地下熱利用技術

8. 地下熱利用のための水質対策

滝沢 智*

1. はじめに

地下水は我々の身近な水資源であり、飲用水や生活用水、あるいは農業用水や工業用水として日本人の生活や産業を支えてきた。近年、このような地下水そのものの利用に加えて、地下水あるいは地層がもつ熱の利用が注目されている。都市域のヒートアイランド現象の緩和や、気候変動の緩和策としてのCO₂排出量の削減、気候変動への対応策として地下水を含む循環可能な資源の利用に関心が集まる中で、短期的なエネルギー需給の不安定化が、持続可能な自然エネルギーの利用を後押ししている。地下熱利用はこのような循環利用可能なエネルギーの一つであり、環境に配慮して利用すれば、化石エネルギー使用量の削減に結びつくとともに、ヒートアイランド現象の緩和や、エネルギー需給の安定化にも貢献できる。

地下水は再生可能な自然エネルギーであり、地下水そのものをくみ上げて熱利用するシステムのほかにも、地中に熱交換器を埋設して利用するシステムが考案され実用化している。これらの様々な地下熱利用方式のうち、対象地域に適した熱利用方式を適用すれば、日本においても潜在的な需要は高く、さらなる普及の余地があるものと考えられる。さらに地下熱利用のヒートポンプ(GHP; Geothermal Heat Pump)の効率改善と低価格化が進めば、個人でも導入がしやすくなる。

地下水の利用に関しては、日本の高度成長期には水需要の増大により地下水の過剰揚水が進み、

全国各地で地盤沈下や塩水侵入が深刻化した。その結果、地盤沈下を経験した都市では地下水利用規制が導入されている。地下水の熱利用においても、上越市などの豪雪地帯における融雪利用では、地下水水位の低下や地盤沈下を経験している。このため、地下水の熱利用においても地下水水位の低下を防止し、地下環境に影響を及ぼさないような利用方法が求められる。特に地下に多くの埋設物がある都市域においては、地中に埋設した熱交換器により熱エネルギーだけを利用するクローズド方式の場合でも、地下の熱環境の変化が、長期的には既存の埋設物に対して影響を及ぼすことも考えられる。さらに、地下水を揚水して熱利用したのちに還元井から再度地下に注入するオープン方式の場合には、地下の熱環境に影響を及ぼすだけでなく、還元井周辺の地下水水質に影響を及ぼしたり、地層の目詰まりを起こしてシステムの効率が低下したりする可能性がある。本稿では、地下熱利用において配慮すべき様々な地下環境の問題の中から、主に地下水を揚水して再注入するオープン方式を想定して、水質にかかわる問題について解説する。

2. 都市域の地下水水質と水温変化による水質への影響

熱需要が大きく、またヒートアイランド対策などの問題が大きいのは都市域である。特に大都市においては、夏場の冷房需要により大量の空調機

* 東京大学大学院工学系研究科都市工学専攻 (〒113-8656 東京都文京区本郷 7-3-1)

が稼働し、同時に排熱を発生させている。このような都市域では地下熱利用のポテンシャルが高いが、その一方で、都市域の地下水は地質形成のプロセスや人間活動により汚染されている可能性が高い。そこで、地下水水質の特徴を表す一例として、東京都区部の地下水水質調査結果について述べる。

2.1 東京の地下水水質

筆者らは2005年から2009年にかけて東京都区部の地下水水質を、地下水の保全と有効利用の観点から調査し、その結果をいくつかの論文や書籍として報告した。図1は、東京都区部の地下水水質調査結果から、アンモニア性窒素濃度($\text{NH}_4\text{-N}$)、溶存有機炭素濃度(DOC)、硝酸性窒素濃度($\text{NO}_3\text{-N}$)を、地下水の採水地点ごとに井戸の深さと地層から、不圧と被圧地下水に分けてまとめたものである(黒田ほか、2006)。

