



|                  |   |
|------------------|---|
| Title            | 尾瀬ヶ原上田代池澮における溶存有機物と水系腐植物質の動態：洪水影響の考察  |
| Author(s)        | 千賀, 有希子; Senga, Yukiko; 清水, 崇広 他  |
| Citation         | 低温科学, 80, 135-144   |
| Issue Date       | 2022-03-31  |
| DOI              | <a href="https://doi.org/10.14943/lowtemsci.80.135">https://doi.org/10.14943/lowtemsci.80.135</a> |
| Doc URL          | <a href="https://hdl.handle.net/2115/85007">https://hdl.handle.net/2115/85007</a>                 |
| Type             | departmental bulletin paper   |
| File Information | 08_p135-144_LT80.pdf  |



# 尾瀬ヶ原上田代池澮における 溶存有機物と水系腐植物質の動態 —洪水影響の考察—

千賀 有希子<sup>1)</sup>, 清水 崇広<sup>1)</sup>, 成岡 知佳<sup>1)</sup>, 柴木 叶<sup>1)</sup>,  
福原 晴夫<sup>2)</sup>, 永坂 正夫<sup>3)</sup>, 野原 精一<sup>4)</sup>

2022年1月7日受付, 2022年2月15日受理

2017年8月に尾瀬ヶ原の39池澮の表層水を採水し, 水系腐植物質(AHS)の質と量を測定した。また頻発化している洪水の影響について考察を行なった。溶存有機物(DOM)濃度は平均6.6 mg C L<sup>-1</sup>, AHS濃度は平均4.5 mg C L<sup>-1</sup>であった。DOMに占めるAHSの割合は平均66.5%と高く, DOMの多くをAHSが占めることがわかった。三次元励起蛍光スペクトル-PARAFAC法により3つのAHS様成分を検出した:Oze-2(励起波長(Ex)/蛍光波長(Em) = <252, 321/435 nm), Oze-1(Ex/Em = <252, 339/494 nm), Oze-3(Ex/Em = <252/396)。重回帰分析により, AHSの量と質に関する値はpHおよび平均水深と負の相関, 浮葉植物被度と正の相関を示した。また, 洪水の影響については, 洪水影響が大きい池澮でAHSの割合が減少し, 成分Oze-3の割合が増加することが示された。このような洪水によるAHSの量と質の変化は湿原生態系にとって重要であり, 今後さらにモニタリングを続け検討する必要がある。

## Dynamics of dissolved organic matter and aquatic humic substances in the bog pools of Kamitashiro, Ozegahara mire – Effects of flooding –

Yukiko Senga<sup>1)</sup>, Takahiro Shimizu<sup>1)</sup>, Chika Naruoka<sup>1)</sup>, Kanae Shibaki<sup>1)</sup>,  
Haruo Fukuhara<sup>2)</sup>, Masao Nagasaka<sup>3)</sup>, Seiichi Nohara<sup>4)</sup>

To measure the quantity and quality of aquatic humic substances(AHS) in 39 bog pools in Ozegahara mire, the surface waters were collected in August 2017. Additionally, we discussed the impacts of frequently flooding in the quantity and quality of AHS. Dissolved organic matter(DOM) and AHS concentrations were mean 6.6 mg C L<sup>-1</sup> and 4.5 mg C L<sup>-1</sup>, respectively. AHS accounted for mean 66.5% of DOM, indicating that the waters in bog pools was rich in AHS. Three AHS-like components were detected using a three-dimensional excitation-emission matrix combined with parallel factor analysis(EEM-PARAFAC): Oze-2(excitation wavelength(Ex)/emission wavelength(Em) = <252, 321/435 nm), Oze-1(Ex/Em = <252, 339/494 nm), Oze-3(Ex/Em = <252/396). Multiple linear regression analysis revealed that the quantity and quality of AHS were significantly negative

### 責任著者

千賀 有希子

連絡先

〒274-0072 千葉県船橋市三山2丁目2

東邦大学理学部

Tel : 047-472-5052, Fax : 047-472-5052

e-mail : yukiko.senga@sci.toho-u.ac.jp

1) 東邦大学理学部

2) NPO 法人河北潟湖沼研究所

3) 金沢星稜大学人間科学部

4) 国立環境研究所

1 Faculty of Sciences, Toho University, 2-2-1 Miyama, Funabashi, Chiba 274-8510, Japan

2 Kahokugata Lake Institute, Na9-9, Kitachujo, Tsubata, Ishikawa 929-0342, Japan

3 Kanazawa Seiryu University, 10-1 Ushi, Gosyo-machi, Kanazawa-shi, Ishikawa 920-8620, Japan

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

correlation with pH and mean water depth, and positive correlation with coverage of floating-leaved plants. Moreover, in frequently flooded pool, decrease of AHS ratio to DOM and increase of Oze-3 ratio to AHS were found. Such alterations of AHS quantity and quality were very important for peatland ecosystems, and need to monitor and investigate further in bog pools of Ozegahara mire.

キーワード：水系腐植物質 (AHS), 溶存有機物 (DOM), 池塘, 洪水, 気候変動  
aquatic humic substances (AHS), dissolved organic matter (DOM), bog pools, flooding, climate changes

## 1. はじめに

北半球に発達する泥炭湿原は、地球の表面積のわずか3%しか占めていないが、ミズゴケなど湿性植物由来の泥炭が厚く堆積しており、地球の土壤炭素量の3分の1を蓄えていると報告されている (Frolking et al., 2011). 泥炭湿原に発達する池塘には、泥炭から直接的に溶存有機炭素 (DOM) が浸出し、DOMの中でも特に構造の特定できない高分子有機物である水系腐植物質 (AHS) が多く含まれている (Senga et al., 2017; 千賀ほか, 2021). AHSは、多様な構造および官能基を持つため、水中で金属と錯生成し金属の化学特性に影響を及ぼす、太陽光の紫外線領域をよく吸収し水棲生物を保護するなどさまざまな機能を持つ (McKnight and Aiken, 1998; Bergamaschi et al., 2012; Kieber et al., 1990; Mopper et al., 1991; De Haan, 1993). また、一般的な湖沼では藻類など独立栄養生物を起点とするエネルギーフローがみられるが、池塘のようなAHS含有率の高い腐植栄養湖では、AHSがバクテリアなど従属栄養生物に代謝されることでエネルギーフローが駆動する独特の生態系を形成している (Hessen et al., 1990; Tranvik, 1992). このように、AHSはさまざまな重要な機能を持つことが知られていながら、その動態、特に質に関する理解は進んでいない。

