.9
	9月	23.9	-0.7	13.4	20.7	12.2	16.8	16.9	14.9	16.0
	10月	18.0	-3.7	7.0	14.4	7.1	10.9	14.9	11.5	13.0
	11月	17.6	-8.1	4.1	10.0	3.8	7.3	11.5	8.7	10.2
	12月	11.7	-20.0	-2.6	4.5	2.1	2.9	8.7	5.6	6.8
2016年	1月	7.8	-19.6	-5.3	2.2	1.3	1.7	5.8	4.2	4.8
	2月	13.5	-24.4	-4.8	1.3	0.9	1.1	4.2	3.3	3.7
	3月	18.3	-20.9	-0.9	0.9	0.7	0.8	3.3	2.7	3.0
	4月	20.5	-13.4	5.2	10.1	0.5	3.4	5.7	2.5	3.3
	5月	24.4	-3.8	11.4	17.9	4.5	12.0	9.8	5.7	7.8
	6月	23.7	-3.8	13.8	21.2	8.5	15.7	12.9	9.8	11.4
	7月	27.1	6.9	18.1	25.3	16.7	19.9	16.1	12.9	14.8
	8月	29.2	8.9	18.8	25.4	17.8	20.8	17.3	16.1	16.9
	9月	28.9	-1.7	15.8	21.4	14.8	18.2	17.3	16.2	16.9
	10月	23.8	-8.4	8.2	18.0	7.1	12.5	16.2	12.3	14.5
	11月	14.9	-17.3	0.8	8.4	3.3	5.1	12.3	7.8	9.7
	12月	10.4	-22.7	-3.1	3.7	1.8	2.2	7.8	5.2	6.3
2017年	1月	5.2	-26.7	-8.9	1.8	0.9	1.2	5.2	3.9	4.5
	2月	6.9	-26.0	-8.9	0.9	0.6	0.7	3.9	3.2	3.5
	3月	9.3	-27.4	-3.4	0.6	0.4	0.5	3.2	2.7	2.9
	4月	17.2	-15.8	2.7	0.4	0.3	0.4	2.7	2.4	2.5
	5月	28.1	-6.1	8.0	13.4	0.3	3.8	5.8	2.2	2.8
	6月	25.4	-2.1	11.7	16.5	7.1	12.8	10.9	5.8	8.2
	7月	25.0	13.0	17.1	19.5	15.8	17.2	11.6	10.9	11.3

5 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 20.3℃（2011 年 7 月）、最低値は 2.0℃（2011 年 5 月）であった（表 3-2-2-6）。

概ね通年にわたってデータが取得できた年について各年別に見ると、2011 年の気温の最高値は 34.2℃（8 月）、最低値は-27.5℃（12 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 26.8℃（8 月）、最低値は 0.2℃（5 月）、50 cm 深の地温の最高値は 20.3℃（7 月）、最低値は 2.0℃（5 月）であった。2012 年の気温の最高値は 34.5℃（7 月）、最低値は-20.6℃（12 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 22.5℃（7 月）、最低値は 0.4℃（4、5 月）であった。2013 年は 11 月と 12 月のデータが欠損しているため最高値のみ見てみると、気温の最高値は 34.1℃（8 月）、5 cm 深の地温の最高値は 20.7℃（8 月）、50 cm 深の地温の最高値は 16.6℃（9 月）であった。2016 年の気温の最高値は 29.2℃（8 月）、最低値は-24.4℃（2 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 25.4℃（8 月）、最低値は 0.5℃（4 月）、50 cm 深の地温の最高値は 17.3℃（8、9 月）、最低値は 2.5℃（4 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-14 に示した。5 cm 深の地温は氷点下まで下がることはほとんどなく、気温の上昇とともに高くなる傾向がみられた。50 cm 深の地温は変化の幅が小さく、気温の低下に従って緩やかに低下したが、雪解け以降の上昇は気温や地温よりも遅れて上昇し、それらのピーク時よりも遅れて最高値をとる傾向がみられた。

水文環境の特徴

2015 年から 2017 年の 4 月から 11 月に得られたデータについて水位の日平均を求め要約した。当サイトでは、2010 年からデータを取得しているが、2015 年 8 月以前はデータの取得方法が不十分で、地表面を基準とした値で表記することができないため、2015 年以降のデータを図 3-2-2-15 に示した。そのため最高値や最低値の比較は困難であるが、変動幅については比較が可能であるため 2010 年以降の結果を以下に示した。

2010 年 9 月から 11 月の日平均水位の変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.355 m（11 月 24 日）、最低で 0.004 m（10 月 17 日）であった。2011 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.95 m（11 月 2 日）、最低で 0.015 m（4 月 5 日）であった。2012 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.134 m（10 月 1 日）、最低で 0.003 m（11 月 9、10 日）であった。2013 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.069 m（5 月 25 日）、最低で 0.002 m（4 月 29 日）であった。2013 年の日平均水位の変動幅は最高で 0.069 m（5 月 25 日）、最低で 0.002 m（4 月 29 日）であった。2015 年 9 月から 11 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.144 m（11 月 27 日）、最低値は-0.259 m（10 月 24 日）であった。変動幅は最高で 0.025 m（10 月 25

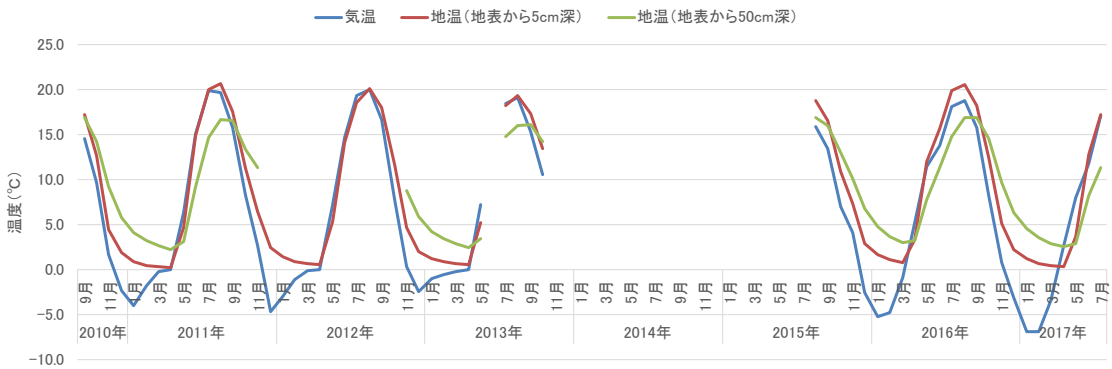


図 3-2-2-14. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける 2010～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す．

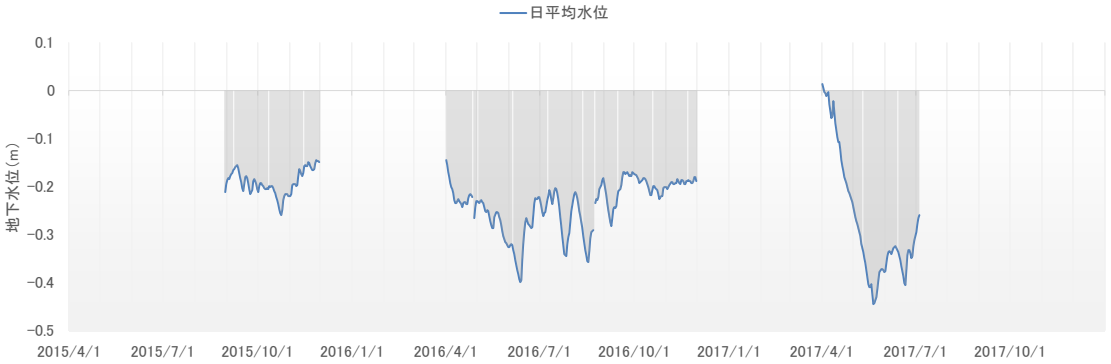


図 3-2-2-15. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける 2015～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化．水位は地表面を 0 とした時の深さで示す．なお，2015 年 8 月以前のデータは，データの取得が不十分で地表面からの高さで表示できないため，グラフには示していない．

日）、最低で 0.005 m（11 月 1、6、20、24 日）であった。2016 年 4 月から 11 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.145 m（4 月 1 日）、最低値は-0.399 m（6 月 12 日）であった。変動幅は最高で 0.040 m（6 月 14 日）、最低で 0.004 m（4 月 10 日、5 月 5 日、10 月 30 日、11 月 2、26 日）であった。2017 年 4 月から 6 月に得られたデータによると、日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.015 m（4 月 1 日）、最低値は-0.443 m（5 月 21 日）であった。変動幅は最高で 0.044 m（4 月 12 日）、最低で 0.003 m（6 月 13 日）であった。

2015 年に比べて 2016 年の日平均水位は全体的に低い値を示した。

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本サイト近傍のアメダス観測地点（桧枝岐）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた。検証は、必要なデータセットが得られた 2016 年について実施した。

地下水位は、無降水時に徐々に低下するものの、降雨後に顕著に上昇することはなく、全体的に緩やかに変動していた（図 3-2-2-16）。気温は日照時間が少ないほど、変動が小さい傾向がみられたが、顕著ではなかった（図 3-2-2-16）。

図 3-2-2-16. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（桧枝岐）で得られた降雨量と尾瀬ヶ原湿原サイトに設置したデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す.

もっとも降雨量が多かった 8 月 22 日は、台風第 9 号が本サイトの東側を通過したと思われる。降雨量の増加と気圧の低下により水位が大きく上昇したことが示唆された。

検証に用いたデータは桧枝岐の気象観測所で取得されているが、観測所は本サイトから 15 km 離れており、間に燧ヶ岳があるため、天候の状況が必ずしも一致しているわけではないと考えられる。今後のモニタリングにおいては、降雨量や日照時間等の外部データを活用して湿原環境のモニタリングを進めていく必要があると思われるため、気象観測所のデータ以外に民間のデータ等が取得されているか否か等の情報を整理しておく必要がある。

(7)戦場ヶ原湿原サイト

気温及び地温の変化

2015 年 8 月から 2017 年 9 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。

調査期間中に得られた気温の最高値は 36.5℃（2016 年 9 月）、最低値は-26.9℃（2016 年 1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 23.0℃（2017 年 8 月）、最低値は-1.2℃（2016 年 2 月、2017 年 1 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 17.2℃（2016 年 8、9 月）、最低値は 1.6℃（2017 年 4 月）であった（表 3-2-2-7）。

表 3-2-2-7. 戦場ヶ原湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

年	月	気温			地温（地表から5cm深）			地温（地表から50cm深）		
		最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均
2015年	8月	35.2	9.6	18.8	22.8	17.0	19.8	16.9	16.4	16.8
	9月	31.9	−0.5	14.4	20.3	11.8	16.1	18.3	14.3	15.5
	10月	30.4	−6.6	8.5	14.1	5.7	9.8	14.3	10.5	12.1
	11月	21.3	−9.7	4.8	9.9	2.9	6.2	10.5	7.8	9.0
	12月	13.8	−14.2	−0.9	4.1	0.5	1.7	7.5	4.2	5.6
2016年	1月	13.6	−20.9	−3.8	0.5	−0.6	0.0	4.2	2.6	3.3
	2月	17.9	−22.3	−3.1	0.0	−1.2	−0.1	2.6	2.0	2.3
	3月	24.1	−15.6	1.3	0.1	−0.2	0.0	2.0	1.8	1.9
	4月	29.4	−12.1	7.4	12.1	0.0	6.2	6.4	1.8	4.0
	5月	29.8	−3.9	12.7	15.6	7.4	12.0	9.8	6.4	8.3
	6月	27.6	−5.0	15.0	19.7	10.0	15.3	12.8	9.8	11.4
	7月	33.2	4.7	19.5	22.7	16.7	19.6	15.9	12.9	14.8
	8月	35.5	7.5	19.8	22.9	18.0	20.3	17.2	15.9	16.8
	9月	36.5	−2.5	17.1	21.6	13.9	18.2	17.2	16.0	16.8
	10月	29.7	−9.0	9.6	17.2	6.0	11.4	18.0	11.1	13.7
	11月	19.5	−17.4	2.1	7.8	1.5	4.2	11.1	6.8	8.6
	12月	15.3	−18.3	−1.8	1.6	−0.2	0.6	6.8	3.8	5.0
2017年	1月	11.2	−23.5	−5.1	−0.1	−1.2	−0.2	3.8	2.5	3.0
	2月	17.2	−21.1	−4.6	−0.1	−0.4	−0.2	2.5	2.0	2.2
	3月	22.3	−18.7	−0.6	0.0	−0.5	−0.1	2.0	1.7	1.8
	4月	25.7	−16.1	5.6	8.3	0.0	1.4	3.3	1.8	1.8
	5月	29.9	−8.2	12.2	16.5	3.7	10.9	9.3	3.3	6.5
	6月	29.8	−2.4	13.9	18.6	9.2	14.0	12.1	9.4	10.3
	7月	34.1	4.5	20.0	22.2	16.0	19.5	15.8	12.1	14.3
	8月	35.8	7.3	19.8	23.0	17.5	20.3	17.0	15.8	16.7
	9月	35.5	1.1	15.2	19.5	14.6	16.9	16.7	15.6	16.1

通年にわたってデータが取得できた 2016 年

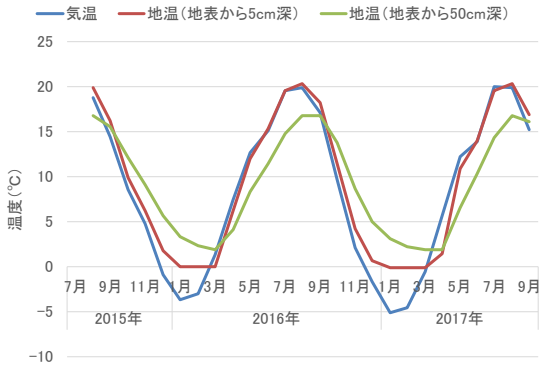


図 3-2-2-17. 戦場ヶ原湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温，地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す.

