

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



表紙写真

左列

ゾウミジンコモドキ属の一種 (*Bosminopsis* sp.)

ヨシ (*Phragmites australis*)

マメシジミ (*Pisidium* sp.)

右列

シヨウジョウバカマ (*Heloniopsis orientalis*)

クンシヨウモの仲間 (*Pediastrum simplex*)

尾瀬の池塘

はじめに

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、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、平成15年度から開始した。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、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施策の1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1000箇所程度の調査サイトを設定し、長期的に継続してモニタリングすることにより、生物種の減少などの生態系の変化をとらえ、適切な生態系およ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などを定量的に調査し、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、市民ボランティアなど、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。収集された情報は、蓄積・管理し、モニタリングサイト1000のウェブサイトなどを通じて広く一般に公開することにより、国はもちろん、地方自治体、NPO、市民ボランティア、研究者、学校などにおいて幅広く活用されることを期待している。

陸水域では水資源の利用や農業といったさまざまな人間活動により、環境改変が進められてきた。特に湖沼では、このような人為的な改変に加え、また、地球温暖化の影響によって湖水の鉛直混合が阻害され、湖水の循環様式の変化とそれにとまなう生態系の変化が生じることも懸念されている。湿原では、タンチョウをはじめ希少な水鳥や動物たちの生息地が形成され、貴重な植物が生育する。また、湿原は大量の水を蓄える役割や、過剰な栄養塩や有害物質を低減するなどの浄化機能を有する。しかし、一方では高層湿原の乾燥化にとまなうササの侵入やシカによる湿原植生の摂食にみられるような湿原生態系の劣化が大きな問題となっている。このように、陸水域の環境は、既にさまざまな人為的な悪影響が認められているため、わが国の代表的な陸水域の状態を、適切な手法で長期的にモニタリングすることは、異変をいち早く検出し、適切な自然環境保全施策に資するために大きな役割を果たすと考えられる。

モニタリングサイト1000陸水域調査は、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された。翌年度の平成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が設置され、具体的なモニタリング手法や調査サイトを決定し、同年から平成21年度にかけては試行調査が行われた。平成22年度からは本調査が開始され、その後、少しずつ調査サイト数を増やしながら調査を続けてきた。

湖沼調査では、生態系の異変を検出するために、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、種組成と物理化学環境の変化ならびに植物の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、湿原植生と物理環境を対象とした調査が行われており、それぞれ、長期の蓄積した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続けてきた。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 5 年目を迎えたことを 1 つの区切りとして、これまでに得られた成果について、初めてとりまとめたものである。

本報告書では、まずモニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原）の概要および各調査の手法について紹介した上で、これまで湖沼調査および湿原調査において実施されてきた調査結果のとりまとめを通して、陸水域生態系の現状について把握を試みた。

最後に、調査結果を踏まえ、わが国の陸水域の生物多様性を概観しつつ、これまでの調査手法の妥当性や今後の事業の方向性についての課題と展望をまとめた。

本調査の実施にあたっては、各サイトの調査員の皆様、検討会・分科会委員の皆様にご多大なご尽力をいただいた。ここに厚く御礼申し上げます。

平成 26 年 環境省自然環境局生物多様性センター

要 約

モニタリングサイト 1000 陸水域調査（湖沼・湿原）は 2009 年度から調査を開始した。試行的調査としての内容を多く含むものの、2013 年度で 5 年目を迎えた。そこで、これまでに得られたデータから、各サイトにおける生物多様性の状況などを把握するためのとりまとめを行った。

第 1 章「湖沼生態系」では、生態系の概要を解説するとともに、動植物プランクトン、底生動物、湖辺植生を対象としたモニタリングについて、調査デザイン、調査方法、調査結果、総括を記述した。第 2 章「湿原生態系」では、湿原植生、物理環境を対象としたモニタリングについて、第 1 章と同様に記述するとともに、インターバルカメラを用いた定点撮影調査の方法論についても検証し、課題などを抽出した。第 3 章「今後の課題と展望」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・管理および発信、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、事業としての成果、課題、展望をまとめた。以下にとりまとめ結果の概要を示す。

湖沼生態系では、プランクトン、底生動物、湖辺植生を調査対象とした。湿原生態系では、湿原植生、物理環境、定点撮影を調査項目とした。調査サイトは、地理的な位置に偏りが生じないこと、生物分布の北限や南限などの特異な分布地を含めること、調査実施体制が確保できること、既存のデータが利用可能であることなどの基準に基づき選定した。調査サイトの候補地は、湖沼 20 サイトおよび湿原 10 サイトが選定され、これまでに湖沼 8 サイトと湿原 4 サイトにおいて調査を実施した。調査は実施項目に応じて毎年および数年単位のローテーションで実施することを基本とし、経年比較ができるよう各年の調査は同時期に実施した。

プランクトン調査は 7 サイト 8 水域で延べ 26 回実施し、クロロフィル a 量と透明度の関係や動植物プランクトンの種組成を明らかにした。一次生産量の指標となるクロロフィル a 量は、数年にわたり霞ヶ浦サイトで高く、阿寒湖サイトや琵琶湖（北湖）サイトで低い傾向を示した。透明度は、クロロフィル a 量が低いほど高い値を示し、両者には強い負の相関が認められた。動植物プランクトンの種組成は各湖沼の塩分や栄養塩濃度、水深などの違いにより異なることが示唆された。しかし、プランクトンは世代時間が短く、短期的な変動が大きいことから、1 年に 1 回の調査という制約の中では、年間を通じた状況を把握することは困難であった。

底生動物調査は、地球温暖化が湖水の循環様式の変化を通して湖底環境に影響を与えることなどを意識し、湖底環境の異変を把握することを目的に 4 サイトで実施した。深底部から採集された底生動物は、琵琶湖サイトではイトミミズ亜科の一種やアナンデルヨコエビなどが採集され、多様な生物が確認された。また、木崎湖サイトの深底部からはイトミミズとユスリカ科の一種の 2 種が確認されたが、阿寒湖と池田湖サイトの深底部からは生物が確認されなかった。池田湖は、地球温暖化の影響で 1986 年以降冬期の全層鉛直循環がみられなくなっていたが、2012 年 1 月に再び全層鉛直循環し、湖盆中央部まで溶存酸素が供給された。しかし、本調査で底生動物がまったく確認されなかったことから、成層する湖沼の深底部では、無酸素状態が十数年続いた後に、溶存酸素濃度がある程度回復したとしても、深湖底の底生動物相はすぐには回復しないことが示唆された。

湖辺植生調査は5サイトにおいて、それぞれ3月、6月、9月に実施し、湖岸景観の基礎をなす湖辺植生、とりわけヨシについて植物量やフェノロジーの変化などを明らかにした。春分時(3月調査)の新芽の出現数は、年度間、サイト間、サイト内の方形区間で異なった。ヨシの芽生えに影響する日平均地温10℃を超える時期は、伊豆沼サイトで遅く、他のサイトで早い傾向を示した。霞ヶ浦や宍道湖サイトでは多くの新芽が確認されたが、伊豆沼や琵琶湖サイトではほとんど新芽は確認されなかった。9月調査時におけるヨシ植物量の5年間の平均値を求め、各方形区の植物量を比較した結果、ヨシの生長特性は各サイトの環境条件やヨシ帯内の位置などによって異なることが示唆されたが、5サイトでは測定された生物変数と地温との関係性は考察できなかった。

湿原植生調査は4サイトで実施し、鉏路湿原サイトでは5回、その他のサイトではそれぞれ2回調査を行った。各サイトの調査ライン上に設置された方形区内の植生の分布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これまでの5年間で大きな変化は確認されなかった。ただし、サロベツ湿原サイトではササの分布拡大が、鉏路湿原や尾瀬ヶ原湿原サイトではシカの食害が懸念されることが明らかとなった。

物理環境調査は湿原植生調査を実施した4サイトで行った。湿原は土壤水分が過剰な立地であることが特徴で、地下水位はその立地を支えるもっとも重要な物理環境要素である。また、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、データロガーを用いて気温や地温ならびに地下水位の変化を追跡した。しかし、これまでの調査は観測期間が短く、データの欠損や解釈の難しいデータの混入などがあったため、詳細な解析は実施できなかった。データロガーを用いた気象などのモニタリングは、データ取得の面では人的コストを最小にして多くの連続データが取得できる点できわめて有効であったが、機器類の不具合については課題も残され、また、データ取得後のデータ解析方法やデータの標準化などの問題も明らかとなった。

湿原植生調査の一環として試行的に実施された定点撮影調査では、積雪や融雪、植物のフェノロジーなど、湿原の季節変動や経年変化の一端をとらえることができた。しかし、画像データ収集のための技術的課題は多く残されており、安定して長期間にわたり画像データを蓄積していくためにはさらなる検討が必要と考えられた。インターバルカメラを利用して、湿原における生物多様性の変化をモニタリングしていくためには、目的を明確化し、それに応じた機器類を選択する必要がある。

以上のように、モニタリングサイト1000陸水域調査の2009-2013年度の調査では長期的な変化をとらえるための基礎的なデータが収集できた。しかし、今後、長期モニタリングを継続していく上で、いくつかの課題も認められた。そのため、より効果的な長期モニタリングとして継続していくために、調査項目、調査方法、そして調査体制の見直しを行う必要があると考えられた。本事業においてもっとも重要な課題は、調査サイト数の充実である。限られた予算の中で、より充実した長期モニタリングが継続できるように、今後、新規サイトの拡充の可能性や、調査協力の体制などについても検討していく必要がある。

目次

第1章 湖沼生態系	3
1. 生態系の概要	3
2. 調査デザイン	4
1) 調査項目（対象生物）の選定と特徴	4
2) 調査サイトの選定と配置	5
3) 調査実施サイトの概要	6
4) 調査実施状況	9
3. 調査方法	11
4. 調査結果	12
1) プランクトン調査	12
(1) 植物プランクトン調査	12
(2) 動物プランクトン調査	17
2) 底生動物調査	21
3) 湖辺植生調査	31
5. 総括	35
第2章 湿原生態系	37
1. 生態系の概要	37
2. 調査デザイン	39
1) 調査項目の選定と特徴	39
2) 調査サイトの選定と配置	40
3) 調査実施サイトの概要	41
4) 調査実施状況	43
3. 調査方法	45
4. 調査結果	46
1) 湿原植生調査	46
(1) サロベツ湿原サイト	46
(2) 釧路湿原サイト	48
(3) 八甲田山湿原サイト	51
(4) 尾瀬ヶ原湿原サイト	53
2) 物理環境調査	56
(1) サロベツ湿原サイト	56
(2) 釧路湿原サイト	57
(3) 八甲田山湿原サイト	59
(4) 尾瀬ヶ原湿原サイト	61
3) 定点撮影調査の方法論の検証	63
(1) 色解析	63
(2) 開花フェノロジー	66
5. 総括	68

第3章 今後の課題と展望	71
1. サイト配置	71
2. 調査手法	71
3. 持続可能な調査体制	72
4. 情報の共有・管理および発信	73
5. 結果の保全施策への活用	73
6. 国際的枠組みとの連携	73
参考情報	75
調査体制	76
謝辞	77
各年度業務名、請負者	78

第1章 湖沼生態系

1. 生態系の概要

湖沼は、地殻変動、火山活動、氷河活動、河口における堆砂など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、海跡湖など、また、水の栄養度により貧栄養湖、中栄養湖、富栄養湖、過栄養湖など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、タンガニイカ湖について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・分散や相互作用など、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、森林や草地など他の生態系に比べ閉鎖性が強いこと、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、 4°C で密度が最大になるという水の物性に支配されるとともに、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、特に温帯域の湖沼では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、ある臨界点を越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、灌漑用水、生活用水、水力発電などの水資源の供給、ならびに漁業やレクリエーションの場として幅広く利用されている。このような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など、湖沼環境には大きな人為的改変が施されてきた。歴史的にみると、わが国では、明治の頃に水産有用種が積極的に導入された。戦後は、浅い湖沼を対象に干拓が行われ1991年までに 347 km^2 が干拓された。経済の高度成長の時代には、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は、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、80年代になるとブラックバスやブルーギルなど北米原産の侵略的外来種の魚食魚が分布を拡大し漁業被害など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、水産有用種の放流など、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など、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. 調査デザイン

1) 調査項目(対象生物)の選定と特徴

湖沼生態系のモニタリングに対するアプローチはさまざまで、例えば、沖帯を対象に、水質や水循環様式などの変化とそれらにともなうプランクトンの変化、沿岸帯を対象に、湖岸の改変やそれらにともなう植生群落の変化、そこに生息する生物の変化などのモニタリングが考えられる。本事業は、生物多様性と生態系機能に焦点を置いたモニタリング事業であることから、動植物プランクトン、底生動物、湖辺植生(ヨシを中心とした高茎草本植物)をモニタリングの対象項目(生物)に選定し調査を実施してきた(表 1-1)。

植物プランクトンは水中の二酸化炭素と栄養塩を取り込み、太陽光を受けて光合成を行い、無機物から有機物を合成する一次生産者として重要な役割を担う。動物プランクトンは、一次消費者として、また、魚類などの餌生物として利用され、植物プランクトンによって合成されたエネルギーを高次の栄養段階へ転送する

役割を担っている。そのため、動植物プランクトンのモニタリングは、湖沼における生物生産の根幹を追跡する上で重要である。

底生動物は、沿岸部の浅所から湖盆の深所まで広く分布し、主に、湖水中で生産された有機物を餌とし、魚類などの餌生物として利用されるため、動物プランクトンと同様に一次消費者としての役割を担う。湖沼に生息する底生動物の多くは、浮遊生活をもたず、一生を湖底で過ごすため、溶存酸素濃度などの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湖沼の環境指標として用いられてきた。特に、成層する深い湖沼では、温暖化によって湖水の循環様式が変化し水温躍層下の深水層への酸素供給がなくなると、底生動物が死滅する現象が知られている(Ohtaka et al. 2006)。このため、底生動物相をモニタリングすることは、湖沼の栄養状態や温暖化による環境変化を察知できる可能性がある。

表 1-1. 湖沼調査の調査対象

調査対象	生態系での役割	指標としての有用性
プランクトン	<ul style="list-style-type: none"> 植物プランクトンは、光合成によって有機物を生産するため、湖沼生態系内において生産者として、また動物プランクトンの餌としての役割を担う 動物プランクトンは、植物プランクトンの消費者として、また魚類など高次の消費者の餌としての役割を担う 	<ul style="list-style-type: none"> 一次生産量の指標となり、同時に湖沼の富栄養化レベルの指標ともなる 種組成の長期間の変化からは、富栄養化の他、水温の変化とも関連して温暖化影響による生物多様性の変化をとらえられる可能性がある
底生動物	<ul style="list-style-type: none"> 魚類などの餌生物として、底泥のエネルギーを食物連鎖の高次段階へと効率良く転送する 湖底に堆積した有機物を食べて成長し分解者としての役割を担う 底泥中で活動することで底泥からの栄養塩溶出を促進する 	<ul style="list-style-type: none"> 多くの淡水性底生動物は一生をきわめて限られた地域で過ごし、生息環境の変化に敏感であるため、環境汚染の指標として有用である 底泥内の生物量をみることで、温暖化による湖水循環への影響をとらえることができる
湖辺植生	<ul style="list-style-type: none"> 湖岸景観の基礎をなし、水陸移行帯に生息する動物の生息場や繁殖場として機能する 地下茎を伸ばし、湖岸の地盤を安定化させる 水中や土中から栄養塩を吸収し水質浄化作用を持つ 	<ul style="list-style-type: none"> 植物の発芽、開花、結実などの生物季節の変化は気候変動の指標となる ヨシ群落の植物量を指標とすることで、ヨシ群落の繁栄や衰退といった植生の変化、フェノロジーの変化などを把握でき、例えば温暖化などの環境変化とヨシのフェノロジーや植物量の変化との関連を推測することができる 植生帯の減少は多くの生物に必要な環境の減少を示すため、生物多様性の劣化の指標になると考えられる

湖辺植生は湖岸景観の基礎をなし、水陸移行帯に生息する動物の生息場や繁殖場として機能する。特に、湖辺植生の代表種であるヨシは、地下茎を深く伸ばし群落を形成することで地盤を安定化させ、波浪などによる湖岸の侵食を防ぐ役割も担っている。また、水中や土中の栄養塩を吸い上げて成長するため水質浄化作用

を持つ。さらに、ヨシは北海道から九州に至る国内各地の湖沼で普通にみられる水生植物であるため、フェノロジーや植物量の時間的変化あるいは地理的な広域変化を把握することで、例えば温暖化などの環境変化との関連を推測することが可能と考えられる。

2) 調査サイトの選定と配置

湖沼生態系における調査サイトは、生物多様性の保全上重要な自然湖沼として、重要湿地500（環境省自然環境局 2002）の「湖沼」に区分され、かつ、環境省の定める特定湖沼（環境庁自然保護局 1993）に該当する32箇所を一次候補とした。湖沼分科会では、その中から、①地理的に均等に配置すること、②生物分布の北限や南限などの特異な分布地を含めること、③調査実施体制が確保できること、④既存のデータが利用可能であること、⑤国際的枠組みのモニタリング（Japan Long-Term Ecological Research Network: JaLTER）に参加していることなどを選定の基準とし、絞り込みを行った。

調査サイトの絞り込みにあたっては、調査項目（対象生物）の特性に適した湖沼条件、生物

多様性保全のための国土区分（10区分）を基準にした地理的なバランス、塩分・栄養度・水深・自然度などの環境条件を考慮した。さらに、公共用水域水質調査の実施状況や調査機関および調査員の確保などに基づく継続性なども考慮し、わが国を代表する多種多様な湖沼がバランスよく含まれるよう候補地を選定した。

最終的には淡水湖沼14箇所、汽水湖沼7箇所の計21湖沼（中海と宍道湖をそれぞれ1サイトとした場合）に絞り込んだ（表1-2、図1-1）。これまで、21箇所のサイト候補地の内、8サイトで調査を開始し、モニタリングを継続している。

表 1-2. 生物多様性保全のための国土区分と湖沼調査サイトの配置

地理区分	富栄養	中栄養	貧栄養	酸栄養
区分1	能取湖 阿寒湖	厚岸湖	摩周湖	-
区分2	-	-	支笏湖	-
区分3	伊豆沼 諏訪湖	山中湖	-	-
区分4	-	小川原湖 尾瀬沼 木崎湖	宇曽利山湖 猪苗代湖	
区分5	三方五湖 多鯰ヶ池 中海 宍道湖	琵琶湖	-	-
区分6	瀬沼 霞ヶ浦	-	-	-
区分7	-	-	-	-
区分8	-	池田湖	-	-
区分9	-	-	-	-
区分10	-	-	-	-

黒字は淡水湖、赤字は汽水湖を示す。

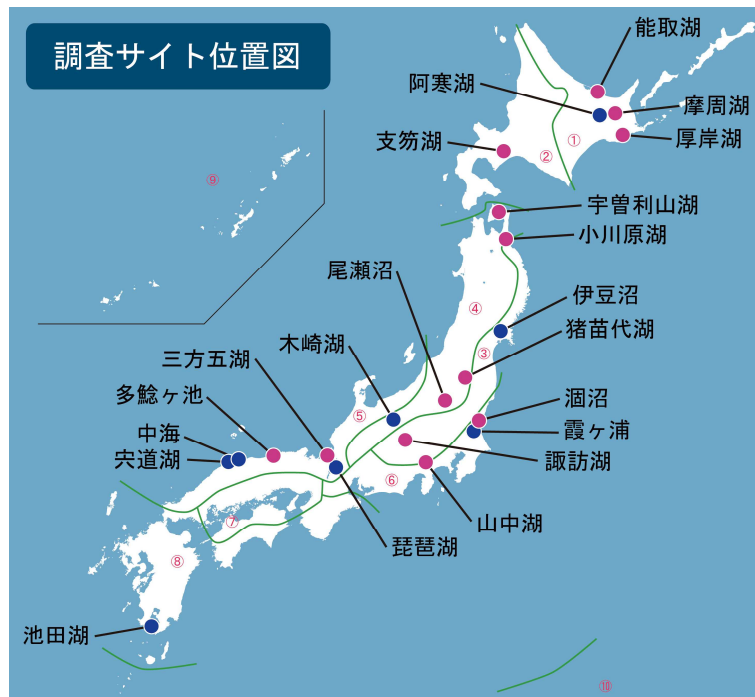


図 1-1. 湖沼調査の調査サイト位置図. これまで 8 サイトで調査を実施した. 青丸は調査実施サイト, 赤丸はサイト候補地を示す. 番号および線は, 生物多様性保全のための国土区分を示す.

3) 調査実施サイトの概要

以下に湖沼調査の調査サイトと調査地点の設定について概説した。プランクトン調査と底生動物調査の調査地点は、可能な限り過去の研究報告や水質調査などの既存の調査地点にあわせて設定した。各湖沼の概要は田中（1992, 2004）に基づき記載した。

阿寒湖サイト

阿寒湖は、北海道東部の釧路市に位置する淡水のカルデラ湖で、富栄養湖である。面積 13.5 km²、最大水深 44.8 m、平均水深 15.6 m、容積 0.249 km³、湖岸線延長 26.8 km、海拔高度 420 m、流入河川数 11、流出河川数 1、自然湖岸率 99.6% の湖であり、12～4 月に結氷する。阿寒湖は、特別天然記念物マリモの生育地として有名である。阿寒湖サイトでは底生動物調査を実施し、あわせてプランクトンの採集も行った。調査地点は、水深のもっとも深い湖盆中央部と湖内の北部に位置するチュウルイ島の南側に設けた（図 1-2）。

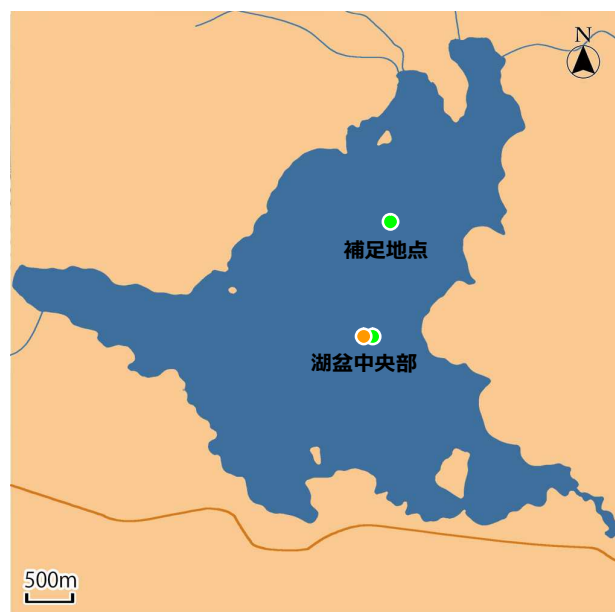


図 1-2. 阿寒湖サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 緑の●は底生動物調査の調査地点を示す.

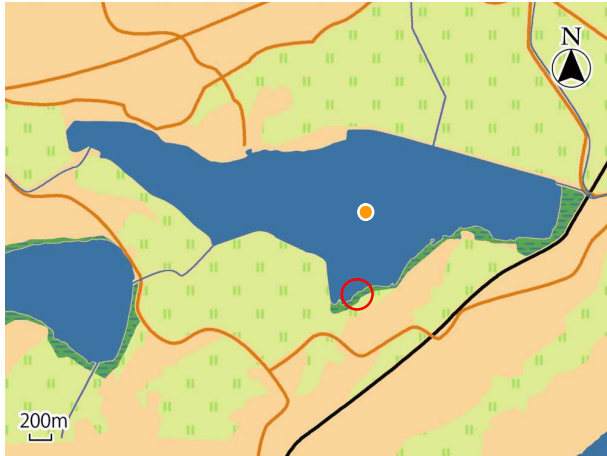


図 1-3. 伊豆沼サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 赤の○は湖辺植生調査の調査地点を示す.

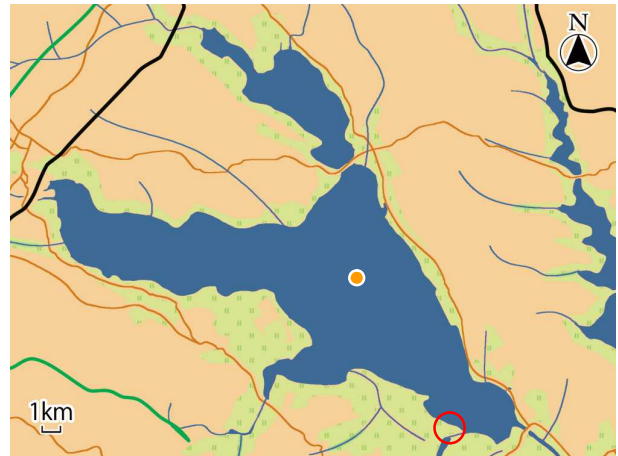


図 1-4. 霞ヶ浦サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 赤の○は湖辺植生調査の調査地点を示す.

伊豆沼サイト

伊豆沼・内沼は、宮城県の栗原市と登米市にまたがる淡水の堰止湖で、典型的な富栄養湖である。調査を実施している伊豆沼は、面積 2.89 km²、最大水深 1.3 m、平均水深 0.8 m、湖岸線延長 11.9 km、海拔高度 7 m、流入河川数 5、流出河川数 1、自然湖岸率 0%の湖であり、2 月頃には一部結氷する場合もある。伊豆沼・内沼は、日本最大級の渡り鳥の越冬地であり、多くのガンカモ類が越冬する。伊豆沼サイトでは、プランクトン調査と湖辺植生調査を実施した。プランクトン調査は湖心部に、湖辺植生調査は南岸の登米市彦道地先沿岸に調査地点を設けた (図 1-3)。

霞ヶ浦サイト

霞ヶ浦は茨城県の東南部に位置し、西浦、北浦、外浪逆浦からなる淡水の海跡湖で、典型的な富栄養湖である。全面積は 220 km² でわが国では 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 170.6 km²、最大水深 7.3 m、平均水深 3.4 m、容積 0.6 km³、湖岸線延長 121.8 km、海拔高度 0.2 m、流入河川数 33、流出河川数 1、自然湖岸率 7.7%の湖であり、通年結氷はしない。霞ヶ浦サイトでは、プランクトン調査と湖辺植生調査を実施した。プランクトン調査は西浦の湖心部に、湖辺植生調査は西浦南岸

の妙岐の鼻と呼ばれる浮島地区に調査地点を設けた (図 1-4)。

木崎湖サイト

木崎湖は長野県北部に位置し、本州中部を横断する糸魚川ー静岡構造線上の地溝帯に生じた淡水の断層湖で、中栄養湖である。面積 1.4 km²、最大水深 29.5 m、平均水深 17.9 m、容積 0.025 km³、湖岸線延長 7.0 km、海拔高度 764 m、流入河川数 6、流出河川数 1、自然湖岸率 24%の湖であり、2~3 月に結氷する。木崎湖サイトでは、底生動物調査を実施し、あわせてプランクトンの採集も行った。調査地点は、水深のもっとも深い湖盆中央部と Hirabayashi et al. (2007) の調査地点 3 (St. 3) に設けた (図 1-5)。

琵琶湖サイト

琵琶湖は、滋賀県にある日本最大の淡水湖である。その成立は 400 万年以上前にさかのぼり、地殻変動によってできた断層湖である。琵琶湖は、もっとも幅が狭い部分を境に、北を北湖 (または主湖盆)、南を南湖 (または副湖盆) と呼ぶ。北湖は深く広大で複雑な湖岸を有し中栄養であるが、南湖は浅く富栄養である。面積 670.3 km²、最大水深 103.6 m、平均水深 41.2 m、容積 27.5 km³、湖岸線延長 227.9 km、海拔高度 85 m、流入河川数 118、流出河川数 1、自然湖岸率 38%の湖であり、結氷はしない。琵琶湖サイトでは、プランクトン調査、底生動物調査、湖辺植生調査を実施した。プランクトン調査は



図 1-5. 木崎湖サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 緑の●は底生動物調査の調査地点を示す.

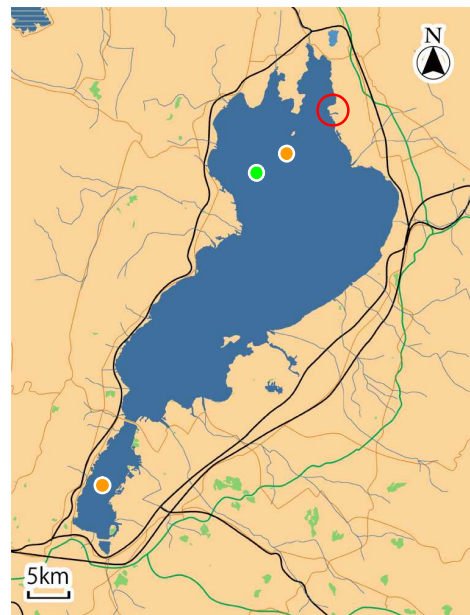


図 1-6. 琵琶湖サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 緑の●は底生動物調査, 赤の○は湖辺植生調査の調査地点を示す.



図 1-7. 中海サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 赤の○は湖辺植生調査の調査地点を示す.

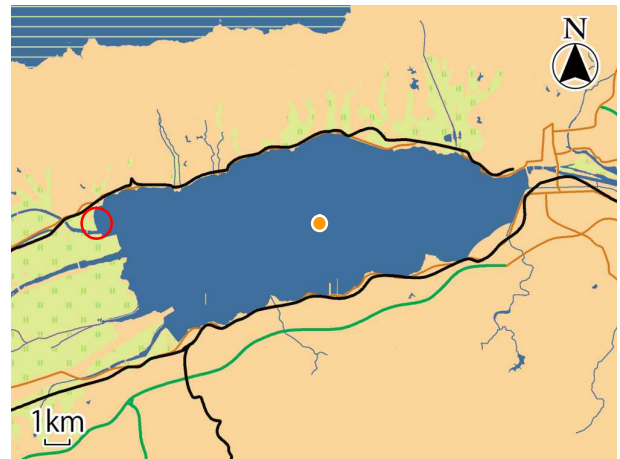


図 1-8. 穴道湖サイトの調査地点. 橙の●はプランクトン調査, 赤の○は湖辺植生調査の調査地点を示す.

