



Title	尾瀬ヶ原上田代池澗群における岸辺水生無脊椎動物への洪水影響 II : 夏季調査
Author(s)	福原, 晴夫; Fukuhara, Haruo; 木村, 直哉 他
Citation	低温科学, 80, 421-437
Issue Date	2022-03-31
DOI	https://doi.org/10.14943/lowtemsci.80.421
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/84952
Type	departmental bulletin paper
File Information	30_p421-437_LT80.pdf



尾瀬ヶ原上田代池澮群における 岸辺水生無脊椎動物への洪水影響 II —夏季調査—

福原 晴夫¹⁾, 木村 直哉²⁾, 永坂 正夫³⁾, 野原 精一⁴⁾

2021年12月1日受付, 2022年1月29日受理

尾瀬ヶ原上田代において池澮の岸辺水生無脊椎動物の調査を2018年夏季(7月)に23池澮で行い、洪水が与える影響の可能性を検討した。トンボ目を中心に高地・寒冷地に生息するとされる分類群が多数出現した。一定の降水量を設定して洪水影響大と小に分けた池澮群について、岸辺水生無脊椎動物の相対密度を比較したところ、総個体数(ササラダニ類を除く)、サラダニ類、ミズダニ類、トンボ目、ハエ目、ハエ目の中のヌカカ科、ユスリカ科の相対密度は洪水影響大の池澮において低下し、洪水によって個体数が減少する可能性を見出した。この原因として直接的な流出と岸辺環境の攪乱が推定された。これらの結果は、先に報告した秋季の調査結果とほぼ一致し、洪水が岸辺水生無脊椎動物に与える影響の可能性が明確に示された。岸辺水生無脊椎動物の生活史特性を洪水影響との関係で論じた。

The effects of flooding on shore aquatic invertebrates of pools at the Kamitashiro in the Ozegahara mire II -summer survey-

Haruo Fukuhara¹, Naoya Kimura², Masao Nagasaka³, Seiichi Nohara⁴

Surveys of the shore aquatic invertebrates were conducted at 23 pools of the Kamitashiro at the Ozegahara mire (altitude; about 1,400 m, length; 6 km, width; 2 km, area; 7.6 km²) in summer (July, 2018) to estimate the possibility of influences of floods on them. Characteristic taxa habituating at high latitude and cool condition area were found in this mire. Possibility of the lowering the relative densities of total animals (except Cryptostigmata), Cryptostigmata, Hydrachnellae, Odonata and Diptera, Chironomidae and Ceratopogonidae in Diptera were suggested after heavy flooding over the mire. Direct flowing out of animals from pools and disturbance of shores may result in lowering of densities of these animals. Relationships between the life cycle strategies of the animals and the effect of flooding were discussed.

キーワード：高層湿原, 底生動物, 気候変動, 泥炭湿地, ユスリカ科
mire, benthos, climatic change, peat, Chironomidae

責任著者

福原晴夫

石川県金沢市

e-mail: fusaka.f.haruo@gmail.com

1) 河北潟湖沼研究所

2) 青森県弘前市

3) 金沢星稜大学

4) 国立環境研究所 生物多様性領域

1 Kahokugata Lake Research Institute, Tsubata-machi,
Kahoku-gun, Ishikawa 929-0342, Japan

2 Tokiwazaka, Hirosaki, Aomori 036-8283, Japan

3 Kanazawa Seiryu University, Gosyo-machi, Kanazawa,
Ishikawa 920-8620, Japan

4 National Institute for Environmental Studies, Onogawa
16-2, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

1. はじめに

近年の気候変動下で、世界の各地で降水量と降水頻度が増加し、洪水を頻発させてきていることが知られている (IPCC, 2014; 気象庁, 2020)。洪水により泥炭湿地を含む湿原へ無機物質が運搬され、植生や土壌の変化がもたらされている (e.g. Hupp and Osterkamp, 1996; Mizugaki et al., 2006; Nakayama, 2008)。その結果、気候変動は泥炭地の生物多様性に大きく影響してきていると予想されている (Poff, 2002; Minayeva and Shirin, 2012; Minayeva et al., 2016)。

Batzer and Boix (2016a) は泥炭湿原を含む様々な湿原の大型無脊椎動物のファウナや生態をまとめ、分類群ごとに特徴を報告している。洪水が泥炭湿地の水生動物に与える影響については触れられていない。泥炭地の無脊椎動物に与える洪水の影響に関する研究には、実験的な冠水 (flooding) による影響の解明がいくつか見られるが (e.g. Neckles et al., 1990; Rosenberg et al., 2001)、いわゆる洪水の氾濫水による影響に関しては見当たらない。前報 (以下前報は福原ほか (2021) を示す) で、尾瀬ヶ原を除く本邦の代表的な泥炭湿地の大型水生無脊椎動物の主な研究を挙げ、これらの中でも洪水の影響を扱った報告は見られないことを指摘した。

尾瀬ヶ原では阪口・相馬 (1999) が洪水による湿地の富栄養化や魚類の池塘への侵入による生態系の変化の可能性をいち早く指摘し、また、植物プランクトンへの影響 (栗田・峰村, 2011)、動物プランクトン・大型無脊椎動物への影響 (栗田・峰村, 2012) の可能性を指摘した先駆的研究がみられる。しかし、洪水影響の具体的な解明はなされなかった。

このような背景のもとに前報では尾瀬ヶ原の 12 池塘の調査に基づき、洪水が岸辺水生無脊椎動物の密度低下に与える影響を検討し、分類群により影響が異なる可能性を論じた。

尾瀬ヶ原は、新潟県、群馬県、福島県にまたがる標高 1,400 m の小盆地にあり、長さ 6 km、幅 2 km、面積 7.6 km² のブランケット型に近い本州最大の高層湿原 (高位泥炭地) である (図 1a. b) (阪口, 1982; Sakaguchi, 2005)。

すでに前報で示したように、日本の平均気温は 100 年あたり 1.24℃ の率で上昇し、日降水量 100 mm 以上の日数、短時間強雨の年間発生回数の増加が示されている (気象庁, 2020)。尾瀬地域においても夏期平均気温の上昇、年最低気温の低下、年降水量の増加、1 時間降水量の年最大値の増加、最深積雪深の増加が挙げられる (西村・

吉弘, 2008)。また、短時間強雨の発生率が年々高くなっていることが指摘されている (吉井ほか, 2014)。

本報では、岸辺水生無脊椎動物に与える洪水影響の可能性を続けて検討するため、2018 年 7 月に行った夏季調査の結果を述べる。本調査では調査池塘を増やすことによって、出現分類群数の増加が期待され、尾瀬ヶ原の水生動物の特徴を明らかにするとともに、洪水影響に関して統計的に明瞭な検討が加えられた。本研究は前報同様に、山岳地帯への入山の困難性のため、河川において通常行われる洪水前後の比較を調査したものではない。洪水情報を基に、調査結果から可能性について論じたものである。

2. 方法

2.1 調査池塘

上田代は尾瀬ヶ原の中では西南端に位置し、長さ約 1.3 km、幅約 550 m、標高 1,402 ~ 1,408 m で、西端から東端までの比高は約 6 m である (図 1c) (福原ほか, 2021)。猫又川、ヨッピー川、川上川、上ノ大堀川などの河川によって囲まれており、洪水影響の受けやすい地勢にあると言える。

上田代は K1 ~ K4 に区分され (図 1c)、これらに大小約 310 の池塘が散在している (金井, 1999)。野原ほか (2022) によりあらかじめ分けられた洪水区及び非洪水区の 40 池塘の中から標高、河川からの距離、規模、空間的位置により図 1c に示す 23 池塘を選び、岸辺水生無脊椎動物を調査した。調査池塘の諸元を附表 1 に示す。池塘番号は金井 (1999) による。標高は GSI Maps の基盤地図情報数値標高モデル (DEM5A) (国土地理院, 2021) により求めた (池塘岸の 3 ~ 4 地点の平均値)。池塘の開水面積、湖岸線長、水深 (岸から約 3.5 m)、浮葉植物被度は永坂ほか (2021) による。池塘の開水面積は 46 (⑦ KA4-09) ~ 4,842 (⑱ KA4-05) m² で、⑱ KA4-05 は最も規模が大きかった。肢節量は 14 池塘で 1.5 以上あり、凹凸のある池塘が半分であった。岸から約 3.5 m 離れた水深は、0.55 (⑭ KA2-53) ~ 2.13 (⑤ KA2-44) m であり、尾瀬ヶ原の池塘は U 字型の断面形状を成していることから (西條・阪口, 1954)、採集地点においてもほぼ同じ深さと推定された。

浮葉植物被度は 0 (⑪ KA1-21) ~ 86 (⑨ KA1-08) % であった。浮葉植物の優占種はスイレン科 Nymphaeaceae のヒツジクサ *Nymphaea tetragona* Georgi で、一部池塘に同科のオゼコウホネ *Nuphar pumila* (Timm) DC. var. *ozeensis* (Miki) H. Hara が混在した。