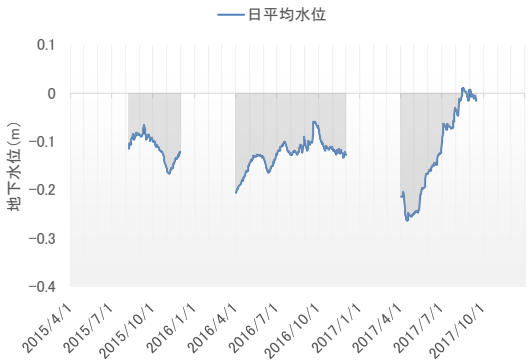


図 3-2-2-18. 戦場ヶ原湿原サイトにおける 2015～2017 年の各年 4 月から 11 月の日平均水位の変化. 水位は地表面を 0 とした時の深さで示す.

について見てみると、気温の最高値は 36.5℃（9 月）、最低値は-26.9℃（1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 22.9℃（8 月）、最低値は-1.2℃（2 月）、50 cm 深の地温の最高値は 17.2℃（8、9 月）、最低値は 1.8℃（3 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-17 に示した。厳冬期は気温及び 5 cm 深の地温ともに氷点下まで下がったが、50 cm 深の地温は最低でも 1℃を下回ることはなかった。春先の温度の上昇は、気温及び 5 cm 深の地温は概ね同じか、5 cm 深の地温が若干遅れるかたちで上昇したが、50 cm 深の地温は遅れて上昇した。50 cm 深の地温は変化の幅が小さく、緩やかに変化した。平均値のピークはいずれも 8 月に確認された。

水文環境の特徴

2015 年から 2017 年の 4 月から 11 月に得られたデータについて水位の日平均を求め、図 3-2-2-18 に示した。概要は以下の通り。

2015 年 8 月から 11 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.065 m（9 月 10 日）、最低値は-0.166 m（11 月 6 日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.050 m（11 月 27 日）、最低で 0.005 m（11 月 28 日）であった。2016 年 4 月から 11 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.058 m（9 月 20 日）、最低値は-0.206 m（4 月 1 日）であった。変動幅は最高で 0.049 m（11 月 11 日）、最低で 0.005 m（6 月 14 日、11 月 10、29 日）であった。2017 年 4 月から 9 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.011 m（8 月 18 日）、最低値は-0.263 m（4 月 16 日）であった。変動幅は最高で 0.039 m（8 月 30 日）、最低で 0.004 m（6 月 6 日、8 月 23 日）であった。

2015 年と 2016 年の日平均の水位は比較的安定しているが、2017 年は 4 月以降、夏季にかけて上昇する傾向がみられた。

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本サイト近傍のアメダス観測地点（奥日光）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた。検証は、

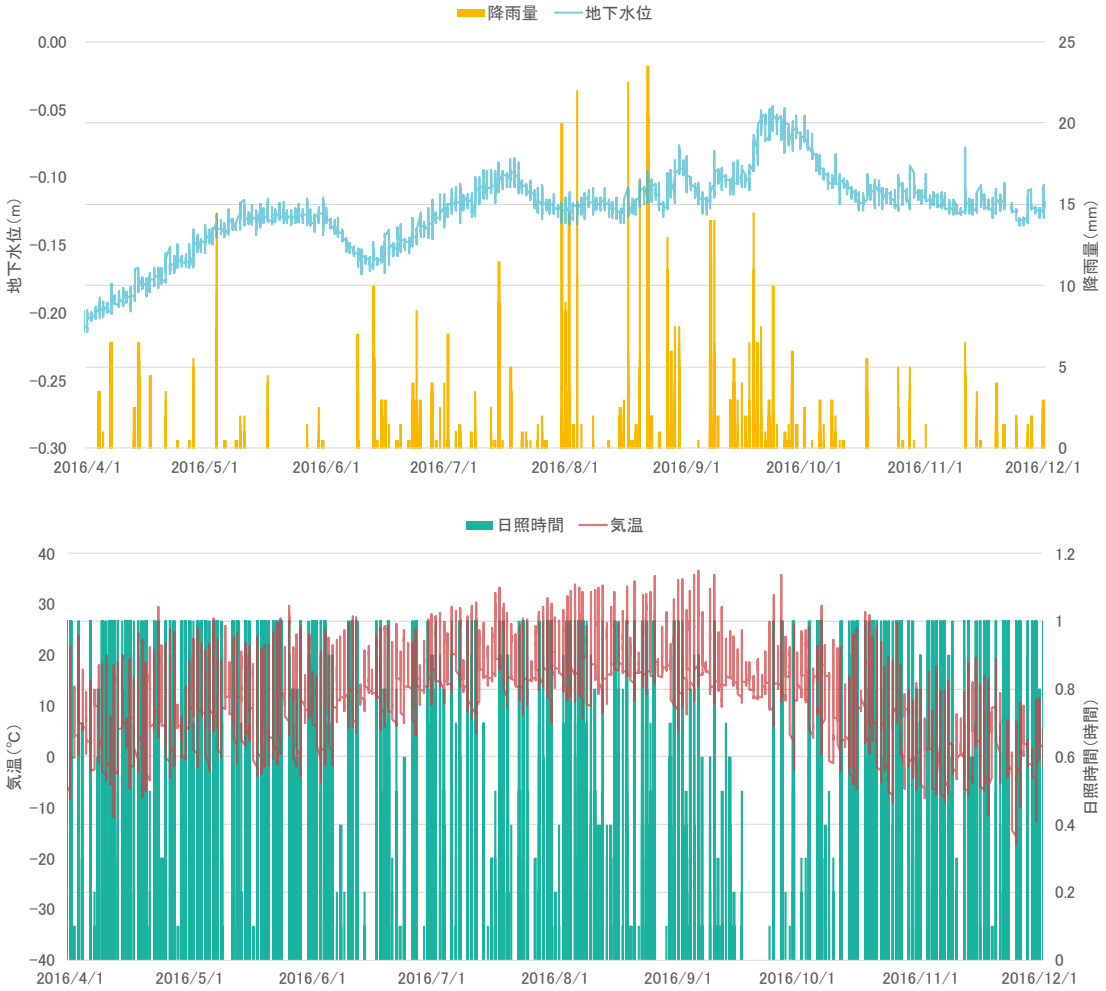


図 3-2-2-19. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（奥日光）で得られた降雨量と戦場ヶ原湿原サイトに設置したデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す.

必要なデータセットが得られた 2016 年について実施した。

地下水位は、まとまった降雨後に緩やかに上昇する傾向はあるものの、無降水時に減少し、降雨のたびに上昇するというような顕著な傾向はみられなかった（図 3-2-2-19）。9 月中旬は日照時間が短く、気温の変動は小さい傾向がみられた（図 3-2-2-19）。

もっとも降雨量が多かった 8 月 22 日は、台風第 9 号が本サイトの東側を通過したと思われるが、降雨量の増加と気圧の低下による水位の顕著な上昇は確認されなかった。

(8)鯉ヶ窪湿原サイト

気温及び地温の変化

2015 年 10 月から 2017 年 9 月までの間に得られた気温及び地温の概要（月毎の最高値、最低値及び平均値）を以下に示す。

調査期間中に得られた気温の最高値は 41.1℃（2016 年 8 月）、最低値は-13.8℃（2016 年 1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 24.2℃（2017 年 8 月）、最低値は 0.6℃（2016 年 2 月）であった。50 cm 深の地温の最高値は 19.0℃（2017 年 8 月）、最低値は 5.9℃（2017 年

表 3-2-2-8. 鯉ヶ窪湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温, 地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の各月の最高値，最低値，平均値

年	月	気温			地温(地表から5cm深)			地温(地表から50cm深)		
		最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均	最大値	最小値	平均
2015年	10月	25.1	-0.3	9.9	12.2	9.1	11.1	14.2	12.7	13.4
	11月	20.8	-1.8	8.9	12.1	6.1	10.1	12.7	11.3	12.0
	12月	14.8	-5.3	3.2	8.7	1.8	6.1	11.2	8.8	9.8
2016年	1月	13.3	-13.8	0.2	4.7	2.2	3.3	8.8	6.6	7.5
	2月	13.1	-6.5	1.3	6.5	0.6	3.6	6.7	6.3	6.6
	3月	22.4	-5.3	5.3	9.8	2.5	6.4	7.8	6.4	7.1
	4月	29.6	-2.9	11.8	14.6	8.3	11.3	10.8	7.7	9.4
	5月	35.9	2.9	16.1	16.3	11.9	14.1	12.9	10.8	11.8
	6月	35.4	4.4	19.0	17.7	14.1	16.1	14.4	12.9	13.8
	7月	38.5	15.3	23.2	21.9	16.5	19.3	17.0	14.4	15.7
	8月	41.1	13.4	23.5	23.3	19.0	21.5	18.7	17.0	18.1
	9月	30.5	12.8	20.0	21.7	17.6	19.2	18.4	17.3	17.9
	10月	26.5	3.1	14.4	18.9	10.9	15.6	17.3	14.6	16.3
	11月	19.3	-2.7	7.1	12.7	5.1	9.3	14.6	10.8	12.1
	12月	14.7	-4.3	3.2	9.3	3.0	6.0	10.8	8.5	9.3
2017年	1月	11.3	-10.4	0.0	5.3	1.5	3.3	8.5	5.9	6.9
	2月	13.2	-10.6	0.7	5.5	2.9	4.2	6.4	5.9	6.1
	3月	20.4	-4.9	3.3	11.5	2.0	5.2	7.1	6.1	6.4
	4月	28.3	-2.9	10.8	18.0	5.3	10.9	10.7	7.1	8.9
	5月	32.9	1.2	16.0	17.5	9.6	14.8	13.4	10.7	12.3
	6月	34.9	5.8	17.6	18.5	12.8	15.9	14.8	13.4	13.8
	7月	37.0	16.7	23.6	23.4	17.5	20.0	18.0	14.8	16.3
	8月	38.8	14.5	23.5	24.2	19.8	21.6	19.0	18.1	18.7
	9月	28.4	7.0	17.8	20.7	15.7	18.0	18.9	16.6	17.7

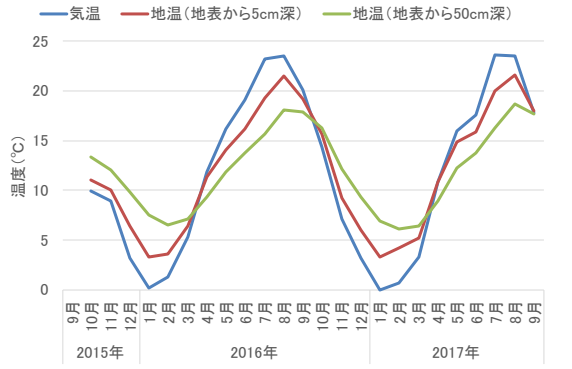


図 3-2-2-20. 鯉ヶ窪湿原サイトにおける 2015～2017 年の湿原地表 1 m の気温, 地下 5 cm 深及び 50 cm 深の地温の月平均の変化を示す.

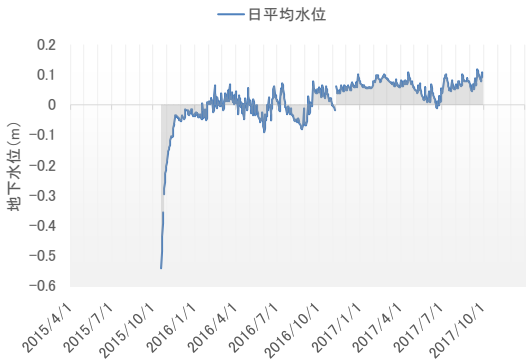


図 3-2-2-21. 鯉ヶ窪湿原サイトにおける 2015～2017 年の日平均水位の変化. 水位は地表面を 0 とした時の深さ（高さ）で示す.