北湖の第1湖盆に位置する湖心部(17B)と南湖の湖心部(6B)に、底生動物調査の調査地点は、北湖の第1湖盆にある竹生島近傍(N4)に、湖辺植生調査は北湖の長浜市湖北町の琵琶湖水鳥・湿地センター近傍に調査地点を設けた(図1-6)。

中海サイト

中海は、島根県松江市・安来市と鳥取県境港市・米子市にまたがる中・高塩分の汽水性の海跡湖で、富栄養湖である。面積 100.2 km²、最

大水深 17.0 m、平均水深 6.0 m、容積 0.4 km³、湖岸線延長 105.9 km、海拔高度 0 m、流入河川数 37、流出河川数 1、自然湖岸率 12%の湖であり、結氷はしない。中海サイトでは、プランクトン調査と湖辺植生調査を実施した。プランクトン調査は大根島南東側の湖心部に、湖辺植生調査は大橋川河口部北岸に調査地点を設けた(図1-7)。

穴道湖サイト

宍道湖は島根県東部に位置し、中海を通して日本海につながる汽水性の海跡湖で、富栄養湖である。塩分濃度は海水の10分の1程度と低い。面積80.9 km²、最大水深6.4 m、平均水深4.2 m、容積0.27 km³、湖岸線延長47.7 km、海拔高度0 m、流入河川数17、流出河川数2、自然湖岸率12.4%の湖であり、結氷はしない。宍道湖サイトでは、プランクトン調査と湖辺植生調査を実施した。プランクトン調査は湖心部に、湖辺植生調査は西岸の宍道湖グリーンパーク近傍に調査地点を設けた（図1-8）。

池田湖サイト

池田湖は鹿児島県の薩摩半島南東部に位置し、約6400年前の火山活動によってできた淡水のカルデラ湖である。九州最大の湖で、中栄養湖である。面積10.9 km²、最大水深233 m、平均水深125.5 m、容積1.38 km³、湖岸線延長14.3 km、海拔高度66 m、流入河川数4、流出河川数1、自然湖岸率90.1%の湖であり、結氷はしない。池田湖サイトでは、底生動物調査を



図1-9. 池田湖サイトの調査地点. 緑の●は底生動物調査の調査地点を示す。

実施した。調査地点は、水深のもっとも深い湖盆中央部と水深100 m程度の北西部に設けた（図1-9）。

4) 調査実施状況

モニタリングサイト1000湖沼調査では、これまでに全国8サイトにおいて調査を実施してきた。

プランクトン調査は、阿寒湖、伊豆沼、霞ヶ浦、木崎湖、琵琶湖、中海、宍道湖の7サイトで、生産量がもっとも多い8~9月に1回、2009年から毎年サンプリングを実施した。ただし、阿寒湖サイトと木崎湖サイトでは、数年に1度の頻度で行う底生動物調査の実施時にサンプリングを行ったため、毎年は実施していない。

底生動物調査は、阿寒湖、琵琶湖、木崎湖、池田湖の4サイトで実施した。調査は琵琶湖で2010年1月、2011年2月の2回、阿寒湖で2011

年8月の1回、木崎湖で2012年8月の1回、池田湖で2013年8月の1回である。調査時期は、琵琶湖では冬季の1~2月、他のサイトでは8月とした。

湖辺植生調査は、伊豆沼、霞ヶ浦、琵琶湖、中海の4サイトで2009年から、宍道湖のみ2010年から毎年ヨシの植物量調査を実施してきた。調査は3月、6月、9月の年3回行った。ヨシの開花状況を把握するための調査は、試行的に琵琶湖で2009年から、伊豆沼で2011年からそれぞれ行い、毎年8~11月の開花時期に集中して実施した。

引用文献

- Hirabayashi K, Oga K, Yamamoto M (2007) Seasonal changes in depth distribution of aquatic oligochaeta in southern Lake Kizaki, central Japan. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 31:109-115
- 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
- 環境省自然環境局 (2002) 日本の重要湿地500 (平成13年度重要湿地普及啓発業務報告書). 環境省, 東京

Ohtaka A, Nishino M, Kobayashi T (2006) Disappearance of deep profundal zoobenthos in Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology*, 7:237-242

田中 正明 (1992) 日本湖沼誌. 名古屋大学出版会, 名古屋

田中 正明 (2004) 日本湖沼誌Ⅱ. 名古屋大学出版会, 名古屋

3. 調査方法

各調査項目の実施方法は次のとおりである。なお、詳細はモニタリングマニュアルに記載している。（参考情報を参照）

プランクトン調査

原則として、公共用水域水質調査の実施地点のうち湖沼最深部の地点（湖心部）で試料水を採取し、物理環境情報として透明度、水色、水温をあわせて記録した。植物プランクトンの採水は、採水器もしくはバケツを用いて表層で行い、適宜、必要量を持ち帰った。得られた試料水をメスシリンダーに注ぎ入れて一昼夜冷暗所にて静置し、プランクトンを沈降させた。沈殿によって得られた植物プランクトンの濃縮サンプルは将来的な分析に供するため、5%ホルマリン溶液内で液浸標本（定性試料）として保存した。また、試料水を用いてクロロフィル *a* 量の測定や有機物・元素分析用試料の作成を行い、液浸標本や試料水の一部を用いて種組成リストも作成した。動物プランクトンは、湖底から表層までプランクトンネットを鉛直に曳いて採集した。プランクトンネットは、目合い 100 μm 、口径 30 cm、側長 100 cm のものを使用した。得られた動物プランクトンのサンプルは、種組成分析用および DNA 保存用の液浸標本として、それぞれ 5%シュガーホルマリン溶液およびエタノール溶液内で保存し、ホルマリン固定した標本の一部を用いて種組成リストを作成した。得られた液浸標本はすべて国立科学博物館に収蔵し、有機物・元素分析用試料（ろ紙）は環境省生物多様性センターで保存した。

底生動物調査

湖盆中央部を主な調査地点とし、湖底に生息する小型底生動物を採集した。湖盆中央部で底生動物が採集されなかった場合は、適宜補足地点を設け、サンプルが得られるまで採集を行った。底泥の採取には、エクマン・バージ採泥器（15 \times 15 cm）を用い、採取時に泥温、泥厚、泥臭、泥色などを記録した。得られた底泥は 250 μm または 300 μm の篩やネットでふるい、残った底生動物を持ち帰ったのち、実体顕微鏡

下で種の同定を行った。種同定は可能な範囲で行い、種組成リストを作成した。得られたサンプルは種または上位分類群ごとに標本瓶に入れ、5~10%ホルマリン溶液または 70~80%エタノール溶液中で保存した。

湖辺植生調査

調査地点となるヨシ群落内に、岸側から沖側に向けて 1~5 箇所 50 cm \times 50 cm 方形区を設置し、方形区内に生育する高茎草本（特にヨシ）の個体数、高さ、稈の直径の計測と花穂の状態の記録を行った。これらの調査は、いずれのサイトでも 3 月、6 月、9 月の年 3 回実施した。岸側の方形区には、温度データロガー（ティドビット v2, Onset 社）を地下 10 cm に設置し、地温の連続データを取得した。その他、湖岸景観の変化やヨシの開花時期の把握のため、定点における写真撮影も適宜実施した。

4. 調査結果

1) プランクトン調査

(1) 植物プランクトン調査

高村典子（国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター）・
辻 彰洋（国立科学博物館 植物研究部）

植物プランクトンの毎年調査は、2009 年より 5 湖沼で開始し、2011 年および 2012 年には、底生動物調査のサンプリングにあわせて阿寒湖（クロロフィル *a* 量と透明度の測定のみ）と木崎湖でもそれぞれ 1 回調査を実施した。ここで示す結果は、湖心部の表層水に含まれる植物プランクトンの記録である。なお、採集はいずれの湖でも夏季 1 回のみに限られているため、

出現種は通年の生物相を反映したものではない。

クロロフィル *a* 量と透明度

モニタリングサイト 1000 湖沼調査では、クロロフィル *a* 量と透明度などの変化から、総合的に湖沼の富栄養化の進行をとらえることを

表 1-3. 各サイトの調査日におけるクロロフィル *a* 量と透明度

調査サイト	調査日	クロロフィル <i>a</i> (μg/L)	透明度 (m)
阿寒湖	2011年8月4日	1.3	6.6
	2009年8月7日	35.5	-
伊豆沼	2010年8月6日	36.3	0.6
	2011年8月25日	19.4	0.7
	2012年8月21日	9.0	0.8
霞ヶ浦	2009年8月12日	57.0	0.7
	2010年8月18日	69.0	0.7
	2011年8月10日	30.0	1.0
	2012年8月8日	34.0	0.6
木崎湖	2012年8月10日	2.4	6.3
	2009年9月7日	1.1	5.9
琵琶湖（北湖）	2010年9月6日	0.4	10.2
	2011年9月5日	1.5	5.2
	2012年9月3日	0.7	7.6
琵琶湖（南湖）	2009年9月8日	1.1	3.2
	2010年9月7日	1.8	3.8
	2011年9月5日	3.7	0.9
中海	2012年9月4日	5.7	2.2
	2009年8月11日	9.2	2.1
	2010年8月24日	1.0	3.2
穴道湖	2011年8月25日	21.9	1.7
	2012年8月22日	11.6	2.2
	2009年8月12日	13.1	1.5
穴道湖	2010年8月26日	14.6	2.1
	2011年8月26日	42.6	1.0
	2012年8月21日	21.9	1.2

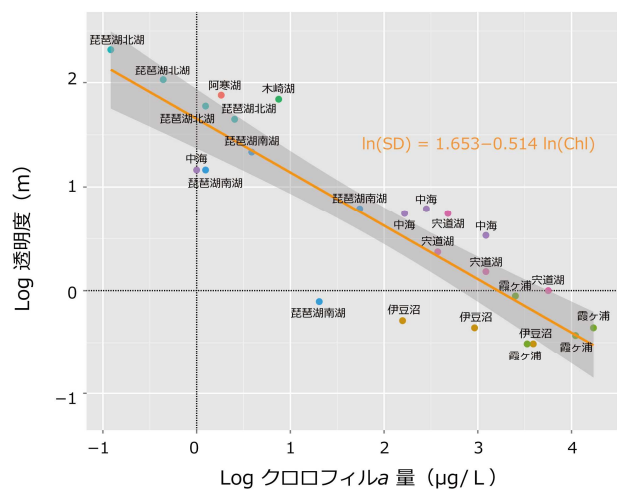
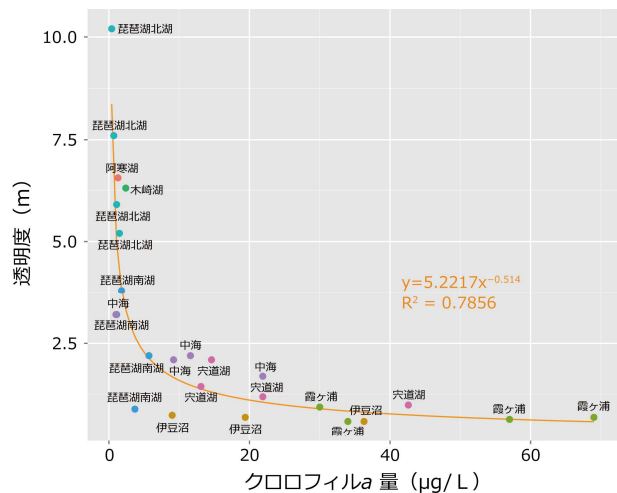


図 1-10. 2009 年から 2012 年までのプランクトン調査で得られたクロロフィル *a* 量 (Chl) と透明度 (SD) の関係。

目的としてきた。

クロロフィル *a* は植物の葉緑体などに含まれる光合成に関与する緑色色素であり、ほとんどの植物に含まれている。水域ではその濃度が植物プランクトンの量を示す指標になるため、環境指標として広く用いられている。クロロフィル *a* 量の変化を追うことで、湖沼生態系の基礎となる一次生産量の変化と富栄養化の状態を把握することができると考えられる。また、透明度は水の清濁の度合を表す指標で、古くは 19 世紀中頃から世界各地の湖沼で計測されてきた。「水の美しさ・清らかさ」を表し、一般にも直感的で分かりやすい指標である。

モニタリングサイト 1000 湖沼調査で得られたクロロフィル *a* 量と透明度のデータは表 1-3 のとおりである。一次生産量の指標となるクロロフィル *a* 量は、数年にわたり霞ヶ浦サイトで高く、阿寒湖サイトや琵琶湖（北湖）サイトで低い傾向を示した。透明度は、クロロフィル *a* 量が低いほど高い値を示し、両者には強い負の相関が認められた（図 1-10; $r = -0.89$, $p < 0.001$ ）。このように、クロロフィル *a* 量と透明度が負の相関関係を示すことは、北米の湖沼や富士五湖でも知られている（Carlson 1977; 長谷川・吉沢 2011）。このことは、透明度のデータからおおよそのクロロフィル *a* 量を把握することが可能であることを示唆しており、簡便な方法で測定可能な透明度のデータを蓄積することは水環境の長期モニタリングにおいて有用であると言える。

湖沼による違い

2009 年から 2012 年までの調査で確認された各サイトの植物プランクトンの出現種一覧を表 1-4 に示す。今回の調査対象となった湖沼は、中栄養湖（琵琶湖サイト）、富栄養湖（霞ヶ浦サイト）、腐植栄養湖（伊豆沼サイト）、汽水域など塩分の影響を受ける湖（中海サイト、宍道湖サイト）で、塩分・栄養塩濃度・食性条件などが大きく異なっている。

中でも中海と宍道湖は、*Chaetoceros* sp.（図 1-11A）や *Cylindrotheca closterium* などの海産や汽水性の種が多くみられ、他の 3 サイトとは大きく異なる。

伊豆沼は、大量の水草の発生により水中に腐食分が多くなっており、水が茶褐色になり透明度が低下している。そのため、*Trachelomonas*

spp. などの鞭毛を持つプランクトンである緑虫藻類の割合が高くなっている。また、水深が浅いため、*Aulacoseira pusilla*（図 1-11C）などの小形の中心目珪藻が多くみられた。*A. pusilla* については、本調査期間中は出現しなかったが霞ヶ浦でも優占種になる種である。また、琵琶湖では沿岸域にみられることがある。霞ヶ浦では、*Pseudoanabaena* spp.（図 1-11B）が年中出現しているのが特徴的であった。この仲間は水道水にカビ臭をつけるなど応用的に重要な種であるが、小形のため見落とされていることも多く、経年変化については判断できず、今後の課題としたい。

経年変化

伊豆沼では、2010 年に多くみられた *Nitzschia* spp. や *Trachelomonas* spp.（図 1-11D-F）が、2012 年の調査ではほとんどみられなくなり、また、*Aulacoseira pusilla* の出現頻度も 7%以下となった。これらは水生植物が水面を覆うことで水中に光が届かなくなったことが影響していると考えられる。

霞ヶ浦では、2009～2011 年は、藍藻（シアノバクテリア）の *Microcystis* spp. および *Pseudoanabaena* spp. が細胞数で多くを占めていたが、2012 年は、*Microcystis* spp. はほとんどみられなかった。アオコを形成する *Microcystis* spp. の出現は気候や年により大きく異なることから、長期的変化をこのデータで論じることは難しい。

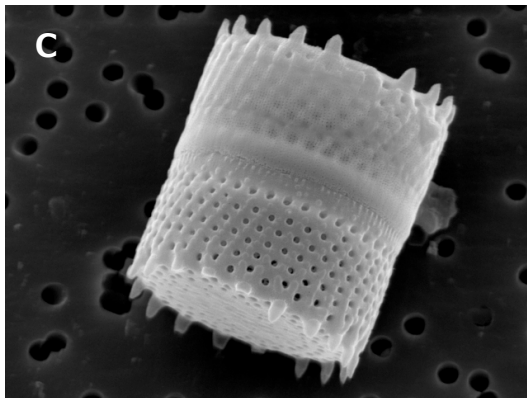
また、霞ヶ浦、琵琶湖、中海、宍道湖の 4 サイトについては、国立環境研究所（霞ヶ浦）、琵琶湖環境科学センター（琵琶湖）、島根県環境科学研究所（中海・宍道湖）のそれぞれの研究機関で定期観測がなされており、それらの記録から大きな経年変動がみられることが分かっている。以前は、琵琶湖では限られた種によるプランクトンカレンダー（根来 1956）とも呼ばれる周期的な季節変動がみられていたが、近年はさまざまな種が不規則に出現する不安定な系になっており、ある程度の長期データがないと、全体の傾向が分かりにくい状態になっている。



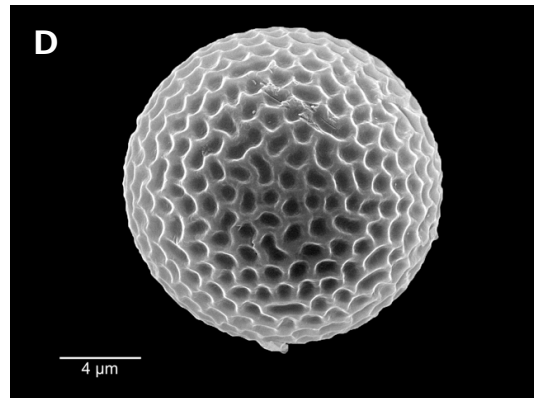
Chaetoceros sp. (汽水型)
2011年 中海サイト



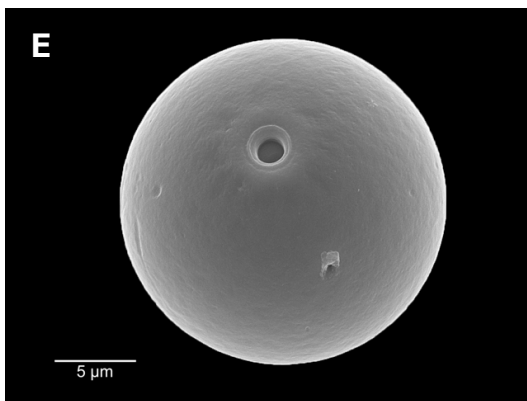
Pseudoanabaena spp.
2012年 霞ヶ浦サイト



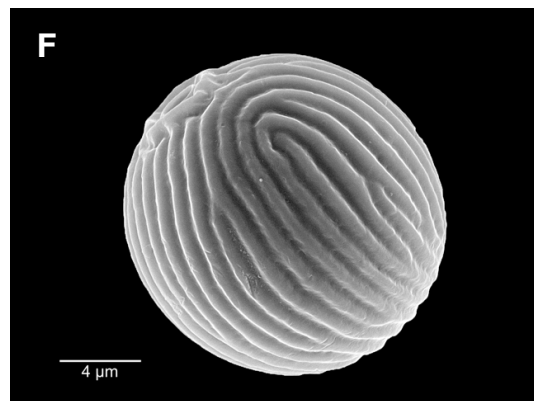
Aulacoseira pusilla
2012年 伊豆沼サイト



Trachelomonas sculpta
2011年 伊豆沼サイト



Trachelomonas volvocina var. *volvociana*
2011年 伊豆沼サイト



Trachelomonas stokesiana
2011年 伊豆沼サイト

図 1-11. 2009年から2012年までのプランクトン調査で得られた代表種。

引用文献

Carlson RE (1977) A trophic state index for lakes.
Limnology and Oceanography, 22:361-369

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

根来 健一郎 (1956) 琵琶湖主湖盆の植物性プランクトン. 陸水学雑誌, 18:37-46

(2) 動物プランクトン調査

占部城太郎・牧野 渡（東北大学大学院 生命科学研究科）

動物プランクトンのモニタリングは、2010年より5湖沼6水域で開始し2012年には木崎湖においても開始した。採集はいずれの湖でも夏季の年1回に限られているため、出現種は通年の生物相を反映したものではない。各湖で出現した動物プランクトン種とその分類学的検討については平成23年度および24年度の調査報告書で行っている（環境省自然環境局生物多様性センター 2012, 2013）。本調査では、同定・分類は種だけでなく、上位分類群や幼生なども含んでいる。そこで、本報告では分類単位をタクサとして扱い、その出現数の年間および湖間

での違いについて報告する。

調査した2010～2012年の3年間を比較すると、出現タクサ数は11～21と湖によって異なっていたが、年間や湖間での明瞭な違いはみられなかった（表1-5）。出現個体数の多かった上位5タクサ（種）についてみると、タクサは湖によって異なるものの、伊豆沼を除くと、5タクサのうち3タクサは毎年観察された。また伊豆沼でも上位5タクサのうち2タクサは毎年観察された。これらのうち、もっとも出現頻度が高かったタクサは橈脚類のノープリウス幼生（図1-12A）で、どの湖でも毎年多く観察さ

表 1-5. 出現個体数の多かった動物プランクトン上位5タクサと出現タクサ数

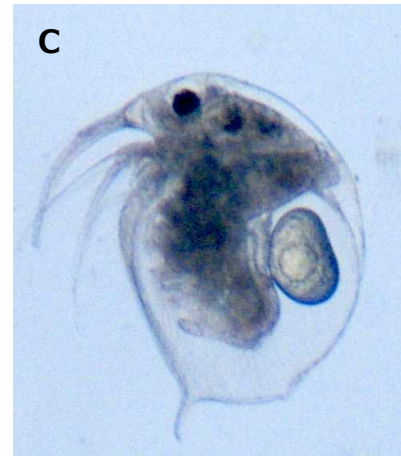
タクサ	種	伊豆沼			御ヶ浦			琵琶湖北湖			琵琶湖南湖			木崎湖	中海			穴道湖			出現回数															
		2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012	2012	2010	2011	2012	2010	2011	2012																
枝角類	<i>Sida crystallina</i>	●																		1																
	<i>Bosmina fatalis</i>				●					●	●									3																
	<i>Bosmina longirostris</i>				●	●	●			●										4																
	<i>Bosminopsis deitersi</i>	●																		1																
	<i>Daphnia galeata</i>							●		●			●							3																
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i> s.lat.																		●	1																
	<i>Diaphanosoma ulubia</i>	●			●		●													3																
	<i>Diaphanosoma orientalis</i>							●		●	●	●								4																
	<i>Evadne tergestina</i>														●					1																
	<i>Moina micrura</i>						●													1																
橈脚類	<i>Acartia sinjiensis</i>													●		●				2																
	<i>Eodiaptomus japonicus</i>	●	●	●				●	●	●	●	●	●							9																
	<i>Mesocyclops dissimilis</i>				●	●	●	●	●	●	●									7																
	<i>Mesocyclops pehpeiensis</i>		●	●																2																
	<i>Oithona davisae</i>													●	●	●				3																
	<i>Paracyclopsina nana</i>																		●	1																
	<i>Pseudodiaptomus inopinus</i>																	●	●	3																
	<i>Sinocalanus tenellus</i>																	●	●	3																
	<i>Thermocyclops taihokuensis</i>				●															1																
	nauplii	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	19															
介形類	Ostracoda																			●									1							
輪虫類	<i>Brachionus plicatilis</i>																		●	1																
	<i>Brachionus falcatus</i>	●																		1																
	<i>Conochilus unicornis</i>			●		●			●	●		●								5																
	<i>Kellicottia longispina</i>							●	●				●							3																
	<i>Keratella quadrata</i>													●						1																
	<i>Keratella valga</i> var. <i>tropica</i>																	●	●	2																
	<i>Schizocerca diversicornis</i>	●		●																2																
毛顎類	<i>Sagitta (Aidanosagitta) crassa</i>																						●					1								
環形動物	Polycheata larvae																									●			1							
軟体動物	Bivalve larvae																						●	●	●				3							
	Snail larvae																											●	●						2	
原生動物	Testate Amoebae																									●									1	
	Tintinnid cilliates																															●				
出現タクサ数		20	19	17	13	16	12	17	12	18	21	15	16	11	15	12	21	14	13	15																
枝角類	7	7	4	3	7	4	6	6	7	9	5	5	2	2	0	1	1	1	1	1																
橈脚類	4	5	4	6	3	5	3	3	4	3	4	4	3	5	4	7	5	6	7																	
輪虫類	8	5	6	4	6	3	7	3	6	4	5	7	5	0	0	1	3	3	3																	
その他	1	2	3	0	0	0	1	0	1	5	1	0	1	8	8	12	5	3	4																	



橈脚類ノープリウス幼生
(体長 0.1 mm)
2012年 木崎湖サイト



Eodiaptomus japonicus
(体長 1.1 mm)
2012年 琵琶湖北湖サイト



Bosmina longirostris
(体長 0.4 mm)
2012年 木崎湖サイト

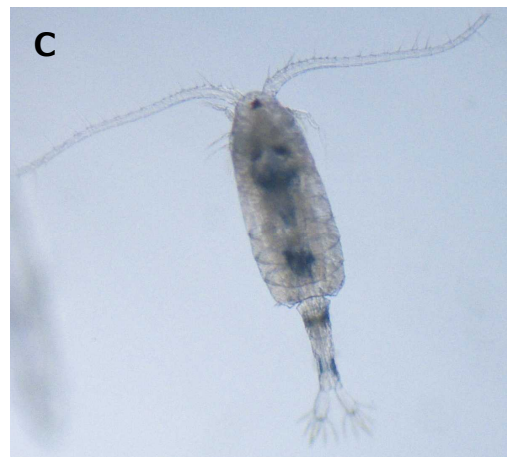
図 1-12. 淡水湖で多く出現した3タクサ.



Oithona davisae
(体長 0.5 mm)
2010年 中海サイト



二枚貝幼生
(殻幅 0.2-0.5 mm)
2010年 中海サイト



Pseudodiaptomus inopinatus
(体長 1.3 mm)
2010年 宍道湖サイト

図 1-13. 汽水湖で多く出現した3タクサ.

れた(表 1-5)。

個々の湖についてみると、伊豆沼では *Eodiaptomus japonicus* (図 1-12B) の他に輪虫類や *Bosmina longirostris* (図 1-12C) などの小型枝角類がみられ、2011 年には水草に付着して生活する大型枝角類、*Sida crystallina* が観察された。輪虫類や *Bosmina* は魚類に被食されにくい (Zaret 1980) ことから、伊豆沼では魚類密度が高いこと、その一方で魚類からの被食回避場所となる水草帯 (Bronmark and Hansson

2005) が発達しているため、*E. japonicus* や *S. crystallina* などの大型種がみられたと考えられる。霞ヶ浦では捕食性の橈脚類 *Mesocyclops dissimilis* や *B. longirostris* が毎年観察され、年によって *Diaphanosoma dubia* や *Moina micrura* などの中型の枝角類が観察された。これら霞ヶ浦における夏季の動物プランクトン組成は 1980 年代とほぼ同じである (Hanazato and Yasuno 1985)。

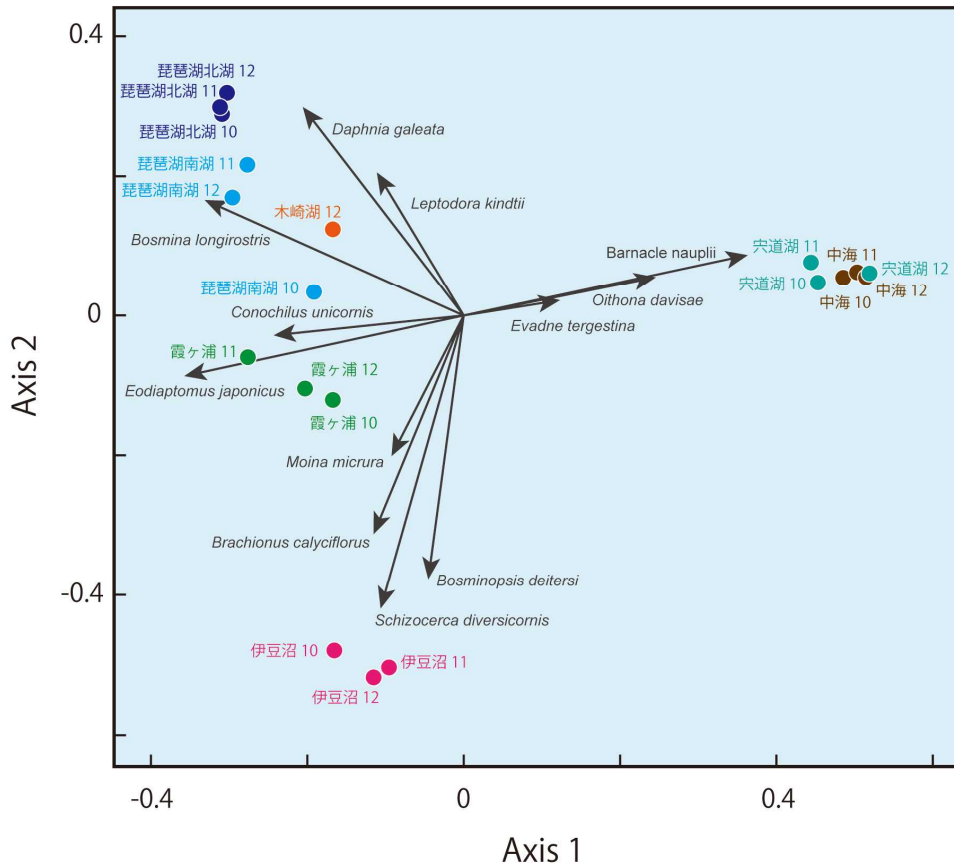


図 1-14. Jaccard 指数 (バイナリーデータ) を用いた多次元尺度法による湖間および調査年間で動物プランクトン群集組成の類似度。数字は西暦 2000 年代の下二桁を示す。

琵琶湖北湖では *E. japonicus* の他に捕食性の *M. dissimilis*、捕食性の橈脚類に捕食されにくい形態と考えられている *Kellicottia longispina* や群体を形成する *Conochilus unicornis* (Williamson 1983) などの輪虫類が観察された。琵琶湖では過去 30 年の間に *Daphnia galeata* の個体群密度が増加しているが (Tsugeki et al. 2003)、本調査で *D. galeata* が量的に多く採集されたのは 2010 年だけであった。一方、琵琶湖南湖では出現種は異なるものの、霞ヶ浦とよく似た動物プランクトン組成であった。木崎湖は 2012 年から調査を開始したが、他の湖と異なり、橈脚類の個体数は相対的に少なく、同様に深い湖である琵琶湖のように *D. galeata* や被食防衛形態を持つ輪虫類が量的に多く観察された。

中海や宍道湖は汽水湖であるため、上記の湖と共通する出現種は少なく、中海では *Oithona davisae* (図 1-13A) や二枚貝のベリジャー幼生 (図 1-13B) が、また宍道湖では

Pseudodiaptomus inopinus (図 1-13C) や *Sinocalanus tenellus* などの汽水域で観察されるプランクトン種が卓越的に出現した。これらのタクサは、それぞれ中海や宍道湖で以前から観察されてきた動物プランクトンである (千原・村野 1997 ; 水野・高橋 2000 ; Yamaguchi 2004)。Uye et al. (2000) は、塩分濃度が比較的低い宍道湖では *S. tenellus* が特に優占し、これに *P. inopinus* も加わるが、塩分濃度が増加する中海中央部では両種の出現が激減し、逆に *O. davisae* の個体数が高くなることを報告しているが、今回の調査でも同様の傾向がみられた。

