



水質と物質循環、集水域特性

河川や湖沼の水は、周りからいろいろな元素が流れ込んで来たり、生息する生物が元素を取り込んだりするため、絶えず変化していきます。水の中に溶け込んでいる、たくさんの元素の量を測ったり、同位体比を測定したりすることで、物質の起源や現場で起きているプロセスを推測することができます。これらについて、具体的な研究を見てみましょう。

沿岸域の地下水の水質と安定同位体比から見てくる 水質形成の仕組み

— 仙台市宮城野区の調査事例の紹介 —

藪 崎 志 穂
(総合地球環境学研究所)

1. はじめに

“海の水は塩辛い”。海で泳いだことのある人はもちろん、海にほとんど行ったことが無い人にとっても、これは公然の事実でしょう。波打ち際に広がる砂浜の砂を掘ってしみ出てくる水も、もちろん塩辛い海の水です（ただし、ある特定の場所では、海岸の砂浜から真水が湧くこともあります）。それでは、海岸近くの土地に井戸を掘った場合、その水はどんな味がするのでしょうか。砂浜と同じく、塩辛いのでしょうか。それとも、普段私たちが飲んでいる水道水のように、無味なののでしょうか。

私たちは宮城県仙台市宮城野区の海岸近くに位置する新浜地区^{しんはま}という場所にある複数の井戸を調査し、水質の特徴について調べました。この一帯は、今から約 11 年前の 2011 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震の津波による浸水被害を受けた場所です。七北田川^{ななきたがわ}と名取川^{なとりがわ}に囲まれた新浜地区の近くの海岸には約 10 km におよび砂浜が広がり、夏には海水浴場として利用され沢山の人々で賑わっていました。海岸の近くには多くの住宅が建てられており、また、江戸時代はじめてから建設された運河（貞山堀）に沿うように松林が広がっていました（図 1）。しかし、大地震の後に発生した津波によって、住宅や電柱、海岸沿いにあった砂防林などが流され、道路が損壊し、畑や水田にも海水がかぶり、住民の方々は長い間よその場所で避難生活を送っていました。その後、長い時間をかけて、損壊した建物や道路、



図 1. 貞山堀と松林（仙台市若林区荒浜海岸付近、2011 年 1 月 4 日撮影）

堤防などの修復が行われ、現在は元の場所に戻り生活をしている住民が多くいます。

新浜地区では、震災前から自家用の井戸を持っている家が多く、生活用水や家庭菜園、洗車などに利用されていました。津波によって破損してしまった井戸もありましたが、その後、新しく作り直すなどして、震災後も井戸水を利用されている方が多くいます。これらの井戸の水質を測定することで、2011 年の津波による塩水化の有無や、この周辺地域の本来の地下水の水質について知ることができます。更に水の安定同位体比や CFCs¹⁾、SF₆²⁾ などの分析を行うことで、水の涵養域や滞留時間について把握することができると考えられます。なお、涵養とは降水が地表面から地下に浸透し帯水層（地下水）に水が供給されることを意味しており、涵養域とは涵養が生じる場所のことを指しています。また、滞留時間とは降

水が地下に浸透して帯水層（地下水）に達したときを^{ゼロ}とし、地下水が地中を流動して、ある場所に到達するまでにかかった時間のことです。簡単に言えば水の年齢に相当します。これらの情報は、今後の持続的な地下水利用を行うためにも重要な情報です。なお、水質組成図や滞留時間推定法に関しては3章の「地下水流動研究におけるマルチトレーサーの活用法」でも紹介していますので、ご参考にしてください。

本研究では仙台市宮城野区の沿岸に近い集落の井戸（浅井戸1か所、深井戸5か所）と水路を対象として調査を行い、それぞれの水質の特徴や季節変化、水質形成について明らかにすることを目的として調査や採水を行いました。調査地点の位置図を図2に、調査地点の概要を表1に示しました。なお、地下水等の現地調査は2018年12月から毎月実施しており、現地ではEC（電気伝導率）、pH、水温を測定しています。無機溶存成分や微