2 月）であった（表 3-2-2-8）。

通年にわたってデータが取得できた 2016 年について見てみると、気温の最高値は 41.1℃（8 月）、最低値は-13.8℃（1 月）であった。5 cm 深の地温の最高値は 23.3℃（8 月）、最低値は 0.6℃（2 月）、50 cm 深の地温の最高値は 18.7℃（8 月）、最低値は 6.3℃（2 月）であった。

調査期間中の各月の平均値の推移を図 3-2-2-20 に示した。いずれの平均温度も氷点下を下回ることはなかった。気温の温度差がもっとも大きく、次いで 5 cm 深の地温、50 cm 深の地温となった。変化のパターンそれぞれ異なっており、気温の変化に若干遅れて 5 cm 深の地温が、さらに遅れて 50 cm 深の地温が変化していた。平均値のピークはそれぞれ概ね 8 月に確認された。

水文環境の特徴

2015 年 10 月から 2017 年 9 月に得られたデータについて水位の日平均を求め、図 3-2-2-21 に示した。概要は以下の通り。

2015 年 10 月から 12 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが-0.013 m（12 月 11 日）、最低値は-0.540 m（10 月 19 日）であった。変動幅（一日の最高値と最低値の差）は最高で 0.058 m（10 月 19 日）、最低で 0.008 m（12 月 21 日）であった。2016 年 1 月から 12 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.101 m（12 月 27 日）、最低値は-0.091 m（6 月 3 日）であった。変動幅は最高で 0.099 m（4 月 21 日）、最低で 0.000 m 以下（11 月 13、16、24、30 日、12 月 3、6、12、15、19、20、21、25、29、31 日）であった。2017 年 1 月から 9 月の日平均水位の最高値は、地表面から地下水面までの高さが 0.118 m（9 月 18 日）、最低値は-0.012 m（6 月 20 日）であった。変動幅は最高で 0.080 m（6 月 7 日）、最低で 0.000 m 以下（1 月 11、12、13、20、30、31 日、2 月 7、18、24、27 日、3 月 6、13、14、15、28、29 日、4 月 3、10、12、16、20、24、25 日、5 月 2、3、8、16 日、8 月 9、20、21、23 日、9 月 21、23 日）であった。

2016 年から 2017 年の日平均の水位変化を見ると、水面の高さが地面の高さを上回っている期間が長く、特に 2017 年は常に冠水している状況が続いていたことが示唆された。

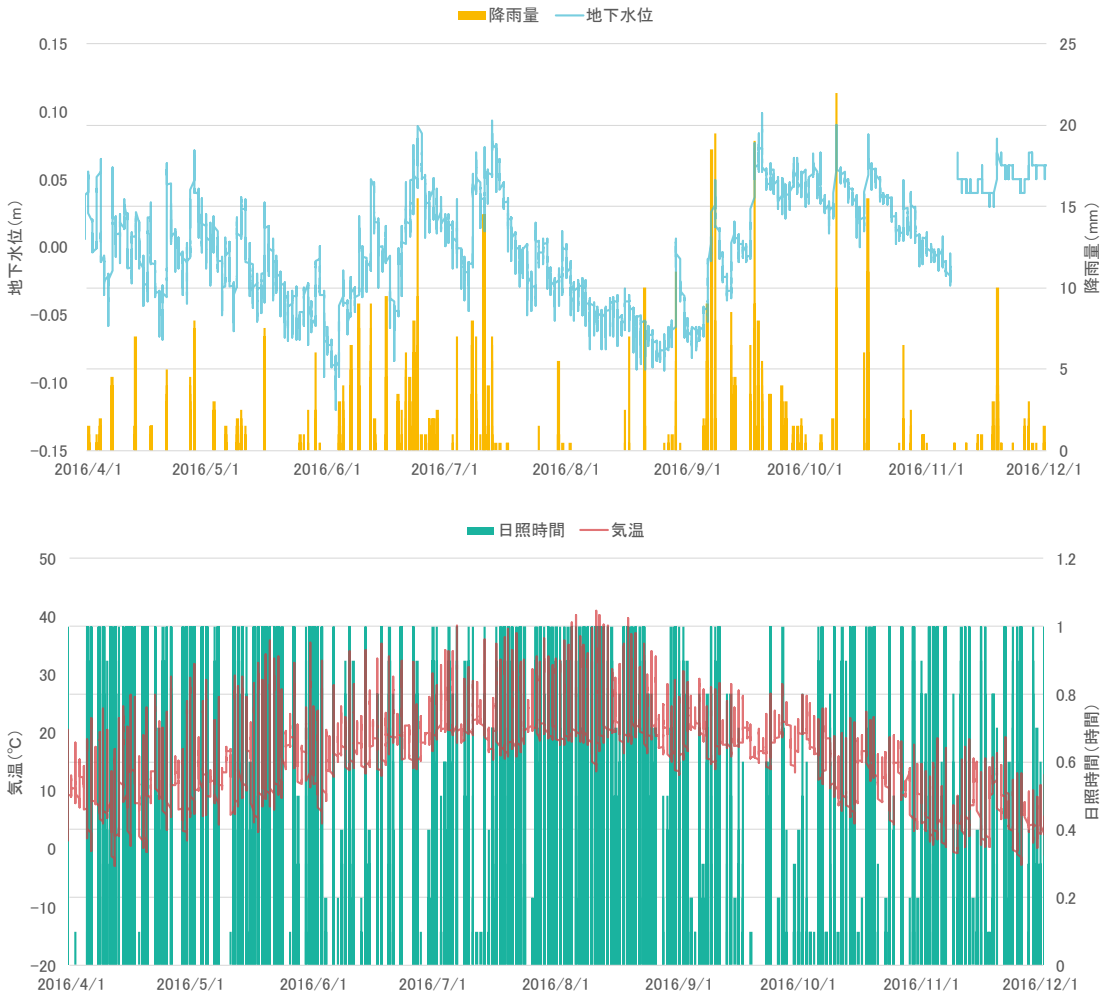


図 3-2-2-22. 2016 年 4 月から 11 月に気象庁アメダス観測地点（新見）で得られた降雨量と鯉ヶ窪湿原サイトに設置したデータロガーで取得した地下水位の関係（上段），並びに同観測地点で得られた日照時間とデータロガーで取得した気温の関係（下段）を示す．

地下水位と降雨量、気温と日照時間の関係

本調査サイトで得られた地下水位や気温のデータが、サイト周辺で確認された印象的な気象イベントの状況をとらえることができているかを検証した。検証には、本サイト近傍のアメダス観測地点（新見）で得られた降雨量と日照時間のデータを用い、降雨量と地下水位の関係、日照時間と気温の関係を調べた。検証は、必要なデータセットが得られた 2016 年について実施した。

地下水位は、降雨に伴って顕著に上昇していた（図 3-2-2-22）。無降水時は徐々に水位が低下するものの、降雨量にあわせて上昇する傾向がみられた。気温は日照時間が少ないほど、変動が小さい傾向がみられた。7 月中旬から 8 月は降雨量が少なく、日照時間が長かったことから、地下水位が徐々に低下していたが、9 月から続いた降雨によって回復していた。

本サイトに台風が接近又は影響を及ぼした可能性がある日は、台風第 12 号（9 月 5 日）、第 16 号（9 月 20 日）であったが、両日とも水位が大きく上昇する傾向がみられた。これらは、降雨量の増加と気圧の低下による影響と考えられ、気象イベントの状況を捉えていたものと考えられる。

3)総括(湿原調査)

モニタリングサイト1000湿原調査は2009年から開始し、これまでにサロベツ湿原、上川浮島湿原、霧多布湿原、釧路湿原、八甲田山湿原、八幡平、尾瀬ヶ原湿原、戦場ヶ原湿原、鯉ヶ窪湿原の9サイトで調査を実施してきた。主に高層湿原を対象とした調査は、サロベツ湿原サイトでは2009、2012、2014、2017年の4回、上川浮島湿原サイトでは2015年の1回、霧多布湿原サイトでは2017年の1回、釧路湿原サイトでは2009～2013、2016年年の6回（ただし2010年はデータ提供)、八甲田山湿原サイトでは2009、2011、2014、2017年の4回、八幡平サイトでは2016年の1回、尾瀬ヶ原湿原サイトでは2010、2013、2016年の3回、戦場ヶ原湿原サイトでは2015年の1回、鯉ヶ窪湿原サイトでは2015年の1回、調査を実施した。

草本層に出現した植物について、これまでの調査で確認された各サイトの合計種数(未同定種を含む）をみてみると、霧多布湿原サイトでは33種ともっとも少なく、鯉ヶ窪湿原サイトでは101種ともっとも多かった（図 3-2-3-1)。岡山県に位置する鯉ヶ窪湿原サイトでは、3本のラインに合計95個の方形区を設置しており、また高層湿原よりも中間湿原や低層湿原の様相を呈することから多くの植物が確認された。次いで、尾瀬ヶ原湿原サイトで67種、戦場ヶ原湿原サイトで55種、釧路湿原サイトで53種となり、八幡平サイトで39種、八甲田山湿原サイトで38種、サロベツ湿原サイトで37種、上川浮島湿原サイト35種となった（図 3-2-3-1)。

9サイト全てのサイトで共通して確認された植物は、モウセンゴケのみであった（図 3-2-3-2、表 3-2-3-1)。8サイトで共通して確認された種は、ツルコケモモ、ヌマガヤ、ワタスゲ、7サイトで共通して確認された種はヒメシャクナゲ、ミカヅキグサであった。いずれも湿原

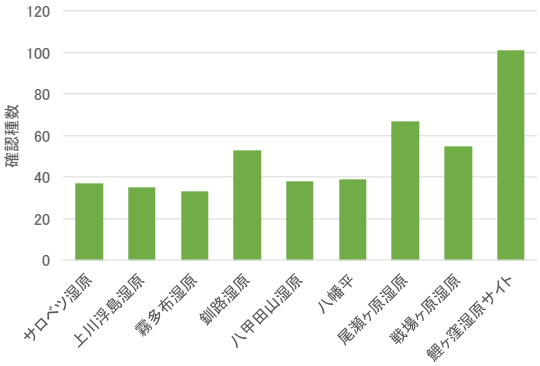


図 3-2-3-1. 各サイトでこれまでに確認された草本層の合計出現種数.

図 3-2-3-2. 多くのサイトで確認された湿原を象徴する植物．左上から右の順に，モウセンゴケ，ツルコケモモ，ヌマガヤ，ワタスゲ，ヒメシャクナゲ，ミカヅキグサ.

を象徴する植物である（図 3-2-3-2; 表 3-2-3-1）。

2009～2017 年度の湿原植生調査では、調査ライン上の植生の分布状況やその変化を調べ、いずれのサイトにおいても大きな変化はみられなかった。ただし、サロベツ湿原サイトではササの分布拡大が、上川浮島湿原サイト、霧多布湿原サイト、釧路湿原サイト、尾瀬ヶ原湿原サイト、戦場ヶ原湿原サイトではシカの踏み荒らしや採食が確認されており、引き続き注意深くモニタリングを続けていくことが必要である。

湿原の変化の予兆をとらえるために有効な地下水位や、地球温暖化や乾燥化の指標となる気温や地温等の物理環境調査から、各サイトの環境条件の一端を明らかにすることができた。第 2 期では、データの取得方法や表現方法の統一化を進め、比較的安定してデータを取得できる体制が整った。しかし、観測期間が短く検証に必要なデータの蓄積が十分とは言えないため、引き続きのモニタリングが必要である。

湿原調査では、2019 年に 10 箇所目となるサイト（雨竜沼湿原）の設置が完了する。今後はこの 10 箇所のサイトを中心に長期モニタリングを実施し、植生調査については 3 年周期で、物理環境調査については通年連続でモニタリングを続けていく予定である。第 3 期は、調査手法の見直しや最適化を行うとともに、植生と物理環境との変化の関連性について解析するなどデータ解析手法の検討等も進め、湿原環境を総合的に把握し、保全施策への活用に資するものとなるようにしていく必要がある。

和名	サロベツ湿原	上川浮島湿原	霧多布湿原	釧路湿原	八甲田山湿原	八幡平	尾瀬ヶ原湿原	戦場ヶ原湿原	蟠ヶ窪湿原	出現サイト数
モウセンゴケ	●	●	●	●	●	●	●	●	●	9
ツルコケモモ	●	●	●	●	●	●	●	●		8
ヌマガヤ	●	●	●		●	●	●	●	●	8
ワタスゲ	●	●	●	●	●	●	●	●		8
ヒメシャクナゲ	●	●	●	●		●	●	●		7
ミカヅキグサ	●	●	●		●	●	●	●		7
トマリスゲ	●	●		●	●	●	●	●		7
ヒメシダ	●		●	●			●	●	●	6
ヤチスゲ		●	●	●		●	●	●		6
ヨシ			●	●	●		●	●	●	6
コツマトリソウ	●	●	●			●	●			5
タチギボウシ	●	●	●	●	●					5
ホロムイソウ	●	●			●	●	●			5
ミツバオウレン	●	●			●	●	●			5
エゾリンドウ	●	●					●	●		4
カラフトイソツツジ	●	●	●	●						4
ショウジョウバカマ	●				●	●	●			4
ゼンテイカ	●	●				●	●			4
チマキザサ	●	●					●		●	4
チングルマ		●			●	●	●			4
ツマトリソウ	●	●		●	●					4
トキソウ	●	●					●		●	4
ナガボノシロワレモコウ	●		●	●	●					4
マンネンスギ	●	●			●		●			4
ミツガシワ			●		●	●	●			4
ヤチヤナギ	●		●	●			●			4
ヤマドリゼンマイ	●	●	●				●			4
イヌスギナ			●	●				●		3
イワカガミ					●	●	●			3
ウメバチソウ		●			●			●		3
エゾシロネ				●			●		●	3
カワズスゲ					●	●	●			3
ガンコウラン	●		●	●						3
キンコウカ					●	●	●			3
コバギボウシ						●	●		●	3
コバノトンボソウ					●		●		●	3
サギスゲ			●	●				●		3
サワギキョウ			●	●					●	3
ススキ			●					●	●	3
ネバリノギラン					●	●		●		3
ヒメシロネ							●	●	●	3
ホソバノキソチドリ		●				●	●			3
ホソバノヨツバムグラ				●			●		●	3
ミズオトギリ				●				●	●	3
ミズドクサ			●	●			●			3
ミタケスゲ					●	●	●			3
ミヤマイヌノハナヒゲ					●	●	●			3
ヤチカワズスゲ							●	●	●	3
ヤチツツジ	●	●		●						3
レンゲツツジ					●		●	●		3
アキノウナギツカミ				●					●	2
アブラガヤ							●	●		2
イワイチョウ					●	●				2
イワショウブ						●	●			2
オオバセンキュウ				●		●				2
カキツバタ				●			●			2
クサレダマ				●				●		2
クロミノウグイスカグラ			●					●		2
コガネギク	●		●							2
コタヌキモ							●	●		2
シカクイ								●	●	2
ショウジョウスゲ					●	●				2
スギナ					●				●	2
タカネハリスゲ	●	●								2
タテヤマリンドウ						●	●			2
チシマガリヤス			●	●						2
チダケサシ								●	●	2
ツボスミレ							●		●	2
ニッコウシダ	●			●						2
ノハナショウブ	●								●	2
ノリウツギ	●		●							2
ハイイヌツゲ	●						●			2
ヒメツルコケモモ		●		●						2
ミズバショウ					●		●			2
ミゾソバ				●					●	2
ミツバツチグリ								●	●	2
ミネカエデ		●			●					2
ミヤマアキノキリンソウ						●	●			2
ムジナスゲ			●	●						2
ヤチスギラン		●					●			2
ヤナギトラノオ				●			●			2
ヤマウルシ							●		●	2
ワレモコウ							●	●		2