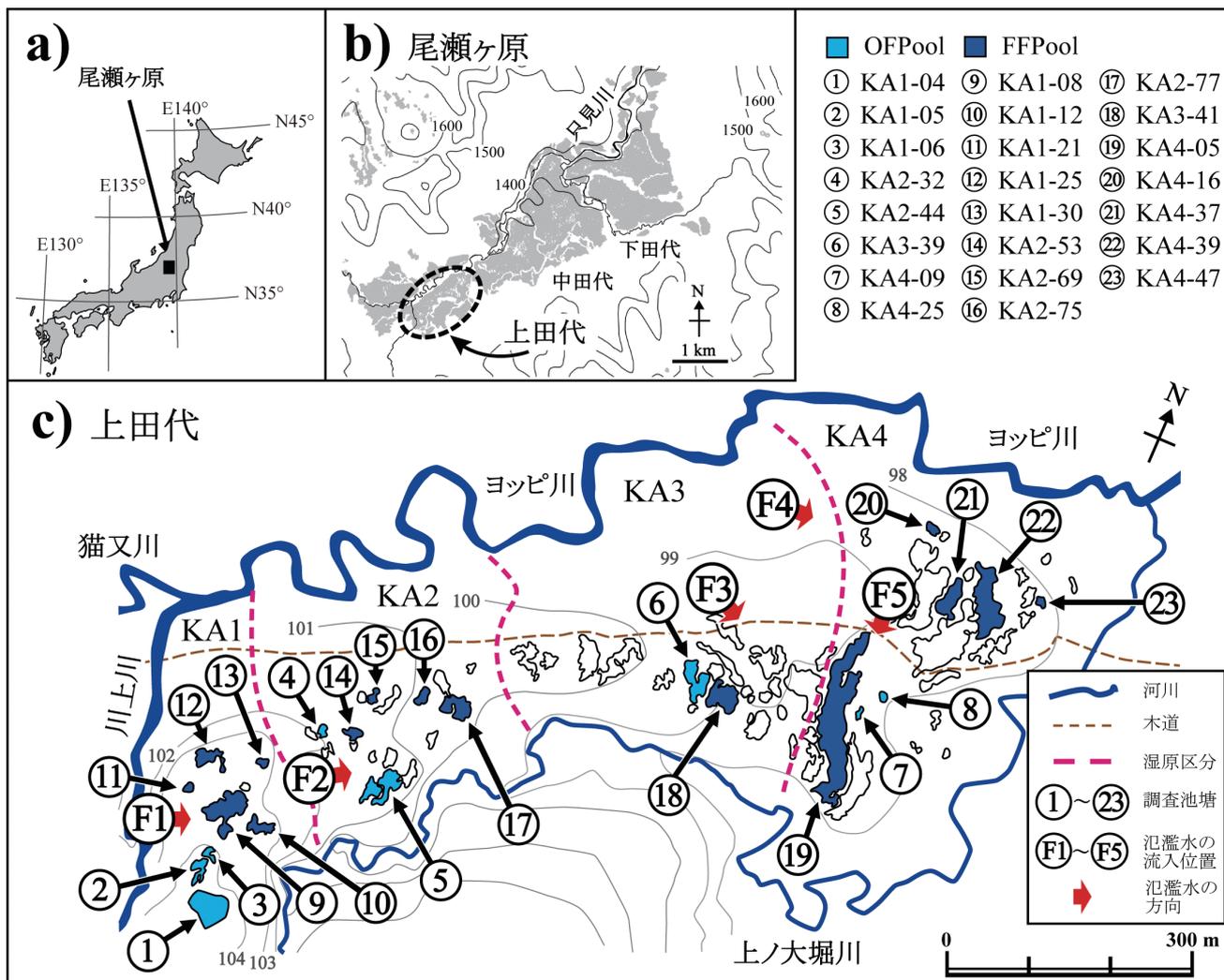


図1：尾瀬ヶ原 (a) と上田代の位置 (b)，調査池塘と調査池塘の記号及び池塘番号 (c)。a), b), c) は電子地形図1/25,000 (国土地理院) を加工して作成，c) の等高線は金井 (1999) を転記 (中田代十字路を100 mとした1 m 間隔の相対的標高を示している)。①～④と➡は目視及びドローン画像から確認した氾濫水の流入位置と流れの方向。①～②③の記号の池塘番号は金井 (1999) による。OFPool, FFPool はそれぞれ洪水影響小と洪水影響大の池塘を示す。c) は福原ほか (2021) を改変。c) のKA1-KA4 は田代内の湿原区分を示す。

2. 2 池塘への洪水影響の判定

福原ほか (2021) はある設定雨量のもとで発生した洪水により、洪水影響大池塘 (frequently flooded Pool: FFPool) と洪水影響小池塘 (occasionally flooded Pool: OFPool) の二群に分け、岸辺水生無脊椎動物に対する洪水の影響を検討している。福原ほか (2021) の概要を記すと、設定雨量として2019年5月20～21日にかけて発生した洪水時 (図2、同日の洪水の状況は福原ほか (2022) の図2にも示されている) の累加雨量84 mmを採用し、(1) 5月22日の池塘水の濁り具合の目視観察と5月23日のドローン映像による濁りの確認、(2) 池塘の標高と氾濫水の流れの方向、(3) 2018年7、8月の魚類捕獲調査により12池塘を分けている。本稿では23池塘の内、福原ほか (2021) で述べた12池塘以外の11池塘について、同様に上記の3点から洪水影響の大

小を検討した。池塘の濁り状態の目視観察及びドローン画像の濁り判定、魚類の捕獲状況は野原ほか (2022) による。

1) 濁りの確認

11池塘のうち8池塘 (⑨ KA1-08, ⑫ KA1-25, ⑬ KA1-30, ⑭ KA2-53, ⑮ KA2-69, ⑯ KA2-75, ⑰ KA2-77, ⑳ KA4-16) に濁りが観察され、これらの池塘は明らかに洪水の影響を受けていた。3池塘 (③ KA1-06, ⑦ KA4-09, ⑧ KA4-25) は透明であった。

2) 池塘の標高からの検討

上田代への氾濫水の流入地点とその標高については前報に述べた (図1c)。川上川の氾濫によるKA1への流入地点はF1で標高は1,407.5 mであった。③ KA1-06

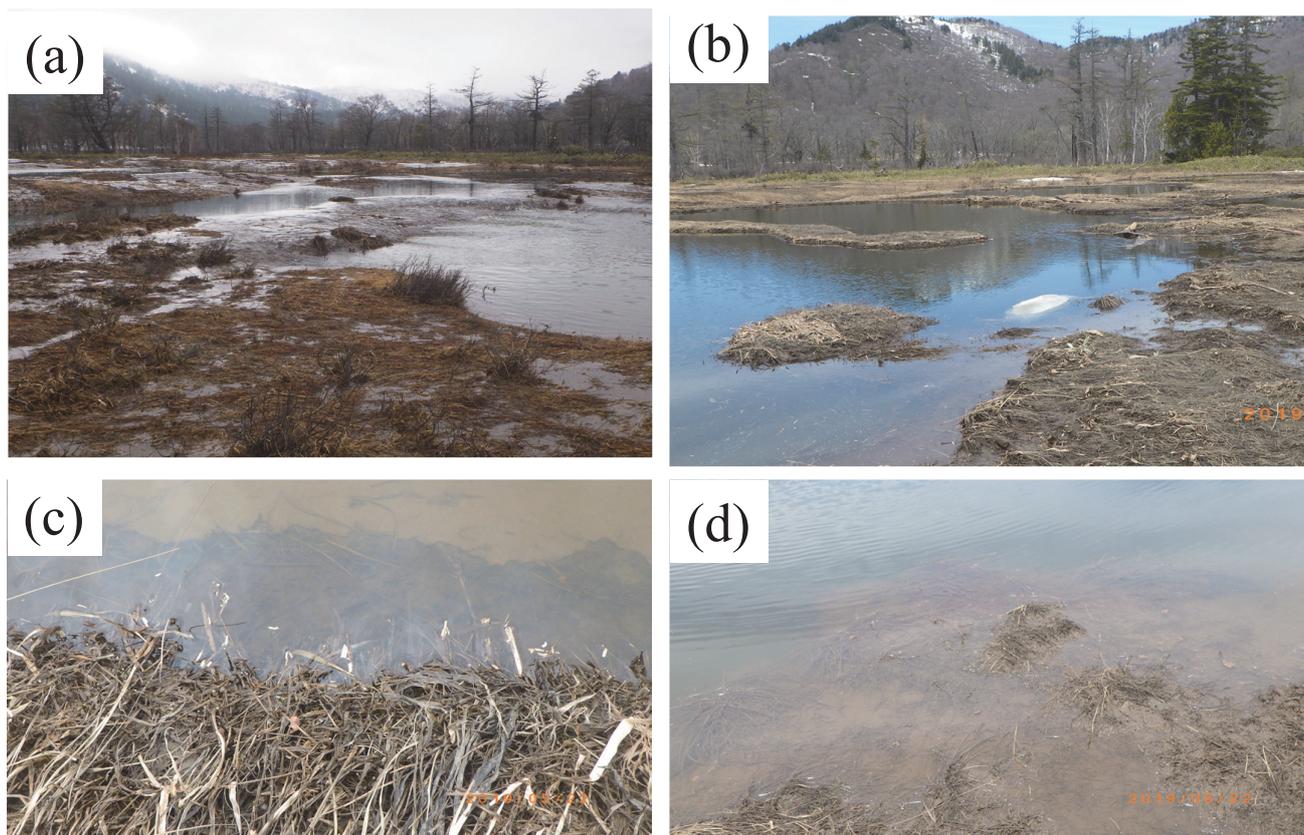


図2：尾瀬ヶ原上田代を襲った2019年5月の洪水。川上川からKA1に流入する氾濫水（21日16時14分）(a)，洪水直後の⑨KA1-08の岸辺（22日11時10分）(b)，洪水直後のKA1-14の池塘岸辺（22日11時27分）(c)，洪水直後のKA1-07の池塘岸辺（22日10時59分）(d)。

(1,408.0 m)は流入地点より高く、氾濫水は流入しない。⑨KA1-08、⑫KA1-25、⑬KA1-30は標高が低く、流入は容易である。KA2への流入地点はF2(標高1,406.1 m)で⑭KA2-53、⑮KA2-69、⑯KA2-75、⑰KA2-77の標高は1,404.7～1,405.0 mであり一帯は低く、浸水地帯であった。KA4においては、⑦KA4-09、⑧KA4-25の標高は1,402.3～1,402.8 mで流入地点F5の標高1,403.1 mより低く、浸水の可能性は高いと推定されるが、目視等では濁りは確認されなかった。上田代の最大面積の池塘⑱KA4-05の南西側は標高が低いが、微地形による標高の差により、水道がそれていた可能性がある。

3) 魚類の侵入

2018年7、8月の魚類捕獲調査（⑦KA4-09、⑳KA4-16、⑧KA4-25は未調査）で、⑨KA1-08（アブラハヤ *Rhynchocypris lagowskii steindachneri* Sauvage）、⑫KA1-25（ドジョウ *Misgurnus anguillicaudatus* Cantor）、⑭KA2-53（ギンブナ *Carassius* sp.、アブラハヤ）、⑮KA2-69（ドジョウ）、⑰KA2-77（ギンブナ）に侵入が確認され、⑱KA3-41ではフナの群れが確認された。OFFPoolに属する③KA1-06では捕獲されなかった。

FFPoolの⑬KA1-30、⑯KA2-75では魚類は捕獲できなかった。

池塘で魚類が確認された場合は、それらの池塘は確実に洪水の影響を受けていると判断可能である。未調査池塘を除外すると、すでに述べた前報の12池塘を含めてOFFPoolとした池塘では魚類は確認できなかった。

以上の3点から11池塘をOFFPoolとFFPoolに分けた（附表1）。⑱KA3-41は目視と映像による観察では濁りは確認されなかったが、魚類の目視より洪水影響大の池塘と判定した。

前報と合わせ、本調査池塘はOFFPool（洪水影響小）8池塘（①KA1-04、②KA1-05、③KA1-06、④KA2-32、⑤KA2-44、⑥KA3-39、⑦KA4-09、⑧KA4-25）、FFPool（洪水影響大）15池塘（⑨KA1-08、⑩KA1-12、⑪KA1-21、⑫KA1-25、⑬KA1-30、⑭KA2-53、⑮KA2-69、⑯KA2-75、⑰KA2-77、⑱KA3-41、⑲KA4-05、⑳KA4-16、㉑KA4-37、㉒KA4-39、㉓KA4-47）となった（附表1）。