尾瀬ヶ原は、群馬県、福島県、新潟県の県境に位置し、標高約1,400 m、面積約7.6 km<sup>2</sup>の泥炭湿原である (阪口, 1982; Sakaguchi, 1982; 福原ほか, 2021). 尾瀬ヶ原には、池塘が約1,800も点在しているといわれている (Kanai, 1982). 本研究では、尾瀬ヶ原において39池塘を選択し、DOM炭素 (DOC) 濃度およびAHS炭素濃度を測定するとともに、三次元励起蛍光スペクトル (EEM) - PARAFAC法によりAHS様成分を検出し、AHSの量と質について統計的に検討した。また、本研究で得られたAHSの量と質のデータは、2015, 2016年に得た上田

代および中田代の木道沿いの39池塘のデータ (千賀ほか (2021), 以下、先行研究と記載) と比較した。さらに、さまざまな生態系において気候変動に伴う洪水の頻発化が問題となっているが (Erwin, 2009), 尾瀬ヶ原も例外でなく特定の場所での洪水の頻度が増加している (吉井ほか, 2014). したがって、本研究で対象とした39池塘を洪水影響小池塘 (Occasionally Flooded Pool: OFPool) と洪水影響大池塘 (Frequently Flooded Pool: FFPool) に分け、洪水がAHSの量と質に与える影響について検証を行なった。

## 2. 方法

### 2.1 調査池塘とサンプリング

2017年8月28~29日において上田代と中田代に位置する39ヶ所の池塘を対象に表層水の環境測定と採水を行なった (附表1). 化学分析用の表層水は、ゴム手袋をした手で直接ポリカーボネートボトルに採水した。

pH, 電気伝導度 (EC), 溶存酸素 (DO), 水温の測定については、福原ほか (2022) に記載されている。39池塘ごとの面積, 平均水深, 体積, 周囲長, ヒツジクサ (*Nymphaea tetragona* Georgi) を優占種とする浮葉植物群落の被度 (浮葉植物被度) については、永坂ほか (2021) に記載されている。

洪水がAHSの量と質に与える影響を明らかにするために、福原ほか (2022) にしたがって、洪水影響小池塘 (Occasionally Flooded Pool: OFPool) として12池塘, 洪水影響大池塘 (Frequently Flooded Pool: FFPool) として27池塘に分け、統計的に検証を行なった。

### 2.2 化学分析

クロロフィル a (Chl. a) 濃度は、強熱したガラス繊維ろ紙 (0.7 μm, Whatman GF/F, GE Healthcare Bio-Sciences) を用いて池塘水をろ過し、ろ紙上の色素を

99.9%メタノールで抽出し、蛍光光度計 (TD-700, Turner Designs) によって測定を行なった。

溶存有機炭素 (DOC) 濃度の測定は、全有機炭素測定装置 (TOC-2300, Hiranuma Sangyo) によって行った。水系腐植物質炭素濃度 (AHS 濃度) は、DAX-8 樹脂に吸着する前後の DOC 濃度を測定し、差し引くことによって求めた (バッチ式 DAX-8 樹脂吸着-炭素量測定法, Tsuda et al., 2012)。

AHS 様成分は、3次元励起蛍光スペクトル (Excitation-emission matrix; EEM) -PARAFAC (Parallel factor analysis) 法を用いて測定を行った。この方法は、EEM 法によってある範囲の励起波長 (Ex) および蛍光波長 (Em) における蛍光強度を連続的に測定し、その後集積した EEM データセットを多変量解析 PARAFAC により解析し、複雑に重なり合った成分ピークを統計的に分離するというものである。EEM の測定には、水中溶存有機物蛍光測定装置 (Aqualog, HORIBA Scientific) を用いた。試料水中の懸濁物による光の散乱を防ぐため、試料水を孔径 0.22  $\mu\text{m}$  のフィルター (Millex GV Filter Unit, Millipore) でろ過後測定に用いた。EEM の測定条件は、Ex /Em = 220 ~ 600/210 ~ 620 nm, バンド幅 3 nm, 積分時間 0.5 秒とした。蛍光値は、セルや試料水による吸光を補正するインナーフィルター補正を行い、その後レイリー散乱の影響を軽減するレーリーマスキング補正を行った。DOM の個々の成分のピークの検出には、PARAFAC (Solo + Mia, Eigenvector Research) を用いた。解析範囲を Ex/Em = 252~573/252~620 nm とし、Core Consistency が 60 以上となったモデルを採用した。試料と同様の条件で測定と補正をした 10  $\mu\text{g L}^{-1}$  硫酸キニーネ溶液の Ex/Em = 350/450 nm 付近のピークにおける蛍光強度を 10 QSU (Quinine Sulfate Unit) として試料水の蛍光強度を規格化した (眞家, 2009)。

### 2.3 統計解析

DOC 濃度, AHS 濃度, DOM に占める AHS の割合 (AHS/DOC), 蛍光成分 Oze-2, -1, -3 の蛍光強度と環境因子との関係を明らかにするために、ステップワイズ法による重回帰分析を行なった。説明変数として pH, EC, DO 濃度, 水温, Chl. a 濃度, 面積, 平均水深, 体積, 周囲長, 浮葉植物被度, 周囲長を面積で割った値を用いた (永坂ほか, 2021; 福原ほか, 2022)。AIC (Akaike information criterion) が最も低いモデルをベストモデルとした。また、AHS の量と質に関する値を OFPool と FFPool に分け、スチューデントの t 検定を行なって