アンモニア性窒素は、溶存酸素が低濃度か或いは全くない嫌気的な状態で存在することが多い。しかし、地下水が揚水されて再曝気を受けたり、あるいは溶存酸素を含む地下水と混合したりすると、地下水は嫌気的な条件から好気的な状態へと変化する。このような条件で地下に注入する還元水にアンモニア性窒素が含まれていると、アンモニア性窒素が、硝化細菌と呼ばれる微生物により亜硝酸性窒素を経て、硝酸性窒素まで酸化される。このため、好気的な地下水中では、硝酸性窒素が安定して存在する。しかし、アンモニア性窒素の微生物による酸化過程では、溶存酸素の低下や欠乏、およびアルカリ度とpHの低下が進む。溶存酸素とpHの低下は、鉄など様々な物質を酸性の嫌気的な条件下で溶解させ、還元井付近の水質を低下させる。これは、還元井を揚水井として交互に使用するような場合は、大きな問題となる。さらに、アンモニアの酸化過程で硝化細菌が増殖するため、長期的には地下の帯水層の目詰まりを引き起こすという問題もある。

地下熱利用において、どの程度の深さの地下水を利用するかは、地層構造やコストによるが、コストの観点からは、比較的浅い帯水層の地下水を利用した方が安価である。図1によると、不圧地下水は被圧地下水に比べて生活排水などに起因し

図1 東京都区部の被圧・不圧地下水の水質 (N = 53) (アンモニア性窒素、溶存有機炭素、硝酸性窒素; 箱ひげ図は、最小、25%値、中央値、75%値、最大値を示す。○印と*印は外れ値を表す。)
出典: 黒田ほか (2006)

てアンモニアや有機物による汚染を受けやすく、都市域の浅い帯水層を利用する場合は注意が必要である。

東京の不圧帯水層においては、台地では硝酸性窒素が多く含まれ、低地や河川沿いではアンモニア性窒素が多く含まれる(図2)。これは、台地部では好気的な条件で地下水中に溶存酸素が存在し、アンモニアの硝化反応が進むため硝酸性窒素が卓越するが、低地では地層が嫌気的な条件にあり、硝化反応が進まないことが原因である。また、低地の地下水でアンモニアを多く含む地下水は、溶存有機物濃度も高いが、これは地表からの汚染よりも、もともと地層形成時に台地に比べて低地では有機物含有量の高い地層が形成されたことが原因に挙げられる。

地下熱利用で問題となる別の水質成分に鉄がある。東京都区部の帯水層を大きく5つに区分し、合計103地点の鉄濃度を測定した結果が図3である(黒田ほか、2008; Kuroda & Fukushima, 2008, pp.125～149)。このうち、武蔵野礫層や上総層群の地下水は鉄濃度が低く良好な水質の地下水が多く検出されたが、有楽町層や東京礫層からは高い濃度の鉄が検出される割合が高かった。中でも、

図2 東京都区部の不圧地下水中のアンモニア性窒素と硝酸性窒素の分布 (N = 51) (出典: Kuroda & Fukushima, 2008)

10mg/Lを超える鉄濃度が検出された地下水もあり、地下水の熱利用においても高濃度の鉄を含有する地下水について配慮する必要がある。

2.2 水温変化による水質への影響

地下熱利用を行う際には、水温変動による水質の変化にも注意が必要である。帯水層への地下水の人工的な涵養（注入）による貯留と揚水を繰り返した場合、一般に使えば使うほど貯留した水の回収率が改善すると言われている (Pyne, 1994, p.104)。これは地下水涵養により帯水層中の自然の地下水と、注入された地下水との間に緩衝となる水塊が生成し、両者の混合による化学反応や沈殿を防ぐからであると説明されている。その一方で、時間経過とともに注入井（還元井）の周辺では比注入量が目詰まりにより減少することも知られている。

地下熱利用における地下水水温の変化が水質に及ぼす影響としては、①物質の溶解度の変化、②化学反応の促進、③微生物反応の促進、が考えられる。

多くの塩類が水温の上昇により水に溶けやすく

図3 東京都区部の地下水中の鉄濃度分布 (N = 103)
不圧帯水層: Mg 武蔵野礫層、Yus 有楽町層、
Tos+Tog(u) 東京層不圧
被圧帯水層: Tos+Tog(c) 東京層被圧、Ka 上総層群
(出典: 黒田ほか, 2008)