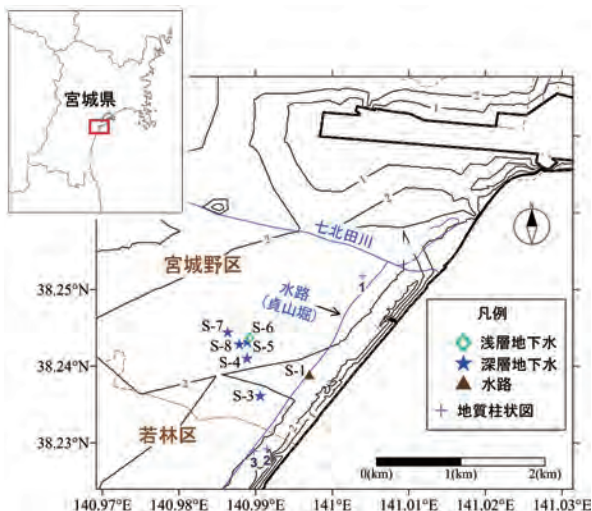


図2. 調査地点の位置図

表1. 調査地点の概要

地点 No	緯度 °N	経度 °E	標高 m (a.s.l.)	種別	井戸深度 m
S-1	38.236	140.995	2.3	運河	—
S-3	38.236	140.991	0.9	深井戸	30.0
S-4	38.241	140.989	0.9	深井戸	28.0
S-5	38.243	140.989	1.0	深井戸	30.0
S-6	38.244	140.989	1.1	浅井戸	3.1
S-7	38.244	140.986	1.0	深井戸	30.0
S-8	38.243	140.988	1.3	深井戸	34.0

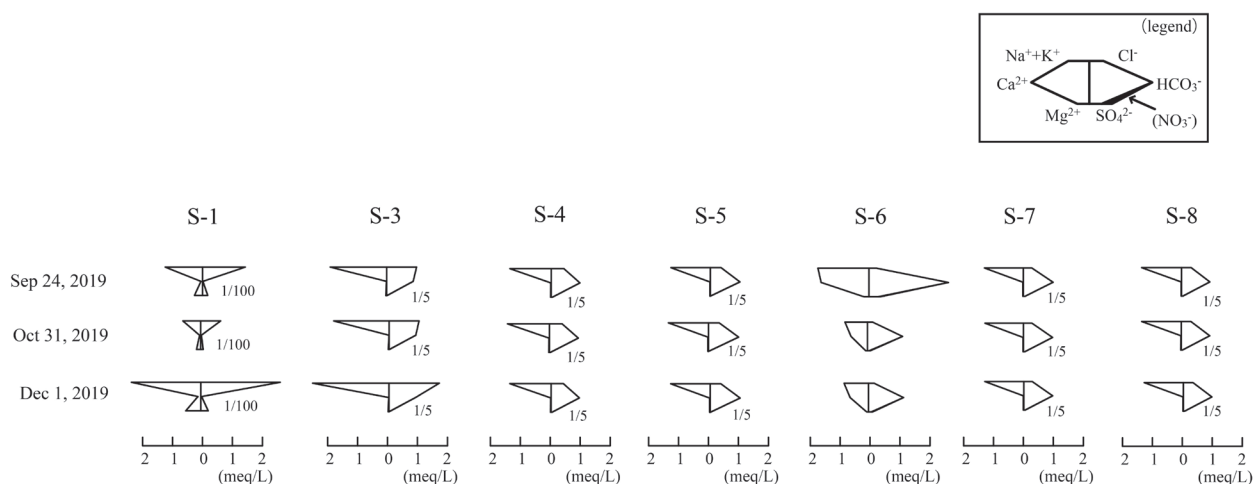
量元素、安定同位体の分析用として、250 mL 容器に水試料を採取しました。また、滞留時間推定のための CFCs や SF₆ 分析用の採水も 2019 年 1 月に実施しました。本稿では特に 2018 年 12 月～2019 年 12 月に実施した調査結果について紹介します。

2. 無機溶存成分の特徴

採水した地下水および水路の水試料について、陰イオン (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, Br⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻) と陽イオン (Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺) はイオンクロマトグラフ (ICS-3000 または ICS-6000)、HCO₃⁻ は pH4.8 アルカリ度滴定法を用いて分析しました。これらの分析結果を利用して、2019 年 9 月～12 月に採水した試料の水質組成図（シュティフダイアグラム）を作成しました（図3）。シュティフダイアグラムは水質組成の特徴や溶存成分量を一目で把握することができ、複数地点の比較もしやすいという利点があります。

水路（S-1）の水質組成は Na-Cl 型で溶存成分量は多く、海水の水質に近い特徴を有しています。しかしながら、水路の溶存成分量は海水よりも少なく（海水の 1/10～1/2 ほど）、時期によって濃度が変わるため、河川水や降水（場合によっては浅層の地下水も含む）と混合していることが伺えます。

