青森県藤崎町における深度10 m以浅地下水の 硫酸還元反応に関連した化学種の水質調査

井岡聖一郎^{1*}・町田 功²

Groundwater quality investigation of chemical species related to the sulfate reduction reaction at depth ≤ 10 m in the town of Fujisaki, Aomori Prefecture

Seiichiro IOKA^{1*} and Isao MACHIDA²

Abstract

This study focused on the concentration of the sulfide ion, which causes corrosion of a heat exchanger that exchanges heat with a buried steel pipe and pumped groundwater. The research target was shallow groundwater at 10 m depth or less located in the town of Fujisaki, Aomori Prefecture. Surveys were conducted almost monthly for one year from July 2017 to June 2018. The study results show that the sulfide ion concentration in the groundwater reached $0.6 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$ twice, in February and March of 2018. The fluctuation of sulfide ion concentration was not clearly related to the concentration of chemical species involved in the sulfate reduction reaction and to the concentration of chemical species involved in other redox reactions.

Key words: shallow groundwater, S^{2-} , Fujisaki Town, Aomori Prefecture, corrosion

1. はじめに

青森県は積雪寒冷地域であり、暖房融雪等の需要が大きいため、エネルギーの消費構造は灯油ボイラー等で使用される化石燃料の消費が約80%を占めている(青森県, 2008)。そのため、この地の暖房融雪システムに地中熱ヒートポンプ(HP)システムの導入を促進することは、化石燃料の使用を大きく抑えることにつながる。地中熱HPシステムには、熱交換方式で地中から熱を取り出すために流体(水/不凍液)を循環させるクローズドループ方式と揚水した地下水から熱を取り出すオープンループ方式がある(北海道大学地中熱利用システム工学講座, 2007)。近年では、地中熱

HPシステム設置時における掘削コストを削減するために深度10 m前後を対象にした研究開発が実施されている。例えば、クローズドループ方式では深度8 mに埋設した銅管を地中熱交換器として利用した研究開発や(例えば, NEDO, 2018)、オープンループ方式では深度8 mと12 mの地下水を利用した研究開発が行われている(例えば, 宮本・西垣, 2012)。

しかしながら、地下に埋設した銅管や揚水した地下水と熱交換する熱交換器は、硫化物イオン(ここでは水に溶存する硫化物: H_2S , HS^- , S^{2-} を指す)が存在する環境下では、式(1)に示す鉄の腐食作用をもたらすことが報告されている(例えば, Enning and Garrelfs, 2014)。

1 弘前大学地域戦略研究所 Institute of Innovation for Sustainable Energy, Hirosaki University

2 国立研究開発法人産業技術総合研究所 Geological Survey of Japan, AIST

* 責任著者 ioka@hirosaki-u.ac.jp

なお、溶存硫化物の化学種を表している H_2S , HS^- , S^{2-} のそれぞれの地下水中における存在割合は、pH の値に関連してその存在割合が変化し、例えば地下水の pH が酸性側に变化すると、 H_2S としての存在割合が増えることになる (Langmuir, 1997)。式 (1) は、微生物が電子供与体として有機物を利用した硫酸還元反応から生成された H_2S による鉄の腐食作用であり、微生物が有機物を利用した硫酸還元反応について式 (2) に示す (Drever, 1997)。

一方、式 (3) に示すように微生物が直接腐食作用 (電子供与体として鉄を利用) をもたらす研究も報告されている (例えば, Enning and Garrelfs, 2014)。

上記のように、鋼管等の地下構造物や地下水と熱のやり取りをする熱交換を利用する場合、深度 10 m 前後における地下水中においても硫化物イオンに注意を払う場合があると考えられる (社団法人日本冷凍空調工業会, 1994)。