これらの値に対する洪水影響を検討した。これらの統計解析は、統計解析ソフト R (R Development Core Team 2016) を使用した。

### 3. 結果と考察

池澮表層水における pH ( $6.22 \pm 0.31$ ), EC ( $1.12 \pm 0.70 \text{ mS m}^{-1}$ ), DO 濃度 ( $6.53 \pm 0.64 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ,  $89 \pm 9.0\%$ ), Chl. a 濃度 ( $2.8 \pm 1.9 \text{ mg L}^{-1}$ ) は低かった。このことから、池澮水は溶存酸素が不飽和な酸性を示す貧栄養性であるといえ、一般的な腐植栄養湖と同じ特徴を示した。池澮ごとの表層水における水温, pH, EC, DO 濃度, Chl. a 濃度については、福原ほか (2022) に詳しく述べられている。

DOC 濃度は 2.5 ~ 16.6  $\text{mg C L}^{-1}$  であり、平均  $6.6 \pm 2.7 \text{ mg C L}^{-1}$  であった (図 1a)。AHS 炭素濃度は 1.1 ~ 12.8  $\text{mg C L}^{-1}$  であり、平均  $4.5 \pm 2.3 \text{ mg C L}^{-1}$  であった。DOM に占める AHS の割合 (AHS/DOC) は 44.4 ~ 79.6% であり、平均  $66.5 \pm 8.5\%$  であった。本研究の AHS/DOC は、これまでに報告した他の池澮で測定された値とほぼ一致し (41.3 ~ 82.6%, 平均  $68.9 \pm 9.0\%$ ; 千賀ほか, 2021), 本研究と先行研究の値を総合すると、DOC 濃度は平均  $6.8 \pm 2.8 \text{ mg C L}^{-1}$ , AHS 濃度は平均  $4.8 \pm 2.5 \text{ mg C L}^{-1}$ , AHS/DOC は平均  $67.9 \pm 8.9\%$  となった。これらの値は、尾瀬ヶ原池澮では DOM の大部分を AHS が占めることを示唆している。

EEM-PARAFAC により解析した結果 ( $n = 239$ ), 3 種類の AHS 成分が検出された: 成分 1 (励起波長 (Ex) / 蛍光波長 (Em) = <252, 321/435 nm, 図 2a), 成分 2 (Ex/Em = <252, 339/494 nm, 図 2b), 成分 3 (Ex/Em = <252/396, 図 2c)。成分 1 のピーク位置は先行研究で報告した池澮 (2015, 2016 年において上田代および中田代の木道沿いで採水を行なった 39 池澮) で検出された Oze-2 のピーク位置 (Ex/Em = <252, 309/406 nm) に、成分 2 は Oze-1 (Ex/Em = <252, 336/485 nm) にそれぞれ近かった (千賀ほか, 2021)。したがって、これ以降は成分 1 を Oze-2 とし、成分 2 を Oze-1 とする。また、成分 3 は尾瀬ヶ原池澮において新たに検出された成分であり、Oze-3 とする。

Oze-1 と Oze-2 の化学特性に関しては、千賀ほか (2021) に詳細に述べられている。Oze-3 ピーク位置は、Stubbins et al. (2014) が報告した P5 のピーク位置 (Ex/Em = 300/390 nm) や Stedmon and Markager (2005) が報告した C3 のピーク位置 (Ex/Em = 295/398 nm) に近かった。P5 と C3 はともに陸域由来の AHS 様成分

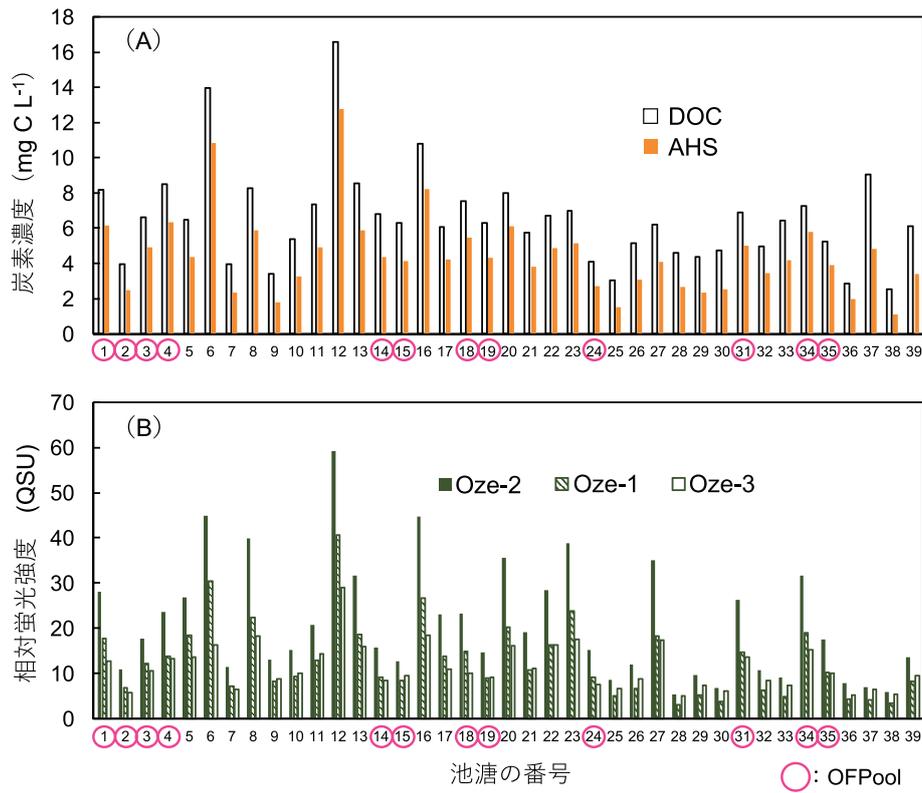


図1：尾瀬ヶ原池澁における DOC 濃度と AHS 濃度 (A), AHS 様成分 Oze-2, Oze-1, Oze-3 の相対蛍光強度 (B).