福原ほか（2021）によると、群馬県利根郡片品村鳩待峠観測所の測定では、5～11月で累加雨量84 mm以上の降雨は過去15年間（2004～2018）では14回あり、

年約1回程度の頻度で起こっていた。従って OFPool とした池塘のいくつかは、年に一度程度の確率で氾濫水の影響を受ける可能性があると言える。

2.3 池塘岸を構成する植物

池塘の岸辺を構成する優占的な植物種を判定するため、OFPool の① KA1-04, ② KA1-05 と FFPool の⑩ KA1-12, ⑪ KA1-21 について、岸辺に起点を設け 2 m ごとに 6ヶ所について、約 0.5 m x 0.5 m の範囲で、あらかじめ予備調査で抽出した景観的に優占的な 15 種の有無を記載し、それらの出現頻度を求めた。植物種の配列は YList (米倉・梶田, 2003) によった。

2.4 採集方法

採集方法は基本的に前報によった。本稿においても池塘岸辺の水中部分に生息する大型無脊椎動物を岸辺水生無脊椎動物 (Shore aquatic invertebrates) として扱う (福原ほか, 2021)。

2018年7月17, 18日に岸辺水生無脊椎動物の採集を行った。同時に表層水について水温, pH, EC (電気伝導度) (Multi 3034, WTW 社, ドイツ) を測定した。岸辺水生無脊椎動物の採集には D 型フレームハンドネット (目合い 0.5 mm, 底辺 0.3 m, 高さ 0.35 m, 柄部の長さ 0.5 m) を用い、同一人による 2 分間の時間単位採集を 3 回行った。

浮葉植物被度の高い場合はそれらを避け、岸辺に沿ってネットで水中部分を約 0.5 m の深さまで連続的に掬い採った。大形の植物枯死体などをネット内で良くふるって取り除き、残渣にホリマリンを加え、約 10% で保存して持ち帰った。残渣をバットに広げ、目視で大型の水生動物を拾い出した後、さらに実体顕微鏡下 (10 ~ 20x) で小型の水生動物をソートした。同定後、個体数と生重量 (Sartorius BP310P, 1 mg 未満は未測定) を測定した。線虫類 Nematoda については計数・測定せず、ササラダニ亜目 Cryptostigmata (以下ササラダニ類) についても個体数のみを計数したが、① KA1-04, ② KA1-05, ⑤ KA2-44, ⑩ KA1-12, ④ KA2-32, ③ KA1-06, ⑮ KA2-69, ⑨ KA1-08, ⑯ KA2-75 の各池塘については 2 サンプルのみの計数であったため、個体数のまとめにあたっては別に扱った。本調査ではミズダニ団 Hydrachnellae (以下ミズダニ類) とケヨソイカ科 Chaobiridae は前報により岸辺動物として扱った。

結果は CPUE (catch per unit effort) で示し、nbp2min (2 分間採集当たりの個体数), bcp2min (2 分間採集当たりの mg 湿重生体量) として記した。CPUE

の計測値は絶対密度とは異なるが、個体数の指標となり、相対密度と解される。以下本論では CPUE の計数値を「相対密度」として扱う。同定は主に上野 (1975), 川合・谷田 (2018) により、表中の門, 綱, 目, 科の配列は日本分類学会連合 (2003) により、科内の配列は川合・谷田 (2018) によった。

2.5 データ解析

データの解析には R を用いた (R Core Team, 2016)。データの正規性 (Shapiro. test), 等分散性 (Bartlett. test) を検定後、嶋田・阿部 (2017) により、T-test, U-test, Kruskal-Wallis rank sum test, Brunner-Munzel test (以下 B. M.-test) を用いて検定した。また、Pearson の積率相関係数を求めた。個体数に大きな差がある場合には対数変換を行い、検定に供した。p < 0.05 を有意と判定し、0.05 <= p < 0.1 を有意傾向とした。標準誤差 (SE) は平均値の推定誤差を表す場合、標準偏差 (SD) はデータのバラツキを評価する場合に用いた。

3. 結果

3.1 池塘岸の構成植物

景観的に出現率の高い分類群 (4 池塘 24 地点中の出現地点数) はミズゴケ類 *Sphagnum* spp. (21), スマガヤ *Moliniopsis japonica* (Hack.) Hayata (21), ツルコケモモ *Vaccinium oxycoccos* L. (14), ミカヅキグサ *Rhynchospora alba* (L.) Vahl (13), ヒメシヤクナゲ *Andromeda polifolia* L. (13), ミヤマイヌノハナヒゲ *Rhynchospora yasudana* Makino (9) ヤチスゲ *Carex limosa* L. (7) であった (表 1)。他に 8 種が低頻度で出現した。いずれの湖岸もミズゴケ類, スマガヤ, ツルコケモモ, ミカヅキグサ, ヒメシヤクナゲなどを優占種とし、顕著な植物種の組成の違いは見られなかった。

3.2 池塘の水質

調査池塘の水質を附表 2 に示す。表層水温は 24.4 ~ 29.9°C で平均 26.7°C であった。pH は 4.84 ~ 6.07 (平均 5.60 ± 0.34, SD, n = 23) で酸性であった。EC (電気伝導度) は 0.40 ~ 1.22 (平均 0.59 ± 0.17, SD, n = 23) mS m⁻¹ で極めて低かった。

3.3 岸辺水生無脊椎動物

岸辺水生無脊椎動物の採集個体数の結果を附表 2 に示す。出現分類群数 (以下不明種としたものは同定不能の破損や若齢幼虫であったが、重複の可能性が高いことか

ら出現分類群数には含めていない) は 23 池澇で 46 分類群であった。池澇当たりの分類群数は 12 ~ 25, 平均 19.5 (± 3.1, SD, n = 23) であった。

すべての池澇に出現した分類群は, 線虫類 Nematoda, 貧毛綱 Oligochaeta, ササラダニ類 (ササラダニ亜目 Cryptostigmata), ヌカカ科幼虫 Ceratopogonidae (以下水生昆虫の幼虫は略), ユスリカ亜科 Chironominae, エリユスリカ亜科 Orthoclaadiinae, アミメトビケラ属 *Oligotricha* であった。12 池澇以上 (50% 以上) に出現した分類群は, モンユスリカ亜科 Tanypodinae (96%), ミズダニ類 (87%), カラカネトンボ *Cordulia amurensis* (91%), オオルリボシヤンマ *Aeshna crenata* (87%), マツモムシ科 Notonectidae (74%), コイワトビケラ属 *Cyrnus* (70%), カオジロトンボ *Leucorrhinia dubia* (65%), コサナエ *Trigomphus melampus* (57%), エゾイトトンボ *Coenagrion lanceolatum*, (57%), マダラケシカタビロアメンボ *Microvelia reticulata* (52%), チビゲンゴロウ *Guignotus japonicus* (52%), セトトビケラ属 *Setodes* (52%) であった。

1 ~ 3 池澇での出現分類群は, 3 池澇にシロヘリミズギワカメムシ *Salula opacula*, アブ科 Tabanidae, 2 池澇にはネキトンボ *Sympetrum speciosum speciosum*, メススジゲンゴロウ *Acilius japonicus*, ナミカ亜科の一種 Culicidae sp., カ科 Culicidae の一種, タテヒゲナガトビケラ属 *Ceraclea* が出現し, 1 池澇には紐型動物門 Nemertea マミズヒモムシ科の一種 Tetrastemmatidae sp., ヒル綱 Hirudinea 吻無蛭目の一種 Arhynchobdellida

sp., 類線形動物門 Nematomorpha ハリガネムシ目の一種 Gordioidea sp., マメシジミ科 Pisidiidae マメシジミ属の一種 *Pisidium* sp., ヒル綱ヘモピ科の一種 Haemopidae sp., アジアイトトンボ *Ischnura asiatica*, ハッチョウトンボ *Nannophya pygmaea*, オオコオイムシ *Appasus major*, コツブゲンゴロウ *Neoterus japonicus*, キバリヒラタガムシ *Enochrus japonicus*, チビマルハナノミ属の一種 *Cyphon* sp., トビイロマルハナノミ属の一種 *Scirtes* sp., ホソカ科の一種 Dixidae sp. であった (附表 2)。

23 池澇の総採集個体数 (ササラダニ類を除く) は 65.3 (± 37.0, SE) ⑳ KA4-39 ~ 874.0 (± 112.5, SE) ㉑ KA2-44) ncp2min, 平均 253.8 (± 93.6, SE) ncp2min であり, 池澇間で有意な差が認められた (附表 2, 図 3, Kruskal-Wallis rank sum test, p = 0.002)。サラダニ類は 0.7 (㉒ KA2-75) ~ 230.3 (㉓ KA3-39) ncp2min, 平均 52.1 (± 3.6, SE) ncp2min であった。

目以上の個体数組成 (ササラダニ類を除く) では (図 3), ハエ目 Diptera が極めて高く, 割合は 33.8 (㉔ KA1-12) ~ 92.2 (㉕ KA2-77) % (平均 66.3%) であった。次いで貧毛綱 (15.3%), ミズダニ類 (9.8%) であった。トンボ目 Odonata とトビケラ目 Trichoptera, カメムシ目 Hemiptera はそれぞれ 4.8%, 2.5%, 0.6% と低かった。その他の分類群は 0.5% 未満であった。

ハエ目の中で最も相対密度の高かった分類群はユスリカ科 Chironomidae で, ハエ目の平均 85.1 (63.9 ~ 96.1)% を占め, 次いでヌカカ科が平均 14.4 (2.5 ~ 35.6)% であっ