これら各湖に出現した動物プランクトンのタクサ(種)リスト、すなわち出現の有無から、Legendre and Legendre (2012) に従って Jaccard 指数による群集間の非類似度を求め、多次元尺度構成法 (MDS) による群集構造の比較を行った (図 1-14)。その結果、調査した 6 湖沼 7 水域の動物プランクトン群集は 2 次元平面の異なる領域に配置された。このことは、動物プ

ランクトン群集は湖ごとにユニークであることを示している。この2次元平面における各湖の位置についてみると、第1軸(X軸)は淡水-汽水性を、第2軸(Y軸)は湖の水深と関連していることが伺われる。このことは、調査した湖の動物プランクトン群集組成が、塩分濃度と水深、もしくは水深に影響される水草帯の発達や水温成層状態により特徴づけられることを示唆している。

図 1-14 について年変化を見ると、平面上の変化幅は湖によって異なり、琵琶湖北湖や中海、宍道湖ではほとんど同じ位置にあったが、琵琶湖南湖の位置は年によって変化した。しかし、同じ湖であれば調査年に関わらずほぼ同じ領域に位置しており、湖間で年変動に共通したパターンはみられなかった。この結果から、夏季の動物プランクトン群集の3年間での変化は湖によって異なっていたが、その変化は湖間での違いに比べて小さいものであったと言えるだろう。

Tsugeki N, Oda H, Urabe J (2003) Fluctuation of the zooplankton community in Lake Biwa during the 20th century: a paleolimnological analysis. *Limnology*, 4:101-107

Uye S, Shimizu T, Yamamuro M, Ishitobi Y, Kamiya H (2000) Geographical and seasonal variations in mesozooplankton abundance and biomass in relation to environmental parameters in Lake Shinji-Ohashi River-Lake Nakaumi brackish-water system, Japan. *Journal of Marine Systems*, 26:193-207

Williamson CE (1983) Invertebrate predation on planktonic rotifers. *Hydrobiologia*, 104:385-396

Yamaguchi T (2004) A checklist of published crustacean species from brackish lakes, Shinjiko and Nakaumi, Japan. *Laguna*, 11:69-86

Zaret TM (1980) *Predation and freshwater community*. Yale University Press, New Haven

引用文献

Bronmark C, Hansson L-A (2005) *The Biology of Lakes and Ponds*. Oxford University Press, UK

(占部 城太郎 (監訳) (2007) 湖と池の生物学—生物の適応から群集理論・保全まで。共立出版, 東京)

千原 光雄, 村野 正昭 (編) (1997) 日本産海洋プランクトン検索図説. 東海大学出版会, 神奈川

Hanazato T, Yasuno M (1985) Population dynamics and production of cladoceran zooplankton in the highly eutrophic Lake Kasumigaura. *Hydrobiologia*, 124:13-22

環境省自然環境局生物多様性センター (2012) 平成 23 年度モニタリングサイト 1000 陸水域調査報告書. 環境省, 山梨

環境省自然環境局生物多様性センター (2013) 平成 24 年度モニタリングサイト 1000 陸水域調査報告書. 環境省, 山梨

Legendre P, Legendre L (2012) *Numerical ecology*, 3rd edition. Elsevier, Amsterdam

水野 寿彦, 高橋 永治 (編) (2000) 日本淡水動物プランクトン検索図説第二版. 東海大学出版会, 神奈川

2) 底生動物調査

西野麻知子 (びわこ成蹊スポーツ大学)

調査デザインに基づいた調査の概要

本調査は、地球温暖化が循環様式の変化を通じて、湖沼生態系に与える影響を把握することを目的としている。そのため、日本のさまざまな緯度、高度に立地し、ある程度の水面面積を有し、成層するのに十分な深度があり、また多様な栄養度にある7湖沼(北から①摩周湖、②阿寒湖、③支笏湖、④猪苗代湖、⑤木崎湖、⑥琵琶湖(北湖)、⑦池田湖)を選定した。このうち琵琶湖、猪苗代湖、支笏湖、摩周湖、阿寒湖はそれぞれ日本で1番、4番、8番、20番、23番目の面積を有し、支笏湖、池田湖、摩周湖、琵琶湖、猪苗代湖はそれぞれ日本で2番、4番、5番、11番、13番目の深さの湖である。表1-6にこれら7湖沼の概要を示す。

2009～2010年度は長期的な底生動物の研究蓄積がある琵琶湖、2011年度は阿寒湖、2012年度は木崎湖、2013年度は池田湖の4湖沼において、冬期(琵琶湖)および夏期(阿寒湖、木崎湖、池田湖)に最深部での底生動物の生息状況を調査した。これら4湖沼のうち、琵琶湖(北湖)と池田湖はいずれも中栄養湖で、循環様式は年1回循環湖(冬期に全層鉛直循環する=亜熱帯湖)、阿寒湖と木崎湖はいずれも富栄養湖で循環様式は年2回循環湖(冬期と春期に全層鉛直循環する=温帯湖)に位置づけられる。

各サイトの結果(各論)

①阿寒湖(2011年8月4日実施)

阿寒湖は、今回調査した中でもっとも北に位置する湖である。その最大水深は44.8m(理科年表)とされるが、今回採集を行った湖盆中央部の水深は34.8mで10mの水深差があった。しかし、本調査地点は最深部を含む湖盆中央部に位置すること、および過去の調査における湖盆中央部最大水深が38.0m(Miyadi 1932b)だったことから、湖盆のほぼ最深部だったと考えられる(図1-2)。採集した湖底泥は、黒色で一部茶褐色が混じっていた(図1-15A、マンセル値:2.5Y5/4)。底泥からは、生きた底生動物はまったく確認できなかった(表1-7)。

補足地点(チュウレイ島南、水深19.7m)における湖底直上水の溶存酸素濃度は6.69mg/L(飽和度59.7%)で成層期後期としては比較的高かった。採集した底泥は黒味を帯びた茶色(マンセル値:2.5Y4/4)で、マクロベントス(肉眼で明瞭に区別できる大型底生動物)ではミズミズ亜科1244個体/m²の他、マメシジミ(*Pisidium* sp.)、ユスリカ科が、メイオベントス(体長およそ1mm以下の小型底生動物)ではケンミジンコ類(キクロプス類)、ソコムジンコ類(ハルパクチクス類)が採集された(表1-7)。

なお、阿寒湖湖盆中央部で公表された底生動

表1-6. 選定した7湖沼の特性と概要(理科年表他より)

湖沼名	成因	面積(km ²)	最大水深(m)	全面結氷	循環様式	栄養度	文献
摩周湖	カルデラ湖	19.2	351	する	年2回循環	貧栄養	1
阿寒湖	カルデラ湖	13.3	44.8	する	年2回循環	富栄養	1
支笏湖	カルデラ湖	78.4	360.1	しない	年2回循環	貧栄養	1、3
猪苗代湖	構造湖	103.3	93.5	しない	年1回循環?	酸栄養	1、3、4
木崎湖	構造湖	1.4	29.5	する	年2回循環	富栄養	2
琵琶湖	構造湖	670.3	103.6	しない	年1回循環	中栄養	1
池田湖	カルデラ湖	10.7	233	しない	年1回循環	中栄養	1

文献

1. 国立天文台(編)(2013)理科年表. 丸善出版, 東京
2. Saijo Y, Hayashi H (eds) (2001) Lake Kizaki, Limnology and Ecology of a Japanese Lake. Backhuys Publishers, Leiden
3. 吉村 信吉(1976)湖沼学(増補版). 生産技術センター, 東京
4. 長澤 金一(2011)猪苗代湖の水環境の現状と将来の姿. <http://www.pref.fukushima.jp/kance/symposium/download/03.pdf>

物調査は1979年(伊藤・宇野 1980)以来となり、今回が1931年の初調査(Miyadi 1932b)から数えて観測史上3回目、20数年ぶりの調査となった。

②木崎湖(2012年8月10日実施)

木崎湖の最深部は29.5 m (Saijyo and Hayashi 2001)、今回採集を行った湖盆中央部の水深は28.7 mと最深部に近い水深だった(図 1-5)。プロファイラーで測定した湖底直上水の溶存酸素濃度は0.01 mg/L(飽和度0%)で、ほぼゼロに近かった(表 1-7)。採集した泥は黒みを帯びた茶色(図 1-15B、マンセル値: 10YR3/2)で、湖底には大量のハリケイソウ(*Synedra* spp.)の珪藻殻が堆積していた。底泥からはイトミミズ(*Tubifex tubifex*)が9821 個体/m²、フサカ属の一種(*Chaoborus* sp.)幼虫が89 個体/m²採集された(表 1-7)。

補足地点で採集した湖底泥は黒みを帯びた茶色で、どぶ臭、硫黄臭ともなかった。この地点の湖底にも、大量のハリケイソウの珪藻殻が堆積していた。プロファイラーで測定した湖底直上水の溶存酸素濃度は0.02 mg/L(飽和度0.2%)ときわめて低いものの、湖盆中央部の値よりやや高かった。底生動物は、イトミミズ(*T. tubifex*)が湖盆中央部の約3倍の密度となる28842 個体/m²、ユスリカ類幼虫が133 個体/m²採集された。

なお木崎湖湖盆中央部での公表された底生動物調査は、1985年調査のHirabayashi and Hayashi (1994)以来であり、今回が27年ぶりの調査だった。

③琵琶湖

2009年度調査(2010年1月27日実施)

琵琶湖の最深部は103.6 mだが、ここは局所的な凹地であるため、底生動物調査は北湖第1湖盆最深部のN4地点(水深92.4 m)で行った(図 1-6)。プロファイラー(F-probe)で測定した湖底直上水の溶存酸素濃度は8.06 mg/L(飽和度71%)で、調査時には冬期の全層鉛直循環が既に生じており、深湖底付近にも十分な溶存酸素が供給されていたことが分かる。

採泥器で採取した湖底泥の色は、大部分が黒色を帯びるが、茶褐色部(酸化鉄・酸化マンガンの存在を示す)も散見され、やや腐敗臭がした(図 1-15C)。採取したマクロベントス中、もっとも高密度だったのはイトミミズ(*T.*

tubifex; 図 1-15D)で、同種と思われる未成熟個体を合わせた生息密度は4578 個体/m²、その他にエラミミズ(*Branchiura sowerbyi*; 図 1-15E)、琵琶湖固有種のアナンデルヨコエビ(*Jesogammarus annandalei*; 図 1-15F)、メイオベントスでは線虫類、枝角類、ケンミジンコ類(キクロプス類)、ソコミジンコ類(ハルパクチクス類)、貝形虫亜綱(Ostracoda)が採集された(表 1-7)。うちケンミジンコ類の密度は6177 個体/m²と比較的高密度だった。

2010年度調査(2011年2月2日実施)

前年と同じN4地点で底泥を採取した。プロファイラー(F-probe)で測定した湖底直上水の溶存酸素濃度は10.27 mg/L(飽和度88%)で、既に冬期の全層鉛直循環が生じ、深湖底付近にも十分な溶存酸素が供給されていたことが分かる。

採取した底泥は、大部分が黒色を帯びるが、茶褐色部(酸化鉄・酸化マンガンの存在を示す)も散見され、やや腐敗臭がした。採取したマクロベントス中、もっとも高密度だったのは、前年同様イトミミズ(*T. tubifex*)および同種と思われる未成熟個体あわせて2133 個体/m²で、その他にエラミミズ、アナンデルヨコエビが、メイオベントスでは線虫類、枝角類、ケンミジンコ類(キクロプス類)、ソコミジンコ類(ハルパクチクス類)、貝形虫亜綱が採集された(表 1-7)。うちケンミジンコ類は4500 個体/m²以上で、比較的高密度だった。

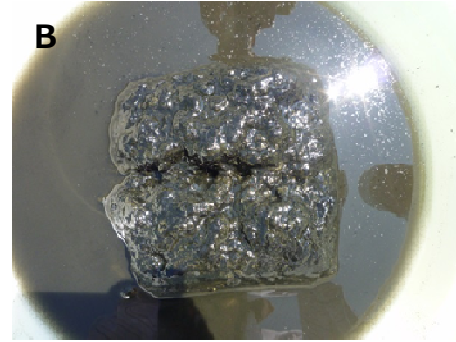
④池田湖(2013年8月27日実施)

池田湖は、今回調査した中でもっとも南に位置する湖である。最大水深は233 mで、今回採集を行った湖盆中央部の水深も233 mで、ほぼ最深部と考えてよい(図 1-9)。調査は成層期の後期に行い、湖底直上水の溶存酸素濃度は0.66 mg/L(飽和度6.9%)で、湖底直上にはわずかに溶存酸素が残っていた(表 1-7)。

採取した底泥の色はやや茶色がかった黒色(図 1-15G、マンセル値: 10YR2/1)で、わずかにどぶ臭がした。底泥からは、生きた底生動物はみられず、ハネコケムシ類の休芽が355 個/m²採集された(図 1-15H、表 1-7)。なお、ハネコケムシ科の群体は採集されなかった。



阿寒湖湖盆中央部の湖底泥



木崎湖湖盆中央部の湖底泥



琵琶湖北湖湖盆中央部の湖底泥



イトミミズ (琵琶湖北湖)



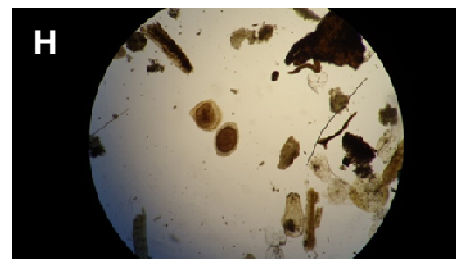
エラミミズ (エラなしタイプ)
(琵琶湖北湖)



アナンデールヨコエビ (琵琶湖北湖)



池田湖湖盆中央部の湖底泥



池田湖湖盆中央部で採集されたハネコケムシ類休芽 (中央) とミジンコ類の Ehippium (中央左上)

図 1-15. 底生動物調査で得られた湖底泥と底生動物.

表1-7. 阿寒湖, 木崎湖, 琵琶湖, 池田湖の調査地点の概要および採集された底生動物の生息密度 (m²あたりに換算)

湖沼名	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
	湖盆中央部	補足地点	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
調査年月日	43.4532	43.4624	36.5588	36.5526	35.3789	35.3789	31.2348	31.2428
調査地点名	144.1059	144.1086	137.8369	137.8361	136.0966	136.0966	130.5675	130.5567
調査地点の緯度 (WGS84)	34.8	19.7	28.7	26.0	92.4	92.4	233	103
調査地点の経度	22.7	22.5	25.9	25.9	8.6	7.5*	29.3	30.1
調査地点の水深 (m)	1.3	-	2.4	-	1.3*	1.1*	0.6	-
表層水のフロロフィルa量 (µg/L)	6.6	-	6.3	-	11.0	-	8.9	-
透明度 (m)	7.1	10.0	5.9	6.1	8.2	6.8	11.0	11.0
泥温 (°C)	6.0	6.7	7.5	7.5	6.5	6.6	6.5	5.5
泥厚 (cm)	黒(N),一部茶褐色 (2.5YS/4)	黒味をおびた茶色 (2.5Y4/4)	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)	黒味をおびた 濃い茶色 (10YR2/1)	茶色 (2.5Y3/1)
泥色 (マンゼル値)	酸化水素臭なし	酸化水素臭なし	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
泥の臭い	-	10.4	5.6	5.9	8.2 (91.1m)*	7.2 (91.1m)*	11.9	11.8
湖底直上水の水温 (°C)	-	6.69	0.01	0.02	8.06 (91m)*	10.27 (91.1m)*	0.66	4.38
湖底直上水の溶解酸素濃度 (mg/L)	-	59.7	0	0.2	71 (91m)*	88 (91.1m)*	6.9	45.3
湖底直上水の溶解酸素濃度飽和度 (%)	密度							
分類群	種名	種名	種名	種名	種名	種名	種名	種名
線形動物門	Nematoda cl. ord. fam. gen. spp.	0	0	0	0	178	222	0
環形動物門	Naidinae gen. spp.	0	133	0	0	0	0	0
	Naidinae gen. spp. (without hair)	0	400	0	0	0	0	0
	Naidinae gen. spp. (with hair)	0	711	0	0	0	0	0
	Branchiura sowerbyi	0	0	0	0	89	444	0
	Tubifex tubifex	0	0	9821	28842	889	578	0
	cocoon of T. tubifex	0	0	10439	1998	0	0	0
	Tubificinae gen. spp.	0	0	0	0	3689	1555	0
	cocoon of Tubificinae gen. spp.	0	0	0	0	0	0	0
軟体動物門	Pisidium sp.	0	178	0	0	0	0	0
節足動物門甲殻綱	Daphniidae gen. spp.	0	0	0	0	89	0	0
	Cladocera fam. gen. spp.	0	0	0	0	1155	+++	0
	Cyclopoida fam. gen. spp.	0	+++	0	0	6177	+++	0
	Haracticoida fam. gen. spp.	0	++	0	0	133	222	0
	Ostracoda ord. fam. gen. spp.	0	0	0	0	267	133	0
	Jesogammarus (Amnoganammarus) ammandalei	0	0	0	0	267	133	0
	Chironomidae gen. spp.	0	1867	0	133	0	178	0
	Chaoborus sp.	0	0	89	0	0	0	0
分類群	種名	種名	種名	種名	種名	種名	種名	種名
コケムシ動物門コケムシ綱	Statoblast of Plumatellidae gen. spp.	0	0	0	0	0	0	2264

種本の精査により, 今後, 種数種に分けられる可能性が比較的高い種の学名は「spp.」として表記した。
「+++」は2200~4400個体を, 「++」は4500個体以上を示す。
* プロブアライナー (F-probe) による測定値。

補足地点（水深 103 m）からは、イトミミズ亜科が 577 個体/m²および同亜科と思われる卵包 44 個/m²が採集され、この地点で夏期に繁殖していたことを示唆している（表 1-7）。またハネコケムシ類の休芽が 2264 個/m²と多量に採集された（表 1-7）。なお、ハネコケムシ科の群体は最深部同様、採集されていない。

なお池田湖最深部での公表された底生動物調査は、1998 年 7 月（Ohtaka et al. 2006）以来となり、今回が観測史上 4 回目、15 年ぶりの調査となった。

各湖沼の特性と過去の生物相との比較

閉鎖性水域である湖沼は、人為的な影響を強く受ける。そのため、それぞれの湖沼は、成因や湖盆形状、緯度や標高などの自然的・地理的条件に加え、富栄養化の進行の程度や水質保全施策の進捗状況、また外来生物の侵入など、さまざまな人為的影響とその歴史的経緯を反映した湖沼生態系が成立しており、地球温暖化のようなグローバルな現象であっても、各湖沼で一様な変化が必ずしも生じるわけではない。

そこで、まずはそれぞれの湖沼について過去と現在の底生動物相を比較し、自然的・地理的条件や人為的影響を考慮しつつ、現在の湖沼生態系の変遷および現状を検討することとした。湖沼間の比較は、それができて初めて可能となる。

①阿寒湖

阿寒湖の底生動物の学術調査を初めて実施したのは Miyadi (1932b) で、1931 年 7 月に水深 38 m の湖盆中央部から貧毛類^{註 1}1196 個体/m²、フサカ (*Corethra = Chaoborus*) 156 個体/m²、ユスリカ類 52 個体/m²、マメシジミ (*Pisidium* sp.) 1196 個体/m²を記録した。Miyadi (1932b) は、阿寒湖は、深い湖底の酸素濃度が低い湖沼に出てくるフサカと酸素濃度の高い湖底に生息するマメシジミの両方が生息する日本で唯一の湖であると述べた。なお、この時の湖底直上水の溶存酸素濃度は測定されていないが、1927 年 7 月の水深 36 m の湖水の溶存酸素濃度は 5.7 cc/L だった（高安ほか 1930）。

その後、伊藤・宇野 (1980) は 1979 年 9 月と 11 月に 48 年ぶりとなる底生動物調査を行い、水深 36 m の湖底からは底生動物がまったく採集されなかったことを報告し、過去 40 数年の

間に人為的富栄養化が進行したと述べている。Yasuno and Sugaya (1987) も、1982 年 6 月の調査で、湖盆中央部の南に位置する水深 28.8 m の湖底で底生動物がまったく採集されなかったことを報告している。

五十嵐ほか (2000) は、過去の阿寒湖の環境に関する研究をレビューし、湖畔の温泉からの排水や、ワカサギの放流、また水力発電による水位変動などにより、過去 1 世紀の間、阿寒湖は常に人為的な影響を受けてきたと述べている。本調査結果でも、湖盆中央部の湖底直上水の溶存酸素濃度はきわめて低く、まったく底生動物が生息していなかった。深湖底の底生動物相からみる限り、阿寒湖では現在も富栄養な状態が継続していることを示している。

②木崎湖

木崎湖の底生動物相を初めて調査したのは Miyadi (1931) で、1928 年 4 月と 11 月に水深 28.5 m の湖盆中央部から、それぞれフサカ (*Corethra = Chaoborus*) 幼虫 3379 個体/m²と 3789 個体/m²、および貧毛類 179 個体/m²と 154 個体/m²、また 4 月のみユスリカ類 (*Tanytus*) 204 個体/m²を採集した。調査時の水深 27 m 前後の湖水の溶存酸素濃度は 4 月は 5.0 mg/L（飽和度約 80%）、11 月はほぼゼロだった（Miyadi 1931）。これらの結果および浅い水深の底生動物相から、Miyadi (1931) は、木崎湖を底生動物相から「*Corethra-Endochironomus* 湖」と位置づけた。

次に底生動物調査が行われたのは 44 年後で、北川 (1973) は 1972 年 8 月に水深 27.9~29.7 m の湖底からユスリカ科 30 個体/m²、フサカ 30 個体/m²、貧毛類 75 個体/m²を報告した。8 月の水深 28 m の湖水の溶存酸素濃度は概ね 3.5 mg/L 前後（飽和度 5.2%）だった（北川 1973）。これらの結果および浅い水深の底生動物相から、北川 (1973) は、木崎湖を「富栄養 *Plumosus* 湖」または「富栄養 *Plumosus-Corethra* (= *Chaoborus*) 湖」と位置づけた。

その 13 年後、Hirabayashi and Hayashi (1994) は、1985 年 11 月に湖全域のべ 32 地点で底生動物調査を行い、湖盆中央部からフサカ (*Chaoborus* sp.) 1800 個体以上/m²、ニホンユスリカ (*Chironomus nipponensis*) 1~450 個体/m²を報告した。貧毛類は採集されなかった。この時の水深 20 m 以深の湖水の溶存酸素濃度の平均は 0.4±0.3 mg/L ときわめて低かった。

表 1-8. 1996～1997 年および 2010～2011 年の琵琶湖北湖第 1 湖盆中央部（N4 地点）における底生貧毛類の密度（個体数/m²）（西野・大高・井上 未発表）

和名	学名	1996年10月3日	1997年1月27日	2010年1月27日	2011年2月2日
イトミミズ	<i>Tubifex tubifex</i>	9822	2267	889	578
ユリミミズ属未成熟個体	<i>Limnodrilus immature</i>	711	89	0	0
エラミミズ	<i>Branchiura sowerbyi</i>	178	311	89	444
計		10844	2933	978	1022

木崎湖では、少なくとも 1983 年以降、夏期から秋期の深湖底付近の溶存酸素濃度はほぼゼロだったが、冬期と春期には全層鉛直循環が確認されていた（Saijo and Hayashi 2001）。近年、Hirabayashi et al. (2007) は、2005～2006 年にかけて湖盆南部の水深 5、12、28 m の湖底で 3 亜科 8 種の貧毛類を報告し、それらの季節変化を報告した。なお水深 28 m では 2005 年 8 月に、イトミミズ (*T. tubifex*) 注² 4534 個体/m²、*Limnodrilus* spp. 1259±328 個体/m² が採集されている。

本調査でも、湖盆中央部の湖底直上の溶存酸素濃度はきわめて低く、1985 年にゼロだった貧毛類（Hirabayashi and Hayashi 1994）が 9821 個体/m² に増加した一方、フサカの密度は激減した。また、ユスリカは採集できなかった。なお、イトミミズ (*T. tubifex*) の密度は、Hirabayashi et al. (2007) の水深 28 m の密度の約 2 倍だった。

③琵琶湖

琵琶湖は古琵琶湖まで含めると約 400 万年、現在の琵琶湖が形成されてからでも 40 数万年の歴史を有し、明らかになっているだけで 61 種の固有種を擁する古代湖である（Nishino 2012）。深底部にはアナンデールヨコエビ、ピロオオウズムシなどの固有種が生息する。琵琶湖の深底部にはエラのないエラミミズが優占する。またエラミミズは広域分布種だが、琵琶湖深底部には十分な溶存酸素濃度があったため、エラが退化したものと考えられている（Ohtaka and Nishino 1999）。

北湖深底部での底生動物調査は Annandale (1922) に始まるが、定量的調査が行われたのは Miyadi (1932c) からである。Miyadi (1932c) は 1927～1929 年に琵琶湖のさまざまな水深の湖底で底生動物の採集を行い、1929 年 5 月に水深 84 m の湖底から琵琶湖固有種のアナンデールヨコエビ 52 個体/m²、貧毛類 156 個体/m²

を報告した。この地点の位置は不明だが、水深から北湖第 1 湖盆と推測される。

その後、Suzuki and Mori (1967, 1968) および Mori (1970, 1971, 1972, 1976, 1978) は 1965～1973 年にかけて北湖第 2 湖盆中央部で定点調査を行い、底生動物の現存量と密度を報告した。その後、西野ほか (2002) は 1992 年から同地点で同一の調査を行い、1965～1973 年と比べて貧毛類の現存量が約 1/2 に減少した一方、密度が 10 倍近くに増加していることから、この間に大型のエラミミズが減少し、小型で貧酸素に強いイトミミズ (*T. tubifex*) が増加したと考えた。また今後、富栄養化がさらに進行した場合、より深い湖底ほど種多様性が乏しくなり、貧毛類の現存量や密度が低下すると予測した。

一方、北湖第 1 湖盆中央部での底生動物調査は 1996 年 10 月および 1997 年 1 月の調査が最初で、その後 2007 年 1 月以降は年 1～2 回の調査が行われている（西野・大高・井上 未発表）。冬期の 1997 年 1 月と本調査結果と比較すると、イトミミズ (*T. tubifex*) の密度は 1997 年と比べて 2010 年、2011 年ともに約 1/3 に低下したが、エラミミズの密度には大きな変化がなかった（表 1-8）。

④池田湖

池田湖の底生動物を初めて調査したのは Miyadi (1932a) で、1929 年 5 月に水深 225 m の湖盆中央部から、ユスリカ科 (Tanypinae 52 個体/m²、*Endochironomus* sp. 52 個体/m²)、ミズムシ (*Asellus nipponensis* : 恐らく *A. hilgendorfi* とと思われる)、貧毛類 1092 個体/m² を報告した。

その 44 年後、1973 年 7 月の調査で、北川 (1979) は水深 200 m 以深の湖底から貧毛類 52～7238 個体/m² を報告した。この時の深湖底の水温は 11.1℃、溶存酸素濃度飽和度は 31.2% で、湖底にもある程度の溶存酸素が供給されていた。

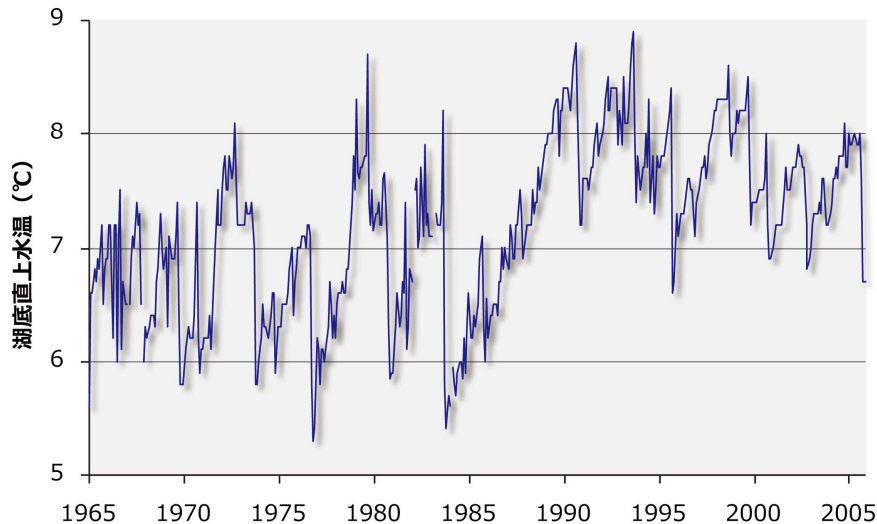


図 1-16. 琵琶湖北湖水深 77 m における湖底直上水の温度の長期変動。(滋賀県水産試験場のデータを一部改変)

鰻池とともに日本の成層する湖沼の中で最南端に位置する池田湖は、冬期に年 1 回鉛直循環する亜熱帯湖と位置づけられていた（吉村 1976）。しかし、1986 年以降、冬期の全層鉛直循環がみられなくなり、無循環湖となった（平江ほか 1997）。1998 年の底生動物調査では、最深部の 233 m の湖底直上水の溶存酸素濃度はゼロで、湖底泥からは底生動物がまったく採集されなかった（Ohtaka et al. 2006）。その後、池田湖は 2012 年 1 月に再び全層鉛直循環し、湖盆中央部まで溶存酸素が供給された（尾辻ほか 2012）。

本調査では、水深 233 m の最深部における湖底直上水の溶存酸素濃度飽和度は 6.9%と、木崎湖の湖盆中央部（飽和度 0%）よりも濃度が高かったものの、底生動物はまったく確認できなかった。このことは、成層する湖沼の深底部では、無酸素状態が十数年続いた後に、溶存酸素濃度がある程度回復したとしても、深湖底の底生動物相はすぐには回復しないことを示唆している。

考察

調査時期の違いについて

本調査では、琵琶湖は冬期、阿寒湖、木崎湖、池田湖は夏期と、湖沼間で調査実施時期が同一ではなかった。

十分な水深があり、成層する湖沼では、深底部の水温は季節変化が小さい（吉村 1976）。また、琵琶湖の深層水温（水深約 80 m）は長期的には上昇傾向があるものの、年間の変動はせいぜい 2°C 前後である（図 1-16）。これまでの研究から、琵琶湖の深底部では、底生動物の種組成や生息密度には大きな季節変化がないことが分かっている（西野・大高 未発表）。そのため、琵琶湖の冬期の底生動物相や密度を、他の湖沼の結果（夏期調査）と比較しても大きな問題はないと考えられる。