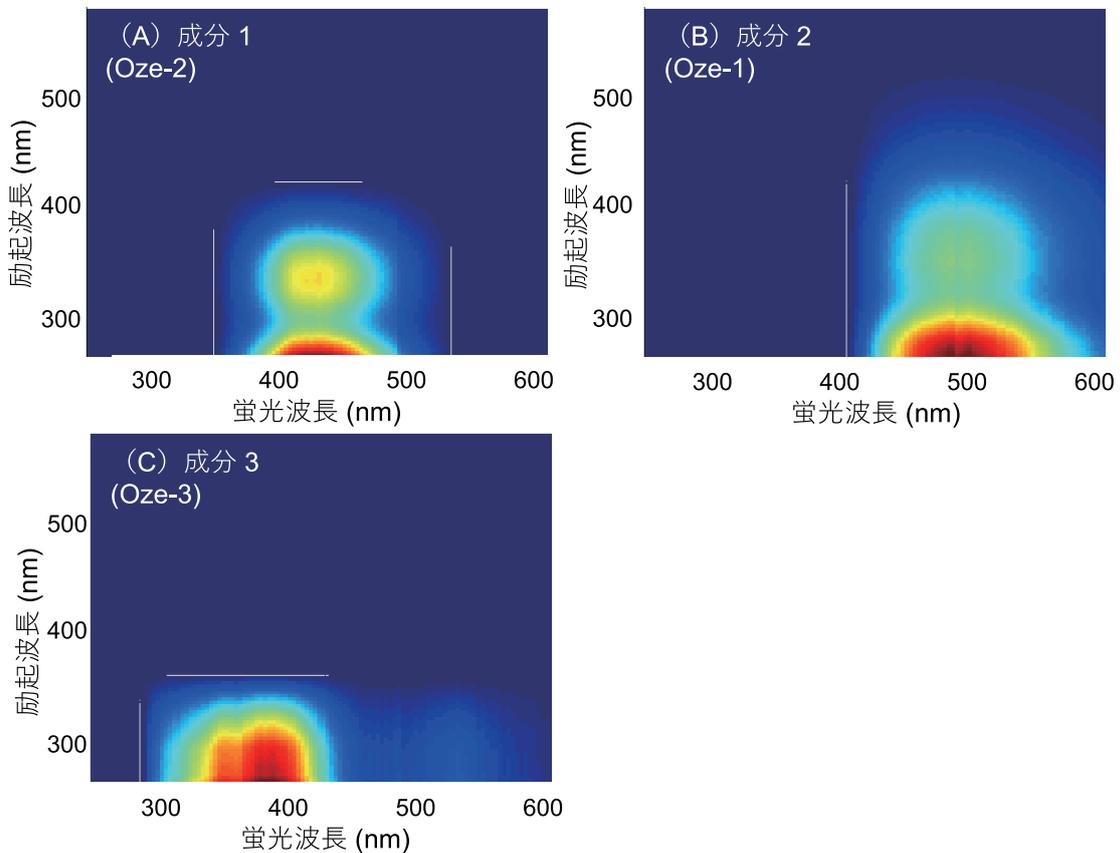


図2：尾瀬ヶ原池澁から検出された AHS 様成分 Oze-2 (A), Oze-1 (B), Oze-3 (C) の三次元励起蛍光スペクトル.

と報告されている。したがって、Oze-3もOze-1, Oze-2と同様にAHS様成分の1つと考えられる。また、釧路湿原赤沼の湖水を用いたDOM光分解実験において検出されたAHS-3のピーク位置(Ex/Em = 276/403 nm, Senga et al., 2017; Ex/Em = 288/413 nm, Senga et al., 2018a)も、Oze-3と近かった。AHS-3は、太陽光下において他のAHS様成分が光分解する際に生成する光分解性に乏しい成分と推察された(Senga et al., 2017)。さらに、紫外線領域においてAHS-3は、一部は凝集沈澱するが、そのほとんどが特に紫外線B下において大きく分解する成分であることも示されている(Senga et al., 2018a)。このような光分解特性は、P5とC3についても同様な結果が報告されている(Stedmon and Markager, 2005; Stubbins et al., 2014)。

Oze-2の相対蛍光強度は5.4~59.1 QSUであり平均21.1 ± 12.8 QSU, Oze-1の相対蛍光強度は3.0~40.6 QSUであり平均12.7 ± 8.3 QSU, Oze-3の相対蛍光強度は4.9~29.0 QSUであり平均11.4 ± 5.0 QSUであった(図1b)。Oze-1およびOze-2の相対蛍光強度においても先行研究で報告した池澮で測定された値と大きな差はなかった(千賀ほか, 2021)。

DOC濃度, AHS濃度, AHS/DOC, Oze-2, -1, -3の蛍光強度の間には、良い正の相関がみられた(表1)。これらの相関や高いAHS/DOC値は、尾瀬ヶ原池澮水におけるAHSがDOM動態を支配していることを示唆している。

表1: DOC濃度, AHS濃度, AHS%, Oze-2,-1,-3 蛍光強度の相関係数(r)

|       | AHS  | AHS% | Oze-2 | Oze-1 | Oze-3 |
|-------|------|------|-------|-------|-------|
| DOC   | 0.98 | 0.60 | 0.82  | 0.85  | 0.80  |
| AHS   |      | 0.71 | 0.87  | 0.90  | 0.84  |
| AHS%  |      |      | 0.72  | 0.70  | 0.66  |
| Oze-2 |      |      |       | 0.99  | 0.96  |
| Oze-1 |      |      |       |       | 0.95  |

p値は全て0.001以下

尾瀬ヶ原池澮におけるDOMおよびAHSの量と質がどのような環境因子と関係しているかみるために、DOC濃度, AHS濃度, AHS/DOC, Oze-1, -2, 3の相対蛍光強度を目的変数, 環境因子(永坂ほか, 2021; 福原ほか, 2022)を説明変数として重回帰分析を行なった(表2)。その結果, DOC濃度とAHS濃度には, pH, DO濃度, 平均水深, 浮葉植物被度が説明変数として残った。AHS/DOCでは, pH, Chl. a, 浮葉植物被度が残った。Oze-1, -2, -3の相対蛍光強度には, pH, 平均水深, 浮葉植物被度が残った。

pHは、全ての目的変数と負の相関が見られた(表2)。一般に腐植物質は多くの酸性官能基を有していると言われており(McKnight et al., 1985; Kortelainen, 1999), この腐植物質の構造特性が池澮のpHを特徴付けている(千賀ほか, 2021)。またDO濃度は, DOC濃度とAHS濃度に正の相関を示した(表2)。これまでに報告した尾瀬ヶ原池澮のDOC濃度, AHS濃度, SUVA(AHS含有率の指標), Oze-1およびOze-2の相対蛍光強度とDO濃度を単回帰分析したところ, 全てにおいて負の相関を示した(千賀ほか, 2021)。この結果は, AHSが多い池澮ほどAHSが太陽光によって活発に酸化分解しDOが消費されるためと結論づけた。本研究において何故先行研究と逆の相関が検出されたか詳細は不明であるが, 本研究で対象にした池澮の採水を行なった日は曇りであり, AHSの太陽光分解がそれほど進行しなかったと考えられる。単回帰分析によりDO濃度は, 浮葉植物被度とは有意な相関を示さなかったものの, Chl.aとは正の相関を示した(福原ほか, 2022)。したがって, 本研究のDO濃度は植物プランクトンの光合成による酸素の放出を反映しており, 植物プランクトンの光合成生産するAHSが影響している可能性が考えられた。植物プランクトンのAHS生産については下記に示す。