表 1: 池澇の岸を構成する植物の出現頻度。数値は 2 m 離れた 6 地点の出現数。

科名	種名	OFPool		FFPool		計	
		① KA1-04	② KA1-05	⑩ KA1-12	⑫ KA1-21		
Tofieldiaceae	チシマゼキシウ科 <i>Triantha japonica</i> (Miq.) Baker	イワシヨウブ	0	0	1	0	1
Scheuchzeriaceae	ホロムイソウ科 <i>Scheuchzeria palustris</i> L.	ホロムイソウ	0	1	2	0	3
Nartheciaceae	キンコウカ科 <i>Nartheicum asiaticum</i> Maxim.	キンコウカ	0	1	0	3	4
Eriocaulaceae	ホシクサ科 <i>Eriocaulon decemflorum</i> Maxim.	イトイヌノヒゲ	0	0	2	0	2
Cyperaceae	カヤツリグサ科 <i>Carex limosa</i> L.	ヤチスゲ	4	1	1	1	7
	<i>Carex angustisquama</i> Franch.	トマリスゲ (ホロムイスゲ)	1	1	1	1	4
	<i>Rhynchospora alba</i> (L.) Vahl	ミカヅキグサ	3	4	4	2	13
	<i>Rhynchospora yasudana</i> Makino	ミヤマイヌノハナヒゲ	1	1	4	3	9
	<i>Schoenoplectiella hondoensis</i> (Ohwi) Hayas.	ミヤマホタルイ	0	0	0	1	1
Poaceae	イネ科 <i>Moliniopsis japonica</i> (Hack.) Hayata	ヌマガヤ	6	5	5	5	21
Myricaceae	ヤマモモ科 <i>Myrica gale</i> var. <i>tomentosa</i> C. DC.	ヤチヤナギ	1	0	0	3	4
Droseraceae	モウセンゴケ科 <i>Drosera rotundifolia</i> Labill.	モウセンゴケ	2	0	1	0	3
Ericaceae	ツツジ科 <i>Oxycoccus oxycoccus</i> L.	ツルコケモモ	5	4	2	3	14
	<i>Andromeda polifolia</i> L.	ヒメシヤクナゲ	3	3	2	5	13
Gentianaceae	リンドウ科 <i>Gentiana triflora</i> Pall. var. <i>japonica</i> (Kusn.) H. Hara	エゾリンドウ	0	0	0	1	1
Menyanthaceae	ミツガシワ科 <i>Menyanthes trifoliata</i> L.	ミツガシワ	0	0	1	0	1
Sphagnaceae	ミズゴケ科 <i>Sphagnum</i> spp.	ミズゴケ属の複数種	6	6	3	6	21

た(附表3). ユスリカ科の中ではユスリカ亜科の割合が最も高く, 平均76.0(39.6~99.9)%で, 次いでエリユスリカ亜科(平均20.4%), モンユスリカ亜科(3.6%)であった. またユスリカ科は総個体数(ササラダニ類を除く)の平均57.2(26.3~87.4)%を占め, 最も優占する分類群であった.

科以上の分類群でまとめた生体量は62(② KA4-39)(±80, SE)~1,917(① KA1-21)(±93, SE) mg bcp2minで, 約30倍の違いがあった. 各池澁の生体量には有意な違いが認められた(Kruskal-Wallis rank sum test, p = 0.012).

平均値ではトンボ目の割合が63.3%で最も高く, 次いでハエ目(11.3%), カメムシ目(10.4%), ミズダニ類(4.7%), トビケラ目(2.7%)であった.

主要出現分類群の個体あたりの生体量は貧毛綱0.16(±0.06, SD) mg, ミズダニ類0.46(±0.10, SD) mg, トンボ目22.28(±24.15, SD) mg, カメムシ目25.15(±23.40, SD) mg, トビケラ目1.39(±0.54, SD) mg, ハエ目0.20(±0.06, SD) mgであった.

3.4 OFPoolとFFPoolの比較

3.4.1 池澁形態と水質

池澁形態と水質, 浮葉植物被度を附表1より OFPool, FFPool 別ににまとめ表2に示す. 平均値ではFFPoolの開水面積が OFPool の約2倍となっているが, 他の値はほぼ同じであった.

池澁形態の統計的比較では, OFPoolとFFPoolの間に水深(T-test, p = 0.250), 周囲長(U-test, p = 0.881), 開水面積(対数変換後の検定, T-test, p = 0.380), 肢節量(T-test, p = 0.484)に差は認められなかった.

OFPoolとFFPoolの水質には水温(T-test, p = 0.664), EC(U-test, 0.121)には有意な差はなかった. pHには差が認められた(T-test, p = 0.002)が平均値は OFPool が5.34, FFPool が5.76で極めて差は小さかった.

浮葉植物被度は OFPool が36%, FFPool が42%で差はなかった(U-test, p = 0.815).

3.4.2 岸辺水生無脊椎動物

出現分類群数はそれぞれ OFPool; 平均21.1(±0.4, SE, n = 8), 最小19~最大23, FFPool; 平均18.6(±0.9, SE, n = 15), 最小12~最大25であった(附表2).

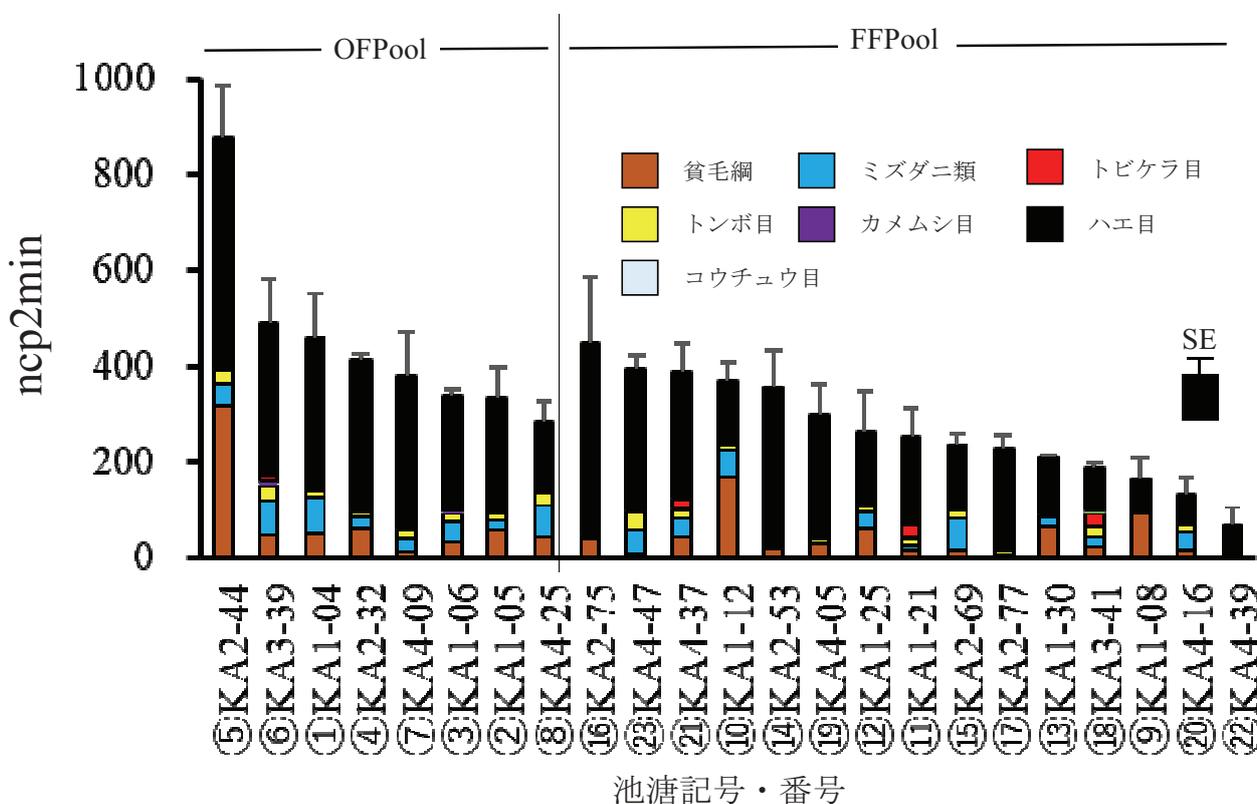


図3: 尾瀬ヶ原上田代池澁における岸辺水生無脊椎動物の相対密度. 縦軸はCPUE (catch per unit effort, 2分間採集の個体数)で示す. OFPool(8池澁)とFFPool(15池澁)は洪水影響の大小で区別した2群の池澁. 池澁は総個体数の多い順に並べてある. 図中に示されていない分類群は極めて少数のため除かれている.

両群には有意な差 (T-test, $p = 0.022$) が認められ, OFPool の方に分類群が多く出現した。

浮葉植物の存在は, 岸辺水生無脊椎動物の密度に影響する可能性がある。そこで浮葉植物被度と総採集個体数の回帰関係を求め, 効果を検討した。浮葉植物被度と総採集個体数の間には OFPool, FFPool とともに有意な関係が認められなかった (OFPool: $r^2 = 0.244$, $p = 0.213$, FFPool: $r^2 = 0.021$, $p = 0.611$)。本結果と前項で述べた浮葉植物被度に OFPool と FFPool で差は認められないことにより, 以下では岸辺水生無脊椎動物の洪水影響の解析は浮葉植物被度を区別せず, OFPool と FFPool の間で行った。

OFPool と FFPool で分類群をまとめ (出現個体数と出現池塘の少ない分類群であるマミズヒモムシ科の一種, ハリガネムシ目の一種, ヘモピ科の一種, ミズメイガ亜科の一種, マメシジミ科はその他とした), 採集個体数の比較を行った (表 3)。OFPool, FFPool とともにハエ目の相対密度が最も高く, 次いで貧毛綱, ミズダニ類, トンボ目であった。コウチュウ目 Coleoptera, ト

ビケラ目を除き, 各分類群の平均個体数は OFPool の方が多かった。

FFPool で明確に相対密度の低下を示したのは総個体数 (ササラダニ類を除く) (OFPool: 285.3 ~ 876.0 ncp2min, FFPool: 65.3 ~ 449.3 ncp2min) (U-test, $p = 0.008$), ミズダニ類 (U-test, $p = 0.017$), トンボ目 (U-test, $p = 0.027$), ハエ目 (T-test, $p = 0.021$) であった (図 4)。またササラダニ類も FFPool で有意に少なかった (B. M.-test, $p = 0.011$)。図には示されていないがカメムシ目にも OFPool と FFPool に差が認められた (B. M.-test, $p = 0.035$)。ハエ目の中ではヌカカ科 (T-test, $p = 0.018$), ユスリカ科 (T-test, $p = 0.062$) が FFPool で低い相対密度を示した (図 4)。ユスリカ科の中ではモンユスリカ亜科 (U-test, $p < 0.001$), エリユスリカ亜科 (U-test, $p < 0.001$) で有意に FFPool で採集個体数が少なかった。

一方, 貧毛綱 (B. M.-test, $p = 0.142$), トビケラ目 (U-test, $p = 0.176$) は OFPool と FFPool の間で差はなかった (図 4)。

表 2: 洪水影響小池塘 (OFPool, 8 池塘) 及び洪水影響大池塘 (FFPool, 15 池塘) の諸元, 水質, 浮葉植物被度。

	OFPool			FFPool		
	平均	標準誤差	最小 - 最大	平均	標準誤差	最小 - 最大
標高 (m)	1,405.6	0.9	1,402.4 - 1,408.3	1,404.9	0.7	1,402.4 - 1,407.6
水深 (m)	1.22	0.18	0.78 - 2.13	1.02	0.10	0.55 - 1.47
周囲長 (m)	148	43	35 - 367	134	59	35 - 676
開水面積 (m ²)	460	164	46 - 1234	789	430	55 - 4842
肢節量	1.98	0.27	1.06 - 3.24	1.73	0.18	1.11 - 2.74
水温 (°C)	26.6	0.6	24.4 - 28.5	26.8	0.6	24.4 - 29.9
pH	5.34	0.10	4.84 - 5.62	5.76	0.10	5.30 - 6.14
EC (mS m ⁻¹)	0.67	0.08	0.49 - 1.22	0.55	0.05	0.40 - 0.94
浮葉植物被度 (%)	36	12	3 - 83	42	11	0 - 86