なお、深底部の水温、泥温とも緯度が南に行くほどやや高く、北に行くほど低くなる傾向がある（吉村 1976）。例えば、冬期における阿寒湖深底部の水温は 4.5°C、琵琶湖では約 6°C、池田湖では 10°C である。本調査では、湖盆中央部の泥温は、阿寒湖で 7.1°C、木崎湖で 5.9°C、琵琶湖で 6.8~8.2°C（冬期）、池田湖で 11.0°C で、池田湖では他の湖沼より約 3°C 高かった。

深底部底生動物の調査頻度について

湖盆中央部での底生動物調査は、阿寒湖では 34 年ぶり、木崎湖では 27 年ぶり、池田湖では 15 年ぶり、琵琶湖を除くと最新の調査との間に 15~34 年が経過していた。このように底生動物調査がほとんど行われてこなかった理由として、湖沼最深部での調査は、船を借り上げ、専用の機材を用い、ある程度熟練した作業者の指導の下に行う必要があること、また深底

部の底生動物相は貧毛類とユスリカ類などで同定困難な分類群が多く、分類学の専門家の関与が不可欠であること、またそもそも湖沼の底生動物の専門家がきわめて少ないことが挙げられる。

湖沼間の比較と今後の展望

2009～2013年に調査した4湖沼は、いずれも過去に人為的富栄養化を経験した湖沼である。阿寒湖や木崎湖のような富栄養湖では、富栄養化にともないプランクトンの死骸など、深底部に堆積する有機物が増加し、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)。本調査でも、阿寒湖の湖盆中央部では、湖底直上層の溶存酸素濃度はほぼゼロと考えられ、生きた底生動物は確認できなかった。木崎湖でも湖底直上層の溶存酸素濃度はほぼゼロと考えられ、生きた底生動物は確認できなかった。

一方、琵琶湖では近年、全リン・クロロフィル濃度はともに減少傾向で、透明度が上昇しており、富栄養化はほぼ停止したと考えられている。その一方で近年、深底部湖底直上水の溶存酸素濃度が低下する年が多くなっている。これは、暖冬で湖水の冬期鉛直循環が十分行われなくなった結果だと考えられている。さらに琵琶湖より南に位置する池田湖では、地球温暖化にともない、冬期鉛直循環がほぼ停止した結果、1986年以降、深底部湖底直上水の溶存酸素濃度がゼロの状態が続いてきた(平江 2000)。

このように、富栄養化や温暖化にともなう冬期鉛直循環の停止は、いずれも深湖底の溶存酸素濃度を減少させる方向に働き、湖底直上水の溶存酸素濃度が低下することで、結果として深湖底の底生動物が激減したり、死滅する現象が生じている(伊藤・宇野 1980; Ohtaka et al. 2006)。言いかえると、湖沼の深底部は、湖沼の鉛直循環の変化の影響がもっとも顕著に現れる場であり、富栄養化や地球温暖化による湖水の循環様式の変化によって、湖底直上の溶存酸素濃度が、ある年に突然ゼロとなるようなドラマティックな変化が生じる可能性が高くなっている。

日本の多くの湖沼では、水質保全政策が進み、富栄養化は抑制傾向にあるが、その一方で、地球温暖化にともなう循環様式の変化が湖沼生

態系に与える影響が懸念材料となってきている。実際、福島県の猪苗代湖は、元来、年2回循環の湖であったが(吉村 1976)、近年は、冬期のみ鉛直循環する年1回循環との報告がある(長澤 2011)。もしそうだとすると、従来、年1回循環と2回循環の境界であった琵琶湖と芦ノ湖を結ぶライン(北緯36度)が過去のものとなり、さらに北に移動している可能性がある。また、暖冬の年とそうでない年が交互に訪れることで、年によって冬期全循環が行われたり、行われなかったりする可能性もある。そうすると、影響は底生動物だけに限らない。日本の湖沼のほとんどはリン制限の湖である。湖底が無酸素になると、底泥からリンが溶出することが知られており、溶出したリンが表水層まで運ばれて植物プランクトンの増殖を促し、再び富栄養化が進む可能性がある。そのため、今後、これらの湖沼を数年おきにモニタリングし、底生動物相の変化を記載、比較することで、富栄養化や地球温暖化などの環境変化がわが国の湖沼生態系に与える影響を、長期的な視点で評価できると考えられる。

なお、池田湖のように、地球温暖化の影響で湖水の全層鉛直循環が停止して十数年が経過した後、再び全層循環が生じたとしても、すぐには底生動物相が回復しないことが、本調査で明らかとなった。このことが実証されたのは初めてで、地道ではあっても、長期的なモニタリングを続ける意義が実証された事例と言える。

謝辞

本調査を実施するにあたり、阿寒湖では大高明史氏(弘前大学)、木崎湖では大高氏および山本雅道氏(信州大学)のご協力をいただいた。また大高氏には、貧毛類の同定をしていただいた。両氏に深く感謝する。

注1. Ohtaka and Iwakuma (1993) が指摘しているように、1980年代までの湖沼研究で報告されている *Tubifex* sp. については、貧毛類が分類学的に精査された事実はなく、またその後の研究でこれらの湖沼から複数の科の貧毛類が報告されている。そのため、本文中に引用した Miyadi (1932b)、北川(1973)の *Tubifex* sp. は「貧毛類(oligochaetes)」と読み替える必要があり、そのように記述した(参考: 大高・伊藤 2002)。

注 2. Hirabayashi et al. (2007) には水深 28 m の *T. tubifex* の密度が表示されていないため、貧毛類全体の密度から *Limnodrilus* spp. の密度を除いた値を求めた。

引用文献

- Annandale N (1922) The macroscopic fauna of Lake Biwa. *Zoological Science*, 10:127-153
- Hirabayashi K, Hayashi H (1994) Horizontal distribution of benthic macro- invertebrates in Lake Kizaki, Japan. *Japanese Journal of Limnology*, 55:105-114
- Hirabayashi K, Oga K, Yamamoto M (2007) Seasonal changes in depth distribution of aquatic oligochaeta in southern Lake Kizaki, central Japan. *Acta Hydrobiologica Sinica*, 31:109-115
- 平江 多績, 坂元 克行, 柴 哲浩, 国生 保 (1997) 池田湖の周辺環境と水質. 鹿児島県環境センター所報, 13:55-64
- 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, 153:242-249
- 五十嵐 聖貴, 石川 靖, 三上 英敏 (2000) 阿寒湖の陸水学的特徴とその変遷. 国立環境研究所研究報告, 43:335-494
- 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. 水産孵化場研究報告, 35:11-19
- 北川 礼澄 (1973) 木崎湖、青木湖、中綱湖、野尻湖ならびに諏訪湖の底生動物相の研究. *陸水学雑誌*, 34:12-23
- 北川 礼澄 (1979) 南九州の4湖沼における底生動物相の研究. *淡水生物*, 30:103-113
- Miyadi D (1931) Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. I. Lakes of Shinano Province. *Japanese journal of zoology*, 3:201-257
- Miyadi D (1932a) Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. VI. Lakes of Southern Kyushu. *Japanese journal of zoology*, 4:127-149
- Miyadi D (1932b) Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. Japan. VII. Lakes of Hokkaido. *Japanese journal of zoology*, 4:223-250
- Miyadi D (1932c) Studies on the bottom fauna of Japanese Lakes. Japan. IX. Lakes of the Yodo-gawa Basin. *Japanese journal of zoology*, 4:289-312
- Mori S (1970) Third Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1968 and 1969). II. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 4:29-71
- Mori S (1971) Fourth Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1970). II. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 5:16-34
- Mori S (1972) Fifth Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1971). II. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 6:75-90
- Mori S (1976) Fifth Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1972). II. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 6:31-46
- Mori S (1978) Sixth Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1973). III. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 7:11-29
- 長澤 金一 (2011) 猪苗代湖の水環境の現状と将来の姿. <http://www.pref.fukushima.jp/kance/symposium/download/03.pdf>
- 西野 麻知子, 中島 拓男, 辻村 茂男, 大高 明史, 杉原 夕華 (2002) 北湖深底部の低酸素化にともなう生態系変化の解明—チオプロールカと底生動物の変化が訴えるもの—. *滋賀県琵琶湖研究所所報*, 19:18-35
- Nishino M (2012) Biodiversity of Lake Biwa. Kawanabe H, Nishino M, Maehata M (eds) *Lake Biwa: Interactions between Nature and People*, 31-35. Springer Academic, Amsterdam
- Ohtaka A, Iwakuma T (1993) Redescription of *Ophidonais serpentine* (Muller, 1773) (Naididae, Oligochaeta) from Lake Yunoko, central Japan, with record of the Oligochaete composition in the lake. *Japanese Journal of Limnology*, 54:251-259
- Ohtaka A, Nishino M (1999) Studies on the aquatic oligochaete fauna in Lake Biwa, central Japan, II. Records and taxonomic remarks of nine species. *Hydrobiologia*, 40:633-647
- 大高 明史, 伊藤 富子 (2002) 支笏湖および洞爺湖における貧毛類を中心とした底生動物群衆の概要. *陸水生物学報*, 17:1-16
- Ohtaka A, Nishino M, Kobayashi T (2006) Disappearance of deep profundal zoobenthos in

- Lake Ikeda, southern Kyushu, Japan, with relation to recent environmental changes in the lake. *Limnology*, 7:237-242
- 尾辻 裕一, 坂元 克行, 貴島 宏, 永井 里央, 宮ノ原 陽子, 長井 一文 (2012) 池田湖における全層循環について. 鹿児島県環境保健センター所報, 13:41-49
- Saijo Y, Hayashi H (eds) (2001) *Lake Kizaki, Limnology and Ecology of a Japanese Lake*. Backhuys Publishers, Leiden
- Suzuki N, Mori S (1967) First Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (Oct. 1965-Dec. 1966). IV. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 1:78-94
- Suzuki N, Mori S (1968) Second Report of the regular limnological survey of Lake Biwa (1967). III. Benthos. *Memories of the Faculty of Science, Kyoto University. Series of Biology*, 2:107-124
- 高安 三次, 五十嵐 彦仁, 澤 賢蔵 (1930) 湖沼調査 (阿寒湖). *水産調査報告*, 21:67-92
- Yasuno M, Sugaya Y (1987) Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake Kussharo. *Research Report from the National Institute for Environmental Studies Japan*, 104:1-7
- 吉村 信吉 (1976) 湖沼学 (増補版). 生産技術センター, 東京

3) 湖辺植生調査

湖辺植生は湖岸景観の基礎をなし、水陸移行帯に生息する動物の生息場や繁殖場として機能する。そこで湖岸帯の景観および湖沼生態系の時間的変化について把握するため、北海道から沖縄に至る国内各地の湖岸帯に普通にみられる水生植物のヨシ *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. を主な指標植物とし、植物量やフェノロジーの変化をモニタリングした。

ヨシは、世界中の温帯から熱帯にかけて広く分布し、各地の湖沼や河岸など、日当たりのよい湿地帯に群生する背の高いイネ科の抽水性大型多年草である。地上部の茎はかたく中空の円柱形で、直立して2~3 mの高さになり、暑い夏ほどよく生長する。葉は革質でややかたく、長さ20~50 cm、幅2~3 cmくらいで細長い。花期は8~10月で、稈頂に紫褐色の小穂からなる長さ20~50 cm前後の円錐花序をつけ、結実して穎果（えいか：イネ科の果実）を作る。10~3月に種子をつけ、その後枯死する。繁殖は種子と地下茎で行うが、主に地下茎で増える（栄養繁殖）。3月中旬以降に新芽が出現し、夏季にかけて生長する。

調査は2009年9月から開始し、伊豆沼、霞ヶ浦、琵琶湖、中海、宍道湖の5サイトで年3回（3月、6月、9月）実施した。調査では、方形区を設置して、方形区内に生育するヨシの本数、高さ（cm）と稈の直径（cm）を測定した。各サイトの春分時の芽生えの状況を把握し、

サイト内の経年変化やサイト間の違いを調べた。また、計測値を掛け合わせることで（式1）、方形区内に生育するヨシのおおよその植物量を推定した。

$$\text{植物量} = \text{高さ} \times \text{半径} \times \text{半径} \times \text{円周率} (\pi) \dots\dots\dots (式 1)$$

算出した値を、各調査年における調査サイトのヨシ群落の植物量の指標とし、各方形区の時間的変化やサイト間の傾向を比較した。

本調査では、方形区内のヨシの高さや植物量などの量的な変化を見ることで、温暖化の影響や乾燥化の進行によるヨシ群落の繁栄や衰退、フェノロジーの変化などをとらえられる可能性がある。ここでは、各サイトにおけるヨシの基本的な生物学的特性を把握するため、春分時の発芽状況や植物量の違いなどについてまとめた。

ヨシの生育状況とサイト間の違い

①春分時（3月調査）の芽生え数の比較

春分時（3月調査）の新芽の出現数はサイト内でも方形区ごとに異なり、霞ヶ浦サイトでは、水際に設置された方形区で多く確認される傾向があった（図 1-17）。もっとも多くの新芽

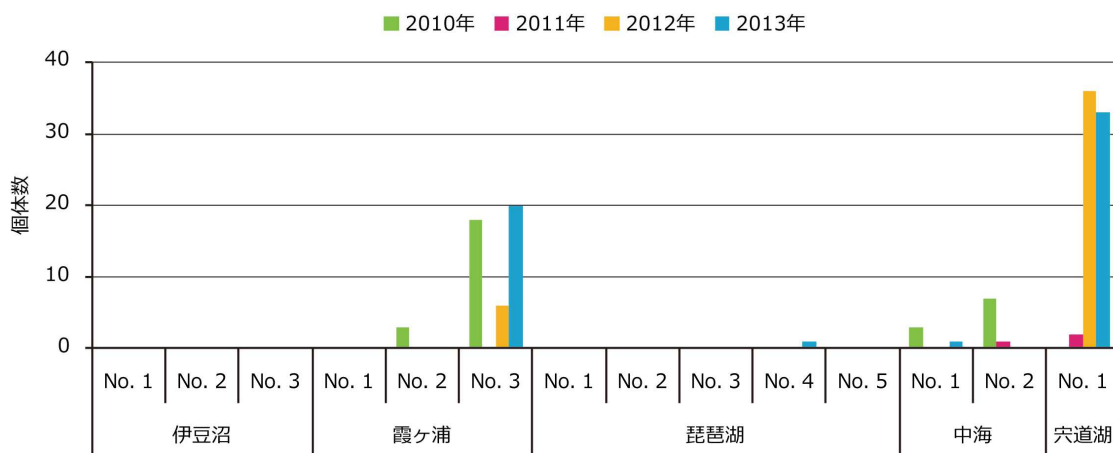


図 1-17. 春分時（3月調査）で確認された草高 20 cm 未満（芽生え）のヨシの本数。縦軸は個体数、横軸は調査サイト名と方形区番号を示す。陸側から湖方向に向かって方形区を設置しているため、方形区番号 1 がもっとも陸側に設置されている。ただし、宍道湖サイトでは水際に近い場所に 1 箇所のみ方形区を設置している。

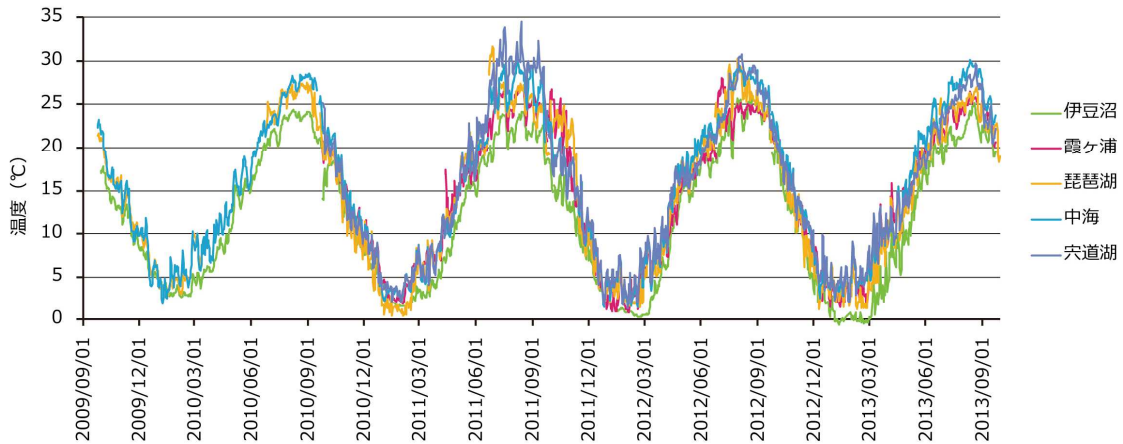


図 1-18. 各サイトの方形区 1 の近傍で計測された日平均地温（地下 10 cm）の変化。温度データロガー（ティドビット v2）を用いて 1 時間ごとに温度を測定し、一日の平均値を算出した。

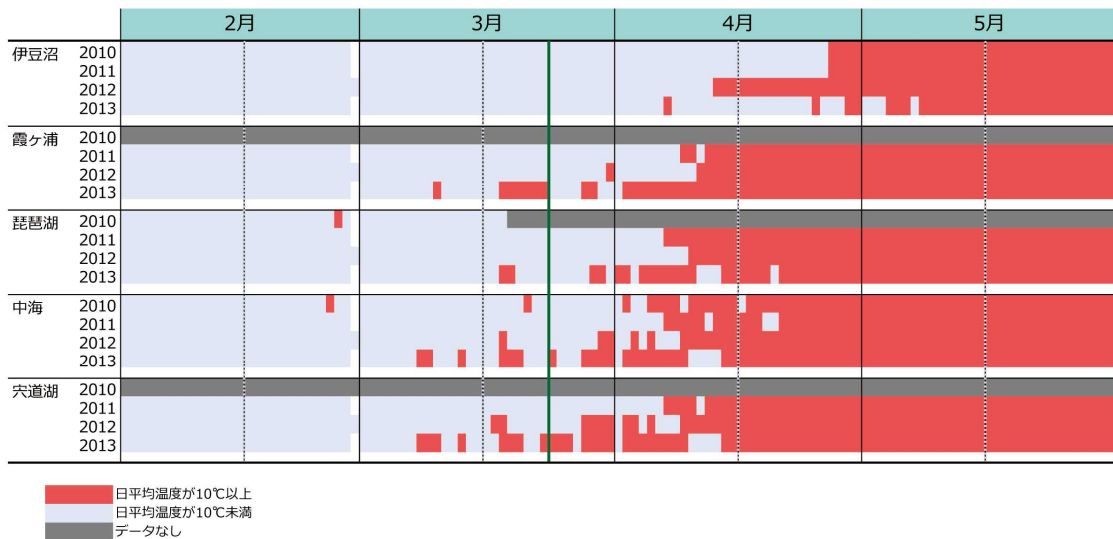


図 1-19. ヨシの芽生えに影響する温度（日平均地温）10℃を超える時期の比較。2 月 1 日から 5 月 31 日までのデータを用いた。緑色の線は春分（調査日付近）を示す。

がみられたサイトは宍道湖サイトで、2012 年と 2013 年では 30 個体以上の新芽が確認された。霞ヶ浦サイトでも、2010 年と 2013 年には 20 個体近くの新芽がみられたが、調査年によって確認数は大きく異なっていた。もっとも北に位置する伊豆沼サイトでは、これまでの 3 月調査時には新芽はまったく確認されていない。また、琵琶湖サイトでも、3 月調査時にはほとんど新芽の出現は確認できなかった。中海サイトの方形区 2 では 2010 年と 2011 年に新芽の出現が確認されていたが、2012 年以降は湖岸浸食の影響により植生が消失して砂地となり、2013 年

の調査でも植物の生育は認められなかった。以上のように、ヨシの新芽の出現数は、年度間、サイト間、サイト内の方形区間で異なった。

②地温の変化

植物の発芽や開花などは、温度や日長の影響を受ける。本調査では、温度変化とヨシの芽生えの関係を調べるため、各サイトに温度データロガー（ティドビット v2）を設置し、地下 10 cm の温度を 1 時間ごとに連続測定している。

得られた連続データから日平均地温を算出し、各サイトの温度変化を調べた結果、いずれ

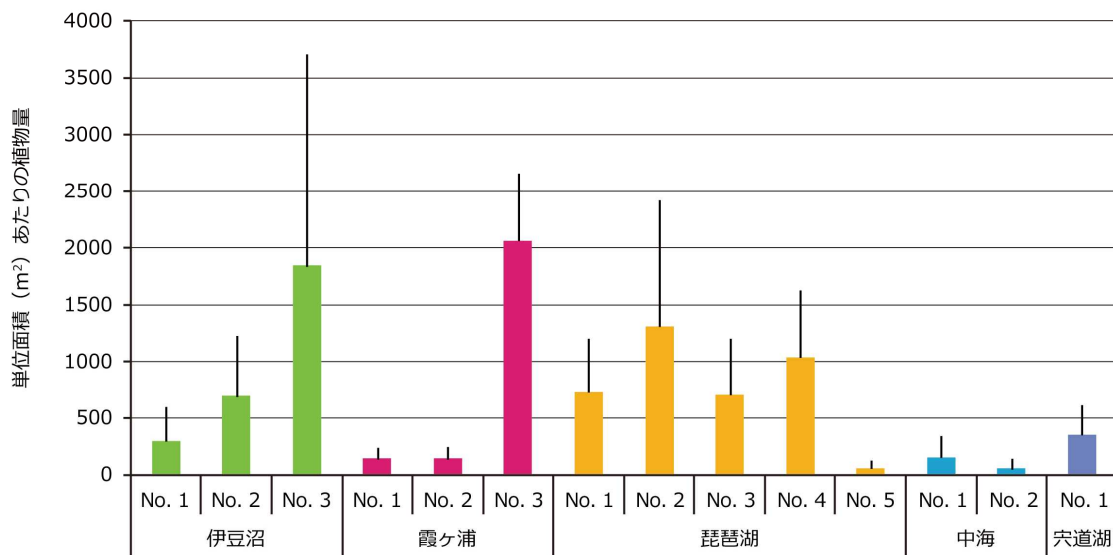


図 1-20. 秋分時（9月調査）における各方形区の植物量の5年間の平均値。バーは標準偏差を示す。縦軸は単位面積（m²）あたりの植物量，横軸は調査サイトと方形区番号を示す。植物量は、高さ（cm）× 稈の半径（cm）× 稈の半径（cm）× 円周率 で求めた。稈径は地上高 20 cm の部分で測定した。陸側から湖方向に向かって方形区を設置しているため、方形区番号 1 がもっとも陸側に設置されている。ただし、穴道湖サイトでは水際に近い場所に 1 箇所のみ方形区を設置している。

のサイトでも概ね同じ経年変化のパターンを示した（図 1-18）。サイト間の温度差は、夏季の高温期と冬季の低温期で大きくなった。

ヨシの芽生えに影響する日平均地温 10℃を超える時期は、もっとも北に位置する伊豆沼サイトで遅く、概ね 4 月下旬であった（図 1-19）。2012 年は 4 月中旬と早く、他のサイトとあまり違いはなかった。また、他のサイトに比べれば、伊豆沼サイトでは日によって 10℃を上回ったり下回ったりする期間は短かった。伊豆沼サイト以外のサイトでは、概ね 4 月の中旬以降に安定して 10℃を超えた。3 月中旬から 4 月中旬頃までは日によって 10℃を上回ったり下回ったりした。

これまでの伊豆沼サイトの調査において、3 月調査ではヨシの芽生えがまったく確認されていないが（図 1-17）、この時期には日平均地温が 10℃を超える日が認められなかった。また、2012 年と 2013 年に多数の新芽が確認された穴道湖サイトでは、2011 年に比べて 10℃を超える日が早く、調査実施日以前から 10℃を超える日がみられた（図 1-19）。これらのことは、ヨシの発芽状況を調べることで、各地の温度変化がヨシ群落に与える影響の一端をモニタリングできることを示唆している。引き続きデータを蓄積することで、ヨシの発芽と温

度変化の関係をより正確に把握できる可能性がある。

③秋分時（9月調査）の植物量の比較

ヨシの地上部の現存量は、夏から秋にかけて最大となる。このことから、秋分時のヨシの植物量は、概ね各方形区の最大値と考えられる。ここでは、9 月調査時におけるヨシ植物量の 5 年間の平均値を求め、各方形区の植物量を比較した。

伊豆沼サイトと霞ヶ浦サイトでは、方形区 1 と 2 に比べて水際に近い場所に設置されている方形区 3 で植物量が高かったが、伊豆沼サイトの方形区 3 では年度間の差が大きく、変動（標準偏差）が大きかった（図 1-20）。琵琶湖サイトでは、方形区 5 を除けば、いずれの方形区でも比較的高い値を示し、中海サイトや穴道湖サイトでは、他のサイトに比べて低い値を示す傾向があった。9 月調査で確認されたヨシの高さと稈の直径の関係をしてみると、同程度の太さでも高さはサイトによって異なっていた（図 1-21）。また、霞ヶ浦サイトや琵琶湖サイトでは、高さが 300 cm を超える個体も多く確認されたが、中海サイトや穴道湖サイトのヨシは他のサイトに比べて低い傾向にあった。

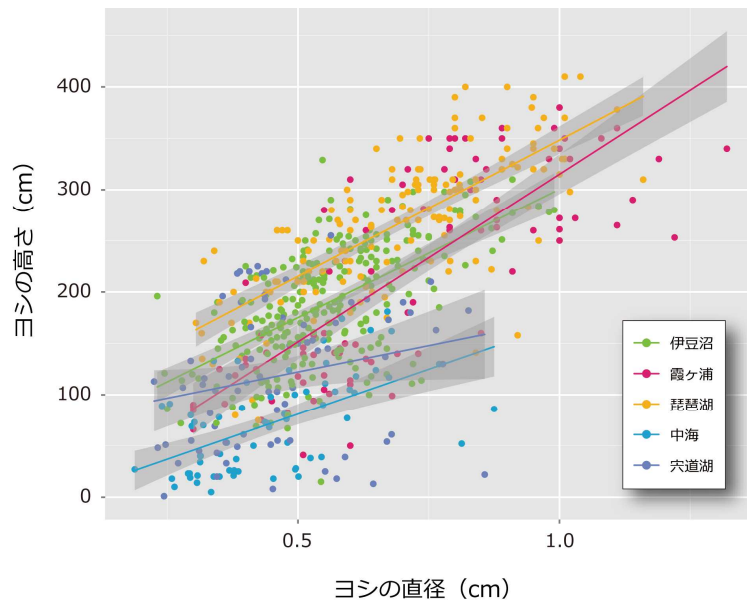


図 1-21. 秋分時（9月調査）に生育していたヨシの高さと稈の直径の関係。サイトごとにプロットし回帰直線を示した。直線周囲のグレーの領域は 95%信頼区間を示す。各サイトに設置している方形区数は 1 個から 5 個である。稈径は地上高 20 cm の部分で測定した。

以上のことから、ヨシの生長特性は各サイトの環境条件やヨシ帯内の位置などによって異なることが示唆された。ただし、ヨシは広大な地域に分布しているため種内変異が非常に大きく、4 倍体や 8 倍体など各種の倍数体も知られている（吉良 1991）。このことは、サイト間で生長特性などを比較する際には、それらの種内変異の影響も考慮する必要があり、より詳細な調査が必要であることを示している。

引用文献

吉良 竜夫 (1991) ヨシの生態おぼえがき。琵琶湖研究所所報, 9:29-37

今後の課題と展望

湖辺植生は水陸移行帯に生息する動物の生息場や繁殖場になっているだけでなく、水の自然の浄化地として機能し、ヨシの地下茎は湖岸を浸食から防ぐ役割も担っている。そのため、それらの増減は水陸移行帯の生物多様性にも大きな影響を与える可能性が高い。これまでの調査で、ヨシの発芽時期の違いや地温との関係、植物量の違いなどの基礎的情報が得られたが、現状では調査サイト数が少なく、蓄積されたデータ量も十分ではない。日本全体の湖辺環境の変化をモニタリングするためには、新規サイトの設定や引き続きのモニタリングが必要である。

5. 総括

モニタリングサイト 1000 事業は、わが国の代表的な生態系の状態を長期的かつ定量的にモニタリングすることにより、種の増減や種組成の変化などの異変をいち早く検出し、適切な環境保全施策に資することを目標としている。陸水域調査は 2009 年度から調査を開始し、試行的な内容を多く含むものの、2013 年度で 5 年目を迎えた。ここでは、湖沼調査のとりまとめ結果を通じて、調査方法の妥当性やサイト設置の必要性などについて考察した。

モニタリングサイト 1000 湖沼調査では、湖沼沖帯では、動植物プランクトンと深底部の底生動物、湖沼沿岸帯では、ヨシを中心とする湖辺植生を調査対象として、これまでモニタリングを続けてきた。

プランクトン群集は、世代時間が短いため沖帯の環境変化に敏感に反応して変化する。しかし、季節変化など、短期的な変動があるため、1 年に 1 回の調査という制約の中では、長期的変化を考察することが困難である。調査サイト数の充実が大きな課題となっている現状では、調査頻度を増やすことは難しいため、より長寿命の生物群を調査対象とする方が湖沼における生物多様性の変化に言及しやすいと考えられる。

底生動物調査では、地球温暖化が湖水の循環様式の変化を通じて湖沼生態系に与える影響を把握することを目的に、湖盆中央部に生息するミミズ類やユスリカ類の種組成や密度を調べた。これまで、過去に人為的富栄養化を経験した 4 箇所のサイトで調査を実施し、阿寒湖と木崎湖の湖盆中央部では生存する底生動物を確認することができなかった。このことは、湖底の環境が生物の生息に適さなくなったことを示唆している。水温や深底部の溶存酸素濃度などのデータとあわせて総合的に解析することで、湖水の循環様式の変化が湖底の生物多様性に及ぼす影響をとらえられる可能性がある。その場合、湖底の状況を的確に把握するためには、湖盆中央部で 1 サンプルを取得するだけでは不十分であり、水深の異なる参考地点を複数地点設定し、各地点で複数サンプルを取得する必要がある。可能であれば、水深勾配に沿って複数の調査地点を設け、物理環境調査もあわせて実施する必要がある。本調査は、全国の 7

湖沼を対象に調査設計が組まれているが、今後、実施を予定している摩周湖、支笏湖、猪苗代湖の 3 湖沼では、こうした点を考慮して、調査を行う必要がある。そうした上で、底生動物調査の今後の方向性や調査設計の見直しを検討することが必要である。