なる一方で、空気などの気体は水温の上昇により水への溶解度が低下する（図4）。このため、水温の高い還元水を注入し、周辺の地下水と混合したり、あるいは、周辺に熱を放出して注入した還元水の水温が低下したりした場合、還元水からの塩類の析出を招きやすい。反対に、水温の低い水を地中に注入すると、注入後に還元水の水温が上昇し、還元水中に溶解した空気などが気泡となって地下帯水層の目詰まりを引き起こす可能性がある。

化学反応速度の温度依存については、一般にアレニウス式が知られている。

$$k = A \cdot \exp(-E/RT)$$

ここで k は反応速度定数 [s^{-1}]、 A は定数 [s^{-1}]、 E は活性化エネルギー [$J \cdot mol^{-1}$]、 R は気体定数 [$8.314 J \cdot mol^{-1} K^{-1}$]、 T は絶対温度 [K] である。この式からわかるとおり、温度 T の上昇とともに反応速度定数 k も上昇する。地下の帯水層をゆっくりと流れる地下水は、周辺の地層との反応を通じて平衡状態にあるとすると、そこに水温や水質の異なる水を注入した場合、水温が高いほど注入した水と周辺の地下水や地層との反応が起りやすく、短期間で反応が進む。地下熱貯留を目的として、同じ井戸から揚水と地下水還元（注入）を繰り返す場合は、地下の帯水層は繰り返し温度変化にさらされることとなる。このような水温・水質の繰り返し変動が、帯水層中の鉱物の溶

解や、地下水中の溶解性物質の析出と沈殿を起こして、井戸周辺の目詰まりを起こす可能性が考えられる。

2.3 水温変化による微生物増殖への影響

常温付近での水温変化による地下環境への影響としては、微生物（細菌）の増殖活性に及ぼす影響が最も重大である。一般に、環境中の細菌は、水温 $10^{\circ}C$ 以下では増殖速度が極めて遅く、水温が $20^{\circ}C$ を超えると急激に増殖すると言われている。また、それぞれの水温において、環境中で優先となる細菌の種が異なり、低水温で優先となる細菌は、ゆっくりと増殖するのに比べて、高い水温で優先となる細菌は増殖速度が速いなど、環境中の細菌種の変化をもたらし可能性も考えられる。微生物（細菌）の増殖が重要な問題となるのは、化学反応に比べて常温付近での増殖速度の温度応答性が大きいことと並んで、栄養塩類が増殖の制限とならない限りにおいて、細菌が指数関数的に増加するためである。このため、増殖速度のわずかな変化が、一定の期間ののちには微生物数の大きな違いとなって現れる。図5は、細菌数が2倍になる時間を日単位であらわした倍加日数を細菌の増殖速度の指標として、倍加日数が1日、0.9日、0.7日と短くなったとき、即ち増殖の速度が速くなったときに細菌数がどのように変化する

図4 気体の溶解度（各温度における水1 mL への気体の溶解度を $0^{\circ}C$ 、1 気圧の体積 (mL) に換算した値）（出典：国立天文台編、2011、p.509）

図5 細菌の倍加日数と細菌数の変化（初期値を細菌数1個として計算し、常用対数で表示した）

かを模式的に示したものである。ここでは、わかりやすく示すために最初の細菌数を1個（コロニーカウントでは1 CFU 相当）とし、30日後までの細菌数の変化を片対数目盛であらわした（図5）。細菌の倍加時間（日数）は、細菌の種類や環境条件により大きく異なり、大腸菌は最適な環境条件では約20分で倍加すると言われている一方で、環境中に存在する低栄養環境で生育する細菌は、数日というものもある。したがって、倍加日数の0.7～1日というのは、特定の細菌を示したのではなく、相対的な比較をするための便宜的な値であると理解していただきたい。図5に示された通り、倍加日数が10%から30%低下すると、30日後の細菌数は1 log から3 log、即ち10倍から1000倍に増加する。このようなわずかな増殖速度の違いが指数関数的に影響を及ぼす現象は、溶解・沈殿などの化学反応では見られない現象であり、水温の変化が微生物の反応や増殖に及ぼす影響について、十分に注意を払う必要があることを示している。