表 3: 洪水影響小池塘 (OFPool) 及び洪水影響大池塘 (FFPool) の分類群別個体数。その他にはマミズヒモムシ科の一種, ハリガネムシ目の一種, ヘモピ科の一種, ミズメイガ亜科の一種, マメシジミ属の一種が含まれる。数値は 2 分間採集の個体数を示す。OFPool は 8 池塘, FFPool は 15 池塘。

分類群	OFPool			FFPool		
	平均	標準誤差	最小 - 最大	平均	標準誤差	最小 - 最大
貧毛綱	76.2	34.1	12.3 - 312.3	39.3	11.0	4.7 - 166.3
ミズダニ類	46.9	8.1	21 - 78.0	22.6	6.0	0.0 - 64.3
トンボ目	19.5	3.0	8.7 - 31.3	12.1	2.3	1.0 - 38.0
カメムシ目	3.9	1.3	1.0 - 11.7	1.4	0.3	0.0 - 3.7
コウチュウ目	0.6	0.2	0.0 - 1.7	1.4	0.4	0.0 - 6.0
ハエ目	294.2	31.6	145.7 - 457.3	180.8	27.6	49.7 - 396.7
トビケラ目	4.8	0.9	1.7 - 8.7	7.4	2.2	0.7 - 27.0
その他	0.3	0.2	0.0 - 1.7	0.2	0.1	0.0 - 1.0
総個体数 (ササラダニ類を除く)	445.8	38.0	285.3 - 876.0	265.3	16.2	65.3 - 449.3
ササラダニ類	89.0	24.5	7.0 - 230.3	32.5	8.7	0.7 - 97.3

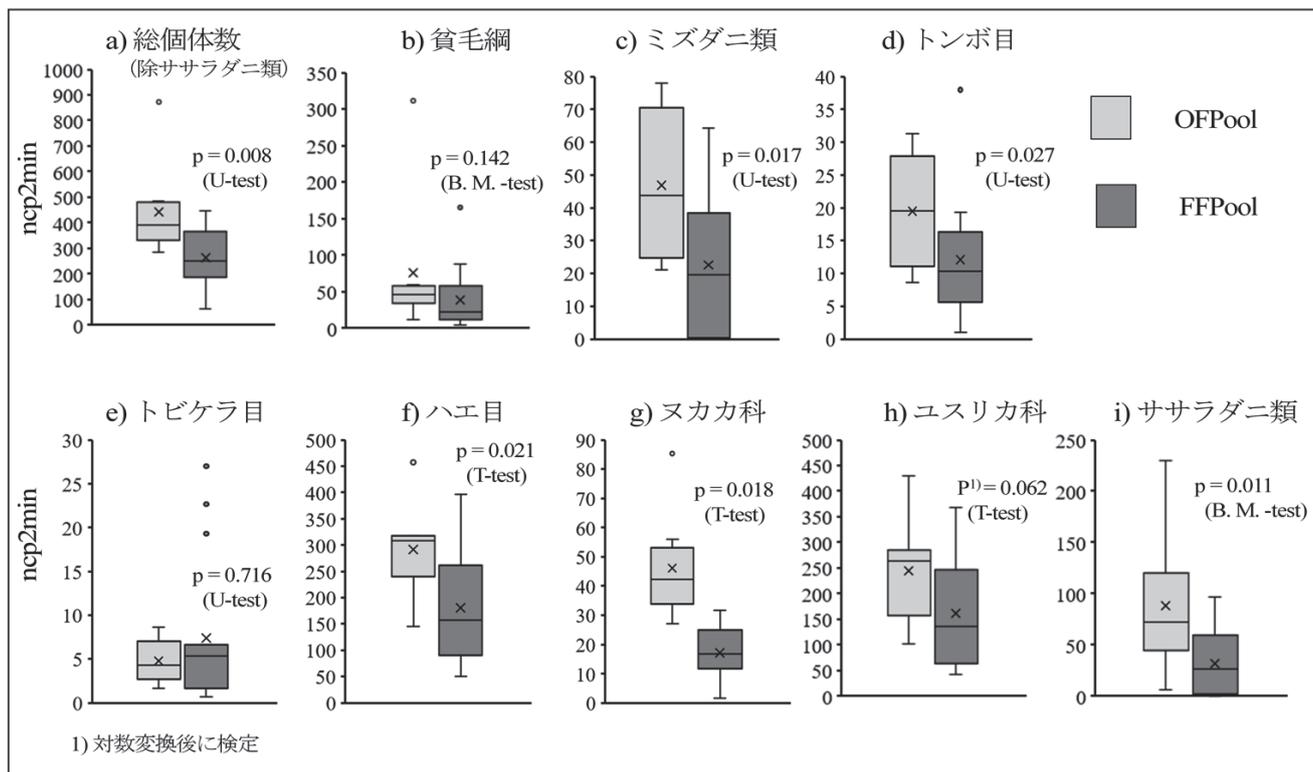


図4：尾瀬ヶ原上田代池澁の箱ヒゲ図で示した OFPool, FFPool 別の岸辺水生動物の相対密度。縦軸は CPUE (catch per unit effort, ncp2min; 2 分間採集の個体数), OFPool (8 池澁) と FFPool (15 池澁) は洪水影響の大小で区別した 2 群の池澁。

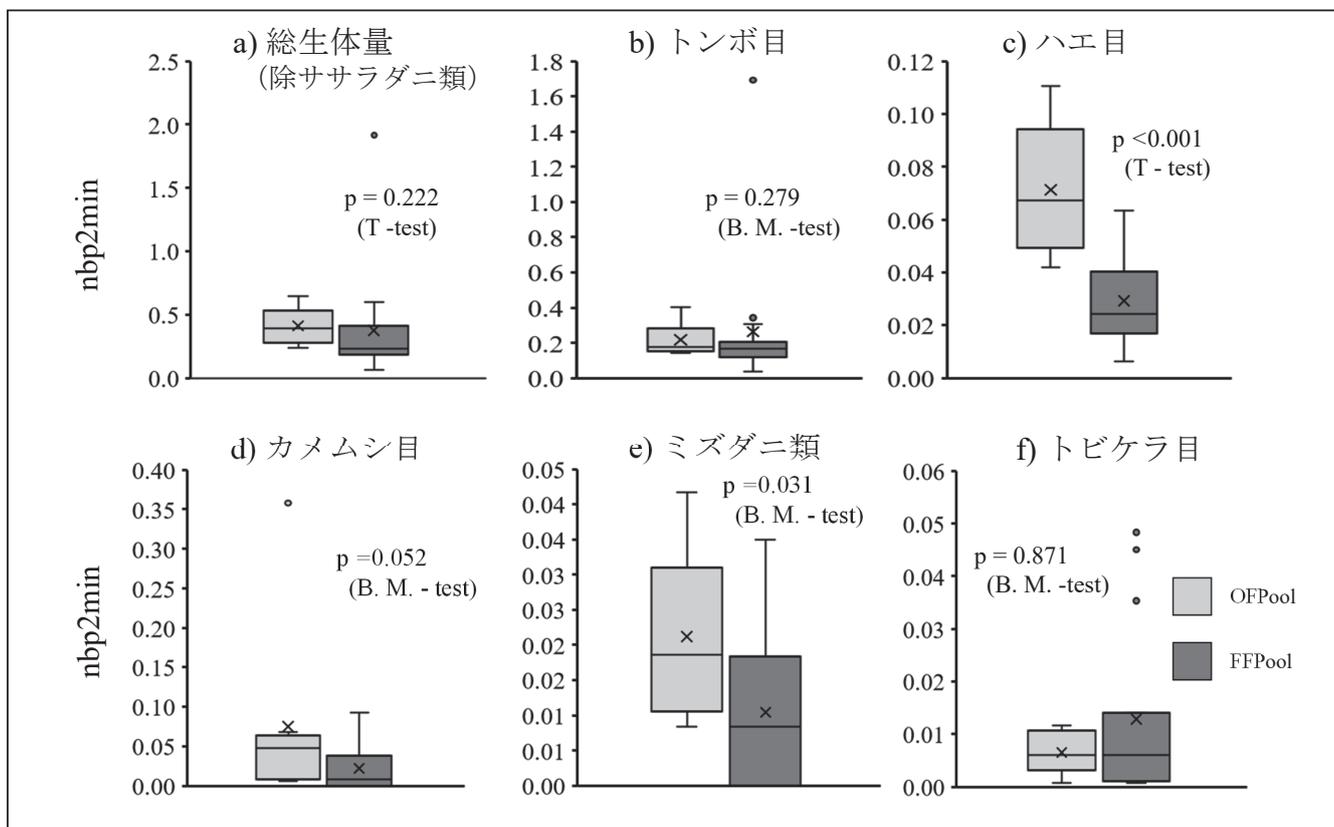


図5：尾瀬ヶ原上田代池澁の箱ヒゲ図で示した OFPool, FFPool 別の岸辺水生無脊椎動物の生体量。縦軸は CPUE (catch per unit effort, bcp2min; 2 分間採集の mg 生体量), 生体量が 1mg 未満の場合は 0 として計算。OFPool (8 池澁) と FFPool (15 池澁) は洪水影響の大小で区別した 2 群の池澁。

生体量については総生体量（ササラダニ類を除く）と平均生体量の多かったトンボ目, ハエ目, カメムシ目, ミズダニ類, トビケラ目について OFPool と FFPool の比較を行った (図 5). 総生体量 (対数変換, T-test, $p = 0.222$), トンボ目 (B. M.-test, $p = 0.279$), トビケラ目 (B. M.-test, $p = 0.871$) には OFPool と FFPool に差はなかった. ハエ目 (T-test, $p < 0.001$), ミズダニ類 (B. M.-test, $p = 0.031$) は FFPool で生体量は少なかった. カメムシ目は FFPool で生体量の少ない有意傾向を示した (B. M.-test, $p = 0.052$).

次に, 属以下 (一部科を含む) の分類群の中で, 洪水影響の大小で出現状況に違いがあるかどうかを検討するため, OFPool で 5 以上, または FFPool で 8 以上の池塘に出現した未同定種 (sp.) を含む種 (同種として出現する可能性が否定できない分類群を除く) について比較した (附表 2). OFPool と FFPool の池塘に共通して出現した分類群はオオルリボシヤンマ, カラカネトンボ, カオジロトンボ, アミメトビケラ属の一種 *Oligotricha* sp. であった. OFPool にはコイワトビケラ属の一種 *Cyrnus* sp., セトトビケラ属の一種 *Setodes* sp., ケヨソイカ属の一種, マダラケシカタビロアメンボが多く, 池塘に出現し, FFPool にはコサナエ, チビゲンゴロウの出現池塘が多かった.