湖辺植生調査では、世界中に広く分布するヨシの植物量の季節変化や発芽などの生物季節を調べ、サイト内、サイト間、年度間で違いがみられることが明らかとなった。しかし、これまでに調査を実施したサイトは 5 箇所に限られており、緯度勾配や気候区分による違いなど、全国的なヨシ群落の特性の違いや変化の傾向を検証することはできなかった。調査手法自体は簡便で汎用性が高いため、全国的な調査協力体制が構築できれば、多くの湖沼においてデータを取得することができ、全国的な気候変動をとらえるモニタリングとして活用できる可能性はある。しかし、ヨシの生物学的な変化から気候変動の影響をとらえるためには、あらかじめヨシの生長に及ぼす物理環境要因の絞り込みや各群落の遺伝構造の影響など、事前検証が必要と考えられる。また、現行の調査方法では、モニタリングサイト 1000 事業の大きな目的の一つである生物多様性の変化をとらえることは難しい。湖沼をはじめとする水辺の植生帯は、ナガエツルノゲイトウ、オオフサモ、ボタンウキクサなどの特定外来生物の侵入や護岸工事、周辺からの過剰な有機物の流入などの影響により、従来の生物多様性が失われているところも少なくない。本事業では、失われゆく生物多様性の状況をデータをもって広く周知し、その保全に向けた施策に活かすことも大きな目的としている。そのためには、従来の調査設計を見直し、生物多様性のモニタリングに向けた方向転換を検討することも必要である。

以上のことから、モニタリングサイト 1000 湖沼調査の調査設計は、底生動物調査を残して大きく見直す必要があると言える。特に湖沼沿岸帯における生物多様性のモニタリングは湖沼環境の変化をとらえる上で重要であり、湖沼が置かれている現状を広く一般にアピールする意味でも必要不可欠と言える。また、これまでの調査結果から、調査サイトと調査回数の充実はもっとも重要な課題に挙げられる。今後は、

調査目的を明確化し、それに応じた十分な調査サイトと調査頻度を設定することを優先課題として、調査対象となる生物の見直しや調査サイトの再選定も検討する必要がある。

第2章 湿原生態系

1. 生態系の概要

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、そのうち、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うち、乾燥重量あたりの有機物量が20～35%のものを指す。さらに、泥炭地のうちで、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こと、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、ヌマガヤなどの植物遺体が、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、霧などに限定されるため、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、モウセンゴケなど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、水理条件および生物相である。湿原は湿潤また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などである。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。①に②の河川的作用が複合した場合が多く見受けられ、サロベツ

湿原、釧路湿原などが該当する。③に②が複合した例としては尾瀬ヶ原湿原や八甲田山湿原が挙げられる。

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氣的な状態にある。一方、上層部では地下水位が下がると好氣的な条件になる。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など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などの微地形が形成される。湿原には水を湛えた池塘（ちとう、池塘とも書く）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。湿原は植物繊維や燃料などを供給する。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が、市場では外国産ミズゴケが流通している。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利用されている。湿原は、水を貯め洪水を調節し、気温を調節する機能を持ち、さらに長期的には炭素を固定・蓄積するという気候変動の調節機能を持つ。動植物の生息・生育地であり、その自然景観は、レクリエーションおよび観光の場を提供する。さらに、環境教育の実践的な素材を提供するなど、文化的な役割も大きい。

湿原には陸域および水域環境に共通した動植物分類群が出現するが、湿潤な条件に適応した湿原特有の種類が生息している。脆弱な環境のため人間や動物が湿原に与える影響は大きい。大型動物ではニホンジカやエゾシカ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などが報告されている。開発のために排水溝を設けて水抜きをすると、乾燥化が進行し、高層湿原植生が変化する。逆に、地下水に涵養されていた低層湿原で、流域からの地下水の供給がなくなることによって降水に涵養される高層湿原に変化した例もみられている。このような変化は10年から20年程度で起こるため、湿原の生物分布と物理・化学的なデータとあわせて環境を診断することが可能である。湿原は降水からの水供給、水平方向への水移動の微妙なバランスから成り立っているため、地下水位は湿原環境の重要な指標となる。

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減少、生態系の変異などをいち早くとらえ、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。

2. 調査デザイン

1) 調査項目の選定と特徴

湿原生態系の変化で、誰の目にも明らかで、もっとも分かりやすいのは植生の変化である。植生は生態系エンジニア（生態系の中で、他の生物の生息環境を変える能力のある生物）や生産者として、生態系の基盤を形成する（表 2-1）。また、湿原内の生物の生息・生育環境を形成し、各種動物の餌資源になっている。そして、湿原環境が変化すると、それにともない植生の相観や群落の種組成も変化する。

そこで、湿原サイトのモニタリングにあたり、生態系の基盤の一つであり、湿原の変化を視覚的にとらえられる植生の調査を、調査項目として選定した。一方、湿原は土壤水分が過剰な立地であることが特徴で、地下水位はその立地を支えるもっとも重要な物理環境要素となっている。また、地下水位の変化がさまざまな湿原生態系の要素に複雑に影響を与える。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て選定した。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、地温の測定を選定した。さらに、今回の第1期のモニタリングサイト 1000 湿原調査では、積雪や融雪、植物のフェノロジーなど湿原の季節変

動、経年変化をとらえることが可能な、インターバルカメラによる定点撮影調査を、試験的に調査項目に加え、その有効性（変化の予兆の把握）の検証を行うこととした。

植生調査の実施にあたっては、同じ場所を継続的に調査することが、変化をとらえる上で有効であることから、方形区を設置して調査することを基本とした。また、広大な湿原で、GPS データがあっても、調査方形区を探索するのは容易ではない。さらに、方形区を探しながら、湿原内をむやみに歩きまわるとは、湿原に負荷を与える。そこで、既存の木道を利用して効率的に方形区を探し出す、あるいは木道のない湿原では、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採用した。

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、春から秋までの連続観測を基本とした。また、気温、地温の測定も良好な湿原内で実施することを基本とし、年間を通じての測定とした。

表 2-1. 湿原調査の調査対象

調査対象	生態系での役割	指標としての有用性
湿原植生	<ul style="list-style-type: none"> 生態系エンジニア（生態系の中で、他の生物の生息環境を変える能力のある生物）や生産者として、生態系の基盤を形成する 動植物の生息・生育環境を形成する 各種動物の餌資源になっている 遺存種、固有種が多い 相観や種組成は環境変化の影響を反映する 	<ul style="list-style-type: none"> 植物の変化は動物種に大きく影響する 雪解け時期の変化などの環境変化の影響を受けやすく、環境影響の指標となる 遺存種や固有種は、その湿原生態系を特徴づけている他、生態系の変化を検出しやすいと考えられる
物理環境 (気温・地温・水位)	<ul style="list-style-type: none"> 水分環境、積雪や融雪、気温、水温、地温といった物理環境は、湿原生態系の主要な成立要因となる 	<ul style="list-style-type: none"> 積雪や融雪は湿原の水分環境に影響し、植物を乾燥から保護するために重要である 温度は泥炭の分解速度に影響を与え、地球温暖化や乾燥化の指標にもなると考えられる

2) 調査サイトの選定と配置

調査サイトの選定は以下の手順で行った。モニタリングサイト 1000 陸水域調査の湿原分科会の発足にあたり、まず、環境省が重要湿地 500（環境省自然環境局 2002）の「湿原」を元に、地球温暖化などの影響が現れやすいとの観点から高層湿原を抜き出し、さらに生物の特異な分布が認められる湿原を追加し、候補地を 49 箇所とした。湿原分科会では、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、また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既存の木道などがあり、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、開発計画がないなど、サイトの継続性が期待できる、などを基準に絞り込みの検討を行った。その結果、表 2-2 の 10 箇所がモニタリングサイトとして選定された。2009～2013 年度のモニタリングで

はその中から、低地の湿原の代表として北海道のサロベツ湿原と釧路湿原、山岳地域の湿原として尾瀬ヶ原湿原、そして東北地域の八甲田山の湿原の 4 箇所を選定した（図 2-1）。

表 2-2. 生物多様性保全のための国土区分と湿原調査サイトの配置。

地理区分	高層湿原	中間湿原	低層湿原
区分1	釧路湿原		
	大雪山		-
区分2	サロベツ湿原		
区分3	霧ヶ峰湿原	-	-
区分4	八甲田山湿原	-	-
	八幡平		
	尾瀬ヶ原湿原		
	戦場ヶ原湿原		
区分5	-	-	-
区分6	-	-	-
区分7	-	鯉ヶ窪湿原	
区分8	花之江河湿原	-	-
区分9	-	-	-
区分10	-	-	-

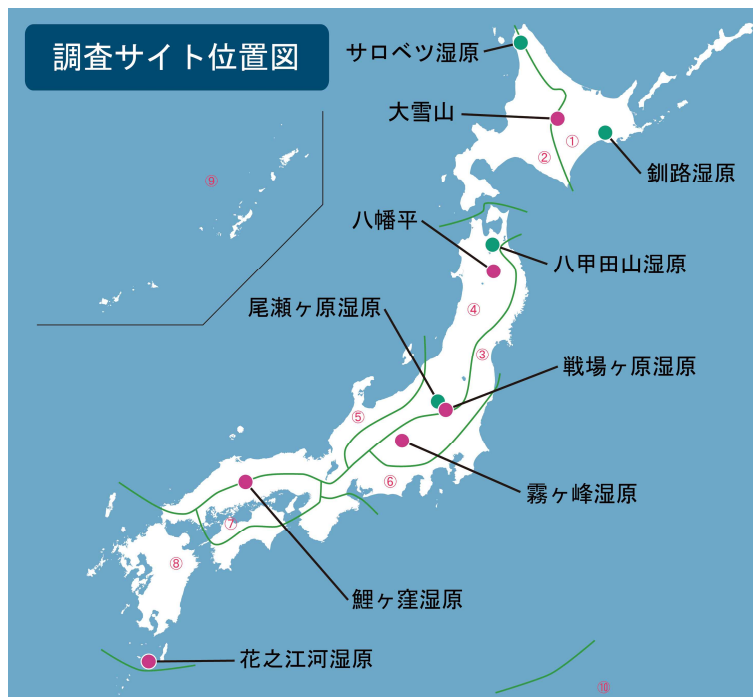


図 2-1. 湿原調査の調査サイト位置図。これまで 4 サイトで調査を実施した。緑丸は調査実施サイト、赤丸はサイト候補地を示す。番号および線は、生物多様性保全のための国土区分を示す。

3) 調査実施サイトの概要

サロベツ湿原サイト

サロベツ湿原は、北海道北部の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。面積は約 6700 ha で（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。サロベツ湿原の高層湿原は、現在日本各地に残された湿原の中で、低地に形成されたものでは日本最大の規模を持ち、それを取り囲むように中間湿原や低層湿原が分布している。また兜沼、ペンケ沼、パンケ沼など大小 10 あまりの湖沼が点在し、渡り鳥の重要な中継地となっている。昭和 49 年（1974）に、サロベツ地域は利尻礼文サロベツ国立公園に編入され、2005 年にはラムサール条約登録湿地となった。

湿原中央部の高層湿原には、ヌマガヤイボミズゴケ群集、ツルコケモモヌマガヤ群集などが広く分布し、シュレンケ（ホローともいう。）にはホロムイソウミカツキグサ群集が分布する。また、高層湿原を取り囲むように広がる中間湿原には、ホロムイステーヌマガヤ群集、ムジナスゲーヌマガヤ群落、低層湿原にはイワノガリヤスーヨシ群集など、また湖沼にはエゾヒツジグサ群集やネムロコウホネ群落など、多彩な植物群落が分布している（橘ほか 2013）。また湿原内でみられる維管束植物は 360 種類にもものぼる（富士田ほか 未発表）。また、多くの野鳥に加え、エゾシカ、エゾユキウサギ、エゾモモンガ、キタキツネ、トウキョウトガリネズミなどの哺乳類、爬虫類のコモチカナヘビなどが生息する。

近年、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などの影響で、湿原の地盤沈下や地下水位の低下が起り、乾燥化の指標となるチマキザサの侵入などが問題となっている（富士田ほか 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「上サロベツ湿原再生協議会」が発足し、関係行政機関、専門家およ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

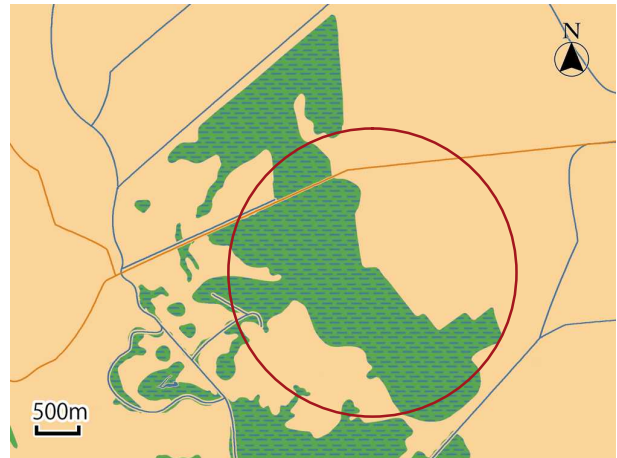


図 2-2. サロベツ湿原サイトの調査地点。円内に調査ラインを 2 本設けている。

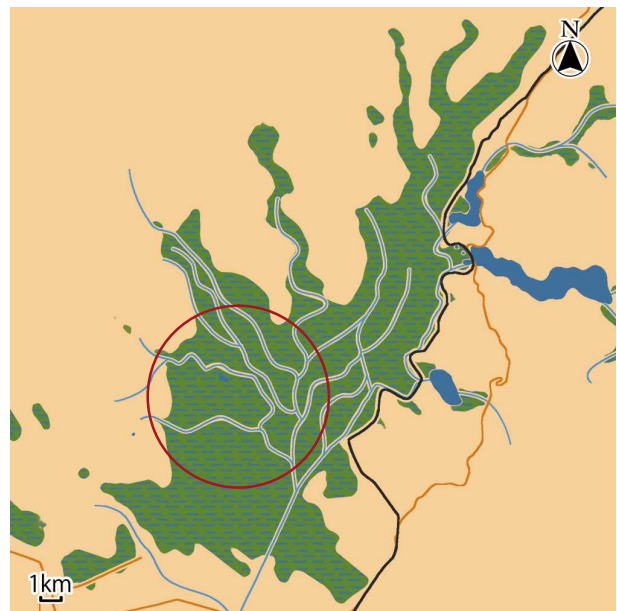


図 2-3. 釧路湿原サイトの調査地点。円内に調査ラインを 1 本設けている。

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などに関する研究もなされている。

サロベツ湿原サイトでは、湿原植生調査、定点撮影調査、物理環境調査を実施した。湿原植生調査の調査ラインは、上サロベツ原野に位置するサロベツ原生花園（ライン 1）と泥炭採掘

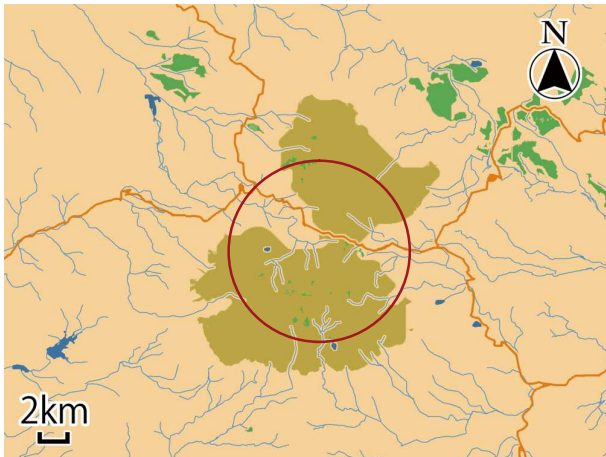


図 2-4. 八甲田山湿原サイトの調査地点. 円内に調査ラインを 6 本設けている.

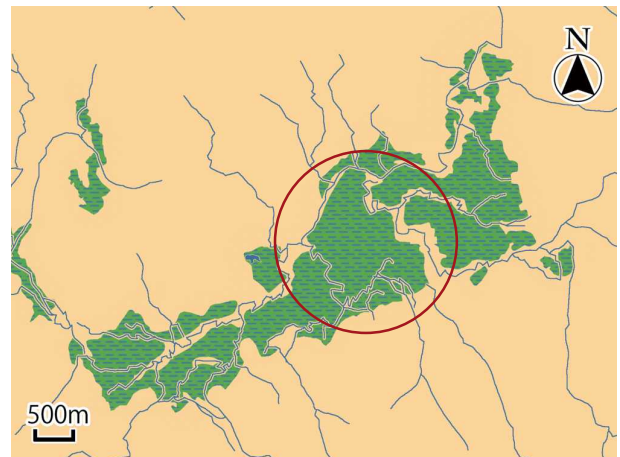


図 2-5. 尾瀬ヶ原湿原サイトの調査地点. 円内に調査ラインを 1 本設けている.

跡地(ライン 2)近傍の 2 箇所に設け(図 2-2)、約 650 m の各ライン沿いに 14~15 個の方形区を設置した。ライン 1 は既往の調査がなされてきた場所で、下流部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、上流部のミズゴケの優占する良好な高層湿原までみられる。ライン 2 は高層湿原で下エベコロベツ川の河川改修の影響で排水・乾燥化が進行し、チマキザサの侵入が顕著な場所である。定点撮影調査で使用したインターバルカメラは、利尻礼文サロベツ国立公園の利用施設であったサロベツ原生花園自然教室(2010 年 10 月に閉鎖)に設置し、物理環境調査の機器類は、湿原植生調査の調査ライン 1 近傍に設置した。

釧路湿原サイト

釧路湿原は、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 18290 ha に及ぶ日本最大の面積を有する湿地帯である(環境庁 1984)。本湿原は、海水面が高かった約 6500 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る。湿原の大部分はヨシ・スゲ湿原またはハンノキ林によって占められる低層湿原であるが、温根内赤沼周辺およ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)。

釧路湿原サイトでは、湿原植生調査と物理環境調査を実施した。湿原植生調査の調査ライン

は、釧路湿原東部、温根内ビジターセンター近傍に設けた(図 2-3)。本サイトでは、湿原植生調査の調査ラインを 1 本設定した。調査ライン沿いにチャミズゴケ、ムジナスゲ、ハンノキ林、ヨシの 4 つの植生タイプがみられるため、それぞれの植生区の 40~150 m の範囲内に各 5 個の方形区を設置した。物理環境調査は、これらの植生タイプのうち釧路湿原の典型的な植生であるチャミズゴケ群落の近傍で実施した。

八甲田山湿原サイト

八甲田山湿原は、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。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ーワタミズゴケ群落が多い。

調査サイトは、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する(図 2-4)。方形区および水位計などの設置箇所は、硫黄岳(標高 1360 m)および石倉岳(標高 1202 m)の南部に位置する。調査地の西には猿倉沢が流れ、奥入瀬溪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。年間平均降水量は、1300~2300 mm の範囲で変動している(1990~2009 年までの記録)。道路と調査地の間には、ヒツジグサやミズバショウが広がる。

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、ワタスゲなどの湿生草本が優占している (Sasaki et al. 2013)。

八甲田山湿原サイトでは、湿原植生調査と物理環境調査を実施した。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た。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た。

尾瀬ヶ原湿原サイト

尾瀬ヶ原湿原は、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、燧ヶ岳の噴火活動によって約1万年前に形成さ

れたと考えられている。面積約760 haの本州最大の高層湿原であり、ホロムイヌゲ、ツルコケモモ、ミカヅキグサ、ワタスゲ、ニッコウキスゲ、ミズバショウなど多様な湿原植物の宝庫である (櫻村ほか 1998; 岩熊ほか 1998; 谷本ほか 1998)。

尾瀬ヶ原湿原サイトでは、湿原植生調査、物理環境調査を実施した。湿原植生調査の調査ラインは、尾瀬ヶ原の中心部に位置する中田代に1本設定し (図2-5)、約800 mのライン沿いに23個の方形区を設置した。設定した調査ラインは既往の調査がなされてきた場所である (岩熊ほか 1998)。定点撮影調査では調査ライン近傍に設置したポール、湿原内にある流木に取り付けたポール、シラカバの幹にインターバルカメラを装着して実施した。また、物理環境調査の機器類は、調査ライン中央付近の方形区近傍に設置した。

4) 調査実施状況

モニタリングサイト1000湿原調査では、これまでに全国4サイトにおいて調査を実施してきた。

湿原植生調査は、サロベツ湿原、釧路湿原、八甲田山湿原、尾瀬ヶ原湿原の4サイトを調査サイトとし、バイオマスが最大となる夏季に1回調査を実施した。これまでに各サイトで実施した調査回数は、サロベツ湿原では2009年と2012年の2回、釧路湿原では2009年~2013年の5回 (2010年は任意調査)、八甲田山湿原では2009年と2011年の2回、尾瀬ヶ原湿原では2010年と2013年の2回である。

定点撮影調査は、これまでサロベツ湿原ならびに尾瀬ヶ原湿原の2サイトにおいて試行的

に実施してきた。サロベツ湿原サイトでは2009年8月から2010年10月に、尾瀬ヶ原湿原サイトでは2011年7~11月および2012年7~11月にインターバルカメラを設置し湿原景観の連続撮影を試みた。

物理環境調査は、サロベツ湿原、釧路湿原、八甲田山湿原の3サイトで2009年から、尾瀬ヶ原湿原サイトでは2010年から、気温、地温、地下水位の連続データを取得してきた。原則として温度は通年、地下水位は初夏から晩秋にかけてデータを取得した。

引用文献

- 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
- 富士田 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

- 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 (編) 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
- 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 . http://www.env.go.jp/nature/saisei/law-saisei/sarobetsu/sarobetsu0_full.pdf
- 環境庁 (1984) 釧路湿原保全対策緊急調査報告書. 環境省, 東京
- 環境省自然環境局 (2002) 日本の重要湿地 500 (平成 13 年度重要湿地普及啓発業務報告書). 環境省, 東京
- 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
- 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 (編) 尾瀬の総合研究 (福島・群馬・新潟三県合同調査), 244-257. 尾瀬総合学術調査団, 群馬
- 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
- 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) 北海道の湿原, 35-40. 北海道大学図書刊行会, 北海道
- 橘 ヒサ子, 佐藤 雅俊, 富士田 裕子, 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, 13:1-33
- 谷本 丈夫, 里道 知佳 (1998) 尾瀬ヶ原における拋水林の種組成および分布特性と地形・土壌の関係. 尾瀬総合学術調査団 (編) 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

3. 調査方法

各調査項目の実施方法は次のとおりである。なお、詳細はモニタリングマニュアルに記載している。（参考情報を参照）

湿原植生調査

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、方形区ごとに全体の植被率、出現種ごとの被度、方形区全体の植物の草高を目視で記録した。また調査年によっては、出現種ごとのブラウンブランケの優占度と群度も記録した。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った。

定点撮影調査では、インターバルカメラにより湿原植生のフェノロジーや降雪・融雪、冠水などを記録した。記録間隔は2～4時間に1回とし、積雪期前などに適宜データを回収した。2009～2010年のサロベツ湿原サイトでは、インターバルカメラCH-IVCA13（画素数1.3Mピクセル、最大解像度1280×1024）1台を用いて景観の撮影を試みた。尾瀬ヶ原湿原サイトでは、2011年にはGarden Watch Cam（画素数1.3Mピクセル、最大解像度1280×1024）2台とLtl Acorn 5210B（画素数5Mピクセル、最大解像度2560×1920）2台を使用し、2012年にはGarden Watch Cam 3台と、Time Lapse Camera（TLC200）（画素数1.3Mピクセル、最大解像度1280×720）2台を用いて景観の連続撮影を行った。

物理環境調査

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。気温の測定にはティドビット v2（Onset社）、地温の測定にはティドビット v2（Onset社）またはホボプロ 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時間ごととし、データは年1～2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。

4. 調査結果

1) 湿原植生調査

(1) サロベツ湿原サイト

富士田裕子（北海道大学北方生物圏フィールド科学センター 植物園）

調査デザインに基づいた調査の概要

上サロベツ湿原内に調査ラインを、2本設けた。1本は、旧ビジターセンターに隣接する旧サロベツ園地の木道付近で、サロベツ湿原で長期にわたり地下水位などの観測が実施されてきたエリアを含む。上サロベツ湿原の下流域は、傾斜地となっており、湿地溝と呼ばれる自然に形成された樹枝状の小水路が分布している。湿地溝周辺は自然状態でササ優占群落となっており、湿原中心部に向かってササの密度が低下し、高層湿原植生に移行する。ライン1は、これらの植生の移り変わりが反映されるように設定した。ライン2は、河川改修の影響で、高層湿原植生にササが侵入した場所、さらに地下水位の連続測定結果の解析から、今後ササの侵入が懸念されると指摘された場所（Fujimura et al. 2013 ; Takada et al. 2012）を含むラインである。

予想される結果

サロベツ湿原では、地下水位の変化が原因と考えられるササ群落の拡大が問題となっていることから、両ラインの調査によって、ササの拡大が実際に起こるかどうかを、モニタリングすることができる。もちろん、現状が維持されるのが望ましいが、ササの被度の拡大など変化の予兆をとらえた場合は、その原因を探り、早い段階での対策をとることが可能となる。

ライン1の調査方形区は、サロベツ湿原の高層湿原の典型群落を含み、長期的なモニタリング結果は、地球規模での温暖化などの影響を判定するのに役立つ可能性がある。

種の多様性の概要と変化

ライン1は湿原植生が安定して保たれている場所で、下流部の湿地溝に近いササが繁茂し

ている場所から、ヌマガヤ群落、上流部のミズゴケの優占する良好な高層湿原まで、方形区が設置されている（図 2-6A-C）。ササが侵入している多くの方形区では、2009年の調査に比較し、2012年の調査結果でササの被度がやや高く評価された。しかし植物の年変化の範囲内なのか、本当に増加しているのかは、今後の推移をみながら判断するのがよいと考えられた。

ライン2は高層湿原植生だったところが、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おり（図 2-6D）、今後ササが増加する可能性が高いと指摘されている場所である。2012年の調査で、ササの被度が10%程度上昇している方形区がいくつかみられたが、ライン1同様、今後のモニタリング結果で判断する必要がある。

両ラインとも、外来種の侵入はみられなかった。また、種数については、顕花植物は6~17種で、各方形区で種数の変化はほとんどなかった。また、2012年は非常に暑い夏だったためか、ヤチヤナギの葉が枯れ落ちているものが多く、ヤチヤナギの被度がかなり低くなっている方形区が目立った。

群落構造の概要と変化

ライン1ではササ優占群落、ヌマガヤ群落、ミズゴケの優占する高層湿原群落がみられ、一部の方形区でヌマガヤ群落にササが侵入したタイプがみられた。一方、ライン2では、高層湿原群落にササが侵入しているタイプがみられる。高層湿原へのササの侵入の最前線の方形区では、2009年に比べて2012年の被度の上昇が明らかで、今後の動向を注視する必要がある。



下流のササ優占群落 (ライン 1)



ササをともなうヌマガヤ群落 (ライン 1)



高層湿原の様子 (ライン 1)



ササが侵入した高層湿原植生 (ライン 2)

図 2-6. サロベツ湿原サイトにおける調査ライン付近の景観と植生.

今後の課題と展望

湿原環境の変化にともなう、湿原植生の変化は、環境変化に遅れてゆっくりと変化することが多いため、植生の変化を見逃さずに、他の調査研究で収集した地下水位やさまざまな情報とモニタリングサイト 1000 の調査結果を照らし合わせる 것이重要である。また、ライン 2 はかつて良好な高層湿原であったが、排水の影響でササの侵入が顕著な場所である。今後のササの動向を注視し、さらに拡大が明らかな場合は、ササの侵入・繁茂を食い止めるための、何らかの対策が必要と考えられる。また、ライン 2 に近い、改修河川近傍では、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。

引用文献

- 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
- Takada M, Inoue T, Mishima Y, Fujita H, Hirano T, Fujimura Y (2012) Geographical assessment of factors for Sasa expansion in the Sarobetsu Mire, Japan. *Journal of Landscape Ecology*, 5:58-71

(2) 釧路湿原サイト

佐藤雅俊（帯広畜産大学 畜産生命科学研究部門）

調査デザインに基づいた調査の概要

調査地は釧路湿原西部の温根内である。調査ラインを含む一帯は、釧路湿原右岸築堤の西（堤内地）にあり、また旧鶴居軌道跡よりも湿原側に位置する。そのため温根内川・幌呂川と遮断され、また湧水流の流入が制限されるなど水文条件に人為の影響が及んでいる可能性がある。しかし植物群落の構成種については他地域と同様であるように見受けられる。

調査ラインは、釧路湿原の代表的な植生型である高層湿原植生のカラフトイソツツジー・チャミズゴケ群落、低層湿原植生のヤチヤナギ・ムジナスゲ群落、ヨシ・イワノガリヤス群落、湿地林であるハンノキ林、の4つの植生型を含

むように設定され、各植生型に大きさ1 m × 1 mの植生方形区が5区、数 m から数十 mの間隔で設置されている（以下、チャミズゴケ区、ムジナスゲ区、ヨシ区、ハンノキ林区とする）。植生の調査は2009～2013年までの9月上旬（4～13日）に行われた。方形区にみられた維管束植物の高さ・被度（目測%）・優占度と群度（Braun-Blanquet 1964）を記録した。

予想される結果

植生方形区にみられた植物種について、経年による量の推移が明らかになると期待される。測定している環境要素の変化にともなう植生の変化と、非測定の変因による植生の変化、誤



チャミズゴケのブルトとチャミズゴケ



ラグ部のムジナスゲと果穂



ヨシ



ハンノキ林と林床のヒメカイウの果実

図 2-7. 釧路湿原サイトにおける調査ライン付近の景観と植生.