浅層地下水（S-6）は (Na+Ca)-HCO₃ 型を示し、溶存成分量は水路や深層地下水と比較して相対的に少ないです。この結果から、少なくとも調査時においては、2011 年の津波による塩水化の影響は生じていないことが明らかです。また、時期によって水質組成（特に溶存成分量）が変化しており、例えば図3では 2019 年 9 月と 10 月の間で変化しています。2019 年 10 月には非常に多くの降水があり、気象庁の AMeDAS データ (<https://www.jma.go.jp/jma/index.html>) によると、仙台の観測地点で 644.5 mm（観測史上 1 位）、名取の観測地点で 555.0 mm（同 1 位）を記録しています。S-6 の井戸深度は 3.1 m と浅いため、多量に降っ



* S-1は1/100表示, S-3, 4, 5, 7, 8は1/5表示

図 3. 水質組成図

た雨水の浸透の影響を受けて地下水の水質が変化したと考えられます。10月のシュティフダイアグラムの成分量は9月と比べて減少している点においても、降水の混合による希釈の結果として矛盾がありません。

深層地下水では2種類の水質組成が認められます。S-4、5、7、8の4地点ではNa-HCO₃型であるのに対し、S-3ではNa-(Cl+HCO₃)型となっており、他の深層地下水よりもCl⁻(塩化物イオン)濃度が高くなっています。S-3は他の井戸よりも沿岸近くに位置する井戸のため、海水、あるいは海塩の影響が水質に影響を与えていることが予想されます。また、深層地下水の水質はいずれの地点もほぼ一定しており、Na⁺とHCO₃⁻濃度が相対的に高い水質組成を示すことから、降水の影響は受けず、比較的長い滞留時間を有していることがわかりました。

3. 酸素と水素の安定同位体比の特徴

各地点の酸素安定同位体比 ($\delta^{18}\text{O}$) と水素安定同位体比 ($\delta^2\text{H}$) を CRDS 法 (Picarro L2130-i) により測定し、結果を用いて δ -diagram を作成しました (図 4)。この図には、S-1 ~ S-8 のデータのほかに、参考として調査対象地域の近傍で採取した海水の同位体比もプロットしています。

水路 (S-1) や浅層地下水 (S-6) の同位体比は

溶存成分量と同様に変動が大きく、降水の影響を受けていると考えられます。S-1 の回帰線は $\delta^2\text{H} = 6.41\delta^{18}\text{O} - 0.155$ ($r^2=0.995$) となっており、この回帰線の延長線上に海水がプロットされています。従って、 δ -diagram の結果においても S-1 は海水との混合があることを示唆しています。また、S-1 の同位体比の変動が大きいのは、降水の影響に加え、時期により水路の水に混入する海水の量 (割合) が大きく変化していることに起因していると考えられます。海水の同位体比は相対的に高いため ($\delta^{18}\text{O}$ 、 $\delta^2\text{H}$ とともに約 0‰)、即ち、海水の量が多くなると、水路の同位体比は相対的に

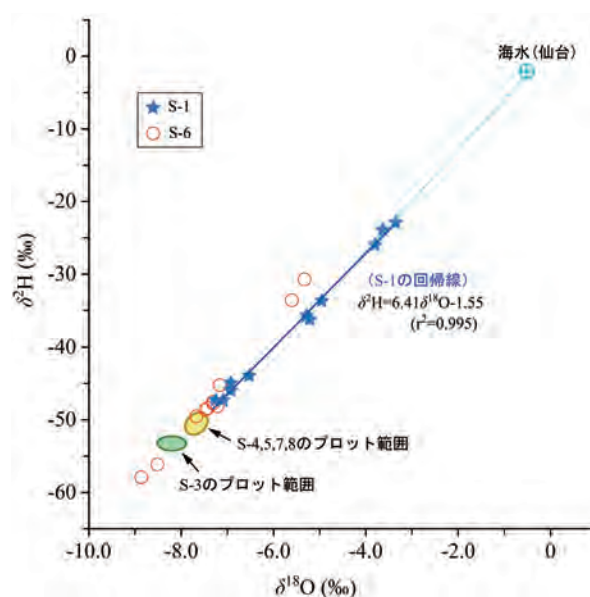


図 4. δ -diagram

高い値を示すことになります。一方、降水の同位体比は降水イベントによって異なるため、その時々降水同位体比の影響を受けて浅層地下水の同位体比は上昇または低下することになります。

深層地下水（S-4、5、7、8）の同位体比はほぼ同じ値となっていますが、S-3 は他の地点よりも若干低くなっています。酸素と水素の安定同位体比が異なる要因として、他の水塊との混入や蒸発の影響などがありますが、涵養域の標高の違いもその一つです。一般的に、涵養域の標高が高いと地下水の同位体比は低くなりますので（同位体の高度効果）、S-3 は他の地点よりも涵養域の標高が高いことが予想されます。