また, 洪水影響大小の池塘にある程度以上 (OFPool のうち 5 池塘および FFPool のうち 8 池塘以上合わせて 13 以上) の池塘に出現した分類群について, 採集個体数を比較するとカオジロトンボは OFPool で有意に多く (U-test, $p = 0.023$), アミメトビケラ属の一種では差がなかった (B. M.-test, $p = 0.619$) (オオルリボシヤンマ, カラカネトンボは同科の不明種を含み重複をさけるため該当からはずした) (附表 2).

4. 考察

4.1 出現分類群

本調査では大型無脊椎動物の科以上で 31 分類群が出現した. Batzer and Ruhi (2013) は世界の 447 ヶ所の湿地で出現した大型無脊椎動物をまとめ, 各湿地で個体数の 10% 以上を占めた上位 40 位を示している. この結果と本調査結果を比較するとマミズヒモムシ科, ハリガネムシ目, アオイトトンボ科 Lestidae, サナエトンボ科 Gomphidae, エゾトンボ科 Corduliidae, ミズギワカメムシ科 Saldidae, カタビロアメンボ科 Veliidae, コオイムシ科 Belostomatidae, コツブゲンゴロウ科 Noteridae, マルハナノミ科 Scirtidae, メイガ科 Pyralidae, イワト

ビケラ科 Polycentropodidae, トビケラ科 Phryganeidae など 40 位以内に入らない分類群は多かった. これは以下に述べるように尾瀬ヶ原には寒冷地域の湿地に特有の生物が生息するためと思われる.

本調査では, 種の詳細な分類学的検討は行っていないが, 出現した特徴的な分類群のいくつかについて述べる. 大高ほか (2017) によるとマミズヒモムシ科は研究見本園のアカシボ雪において記録があるが, 池塘では無い. ハリガネムシ目の記録は初出である. チビマルハナノミ属の一種, トビイロマルハナノミ属の一種は尾瀬地域での記録は無い. 同様にタテヒゲナガトビケラ属も初出である. マメシジミ科のマメシジミの一種は尾瀬ヶ原の湿地帯 (見本園アカシボ残存物) では記録されていたが (大高ほか, 2017), 池塘内で採集されていない.

第 1 次の尾瀬ヶ原総合学術調査において朝比奈 (1954) は本地域の特徴として, 高地・寒冷地を特徴とする種を多産するとし, トンボ目を中心とした種を記載している. 前報では, 該当する種として, エゾイトトンボ, オゼイトトンボ, オオルリボシヤンマ *Aeshna crenata*, ルリイトトンボ *Enallagma circulatum*, カラカネトンボ *Cordulia aenea amurensis*, カオジロトンボ, キイロマツモムシ *Notonecta reuteri reuteri*, マダラケシカタビロアメンボ, メススジゲンゴロウを記載した. 本調査では加えてアオイトトンボ *Ischnura asiatica*, ハッチョウトンボ, シロヘリミズギワカメムシ, オオコオイムシを新たに記載することができる. アオイトトンボは寒冷を好む種とされ, ハッチョウトンボは山地帯の湿地に分布するが, 特に高地の多産地帯として尾瀬ヶ原が挙げられている (石田・石田, 2018). しかし, Asahina (1982) によると, ハッチョウトンボはむしろ熱帯低地に分布する種で尾瀬ヶ原は高所分布の例外的な地域であり, 尾瀬ヶ原から離れた湿地では見られないとする興味深い見解を示している. シロヘリミズギワカメムシは寒冷地の湿地に生息し (林・宮本, 2018), 今回は採集されなかったがオゼミズギワカメムシ *Salda morio* Zetterstedt, 1938 とともに尾瀬に特徴的なカメムシ目の種とされている (Tomokuni, 1982). オオコオイムシも高層湿原や谷地に生息する種とされている (林・宮本, 2018). メススジゲンゴロウ, ハッチョウトンボ, シロヘリミズギワカメムシ, オオコオイムシは出現池塘も極めて少なく注目すべき種と思われる.

本調査で新たに採集できたハッチョウトンボは群馬県の絶滅危惧 I 類に指定されており (群馬県, 2021), ゲンゴロウは群馬県の絶滅危惧 I 類 (群馬県, 2021), 福島県の準絶滅危惧に指定されている (福島県, 2021).

福原ほか (2021) は 10 月の調査において、ユスリカ科の中では、モンユスリカ亜科の個体数の占める割合が 57.3% で極めて高いことを報告し、幾つかの湿地においても同じ現象が報告されていることを述べている。今回の調査においてはモンユスリカ亜科の占める割合は平均 3.6% で他亜科に比較すると高くなかった。平林ほか (1999) は尾瀬ヶ原におけるユスリカ成虫の捕獲調査から、ユスリカ相の特徴としてモンユスリカ亜科の占める割合が低く、エリユスリカ亜科、ユスリカ亜科の割合が高いと述べている。この結果は本調査と一致しているが、前報の調査とは一致していない。この原因として、本亜科の生活史サイクルの季節的なずれが生じていた可能性が高い。

4.2 岸辺水生無脊椎動物に与える洪水の影響

本研究は従来河川で行われてきたような同調査地を洪水前後で比較し (e.g. Death, 2008; Larson et al., 2018; 平林, 2002), 影響を検討した結果ではなく、一定の洪水影響を想定し、可能性について論じたものである。調査日以前の累加降水量の多い日は群馬県利根郡片品村鳩待峠観測所によると 5 月 7 日 4 時から 41 mm, 5 月 8 日 19 時から 41 mm, 7 月 5 日 6 時から 75 mm であった (福原ほか, 2021)。7 月 5 日には、図 2 に近い洪水が発生した可能性が高く、本洪水が岸辺水生無脊椎動物に大きな影響を与えた可能性が高い。

OFPool 及び FFPool の出現分類群数を比較すると、OFPool で有意に多かった。前報の秋季の調査では OFPool 及び FFPool の出現分類群数はほぼ同じであった。この違いは前報では 12 池塘が対象であったのに対し、本調査では 23 池塘と多く、出現分類群も増加したためと思われる。

FFPool (洪水影響大) の池塘では岸辺水生無脊椎動物の総個体数 (ササラダニ類を除く) は有意に少なかった (図 5a) (U-test, $p = 0.008$)。同様にミズダニ類、トンボ目、ハエ目においても有意に少なかった。サラダニ類に FFPool においても採集個体数の低下が認められた。ハエ目の中では個体数の割合の高いユスリカ科が FFPool において少ない有意傾向を示し、次に個体数の多かったヌカカ科も有意に少なかった。また、ユスリカ科の中ではモンユスリカ亜科 (U-test, $p < 0.001$)、エリユスリカ亜科 (U-test, $p < 0.001$) で有意に FFPool で採集個体数が少なかった。前報の秋季結果と同様に洪水は岸辺水生無脊椎動物の個体数低下に大きく影響した可能性が高いと言える。

前報の秋季調査と異なった点は、ミズダニ類、トンボ

目は有意な低下を示した点で、ハエ目ではヌカカ科が有意な低下を示した点である。この原因は明らかではないが、前報の調査においてもそれぞれの平均の個体数は OFPool で多かったことから、本調査では調査池塘数が多いことによる統計的な差異が検出できたのかもしれない。また、前報の秋季調査と池塘の水温が大きく異なっていた (本調査平均 26.7 °C, 秋季調査時平均 16.6 °C)。水温は、日変化を伴うが、池塘は浅く (附表 1)、夏季調査は約 3 ヶ月前であることを考慮すると違いは明確で、高水温による活動性の違いが影響し、洪水時の流出につながった可能性もある。

岸辺水生無脊椎動物の生体量については、トンボ目は OFPool と FFPool に差はなかった。一方ハエ目、ミズダニ目、カメムシ目は FFPool で有意に生体量が少なかった (図 5)。この理由として、該当する分類群の個体成長の違い (3.3) が考えられる。トンボ目は平均個体が大きく、個体重の変動係数 (CV; 平均に対する標準偏差の % 値) も大きい (CV = 108.4%)。様々な個体差の幼虫によって構成され、個体数で有意差が認められても生体量では差がなくなったと考えられる。トビケラ目については変動係数が小さいため (CV = 38.8%)、OFPool と FFPool で採集個体数に差がなかった点を反映して生体量に差がなかったと推定される。小型で個体成長に大きな差のなかったハエ目 (CV = 31.8%)、ミズダニ目 (CV = 21.6%) の場合も個体数の低下の影響を反映して、生体量においても FFPool で低下した可能性がある。カメムシ目の場合には個体重に差があるが (CV = 93.1%)、個体数の差が反映され OFPool と FFPool で生体量に差が生じたものと考えられる。トンボ目は総生体量 (ササラダニ類を除く) の 63.3% を占めるため、この点を反映して、総生体量についても FFPool において有意な低下を示さなかった可能性がある。

加藤ほか (1999) は尾瀬ヶ原の 4 池塘において食物網の調査を行い、二次生産の出発点としてユスリカ科幼虫の重要性を述べている。ユスリカ科幼虫は本調査、前報の調査において、個体数、生体量共に洪水の影響を大きく受ける分類群と推定された。従って洪水は池塘における二次生産過程にも大きく影響している可能性が高い。

Death (2008) は河川では洪水の影響は、分類群によって大きく異なると指摘している。本研究においても、洪水の影響を大きく受けている分類群としてササラダニ類、ハエ目ユスリカ科が挙げられる。ササラダニ類は植食者、微生物食者、広植食者と食性が広く (栗城, 2000)、ユスリカ科 (モンユスリカ亜科を除く) も植食

性であり、枯茎・枯葉や付着する藻類などの多い岸辺は良好な餌環境にある。しかし洪水による直接的な流出とともに、基質や餌となる岸辺の枯葉や根などに付着する糸状藻や菌類、ミズゴケの枯葉などとともに同時に流失し、個体数を低下させた可能性がある。前報同様、ユスリカ科の中でモンユスリカ亜科は洪水影響を受け、個体数の低下が有意に認められた。モンユスリカ亜科の幼虫は主に肉食性として知られている (e. g. Baker and McLachlan, 1979; Berg, 1995)。本種は営巣することなく自由に徘徊していることが想定され、流出しやすいたことが推定される。