しかし、微生物の増殖とともに環境中の栄養塩類濃度が低下し、やがて枯渇することもある。このような場合は、水温が上昇しても細菌増殖のための栄養塩類が制限となって増殖可能な最大数が制限されるため、図5に示すような細菌数の増加はたどらず、当該環境条件で取りうる最大の細菌数で飽和する。その一方で、地層中には有機・無機の栄養塩類が含まれており、水温が上昇するとこれらの栄養塩類が地下水中に溶出する。既に2.1や2.2で述べたように、都市域の地下水は地層からの溶出によると思われる高濃度のアンモニア、有機物、鉄などを含んだものがある。仮に還元井付近の水温が10℃程度上昇すると、これらの物質の溶解と生物反応に大きな影響を与え、反応を促進する。また、石崎・北川（1981）は、微生物による目詰まりは還元水中に含まれる有機物などの栄養塩類の濃度、注入量、注入水温、帯水層の間隙特性に関係するとし、還元水に含まれる有機物のうち、特に懸濁性の有機物が帯水層内に捕捉されると、その有機物を分解する微生物の増殖を引き起こすことを指摘している。彼らが行った室内実験でも、10～15℃の水温と20℃程度に加温した水を連続的に砂層に通水した場合、

水温が高いとある時期に急激に閉塞を起こすことが示されている。

実際の地下水還元においても帯水層の温度上昇が報告されている。例えば、透水係数が 1×10^{-2} cm/s の帯水層に水温38℃の冷却排水を36 m³/h の割合で注入したところ、24時間後に30m離れた井戸水の温度が19.8℃から25.9℃に上昇し、ある例では60m離れた井戸に継続して注入したところ、一ヵ月足らずに揚水井の水温が注入水の水温とほぼ同じになったと報告されている（村上、1971）。

このように還元水の注入による地温と水温の上昇は地層中の細菌の増殖に大きな影響を及ぼす。このため、地下熱利用において地中に排熱を放出する場合は、地層の温度上昇が栄養塩の溶出や細菌の増殖に及ぼす影響について慎重に評価をする必要がある。微生物増殖による障害を防止するには、できるだけ栄養塩類の少ない地層（帯水層）を選んで地下水の還元を行うべきである。

3. 還元井における目詰まりと水質問題

還元井の目詰まりは、井戸そのものの腐食などによる劣化や、帯水層の間隙が塞がれることによって発生し、還元水の透水性の低下をもたらす。このため、多くの地域の地熱生産井や還元井、及び周囲の地層では目詰まり現象が報告されている（蔵田ほか、1960；遠藤、1977；佐久間、1999）。

地下水の還元による地層での目詰まりの原因について、北川（1977）は、①還元水中の懸濁物質、②還元井や帯水層での微生物の増殖、③帯水層内の化学反応、④還元井の酸化・腐食、⑤還元水中に混入する空気、⑥土粒子の配列変化を挙げている。このうち、帯水層内の温度上昇が②の微生物増殖、③の帯水層内での化学反応、⑤の空気の溶解と発生に与える影響については、既に2で述べた。ここでは還元井の目詰まりに関連するこれらの項目のうち、それ以外の水質問題である①懸濁物質と、③の還元井での化学反応を取り上げて、やや詳しく解説する。

3.1 懸濁物質による目詰まり

懸濁物による還元井の目詰まりは、長い時間に

わたって帯水層へ水の還元（注入）が行われると、還元水中の懸濁物質が還元井近傍に蓄積されることにより発生する。そのため、注入水中の懸濁物濃度がわずかであっても、長期間地下水注入を継続すると、負荷量としてかなりの量に達し、目詰まりが起こる（石崎・北川、1981）。しかし、還元水中から懸濁物を完全に除去するのは難しいため、いかなる水質の水を地下帯水層に注入する場合においても、懸濁物質による目詰まりが起こる可能性がある。