また、「2. 無機溶存成分の特徴」で説明した S-3 の水質形成要因では、海水や海塩の影響がおよんでいるのではないかと推察しましたが、仮に地下水に海水が混入した場合には、海水の同位体比は地下水よりも相対的に高い値であるため、地下水の同位体比も高い値を示すことになります。ところが、上述したように、S-3 の同位体比は他の深層地下水の地点よりもやや低い値を示しており、この結果から S-3 の地下水に海水自体が混入している可能性は低くなります。そのため、海水の混入ではなく、海塩が混入して Cl^- 濃度が高くなっている可能性が高いと考えられます。では、この海塩の起源は何であるのか、という疑問が残ります。先行研究によると、この地域には地下に化石海水があることが報告されており（内田ほか、2005）、こうした化石海水が地層中の鉱物等に吸着し、その成分（海塩）が地下水に溶出することで、地下水の Cl^- 濃度が高くなる説明がつけます。しかしながら、この要因についてはまだ不明瞭であるため、他の分析データを用いるなどして、今後も検討を進めてゆきます。

4. 地下水の滞留時間

持続可能な地下水利用をおこなうためには、地下水の滞留時間（涵養されてから流出するまでの時間の長さ）を把握することが重要となってきました。

滞留時間を推定するためには幾つかの方法がありますが、本研究では地下水の CFCs と SF_6 の濃度を測定して、過去の大気中の CFCs と SF_6 濃度と比較することで地下水の滞留時間を推定する方法を利用しました。2019 年 1 月に深井戸 4 地点で採取した水試料について CFCs と SF_6 の分析を実施し、モデルを用いて検討した結果、これらの深井戸の滞留時間の推定値は 70 年前後であることがわかりました。この結果は、深層地下水の水質組成の特徴とも矛盾がありません。

5. 今後の研究の展開について

溶存成分と酸素・水素の安定同位体比の測定結果から、仙台市宮城野区の沿岸付近の浅層地下水と深層地下水の水質の特徴や、地下水と海水および降水との関係を明らかにし、水質形成について把握することができました。沿岸に近い深層地下水の水質には海塩の影響がおよんでいる可能性が認められましたが、浅層地下水および深層地下水ともに 2011 年の津波による塩水化は生じていないことも把握できました。

本稿では仙台市宮城野区の海岸近くに位置する民家井戸の調査結果を中心に紹介しましたが、本調査地点の近く（沿岸域）に新たに設置した深度の異なる 3 か所の観測井の調査も 2020 年 2 月から開始しており、海水と地下水の相互作用について考察を進めています。また、溶存成分や水同位体比に加え、ストロンチウムの同位体比（ $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ）等の測定も行い、複数のトレーサーを利用して、仙台市沿岸域の水質形成や地下水の涵養域、地下水流動について更に検討する予定です。

謝辞

本研究は、科学研究費補助金（基盤（A）、課題番号：18H04146、研究代表者：黒沢高秀 福島大学教授）の助成を受けて実施しています。調査では福島大学 柴崎研究室の学生さんに調査・採水を行っていただきました。また、井戸の調査については、新浜地区の住民の皆さまに快くご協力

いただきました。沿岸近くのビオトープ井戸の調査では、東北学院大学 教養学部の平吹喜彦教授に大変お世話になりました。ここに記して、深く御礼申し上げます。

注釈

- 1) クロロフルオロカーボン類(Chlorofluorocarbons)といい、CFC-11、CFC-12、CFC-113 などがあります。冷却剤や洗浄剤などの工業用として 1930 年代に人工的に生成された有機化合物で、化学的に極めて安定な性質を持つため、放出された CFCs は大気中に蓄積されました。年代によって大気中の CFCs 濃度が異なるため、水中の CFCs 濃度を測定して、過去の大気中の濃度と比較することにより、水が涵養された年代を推定することができます。
- 2) 六フッ化硫黄(Sulfur hexafluoride)のことで、電気や電子機器などの縁ガスとして 1960 年代から利用されている気体です。化学的に非常に安定な性質を持っており、大気中の濃度は現在も増加しています。CFCs と同様に、水中の SF₆ 濃度を測定して、過去の大気中の濃度と比較することにより、水が涵養された年代を推定することができます。CFCs と比較して、より新しい水（滞留時間が 10 年よりも短い水）の年代推定が可能です。

文献

Yabusaki S, Yamamoto R, Shibasaki N (2022) Seasonal variation in groundwater quality revealed by the multi-tracer near the coastal area of Sendai, Japan. Journal of Japan Society of Hydrology and Water Resources., 35 (3), 192-201.