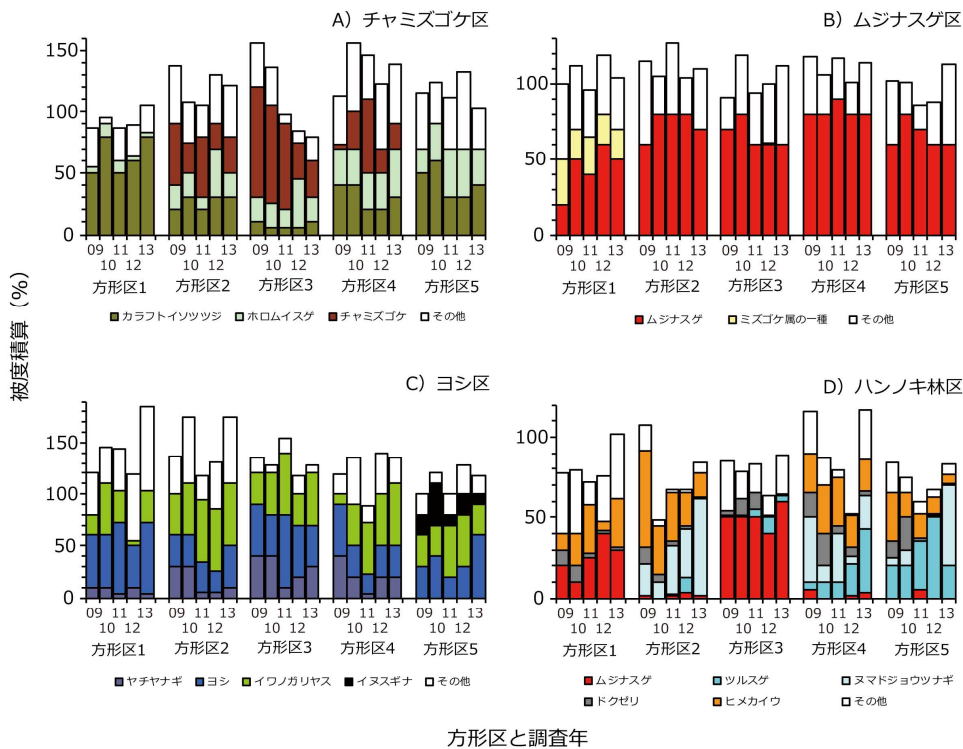


図 2-8. 優占種の被度の推移.

差の範疇に含まれる植生の変化は、区別が難しいと予想される。

種の多様性の概要と変化

植生方形区における維管束植物種数の平均値はチャミズゴケ区でもっとも小さく 6~6.6 種であった。その他の区では概ね 11 種程度であり、ハンノキ林区で 9.6~11.8 種、ムジナスゲ区で 11~11.8 種、ヨシ区で 10~12 種であった。出現種数について現時点では経年にもなう変化は認められなかった。

希少種ではムジナスゲ区において絶滅危惧 II 類のカラフトノダイオウが出現した他、ヨシ区において絶滅危惧 II 類に属するエゾナミキが、ハンノキ林区において準絶滅危惧に属するカキツバタが出現した。いずれも釧路湿原では普通にみられる種である。外来種の生育はみられなかった。

群落構造の概要と変化

群落構造について、チャミズゴケ区は高さ 30 cm 程度の草本層にカラフトイソツツジやホロムイヌゲ、コケ層にチャミズゴケを優占種

とする群落である (図 2-7A)。ムジナスゲ区は高さ 60~80 cm の草本層にムジナスゲが優占する群落である (図 2-7B)。ヨシ区は高さ 2 m 程度の草本第 1 層にヨシとイワノガリヤスが優占し (図 2-7C)、高さ 1 m 以下の草本第 2 層にヤチヤナギなどが優占する群落である。ハンノキ林区は高さ 10 m 程度のハンノキ林の林床部分であり (図 2-7D)、ムジナスゲ、ツルスゲ、ヒメカイウ、ヌマドジョウツナギ、ドクゼリなど、区によって異なる草本種が優占する。

各植生型において優占種群の量に全体的な経年変化は認められなかったが、一部の区では種の被度に大きな年変動がみられた (図 2-8)。例えばチャミズゴケ区 4 の 1 年目にはチャミズゴケがほとんどなかったが、2 年目では 30%程度がみられ (図 2-8A)、ハンノキ林区 2 の 1 年目にはヒメカイウの被度が 50%程度であったのに対し、2 年目では半減していた (図 2-8D)。全体ではないが複数の区の傾向として、チャミズゴケ区においてチャミズゴケの 4 年目の量が 3 年目に比べて減少した。ハンノキ林区ではツルスゲの 4 年目の量が 3 年目に比べて増加した。また被度積算値に減少傾向がみられ、エゾシカの採食や踏圧による影響とされた。ムジ

ナスゲ区とヨシ区では明瞭な変化はみられなかった。

今後の課題と展望

植生方形区が再現できない事態への対応策を検討する必要がある。長期の植生資料が蓄積されるにつれ、植生の変化の誤差の幅が増大すると予想される。

引用文献

Braun-Blanquet JB (1964) Pflanzensoziologie. 3tte Aufl. Springer Verlag, Wien

(3) 八甲田山湿原サイト

佐々木雄大（東京大学大学院 新領域創成科学研究科）

調査デザインに基づいた調査の概要

調査地は、青森県八甲田山系の傘松峠に隣接する湿原である。2009年8月末および2011年8月中旬の2時期に、当該湿原において植生調査を行った。植生調査は、湿原内で均一な空間的配置となるように20mの調査ラインを6本設定した（Sasaki et al. 2013）。各ライン上に5m間隔で1m×1mの方形区を設置し（つまり、トランセクトごとに5つの方形区）、各方形区内で出現種およびその被度の記録を行った。

予想される結果

湿原内の環境要因（pH、EC、水分条件など）の違いで、群落構造や種組成に違いが表れると考えられる。経年変化については、初回調査年が2009年、第二回調査が2011年で、あまり時間が経過していないため、多様性や群落構造には大きな変化がみられないことが予想できる。

種の多様性の概要と変化

各調査ラインの平均種数は、2009年および2011年ともに、10～15種程度であった（図2-10）。

調査ライン間での種数の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、 $P > 0.05$ ）。

また、各調査ラインの2009～2011年にかけての種数の変化は、調査ライン1および4で若

干の違いが見受けられたものの、有意差は検出されなかった（繰り返し二元配置分散分析、 $P > 0.05$ ）。絶滅危惧種および外来種は、出現種の中には含まれていなかった。

群落構造の概要と変化

調査ライン間で、群落構造に多少の違いが見受けられた。湿原内の群落の主要構成種4種（ヌマガヤ、ワタスゲ、ミヤマイヌノハナヒゲ、キンコウカ）に着目すると、調査ライン間でこれら4種の優占度に違いがみられることが分かる（図2-11）。各調査ラインの2009～2011年にかけての群落構造の変化については、調査ライン4でヌマガヤおよびミヤマイヌノハナヒゲの被度に変化が認められたのを除くと、あまり変化は認められなかった。2009～2011年までのわずか2年の調査間隔であるため、調査ライン4での変化が一方向的に起こったものなのか、偶然観察されたものなのかについては、今後のモニタリングを通して検証する必要がある。

今後の課題と展望

調査ライン間で群落構造に違いがみられたことから、調査ラインごとの環境要因のモニタリングの実施について検討する必要がある。また2009～2011年の2年間隔で、多様性および群落構造に大きな変化は認められなかったことから、今後の事業の継続性を考える上で、調



図2-9. 八甲田山湿原サイトにおける調査ライン付近の植生。

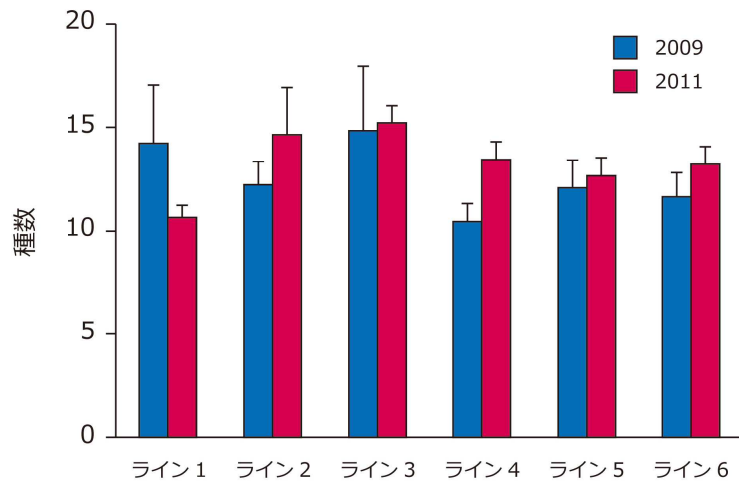


図 2-10. 2009 年および 2011 年調査時の調査ラインごとの出現種数 (5 つの方形区の平均値 + 標準偏差) .

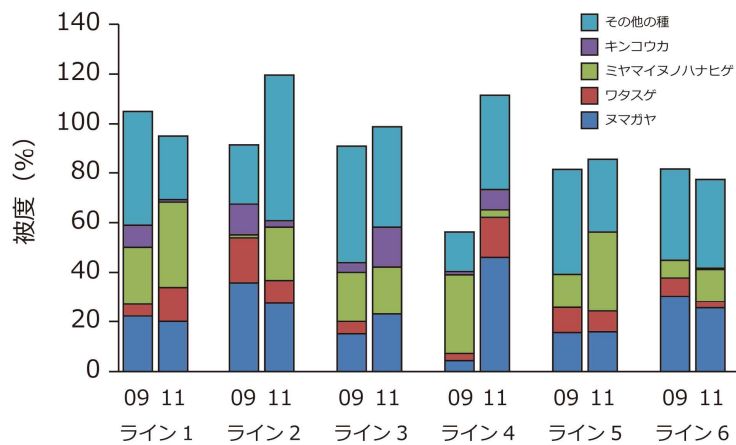


図 2-11. 2009 年および 2011 年調査時の調査ラインごとの主要 4 種 (ヌマガヤ, ワタスゲ, ミヤマイヌノハナヒゲ, キンコウカ) の被度 (5 つの方形区の平均値) .

査間隔を何年程度に設定するのが最適かを再検討する必要があると考えられる。

引用文献

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

(4) 尾瀬ヶ原湿原サイト

調査デザインに基づいた調査の概要

尾瀬地域で確認される維管束高等植物は、117科 396属 825種 983分類群である(吉井ほか 2008)。湿原植物の78%が北海道と共通し、比較的距離が近い霧ヶ峰や日光戦場ヶ原よりも、八幡平地域や八甲田山地域など、より北海道に近い地域に共通種が多いという特徴を持つ(吉井ほか 2008)。泥炭地残存植物は、泥炭湿原という環境の下に北方系植物が孤立して残っている例は他所でもみられるが、これだけの種類がまとまって生育しているところは他にみられない(野原 2012)。特にナガバノモウセンゴケとヒロハオゼヌマスゲは本州唯一の産地である。

調査地である中田代はケルミとシュレンケがよく発達した高層湿原地形を呈し、尾瀬ヶ原の中でも地形的な高まりの大きい地域である。また、大小数多くの池塘が散在し、ヒツジグサやオゼコウホネなどの浮葉沈水植物がみられる。調査ラインは中田代を横断するように設定され、ラインに沿って23個の方形区が設置されている。調査ラインならびに方形区は、岩熊ほか(1998)と概ね同じ場所になるよう設置された。

予想される結果

2010年と2013年に調査を実施したが、短期間では植生の群落構造の大幅な変化は検出さ

れない可能性が高い。長期的なモニタリングにより、植物の被度の量的な変化と種組成の質的な変化が明らかになることが期待される。特に、植生の群落構造の変化から温暖化の影響や水文条件の変動などを検出できる可能性がある。

種の多様性の概要と変化

方形区内で確認された全種数は、2010年は73種、2013年は78種であった。1方形区あたりの確認種数は、2010年は 15.7 ± 4.9 種、2013年は 17.0 ± 4.9 種であった。もっとも種数が少なかった方形区は5区で6種、多かった方形区は10区で26種(2010年)、28種(2013年)であった。2010年と2013年で種数の変化がもっとも大きかった方形区は6、7、8区で、いずれの方形区でも4種増加していた。種ごとの被度は、いずれの方形区でも顕著な変化はみられなかったが、方形区1ではミズドクサの被度が減少(30%から1%)し、ヨシの被度が増加(10%から25%)していた(図2-13)。ミズドクサにシカの食痕が認められたことから、減少の要因はシカの食害によるものとみられる。

今回の調査では、環境省第4次レッドリストの準絶滅危惧に指定されているカキツバタ、オオバタチツボスミレ、トキソウや、絶滅危惧I B類のヤチランが確認された。外来種は認められなかった。

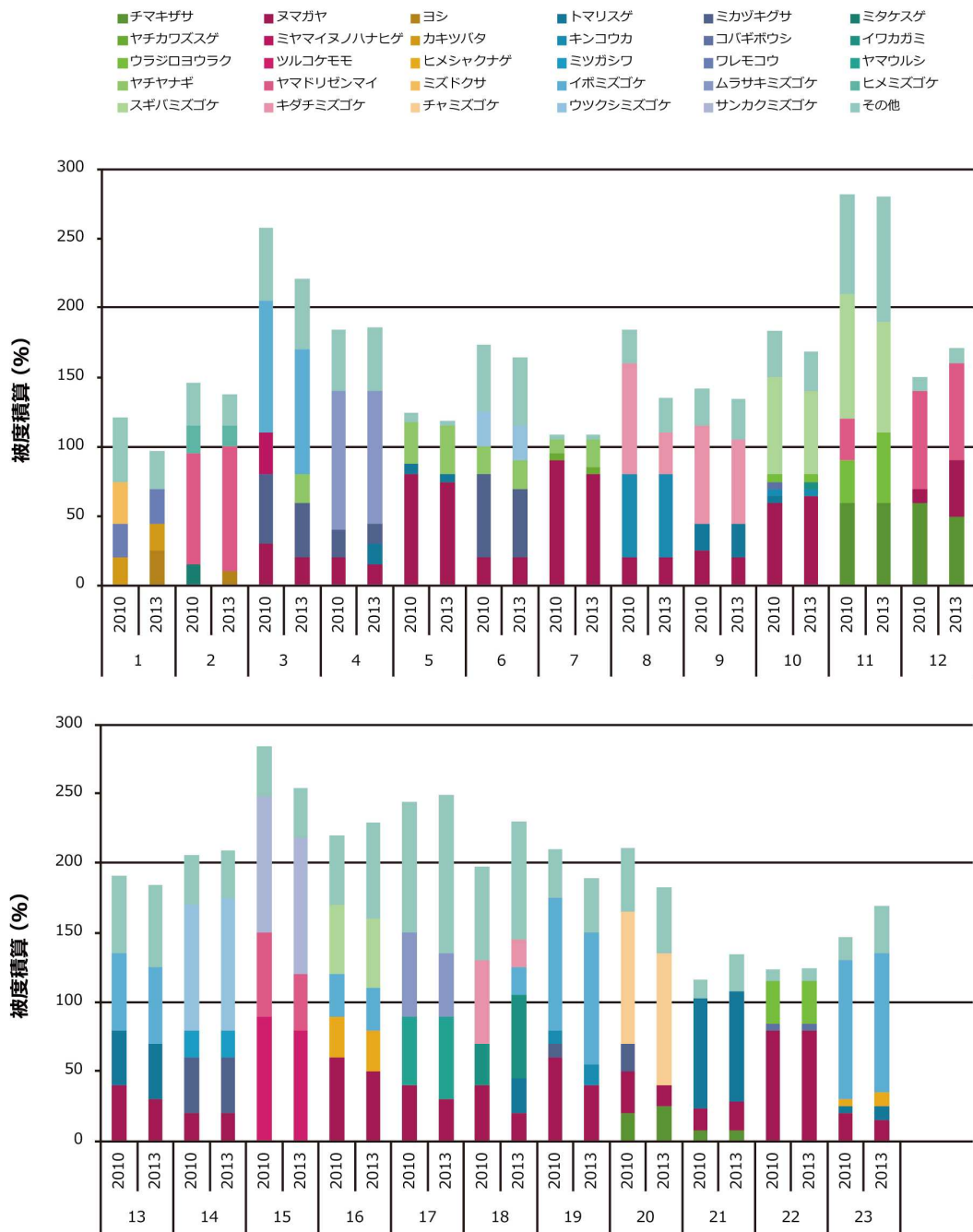


ミヤマアキノキリンソウ



イワショウブ

図2-12. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける調査ライン付近の植生。



方形区と調査年

図 2-13. 2010 年および 2013 年調査時の各方形区における上位 3 種の被度の変化。4 位以下の被度はその他として合計した。

群落構造の概要と変化

調査ライン上の植生は立地、相観、組成（優占種、識別種群）に基づき、11 群集に類型化された（括弧内の数字は方形区番号）。群集名は宮脇・藤原（1970）に従った。もっとも多く

観察された群集は、ヌマガヤイボミズゴケ群集ミカヅキグサ亜群集（3, 4, 13, 16, 17, 23）で、次いでヤマドリゼンマイ群落（2, 11, 12, 14）、ヤチカワズスゲーキダチミズゴケ群集（8, 9, 18）、ホロムイスゲーヌマガヤ群集典型型群集（7, 22）、ホロムイスゲーヌマガヤ群集ハイイヌツグサ亜群集（19, 21）、ミズドクサ群落（1）、

ヤチヤナギーヌマガヤ群落 (5)、ヌマガヤウツクシミズゴケ群集 (6)、スギバミズゴケ群落 (10)、アオモリミズゴケ群落 (15)、ヌマガヤーチャミズゴケ群集 (20) であった。調査年度間で大きな違いはみられなかった。

今後の課題と展望

2013 年の調査では、カキツバタ、ミズドクサ、ゼンテイカ、コバギボウシにシカの食痕が認められ、調査ライン近傍ではヌタ場も確認された。湿原におけるシカの食害は、全国の湿原において生物多様性の劣化要因になっていることから、今後も注意深くモニタリングする必要がある。

引用文献

- 宮脇 昭, 藤原 一絵 (1970) 尾瀬ヶ原の植生. 国立公園協会, 東京
- 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 (編) 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
- 吉井 広始, 片野 光一, 鈴木 伸一, 大森 威宏 (2008) 尾瀬地域の植物相. 尾瀬の自然保護 - 30 年間の取り組み -. 尾瀬国立公園誕生記念号, 147-174
- 野原 精一 (2012) 尾瀬の自然環境の概要. 低温科学, 70:9-20

2) 物理環境調査

野原精一 (国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター)

調査デザインに基づいた調査の概要

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 および-50 cm 深）、地下水位（地表から-1 m 深）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 またはホボプロ 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 時間ごと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とで行い、HOBOWare Pro Ver 3.3.0 で淡水として圧力と水深の換算を行った。

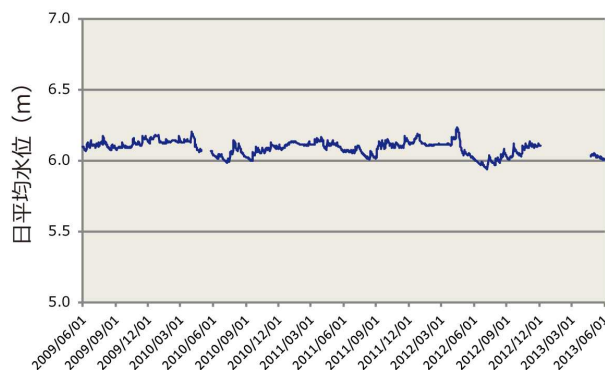


図 2-14. サロベツ湿原サイトにおける 2009~2013 年の日平均水位の変化。水位は海拔標高で示す。データは井上京氏（北海道大学）より提供。

予想される結果

気温および地温の変化から湿原における温度環境の変動をモニタリングし、夏期の高温およびその期間の年変動を把握する。また、地温（地表から-5 cm および-50 cm 深）の変化を比較することによって、太陽エネルギーの吸熱時期と放熱時期を把握し、同時に凍結深の年変動を見ることによって湿原の温暖化傾向が把握できるものと考えられる。

水位環境は、湿原に重要な水環境が変化するかを把握する。降水量が少なくなれば、湿原水位が減少し、湿原が乾燥化し、植生の変化をもたらすと予想される。一方降水量が多ければ水位上昇となり流域からの物質の負荷が増え、高水位が続くことによって底質の酸素環境も悪化しそれに対応した植生に変化することも予想される。

各サイトの物理環境の特徴

(1) サロベツ湿原サイト

調査年時(期間)の水文環境の特徴

2009 年の水位は、最高 6.18 m、最低 6.07 m、平均 6.12 m、変動幅 0.114 m であった。2010

年の水位は、最高 6.20 m、最低 5.98 m、平均 6.08 m、変動幅 0.217 m であった。2011 年の水位は、最高 6.18 m、最低 6.00 m、平均 6.10 m、変動幅 0.183 m であった。2012 年の水位は、最高 6.23 m、最低 5.94 m、平均 6.07 m、変動幅 0.291 m であった。2013 年の水位は、最高 6.05 m、最低 6.00 m、平均 6.03 m、変動幅 0.047 m であった。2009~2013 年の水位の特徴は、平均最高水位 6.17 m、平均最低水位 6.00 m、期間平均 6.08 m で平均変動幅 0.170 m であった(図 2-14)。

降水の特徴

気象庁豊富観測所(アメダス)のデータを用いて、各年の降水の特徴を以下に示した。2009 年は、年降水量 908 mm、最大日雨量 56.5 mm、無降水日 188 日となっている。2010 年は、年降水量 1168 mm、最大日雨量 86.5 mm、無降水日 196 日となっている。2011 年は、年降水量 1134 mm、最大日雨量 61.5 mm、無降水日 180 日となっている。2012 年は、年降水量 1014 mm、最大日雨量 98.5 mm、無降水日 191 日となっている。2013 年は、年降水量 895 mm、最大日雨量 46.5 mm、無降水日 197 日となっている。2009~2013 年の降水の特徴は、平均年降水量 1024

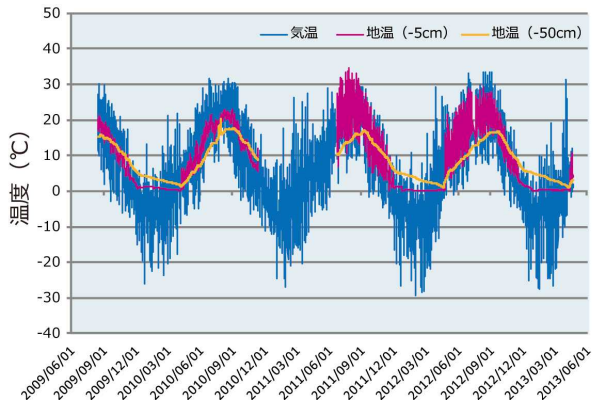


図 2-15. サロベツ湿原サイトにおける 2009～2013 年の湿原地表 1 m の気温，地下-5 cm 深および-50 cm 深の地温の変化。

mm、平均最大日雨量 70 mm、平均無降水日 190 日となっている。

一雨ごとの雨量と水位の増加の関係

2011～2012 年の 1 年分の水位と降水量（気象庁豊富観測所）の関係を見ると、4 日間以上の無降水期には平均して 4.3 mm/日の水位の減少が観測された。2 日間以上の降水期には平均して 5.8 mm/日の水位増加が観測された。

積雪量

気象庁豊富観測所（アメダス）のデータによると、2009～2013 年の最深積雪量は、87、104、75、118、109 cm で、平均 99 cm であった。

気温の変化

気象庁豊富観測所（アメダス）のデータを用いて、各年の気温の特徴を以下に示した。2009 年は、最高気温 29.4℃、最低気温-19.0℃、平均気温 6.3℃であった。2010 年は、最高気温 29.3℃、最低気温-20.1℃、平均気温 6.9℃であった。2011 年は、最高気温 28.1℃、最低気温-24.7℃、平均気温 6.3℃であった。2012 年は、最高気温 30.7℃、最低気温-27.1℃、平均気温 5.9℃であった。2013 年は、最高気温 30.6℃、最低気温-24.2℃、平均気温 6.4℃であった。2009～2013 年は、平均最高気温 29.6℃、平均最低気温-23.0℃、平均気温 6.3℃であった。

2009～2013 年のサロベツ湿原サイトでは、平均最高気温 26.7℃、平均最低気温-19.8℃、平均気温 6.9℃であった（図 2-15）。

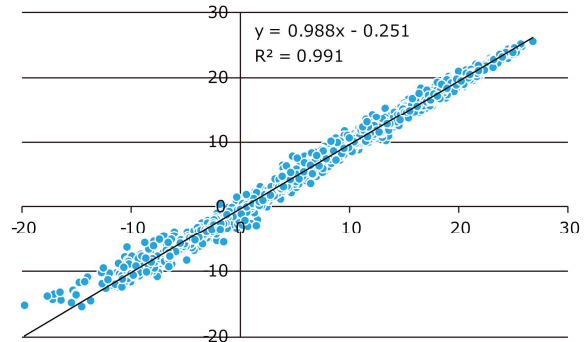


図 2-16. 2009～2013 年における気象庁豊富観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 サロベツ湿原サイトの日平均気温の相関。

2009～2013 年の気象庁豊富観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 のサロベツ湿原サイトの日平均気温は高い相関を示した（ $r = 0.99$ ）（図 2-16）。また、両者の差の平均は 0.34℃であった。

植物の生育に影響する温度（5℃以上）の日数

日平均気温が 5℃以上の日数は、2009～2013 年の間で、それぞれ 152、144、149、158、140 日であった。5 年間の平均は 149 日であった。2013 年が 140 日ともっとも短く、2012 年が 158 日ともっとも長かった。

(2) 釧路湿原サイト

調査年時(期間)の水文環境の特徴

2009 年の水位は、最高 0.847 m、最低 0.772 m、平均 0.801 m、変動幅 0.247 m であった。2010 年の水位は、最高 0.948 m、最低 0.714 m、平均 0.807 m、変動幅 0.234 m であった。2011 年の水位は、最高 1.054 m、最低 0.642 m、平均 0.756 m、変動幅 0.412 m で冬期に水位が高い年であったが、凍結しているので実際の水位とは必ずしも一致していない。2012 年の水位は、最高 0.945 m、最低 0.628 m、平均 0.756 m、変動幅 0.317 m であった。2013 年の水位は、最高 0.889 m、最低 0.642 m、平均 0.773 m、変動幅 0.247 m であった。2009～2013 年の水位の特徴は、平均最高水位 0.937 m、平均最低水位 0.680 m、期間平均 0.779 m で平均変動幅 0.257 m であった。この期間の最大水位較差は 43 cm であり、地下

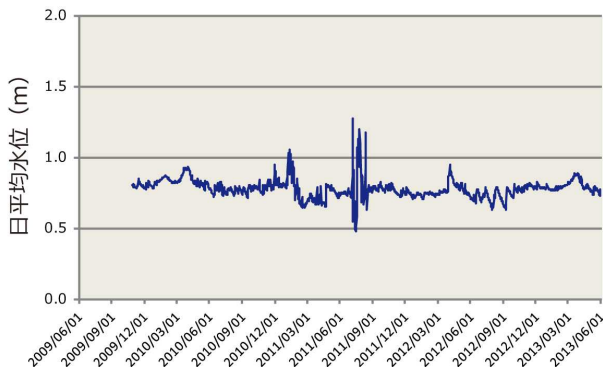


図 2-17. 釧路湿原サイトにおける 2009～2013 年の日平均水位の変化。水位はデータロガー測定値で示す。地表面は水位 1.0 m の位置に相当する。

水位の変化はかなり激しいことが明確になった（図 2-17）。

降水の特徴

気象庁釧路観測所（アメダス）のデータを用いて、各年の降水の特徴を以下に示した。2009 年は、年降水量 1577 mm、最大日雨量 89.5 mm、無降水日 241 日となっている。2010 年は、年降水量 1080 mm、最大日雨量 63 mm、無降水日 247 日となっている。2011 年は、年降水量 904 mm、最大日雨量 53 mm、無降水日 258 日となっている。2012 年は、年降水量 1197 mm、最大日雨量 115 mm、無降水日 240 日となっている。2013 年は、年降水量 1230 mm、最大日雨量 170 mm、無降水日 245 日となっている。2009～2013 年の降水の特徴は、平均年降水量 1197 mm、平均最大日雨量 98 mm、平均無降水日 246 日となっている。モニタリングサイト 1000 の 4 箇所の湿原の近傍の気象庁アメダス観測地点（豊富、釧路、碓ヶ関、檜枝岐）での 5 年間の気象で年降水量は豊富 1000 mm、釧路 1200 mm、檜枝岐 1600 mm、碓ヶ関 1700 mm の順で多く、釧路は比較的雨量の少ない地域である。特に 2011 年は降水量が 5 年間でもっとも少ない年で 904 mm あった。

一雨ごとの雨量と水位の増加の関係

2011～2012 年の 1 年分の水位と降水量（気象庁釧路観測所）の関係を見ると、4～12 日間の無降水期には平均して 7.8 mm/日の水位の減少が観測された。2～3 日間の降水期には平均して 38.7 mm/日の水位増加が観測された。一

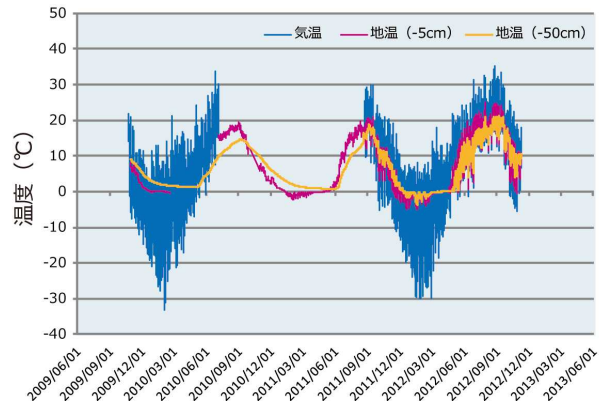


図 2-18. 釧路湿原サイトにおける 2009～2013 年の湿原地表 1 m の気温、地下-5 cm 深および-50 cm 深の地温の変化。

雨降雨量と水位の増加速度は相関があり、雨が多いほど速く水位が上昇している。

積雪量

気象庁釧路観測所（アメダス）のデータによると、2009～2013 年の最深積雪量は、32、48、16、36、28 cm で、平均 32 cm であった。モニタリングサイト 1000 で調査を実施している 4 箇所の湿原（サロベツ湿原、釧路湿原、八甲田山湿原、尾瀬ヶ原湿原）の近傍の気象庁アメダス観測地点（豊富、釧路、碓ヶ関、檜枝岐）での 5 年間の気象状況で積雪量をもっとも違いがある。釧路湿原のある釧路では平均最大積雪が 32 cm であるが、豊富では 100 cm、碓ヶ関では 190 cm、檜枝岐では 200 cm の順で多くなっていた。釧路では 2011 年の積雪は 16 cm と特に少なく、その積雪の保温効果がないため 2011 年には-50 cm 深の地温がマイナス値で凍結していたことが観測された（図 2-18）。