地下水中における微生物が有機物を利用した硫酸還元反応に関する研究は、海外において数多く報告されている (例えば, Jakobsen and Postma, 1994; Massmann et al., 2003; Sprenger and Lorenzen, 2014)。しかしながら、国内では地下水中における硝酸還元 (脱窒) 反応に着目した研究が多く報告されているものの (例えば, 石塚・小野寺, 1997; Tsushima et al., 2002; Hosono et al., 2013), 硫酸還元反応に着目した研究は少なく (例えば, Yamanaka et al., 2007; Ioka and Muraoka, 2014), さらに深度 10 m 以浅地下水中において硫化物イオン濃度 (本研究では、 H_2S , HS^- , S^{2-} 濃度含む) について、月変化を明らか

にした研究は認められない。

また、オープンループ方式の地中熱 HP システム利用の観点からは、Kwon et al. (2008) が実施したように数十時間以上地下水を揚水し、揚水時間の増加とともに地下水の硫化物イオンや微生物数がどのように変化するか明らかにする必要があるかもしれない。ただし、その前段階の研究として地下水を毎月採取し、硫化物イオンが検出されるかどうか評価することを試みることも地下に埋設した鋼管や揚水した地下水と熱交換する熱交換器への腐食作用が起きるかどうかの評価を行うにあたり重要であると考えられる。

以上から、本研究では津軽平野を形成する岩木川と平川の合流地点付近における宅地も多く存在する青森県藤崎町の弘前大学藤崎農場において、深度 10 m 以浅における地下水を対象にして、硫化物イオン濃度と式 (2) に示した硫酸還元反応に関連する他の化学種濃度の季節変化を明らかにし、両者の関係を考察した。また、硫化物イオン濃度と他の酸化還元反応に関連する化学種濃度の季節変化を明らかにし、両者の関係も考察した。

II. 研究方法

1. 研究対象地域

研究対象地域は、岩木川と平川の合流地点付近に位置する (Fig. 1 ●)。浅瀬石川上流に位置する黒石 (Fig. 1 □) の気象庁の 1981~2010 年間のデータによると、本地域の年平均気温は 10.0°C、年平均降水量は 990 mm である。また、現地調査を実施した 2017 年 7 月から 2018 年 6 月までの 1 年間の月ごとの平均気温と月降水量と 1981~2010 年間のデータに基づく平均月気温と平均月降水量を Fig. 2 に示す (気象庁, 2019)。

現地調査に用いた観測孔は 2 本あり、両観測孔間の距離は 4.9 m である。観測孔は隣接する平川からは約 300 m 離れている。1 本目 (以下, 旧観測孔: 地盤標高 18.57 m) は、深度 5.15 m の既存の鋼管製観測孔でスクリーン深度は不明である。2 本目 (以下, 新観測孔: 地盤標高 18.52 m) は、

Fig. 1 Map of the study area, drawn from the digital elevation model of the Geospatial Information Authority of Japan (GSI) using KASHMIR 3D.

Fig. 2 Monthly air temperature and precipitation in the observation period and their averages in 30 years from 1981 to 2010.

新規に掘削を実施した。掘削深度 10.8 m, スクリン深度 5.3~10.3 m である。ケーシング部位は PVC 製で、スクリン部位には 28.5% の開口率を有する ECO スクリン・PE (株式会社ナガオカ製) を利用した。調査地点における深度 11.0 m までの地質柱状図を Fig. 3 に示す。表層は火山灰

質粘土が分布し、深度 2.0~3.5 m が腐植土、深度 3.5~4.5 m が玉石混じり砂礫、深度 4.5~11.0 m は軽石混じり砂礫である。

2. 現地調査および試料採取方法

現地調査は、2017 年 7 月から 2018 年 6 月まで

Fig. 3 The new well and geological column.