米国カリフォルニア州の Orange County では、過去 30 年以上にわたり海水の侵入を防止する目的で地下水の人工的な涵養を行っている。2008 年からは、活性汚泥と MF 膜ろ過処理した下水をさらに逆浸透膜（RO）処理して帯水層に注入する新しいシステム（Groundwater Replenishment System: GWRS）が稼働している（図 6）。RO 膜処理された下水は、懸濁物質や溶存物質濃度についても一般の水道水よりも水質が良く、カリフォルニア南部での地下水注入は、米国内でも最も成功した事例である。それにもかかわらず、2011 年 7 月に筆者が訪れた際には、1～3 年に一度は目詰まり物質のフラッシングのため還元井から揚水を行う必要があるとの説明を受けた。

地下水の熱利用においては、揚水井と還元井を同じ帯水層に設置し、なおかつ揚水した地下水が大気と接しないようにすれば、水質の変化による

懸濁物質の発生を最小限にとどめることができる。しかしそのような場合でも、揚水した地下水中に懸濁物質が含まれていることや、配管の腐食などによる懸濁物質の発生を抑制することは困難である。

地下水の揚水井と還元井（注入井）を比べると、還元井の方が目詰まりを起こしやすいことが知られている。北川（1977）は、同じ井戸でも比注入量は比揚水量に比べてかなり小さくなると述べており、その原因として、流れの形態の違いと還元井付近の微粒子の移動を挙げている。帯水層内の流れは層流であるがストレーナ付近の流れが乱流となっており、揚水時には微粒子は水中に巻き上げられて井戸から排出される。しかし、注入時には反対に乱流から層流に移行するため、流れの弱まったところで微粒子が堆積、目詰まりを起こすことを指摘している。また還元井の周辺の帯水層が均一でない場合は、流れの偏り（偏流）が起こり、それにより微細粒子の移動が生じて帯水層の目詰まりが起こる可能性もあると言われている。

これらの点を考慮すると、還元井の設置と利用においては、還元井から注入する水の水質に配慮するだけでなく、井戸の構造や還元井周辺の帯水層の性状、帯水層内の地下水水質にも十分な配慮が必要である。その一方で、帯水層内に還元水を注入することにより水温の変化をもたらし、2.2 で述べたような物質の溶解や析出を招くことや、反応速度を高めること、微生物の増殖速度を高めることで、帯水層の目詰まりが進行し、それが帯水層内での偏流の原因となることも考えられる。さらに最近では、帯水層からの有機物などの溶出により、微細粒子（コロイド）の表面に有機物が付着し、コロイドの表面電位を変えることで凝集作用を引き起こしたり、反対に安定した分散状態に保ったりすることが明らかになりつつある。このため、帯水層中でのコロイドの移動距離は、単純に流速と粒径では求められず、帯水層中での溶存成分とコロイドの反応にまで踏み込んで考えることが必要であると言われている。

このように還元水の注入による帯水層への影響は複数の要素が相互に影響しているが、残念ながら日本国内の調査研究事例が乏しく、今後の調査研究が必要な分野である。

図 6 Groundwater Replenishment System (GWRS)
(米国カリフォルニア州、オレンジ郡にて 2011 年 7 月筆者撮影)

3.2 帯水層内の化学反応

還元水が地下水と混合するとき、化学反応によって不溶性沈殿物が生成し、目詰まりが発生すると言われている(石崎・北川, 1981)。帯水層に存在する地下水は、周囲の鉱物と平衡状態にあり溶解飽和状態になっているか、あるいはゆっくりとした反応が進んでいる(赤工, 1988)。還元水においては、低温の還元水を注入した場合に水温が低下し、鉱物の溶解度が低下したり、あるいは過飽和となったり、鉱物の種類、溶液の温度、圧力、化学組成及び流速などの因子によって規制されている沈殿速度によって、沈殿すると報告されている。反対に温水を還元する場合には、溶解度が上昇し、周辺の地層から鉱物が溶解すること考えられる。