植生帯ごとの水位と地温

連続観測した水位計はチャミズゴケ区に設置したが、植生帯ごとに水位の季節変化が同じであるか確認する必要がある。そこで、各植生帯では調査時に地下水位を 2010 年 7 月および 10 月、2011 年 10 月に観測した。2010 年には高層湿原植生であるチャミズゴケ区と低層湿原のヨシ区ではほぼ地表面と地下水面が同じであったが、ムジナスゲ区とハンノキ林区では地表より 5 cm ほど常に水位が高くなっていた。2011 年 10 月には、チャミズゴケ区 (-3 cm) とヨシ区 (-1 cm) でやや水位が低かったが、ム

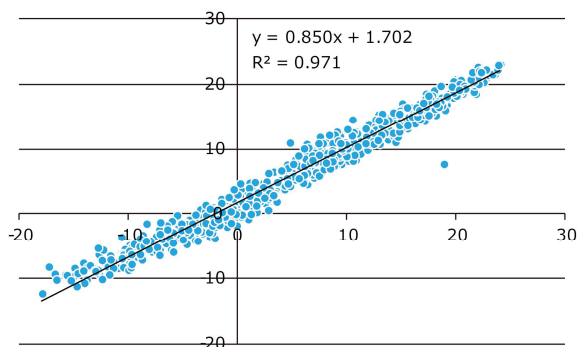


図 2-19. 2011～2012 年における気象庁釧路観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 釧路湿原サイトの日平均気温の相関。

ジナスゲ区 (-9 cm) とハンノキ林区 (-8 cm) では水位が通常よりかなり低かった。ムジナスゲ区とハンノキ林区では、チャミズゴケ区とヨシ区に比べて水位変動の幅が大きいことが分かる。一方、地温変化はどの区でも大きな違いは認められず、季節変動の方が大きいことが分かった。

気温の変化

気象庁釧路観測所（アメダス）のデータを用いて、各年の気温の特徴を以下に示した。2009 年は、最高気温 25.7℃、最低気温-16.7℃、平均気温 6.9℃であった。2010 年は、最高気温 32.4℃、最低気温-22.1℃、平均気温 7.4℃であった。2011 年は、最高気温 31.1℃、最低気温 -15.3℃、平均気温 7.0℃であった。2012 年は、最高気温 28.7℃、最低気温-18.4℃、平均気温 6.8℃であった。2013 年は、最高気温 26.7℃、最低気温-19.0℃、平均気温 7.1℃であった。2009～2013 年は、平均最高気温 28.9℃、平均最低気温-18.3℃、平均気温 7.0℃であった。

2009～2013 年の釧路湿原サイトの温根内では、平均最高気温 30.8℃、平均最低気温-22.3℃、平均気温 6.1℃であった（図 2-18）。

2011～2012 年の気象庁釧路観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 の釧路湿原サイトの日平均気温は高い相関を示した ($r = 0.98$)（図 2-19）。また、両者の差の平均は 0.91℃であった。

植物の生育に影響する温度(5℃以上)の日数

日平均気温が 5℃以上の日数は、2009～2013 年の間で、それぞれ 168、156、156、187、152

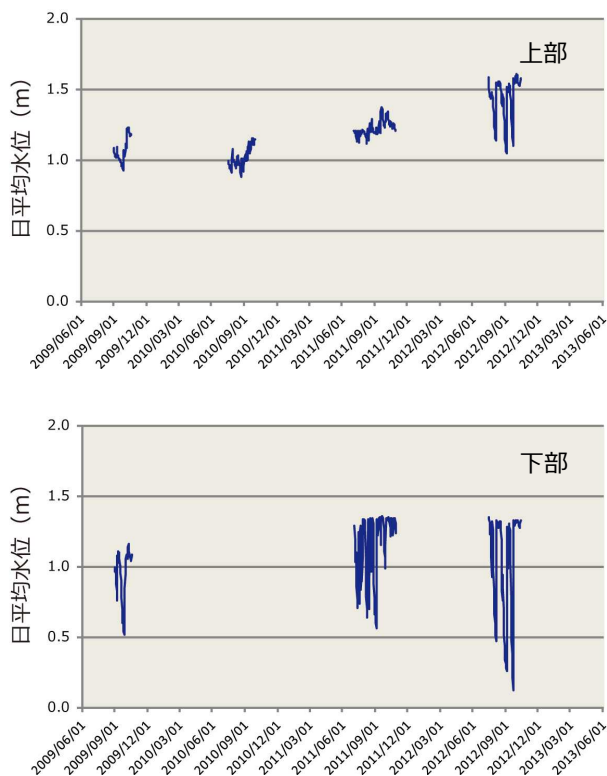


図 2-20. 八甲田山湿原サイトにおける 2009～2012 年の日平均水位の変化。水位はデータロガー測定値で示す。上：傾斜上部，下：傾斜下部。

日であった。5 年間の平均は 164 日であった。2013 年が 152 日ともっとも短く、2012 年が 187 日ともっとも長かった。

(3) 八甲田山湿原サイト

調査年時(期間)の水文環境の特徴

湿原上部における 2009 年の水位は、最高 1.230 m、最低 0.929 m、平均 1.064 m、変動幅 0.301 m であった。2010 年の水位は、最高 1.152 m、最低 0.880 m、平均 1.014 m、変動幅 0.273 m であった。2011 年の水位は、最高 1.375 m、最低 1.115 m、平均 1.223 m、変動幅 0.260 m であった。2012 年の水位は、最高 1.605 m、最低 1.043 m、平均 1.426 m、変動幅 0.562 m であった。2013 年の水位は、最高 1.590 m、最低 1.443 m、平均 1.563 m、変動幅 0.147 m であった。2009～2013 年の水位の特徴は、平均最高水位 1.390 m、平均最低水位 1.082 m、期間平均 1.258 m で平均変動幅 0.309 m であった（図 2-20）。

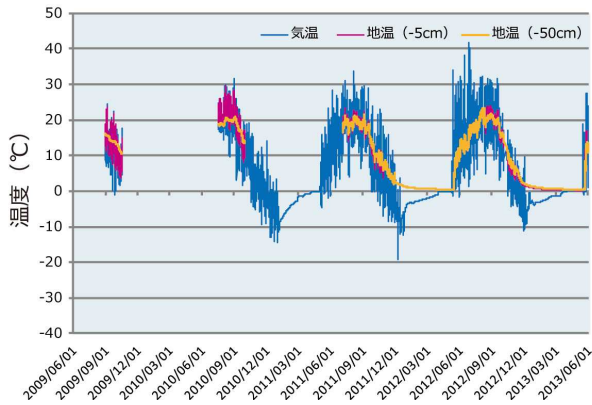


図 2-21. 八甲田山湿原サイトにおける 2009～2013 年の湿原地表 1 m の気温、地下-5 cm 深および-50 cm 深の地温の変化。

湿原下部における 2009 年の水位は、最高 1.160 m、最低 0.513 m、平均 0.942 m、変動幅 0.648 m であった。2010 年は機器の不具合によりデータを取得できなかった。2011 年の水位は、最高 1.354 m、最低 0.564 m、平均 1.148 m、変動幅 0.790 m であった。2012 年の水位は、最高 1.348 m、最低 0.123 m、平均 1.013 m、変動幅 1.225 m であった。2013 年の水位は、最高 1.362 m、最低 0.554 m、平均 1.233 m、変動幅 0.808 m であった。2009～2013 年（2010 年を除く）の水位の特徴は、平均最高水位 1.306 m、平均最低水位 0.438 m、期間平均 1.084 m で平均変動幅 0.867 m であった（図 2-20）。

降水の特徴

気象庁酸ヶ湯観測所（アメダス）のデータを用いて、各年の降水の特徴を以下に示した。2009 年は、年降水量 2024 mm、最大日雨量 117.0 mm、無降水日 157 日となっている。2010 年は、年降水量 2121 mm、最大日雨量 76.5 mm、無降水日 150 日となっている。2011 年は、年降水量 2023 mm、最大日雨量 115.0 mm、無降水日 152 日となっている。2012 年は、年降水量 1916 mm、最大日雨量 133.0 mm、無降水日 151 日となっている。2013 年は、年降水量 1953 mm、最大日雨量 105.0 mm、無降水日 151 日となっている。2009～2013 年の降水の特徴は、平均年降水量 2007 mm、平均最大日雨量 109 mm、平均無降水日 152 日となっている。

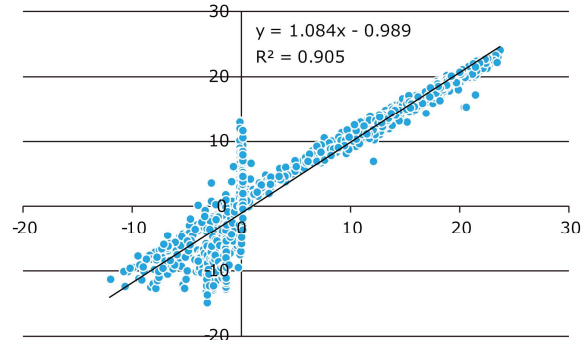


図 2-22. 2009～2013 年における気象庁酸ヶ湯観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 八甲田山湿原サイトの日平均気温の相関。

一雨ごとの雨量と水位の増加の関係

2011～2012 年の 1 年分の水位と降水量（気象庁酸ヶ湯観測所）の関係をみると、4 日間以上の無降水期には湿原上部では平均して 9.5 mm/日、湿原下部では 74.3 mm/日の水位の減少が観測された。2 日間以上の降水期には湿原上部では平均して 15.9 mm/日、湿原下部では 131.8 mm/日の水位増加が観測された。

積雪量

気象庁酸ヶ湯観測所（アメダス）のデータによると、2009～2013 年の最深積雪量は、336、300、407、496、566 cm で、平均 421 cm であった。

気温の変化

気象庁酸ヶ湯観測所（アメダス）のデータを用いて、各年の気温の特徴を以下に示した。2009 年は、最高気温 26.6℃、最低気温-14.2℃、平均気温 5.3℃であった。2010 年は、最高気温 27.1℃、最低気温-16.0℃、平均気温 5.7℃であった。2011 年は、最高気温 27.1℃、最低気温-14.5℃、平均気温 5.2℃であった。2012 年は、最高気温 27.2℃、最低気温-15.7℃、平均気温 4.9℃であった。2013 年は、最高気温 25.8℃、最低気温-14.5℃、平均気温 5.0℃であった。2009～2013 年は、平均最高気温 26.8℃、平均最低気温-15.0℃、平均気温 5.2℃であった。

2009～2013 年の八甲田山湿原サイトでは、平均最高気温 23.6℃、平均最低気温-12.0℃、平均気温 6.5℃であった（図 2-21）。

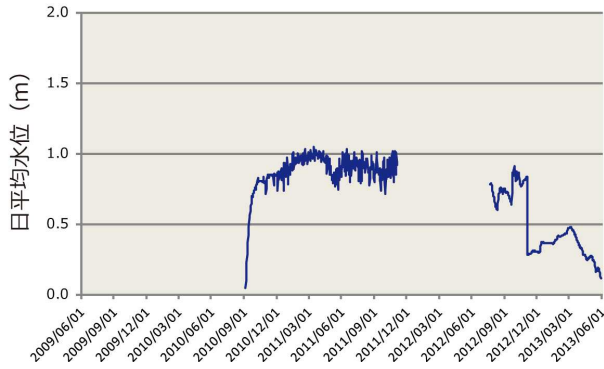


図 2-23. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける 2010～2013 年の日平均水位の変化。水位はデータロガー測定値で示す。

2009～2013 年の気象庁酸ヶ湯観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 の八甲田山湿原サイトの日平均気温は高い相関を示した ($r = 0.95$) (図 2-22)。また、両者の差の平均は 0.44°C であった。

植物の生育に影響する温度(5°C 以上)の日数

日平均気温が 5°C 以上の日数は、2009～2013 年の間で、それぞれ 159、152、140、151、152 日であった。5 年間の平均は 151 日であった。2011 年が 140 日ともっとも短く、2009 年が 159 日ともっとも長かった。

(4) 尾瀬ヶ原湿原サイト

調査年時(期間)の水文環境の特徴

2010 年の水位は、最高 0.971 m 、最低 0.044 m 、平均 0.756 m 、変動幅 0.927 m であった。2011 年の水位は、最高 1.046 m 、最低 0.715 m 、平均 0.916 m 、変動幅 0.331 m であった。2012 年の水位は、最高 0.907 m 、最低 0.281 m 、平均 0.601 m 、変動幅 0.627 m であった。2013 年の水位は、最高 0.592 m 、最低 0.114 m 、平均 0.420 m 、変動幅 0.477 m であった。2010～2013 年の水位の特徴は、平均最高水位 0.879 m 、平均最低水位 0.289 m 、期間平均 0.673 m で平均変動幅 0.590 m であった (図 2-23)。

降水の特徴

気象庁檜枝岐観測所 (アメダス) のデータを用いて、各年の降水の特徴を以下に示した。2009 年は、年降水量 1305 mm 、最大日雨量 94.0 mm 、無降水日 190 日となっている。2010 年は、

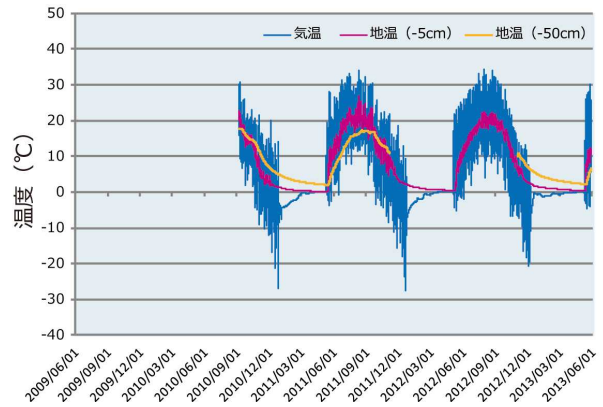


図 2-24. 尾瀬ヶ原湿原サイトにおける 2010～2013 年の湿原地表 1 m の気温、地下 5 cm 深および 50 cm 深の地温の変化。

年降水量 1698 mm 、最大日雨量 62.0 mm 、無降水日 159 日となっている。2011 年は、年降水量 1674 mm 、最大日雨量 173.0 mm 、無降水日 192 日となっている。2012 年は、年降水量 1540 mm 、最大日雨量 78.0 mm 、無降水日 163 日となっている。2013 年は、年降水量 1780 mm 、最大日雨量 91.5 mm 、無降水日 160 日となっている。2009～2013 年の降水は、平均年降水量 1599 mm 、平均最大日雨量 100 mm 、平均無降水日 173 日となっている。

一雨ごとの雨量と水位の増加の関係

2011～2012 年の 1 年分の水位と降水量 (気象庁檜枝岐観測所) の関係を見ると、降水量と水位の変化に顕著な関係性はみられなかった。

積雪量

気象庁檜枝岐観測所 (アメダス) のデータによると、2009～2013 年の最深積雪量は、134、243、186、186、242 cm で、平均 198 cm であった。

気温の変化

気象庁檜枝岐観測所 (アメダス) のデータを用いて、各年の気温の特徴を以下に示した。2009 年は、最高気温 30.8°C 、最低気温 -14.3°C 、平均気温 8.1°C であった。2010 年は、最高気温 31.1°C 、最低気温 -15.3°C 、平均気温 8.3°C であった。2011 年は、最高気温 31.2°C 、最低気温 -15.4°C 、平均気温 7.4°C であった。2012 年は、最高気温 31.3°C 、最低気温 -14.9°C 、平均気温 7.3°C であった。2013 年は、最高気温 30.5°C 、

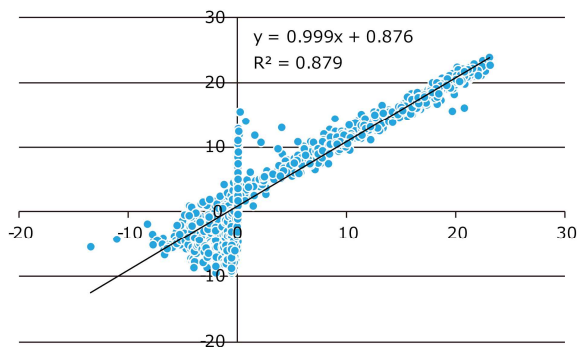


図 2-25. 2010～2013 年における気象庁檜枝岐観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 尾瀬ヶ原湿原原サイトの日平均気温の相関。

最低気温-15.7℃、平均気温 7.9℃であった。2009～2013 年は、平均最高気温 31.0℃、平均最低気温-15.1℃、平均気温 7.8℃であった。

2010～2013 年の尾瀬ヶ原湿原サイトでは、平均最高気温 23.1℃、平均最低気温-13.5℃、平均気温 6.5℃であった（図 2-24）。

2010～2013 年の気象庁檜枝岐観測所の日平均気温とモニタリングサイト 1000 の尾瀬ヶ原湿原サイトの日平均気温は高い相関を示した（ $r = 0.94$ ）（図 2-25）。また、両者の差の平均は 0.87℃であった。

植物の生育に影響する温度(5℃以上)の日数

日平均気温が 5℃以上の日数は、2009～2013 年の間で、それぞれ 162、162、154、148、162 日であった。5 年間の平均は 158 日であった。2012 年が 148 日ともっとも短く、2009、2010、2013 年が 162 日ともっとも長かった。

今後の課題と展望

気温、地温、地下水位の観測については、それぞれデータロガーを使用し年に 1～2 回交換することによって連続した気象・水文データを収集してきている。野外に置く観測機器では、さまざまなトラブルにあい必ずしもデータが取れない場合が生じる。設定時には正常に作動していたが、計測がすぐに終了してしまい、そのことを回収時に確認したため、その期間のデータが欠損してしまった。電池の消耗や雷などによる動作停止が想像されるが確かではない。

また、野生のシカによるセンサーの紛失や昆虫による大気圧補正用の水位計への巣作りなどによってデータが欠損してしまった。普段人目に付かない場所にあるため、データロガーの交換時に確認することしかできない。今後、電話回線やウェブ通信などのネットワークを使ったセンサーの動作確認やデータの回収が必要であろう。もしくは、複数のデータロガーを頻繁に交換・設置することで、欠損のリスクを回避することも検討する必要がある。

2009～2013 年の気象観測では各年の特徴的な年変化は認められたが、観測期間が短かすぎため有意な一定の傾向は認められなかった。20～30 年の継続的な観測から温暖化傾向や降水量の増大傾向、積雪量の増加傾向などの事実がみえてくると予想され、継続的な観察や観測が必要である。

3) 定点撮影調査の方法論の検証

(1) 色解析

小熊宏之（国立環境研究所 環境計測研究センター）

方法

湿原調査における定点カメラの試行撮影はサロベツ湿原の旧ビジターセンター（2009年8月13日から2010年10月27日）、尾瀬ヶ原湿原（2011年、2012年）にて行われた。使用したカメラは乾電池あるいは内蔵バッテリーで動作し、任意の間隔にて数ヵ月間撮影を継続できるものを選定した。使用機材を表2-3にまとめた。

定点撮影による生態系の観測は撮影画像の

目視判読による開花フェノロジー調査などで有効性が認められている（環境省自然環境局生物多様性センター 2013）。一方で、撮影画素の色調変化に基づき調査対象地の消雪過程や植生群落スケールにおける展葉から紅葉といったフェノロジーを半自動的に判定する事例が存在している（Ide and Oguma 2012）。本検討では上述の試行撮影カメラ画像によりフェノロジーの自動判定の可能性について検討した。

フェノロジーなど時系列変化の抽出に重要

表 2-3. 湿原内に設置したカメラの諸元

製品名	CH-IVCA13	Garden Watch Cam	TLC200
メーカー	クリマテック（株）	BRINNO	BRINNO
画素数	1280×1024	1280×1024	1280×720
視野角	48°	49.5°	59°
記録メディア	CFカード	USBフラッシュメモリ	SDHC
記録ファイル形式	JPEG	AVI	AVI/JPEG
インターバル設定	1分～24時間	5秒～24時間	0.5秒～24時間
夜間停止	時刻帯指定	暗時停止機能	暗時停止機能
電源	DC5V-9V	単三4本	単三4本

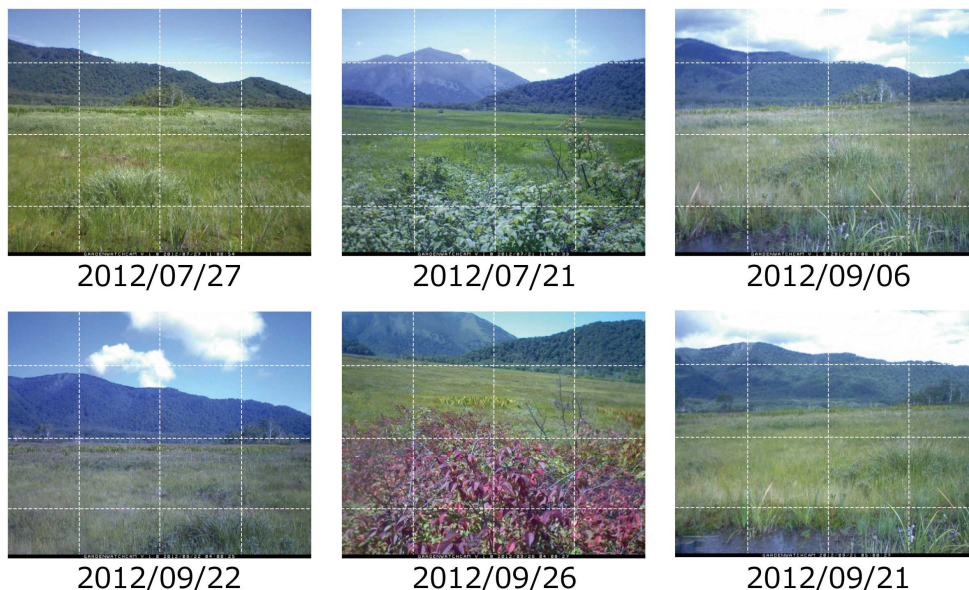


図 2-26. 尾瀬ヶ原湿原の定点撮影の事例. 左から防水パック, 中央が立木への固定, 右がハウジング. どのカメラも撮影位置が大きく動いてしまっていることが分かる.

なのは撮影位置が固定され、各ピクセルが同一点を撮影し続けていることである。それが保証されていない場合、画像内の同一の対象物を基準とした幾何変換により全画像を合わせこむ必要がある。このような観点から対象画像を確認したところ、尾瀬ヶ原湿原のカメラは湿原内の流木に固定していたため撮影場所が大きく動いていた他、乾電池交換時などのメンテナンス時にもカメラが大きく動いていることが判明したため(図 2-26) 解析対象外とした。一方、サロベツ湿原の旧ビジターセンターの壁面に固定していたカメラ(CH-IVCA13: クリマテック製)の画像は撮影位置の移動が少なかったことから消雪過程の追跡と植生フェノロジーの抽出を試みた。消雪過程の追跡は画素ごとの明るさ情報を用いて雪の有無を統計的に判別し、湿原全体における積雪部分の画素数の比率を時系列に求めた。また植生のフェノロジーについては、植生群落上5箇所に評価領域(AOI)を設定し、その中の画素の赤と緑のデジタルカウント値を読み取り、緑色の濃さを表す指標の一つである Green Ratio Vegetation Index (GRVI: 式1) を算出し、各群落における GRVI の季節変化を比較した。

$$GRVI = (G - R) / (G + R) \dots\dots\dots(式 1)$$

結果

図 2-27 は消雪開始から終了時までの積雪画素の比率を示す。概ね消雪過程の把握はできているが、撮影時の天候条件などによる誤判別も多く発生している。特にカメラの周辺減光による誤判別や、水面の鏡面反射と積雪面との誤判別が多い。

次に植生フェノロジーを表す GRVI は、カメラの色調が青、緑色ともに強く、自動カラーバランスが不安定であることが解析の誤差要因となった。図 2-28 は群落上 5 箇所の GRVI の季節変動を示す。5 月中旬以降の展葉にともなう GRVI の上昇や秋の低下パターンなど群落ごとの特徴はとらえられているもののノイズも多い。ただし天候のスクリーニングなどを行うことで改善する可能性はある。

まとめ

天候条件のスクリーニングなどアルゴリズムの改良の他、使用カメラの選定時にカラーバランスや周辺減光などの特性を考慮することで解析の精度が向上すると考えられる。ちなみにサロベツ湿原での試行撮影と同時期に同一範囲をキャノン製のカメラ(CanonG10)で定

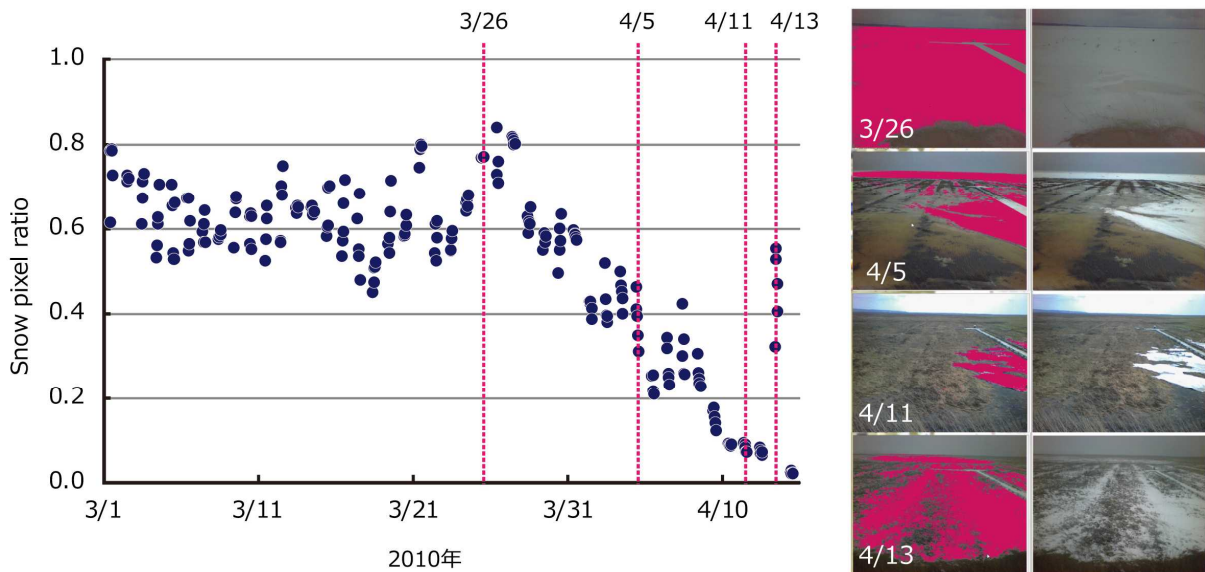


図 2-27. 旧サロベツビジターセンター前の 2010 年の消雪過程の解析結果。右の画像中、赤色は雪として判定された画素。なお木道部分は予めマスク処理をして解析対象から外している。

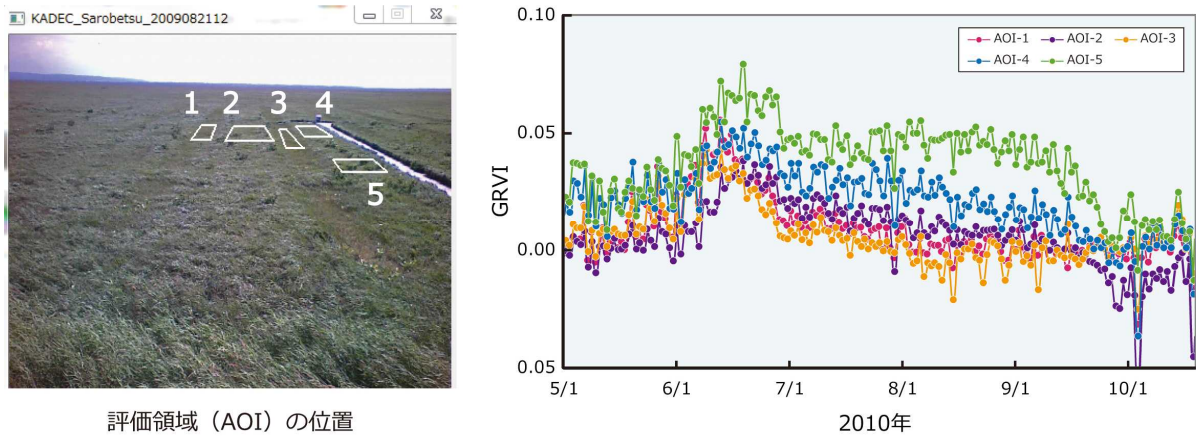


図 2-28. 群落上に設置した 5 箇所の評価領域 (AOI) (左) と, 各 AOI 内の平均 GRVI の季節変化 (右) .

点撮影していた研究では GRVI が湿原植生のフェノロジーに対応したパターンを示し良好な結果を得たと報告している(高田ほか 2013)。よって使用カメラの選定や設置方法を適切に行うことで、定点撮影による GRVI 解析は群落スケールでのフェノロジーやその長期的な変動をとらえることが可能であると考えられる。さらに群落の変化が生じた場合、定点撮影は変化箇所の直接的な検出とともに変化要因を考察するための情報を得られることが期待される。

引用文献

- Ide R, Oguma H (2012) A cost-effective monitoring method using digital time-lapse cameras for detecting temporal and spatial variations of snowmelt and vegetation phenology in alpine ecosystems. *Ecological Informatics*, 16:25-34
- 環境省自然環境局生物多様性センター (2013) 平成 24 年度モニタリングサイト 1000 高山帯調査報告書. 環境省, 山梨
- 高田 雅之, 小熊 宏之, 井手 玲子, 丹羽 忍 (2013) デジタルカメラによる湿原環境のモニタリング. 日本湿地学会第 3 回大会予稿集

(2) 開花フェノロジー

方法

インターバルカメラによって得られた画像を用いて、湿原植物の開花フェノロジーを調べた。調査は尾瀬ヶ原湿原サイトで実施した。開花フェノロジーの解析には、Garden Watch Cam（防水パックに封入）で撮影された画像を用い、

画像から判別可能であったゼンテイカ（ニッコウキスゲ）とイワショウブについて開花ステージを判別した（図 2-29）。解析に用いた画像は2012年7月18日から9月6日、9月21日から9月30日に撮影された。

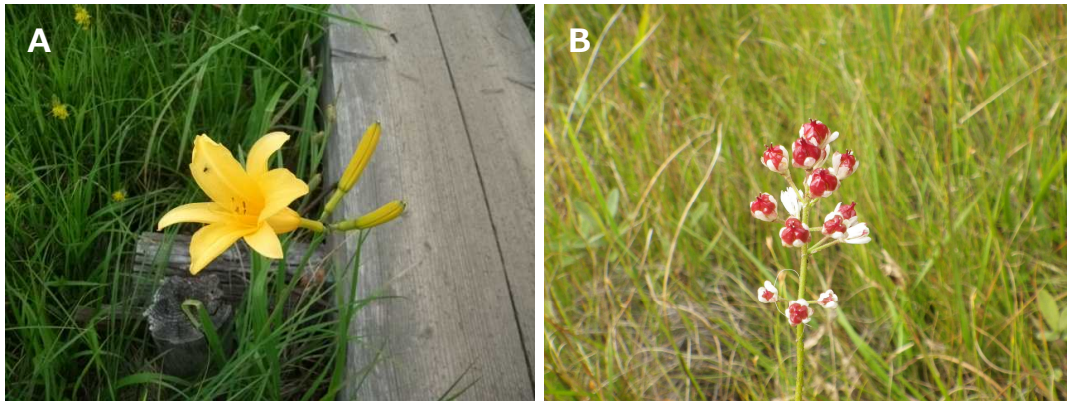


図 2-29. 画像から判別可能であった2種. A: ゼンテイカ, B: イワショウブ.