の1年間、2018年5月を除き毎月1回実施した。2018年5月は現地調査を行うことができなかったため、2018年6月上旬と下旬の2回現地調査を実施した。

現地調査では、2本の観測孔においてミリオン水位計（ヤマヨ測定機株式会社製WL50M）を用いて地下水位の観測を行った。さらに、新観測孔においてS-C-Tメーター（YSI/Nanotech株式会社製Model 30）を用いて、深度1 m間隔での孔内水温を観測した。

地下水の採取は、容量990 mLのPVC製ベイヤースンプラー（大起理化工業株式会社製DIK-687A-A2）を用いて1 well volume以上排水を行った後に実施した。採取した試料は、現地において0.2 μm フィルター（ADVANTEC® DISMIC®-25HP）で濾過し、イオンクロマトグラフ分析とICP分析に用いる試料に関しては、それぞれ酸洗浄を施した100 mLのポリ瓶に採取した。ICP分析用には、沈殿物が生じないように超微量分析用硝酸（富士フィルム和光純薬工業株式会社製）を添加している。なお、現地で採取した試料を数十分放置しておくくと赤褐色の沈殿が起きることを確認した。アルカリ度および溶存有機炭素（Dissolved organic carbon: DOC）測定用の試料は、無濾過でポリ瓶とガラス瓶にそれぞれ採取した。また、現地でポータブル電気伝導率・pH計（東亜ディーケー

ケー株式会社製WM-32EP）を用いて採取した試料のpHを測定した。溶存酸素（以下、DO）濃度は、1 well volume以上排水を行った後に5 mのケーブルを付けた蛍光式溶存酸素計（HACH社製LDO-HQ10）を用いて観測孔内の深度5 m地点で原位置測定を行った。さらに、ポータブル吸光光度計（HACH社製DR890）を用いてメチレンブルー法により硫化物イオン濃度を1試料につき3回分析を行った。定量下限値0.01 mg/L以上の値を示した2回の観測時は3回とも0.02 mg/Lを示した。本手法による S^{2-} 濃度には溶存 H_2S 、 HS^- 、 S^{2-} を含んでいる（日本分析化学会北海道支部編、2005）。溶存 H_2S の存在割合はPHREEQC（Parkhurst and Appelo, 2013）で算出した。水質に関する調査は新観測孔のみで実施し、鋼管製の旧観測孔では、水質分析に影響を与えられられるため（例えば、Chapelle et al., 1997）実施していない。

3. 室内水質分析

実験室に持ち帰った試料について、陽イオン（ Na^+ 、 NH_4^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} ）と陰イオン（ Cl^- 、 NO_3^- 、 SO_4^{2-} ）濃度は、イオンクロマトグラフ（Thermo Fisher Scientific社 製ICS-1100とICS-2100）により1試料につき3回分析を行った。分析値を示した濃度の変動係数は2017年11月に採取した試料の Cl^- と SO_4^{2-} 濃度の2%未満を除き、すべて1%未満である。Fe、Mn、Cu、Zn、Mo、Ni、As濃度はICP（PerkinElmer社製Optima 7000DV）により1試料につき3回分析を行った。分析値を定量できたFe、Mn、Zn、As濃度の変動係数は、それぞれ2%未満、1.2%未満、10%未満、5%未満である。アルカリ度は、滴定装置（Metrohm社製876 Dosimat Plus）を用いて硫酸滴定（0.02 N）によりpH 4.8で算出した。分析結果のイオンバランスはPHREEQC（Parkhurst and Appelo, 2013）で算出するとすべて $\pm 3.6\%$ 未満である。なお、本研究では Na^+ 、 K^+ 、 Mg^{2+} 、 Ca^{2+} 、 Cl^- 濃度は、硫酸還元反応および酸化還元反応に関係しないため用いない。DOC濃度は、分析前に0.2

Fig. 4 Measurements of groundwater levels in the old and new wells.