池澮の形状を示す環境因子の1つである平均水深は, 全ての目的変数と負の相関を示した(表2)。この平均水深との逆相関については, 2つの要因が考えられた:1) 北アメリカおよびカナダにおける湖沼やポーランドの湖においても, 水深がDOC濃度やAHS濃度の指標となる水色と負の相関関係にあることが報告されている(Rasmussen et al., 1989; Pęczuła, 2015)。これらの湖沼において, DOC濃度や水色は水の滞留時間とも負の相関関係が見られており, これは滞留時間が長くなることで, 主にAHSが微生物あるいは光による分解, 希釈, 凝集沈澱などの作用によって湖沼水から除去されるためと考えられている(Rasmussen et al., 1989)。一般的に深くて広い湖沼ほど滞留時間が長くなることから, 水深についてもDOC濃度や水色と逆相関が検出されたと報告されている。尾瀬ヶ原の池澮の場合, 単回帰分析によって平均水深は池澮の面積( $p = 4.52 \times 10^2, r = 0.32$ ), 周囲長( $p = 5.39 \times 10^3, r = 0.44$ ), 体積( $p = 1.47 \times 10^3, r = 0.49$ )と正の相関を示した。したがって水深が深いほど, 大きな池澮であるといえる。尾瀬ヶ原池澮においても, 大きくて深い池澮は池澮水の滞留時間が長くなる傾向にあり, AHSは分解, 希釈, 凝集沈澱などの作用を受け濃度や割合が減少すると考えられた。2) 尾瀬ヶ原池澮の平均水深と浮葉植物被度は負の相関関係にあっ

表 2: 重回帰分析によるベストモデル

|       | Adj. $R^2$ | $p$                   | AIC    | 説明変数          | 推定値    | $p$                   |
|-------|------------|-----------------------|--------|---------------|--------|-----------------------|
| DOC   | 0.66       | $7.05 \times 10^{-8}$ | 43.34  | 切片            | 43.19  | $3.52 \times 10^{-5}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -5.15  | $1.17 \times 10^{-6}$ |
|       |            |                       |        | <b>DO</b>     | 1.25   | $7.88 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | WT            | -0.51  | 0.06                  |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.03  | $2.35 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | <b>COV</b>    | 0.03   | $3.42 \times 10^{-3}$ |
| AHS   | 0.69       | $1.21 \times 10^{-8}$ | 24.70  | 切片            | 36.30  | $1.36 \times 10^{-5}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -4.40  | $2.66 \times 10^{-7}$ |
|       |            |                       |        | <b>DO</b>     | 0.82   | 0.02                  |
|       |            |                       |        | WT            | -0.40  | 0.06                  |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.02  | $3.39 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | <b>COV</b>    | 0.03   | $5.16 \times 10^{-4}$ |
| AHS%  | 0.59       | $1.05 \times 10^{-6}$ | 138.69 | 切片            | 139.80 | $5.19 \times 10^{-7}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -10.85 | $1.38 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | EC            | 2.19   | 0.13                  |
|       |            |                       |        | DO            | -2.78  | 0.09                  |
|       |            |                       |        | <b>Chl. a</b> | 1.46   | $6.41 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | <b>COV</b>    | 0.14   | $7.44 \times 10^{-5}$ |
|       |            |                       |        | 切片            | 99.10  | $3.35 \times 10^{-4}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -11.96 | $4.22 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.13  | $6.83 \times 10^{-4}$ |
| Oze-2 | 0.66       | $5.39 \times 10^{-9}$ | 160.61 | <b>COV</b>    | 0.21   | $9.04 \times 10^{-6}$ |
|       |            |                       |        | 切片            | 73.43  | $1.27 \times 10^{-4}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -9.38  | $1.25 \times 10^{-3}$ |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.08  | $2.37 \times 10^{-3}$ |
| Oze-1 | 0.62       | $4.64 \times 10^{-8}$ | 130.95 | <b>COV</b>    | 0.12   | $8.75 \times 10^{-5}$ |
|       |            |                       |        | 切片            | 57.18  | $5.87 \times 10^{-4}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -4.02  | 0.01                  |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.04  | $2.84 \times 10^{-3}$ |
| Oze-3 | 0.68       | $6.63 \times 10^{-9}$ | 85.51  | <b>COV</b>    | 0.09   | $2.44 \times 10^{-6}$ |
|       |            |                       |        | 切片            | 57.18  | $5.87 \times 10^{-4}$ |
|       |            |                       |        | <b>pH</b>     | -4.02  | 0.01                  |
|       |            |                       |        | <b>WD</b>     | -0.04  | $2.84 \times 10^{-3}$ |

DO, 溶存酸素濃度; WT, 水温; Chl. a, クロロフィル a 濃度; WD, 水深; COV, 浮葉植物被度  
 相関があった説明変数を太字で表記 ( $p < 0.05$ )

たことから ( $p = 2.38 \times 10^{-2}$ ,  $r = 0.36$ ), 平均水深が深い池澮では浮葉植物が少ないことが示された。したがって, 水深が深い池澮では浮葉植物から生成される AHS が少ないと考えられる。下記に示すように, 浮葉植物由来の AHS は大きく池澮内の AHS 動態に影響する。