<https://doi.org/10.3178/jjshwr.35.192>

内田洋平・安川香澄・天満則夫・大谷具幸・森康二（2005）仙台平野における地下温度構造に関する研究 その 1. 3 次元地下水流動・熱輸送広域モデルの構築. 日本地熱学会誌, 27 (2), 115-130.

<https://doi.org/10.11367/grsj1979.27.115>

著者情報



藪崎志穂 筑波大学大学院博士課程生命環境科学研究科を修了。2016 年 4 月より総合地球環境学研究所に所属。専門は同位体水文学、地下水学。各地の降水の同位体長期観測や、地下水・湧水の水質の特徴把握、福島県や仙台市の沿岸域の地下水調査、忍野村の地下水流動観測などを行っています。

（2022 年 3 月 31 日掲載）

（2023 年 3 月 31 日改版）

直下型地震に伴う地下水の流れの変化を同位体で追う

谷 水 雅 治¹、細 野 高 啓²

(¹関西学院大学生命環境学部、²熊本大学理学部)

地下水は、飲料水、農業用水、工業用水など幅広い用途に利用される重要な水資源です。地下水の水質低下を防ぐためには、様々な化学成分の変化を監視し、人為的および自然由来の化学汚染物質の流入を検出することが重要となります。自然由来の化学物質の混入には、沿岸帯水層における海水の浸入による塩水化や、火山活動が盛んな地域での熱水成分の混入によるヒ素やフッ素濃度の上昇などの例があります。また、地震も地下水の水質変化の引き金となることがあります。地下水に溶存する主要イオン濃度、微量元素濃度、安定同位体比を分析することで、地震活動に伴う地下水の化学組成変化を説明した研究がいくつかありますが、溶存微量元素の安定同位体比を用いた研究はこれまでほとんど行われていません。

2016 年 4 月に発生したマグニチュード (Mw) 7.0 の熊本地震に伴う地下水の変化を観測井戸で調査した結果、震源地周辺の地下水面の低下は地下の開口亀裂の生成に伴うことが示唆されました。また、地下水涵養域の水位上昇は周辺の山岳帯水層からの水の放出によって説明されることが、 H_2O 分子の $\delta^{18}\text{O}$ - $\delta^2\text{H}$ 安定同位体分析に基づき、明らかとなりました。一方で、局所的には震源地付近のいくつかの井戸で塩化物イオン (Cl^-)、硫酸イオン (SO_4^{2-})、ホウ素 (B) 濃度などの上昇が観測されましたが、これらの成分の起源は特定されていません。

本研究では、地下水中に微量に溶存するリチウム (Li) とホウ素 (B) をトレーサーとして利用し、 $^7\text{Li}/^6\text{Li}$ と $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$ の同位体比を用いて、熊本地震に伴う地下水の変化を評価しました。海水、停滞地下水 (化石地下水)、熱水には、浅層地下水と比較してリチウム (Li) とホウ素 (B) が高濃度

に含まれています。また、 $^7\text{Li}/^6\text{Li}$ と $^{11}\text{B}/^{10}\text{B}$ の安定同位体比は、同位体間の相対的な質量差が大きいため、 δ スケールで大きな変動を示します。例えば、 $\delta^7\text{Li}$ は -15‰ から +50‰、 $\delta^{11}\text{B}$ は -30‰ から +60‰ の範囲を示し、海水中で最も高く、火山岩や大陸地殻の岩石では低い値をとることが知られています。

熊本市周辺の地下水は、日本最大の資源保有地域であり、飲料、農業、産業活動などの目的に使用され約 100 万人の生活の基盤を支えています。この地域の地下水は、阿蘇カルデラ西麓と周辺の高地での雨水の浸透によって供給されており、地下水は地形に沿って南西へ流動し、そのほとんどが熊本市内の江津湖周辺において湧出しています。また、平野部や沿岸部には、地下水流動が停滞している地域も見られます。

採水地点は図 1 の熊本地域の地図上に記したように、東から西への主要な地下水の流れの方向に沿った、4 つの井戸 (T11、T12、T34、T40) と江津湖の湧水地です。そのうち T11 は主要な流れの末端である平野部に位置し、布田川断層と Mw7.0 本震の震源の近くに位置しています。さらに沿岸域の 2 地点 (T21 と T45)、北側の涵養域の 1 地点 (T41) で採水を行いました。第 1 回目の調査は、2015 年 9 月 7-9 日にかけて、2 回目 は本震から 4.5 ヶ月後の 2016 年 8 月 28-29 日に実施しました。

東側と北側の主要な流れに沿った合計 6 つの地下水試料は、 Ca-HCO_3 型の地下水であり、活発に流動していることが示唆されました。一方、沿岸部の 2 試料は停滞した地下水の特徴を持つ Na-HCO_3 型でした。地下水の主要元素組成には、地震の前後で明らかな変化は見られませんでした。