表 3-2-3-1. サイト間で共通して確認された植物の一覧

第 4 章　事業の課題と展望

本章では、第 1 期とりまとめ報告書で挙げられた課題を振り返り、それらの課題に対しての第 2 期での取組みを成果として示すとともに、第 2 期の課題や今後の展望を整理した。

1. サイト配置

＜第 1 期の課題＞

第 1 期では、生物多様性の保全上重要な湖沼や湿原を日本全国から絞り込み、湖沼 21 箇所、湿原 10 箇所を調査サイトの候補地として選定し、これらの内、湖沼 8 サイト、湿原 4 サイトで実際にモニタリングを開始した。しかし、わが国には 1 ha 以上の天然湖沼が約 480 箇所（環境庁自然保護局 1993）、湿原が約 800 箇所（第 5 回自然環境保全基礎調査湿地調査の高層湿原、中間湿原、低層湿原に該当する湿地；環境庁自然保護局 1995）存在し、それらの環境変化や生物多様性の状況を把握するには、可能な限り多くの湖沼や湿原でモニタリングを実施する必要があった。第 1 期の課題として、調査サイトの増加が挙げられていた。

＜第 2 期の成果＞

第 2 期では、湿原調査の調査サイトとして、新たに 5 サイト（上川浮島湿原、戦場ヶ原湿原、鯉ヶ窪湿原、八幡平、霧多布湿原）を設置し、合計で 9 箇所のサイト設置が完了した。湖沼調査では第 1 期で実施していた調査内容を刷新し、調査設計自体を大幅に見直した（後述）。それに合わせて調査サイトも改めて検討し、水生植物調査で 15 サイト、淡水魚類調査で 11 サイトの設置を目指した。2018（平成 30）年度までに、水生植物調査では合計で 12 サイト（伊豆沼・内沼、頚城湖沼群、宍道湖、然別湖、小川原湖、江津湖、ウトナイ湖、河口湖、琵琶湖、屏風山湖沼群、赤城大沼、東郷池）、淡水魚類調査では合計で 9 サイト（伊豆沼・内沼、西浦古渡、北浦爪木、琵琶湖、鎮西湖、三方湖、宍道湖、達古武湖、ウトナイ湖）を設置した。底生動物調査については第 1 期から継続して調査を実施し、今期は 3 サイト（支笏湖、摩周湖、猪苗代湖）を新たに設置した。これにより、第 1 期で調査を行った 4 サイト（阿寒湖、木崎湖、琵琶湖、池田湖）と合わせて、調査開始当初に予定していた 7 サイトすべてで調査を実施した。

＜課題と展望＞

第 3 期では、湿原調査で 1 サイト、湖沼の水生植物調査で 3 サイト、淡水魚類調査で 2 サイトを新たに設置し、サイト設置を完了させ、調査の継続を安定させる。また、本事業で調査を実施している湖沼や湿原は全国的ではごく一部であることから、別事業で実施されている調査の情報を収集することも検討していく必要がある。

2. 調査手法

＜第 1 期の課題＞

湖沼調査では、生物多様性及び生態系機能をモニタリングするという目的から、動植物プランクトン、湖心の底生動物及び湖辺植生（ヨシを中心とした高茎草本植物）を対象に調査を開始した。しかし、調査地点数や調査頻度が少なく、第 1 期の成果からも、プランクトン調査や湖辺植生調査を有効な生態系監視モニタリングの調査項目とすることは難しいと考えられた。そのため、より長寿命の生物群を調査対象とするなど、調査手法の見直しを行う必要があった。

一方で、湿原調査では第 1 期からデータロガーを用いて気温や地温、地下水位といった物理環境の連続観測を行い、連続データを蓄積することができた。しかし、機器の不具合によるデータの欠損などのハード面の問題や、データを用いて生態系の評価に資する解析が出来ていないといった課題が残った。また、調査地によって調査ラインの引き方に差異があり、サイト間の比較が困難であるため、第 2 期ではサイト横断的な解析を可能にする調査手法を再検討する必要があった。

＜第 2 期の成果＞

湖沼調査では、第 1 期の総括を受けて、調査設計の見直しを行い、外来種や絶滅危惧種の生息・生育状況や動向等を含む生物多様性の概要把握及びその変化を検出することを目的とした。それに伴い調査項目も見直し、プランクトンとヨシの調査を終了し、新たに調査対象として水生植物及び淡水魚類が選定された。水生植物と淡水魚類は一般の関心や生態系の変化に対する指標性も高いことから、本事業での調査対象として適していると考えられた。それを受け、各調査対象の専門家で構成されたワーキンググループを立ち上げ、調査サイトや調査手法の検討を行い、2015（平成 27）年度より水生植物と淡水魚類のモニタリングを開始した。さらに、調査手法をまとめた調査マニュアルを作成し、環境省生物多様性センターのホームページで公開した。

湿原調査では、地下水位データの表現方法について、全調査サイトで地表面から地下水面までの距離として統一した。さらに、積雪等による水位測定用のパイプの傾きや沈下を防ぐため、これまで連結していた水位計と大気圧計を設置するためのパイプ（地上 1 m の高さで設置）を分離し、水位測定用のパイプの地上部の高さを低くする等の改良を施した。また、全サイト通年設置を原則とし、年に 1 回データを回収し、新しい機器に交換した。調査手法が統一されたことにより、安定してデータを得ることができた。また、調査ラインの引き方については、各サイトを代表する植物群落を捉えるように調査ラインを引くことを主目的にしたが、ササの分布拡大やシカの食害等、各湿原で顕在化している異変が異なる場合には、それらの異変をモニタリング出来る場所にラインを設定することも目的に加えた。

＜課題と展望＞

湖沼調査では、2019 年度で水生植物調査及び淡水魚類調査の調査サイト設置が完了し、調査が一巡する予定である。二巡目の調査の実施に際しては、より効率的・効果的な調査となるよう、第 3 期において調査手法について検証を行い、必要に応じて各調査マニュアルの改訂を進める必要がある。 これらの検証に際しては、各サイトの代表者や調査者が、現場での調査経験を通じて感じた疑問点やマニュアルの改良点等を共有するための場を設けて、相互に意見交換できるような機会があると有効である。

また、事業開始当初はあまり議論されていなかったが、近年では DNA 分析技術の発展が著しく、特に魚類の環境 DNA（eDNA）による魚類相の把握は、モニタリングの手段としても注目を集めている。そのため、本事業でも行政施策や学術研究に寄与できる活用方法を議論し、技術の取り入れについて検討する必要がある。

湿原調査では、第 2 期を経て確定した調査手法を用いて、引き続きデータを取得していくことが重要である。 その上で、湖沼調査と同様、効率化を図ることも必要だと考えられる。さらに、ドローンを活用した湿原全体の変容をとらえるモニタリングの可能性についても模索することも考えられる。

物理環境調査では、第 1 期からの課題であるデータの取り扱いや、モニタリングにおいて必要な環境要因の絞り込みについて議論を進めていくことが重要である。

3. 持続可能な調査体制

＜第 1 期の課題＞

モニタリングサイト 1000 は、100 年を目標とした長期生態系観測調査であるため、調査の継続性を担保するために後継者の確保・養成といったリクルート活動が第 1 期の重要な課題として挙げられていた。

プランクトン調査や底生動物調査において、高い専門性を有する分類学の専門家の参画が不可欠であったが、これらの調査分野では専門家が限られており、新たな人材の育成が課題であった。一方、湖辺植生調査や湿原植生調査は、調査対象である植物が肉眼で観察できる、一般的にも分かりやすいといった特徴を持ち、市民も参加しやすい調査形態への展開の余地があることが指摘されていた。

＜第 2 期の成果＞

今期は、湖沼生態系において、プランクトン調査及び湖辺植生調査に代わる、淡水魚類調査及び水生植物調査を設計した。サイトの設置検討に際しては、調査実施主体の有無や体制の持続可能性も考慮しながら進め、さまざまなセクターから専門性の高い人材に協力を得ることができ、生態系の評価に資するデータを取得できる体制が整った。

一方、日本生態学会等で事業紹介及び成果発表を行い、本事業の認知度を上げることによる

参加者及び協力者の確保に努めた。

＜課題と展望＞

人材の育成や調査員の確保は引き続きの課題である。第 3 期の方針として、サイト間の情報共有の機会の創出による調査の継続性の確保を目的として、各サイトのサイト代表者や調査者の関係強化の取組みを実施していく方針である。また、学会や研究会等での成果発表及び調査手法向上のためのワークショップの開催を模索し、新規の調査員の確保を進めていくことが必要である。さらに、各サイトに関する文献等の情報を蓄積し、次世代以降のサイト代表者に引き継いでいく仕組みを作っていくことが必要である。

4. 情報の共有･管理及び発信

＜第 1 期の課題＞

本事業によって得られた成果を保全施策等につなげていくためには、行政施策や市民調査などさまざまなステージで活用されることが望ましく、第 1 期の課題としてそれぞれの異なる要求に対して適当な情報やデータセットを供給できる体制づくりが挙げられていた。

また、自然環境保全上緊急性が高い、あるいはトピック性の高い事象が観察された場合には、関係者及び関係機関と情報を共有し、迅速に対応する情報共有の体制強化も求められていた。

＜第 2 期の成果＞

行政施策や市民調査など多様なステージで調査結果を活用できるよう、湖沼の底生動物調査については、取得されたデータを 1 行 1 レコード形式のデータベースファイル形式に整理し、モニタリングサイト 1000 のホームページで公開した。これにより、底生動物調査の調査サイト全 7 箇所のデータ公開を完了した。

調査報告書について、各年度の調査結果を正確かつ詳細に伝えることを念頭に置きつつも、理解しやすいよう平易な表現や図表を用いることとし、調査結果票のフォーマットを確定した上でモニタリングサイト 1000 のホームページで公開した。広報用資料については、デザイン性を向上させ、市民が興味をもちやすく、内容が伝わりやすくするため、写真を多用し、ポスター形式にして PDF ファイルをホームページに掲載した。また、過去の調査報告書や調査マニュアルが掲載されているウェブページの URL を記し、本事業の調査結果等の詳しい情報を知りたい方へのアクセスポイントとしての役割を高めた。

また、調査で得られた情報や成果を速やかに共有する体制として、一部の地方自治体に対して、調査結果やトピックスを適宜メール配信する取り組みを開始した。

＜課題と展望＞

データの活用を促進するため、第 3 期では、底生動物調査に引き続き、湖沼においては水生植物調査と淡水魚類調査、湿原においては、植生調査及び物理環境調査のデータベースファイルを作成し、モニタリングサイト 1000 のホームページで公開する。

また、調査で得られた成果をホームページで掲載後、地方自治体等に対して情報発信をすることで活用を促すことが必要である。さらに、ソーシャルネットワークサービス等のメディアを通して、調査結果等を広く一般にアピールすることも検討していく必要があるだろう。

5. 結果の保全施策への活用

＜第 1 期の課題＞

モニタリングサイト 1000 の成果は環境省生物多様性センターに集約され、環境省内の他の事業等で活用された。陸水域調査で得られるデータについても、他事業での有効な活用を目指していた。多くの湖沼や湿原が現在置かれている状況を考えれば、保全施策に資する情報を迅速かつ定期的に収集することが不可欠である。しかし、本事業で得られたデータを環境省の他の事業や地方自治体で活用されている例は少なく、保全施策へ活用されるための情報発信が課題であった。

＜第 2 期の成果＞

第 2 期において、モニタリングサイト 1000 のホームページで調査報告書や広報用資料等を公開し、情報発信に努めた結果、本事業の成果が環境省内外で施策に活用された。環境省で

は、国内希少野生動植物の選定に関わる検討の基礎資料として本調査の結果が活用された。また、「生物多様性の観点から重要度の高い湿地（重要湿地）」見直し時に、本調査で記録された生物情報が選定理由として活用された。

環境省外においては、宮城県で、伊豆沼・内沼自然再生事業の戦略等の計画策定に活用され（https://www.pref.miyagi.jp/soshiki/sizenhogo/00top.html）、また、福井県の三方五湖自然再生協議会において本調査の調査結果が紹介された（https://www.pref.fukui.lg.jp/doc/shizen/mikata-goko/kyogikai_d/fil/H29zentaikai_shiryo.pdf）。