μm フィルター (ADVANTEC® DISMIC®-25HP) で濾過後, 全有機体炭素計 (島津製作所製 TOC-V) を用いて, 1 試料につき 3 回分析した。変動係数はすべて 2% 未満である。なお, 本研究で使用した水位観測結果および分析結果の数値は Appendix に記載した。

Ⅲ. 結果と考察

1. 硫化物イオン濃度と他の硫酸還元反応に関連する化学種濃度の季節変化

硫化物イオン濃度と他の硫酸還元反応に関連する化学種濃度の季節変化について考察する前に地下水の賦存状況について報告する。本地域の地下水位は月変動しており, 2018 年 3 月に高水位 (16.56 m), 2018 年 2 月に低水位 (14.97 m) となる (Fig. 4)。ただし, 観測井の地盤標高は 18.52 m なので, 新観測孔のスクリーン深度は常に飽和帯にある (Fig. 3)。また, 深度の異なる新旧 2 本の観測孔において地下水位に大きな差が認められないことから, 鉛直方向の地下水流動は少ないと考えられた。一方, 水温は深度 10 m 近傍にて年間を通じて約 2°C の変動が認められた (Fig. 5)。新観測孔のスクリーン深度の midpoint (8 m) で最も水温が高くなるのは 2018 年 1 月であり, 最も低くなるのは 2018 年 6 月であった。

硫酸還元反応に関連する化学種の濃度の季節変化を明らかにするために, Fig. 5 に S^{2-} 濃度, DOC 濃度, pH, SO_4^{2-} 濃度, そして HCO_3^- 濃度の季節

Fig. 5 Measurements of water temperature of the new well.

変化を示す。pH は, 溶存硫化物 (H_2S , HS^- , S^{2-}) の地下水中における存在割合を決定し, また Kirk et al. (2016) が報告したように微生物硫酸還元反応に影響を与えている可能性があるため記載する。式 (2) の CH_2O 濃度は DOC 濃度に反映されると仮定した。Fig. 6 が示しているように本研究の観測期間中において, S^{2-} 濃度が認められた ($0.62 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$) のは 2018 年 2 月 (81% が H_2S) と 3 月 (80% が H_2S) に採取した地下水の 2 試料 (棒グラフ) のみであり, 観測地点における地下水中の S^{2-} 濃度は変動していることが明らかになった。この S^{2-} の検出時期に関しては, 水位と水温との明瞭な関係は認められないが, 2017 年

Fig. 6 Measurements of pH and S^{2-} , DOC, HCO_3^- and SO_4^{2-} concentrations of groundwater in the new well.

12月～2018年2月にスクリーン区間深度における地下水温が最も高くなっており、水温が影響を与えている可能性がある。さらに、2018年2月と3月においてのみpHが6.6前後から6.2、6.3へ低下したが、式(2)に示した他の硫酸還元反応に関連する化学種の濃度に硫酸還元反応に関連する化学種の濃度は S^{2-} 濃度が認められた前後において変動はなかった。pHの低下時に S^{2-} 濃度が認められた結果は、Kirk et al. (2016) において微生物による鉄と硫酸の還元反応におけるpHの影響を広域スケールで評価した結果とは逆の結果であり、その理由は現時点では不明である。

DOC濃度は約0.05～0.07 mmol/dm³の間を示し、大きな変動はない。 SO_4^{2-} 濃度は、 S^{2-} 濃度の変化とは関係なく、約0.23～0.15 mmol/dm³で年間を通じて減少傾向を示した。 HCO_3^- 濃度も、 S^{2-} 濃度の変化とは関係なく、約1.88～2.52 mmol/dm³の変動であった。以上の結果から、本研究対象とした地下水では、 S^{2-} が検出されたが、濃度が非常に低濃度であったことから、他の関連する化学種の濃度変化が確認できなかったものと考えられる。