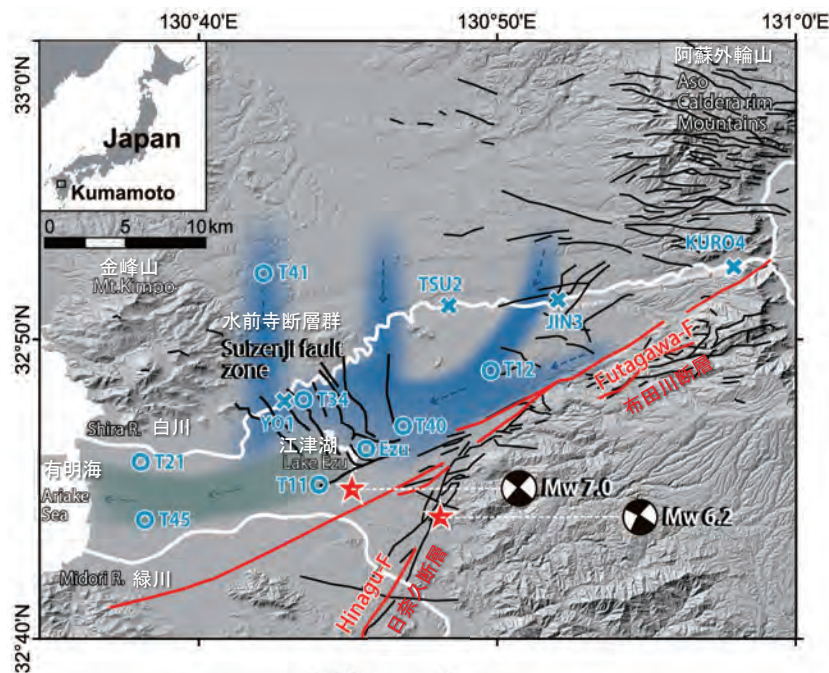


図 1. 熊本地域の主要地下水流動方向と採水井戸の地点

水試料の分析データ（表 1）を Cl-B-Li の相対濃度図（図 2）によりさらに化学的分類を行うと、沿岸部（T21、T45）とそれ以外の地下水試料では、組成に明らかな違いがあることが確認されました（図 2 の白丸）。つまり、沿岸部の試料はほとんど B コーナーにプロットされましたが、その他の地下水試料は図の中央部にプロットされたことから、岩石学的な違いや地下水の滞留時間の違いを反映していると考えられます。

現代海水、停滞地下水、熱水はいずれも塩化ナトリウムに富むため、これら三者を主溶存成分から区別することは容易ではありません。しかし、ホウ素とリチウムといった微量元素と塩化物イオンの相対存在量を表す Cl-B-Li 組成図では、それぞれのコーナー近くに塩水性、停滞性、熱水性という 3 タイプの地下水が特徴的にプロットされるため、地下水に混入した他起源の地下水の同定に有効です。沿岸域の地下水（T21 と T45）において B が増加する傾向は、海水組成とは別に、地下に存在する海洋堆積物中の水を含む粘土鉱物に由来する層間水の寄与があると解釈しました。

地震後の主要地下水流動域では、Cl-B-Li 図において、Cl/(B+Li) 比が相対的に増加し、Cl のコー

ナーへわずかにシフトしたことによる（図 2 の黒丸）、明らかな化学変化が見られました。一方、沿岸域では逆方向へのシフトが起こっており、異なったプロセスが働いていることが示唆されました。ただし、Cl-B-Li 図では、本研究対象地域地下水の Li と B の濃度が低いため、地震に伴う水質変化はおおまかな傾向であり、主流動域と沿岸域で異なる 2 つの水質変化のメカニズムが存在することを示したに過ぎません。

このメカニズムを明らかにするために、 $\delta^7\text{Li}$ と $\delta^{11}\text{B}$ の変化を見ていきます。地震前、B コーナー（図 2）の周辺にプロットされた 2 つの沿岸地下水試料（T21 と T45）は、高い $\delta^7\text{Li}$ (+42.7% と +29.1%) と $\delta^{11}\text{B}$ (+27.7% と +23.2%) の値を示し（表 1）、海水由来の成分の値を反映していることが分かりました。しかし、このことは、Cl-B-Li 図の現代海水（図 2 の四角）に示されるように、海水（ $\delta^7\text{Li}$ で +31%、 $\delta^{11}\text{B}$ で +40%）そのものが沿岸地下水へ直接混入していると言い難く、その代わりに、両 δ 値が高い、過去の高成堆積物から絞り出された海水由来成分の寄与によって引き起こされたものと考えられました。これに対して、主流動域の地下水では、 $\delta^7\text{Li}$ が約 +10%、 $\delta^{11}\text{B}$