一方、貧毛綱は前報による調査、及び本調査においても、平均採集個体数は OFPool で多かったが、FFPool とは有意な差を示さなかった (図 4)。洪水の影響を受けにくい分類群と推定される。本報告では貧毛類の同定は行っていないが、大高 (1999) は尾瀬ヶ原の池澗ではフクロイトミミズ *Bothrioneura vejdoskyanum*, Stolc, 1886 が優占し、全採集個体の 9 割以上を占めたとしている。本調査においても大高 (1999) の結果から、本種の優占が推定される。フクロイトミミズはほとんどが無性的な繁殖を行うため (大高, 1999)、個体群の回復力が強く、洪水影響が顕著でなかった可能性がある。加えて、刺激に対して虫体が基質 (枯死枝や枯死葉、糸状藻、泥炭分解物など) に巻き付くなどの動作により固着性が強いことが考えられる。同様にトビケラ目も前報及び本調査で洪水影響による採集個体数の低下は認められなかった (図 4)。本調査で出現した分類群は営巣性があり、洪水による流出が比較的避けられている可能性がある。

属以下の分類群の中で、OFPool で 5 以上、または FFPool で 8 以上の池澗に共通して出現した分類群はオオルリボシヤンマ、カラカネトンボ、カオジロトンボアミメトビケラ属の一種であった。このうちカオジロトンボは OFPool で採集個体数が有意に多かった (U-test, $p = 0.023$)。また、OFPool にはコイワトビケラ属の一種、セトトビケラ属の一種、ケヨソイカ属の一種の出現池澗数が多く、FFPool にはコサナエ、チビゲンゴロウの出現した池澗が多かった。これら個々の分類群がなぜ洪水影響の大小によって出現池澗に偏りが生じているのかの説明は現時点では一部を除いて困難である。福原ほか (2021) が示唆したように、ケヨソイカ属は浮遊性であり、洪水により流出しやすいこと、トビケラ目の中でもセトトビケラ属は孤立した砂粒の携巣を作ることが知られている (谷田, 2018) ことから、両種は洪水により流出しやすいことも一因ではないかと考えられる。

洪水が岸辺水生無脊椎動物に与える影響の大小は、洪

水の規模とともに、分類群の生活史特性、成長状態や営巣の有無、逃避力、繁殖様式などの違いによると考えられる。これらの単独または多くは複数の生活史特性により異なった洪水影響が表れていることが推定される。同時期の洪水においても、それぞれの池澗が受ける洪水の規模は、位置や標高、規模、肢節量の違いにより異なる。個々の池澗についての分析が必要となる。

岸辺水生無脊椎動物の密度が低下する主な原因として、前報で指摘した 2 点、1) 洪水による岸辺状態の変化、2) 洪水による魚類の侵入による捕食圧の増加 に加えて、3) 洪水による水質の変化が考えられる。

1) の洪水による岸辺状態の変化は、大きな原因と考えられる。図 2 に示されたように、2019 年 5 月下旬の洪水時には、多くの池澗に氾濫水が流れ込み、池澗岸辺が攪乱された状態が観察された (洪水による池澗岸の攪乱の状況は前報の図 2 にも示されている)。溢水による直接的な動物体の流出、動物の基質となる付着藻類や枯死した岸辺植物葉茎の流出、岸辺を構成する泥炭の流出などが起こり、岸辺水生無脊椎動物の個体数が低下したと推定される。これらは河川の洪水による直接的な流出や河床の攪乱による影響と極めて類似する点がある (Poff, 2002; Death, 2008)。

2) の魚類の捕食圧は一般に同所的に生息する生物の個体数の低下の大きな原因である (Wellborn et al., 1996)。尾瀬ヶ原のような特に孤立性の高い高層湿原の池澗 (Batzer and Boix, 2016b) などでの侵入の影響は大きいと推定される。本調査池澗においても OFPool には魚類が捕獲・観察されず (3 池澗は未調査)、FFPool の 15 中の 8 池澗において魚類の存在が確認された (1 池澗は未調査)。前報同様魚類による捕食圧が岸辺水生無脊椎動物個体数の低下の原因となった可能性が高い。帆苺・朴 (2021) も尾瀬ヶ原における甲殻類動物プランクトン密度の低下の原因として魚類の存在を示唆している。魚類の侵入による池澗の生物に与える影響の定量的な研究は今後の課題となる。

OFPool と FFPool での水質には pH に有意な差が認められた (表 2)。その差は極めて小さく (OFPool; 平均 5.34, FFPool; 平均 5.76)、個体数に大きく影響した可能性は低い。しかし福原ほか (2022) は尾瀬ヶ原の上田代 39 湖沼の調査において洪水の影響により池澗水の pH が上昇傾向にあることを指摘しており、今後の注目すべき課題となる可能性がある。

5. おわりに

世界の泥炭地帯の多くは北ヨーロッパと北アメリカを中心に分布している(阪口, 1989)。地球の面積のわずか3%を占めるに過ぎないこれらの泥炭地は、世界の土壌炭素の15-30%を占めることが知られ、地球の炭素サイクルに大きく影響する場となっている(Limpens et al., 2008; Dice, 2009)。近年の気候変動下で将来湿地帯の炭素サイクルや生物多様性が大きく変化することも予想される。本研究で取り上げた洪水の影響も湿地帯の生物多様性に関係する一例とみなすことが出来る。

本研究と前報の結果より、高層湿原の典型的な景観である池塘について、洪水の影響が岸辺水生無脊椎動物の現存量に及んでいる可能性について述べ、洪水影響は池塘の水質、生物間の相互作用(食物連鎖)にも影響を及ぼす可能性を論じた。

洪水は一時的な冠水により湿原の無脊椎動物にも影響している可能性がある。実験的に冠水状態にした泥炭湿原でユスリカ科の真正湿地種が湖沼性の種に急速に置き換わった例は示唆的である(Rosenberg and Wien, 2001)。尾瀬ヶ原湿原の無脊椎動物に及ぼす冠水へ影響を解明する上で、例えばユスリカ科を例にとると、平林ほか(1999)が報告した尾瀬ヶ原の池塘及び周辺(河川、尾瀬沼)の73分類群のユスリカ相の調査結果は極めて貴重である。これらの結果を基礎に、ユスリカ類の生息属性を明らかにすれば、冠水影響を知ることが出来る良い例となるであろう。今後の大きな課題である。

生物群集に及ぼす洪水の影響は、回復の過程の研究も極めて重要である(e.g. Death, 2008)。尾瀬ヶ原池塘における岸辺無脊椎動物の回復の過程の調査については着手できなかった。この点についても将来の課題である。

尾瀬ヶ原が形成された約8,000年の間に、何回かの温暖期も推定されている(阪口, 1989)。福原ほか(2022)も指摘しているが、洪水の多発が池塘に影響を与えてきたことが予想される。長い湿原の歴史の中では洪水の影響を短絡的にとらえるのではなく、長期の地史の中のイベントとしてとらえる必要もある。

謝辞

本調査研究は、関係機関の許可のもとに、第4次尾瀬総合学術調査の一環として行われた。調査器具の保管等でお世話になった至仏山荘、水質の測定にご協力いただいた岩熊敏夫博士(北海道大学名誉教授)に感謝致します。洪水時のドローン画像を提供していただいた藤原英

史氏(ドキュメンタリーチャンネル)、重量測定で実験室の使用を許可いただいた大高明史博士(弘前大学)に感謝致します。

引用文献

- 朝比奈正二郎(1954)尾瀬ヶ原の蜻蛉類。尾瀬ヶ原,(尾瀬ヶ原総合学術調査団編):758-768, 日本学術振興会, 東京。
- Asahina, S. (1982) The Odonata of the Ozegahara moor. In Hara, H. et al. (eds.) *Ozegahara: Scientific Researches on the Highmoor in Central Japan*: 321-330. Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- Baker, A. S., and A. J. McLachlan (1979) Food preferences of Tanypodinae larvae (Diptera: Chironomidae). *Hydrobiologia*, **62**, 283-288.
- Batzer, D., and D. Boix (eds.) (2016a) *Invertebrates in Freshwater Wetlands*. Springer International Publishing, Switzerland.
- Batzer, D., and D. Boix (2016b) An introduction to freshwater wetlands and their invertebrates. In Batzer, D. and D. Boix (eds.) *Invertebrates in Freshwater Wetlands*: 1-23. Springer International Publishing, Switzerland.
- Batzer, D., and D. Ruhi (2013) Is there a core set of organisms that structure macroinvertebrate assemblages in freshwater wetlands? *Freshwater Biology*, **58**, 1647-1659.
- Berg, M. B. (1995) Larval food and feeding behaviour. In: Armitage, P. et al. (eds.) *The Chironomidae - biology and ecology of non-biting midges*: 136-168. Chapman & Hall, UK.
- Death, R. G. (2008) The effect of floods on aquatic invertebrate communities. In: Lancaster, J. and R. A. Briers (eds.) *Aquatic Insects: Challenges to Populations*: 103-121. CAB International, UK.
- Dice, N. B. (2009) Peatland response to global change. *Science*, **326**, 810-811.
- 福原晴夫, 木村直哉, 永坂正夫, 野原精一(2021)尾瀬ヶ原上田代池塘群の岸辺水生無脊椎動物に与える洪水の影響。陸水学雑誌, **82**, 169-186.
- 福原晴夫, 永坂正夫, 高野典礼, 村田智吉, 千賀有希子, 藤原英史, 野原精一(2022)尾瀬ヶ原上田代池塘群の底質に対する洪水の影響。低温科学, **80**, 25-42.
- 福島県(2021)ふくしまレッドリスト(2020年版)について。 <https://www.pref.fukushima.lg.jp/sec/16035b/redlist-kaiteikouhyou.html> (2021年11月23日時点)。
- 群馬県(2021)動物レッドリスト(2012年改訂版)。 <https://www.pref.gunma.jp/04/e2300278.html> (2021年11月23日時点)。
- 林 正美, 宮本正一(2018)半翅目 Hemiptera. 日本