2. 硫化物イオン濃度と他の酸化還元反応に関連する化学種濃度の季節変化

他の酸化還元反応に関連する化学種 (DO, As, NH_4^+ , Fe, Mn, Zn) 濃度の季節変化を Fig. 7 に示す。分析を実施した NO_3^- , Cu, Ni, Mo濃度は採取した地下水試料すべてにおいて定量下限値以下 (それぞれ0.02～0.01 mg/L, 0.003 mg/L, 0.009 mg/L, 0.005 mg/L) のためFig. 7に示していない。また、DOとAs濃度は定量可能な値以上 (0.1 mg/Lと0.005 mg/L) であったのが各1回 (2018年2月の約8.4 μmol/dm³と2回 (2017年7月の約0.07 μmol/dm³と2017年10月の約0.09 μmol/dm³) であったことからFig. 7では棒グラフで示した。 NH_4^+ 濃度は NO_3^- 濃度とは反対に年間を通じて定量可能な濃度で約24～36 μmol/dm³の間で変動した。また、Fe, Mn, Zn濃度は、それぞれ約260～340 μmol/dm³, 約13～43 μmol/dm³, 約0.02～0.09 μmol/dm³の間で変動を示し、特に地下水中には高濃度でFeが存在していることが明らかになった。

硫化物イオン濃度との関係では、硫酸還元反応は嫌気的な環境下で起きると考えられるが (例え

青森県藤崎町における深度 10 m 以浅地下水の硫酸還元反応に関連した化学種の水質調査

Fig. 7 Measurements of DO, As, NH₄⁺, Fe, Mn and Zn concentrations of groundwater in the new well.

ば, Bradley et al., 2008), 今回 S²⁻濃度が認められた2回の内, 1回が本研究中唯一の DO が定量可能な値以上になったときであった。この理由としては, 観測孔のスクリーン区間において DO 濃度の不均質性が存在し, 異なる DO 濃度を示す地下水が混合した可能性が考えられた。また, NH₄⁺, Fe, Mn, Zn 濃度の変動と S²⁻濃度の変動との関係は認められなかった。ただし, 本研究対象とした地下水中には Fe 濃度が高濃度で存在していることから, S²⁻濃度が認められたが濃度が非常に低濃度である理由として, 硫化鉄の生成も考えられる (例えば, Chapelle et al., 2009)。

地下水の酸化還元状態を評価する手法は数多く存在 (例えば, Christensen et al., 2000) するが, McMahon and Chapelle (2008) と Chapelle et al. (2009) による手法 (酸化還元反応に関連する化学種である DO や NO₃ などの濃度の閾値を決めて酸化還元状態を判断する) を適用すると, 本研究対象の地下水は年間を通じて硫酸還元状態ではなく鉄の還元状態になる。

IV. おわりに

地下水中の硫化物イオンは鋼管製地中熱交換器などの地下構造物や地中熱 HP システムの配管や熱交換器に対して腐食をもたらすが, その実態はほとんど明らかになっていなかった。そこで本研究では, 硫化物イオン濃度およびその酸化還元反応に関連する地下水中の溶存成分に着目した現地調査を実施した。その結果, 青森県藤崎町における深度 10 m 以浅の地下水では, 硫化物イオン濃度の変動していることが明らかになった。この事実は, 1 回だけの水質調査では硫化物イオンの存在を判断できないことを意味する。よって, 今後も本研究と同様の調査事例を積み重ねることにより, 地下構造物の腐食影響評価や地中熱 HP システム導入時に行うべき水質調査の頻度や項目を明確にしていく必要がある。一方, 硫化物イオンと他の酸化還元反応に関連する化学種濃度の季節変動からは, 硫化物イオン濃度の変動をもたらす機構の解明はできなかった。これについては今後の課題としたい。

謝 辞

本研究は、弘前大学農学生命科学部附属生物共生教育研究センター藤崎農場で行ったものである。また、本研究はJSPS科研費 JP16K01209の助成を一部受けたものである。