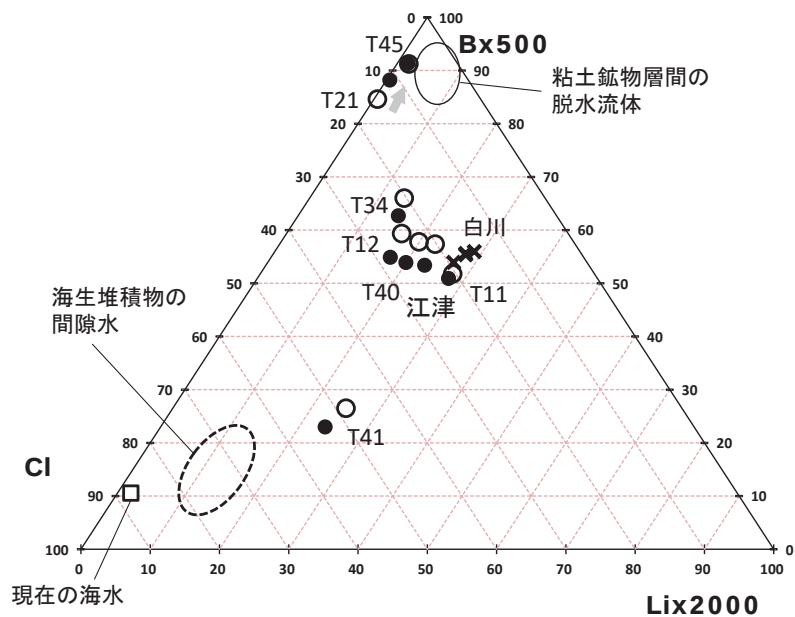


図 2. 地下水の Cl-B-Li 図

表 1. 化学分析データ

試料名	深度 (m)	採水年	pH	EC (mS/m)	Eh (mV)	DO (mg/L)	Cl (mg/L)	B (mg/L)	Li (mg/L)	$\delta^{11}\text{B}$ (‰)	$\delta^7\text{Li}$ (‰)
第二帯水層											
T11	110	2015	8.12	19	-90	0.06	8.1	0.041	0.0055	4.0	20.0
		2016	8.34	21	309	1.37	9.5	0.045	0.0061	2.7	16.0
		2017						0.040	0.0055	5.0	18.4
T12	90	2015	7.47	24	432	7.86	8.1	0.040	0.0028	3.7	7.2
		2016	7.12	24	440	8.37	9.4	0.037	0.0029	3.1	7.5
T34	65.4	2015	8.51	39	-5	0.08	13.4	0.087	0.0045	5.1	15.7
		2016	7.57	38	131	0.60	14.2	0.078	0.0045	6.9	13.9
T40	70.8	2015	6.93	23	410	7.62	8.3	0.043	0.0037	3.3	7.3
		2016	7.31	27	394	6.12	9.7	0.040	0.0037	3.1	7.9
Ezu	—	2015	8.38	22	429	7.56	8.1	0.046	0.0045	3.1	8.6
		2016	7.04	23	437	8.25	9.1	0.041	0.0044	3.0	8.5
		2017						0.047	0.0056	2.8	7.5
第一帯水層											
T21	15	2015	8.47	161	190	1.67	159.4	1.81	0.0026	27.7	42.7
		2016	8.68	139	379	1.52	113.4	1.77	0.0024	24.9	40.5
T45	10	2015	9.57	137	112	0.08	45.2	1.17	0.0055	23.2	29.1
		2016	9.44	156	83	0.67	52.6	1.35	0.0057	22.6	29.6
T41	60	2015	6.52	24	68	0.03	12.8	0.014	0.0033	22.0	-2.6
		2016	7.20	24	274	1.08	13.9	0.012	0.0031	22.7	-1.5
白川											
YO1	—	2018	7.71	30	449	8.99	13.2	0.074	0.009	0.7	11.2
TSU2	—	2018	8.20	34	378	8.86	14.1	0.093	0.012	0.5	10.9
JIN3	—	2018	8.00	35	382	8.58	15.3	0.102	0.013	0.6	9.9
KURO4	—	2018	7.80	35	405	8.85	14.3	0.105	0.013	1.1	9.4

が約 +4% と比較的均一な値を示し、これは、この地域の火山性堆積物からなる帯水層、もしくはこの地域を流れる主要河川である白川（図 1 の X 印）の δ 値（ $\delta^7\text{Li}$ が約 +10%、 $\delta^{11}\text{B}$ が約 +0%；表 1）のいずれかを反映していると思われます。