溶解・沈殿反応には、水温以外にも、pH、酸化還元電位(Eh)、溶解度に対する実際の地下水中の濃度など、多くの因子が関係し、また実際には飽和濃度を超えても過飽和の状態で存在することもある。地下水還元で問題となる主な鉱物沈殿は、炭酸カルシウムとシリカスケールである。

3.2.1 炭酸カルシウム(calcite, カルサイト)

被圧した地下水が炭酸種を含む場合、大気圧よりも高い濃度の二酸化炭素ガス CO_2 を溶解することができる。このような地下水を揚水して大気圧とすると、地下水中に溶存していた炭酸種の大部分が CO_2 として気相中に移動する。そのため、液相中の全炭酸濃度が減少するとともに、下記の反応により水中の pH が上昇する(赤工, 1988)。

pH が上昇すると calcite (CaCO_3) に対して過飽和となり、沈殿あるいはスケールが発生する。地熱地域で認められる炭酸カルシウムスケールの大部分は calcite を主としている。地熱発電所などの熱利用施設においては、calcite によるスケールの発生が多く報告されている(広瀬, 1988; 赤工, 1988) が、通常の地下水利用施設においても炭酸濃度が高い地層では、カルシウムスケールが問題となっている(松井ほか, 2006)。都市域においても、溶存有機物を多く含む地下水は、有機物の微生物分解により発生する炭酸種を多く含む。反

対に、地層に由来するカルシウムを多く含む地下水もあり、これらについてはカルシウムスケールの対策を講じる必要がある。

Rinck-Pfeiffer *et al.* (2000) は、下水の高度処理水による地下水貯蔵と利用(Aquifer Storage and Recovery)のプロジェクトにおいて、高度処理水の地下水還元における目詰まりの原因とその過程を調べるため、地下 117m から採取した砂質石灰岩(Sandy limestone)を充てんしたカラム実験を行った。その結果、再生水の通水初期にはカラム入口で目詰まりによる透水性の低下が大きく、その原因は粒子による砂層間隙の閉塞と微生物(細菌)の増殖が原因であったと報告している。細菌はカラムの入り口に繁殖しやすく、細菌量として、10mg/g 砂を超えると、深刻な間隙の閉塞が起こると述べている。また、微生物の増殖に伴い、多糖類(polysaccharide)が作られ、これが砂層間隙の閉塞をもたらすという結果を示した。

しかし、通水から 15 日が経過すると、カラム入口付近の目詰まりが減少し、通水速度が上昇した。その原因として 15 日を過ぎるとカラム入口付近の calcite が溶解し、間隙が増大したためと述べている。calcite の溶解反応が通水直後ではなく、時間遅れで起こる理由については明確にされていないが、22 日間の通水実験の結果、カラム入口付近の calcite の 10% が水中に溶解した。

これらの実験結果は、懸濁物質による目詰まり、微生物(細菌)の増殖と多糖類などの粘性物質の生成、calcite の溶解が同時、あるいは時間をおいて起こっており、これらのプロセスが相互に影響を及ぼしていることも考えられる。いずれにせよ、これらの目詰まりの進行はカラム入口、すなわち還元井では井戸付近で大きいことが示された。

3.2.2 シリカスケール

熱水は地層のシリカと平衡関係にあり、高い濃度のシリカを含むものがあるが、比較的浅い地層の地下水中のシリカ濃度は通常数 mg/L から高くとも数十 mg/L である。それにもかかわらず、地下水を利用する様々な場面でシリカスケールが観察されている(松井ほか, 2006)。スケールを形成するシリカ鉱物は、一般にアモルファス(非晶質)シリカであり、その析出・スケール形成過程