＜課題と展望＞

今後も調査を継続してデータを蓄積しつつ、引き続き情報発信に務める。その上で、施策への活用例はまだ多いとは言えず、第 3 期は保全施策へ活用しやすいかたちに調査結果をとりまとめて公開することが必要である。

施策等に活用しやすい公開方法や報告書及びデータベースファイル等の形式について検討するため、まずは利用者のニーズについて、情報収集をする。例えば、「４．情報の共有・管理及び発信」で述べた環境省内や地方自治体への情報共有及び発信をする中で、関係を構築もしくはアンケート等により、求められる公開方法や形式等の他、行政ニーズを把握する方法が考えられる。

特に地方自治体等における本事業の知名度は必ずしも高いとは言えず、ホームページ等での情報発信と合わせて、今後は調査サイトが設置されている地方自治体等へピンポイントで情報発信をするといった取組みも検討する。

6. 国際的枠組みとの連携

＜第 1 期の課題＞

陸水域調査のサイト選定は、国際的な環境モニタリングプロジェクトである日本長期生態学研究ネットワーク（JaLTER）の調査サイトも含むよう考慮されていた。また、得られた生物情報を地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）といった国際的な生物多様性情報のデータベースシステムへ登録していくために、地球規模生物多様性情報機構日本ノード（Japan Node of Global Biodiversity Information Facility: JBIF）等との連携を模索していた。このような国際的な枠組みとの効果的な連携を実現するため、調査手法や取得データの統一等を進める必要があった。さらに、環境省生物多様性センターでは、いきものログシステムを利用することで、効率的に国際規格に準拠したデータ形式（Darwin Core）のデータを出力できることから、それらのシステムとの連携を強め、スムーズなデータの共有を行うことが課題として挙げられていた。

＜第 2 期の成果＞

底生生物調査について、第 1 期に取得されたデータをいきものログへ登録した。いきものログからは、登録したデータを GBIF へ提供するために適したフォーマットとしてダウンロードすることが可能であり、GBIF 等への提供の道筋が示されたと考えられる。

＜課題と展望＞

各調査におけるデータベースファイルは現在整備中である。いきものログや GBIF へのデータ提供を考慮したフォーマットを作成し、各調査のデータベースファイルの整備が完了・公開され次第、適宜データ提供を行っていく予定である。また、GEO-BON や Freshwater-BON（FW-BON）等の国際的枠組みとの連携も模索していく必要がある。

参考文献

環境庁自然保護局 (1993) 第 4 回自然環境保全基礎調査 湖沼調査報告書 (全国版). 環境省, 東京

環境庁自然保護局 (1995) 第 5 回自然環境保全基礎調査 湿地調査報告書. 環境省, 東京

参考情報

本調査で確認された種の和名・学名対応表

本報告書の本文中では学名を表記していないため、以下に和名・学名対応表を示す。原則として、水生植物については角野（2014）、淡水魚類については中坊（2013）、底生動物については同定者、湿原植生については米倉・梶田（2003-）に従った。ただし、一部の種の学名については、専門家の判断に従った。なお、調査において「属の一種」や「類」といった名称で記録され、和名を特定しなかった種については含まれていないため、全出現種リストではないことに注意されたい。

角野 康郎 (2014) 日本の水草. 文一総合出版, 東京
中坊 徹次 (編) (2013) 日本産魚類検索全種の同定 第 3 版. 東海大学出版会, 秦野
米倉 浩司・梶田 忠 (2003-) BG Plants 和名－学名インデックス (YList). http://ylist.info、2019 年 11 月 20 日確認

水生植物

ミズニラ	*Isoetes japonica* A.Braun
ミズドクサ	*Equisetum fluviatile* L.
サンショウモ	*Salvinia natans* (L.) All.
アイオオアカウキクサ	*Azolla cristata* Kaulf. × *Azolla filiculoides* Lam.
ミズワラビ	*Ceratopteris thalictroides* (L.) Brongn.
ジュンサイ	*Brasenia schreberi* J.F.Gmel.
ハゴロモモ	*Cabomba caroliniana* A.Gray
コウホネ	*Nuphar japonica* DC. f. *japonica*
ヒツジグサ	*Nymphaea tetragona* Georgi var. *tetragona*
園芸スイレン	*Nymphaea* cvs.
ショウブ	*Acorus calamus* L.
セキショウ	*Acorus gramineus* Sol. ex Aiton
アオウキクサ	*Lemna aoukikusa* Beppu et Murata subsp. *aoukikusa*
コウキクサ	*Lemna minor* L.
ヒナウキクサ	*Lemna minuta* Kunth
ボタンウキクサ	*Pistia stratiotes* L.
ウキクサ	*Spirodela polyrhiza* (L.) Schleid.
ヘラオモダカ	*Alisma canaliculatum* A.Braun et C.D.Bouché *ex* Sam. var. *canaliculatum*
オモダカ	*Sagittaria trifolia* L.
カラフトグワイ	*Sagittaria natans* Pall.
オオカナダモ	*Egeria densa* Planch.
コカナダモ	*Elodea nuttallii* (Planch.) St.John
クロモ	*Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle
トチカガミ	*Hydrocharis dubia* (Blume) Backer
アマゾントチカガミ	*Limnobium laevigatum* (Humb. et Bonpl. ex Willd.) Heine
イバラモ	*Najas marina* L.

イトイバラモ	*Najas yezoensis* Miyabe
オオトリゲモ	*Najas oguraensis* Miki
トリゲモ	*Najas minor* All.
ホッスモ	*Najas graminea* Delile
ヒメイバラモ	*Najas tenuicaulis* Miki
ミズオオバコ	*Ottelia alismoides* (L.) Pers.
コウガイモ	*Vallisneria denseserrulata* (Makino) Makino
セキショウモ	*Vallisneria asiatica* Miki
ネジレモ	*Vallisneria asiatica* Miki var. *biwaensis* Miki
ヒラモ	*Vallisneria asiatica* Miki var. *higoensis* Miki
コアマモ	*Zostera japonica* Asch. et Graebn.
オヒルムシロ	*Potamogeton natans* L.
フトヒルムシロ	*Potamogeton fryeri* A.Benn.
ヒルムシロ	*Potamogeton distinctus* A.Benn.
アイノコヒルムシロ	*Potamogeton* × *malainoides* Miki
エゾヒルムシロ	*Potamogeton gramineus* L.
ササエビモ	*Potamogeton* × *nitens* Weber
ホソバヒルムシロ	*Potamogeton alpinus* Balb.
ホソバミズヒキモ	*Potamogeton octandrus* Poir.
ササバモ	*Potamogeton wrightii* Morong
ヒロハノエビモ	*Potamogeton perfoliatus* L.
オオササエビモ	*Potamogeton* × *anguillanus* Koidz.
エビモ	*Potamogeton crispus* L.
センニンモ	*Potamogeton maackianus* A.Benn.
ヤナギモ	*Potamogeton oxyphyllus* Miq.
エゾヤナギモ	*Potamogeton compressus* L.
イトモ	*Potamogeton berchtoldii* Fieber
ツツイトモ	*Potamogeton pusillus* L.
アイノコイトモ	*Potamogeton* × *orientalis* Hagstr.
リュウノヒゲモ	*Potamogeton pectinatus* L.
ツツミズヒキモ	*Potamogeton tosaensis* Kadono et Horii
ツツヤナギモ	*Potamogeton* × *apertus* Miki
ヒロハノセンニンモ	*Potamogeton* × *leptocephalus* Koidz.
フジエビモ	*Potamogeton* sp.
カワツルモ	*Ruppia maritima* L.
キショウブ	*Iris pseudacorus* L.
イボクサ	*Murdannia keisak* (Hassk.) Hand.-Mazz.
ホテイアオイ	*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms
ミズアオイ	*Monochoria korsakowii* Regel et Maack
コナギ	*Monochoria vaginalis* (Burm.f.) C.Presl ex Kunth
ミクリ	*Sparganium erectum* L.
エゾミクリ	*Sparganium emersum* Rehmann
ガマ	*Typha latifolia* L.
ヒメガマ	*Typha angustifolia* L.
ハリコウガイゼキショウ	*Juncus wallichianus* Laharpe
コウガイゼキショウ	*Juncus prismatocarpus* R.Br. subsp. *leschenaultii* (J.Gay ex Laharpe) Kirschner

イグサ	*Juncus decipiens* (Buchenau) Nakai
ウキヤガラ	*Bolboschoenus fluviatilis* (Torr.) T.Soják subsp. *yagara* (Ohwi) T.Koyama
カサスゲ	*Carex dispalata* Boott
オオカサスゲ	*Carex rhynchophysa* C.A.Mey.
ツルスゲ	*Carex pseudocuraica* F.Schmidt
アゼスゲ	*Carex thunbergii* Steud. var. *thunbergii*
ヤラメスゲ	*Carex lyngbyei* Hornem.
シュロガヤツリ	*Cyperus alternifolius* L. subsp. *flabelliformis* Kük.
クログワイ	*Eleocharis kuroguwai* Ohwi
ヌマハリイ	*Eleocharis mamillata* Lindb.f.
マツバイ	*Eleocharis acicularis* (L.) Roem. et Schult. var. *longiseta* Svenson
ハリイ	*Eleocharis congesta* D.Don var. *japonica* (Miq.) T.Koyama
スジヌマハリイ	*Eleocharis equisetiformis* (Meinsh.) B.Fedtsch.
ヒメホタルイ	*Schoenoplectus lineolatus* (Franch. et Sav.) T.Koyama
ホタルイ	*Schoenoplectus hotarui* (Ohwi) Holub
イヌホタルイ	*Schoenoplectus juncoides* (Roxb.) Palla
カンガレイ	*Schoenoplectus triangulatus* (Roxb.) Soják
サンカクイ	*Schoenoplectus triqueter* (L.) Palla
フトイ	*Schoenoplectus tabernaemontani* (C.C.Gmel.) Palla
シズイ	*Schoenoplectus nipponicus* (Makino) Soják
ツルアブラガヤ	*Scirpus radicans* Schk.
チゴザサ	*Isachne globosa* (Thunb.) Kuntze
アシカキ	*Leersia japonica* Makino
キシュウスズメノヒエ	*Paspalum distichum* L. var. *disticum*
チクゴスズメノヒエ	*Paspalum distichum* L. var. *indutum* Shinners
クサヨシ	*Phalaris arundinacea* L.
ヨシ	*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.
ツルヨシ	*Phragmites japonicus* Steud.
ウキシバ	*Pseudoraphis sordida* (Thwaites) S.M.Phillips et S.L.Chen
マコモ	*Zizania latifolia* (Griseb.) Turcz. ex Stapf
マツモ	*Ceratophyllum demersum* L.
ゴハリマツモ	*Ceratophyllum platyacanthum* Cham. subsp. *oryzetorum* (Kom.) Les
バイカモ	*Ranunculus nipponicus* Nakai var. *submersus* H.Hara
ヒメバイカモ	*Ranunculus kadzusensis* Makino
ハス	*Nelumbo nucifera* Gaertn.
ホザキノフサモ	*Myriophyllum spicatum* L.
フサモ	*Myriophyllum verticillatum* L.
ハリマノフサモ	*Myriophyllum* × *harimense* Kadono et Sakiyama
タチモ	*Myriophyllum ussuriense* (Regel) Maxim.
オオフサモ	*Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Veldc.
クロバナロウゲ	*Comarum palustre* L.
ミゾハコベ	*Elatine triandra* Schkuhr var. *pedicellata* Krylov
ヒシ	*Trapa japonica* Flerow
オニビシ	*Trapa natans* L.
ミズユキノシタ	*Ludwigia ovalis* Miq.
ミズタガラシ	*Cardamine lyrata* Bunge

オオバタネツケバナ	*Cardamine regeliana* Miq.
オランダガラシ	*Nasturtium officinale* R.Br.
エゾノミズタデ	*Persicaria amphibia* (L.) Delarbre
ヤナギタデ	*Persicaria hydropiper* (L.) Delarbre
ナガエツルノゲイトウ	*Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.
ミズハコベ	*Callitriche palustris* L.
スギナモ	*Hippuris vulgaris* L.
カワヂシャ	*Veronica undulata* Wall.
イヌタヌキモ	*Utricularia australis* R.Br.
ミツガシワ	*Menyanthes trifoliata* L.
アサザ	*Nymphoides peltata* (S.G.Gmel.) Kuntze
ガガブタ	*Nymphoides indica* (L.) Kuntze
ウチワゼニクサ	*Hydrocotyle verticillata* Thunb. var. *triradiata* (A.Rich.) Fernald
ブラジルチドメグサ	*Hydrocotyle ranunculoides* L.f.
ドクゼリ	*Cicuta virosa* L.
セリ	*Oenanthe javanica* (Blume) DC.
ヌマゼリ	*Sium suave* Walter
ウキゴケ	*Riccia fluitans* L.
シャジクモ	*Chara braunii* C.C.Gmel.
カタシャジクモ	*Chara globularis* Thuill. var. *globularis*
アメリカシャジクモ	*Chara sejuncta* A.Braun
イトシャジクモ	*Chara fibrosa* Agardh ex Bruzelius subsp. *gymnopitys* Braun
オオシャジクモ	*Chara corallina* var. *corallina*
オトメフラスコモ	*Nitella hyalina* (De Candolle) C.Agardh
キヌフラスコモ	*Nitella mucronata* var. *gracilens*
ハデフラスコモ	*Nitella pulchella* Allen
ヒメフラスコモ	*Nitella flexilis* var. *flexilis*
ホシツリモ	*Nitellopsis obtusa* (Desv.) J.Groves