浮葉植物被度は, DOC 濃度, AHS 濃度, AHS/DOC, 3つの蛍光成分の蛍光強度と強い正の相関を示した(表2)。この結果は浮葉植物に由来する AHS が池澮水中の AHS 濃度および割合に大きく関与していることを示唆している。現在, 尾瀬ヶ原の多くの池澮における浮葉植物群落はヒツジグサが優占している(永坂ほか, 2021)。成長したヒツジグサは, 他の浮葉植物よりその浮葉を高密度に展開させ, さらに浮葉の平均ターンオーバーは速く, 約30日と報告されている(Kunii and Aramaki, 1992; 永坂ほか, 2021)。そのため, 尾瀬ヶ原池澮においてヒツジグサ由来の AHS の寄与は大きいと考えられる。尾瀬ヶ原池澮と同様に, 湖沼や沿岸域などの水域において水生植物の分布や生長が水中の AHS の量や質に大きな影響を与えることが報告されている(Ren et al., 2021; Duplá, 2022)。一方で, 植物プランクトン量の指

標となる Chl. a 濃度は AHS/DOC と正の相関を示した(表2)。植物プランクトンが産生する DOM は主に多糖類やアミノ酸であるとされてきたが, 近年 AHS 様物質も産生することが確認されており, 水域の AHS の重要な画分を占めると考えられている(Romera-Castillo et al., 2010; Senga et al., 2018b)。尾瀬ヶ原池澮に存在する植物プランクトンも AHS の起源となっている可能性が考えられた。しかしながら, 池澮の Chl. a 濃度は比較的低い濃度であったことから, その寄与は浮葉植物と比べるとわずかであると推察された。

洪水が AHS 動態に与える影響を検討するために, 本研究で対象とした池澮を OFPool と FFPool にわけ, DOC 濃度, AHS 濃度, AHS/DOC, AHS 成分の相対蛍光強度, 各 AHS 成分と DOC 濃度の比, 各 AHS 成分と AHS 濃度の比についてスチューデントの t 検定を行った。その結果 AHS/DOC, Oze-3 と AHS 濃度の比(Oze-3/AHS) について池澮間で有意差が得られた。AHS/DOC は, FFPool の方が OFPool より有意に低かった( $p < 0.05$ )。福原ほか(2022)で報告したように, FFPool の pH は OFPool より有意に高かった。FFPool で pH が

高い理由として、pHの高い池澮では堆積物中の全灰分量やFe含量も高いことから、洪水にともなって池澮内に運搬されてきた土砂によってpHが上昇したためと考察されている。AHSの一部は、鉄やアルミニウムなどの水酸化物と共沈することが知られている(秋山・半谷, 1966; Kaiser and Guggenberger, 2000; Du et al., 2018)。湖水や海水中のDOMの30~50%が水酸化鉄(Ⅲ)との共沈現象により懸濁有機物に変化すると報告されている(秋山・半谷, 1966)。また、AHSのように芳香性が高いDOMほど鉄と共沈しやすいとの報告もある(Kaiser and Guggenberger, 2000)。洪水の頻発化による池澮への土砂の負荷は、池澮のpHを上昇させ、AHSの沈澱化を促し、池澮水中のAHSを減少させると考えられた。今後尾瀨ヶ原において洪水の頻度が増加した場合、エネルギーフローの起点となるAHS割合がさらに減少し、池澮のエネルギー代謝は従属栄養性から独立栄養性へと移行すると推察される。独立栄養代謝への急激な移行は、富栄養化などの水質問題を触発する可能性がある。

AHS様成分に関してはOze-3/AHSにOFPoolとFFPool間に有意差がみられ、FFPoolのOze-3/AHSはOFPoolよりも高かった(図3)。Oze-3/AHSは、AHSに占めるOze-3の割合の指標となる。FFPoolのpHお

よびFe含量はOFPoolより高かったことから、Oze-3はより高いpHで、あるいは鉄錯体を形成することによって水中で安定に存在する成分かもしれない。また、Oze-3のピーク位置と近い釧路湿原赤沼で検出されたAHS-3は、太陽光下では光反応性に乏しく、唯一DOC濃度と正の相関を示した成分であることが示されている(Senga et al., 2017)。なぜ洪水影響の大きい池澮でOze-3/AHSが高かったのか明確な理由はわからなかったが、Oze-3は環境の変化に影響を受けにくく、池澮に留まりやすい成分である可能性が考えられた。洪水影響に伴うAHS様成分の変化は、さまざまな生物地球化学的過程にも影響を及ぼす可能性がある。したがって、今後もモニタリングを続け、洪水がAHSの量と質に与える影響について詳細に検討する必要がある。

## 謝辞

本調査研究は、関係機関の許可のもとに第4次尾瀨総合学術調査の一環として行われた。環境省、東京パワーテクノロジー(株)、(公財)尾瀨保護財団の関係各位に深く感謝いたします。さらに本研究を遂行するにあたり、第4次尾瀨総合学術調査に携わった多くの先生方から適切な助言を賜った。現地でのサンプルの処理には、至仏山荘のスタッフに便宜をはかっていただいた。また、東邦大学理学部地球化学教室千賀研究室の全ての学生が、野外調査、サンプリング、化学分析、データ解析をサポートしてくれた。ここに心から感謝の意を表します。この調査研究の一部は、科学研究費補助金(JP15K00525, 研究代表者:千賀有希子, JP17H01889, 研究代表者:野原精一)を用い行われた。

## 引用文献

- 秋山紀子, 半谷高久(1968)天然水における鉄の共沈能。日本化学雑誌, **89**, 933-938。
- Bergamaschi, B. A., D. P. Krabbenhoft, G. R. Aiken, E. Patino, D. G. Rumbold, and W. H. Orem (2012) Tidally driven export of dissolved organic carbon, total mercury, and methylmercury from a mangrove-dominated estuary. *Environmental Science & Technology* **46**, 1371-1378.
- De Haan, H. (1993) Solar UV-light penetration and photodegradation of humic substances in peaty lake water. *Limnology and Oceanography*, **38**, 1072-1076.
- Du, Y., C. E. Ramirez, and R. Jaffè (2018) Fractionation of dissolved organic matter by co-precipitation with Iron: effects of composition. *Environmental Processes*