には、以下の二つがある (赤工、1988)。

- ①その一つは水中でモノケイ酸の重合反応が進行し、コロイドシリカ粒子が形成・成長し、これらが凝集し、沈殿するか固相表面へ付着する過程である。この過程は主に pH と塩濃度に依存し、pH が 6 よりも高いほどコロイドは不安定になる。また塩濃度及び Ca 濃度が高いほど、凝集し、スケールになりやすい。その一方、水中では、一般にシリカコロイドの成長と凝集・沈殿速度が小さく、熱水から過飽和状態のシリカの沈殿は時間がかかる。
- ②もう一つの反応は、溶液中のモノケイ酸が重合過程を経ずに固相表面に直接付着・沈殿する過程である。この過程は過飽和度が小さい地下水で、モノケイ酸の重合反応が抑制されている場合に進行するが、その沈殿速度はきわめて小さい。

このようにシリカの重合反応や析出の速度は小さいものと考えられているが、実際にスケールを解析すると、シリカが主成分であるケースが報告されている (Rinck-Pfeiffer *et al.*, 2000)。シリカスケール生成は、単にケイ酸の化学だけではなく、カルシウムやアルミニウム、鉄なども関与しており、スケールは種々の元素を含む複雑なケイ酸質沈殿物である (島田ほか、2010)。このことから、シリカスケールの形成を予測することは困難であるが、最も参考となる情報は、周辺の地下水井戸などでシリカスケール発生の有無を確認することである。

3.3 還元井の酸化と腐食

還元水に含まれる溶解鉄、マンガンが酸化され、 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 、 Fe_2O_3 、 Mn_2O_3 などの形で還元井の近傍に蓄積され、目詰まりとなる。2.1 で述べたとおり、浅層の地下水では $\text{Fe}(\text{II})$ 、 $\text{Mn}(\text{II})$ が溶解しており、これらは空気中の酸素により酸化され、酸化鉄、酸化マンガンとして析出し、または還元井のケーシングやストレーナの酸化腐食によって酸化鉄が発生し、目詰まりの発生源となる (石崎・北川、1981)。

また注入水に $\text{Fe}(\text{II})$ が含まれると、 $\text{Fe}(\text{II})$ を $\text{Fe}(\text{III})$ に酸化する鉄バクテリアが増殖し、重大な目詰まりが発生する。特に鉄バクテリアによる

目詰まりは、酸化鉄による目詰まりより間隙の閉鎖率が高いため、より重大な影響を及ぼす (梅宮・青柳、1991; 梅宮・田上、2002)。

このような目詰まりの対策として、還元井から揚水することで目詰まりを解消する方法が採られている。しかし、梅宮・田上 (2002) は、このような注入還元と揚水逆洗を繰り返すことで、自然地下水流を抑制する動きがある鉄コロイドダムが形成されると述べている。即ち、延長数 km の鋼管からなる帯水層蓄熱システムにおいて、鋼管から溶け出した鉄が還元水に含まれて地下の帯水層に注入されると、そこで鉄バクテリアにより酸化されてコロイド状になる。この鉄コロイドは帯水層に沈積し目詰まりを起こして透水性能を低下させる。そこで、揚水により帯水層と還元井の洗浄を行うと、還元井付近の鉄コロイドは揚水により洗浄されるが、遠方のコロイドは洗浄できずに鉄コロイドがダムとなって地下水の流れを抑制するというものである。このような鉄コロイドダムの形成によって、梅宮・田上 (2002) は熱回収率が経年的に向上したと報告している。しかし、地上からの制御が困難な地下の帯水層に、鉄を含む還元水を注入することで予期していない偏流や、目詰まりを引き起こすリスクもあることに注意が必要である。

4. まとめ

気候変動の顕在化による CO_2 排出量削減の要請や、ヒートアイランド現象の緩和に加えて、最近では短期的なエネルギーの逼迫により、自然エネルギーを含む効率的なエネルギーの利用が求められている。地下熱利用はその有効な方策の一つとなりうる一方で、エネルギー需要の高い都市域の地質・地下水水質は複雑・多様であり、これらに留意して地下熱の利用を進める必要がある。特に、東京都区部における地下水水質の調査結果からは、東側の低地では、鉄、アンモニアなどが含まれ、還元的な状態にある地下水が多く見つっている。これらの地下水を揚水し、熱交換後還元井から戻す場合には、鉄の酸化による懸濁物質の発生やアンモニアの酸化による微生物の増加を招かないように注意が必要である。また、地層の状