淡水魚類

ニホンウナギ	*Anguilla japonica*
コイ	*Cyprinus carpio*
ゲンゴロウブナ	*Carassius cuvieri*
ギンブナ	*Carassius* sp.
ニゴロブナ	*Carassius buergeri grandoculis*
キンブナ	*Carassius buergeri* subsp. 2
オオキンブナ	*Carassius buergeri buergeri*
ヤリタナゴ	*Tanakia lanceolata*
カネヒラ	*Acheilognathus rhombeus*
オオタナゴ	*Acheilognathus macropterus*
ゼニタナゴ	*Acheilognathus typus*
タイリクバラタナゴ	*Rhodeus ocellatus ocellatus*
ニッポンバラタナゴ	*Rhodeus ocellatus kurumeus*
ハス	*Opsariichthys uncirostris uncirostris*
オイカワ	*Opsariichthys platypus*
カワムツ	*Candidia temminckii*
ワタカ	*Ischikauia steenackeri*
ハクレン	*Hypophthalmichthys molitrix*
ウグイ	*Tribolodon hakonensis*
マルタ	*Tribolodon brandtii maruta*
モツゴ	*Pseudorasbora parva*
カワヒガイ	*Sarcocheilichthys variegatus variegatus*
ビワヒガイ	*Sarcocheilichthys variegatus microoculus*
タモロコ	*Gnathopogon elongatus elongatus*
ホンモロコ	*Gnathopogon caerulescens*
ニゴイ	*Hemibarbus barbus*
スゴモロコ	*Squalidus chankaensis biwae*
コウライモロコ	*Squalidus chankaensis tsuchigae*
イトモロコ	*Squalidus gracilis gracilis*
カマツカ	*Pseudogobio esocinus*
ツチフキ	*Abbottina rivularis*
ゼゼラ	*Biwia zezera*
ドジョウ	*Misgurnus anguillicaudatus*
ナマズ	*Silurus asotus*
チャネルキャットフィッシュ	*Ictalurus punctatus*
ワカサギ	*Hypomesus nipponensis*
アユ	*Plecoglossus altivelis altivelis*
シラウオ	*Salangichthys microdon*
ビワマス	*Oncorhynchus* sp.
ボラ	*Mugil cephalus cephalus*
ミナミメダカ	*Oryzias latipes*
クルメサヨリ	*Hyporhamphus intermedius*
スズキ	*Lateolabrax japonicus*

ブルーギル	*Lepomis macrochirus macrochirus*
オオクチバス	*Micropterus salmoides*
ウツセミカジカ	*Cottus reinii*
ウキゴリ	*Gymnogobius urotaenia*
イサザ	*Gymnogobius isaza*
シンジコハゼ	*Gymnogobius taranetzi*
ジュズカケハゼ	*Gymnogobius castaneus*
ゴクラクハゼ	*Rhinogobius similis*
トウヨシノボリ類	*Rhinogobius* sp. OR
ビワヨシノボリ	*Rhinogobius* sp. BW
ヌマチチブ	*Tridentiger brevispinis*
シモフリシマハゼ	*Tridentiger bifasciatus*
マハゼ	*Acanthogobius flavimanus*
アシシロハゼ	*Acanthogobius lactipes*
ウロハゼ	*Glossogobius olivaceus*
カムルチー	*Channa argus*

底生動物

エラミミズ	*Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892
イトミミズ	*Tubifex tubifex* (Muller, 1774)
ユリミミズ	*Limnodrilus hoffmeisteri* Claparede, 1862
キタヒメミミズ	*Marionina klaskisharum* Coates, 1983
ヤマナガレイトミミズ	*Rhyacodrilus komarovi* Timm, 1990
ナガレイトミミズ	*Rhyacodrilus coccineus* (Vejdovsky, 1875)
トウヤオヨギミミズ	*Yamaguchia toyensis* Fend and Ohtaka, 2004
マメシジミ	*Pisidium* sp.
アナンデールヨコエビ	*Jesogammarus* (*Annanogammarus*) *annandalei* Tattersal, 1922

ヤチスギラン	*Lycopodiella inundata* (L.) Holub
マンネンスギ	*Lycopodium dendroideum* Michx.
スギナ	*Equisetum arvense* L.
ミズドクサ	*Equisetum fluviatile* L.
イヌスギナ	*Equisetum palustre* L.
イヌドクサ	*Equisetum ramosissimum* Desf.
ヤマドリゼンマイ	*Osmundastrum cinnamomeum* (L.) C.Presl var. *fokiense* (Copel.) Tagawa
ワラビ	*Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn subsp. *japonicum* (Nakai) Á. et D.Löve
ハリガネワラビ	*Thelypteris japonica* (Baker) Ching
ニッコウシダ	*Thelypteris nipponica* (Franch. et Sav.) Ching
ヒメシダ	*Thelypteris palustris* (Salisb.) Schott
サトメシダ	*Athyrium deltoidofrons* Makino
シシガシラ	*Struthiopteris niponica* (Kunze) Nakai
タニヘゴ	*Dryopteris tokyoensis* (Makino) C.Chr.
ウラジロモミ	*Abies homolepis* Siebold et Zucc.
カラマツ	*Larix kaempferi* (Lamb.) Carrière
アカエゾマツ	*Picea glehnii* (F.Schmidt) Mast.
アカマツ	*Pinus densiflora* Siebold et Zucc.
トドマツ	*Abies sachalinensis* (F.Schmidt) Mast.
ヒツジグサ	*Nymphaea tetragona* Georgi
ヤマコウバシ	*Lindera glauca* (Siebold et Zucc.) Blume
アブラチャン	*Lindera praecox* (Siebold et Zucc.) Blume
クロモジ	*Lindera umbellata* Thunb. var. *umbellata*
ヒメカイウ	*Calla palustris* L.
ミズバショウ	*Lysichiton camtschatcensis* (L.) Schott
イワショウブ	*Triantha japonica* (Miq.) Baker
アギナシ	*Sagittaria aginashi* Makino
ホロムイソウ	*Scheuchzeria palustris* L.
ネバリノギラン	*Aletris foliata* (Maxim.) Bureau et Franch.
ノギラン	*Metanarthecium luteoviride* Maxim.
キンコウカ	*Narthecium asiaticum* Maxim.
ショウジョウバカマ	*Heloniopsis orientalis* (Thunb.) Tanaka
アオヤギソウ	*Veratrum maackii* Regel var. *parviflorum* (Maxim. ex Miq.) H.Hara
サルトリイバラ	*Smilax china* L.
カキラン	*Epipactis thunbergii* A.Gray
ヤチラン	*Hammarbya paludosa* (L.) Kuntze
ミズチドリ	*Platanthera hologlottis* Maxim.
エゾチドリ	*Platanthera metabifolia* F.Maek.
コバノトンボソウ	*Platanthera nipponica* Makino var. *nipponica*
ホソバノキソチドリ	*Platanthera tipuloides* (L.f.) Lindl.
トキソウ	*Pogonia japonica* Rchb.f.
ネジバナ	*Spiranthes sinensis* (Pers.) Ames var. *amoena* (M.Bieb.) H.Hara
キソチドリ	*Platanthera ophrydioides* F.Schmidt

ノハナショウブ	*Iris ensata* Thunb. var. *spontanea* (Makino) Nakai ex Makino et Nemoto
カキツバタ	*Iris laevigata* Fisch.
ヒオウギアヤメ	*Iris setosa* Pall. ex Link
ゼンテイカ	*Hemerocallis middendorffii* Trautv. et C.A.Mey. var. *esculenta* (Koidz.) Ohwi
ヤマラッキョウ	*Allium thunbergii* G.Don
タチギボウシ	*Hosta sieboldii* (Paxton) J.W.Ingram var. *rectifolia* (Nakai) H.Hara
コバギボウシ	*Hosta sieboldii* (Paxton) J.W.Ingram var. *sieboldii* f. *spathulata* (Miq.) W.G.Schmid
マイヅルソウ	*Maianthemum dilatatum* (Alph.Wood) A.Nelson et J.F.Macbr.
イヌノヒゲ （シロイヌノヒゲ）	*Eriocaulon miquelianum* Körn.
アズマホシクサ （ミヤマヒナホシクサ）	*Eriocaulon takae* Koidz.
イグサ	*Juncus decipiens* (Buchenau) Nakai
ミヤマホソコウガイゼキショウ	*Juncus kamschatcensis* (Buchenau) Kudô
ショウジョウスゲ	*Carex blepharicarpa* Franch.
ハクサンスゲ	*Carex canescens* L.
オニスゲ	*Carex dickinsii* Franch. et Sav.
カサスゲ	*Carex dispalata* Boott
キタノカワズスゲ	*Carex echinata* Murray
コハリスゲ	*Carex hakonensis* Franch. et Sav.
ムジナスゲ	*Carex lasiocarpa* Ehrh. subsp. *occultans* (Franch.) Hultén
ヤチスゲ	*Carex limosa* L.
ゴウソ	*Carex maximowiczii* Miq.
ミタケスゲ	*Carex michauxiana* Boeck. subsp. *asiatica* Hultén
トマリスゲ	*Carex middendorffii* F.Schmidt
ホソバオゼヌマスゲ	*Carex nemurensis* Franch.
カワズスゲ	*Carex omiana* Franch. et Sav. var. *monticola* Ohwi
ヤチカワズスゲ	*Carex omiana* Franch. et Sav. var. *omiana*
タカネハリスゲ	*Carex pauciflora* Lightf.
ツルスゲ	*Carex pseudocuraica* F.Schmidt
イッポンスゲ	*Carex tenuiflora* Wahlenb.
オオアゼスゲ	*Carex thunbergii* Steud. var. *appendiculata* (Trautv. et C.A.Mey.) Ohwi
オニナルコスゲ	*Carex vesicaria* L.
シロミノハリイ	*Eleocharis margaritacea* (Hultén) Miyabe et Kudô
シカクイ	*Eleocharis wichurae* Boeck.
サギスゲ	*Eriophorum gracile* W.D.J.Koch
ワタスゲ	*Eriophorum vaginatum* L. subsp. *fauriei* (E.G.Camus) A. et D.Löve
ミカヅキグサ	*Rhynchospora alba* (L.) Vahl
オオイヌノハナヒゲ	*Rhynchospora fauriei* Franch.
コイヌノハナヒゲ	*Rhynchospora fujiiana* Makino
ミヤマイヌノハナヒゲ	*Rhynchospora yasudana* Makino
コマツカサススキ	*Scirpus fuirenoides* Maxim.
アブラガヤ	*Scirpus wichurae* Boeck. f. *concolor* (Maxim.) Ohwi
ヒメワタスゲ	*Trichophorum alpinum* (L.) Pers.
ミネハリイ	*Trichophorum cespitosum* (L.) Hartm.
ムツノガリヤス	*Deyeuxia matsumurae* (Maxim.) Ohwi

ヌマドジョウツナギ	*Glyceria spiculosa* (F.Schmidt) Roshev.
チゴザサ	*Isachne globosa* (Thunb.) Kuntze
サヤヌカグサ	*Leersia sayanuka* Ohwi
ササガヤ	*Leptatherum japonicum* Franch. et Sav. var. *japonicum*
ススキ	*Miscanthus sinensis* Andersson
ヌマガヤ	*Moliniopsis japonica* (Hack.) Hayata
ヨシ	*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.
ケネザサ	*Pleioblastus variegatus* (Siebold ex Miq.) Makino
チシマザサ	*Sasa kurilensis* (Rupr.) Makino et Shibata
チマキザサ	*Sasa palmata* (Lat.-Marl. ex Burb.) E.G.Camus
チシマガリヤス	*Calamagrostis stricta* (Timm) Koeler subsp. *inexpansa* (A.Gray) C.W.Greene
イワノガリヤス	*Calamagrostis purpurea* (Trin.) Trin. subsp. *langsdorfii* (Link) Tzvelev
トダシバ	*Arundinella hirta* (Thunb.) Tanaka
チヂミザサ	*Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. et Schult.
ケチヂミザサ	*Oplismenus undulatifolius* (Ard.) Roem. et Schult. var. *undulatifolius*
ミツバアケビ	*Akebia trifoliata* (Thunb.) Koidz.
アオツヅラフジ	*Cocculus trilobus* (Thunb.) DC.
ヒメイチゲ	*Anemone debilis* Fisch. ex Turcz.
エンコウソウ	*Caltha palustris* L. var. *enkoso* H.Hara
ミツバオウレン	*Coptis trifolia* (L.) Salisb.
カラマツソウ	*Thalictrum aquilegiifolium* L. var. *intermedium* Nakai
チダケサシ	*Astilbe microphylla* Knoll
アリノトウグサ	*Gonocarpus micranthus* Thunb.
ノブドウ	*Ampelopsis glandulosa* (Wall.) Momiy. var. *heterophylla* (Thunb.) Momiy.
ハクサンフウロ	*Geranium yesoense* Franch. et Sav. var. *nipponicum* Nakai
ビッチュウフウロ	*Geranium yoshinoi* Makino ex Nakai
ホソバアカバナ	*Epilobium palustre* L.
アカバナ	*Epilobium pyrricholophum* Franch. et Sav.
エゾノレンリソウ	*Lathyrus palustris* L. var. *pilosus* (Cham.) Ledeb.
キンミズヒキ	*Agrimonia pilosa* Ledeb. var. *japonica* (Miq.) Nakai
クロバナロウゲ	*Comarum palustre* L.
シモツケソウ	*Filipendula multijuga* Maxim.
ズミ	*Malus toringo* (Siebold) Siebold ex de Vriese
ウワミズザクラ	*Padus grayana* (Maxim.) C.K.Schneid.
ミツバツチグリ	*Potentilla freyniana* Bornm.
ミヤコイバラ	*Rosa paniculigera* (Koidz.) Makino ex Momiy.
ナガバモミジイチゴ	*Rubus palmatus* Thunb. var. *palmatus*
シロバナトウウチソウ	*Sanguisorba albiflora* (Makino) Makino
ワレモコウ	*Sanguisorba officinalis* L.
ナガボノワレモコウ（ナガボノシロワレモコウ）	*Sanguisorba tenuifolia* Fisch. ex Link
チングルマ	*Sieversia pentapetala* (L.) Greene
ホザキシモツケ	*Spiraea salicifolia* L.
ホロムイイチゴ	*Rubus chamaemorus* L.
クマヤナギ	*Berchemia racemosa* Siebold et Zucc.
イソノキ	*Frangula crenata* (Siebold et Zucc.) Miq.