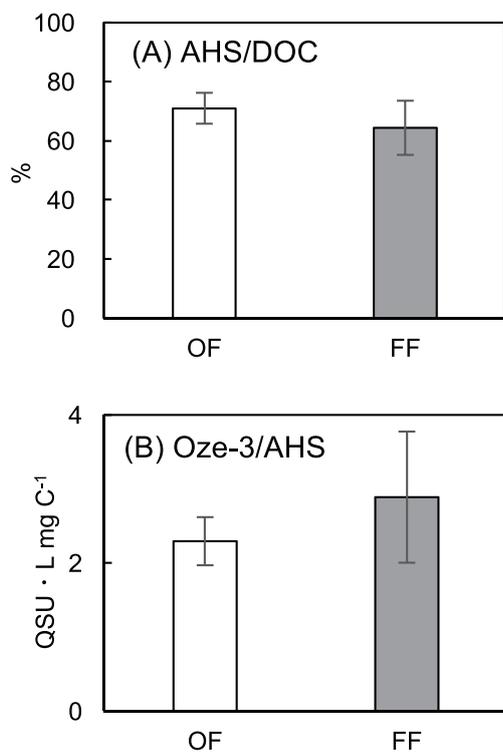


図3: OFPoolおよびFFPoolにおけるAHS/DOC (A), Oze-3/AHS (B)。

- 5: 5-21.
- Duplá, M. V. (2022) Characterization of cDOM in the Elkhorn Slough estuary using EEM spectroscopy and its potential for macrophyte monitoring. *Journal of Marine Systems*, **226**, 103661.
- Erwin, K. I. (2009) Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, **17**, 71-84.
- Frolking, S., J. Talbot, M. C. Jones, C. C. Treat, J. B. Kauffman, E. S. Tuittila, and N. Roulet (2011). Peatlands in the Earth's 21st century climate system. *Environmental Reviews*, **19**, 371-396.
- 福原晴夫, 木村直哉, 永坂正夫, 野原精一 (2021) 尾瀬ヶ原上田代池溇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**, 171-188.
- 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) 尾瀬ヶ原上田代池溇群の底質に対する洪水の影響. 低温科学, **80**, 25-42.
- Hessen, D. O., T. Andersen, and A. Lyche (1990) Carbon metabolism in a humic lake; pool sizes and cycling through zooplankton. *Limnology and Oceanography*, **35**, 84-99.
- Kaiser, K. and G. Guggenberger (2000) The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry* **31**, 711-725.
- Kanai, H. (1982) Pool catalog and aquatic plant distribution in the Ozegahara moor. In Hara, H., S. Asahina, Y. Sakaguchi, K. Hogetsu and N. Yamagata (eds.), *Ozegahara; Scientific Research of the High Mire in Central Japan*: 47-73. Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- 金井弘夫 (1999) 尾瀬ヶ原の池溇地図と水生植物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.
- Kieber, R. J., X. Zhou, and K. Mopper (1990) Formation of carbonyl compounds from UV-induced photodegradation of humic substances in natural waters: Fate of riverine carbon in the sea. *Limnology and Oceanography*, **35**, 1503-1515.
- Kortelainen, P. (1999) Acidity and buffer capacity. In Keskkitalo, J. and Eloranta, P. (eds.) *Limnology of Humic Waters*: 95-115. Backhuys Publishers.
- Kunii, H and M. Aramaki (1992) Annual net production and life span of floating leaves in *Nymphaea tetragona* Georgi: a comparison with other floating-leaved macrophytes. *Hydrobiologia*, **242**, 185-193.
- 眞家永光 (2009) 近年の腐植物質分析法の展開 1. 三次元蛍光分析. 日本土壤肥科学雑誌, **80**, 419-426.
- McKnight, D., E. M. Thurman, and R. L. Wershaw (1985) Biogeochemistry of aquatic humic substances in Thoreau's Bog, Concord, Massachusetts. *Ecology*, **66**, 1339-1352.
- McKnight, D. M. and G. R. Aiken (1998). Sources and age of aquatic humus. In Hessen, D. O. and Tranvik, L. J. (eds.), *Aquatic Humic Substances: Ecology and Biogeochemistry*: 9-39. Springer Verlag.
- Mopper, K., X. Zhou, R. J. Kieber, D. J. Kieber, R. J. Sikorski, and R. D. Jones (1991) Photochemical degradation of dissolved organic carbon and its impact on the oceanic carbon cycle. *Nature*, **353**, 60-62.
- 永坂正夫, 福原晴夫, 高野典礼, 藤原英史 (2021) 尾瀬ヶ原湿原におけるヒツジグサ (*Nymphaea tetragona* Georgi) の特徴的な池溇内分布の分析. 陸水学雑誌, **82**, 189-201.
- Pęczuła, W. (2015) Variability of coloured dissolved organic carbon in seepage humic lakes as related to lake morphometry, catchment characteristics and precipitation. *Ecohydrology*, **8**, 1229-1238.
- R Development Core Team (2016) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.r-project.org/>.
- Rasmussen, J. B., L. Godbout, and M. Schallenberg (1989) The humic content of lake water and its relationship to watershed and lake morphometry. *Limnology and Oceanography*, **55**, 446-454.
- Ren, H., X. Yao, F. Ma, T. Fan, H. Deng, and Y. Zhang (2021) Characterizing variations in dissolved organic matter (DOM) properties in Nansi Lake: a typical macrophytes-derived lake in northern China. *Environmental Science and Pollution Research*, **28**, 58730-58741.
- Romera-Castillo, C., H. Sarmiento, X. A. Alvarez-Salgado, J. M. Gasol, and D. Marrase (2010) Production of chromophoric dissolved organic matter by marine phytoplankton. *Limnology and Oceanography*, **55**, 446-454.
- 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.
- Sakaguchi, Y., Y. Saijo, A. Yagi, M. Hibino, and H. Sohma (1982) Characteristics of deposits and genesis of pools. In Hara, H., et al. (eds) *Ozegahara; Scientific Researches on the Highmoor in Central Japan*: 75-90. Japan Society for the Promotion of Science, Tokyo.
- Stedmon C. A. and S. Markager (2005) Tracing the production and degradation of autochthonous fractions of dissolved organic matter by fluorescence analysis. *Limnology and Oceanography*, **50**, 1415-1426.
- Senga, Y., S. Moriai, C. Naruoka, R. Nedachi, and S. Terui (2017) Characterizing the photochemical degradation of aquatic humic substances from a dystrophic lake using excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy and parallel factor analysis. *Limnology*, **18**, 97-110.