文 献

- 青森県 (2008) 青森県地中熱利用促進ビジョン。
http://www.pref.aomori.lg.jp/soshiki/energy/enerugi/files/vision_for_geothermal_energy.pdf. (2019年3月12日確認)
- 石塚成宏・小野寺真一 (1997) $\delta^{15}\text{N}$ 値による平地林浅層地下水における脱窒の検証：茨城県南西部常総台地の例. 日本土壤肥料学会誌, **68**, 1–7.
- 気象庁 (2019) <https://www.data.jma.go.jp/obd/stats/etrn/index.php> (2019年5月24日確認)
- 社団法人日本冷凍空調工業会 (1994) 冷凍空調機器用水質ガイドライン.
- 日本分析化学会北海道支部編 (2005) 水の分析 第5版. 化学同人. 472p.
- 北海道大学地中熱利用システム工学講座 (2007) 地中熱ヒートポンプシステム. オーム社, 167p.
- 宮本重信・西垣誠 (2012) 杭打ち機を用いた井戸施工法の開発とその冷暖房利用—(その3) 帯水層蓄熱の検討—. 福井県雪対策・建設技術研究所 年報「地域技術」, **24**, 43–46.
- Bradley, P.M., Chapelle, F.H. and Löffler, F.E. (2008) Anoxic mineralization: Environmental reality or experimental artifact? *Ground Water Monitoring & Remediation*, **28**(1), 47–49.
- Chapelle, F.H., Bradley, P.M., Thomas, M.A. and McMahon, P.B. (2009) Distinguishing iron-reducing from sulfate-reducing conditions. *Ground Water*, **47**(2), 300–305.
- Chapelle, F.H., Vroblesky, D.A., Woodward, J.C. and Loveley, D.R. (1997) Practical considerations for measuring hydrogen concentrations in groundwater. *Environmental Science & Technology*, **31**, 2873–2877.
- Christensen, T.H., Bjerg, P.L., Banwart, S.A., Jakobsen, R., Heron, G. and Albrechtsen, H.-J. (2000) Characterization of redox conditions in groundwater contaminant plumes. *Journal of Contaminant Hydrology*, **45**(3–4), 165–241.
- Drever, J.I. (1997) The geochemistry of natural waters. Third edition. Prentice Hall, 436p.
- Enning, D. and Garrelfs, J. (2014) Corrosion of iron by sulfate-reducing bacteria: new views of an old problem. *Applied and Environmental Microbiology*, **80**(4), 1226–1236.
- Hosono, T., Tokunaga, T., Kagabu, M., Nakata, H., Orishikida, T., Lin, I.T. and Shimada, J. (2013) The Use of $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{18}\text{O}$ tracers with an understanding of groundwater flow dynamics for evaluation the origins and attenuation mechanism of nitrate pollution. *Water Research*, **47**, 2661–2675.
- Ioka, S. and Muraoka, H. (2014) An estimate of energy availability via microbial sulfate reduction at a Quaternary aquifer in northern Japan considered for low temperature thermal energy storage. *Water*, **6**(4), 858–867.
- Jakobsen, R. and Postma, D. (1994) In situ rates of sulfate reduction in an aquifer (Rømø, Denmark) and implications for the reactivity of organic matter. *Geology*, **22**, 1103–1106.
- Kirk, M.F., Jin, Q. and Haller, B.R. (2016) Broad-scale evidence that pH influence the balance between microbial iron and sulfate reduction. *Groundwater*, **54**, 406–413.
- Kwon, M.J., Sanford, R.A., Park, J., Kirk, M.F. and Bethke, C.M. (2008) Microbiological response to well pumping. *Ground Water*, **46**(2), 286–294.
- Langmuir, D. (1997) Aqueous Environmental Geochemistry, Prentice Hall, 600p.
- Massmann, G., Tichomirowa, M., Merz, C. and