態や、井戸の管理にも依存するが、揚水した地下水中に比較的高い濃度の懸濁物質が含まれる事例があり、これらを還元井から注入すると、地層の目詰まりを引き起こす可能性が高い。

また、地下水還元による帯水層の温度変動は、物質の溶解度、反応速度、微生物（細菌）の増殖速度に影響を及ぼす。特に水温の上昇は微生物の増殖速度を高め、微生物が指数関数的に増加することを踏まえると、還元井周辺の微生物への影響を正しく把握することが重要となる。

参考文献

赤工浩平 (1988) : 地熱水からの鉱物沈殿に関する地球化学－さまざまな地熱地域で見られる鉱物沈殿過程と鹿児島県伏見地域のケーススタディー. 地熱学会誌、**25** (2)、154～171.

石崎勝義・北川 明 (1981) : 注入井による地下水の涵養に関する研究. 土木研究所報告、**155** (3)、61～108.

梅宮弘道・青柳 徹 (1991) : 地下帯水層蓄熱法の基礎研究 (蓄熱帯水層における鉄コロイドの検証)、日本機械学会論文集 (B 編)、**57** (542)、3543～3550.

梅宮弘道・田上 勲 (2002) : 地下帯水層蓄熱に関する研究 (鉄コロイドダムの破壊メカニズム)、日本機械学会論文集 (B 編)、**68** (676)、3445～3451.

遠藤真一 (1977) : 還元を考慮した地下水の利用－札幌市の実例－. 土木技術資料、**19** (9)、471～473.

北川 明 (1977) : 注入井による注入機構に関する考察－特に目詰まりについて－. 土木技術資料、**19** (9)、440～444.

蔵田延男・岸 和男・小林竹雄 (1960) : 冷却排水地下還流に関する調査報告 I－実施の事例調査と三共 K.K. における予備試験の結果について. 地質調査所月報、**11** (7)、407～416.

黒田啓介・福士哲雄・滝沢 智・愛知正温・林 武司・

徳永朋祥 (2006) : 東京都市域の地下水汚染の特徴と汚染源の推定. 用水と廃水、**48** (9)、37～45.

黒田啓介・福士哲雄・小熊久美子・滝沢 智 (2008) : 東京都区部における地下水中の溶存鉄濃度および酸化還元電位の分布特性. 日本水文科学会誌、**38** (2)、63～70.

国立天文台編 (2011) : 理科年表、p.1054

佐久間弘二 (1999) : 山川発電所の開発経緯と今後の課題. 日本地熱学会誌、**21** (3)、291～297.

島田雄樹・米津幸太郎・岡上吉広・渡邊公一郎・岩永達人・横山拓史 (2010) : 地熱熱水から生成したシリカスケール中の希土類元素. 日本地熱学会誌、**32** (2)、77～86.

広瀬和緒 (1988) : 地熱発電所におけるスケール除去及びスケール付着防止対策について、地熱、**25** (4)、315～339.

松井康弘・武田智子・滝沢 智・Aunnop Wongrueng・Suraphong Wattanachira (2006) : チェンマイ盆地における地下水中のフッ素除去を目的とした NF 膜プロセスの評価. 土木学会論文集、**62** (4)、403～414.

村上敏夫 (1971) : 深井戸を使用した地下水強化と問題点. 地質ニュース、**208**、1～5.

Kuroda, K. and T. Fukushi (2008): Groundwater contamination in urban areas, Chapter 7, In: Groundwater management in Asian cities, Takizawa S. ed., Springer, 327p.

Pyne, D. (1994): Groundwater Recharge and Wells: A Guide to Aquifer Storage and Recovery, Lewis Publishers, 365p.

Rinck-Pfeiffer, S., S. Ragusa, P. Sztajn bok, and T. Vandevelde (2000): Interrelationships between biological, chemical, and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASR) wells, Water Research, **34** (7), 2110～2118.

(受付: 2011 年 9 月 19 日、受理: 2011 年 10 月 17 日)