- Senga, Y., C. Naruoka, S. Moriai, and S. Nohara (2018a) Characterizing the transformation of aquatic humic substances exposed to ultraviolet radiation using excitation-emission matrix fluorescence spectroscopy and PARAFAC. *Inland Waters*, **8**, 505–511.
- Senga, Y., S. Yabe, T. Nakamura, and M. Kagami (2018b) Influence of parasitic chytrids on the quantity and quality of algal dissolved organic matter (AOM). *Water Research*, **145**, 346–353.
- 千賀有希子, 熊崎悠一, 成岡知佳, 福原晴夫, 野原精一 (2021) 尾瀬ヶ原池澮の表層水における水系腐植植物動態. 陸水学雑誌, **82**, 227–238.
- Stedmon C. A. and S. Markager (2005) Tracing the production and degradation of autochthonous fractions of dissolved organic matter by fluorescence analysis. *Limnology and Oceanography*, **50**, 1415–1426.
- Stubbins, A., J.-F. Lapierre, M. Berggren, Y. T. Prairie, T. Dittmar, and P. A. del Giorgio (2014) What's in an EEM? Molecular signatures associated with dissolved organic fluorescence in boreal Canada. *Environmental Science & Technology*, **48**, 10598–10606.
- Tranvik, L. J. (1992) Allochthonous dissolved organic matter as an energy source for pelagic bacteria and the concept of the microbial loop. *Hydrobiologia*, **229**, 107–114.
- Tsuda, K., A. Takata, H. Shirai, K. Kozaki, and N. Fujitake (2012) A method for quantitative analysis of aquatic humic substances in clear water based on carbon concentration. *Analytical Sciences*, **28**, 1017–1020.
- 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39池塘における池塘番号と位置

| 番号 | 池塘番号 <sup>1)</sup> | 北緯          | 東経           | 洪水影響 <sup>2)</sup> |
|----|--------------------|-------------|--------------|--------------------|
| 1  | KA1-01             | 36° 54' 93" | 139° 12' 18" | OF                 |
| 2  | KA1-04             | 36° 54' 94" | 139° 12' 14" | OF                 |
| 3  | KA1-05             | 36° 54' 98" | 139° 12' 08" | OF                 |
| 4  | KA1-06             | 36° 55' 00" | 139° 12' 09" | OF                 |
| 5  | KA1-08             | 36° 55' 06" | 139° 12' 11" | FF                 |
| 6  | KA1-10             | 36° 55' 03" | 139° 12' 10" | FF                 |
| 7  | KA1-12             | 36° 55' 06" | 139° 12' 15" | FF                 |
| 8  | KA1-18             | 36° 55' 05" | 139° 12' 10" | FF                 |
| 9  | KA1-21             | 36° 55' 07" | 139° 12' 04" | FF                 |
| 10 | KA1-25             | 36° 55' 11" | 139° 12' 03" | FF                 |
| 11 | KA1-28             | 36° 55' 11" | 139° 12' 11" | FF                 |
| 12 | KA1-29             | 36° 55' 13" | 139° 12' 08" | FF                 |
| 13 | KA1-30             | 36° 55' 12" | 139° 12' 12" | FF                 |
| 14 | KA2-32             | 36° 55' 17" | 139° 12' 18" | OF                 |
| 15 | KA2-44             | 36° 55' 14" | 139° 12' 25" | OF                 |
| 16 | KA2-53             | 36° 55' 19" | 139° 12' 22" | FF                 |
| 17 | KA2-55             | 36° 55' 21" | 139° 12' 19" | FF                 |
| 18 | KA2-59             | 36° 55' 18" | 139° 12' 28" | OF                 |
| 19 | KA2-62             | 36° 55' 21" | 139° 12' 32" | OF                 |
| 20 | KA2-67             | 36° 55' 24" | 139° 12' 24" | FF                 |
| 21 | KA2-69             | 36° 55' 23" | 139° 12' 22" | FF                 |
| 22 | KA2-75             | 36° 55' 25" | 139° 12' 29" | FF                 |
| 23 | KA2-77             | 36° 55' 27" | 139° 12' 34" | FF                 |
| 24 | KA3-39             | 36° 55' 37" | 139° 12' 61" | OF                 |
| 25 | KA3-41             | 36° 55' 48" | 139° 12' 58" | FF                 |
| 26 | KA3-46             | 36° 55' 36" | 139° 12' 74" | FF                 |
| 27 | KA3-48             | 36° 55' 35" | 139° 12' 77" | FF                 |
| 28 | KA4-03             | 36° 55' 34" | 139° 12' 80" | FF                 |
| 29 | KA4-05             | 36° 55' 34" | 139° 12' 86" | FF                 |
| 30 | KA4-06             | 36° 55' 34" | 139° 12' 86" | FF                 |
| 31 | KA4-09             | 36° 55' 42" | 139° 12' 84" | OF                 |
| 32 | KA4-16             | 36° 55' 93" | 139° 12' 84" | FF                 |
| 33 | KA4-19             | 36° 55' 88" | 139° 12' 89" | FF                 |
| 34 | KA4-25             | 36° 55' 45" | 139° 12' 86" | OF                 |
| 35 | KA4-34             | 36° 55' 45" | 139° 12' 93" | OF                 |
| 36 | KA4-37             | 36° 55' 59" | 139° 12' 96" | FF                 |
| 37 | KA4-39             | 36° 55' 58" | 139° 12' 89" | FF                 |
| 38 | KA4-40             | 36° 55' 61" | 139° 12' 91" | FF                 |
| 39 | KA4-47             | 36° 55' 60" | 139° 13' 02" | FF                 |

OF: 洪水影響小池塘 (Occasionally Flooded Pool)

FF: 洪水影響大池塘 (Frequently Flooded Pool)

1) 金井 (1999), 2) 福原ほか (2022)