- Pekdeger, A. (2003) Sulfide oxidation and sulfate reduction in a shallow groundwater system (Oderbruch Aquifer, Germany). *Journal of Hydrology*, **278**, 231–243.
- McMahon, P.B. and Chapelle, F.H. (2008) Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems. *Ground Water*, **46** (2), 259–271.
- NEDO (2018) 一般住宅向け浅層地中熱利用システムの低コスト化技術を開発. https://www.nedo.go.jp/news/press/AA5_100980.html. (2019年5月14日閲覧)
- Parkhurst, J. and Appelo, C.A.J. (2013) Description of input and examples for PHREEQC version 3—A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. In *U.S. Geological Survey Techniques and Methods, Book 6*; U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey.
- Sprenger, C. and Lorenzen, G. (2014) Hydro-geochemistry of urban floodplain aquifer under the influence of contaminated river seepage in Delhi (India). *Aquatic Geochemistry*, **20**, 519–543.
- Tsushima, K., Ueda, S. and Ogura, N. (2002) Nitrate loss for denitrification during high frequency research in floodplain groundwater of the Tama River. *Water, Air, and Soil Pollution*, **137** (1–4), 167–178.
- Yamanaka, M., Nakano, T. and Tase, N. (2007) Sulfate reduction and sulfide oxidation in anoxic confined aquifers in the northeastern Osaka basin, Japan. *Journal of Hydrology*, **335**, 55–67.

原稿受付：2019年3月26日

原稿受理：2019年6月12日

この論文に対する「討論」を2020年2月28日まで受け付けます。

Appendix

Table A1 Water level observation and analytical results.

Sampling dates	Water level elevation [m]		pH	Concentrations [mg/L]								
	New well	Old well		DO	DOC	S ²⁻	SO ₄ ²⁻	HCO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Fe	Mn	Zn
2017/7/8	16.17	16.16	6.6	<0.1	0.762	N.D.	22.2	149	0.621	16.9	2.39	0.006
2017/8/11	16.09	16.09	6.7	<0.1	0.687	N.D.	21.2	150	0.652	18.2	2.20	0.002
2017/9/23	15.46	15.46	6.6	<0.1	0.746	N.D.	21.2	121	0.490	14.6	1.46	0.004
2017/10/29	15.67	15.66	6.5	<0.1	0.647	N.D.	22.3	154	0.619	17.7	2.33	0.002
2017/11/25	16.13	16.12	6.6	<0.1	0.628	N.D.	20.0	121	0.491	14.7	1.22	0.002
2017/12/22	15.72	15.73	6.6	<0.1	0.750	N.D.	19.5	118	0.457	15.8	0.925	0.002
2018/1/20	15.62	15.61	6.6	<0.1	0.610	N.D.	19.9	115	0.476	16.1	0.947	0.002
2018/2/25	14.97	No data	6.2	0.27	0.861	0.02	18.8	116	0.430	18.7	0.739	0.003
2018/3/26	16.56	16.56	6.3	<0.1	0.720	0.02	18.8	117	0.441	17.6	0.833	0.002
2018/4/20	16.22	16.22	6.5	<0.1	0.680	N.D.	19.6	115	0.451	17.2	0.875	0.003
2018/6/3	15.51	15.54	6.5	<0.1	0.790	N.D.	14.8	123	0.453	17.4	0.902	0.004
2018/6/26	16.27	16.26	6.5	<0.1	0.800	N.D.	15.0	124	0.538	17.1	0.948	0.004

N.D. stands for not detected.

青森県藤崎町における深度 10 m 以浅地下水の 硫酸還元反応に関連した化学種の水質調査

井岡聖一郎^{1*}・町田 功²

要 旨

本研究は、地下水中に含まれる地下に埋設した銅管や揚水した地下水と熱交換する熱交換器への腐食作用をもたらす硫化物イオン濃度に着目して実施した。研究対象は、青森県藤崎町に位置する深度 10 m 以浅の地下水で、2017 年 7 月から 2018 年 6 月の 1 年間ほぼ毎月調査を実施した。本研究の結果、地下水中の硫化物イオン濃度は 2018 年 2 月と 3 月の 2 回、 $0.6 \mu\text{mol}/\text{dm}^3$ であった。硫化物イオン濃度の変動は、硫酸還元反応に関連する化学種濃度との関係が明瞭ではなく、さらに他の酸化還元反応に関連する化学種濃度とも関係が認められなかった。

キーワード：浅層地下水，硫化物イオン，青森県藤崎町，腐食作用