- 産水生昆虫-科・属・種への検索 第二版, 川合禎次, 谷田一三 (共編): 329-427. 東海大学出版会, 神奈川.
- 平林公男 (2002) 千曲川中流域におけるユスリカ科成虫の出現パターンと洪水の及ぼす影響. 日本生態学会誌, **52**, 281-285.
- 平林公男, 岩熊敏夫, 山本 優 (1999) 尾瀬ヶ原のユスリカ相と生物多様性. 尾瀬の総合研究, (尾瀬総合学術調査団編): 803-810. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- 帆苺 信, 朴 虎東 (2021) 尾瀬ヶ原の池塘における枝角類とその季節変化. 陸水学雑誌, **82**, 203-217.
- Hupp, C. R., and W. R. Osterkamp (1996) Riparian vegetation and fluvial geomorphic processes. *Geomorphology*, **14**, 277-295.
- IPCC (2014) Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the intergovernmental Panel on Climate Change. C. B. Field, V. R. Barros, D. J. Dokken, K. J. Mach, M. D. Mastrandrea, T. E. Bilir, M. Chatterjee, K. L. Ebi, Y. O. Estrada, R. C. Genova, B. Girma, E. S. Kissel, A. N. Levy, S. MacCracken, P. R. Mastrandrea, and L. L. White (eds.). Cambridge University Press, U. K.
- 石田省三, 石田勝義 (2018) トンボ目 (蜻蛉目) Odonata. 日本産水生昆虫-科・属・種への検索 第二版, 川合禎次, 谷田一三 (共編): 151-270. 東海大学出版会, 神奈川.
- 金井弘夫 (1999) 尾瀬ヶ原の池塘地図と水生植物5種の分布消長. 尾瀬の総合研究, (尾瀬総合学術調査団編): 377-471. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- 加藤秀男, 岩熊敏夫, 谷田一三 (1999) 尾瀬ヶ原の池塘の底生動物群集, 特に食物網の特徴. 尾瀬の総合研究, (尾瀬総合学術調査団編): 811-822. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- 川合禎次, 谷田一三 (共編) (2018): 日本産水生昆虫-科・属・種への検索. 第二版, 東海大学出版会, 神奈川.
- 気象庁 (2020) 気候変動監視レポート 2019. 気象庁, 東京.
- 国土地理院 (2021) GSI Map. <https://www.gsi.go.jp/> (2021年2月20日時点).
- 栗城源一 (2000) ミズゴケ湿原に生息するササラダニ類の生態. 日本生態学会誌, **50**, 141-153.
- 栗田秀男, 峰村 宏 (2011) 尾瀬ヶ原池塘における生物生産の研究 (第14報) 尾瀬ヶ原池塘における水質と生体量について (1). 尾瀬の自然保護, **33**, 49-64.
- 栗田秀男, 峰村 宏 (2012) 尾瀬ヶ原池塘における生物生産の研究 (第15報) 尾瀬ヶ原池塘における水質と生体量について (1). 尾瀬の自然保護, **34**, 47-66.
- Larson, E. I., N. L. Poff, C. L. Atkinson, and A. S. Flecker (2018) Extreme flooding decrease stream consumer autochthony by increasing detrital resource availability. *Freshwater Biology*, **534**, 1-15.
- Limpens, J., F. Berendse, C. Blodau, J. G. Canadell, C. Freeman, J. Holden, N. Roulet, H. Rydin and G. Schaepman-Strub (2008) Peatlands and the carbon cycle: from local processes to global implications? a synthesis. *Biogeosciences Discussions, European Geosciences Union*, **5**: 1379-1419.
- Minayeva, T., and A. A. Sirin (2012) Peatland biodiversity and climate change. *Biology Bulletin Reviews*, **2** (2), 164-175.
- Minayeva, T., O. Bragg, and A. Sirin (2016) Peatland biodiversity and its restoration. In: Bonn, A. et al. (eds.) *Peatland Restoration and Ecosystem Services: Science, Policy and Practice*: 44-62. Cambridge University Press, Cambridge.
- Mizugaki, S., F. Nakamura, and T. Araya (2006) Using dendrogeomorphology and ¹³⁷Cs and ²¹⁰Pb radiochronology to estimate recent changes in sedimentation rates in Kushiro Mire, Northern Japan, resulting from land use change and river channelization. *Catena*, **68**, 25-40.
- 永坂正夫, 福原晴夫, 高野典礼 (2021) 尾瀬ヶ原湿原におけるヒツジグサ *Nymphaea tetragona* Georgi の特徴的な池塘内分布の分析. 陸水学雑誌, **82**, 189-201.
- Nakayama, T. (2008) Factors controlling vegetation succession in Kushiro Mire. *Ecological modelling*, **215**, 225-236.
- Neckles, H. A., H. R. Murkin, and J. M. Cooper (1990) Influences of seasonal flooding on macroinvertebrate abundance in wetland habitats. *Freshwater biology*, **23** (2), 311-322.
- 日本分類学会連合 (2003) 第1回日本産生物種数調査 <http://ujssb.org/biospnum/search.php> (2021年11月23日時点).
- 西村 満, 吉弘雅士 (2008) 尾瀬山ノ鼻地区の気象30年. 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, (群馬県尾瀬保護専門委員会編): 187-199. 群馬県.
- 野原精一, 村田智吉, 藤原英史, 安類智仁, 福原晴夫 (2022) 尾瀬ヶ原における湿原地下環境に関する水文地形学的研究. 低温科学, **80**, 43-60.
- 大高明史 (1999) 尾瀬ヶ原の水生ミミズ相. 尾瀬の総合研究, (尾瀬総合学術調査団編): 795-801. 尾瀬総合学術調査団, 前橋市.
- 大高明史, 木村直哉, 鳥居高明, 中村剛之, 上島 励, 阿部 涉, 安倍 弘, 栗城源一, 鶴崎展巨, 上田拓史, 蛭田眞平, 古野勝久, 吉成 暁, 吉澤和徳, 香川清彦, 山本 優, 福原晴夫, 尾瀬アカシボ研究グループ (2017) 融雪期の尾瀬ヶ原で雪に関連して見られる無脊椎動物相. 群馬県立自然史博物館研究報告, **21**, 57-78.
- Poff, N. L. (2002) Ecological response to and management of increased flooding caused by climate change. *Philosophical Transaction of the Royal Society London A.*, **360**, 1497-1510.

R Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rosenberg, D. M., A. P. Wien, B. Bilyj, and L. Armstrong (2001) Peatland Chironomidae (Diptera): effects of flooding on emergence from Lake 979, Experimental Lakes Area, Ontario. *Journal of the North American Benthological Society*, **20** (3), 448-4678.

阪口 豊 (1982) 尾瀬ヶ原盆地の成因と湿原の発達. 生物科学, **34**, 36-43.

阪口 豊 (1989) 尾瀬ヶ原の自然史. 中央公論社, 東京.

Sakaguchi, Y. (2005) *The Ozegahara mire - The striking features and genesis of a natural historical heritage of Japan*. Self-publishing, Tokyo.

阪口 豊, 相馬秀廣 (1999) 尾瀬ヶ原の地学的諸問題. 尾瀬の総合研究. (尾瀬総合調査団編): 85-106. 尾瀬総合調査団, 東京.

西條八束, 阪口 豊 (1954) 尾瀬の陸水 (Ⅲ) 代表的池塘の理化学的性状. 尾瀬ヶ原, (尾瀬ヶ原総合学術調査団編): 118-121. 日本学術振興会, 東京.

嶋田正和, 阿部真人 (2017) Rで学ぶ統計学入門. 東京化学同人, 東京.

谷田一三 (2018) ヒゲナガトビケラ科 Leptoceridae. 日本産水生昆虫 - 科・属・種への検索 第二版, 川合禎次, 谷田一三 (共編): 643-656, 東海大学出版会, 神奈川.

Tomokuni, M. (1982) The heteropterous fauna of the Ozegahara moor and its adjacent area. In: Hara H. et al. (eds.) *Ozegahara: Scientific Researches on the Highmoor in Central Japan*: 347-353. Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.

上野益三 (編) (1975) 川村日本淡水生物学. 北隆館, 東京.

Wellborn, G. A., D. K. Skelly, and E. E. Werner (1996) Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, **27**, 337-363.

米倉浩司, 梶田 忠 (2003) BG Plants 和名 - 学名インデックス (YList), <http://ylist.info>

吉井広始, 鈴木伸一, 片野光一, 大森威宏 (2014) 2011年7月豪雨とケルミーシユレンケ複合体について. 尾瀬の自然保護, **36**, 1-14.

附表1: 尾瀬ヶ原上田代調査池塘の諸元と浮葉植物の被度, 水質 (水温, pH, EC). OFPool とFFPool は洪水影響の大小で区別した2群の池塘.

洪水影響 ⁴⁾	池塘記号	池塘番号	福原(2021)に追加された池塘	標高 ^{1),3)} (m)	水深 ²⁾ (m)	湖岸線長 ²⁾ (m)	開水面積 ²⁾ (m ²)	肢節量 ³⁾	水温 (°C)	pH	EC (mS m ⁻¹)	浮葉植物被度 ²⁾ (%)
	①	KA1-04		1408.3	1.70	236	921	2.19	25.5	5.23	0.62	6
	②	KA1-05		1408.2	0.96	210	335	3.24	24.5	5.59	0.59	6
OFPool	③	KA1-06	○	1408.0	0.89	68	138	1.63	24.4	4.84	0.67	74
	④	KA2-32		1406.2	0.94	52	97	1.49	27.8	5.56	0.64	3
	⑤	KA2-44		1405.7	2.13	367	1234	2.95	28.5	5.47	1.22	12
	⑥	KA3-39		1403.5	1.50	177	819	1.74	28.2	5.00	0.56	27
	⑦	KA4-09	○	1402.8	0.78	37	46	1.54	27.0	5.62	0.49	74
	⑧	KA4-25	○	1402.4	0.83	35	86	1.06	26.5	5.44	0.55	83
	⑨	KA1-08	○	1407.5	1.15	285	1372	2.17	24.8	5.93	0.94	86
	⑩	KA1-12		1407.6	1.15	141	338	2.16	25.4	6.02	0.50	5
	⑪	KA1-21		1407.6	0.76	35	55	1.33	24.4	5.59	0.60	0
	⑫	KA1-25	○	1407.3	0.62	141	302	2.29	26.5	5.44	0.55	45
	⑬	KA1-30	○	1406.5	0.82	44	102	1.23	25.3	5.99	0.58	73
	⑭	KA2-53	○	1405.0	0.55	54	135	1.31	29.6	5.56	0.63	72
FFPool	⑮	KA2-69	○	1405.3	1.00	104	257	1.83	28.5	6.07	0.50	82
	⑯	KA2-75	○	1404.8	0.83	72	233	1.33	29.9	5.47	0.62	73
	⑰	KA2-77	○	1404.7	0.66	158	687	1.70	25.8	6.14	0.71	60
	⑱	KA3-41		1403.3	1.42	206	931	1.90	26.4	5.94	0.40	24
	⑲	KA4-05		1402.9	1.13	676	4842	2.74	28.1	5.90	0.43	34
	⑳	KA4-16	○	1402.6	1.31	51	167	1.11	26.3	5.49	0.42	46
	㉑	KA4-37		1402.8	1.47	311	1569	2.21	27.0	5.57	0.45	1
	㉒	KA4-39		1402.7	1.28	142	749	1.46	26.9	5.99	0.47	8
	㉓	KA4-47		1402.4	1.09	39	99	1.11	27.3	5.30	0.44	17

1) 国土地理院 (2021). 2) 永坂ほか (2021) より. 3) イタリアク体の数値は福原ほか (2021) より.