アオミズ	*Pilea pumila* (L.) A.Gray
ゴキヅル	*Actinostemma tenerum* Griff.
クリ	*Castanea crenata* Siebold et Zucc.
コナラ	*Quercus serrata* Murray
ヤチヤナギ	*Myrica gale* L. var. *tomentosa* C.DC.
ハンノキ	*Alnus japonica* (Thunb.) Steud.
ケハンノキ	*Alnus japonica* (Thunb.) Steud. f. *koreana* (Callier) H.Ohba
シラカンバ	*Betula platyphylla* Sukaczev var. *japonica* (Miq.) H.Hara
ハシバミ	*Corylus heterophylla* Fisch. ex Besser var. *thunbergii* Blume
シラヒゲソウ	*Parnassia foliosa* Hook.f. et Thomson var. *foliosa*
ウメバチソウ	*Parnassia palustris* L. var. *palustris*
コウメバチソウ	*Parnassia palustris* L. var. *tenuis* Wahlenb.
タカトウダイ	*Euphorbia lasiocaula* Boiss.
オトギリソウ	*Hypericum erectum* Thunb.
サワオトギリ	*Hypericum pseudopetiolatum* R.Keller
イワオトギリ	*Hypericum senanense* Maxim. subsp. *mutiloides* (R.Keller) N.Robson
ミズオトギリ	*Triadenum japonicum* (Blume) Makino
チシマウスバスミレ	*Viola hultenii* W.Becker
オオバタチツボスミレ	*Viola langsdorfii* Fisch. ex DC. subsp. *sachalinensis* W.Becker
シロスミレ	*Viola patrinii* DC.
ツボスミレ	*Viola verecunda* A.Gray
アギスミレ	*Viola verecunda* A.Gray var. *semilunaris* Maxim.
ヤマウルシ	*Toxicodendron trichocarpum* (Miq.) Kuntze
イロハモミジ	*Acer palmatum* Thunb.
ミネカエデ	*Acer tschonoskii* Maxim.
ナガバノウナギツカミ	*Persicaria hastatosagittata* (Makino) Nakai
ウナギツカミ （アキノウナギツカミ）	*Persicaria sagittata* (L.) H.Gross var. *sibirica* (Meisn.) Miyabe
ミゾソバ	*Persicaria thunbergii* (Siebold et Zucc.) H.Gross
スイバ	*Rumex acetosa* L.
カラフトノダイオウ	*Rumex gmelinii* Turcz. ex Ledeb.
モウセンゴケ	*Drosera rotundifolia* L.
オオヤマフスマ	*Arenaria lateriflora* L.
ナガバツメクサ	*Stellaria longifolia* Muhl. ex Willd.
エゾゴゼンタチバナ	*Cornus suecica* L.
ノリウツギ	*Hydrangea paniculata* Siebold
ツリフネソウ	*Impatiens textorii* Miq.
ヤブコウジ	*Ardisia japonica* (Thunb.) Blume
ツマトリソウ	*Lysimachia europaea* (L.) U.Manns et Anderb.
コツマトリソウ	*Trientalis europaea* L. var. *arctica* (Fisch. ex Hook.) Ledeb.
ヤナギトラノオ	*Lysimachia thyrsiflora* L.
クサレダマ	*Lysimachia vulgaris* L. subsp. *davurica* (Ledeb.) Tatew.
ヒナザクラ	*Primula nipponica* Yatabe
イワカガミ	*Schizocodon soldanelloides* Siebold et Zucc. var. *soldanelloides*
ヒメシャクナゲ	*Andromeda polifolia* L.
ヤチツツジ	*Chamaedaphne calyculata* (L.) Moench

ガンコウラン	*Empetrum nigrum* L. var. *japonicum* K. Koch
ハナヒリノキ	*Eubotryoides grayana* (Maxim.) H.Hara var. *grayana*
カラフトイソツツジ	*Ledum palustre* L. subsp. *diversipilosum* (Nakai) H.Hara var. *diversipilosum* Nakai
イソツツジ	*Ledum palustre* L. subsp. *diversipilosum* (Nakai) H.Hara var. *nipponicum* Nakai
アセビ	*Pieris japonica* (Thunb.) D.Don ex G.Don subsp. *japonica*
レンゲツツジ	*Rhododendron molle* (Blume) G.Don subsp. *japonicum* (A.Gray) K.Kron
ウラジロヨウラク	*Rhododendron multiflorum* (Maxim.) Craven
ヒメツルコケモモ	*Vaccinium microcarpum* (Turcz. ex Rupr.) Schmalh.
ツルコケモモ	*Vaccinium oxycoccos* L.
オオバスノキ	*Vaccinium smallii* A.Gray var. *smallii*
クロマメノキ	*Vaccinium uliginosum* L. var. *japonicum* T.Yamaz.
コケモモ	*Vaccinium vitis-idaea* L.
ホソバノヨツバムグラ	*Galium trifidum* L. subsp. *columbianum* (Rydb.) Hultén
ヘクソカズラ	*Paederia foetida* L.
アカネムグラ	*Rubia jesoensis* (Miq.) Miyabe et T.Miyake
オヤマリンドウ	*Gentiana makinoi* Kusn.
タテヤマリンドウ	*Gentiana thunbergii* (G.Don) Griseb. var. *minor* Maxim.
エゾリンドウ	*Gentiana triflora* Pall. var. *japonica* (Kusn.) H.Hara
ホロムイリンドウ	*Gentiana triflora* Pall. var. *japonica* (Kusn.) H.Hara f. *horomuiensis* (Kudô) Toyok.
エゾオヤマリンドウ	*Gentiana triflora* Pall. var. *japonica* (Kusn.) H.Hara f. *montana* (H.Hara) Toyok. et A.Tanaka
アケボノソウ	*Swertia bimaculata* (Siebold et Zucc.) Hook.f. et Thomson ex C.B.Clarke
ツルリンドウ	*Tripterospermum japonicum* (Siebold et Zucc.) Maxim.
シロバナカモメヅル	*Vincetoxicum sublanceolatum* (Miq.) Maxim. var. *macranthum* Maxim.
ヤチダモ	*Fraxinus mandshurica* Rupr.
イボタノキ	*Ligustrum obtusifolium* Siebold et Zucc.
ヒメシロネ	*Lycopus maackianus* (Maxim. ex Herder) Makino
エゾシロネ	*Lycopus uniflorus* Michx.
ヒメナミキ	*Scutellaria dependens* Maxim.
エゾナミキ	*Scutellaria yezoensis* Kudô
エゾイヌゴマ	*Stachys aspera* Michx. var. *baicalensis* (Fisch. ex Benth.) Maxim.
ホザキノミミカキグサ	*Utricularia caerulea* L.
コタヌキモ	*Utricularia intermedia* Heyne
ヒメタヌキモ	*Utricularia minor* L.
ムラサキミミカキグサ	*Utricularia uliginosa* Vahl
イヌツゲ	*Ilex crenata* Thunb. var. *crenata*
ハイイヌツゲ	*Ilex crenata* Thunb. var. *radicans* (Nakai) Murai
ウメモドキ	*Ilex serrata* Thunb.
サワギキョウ	*Lobelia sessilifolia* Lamb.
ミツガシワ	*Menyanthes trifoliata* L.
イワイチョウ	*Nephrophyllidium crista-galli* (Menzies ex Hook.) Gilg subsp. *japonicum* (Franch.) Yonek. et H.Ohashi
ノアザミ	*Cirsium japonicum* Fisch. ex DC.
キセルアザミ	*Cirsium sieboldii* Miq.
サワヒヨドリ	*Eupatorium lindleyanum* DC. var. *lindleyanum*
スイラン	*Hololeion krameri* (Franch. et Sav.) Kitam.

ミズギク	*Inula ciliaris* (Miq.) Maxim.
オゼミズギク	*Inula ciliaris* (Miq.) Maxim. var. *glandulosa* Kitam.
ハナニガナ	*Ixeridium dentatum* (Thunb.) Tzvelev subsp. *nipponicum* (Nakai) Pak et Kawano var. *albiflorum* (Makino) Tzvelev f. *amplifolium* (Kitam.) H.Nakai et H.Ohashi
オゼニガナ	*Ixeridium dentatum* (Thunb.) Tzvelev subsp. *ozense* (Sugim.) Yonek.
ミコシギク	*Leucanthemella linearis* (Matsum.) Tzvelev
トウゲブキ	*Ligularia hodgsonii* Hook.f.
ハンカイソウ	*Ligularia japonica* DC.
タムラソウ	*Serratula coronata* L. subsp. *insularis* (Iljin) Kitam.
アキノキリンソウ	*Solidago virgaurea* L. subsp. *asiatica* (Nakai ex H.Hara) Kitam. ex H.Hara
オオアキノキリンソウ	*Solidago virgaurea* L. subsp. *gigantea* (Nakai) Kitam.
ミヤマアキノキリンソウ（コガネギク）	*Solidago virgaurea* L. subsp. *leiocarpa* (Benth.) Hultén
ガマズミ	*Viburnum dilatatum* Thunb.
コバノガマズミ	*Viburnum erosum* Thunb.
ミヤマガマズミ	*Viburnum wrightii* Miq. var. *wrightii*
ツクバネウツギ	*Abelia spathulata* Siebold et Zucc. var. *spathulata*
クロミノウグイスカグラ	*Lonicera caerulea* L. subsp. *edulis* (Regel) Hultén var. *emphyllocalyx* (Maxim.) Nakai
スイカズラ	*Lonicera japonica* Thunb.
ノダケ	*Angelica decursiva* (Miq.) Franch. et Sav.
オオバセンキュウ	*Angelica genuflexa* Nutt.
ドクゼリ	*Cicuta virosa* L.
ムカゴニンジン	*Sium ninsi* L.
トウヌマゼリ	*Sium suave* Walter var. *suave*
シラネニンジン	*Tilingia ajanensis* Regel
ホラゴケモドキ	*Calypogeia azurea* Stotler et Crotz.
ミズホラゴケモドキ	*Calypogeia sphagnicola* (Arnell et J.Perss.) Warnst. et Loeske
トサホラゴケモドキ	*Calypogeia tosana* (Steph.) Steph.
スギバミズゴケ	*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.
ウスベニミズゴケ（アカミズゴケ）	*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw. var. *tenellum* (Schimp.) H.A.Crum
キダチミズゴケ	*Sphagnum compactum* DC.
ハリミズゴケ	*Sphagnum cuspidatum* Ehrh. ex Hoffm.
ヒメミズゴケ	*Sphagnum fimbriatum* Wilson
チャミズゴケ	*Sphagnum fuscum* (Schimp.) H.Klinggr.
フナガタミズゴケ	*Sphagnum imbricatum* Hornsch. ex Russow
ムラサキミズゴケ	*Sphagnum magellanicum* Brid.
フトハリミズゴケ	*Sphagnum majus* (Russow) C.Jensen
コアナミズゴケ	*Sphagnum microporum* Warnst. ex Cardot
オオミズゴケ	*Sphagnum palustre* L.
イボミズゴケ	*Sphagnum papillosum* Lindb.
ウツクシミズゴケ	*Sphagnum pulchrum* (Lindb. ex Braithw.) Warnst.
ゴレツミズゴケ	*Sphagnum quinquefarium* (Lindb. ex Braithw.) Warnst.
アオモリミズゴケ	*Sphagnum recurvum* P.Beauv. var. *recurvum*
サンカクミズゴケ	*Sphagnum recurvum* P.Beauv. var. *brevifolium* (Lindb. ex Braithw.) Warnst.
コサンカクミズゴケ	*Sphagnum recurvum* P.Beauv. var. *tenue* H.Klinggr.