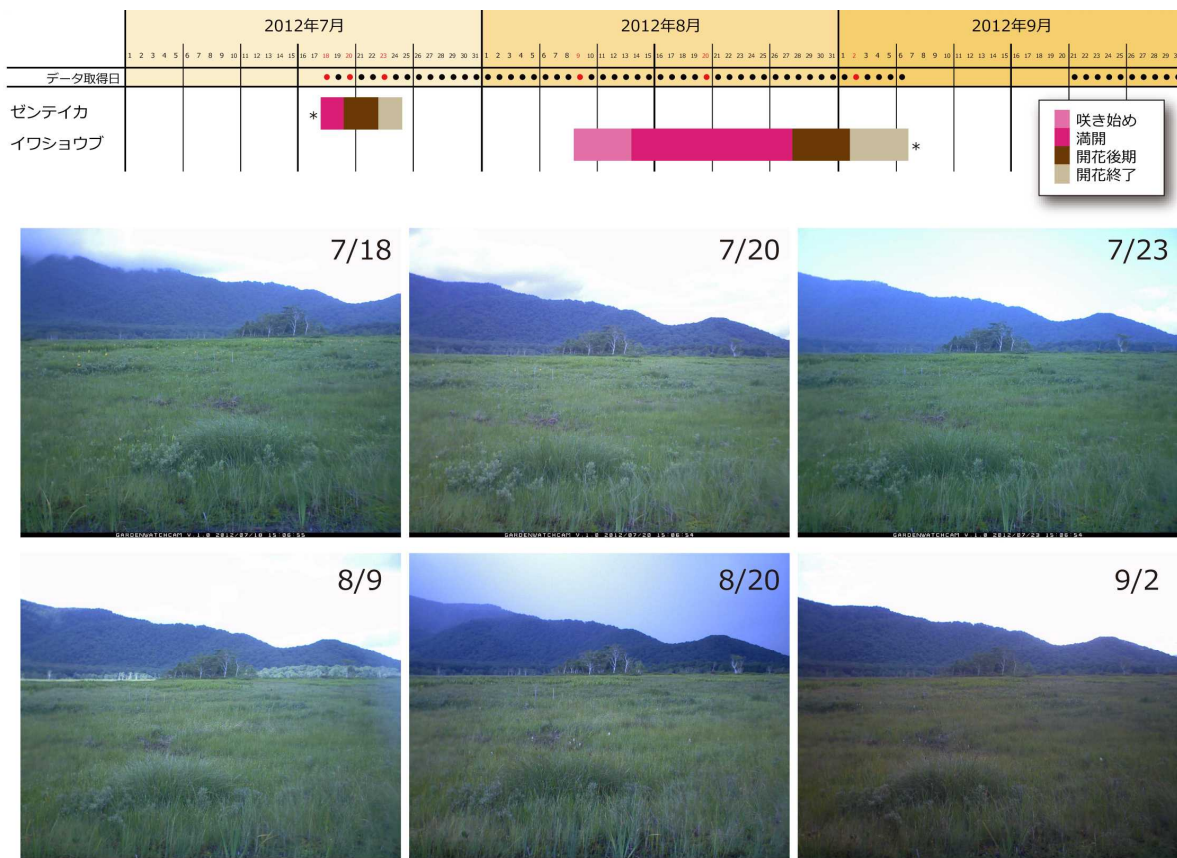


図 2-30. ゼンテイカとイワショウブの開花グラフ（上）と、インターバルカメラの画像（下）。グラフ内のアスタリスクはデータが欠損していることを示す。

結果

ゼンテイカは、初夏にみられる尾瀬ヶ原の代表的な植物である。黄色の大柄の花を咲かせるため、画像からの判別が比較的容易である。定点撮影を開始した2012年7月18日には、既に満開に近い状態であったため、咲き始めをとらえることはできなかった(図2-30)。7月23日には黄色い花を画像上で判別することが難しくなった。ゼンテイカは一日花で開花期間が短いため、満開から消失までの期間が短かったものと思われる。イワショウブは晩夏にみられる植物で、花茎の先端に総状花序を出し、小さな白色の花をつける。撮影された連続画像では、8月中旬頃から咲き始め、下旬にかけて満開となった(図2-30)。9月6日にもわずかに花がみられたが、9月7~20日の間は画像が得られなかったため、終了時期をとらえることはできなかった。他に、ミカヅキグサと思われる白い小さな花もみられたが、今回得られた画像から開花状況を判断することは困難であった。

まとめ

本調査で得られた画像では、花が大きく鮮やかな黄色のゼンテイカは比較的容易に判別することができたが、白く小さな花を咲かせるミカヅキグサの開花状態を判別することはできなかった。また、解析に用いた画像は奥行きのある遠景の画像であり、多くの場合は色で判断せざるをえなかったため、植物の種類の断定には不確実性も残されている。

インターバルカメラで取得された画像を用いた開花フェノロジーの解析では、個々の花や花序がある程度大きく、また花の色が目立つ種類が適している。モニタリングサイト1000高山帯調査では、インターバルカメラを用いた調査に加え、現場での目視観察もあわせて実施している。インターバルカメラによる調査と目視による調査では、識別可能な植物の種数は大きく異なり、個々の花が小さい種類については、開花状態の判別に起因すると思われる開花時期のデータ上のずれも確認されている(環境省自然環境局生物多様性センター2013)。

インターバルカメラを用いた開花フェノロジーの解析は、人的コストをかけずに連続して画像データを取得できる点で優れているが、解

析の実施にはいくつかの制約がある。インターバルカメラを用いて開花フェノロジーをモニタリングするためには、数十メートルの範囲にあるまとまった植物の対象群落を、高位置から角度を付けて撮影することが望ましい。また、現場の調査もあわせて実施し、画像上での判断と目視による判断の測定誤差をあらかじめ検証しておくことも必要であろう。対象群落に複数の種類が含まれる場合には、各種の群落が生育する場所を把握し、数年に一度は現場の状況を確認しておくことも重要かもしれない。

モニタリングサイト1000湿原調査では、これまで複数のカメラをサロベツ湿原サイトや尾瀬ヶ原湿原サイトに設置してきた。尾瀬ヶ原湿原サイトでは計9台のカメラを設置したが、解析に使用可能なデータはわずかしき得られていない。これまでのカメラの運用状況から、解析に利用可能な画像データを取得するまでに、いくつかの段階で課題があることが明らかになってきた。一点目として、画像データ自体がメモリに数枚だけ記録されているか、まったく記録されていない場合があった。二点目として、画像データは記録されているが、日時などの記録が不確かな画像も散見された。三点目として、レンズの曇りによる視界不良や撮影範囲のずれなど、カメラ設置の工夫が不十分な場合もあった。これらは、カメラ設定・設置時の人為的なミスも含まれるが、過酷な屋外環境における精密機器類の動作の不安定性が根本的な課題として残されている。また、カメラ設置においては許認可申請が必要になる場合も多いが、設置方法の改良など、現場の状況に応じて対応せざるをえない場合もあり、そうした事態にも対応可能な申請方法を工夫する必要もある。

インターバルカメラを利用して、湿原における生物多様性の変化をモニタリングしていくためには、目的を明確化し、それに応じた機器類を選択する必要がある。さらに、設置から画像解析までの過程で起こりうる課題に対して、引き続き検討を重ねていく必要がある。

引用文献

環境省自然環境局生物多様性センター(2013) 平成24年度モニタリングサイト1000高山帯調査報告書. 環境省, 山梨

5. 総括

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、釧路湿原、八甲田山湿原、尾瀬ヶ原湿原の 4 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 年の 2 回、釧路湿原サイトでは 2009～2013 年の 5 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 年の 2 回、尾瀬ヶ原湿原サイトでは 2010、2013 年の 2 回実施した。

これまでの調査で確認された各サイトの合計出現種数をみると、八甲田山湿原サイトでは 36 種ともっとも少なく、尾瀬ヶ原湿原サイトでは 77 種と多かった（図 2-31）。調査回数が多い釧路湿原サイトについて、調査回数を重ねるごとに確認される積算種数の変化をみると、2009 年から 2012 年には 51 種から 63 種まで毎年 4 種ずつ増加したが、2012 年から 2013 年は 1 種増加したのみであった（図 2-32）。このように、5 年間で 51 種から 64 種まで積算種数が増加したことから、他のサイトでも調査を重ねることで出現種数が増加する可能性は高い。

各サイトの調査回数が異なり、設定している調査ラインの引き方や長さが大きく違うため、合計種数で種多様性の違いに言及することはできないが、八甲田山湿原サイトでは比較的狭い範囲に 6 本の短い調査ラインを設定しているため、方形区間の種組成の差異が少なく、合計種数が少ない傾向を示しているものと思われる。また、八甲田山湿原サイトで標準偏差が他のサイトに比べて 2.2 と小さかったことも、調査ライン上の群落構造が他のサイトよりも比較的均一であることを示唆しているものと考えられる。尾瀬ヶ原湿原サイトでは、合計出現種数および 1 方形区あたりの平均出現種数が高い値を示したが、標準偏差も 5.6 と大きかった。尾瀬ヶ原湿原サイトで設定している調査ラインは、全長約 800 m にわたって直線的に設定しており、方形区も概ね一定間隔で設定している。調査ラインは、ミズゴケ類が優占する高層湿原から、ヨシが生育する低層湿原までを含み、多様な植生群落がライン上で観察される。このことが、ライン上の多様性を高め、比較的大きな標準偏差に影響しているものと考えら

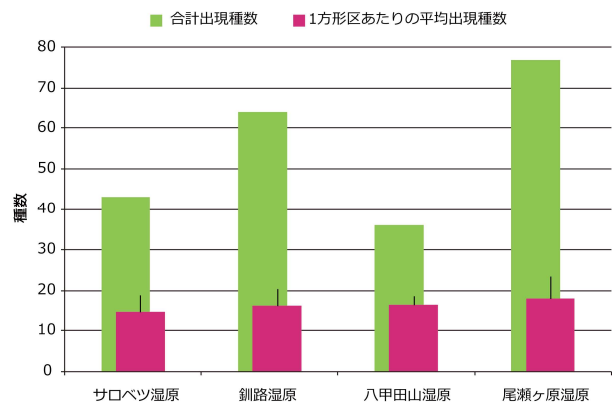


図 2-31. 各サイトでこれまでに確認された合計出現種数と 1 方形区あたりの平均出現種数。平均出現種数のバーは標準偏差を示す。1 方形区あたりの平均出現種数 (14.6 種から 18.0 種) はサイト間で有意な差は認められなかった (Kruskal-Wallis test, $p = 0.109$)。

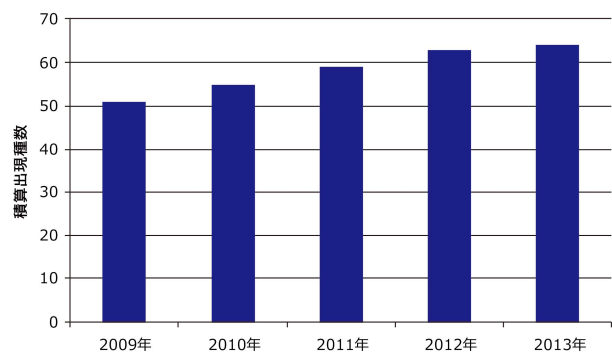


図 2-32. 釧路湿原サイトで確認された積算出現種数の変化。2009 年から 2013 年まで新規出現種数を積算した。

れた。以上のように、湿原植生調査においては調査ラインの設定方法によって、調査ライン上の出現種数が大きく異なっている可能性があるため、今後の調査サイトの設定においては調査ラインの引き方に一定のコンセンサスを得ておく必要がある。

各サイトの調査ライン上で確認される種組成の違いを方形区単位で比較するため、被度を用いてサイト間のミンコフスキー距離を求め、ウォード法によりデンドログラムを作成した（図 2-33）。その結果、八甲田山湿原サイトの方形区とその他 3 サイトの方形区に大きく分割された。また、サロベツ湿原サイト、釧路

湿原サイト、尾瀬ヶ原湿原サイトの方形区はサイト単位ではクラスターを形成しなかった。このことから、八甲田山湿原サイトは特徴的であるが比較的均一であることが伺える。また、他のサイトでは多様な群落を形成し、とりわけ尾瀬ヶ原湿原サイトの植生は方形区によって大きく異なっていることが示唆された。サロベツ湿原サイトにおいてササの侵入がみられる方形区もまとまったクラスターを形成したことから、今後のササ分布域の拡大によってグルーピングが変化する可能性も考えられる。

2009～2013 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これまでの 5 年間で大きな変化はみられないことが示された。ただし、サロベツ湿原サイトではササの分布拡大が、釧路湿原や尾瀬ヶ原湿原サイトではシカの食害が懸念されることが明らかとなった。ササやシカが植生に及ぼす影響については、全国の湿原において危惧されている問題であることから、今後は可能な限り多くの調査サイトを設定して全国的な状況を監視し、サイト間の比較なども可能となるような調査体制の構築が必要である。

湿原の変化の予兆をとらえるのに有効な地下水位や、地球温暖化や乾燥化の指標になる気温や地温などの物理環境調査から、各サイトの環境条件の一部を明らかにすることができた。しかし、これまでの調査は観測期間が短く、データの欠損や解釈の難しいデータの混入などがあったため、一定の傾向は認められなかった。データロガーを用いた気象などのモニタリングは、データ取得の面では人的コストを最小にして多くの連続データが取得できる点できわめて有効であった。しかし機器類のハード面の不具合については課題があり、また、データ取得後のデータ解析方法やデータの標準化などにも課題が残されている。

植生調査の一環として試行的に実施してきた定点撮影調査では、湿原の面的な生物季節の変化や積雪の状況などを把握することができた。今後はデータの蓄積が進むことによって、湿原景観の変化パターンを解析し、広域的な環境変動との関連性についても検証できる可能性がある。一方で、画像データ収集のための技術的課題は多く残されており、安定して長期間にわたり画像データを蓄積していくためにはさらなる検討が必要である。本事業において定

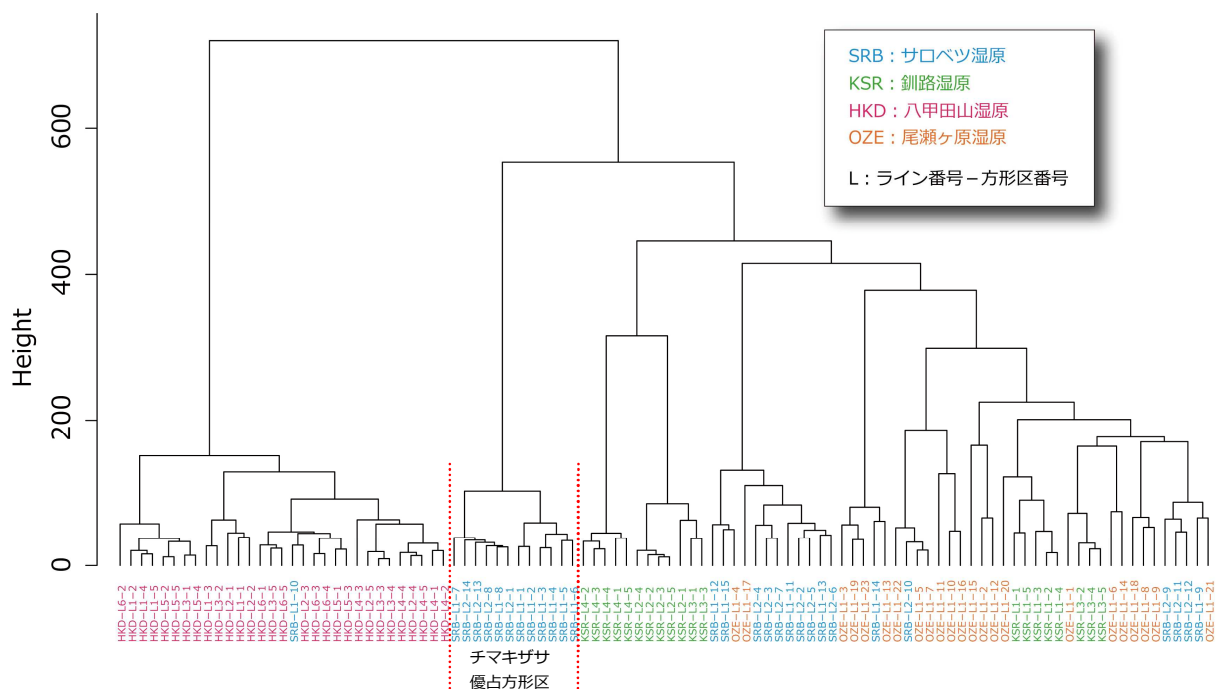


図 2-33. 平均被度のデータに基づいた階層的クラスター分析の結果。被度を用いてすべてのサイトの方形区間の非類似度（ミンコフスキー距離）を求め、ワード法によりデンドログラムを作成した。

点撮影調査を継続していくためには、調査目的の絞り込みと目的に合致した機器の選定ならびに設置が不可欠である。

以上のように、いくつかの調査項目には調査方法自体に検討の余地が残されているが、試行調査としての位置づけにおいては、調査方法の改訂や課題の抽出は着実に進んでいると言える。しかし、モニタリングサイト 1000 陸水域調査の湿原生態系でもっとも重要な課題は、調査サイトの拡充であり、現状の4サイトのみでは十分なモニタリングを行うことは難しい。今後は、調査サイト数を充実させることを優先課題として、データの信頼性や長期的な継続性を担保しながらも、より効率的な調査手法の検討が必要である。また、必要に応じて調査項目の見直しや調査サイトの再選定が必要と考えられる。

第3章 今後の課題と展望

本章では、サイト配置、調査手法、持続可能な調査体制、情報の共有・管理および発信、結果の保全施策への活用、国際的枠組みとの連携の6項目に沿って、これまでの成果と今後の課題や展望を整理した。

1. サイト配置

<成果>

本事業では、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た。調査サイトの絞り込みにあたっては、生物多様性保全のための国土区分(10区分)を基準とした地理的なバランスや、長期的な調査の継続性などを考慮した。湖沼調査では北海道の能取湖から鹿児島県の池田湖までを、湿原調査では北海道のサロベツ湿原から南は鹿児島県屋久島の花之江河湿原までを調査サイトの候補地とした。これらのサイト候補地の内、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。

<課題と展望>

わが国には1ha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、多くの湖沼や湿原で環境の劣化や生物多様性の喪失が懸念されている。

湖沼調査では、わが国の湖沼環境を広くモニタリングするため、浅い湖沼や深い湖沼、淡水湖沼や汽水湖沼などのさまざまなタイプの湖沼を含めるよう調査サイトを選定した。それらの環境変化や生物多様性の状況を把握するためには、調査手法、調査体制に工夫を凝らしながら、可能な限り多くの湖沼でモニタリングを実施する必要がある。

湿原調査では、わが国の代表的な高層湿原を中心に調査サイトが選定されている。調査サイトの候補地は、約800箇所の湿原の内わずか10箇所であるが、いまだすべての調査サイトにおいては調査を実施することができていない。これら10箇所で調査を継続していくことが喫緊の課題であるが、進みゆく温暖化の影響をとらえるためには、早急に南方の温帯域に位置する花之江河湿原などでモニタリングを開始することが求められている。さらに、10箇所でわが国の湿原環境を把握することは難しいため、調査サイトの拡充は引き続き検討していく必要がある。

2. 調査手法

<成果>

陸水域には湖沼、河川、湿原、ため池、地下水、雪氷などさまざまな生態系が含まれる。これらの中には、河川のように既に大規模なモニタリング(国土交通省による河川水辺の国勢調査)が実施されているものや、一部のため池のようにモニタリングサイト1000の別分野の調査(例えば里地調査など)で扱われている生態系も含まれる。そこで本調査では、既存のモニタリング調査が行われていない湖沼生態系と湿原生態系を対象にモニタリングの調査手法を検討した。ただし、湖沼といっても深い湖沼や浅い湖沼、湿原も高層湿原、塩生湿地、低層湿原など、場の特殊性が大きいフィールドを対象とするため、調査手法の設計にあたっては、調査対象生物の整理や

具体的な手法について議論を重ね、マニュアルを作成した。さらに、2007年度から試行調査の結果を踏まえ調査マニュアルの細部の改訂を行った。

＜課題と展望＞

生物多様性のモニタリングにおいては、対象となる生物群についての同定能力が必要になる。今回、湖沼調査の対象とした生物群であるプランクトンや底生動物は、分類群が多岐にわたり、肉眼では同定が難しい種も多く含まれる。また、分類体系がまだまだ十分に整備されていないため、種同定が困難な分類群も多く存在した。また、それらの種の同定には、光学顕微鏡や電子顕微鏡など特別な機材ならびに専門書が必要とされた。さらに、データの解釈についても専門的な知識を要する場合が多かった。一方、ヨシの調査は簡便で汎用性があったが、データを解釈するにあたり、より多くのサイトの調査データを対象として、ヨシの生長に及ぼす物理環境要因の絞り込みや各群落の遺伝構造の影響など、事前検証が必要と考えられた。以上のことから、肉眼で観察可能な生物群を調査対象とするなど、生物群についての見直しが必要であると考えられた。

湿原調査では、物理環境調査としてデータロガーを用いた気温や地温、地下水位の連続観測を行っているが、機器の不具合によるデータの欠損や解釈の難しいデータの取り扱いなどに課題を残している。例えば水位の観測では、地下水面の凍結や雪圧の影響による水位パイプの沈下や傾きなどが水位データの解釈を難しくしている可能性が指摘されている。また、水位データの表現方法についても全体的なコンセンサスが得られていない。物理環境調査を継続していくためにはこれらの課題を解決することに加え、生物多様性のモニタリングにおいて必要な環境要因の絞り込みなどについても議論する必要がある。湿原植生調査についても、サイト、調査ライン、方形区の各単位でとらえるべき湿原植生の生物多様性について議論した上で、統一したコンセプトで調査ラインを設定する必要がある。

3. 持続可能な調査体制

＜成果＞

陸水域調査では、各調査項目に精通した研究者や調査サイトに詳しい現地協力者などに調査の実施を依頼した。調査サイトの選定にあたっては、既存のデータが利用可能であることや、国際的枠組みのモニタリングに参加していることを考慮したため、比較的スムーズに調査を実施できたと考えられる。多くの部分を検討会・分科会委員ならびにその関係者に頼って実施した状況ではあったが、一部のサイトでは中期的な継続性が確保されつつある。

＜課題と展望＞

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重要な課題として挙げられる。

プランクトン調査や底生動物調査は、同定に高い専門性を要するため、分類学を専門とする専門家の参画は必要不可欠である。しかし、専門家が限られており、新たな人材の育成が必要である。仮に、研究者以外の人材（例えば調査会社など）に調査を依頼する場合は、データの精度を担保するためのシステム作りを検討する必要がある。

湖辺植生調査や湿原植生調査では、植物を主な調査対象としているため、その多くは肉眼での観察が可能である。また一般的にも分かりやすい生物であることから、市民が参加しやすい調査形態である。調査手法や生物写真を掲載したガイドブックの作成などにより、市民参加型のモニタリング事業として展開していくことも検討する余地がある。学会や研究会などでの広報活動を通じて調査員を確保したり、調査スキルの向上のためのワークショップを開催するなどの展開も期待される。

4. 情報の共有・管理および発信

<成果>

モニタリングによって察知された自然環境の変化を保全施策などにつなげていくためには、収集された情報を迅速かつ分かりやすく広報し、関係者はもちろん、多くの人々がその事実を理解しデータを利用できることが重要である。そのため、モニタリングサイト 1000 陸水域調査では、調査者や同定者の協力を得て迅速なデータ収集と情報提供を行っている。

得られた調査結果を一般の人々に分かりやすく伝えるためには、直感的に理解できる資料が有効であることから、陸水域調査では写真を掲載した広報用資料（速報）を環境省生物多様性センターのウェブサイトで公開している。また、環境省生物多様性センターでは、「いきものログ（<http://ikilog.biodic.go.jp/>）」システムを運用し、データの収集や管理を行っている。

<課題と展望>

本事業で得られる情報は、環境行政や調査研究だけでなく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い。そのため、得られたモニタリングデータが、例えば、絶滅危惧種や外来種などのように、直接、生物多様性の状態を示す指標として活用できる対象生物群を選定することが望ましい。情報の共有・管理および発信に際しては、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作りが必要である。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、関係者および関係機関と情報を共有し迅速に対応などを検討する必要がある。以上のことを踏まえ、そのための体制作りや情報収集体制ならびに情報発信を強化していくことも課題である。

5. 結果の保全施策への活用

<成果>

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などで活用されている。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る。

<課題と展望>

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。モニタリングサイト 1000 陸水域調査で得られるデータは、今後、重要湿地 500 の見直しやラムサール条約湿地の管理状況の評価などに活用できる可能性がある。特に、ラムサール条約湿地の状況を継続的にモニタリングしている事例は少ないため、条約湿地の登録基準に関わる現状把握などに本事業のデータを活用していくことが望ましい。そのため、陸水生態系で重要であり、生物多様性の状況や変化が把握しやすい生物群を調査対象とすることが望まれる。

6. 国際的枠組みとの連携

<成果>

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る。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）などとの連携を模索している。

＜課題と展望＞

地球規模生物多様性モニタリングの推進のため、既存の国際的な枠組みと連携することも重要である。今後の調査設計の再検討においては、調査手法や取得データの統一などを検討することで、国際的な枠組みとの効果的な連携が期待される。

生物多様性国家戦略2012－2020では、生物多様性に関する国際的な科学的情報基盤であるGBIFなど既存の地球規模の生物多様性に関する情報基盤の整備に対して協力していくことが明記されている。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、今後は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目指す。調査結果のデータを積極的に公開・提供・登録していくことで、国際的な枠組みに貢献していく必要がある。

引用文献

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

- モニタリングサイト 1000 ウェブサイト
<http://www.biodic.go.jp/moni1000/index.html>
- 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/>
- International Long Term Ecological Research (ILTER)
<http://www.ilternet.edu/>
- 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・分科会委員>

岩熊敏夫	函館工業高等専門学校
占部城太郎	東北大学大学院生命科学研究科
小熊宏之	国立環境研究所 環境計測研究センター
國井秀伸	島根大学研究機構汽水域研究センター
高村典子	国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター
中野伸一	京大大学生態学研究センター
西野麻知子	びわこ成蹊スポーツ大学
野原精一	国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター
富士田裕子	北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園
遊磨正秀	龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科
吉岡崇仁	京都大学フィールド科学教育研究センター

<*サイト代表者・調査者・調査協力者>

阿寒湖サイト

*大高明史 弘前大学教育学部
西野麻知子

伊豆沼サイト

*嶋田哲郎 宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団
赤木光子、芦澤 淳、進東健太郎、鈴木勝利、辻 彰洋、新山優子、
藤本泰文、星 雅俊、牧野 渡

震ヶ浦サイト

*高村典子 国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター
稲葉一徳、高津文人、小松一弘、辻 彰洋、富岡典子、中川 恵、
新山優子、西廣 淳、西廣美穂、牧野 渡、吉葉めぐみ、

木崎湖サイト

*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
大高明史、辻 彰洋、新山優子、牧野 渡、山本雅道

琵琶湖サイト

*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
池田昇平、一瀬 諭、井上栄壮、植田 潤、大川智史、大高明史、
岡本高弘、金子有子、中尾博行、廣瀬佳則、藤原直樹、牧野 渡

中海サイト

*國井秀伸 島根大学研究機構汽水域研究センター
荒木 悟、大谷修司、國井加代子、河 鎮龍、辻 彰洋、辻井要介、
中川昌人、西元博文、藤原直己、牧野 渡、崎 幸子、宮脇清治

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
大谷修司、辻 彰洋、辻井要介、中村幹雄、西元博文、藤原直己、
細澤豪志、牧野 渡、崎 幸子

池田湖サイト

*西野麻知子 びわこ成蹊スポーツ大学
井上栄壮、大高明史、齋藤 誠、辻 彰洋、新山優子、広瀬雅人、
牧野 渡、増田育司、Linden Havimana

サロベツ湿原サイト

*富士田裕子 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター
井上 京、小熊宏之、加川敬祐、嶋崎暁啓、高田雅之、水田祐希、
村松弘規、森永太一、李 娥英

釧路湿原サイト

*野原精一 国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター
佐藤雅俊、照井滋晴

八甲田山湿原サイト

*佐々木雄大 東京大学大学院新領域創成科学研究科
井上 京、占部城太郎、岡田 操、神山千穂、田中孝尚、米倉浩司

尾瀬ヶ原湿原サイト

*野原精一 国立環境研究所 生物・生態系環境研究センター
安類智仁、小熊宏之、竹原明秀

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。

特定非営利活動法人サロベツ・エコ・ネットワーク
阿寒湖漁業協同組合
国立大学法人北海道大学北方生物圏フィールド科学センター植物園
国立大学法人北海道大学大学院農学研究院
公益財団法人宮城県伊豆沼・内沼環境保全財団
国立大学法人東北大学生命科学研究科
国立大学法人東北大学植物園八甲田山分園
群馬県教育委員会
東京パワーテクノロジー株式会社（尾瀬林業株式会社）
公益財団法人尾瀬保護財団
独立行政法人国立環境研究所
独立行政法人国立科学博物館
文化庁文化財部記念物課
国立大学法人信州大学山岳科学総合研究所
滋賀県琵琶湖環境科学研究センター
湖北野鳥センター／琵琶湖水鳥・湿地センター
国立大学法人島根大学研究機構汽水域研究センター
国立大学法人島根大学教育学部
日本シジミ研究所
島根県立宍道湖自然館ゴビウス
国立大学法人鹿児島大学水産学部

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

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
平成 26 (2014) 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