ウロコミズゴケ	*Sphagnum squarrosum* Crome
ワラミズゴケ	*Sphagnum subnitens* Russow et Warnst. var. *nitidum* (Warnst.) H.A.Crum
ユガミミズゴケ	*Sphagnum subsecundum* Nees ex Sturm
ワタミズゴケ	*Sphagnum tenellum* Ehrh. ex Hoffm.
ウマスギゴケ	*Polytrichum commune* L. ex Hedw.
スギゴケ	*Polytrichum juniperinum* Willd. ex Hedw.
ヌマシッポゴケ	*Dicranum bonjeanii* De Not.
チャシッポゴケ	*Dicranum fuscescens* Turner
チシマシッポゴケ	*Dicranum majus* Turner
カモジゴケ	*Dicranum scoparium* Hedw.
シモフリゴケ	*Racomitrium lanuginosum* (Hedw.) Brid.
オオヒモゴケ	*Aulacomnium palustre* (Hedw.) Schwägr.
フロウソウ	*Climacium dendroides* (Hedw.) F.Weber et D.Mohr
シノブゴケ	*Thuidium* sp.
イトササバゴケ	*Calliergon stramineum* (Brid.) Kindb.
コガネハイゴケ	*Campyliadelphus chrysophyllus* (Brid.) R.S.Chopra
カギハイゴケ	*Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske
アラハヒツジゴケ	*Kurohimehypnum ctenidioides* (Cardot) Sakurai
クサゴケ	*Callicladium haldanianum* (Grev.) H.A.Crum
タマキチリメンゴケ	*Hypnum dieckii* Renauld et Cardot
ヒメハイゴケ	*Hypnum oldhamii* (Mitt.) A.Jaeger et Sauerb.
ハイゴケ	*Hypnum plumaeforme* Wilson
タチハイゴケ	*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.
フサゴケ	*Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst.
エゾムチゴケ	*Bazzania trilobata* (L.) Gray
コスギバゴケ	*Kurzia makinoana* (Steph.) Grolle
タカネヤバネゴケ	*Cephalozia leucantha* Spruce
マルバヤバネゴケ	*Cephalozia lunulifolia* (Dumort.) Dumort.
オタルヤバネゴケ	*Cephalozia otaruensis* Steph.
ウキヤバネゴケ	*Cladopodiella fluitans* (Nees) H.Buch
テガタモミジゴケ	*Barbilophozia barbata* (Schreb.) Loeske
ヘリトリウロコゴケ	*Gymnocolea inflata* (Huds.) Dumort.
ヌマカタウロコゴケ	*Mylia anomala* (Hook.) Gray
カタウロコゴケ	*Mylia taylorii* (Hook.) Gray
ホソバミズゼニゴケ	*Apopellia endiviifolia* (Dicks.) Nebel et D.Quandt
ミズゼニゴケ	*Pellia epiphylla* (L.) Corda
エゾミズゼニゴケ	*Pellia neesiana* (Gottsche) Limpr.
ハナゴケ	*Cladonia rangiferina* (L.) F.H.Wigg.
ミヤマハナゴケ	*Cladina stellaris* (Opiz) Brodo

関連ウェブサイト URL

- モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原） 調査報告書
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/reports/index.html

- モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原） 速報
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/findings/newsflash/index.html

- モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原） 調査マニュアル
  http://www.biodic.go.jp/moni1000/manual/index.html

- いきものログ 生物情報 収集・提供システム
  http://ikilog.biodic.go.jp/

- 湿地の多面的価値評価軸の開発と広域評価に向けた情報基盤形成（環境研究総合推進費）
  ・水生・湿生植物チェックリスト
  ・救荒植物データベース
  ・維管束植物和名変換シート
  ・さがそう！日本の水草 44 種
  ・水草ハンドブック
  http://wetlands.info/

- 維管束植物和名チェックリスト
  https://www.gbif.jp/v2/activities/wamei_checklist.html

- International Long Term Ecological Research（ILTER）
  https://www.ilter.network/

- 日本長期生態学研究ネットワーク（Japan Long-Term Ecological Research Network: JaLTER）
  http://www.jalter.org/

- 地球規模生物多様性情報機構（Global Biodiversity Information Facility: GBIF）
  http://www.gbif.org/

- 地球規模生物多様性情報機構日本ノード（Japan Node of GBIF: JBIF）
  http://www.gbif.jp/

- GEMS/Water ナショナルセンター（Global Environmental Monitoring System/Water Program）
  http://db.cger.nies.go.jp/gem/inter/GEMS/gems_jnet/index_j.html

- Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON)
  http://www.gleon.org/

- 世界湖沼データベース（World Lake Database）
  http://wldb.ilec.or.jp/

調査体制

＜検討会・分科会・ワーキンググループ委員＞

井上　京	北海道大学大学院農学研究院	(2015～　)
岩熊敏夫	北海道大学／函館工業高等専門学校	(2008～2018)
占部城太郎	東北大学大学院生命科学研究科	(2008～　)
小熊宏之	国立環境研究所 環境計測研究センター	(2008～2014)
鬼倉徳雄	九州大学大学院農学研究院	(2015～　)
角野康郎	神戸大学理学部生物学科	(2015～　)
加納光樹	茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター	(2015～　)
國井秀伸	島根大学研究機構汽水域研究センター	(2008～　)
志賀　隆	新潟大学教育学部自然情報講座	(2015～　)
高村典子	国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター	(2008～2018)
中島　淳	福岡県保健環境研究所	(2015～　)
中野伸一	京都大学生態学研究センター	(2010～　)
西野麻知子	びわこ成蹊スポーツ大学	(2008～2018)
西廣　淳	国立環境研究所気候変動適応センター	(2015～　)
野原精一	国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター	(2008～　)
波田善夫	岡山理科大学生物地球学部	(2015～　)
冨士田裕子	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園	(2008～　)
藤本泰文	宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団	(2015～　)
松崎慎一郎	国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター	(2015～　)
山ノ内崇志	福島大学共生システム理工学類	(2015～　)
遊磨正秀	龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科	(2008～2014)
吉岡崇仁	京都大学フィールド科学教育研究センター	(2008～2014)
渡辺勝敏	京都大学大学院理学研究科	(2015～　)

＜事務局＞

加藤　将	現：新潟大学教育学部
井藤大樹	現：徳島県立博物館
金子誠也	日本国際湿地保全連合
横井謙一	日本国際湿地保全連合

＜*サイト代表者・調査者・調査協力者＞

水生植物調査

然別湖サイト

*志賀　隆　　新潟大学教育学部

高村典子、坪田和真、山崎真実、丸山まさみ

ウトナイ湖サイト

*片桐浩司　　秋田県立秋田中央高等学校

山ノ内崇志、秋山実希、佐藤真彩、藤井諒太郎、櫻井善文

小川原湖サイト

*西廣　淳　　東邦大学理学部生命圏環境科学科

高村典子、國井秀伸、志賀　隆、角野康郎、白土智子、
糟谷栄吾、Ji Yoon Kim、山岸洋貴、辻村　収、川口智子、
澤田　満、乗田利一、横山昭子

伊豆沼・内沼サイト

*藤本泰文　　宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団

山ノ内崇志

頸城湖沼群サイト

*志賀　隆　　新潟大学教育学部

高村典子、西廣　淳、國井秀伸、山ノ内崇志、平澤優輝

河口湖サイト

*芹澤如比古 山梨大学教育学部

志賀　隆、首藤光太郎、緑川昭太郎、中村誠司、上嶋崇嗣、
坪田和真、山ノ内崇志

琵琶湖サイト

*角野康郎　神戸大学理学部生物学科
　芦谷美奈子、大槻達郎、石田未基、稗田真也、植田　潤、
　酒井陽一郎、石川可奈子、森　小夜子、村長昭義

宍道湖サイト
*國井秀伸　島根大学研究機構汽水域研究センター
　辻井要介、川上　豪

江津湖サイト
*前田哲弥　熊本県博物館ネットワークセンター
　高村典子、山ノ内崇志、山口瑞貴

淡水魚類調査

伊豆沼・内沼サイト
*藤本泰文　宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団
　星　雅俊、森　晃、上田紘司

西浦古渡サイト
*松崎慎一郎 国立環境研究所
　松崎慎一郎

北浦爪木サイト
*加納光樹　茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター
　遠藤友樹、瀬谷将宣、平山拓弥、石塚実紀、碓井星二、
　金子誠也、川島裕太

琵琶湖サイト
*渡辺勝敏　京都大学大学院理学研究科
　藤本泰文、松崎慎一郎、中島　淳、田畑諒一、山﨑　曜、三品達
　平、遠藤千晴、伊藤僚祐、大戸夢木、阿部　司

三方湖サイト
*富永　修　福井県立大学
　石田健大、竹内　優

宍道湖サイト
*中畑勝見　島根県立宍道湖自然館 ゴビウス
　山口勝秀、寺岡誠二

鎮西湖サイト
*中島　淳　福岡県保健環境研究所
　鬼倉徳雄、小山彰彦、北川裕一、梅村啓太郎、若林瑞希、
　秋庭広大

底生動物調査

阿寒湖サイト
*大高明史　弘前大学教育学部
　西野麻知子

池田湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　Linden Havimana、井上栄壮、広瀬雅人、増田育司、大高明史、
　齋藤　誠

琵琶湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　井上栄壮、大高明史

木崎湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　山本雅道、大高明史

支笏湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　大高明史、北藪順弥

摩周湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　大高明史、鳥居高明

猪苗代湖サイト
*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
　大高明史

湿原調査

サロベツ湿原サイト
*冨士田裕子 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園
　村松弘規、李　娥英、井上　京、小林春毅、嶋崎暁啓、森永太一

上川浮島湿原サイト
*冨士田裕子 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園
　佐藤雅俊、小林春毅、井上　京、犬飼隼人、横地　穣

霧多布湿原サイト
*加藤ゆき恵 釧路市立博物館
　冨士田裕子、河内直子、辻　ねむ、樋口正信

釧路湿原サイト
*野原精一　国立環境研究所
　佐藤雅俊

八甲田山湿原サイト
*佐々木雄大 横浜国立大学大学院環境情報研究院
　神山千穂、田中孝尚、岩知道優樹、巻島大智、忍足龍彦

八幡平サイト
*竹原明秀　岩手大学人文社会科学部
　佐藤弘一朗、寺澤祐樹、横山正弘

尾瀬ヶ原湿原サイト
*野原精一　国立環境研究所
　竹原明秀、樋口正信、佐藤雅俊、小熊宏之、安類智仁、小林慎治

戦場ヶ原湿原サイト
*吉川正人　東京農工大学農学研究院
　野原精一、橘川晃樹、藤澤高広、中田真菜、吉野愛美

鯉ヶ窪湿原サイト
*波田善夫　岡山理科大学生物地球学部
　林　広祥、森山舞奈、太田　謙、西本　孝

謝辞

本事業の遂行にあたっては、以下のとおり、多くの研究機関、行政機関、地方自治体などの皆様に多大なご協力をいただきました。ここに記して深謝申し上げます。

青森市森林博物館
阿寒湖漁業協同組合
秋田県立秋田中央高等学校
岡山県自然保護センター
岡山理科大学自然植物園
岡山理科大学生物地球学部
株式会社ドーコン
近畿植物同好会
釧路市立博物館
熊本県博物館ネットワークセンター
熊本市立熊本博物館
群馬県教育委員会
公益財団法人尾瀬保護財団
公益財団法人宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団
帯広畜産大学畜産生命科学研究部門
茨城大学広域水圏環境科学教育研究センター
岩手大学人文社会科学部
鹿児島大学水産学部
九州大学大学院農学研究院
京都大学生態学研究センター
神戸大学理学部生物学科
島根大学教育学部
島根大学研究機構汽水域研究センター
島根大学生物資源科学部
信州大学山岳科学総合研究所
千葉大学教育学部
東京大学大学院新領域創成科学研究科
東京大学大学院農学生命科学研究科
東京農工大学農学研究院
東北大学生命科学研究科
新潟大学教育学部自然情報講座
新潟大学大学院自然科学研究科
弘前大学教育学部
弘前大学白神自然環境研究所
北海道大学大学院農学研究院
北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園
山梨大学教育学部
横浜国立大学大学院環境情報研究院
国連大学サステイナビリティと平和研究所
湖北野鳥センター／琵琶湖水鳥・湿地センター
札幌市博物館活動センター
然別湖を考える会
滋賀植物同好会
滋賀県琵琶湖環境科学研究センター
滋賀県立大学
滋賀県立琵琶湖博物館
島根県立宍道湖自然館ゴビウス
津軽植物の会
東京パワーテクノロジー株式会社（尾瀬林業）
東邦大学理学部生命圏環境科学科
特定非営利活動法人片品・山と森の学校
特定非営利活動法人霧多布湿原ナショナルトラスト
特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク
特定非営利活動法人自然再生センター
国立科学博物館
国立環境研究所
日本シジミ研究所
函館工業高等専門学校
弘前市役所
びわこ成蹊スポーツ大学
福井県立大学
福岡県保健環境研究所
文化庁文化財部記念物課
宮城植物の会

各年度業務名、請負者

平成 20 年度（2008 年度）

業務名　平成 20 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　財団法人　自然環境研究センター
〒110-8676　東京都台東区下谷 3-10-10

平成 21 年度（2009 年度）

業務名　平成 21 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 22 年度（2010 年度）

業務名　平成 22 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 23 年度（2011 年度）

業務名　平成 23 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 24 年度（2012 年度）

業務名　平成 24 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 25 年度（2013 年度）

業務名　平成 25 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 26 年度（2014 年度）

業務名　平成 26 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業
（モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務

請負者　特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合
〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 27 年度（2015 年度）

業務名	平成 27 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 28 年度（2016 年度）

業務名	平成 28 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0013　東京都中央区日本橋人形町 3-7-3 NCC 人形町ビル 6 階

平成 29 年度（2017 年度）

業務名	平成 29 年度重要生態系監視地域モニタリング推進事業 （モニタリングサイト 1000）陸水域調査業務
請負者	特定非営利活動法人　日本国際湿地保全連合 〒103-0011　東京都中央区日本橋大伝馬町 17-1 城野ビルⅡ 2 階

モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原）
2009-2017 年度とりまとめ報告書
令和２（2020）年
環境省自然環境局　生物多様性センター
〒403-0005 山梨県富士吉田市上吉田剣丸尾 5597-1
電話：0555-72-6033　FAX：0555-72-6035