地震後に発生した沿岸部の地下水試料（T21）の化学的变化（図 2）は、 $\delta^7\text{Li}$ および $\delta^{11}\text{B}$ データからも確認されました（表 1）。これは柔らかい堆積物の液状化現象に起因する可能性があります。T21 周辺の浅い帯水層（深さ 10 m 程度）は、沿岸の帯水層／堆積物の化学組成のなかで、T45 に似た化学組成および同位体組成の間隙水の混合の影響を受けており、Cl 濃度の低い地下水が地震による液状化でできた新しい経路を通して垂直あるいは水平方向に運ばれて混合した結果であると結論付けました。

これに対して、主要流動地域地下水の Li-B 同位体比は地震発生後、ほとんど変化しませんでした（表 1）、震源地周辺、すなわち T11 井戸では、わずかな同位体比変化が検出されました。この井戸水の両同位体が本震後 4.5 ヶ月で低い δ 値側に動いたことは、Li と B の濃度の上昇に関連しています。この変化をさらに確認するために、2017 年 3 月に T11 井戸の追加採水を行った結果、地震後 11 ヶ月後には濃度、同位体比ともに元の値に近づいていることが確認されました（表 1）。

このような高 Li・B 濃度の地下水には、塩分を含む停滞水と、深部からの熱水という 2 つの候補があります。沿岸の地下水のような前者の流体が混入した場合、 $\delta^7\text{Li}$ 値と $\delta^{11}\text{B}$ 値は増加するはずですが、逆の結果が観測されました。従って、停滞水の混合は考えにくく、両 δ 値が低い値を持つ熱水が妥当であると示唆されました。2016 年の熊本地震後、布田川断層の東側延長線上の阿蘇カルデラ内で、新たな熱水性深部流体が地表に流出したことが報告されており、布田川断層の南西端に近い位置にある T11 観測井へ、同じ起源をもつ熱水の寄与が考えられます。

T11 観測井周辺では、地下約 1,000 m から温泉

が汲み上げられているため、地震に伴って、帯水層（厚さ 250 m 程度）に比べてより深い場所から流体が浅層地下水と混合したと考えられました。これにより、最初に述べた震源地周辺で地震後に認められた Cl^- 、 SO_4^{2-} 、B 濃度の上昇が生じたと解釈できます。

T11 地下水と阿蘇カルデラで湧出した熱水の間で、Li と B の濃度およびその同位体比が異なることから、震源地周辺の浅い地下水帯水層への熱水由来の深部流体の寄与が小さいながら存在することを明らかにすることができました。また、地震後の熱水の浅層地下水への混合割合は、数%と計算されました。たとえ寄与が小さくても、Li と B の同位体比を指標として用いると、その同位体比は海水、停滞地下水、熱水で明瞭に異なることから、浅層帯水層へのこれらの他起源地下水の混合を高感度で同定することができました。

地震発生に伴い池や井戸の水が枯れる、または水位が上昇するなどの変化は、これまで多くの地域で記述されてきました。これらの原因を特定するためには、観測地点の存在が重要となります。ところが、特に内陸直下型地震の場合、地震が起こった地域でたまたまこれら観測点が時空間的に整っていることは一般的に希だといえます。また、災害発生前と発生後のデータを比較するために必要な各種データが揃っているケースはますます少なくなります。このような背景から、地震によってどのような地下水環境の変化が生じるのかという問いに対し、私たちはこれまであまり明瞭なイメージを持てていませんでした。熊本地域では多くの観測井戸が存在し、水位や水質など様々なデータが継続的に観測されています。今回、こうした地域の直下で巨大内陸地震が発生したため、結果的に地震発生前後の各データを比較できる十分な情報を入手でき、地震による地下水環境の変化をこれまでになく詳細に捉えることに繋がりました。

文献

- M. Tanimizu, N. Sugimoto, T. Hosono, C. Kuribayashi, T. Morimoto, A. Ito, R. Umam, Y. Nishio, K. Nagaishi, and T. Ishikawa (2021) Application of B and Li isotope systematics for detecting chemical disturbance in groundwater associated with large shallow inland earthquakes in Kumamoto, Japan. *Geochem. J.*, 55, 241–250. DOI: 10.2343/geochemj.2.0633
- T. Hosono, C. Yamada, M. Manga, C.-Y. Wang, and M. Tanimizu (2020) Stable isotopes show that earthquakes enhance permeability and release water from mountains. *Nature Comm.*, 11, #2776. DOI: 10.1038/s41467-020-16604-y

著者情報



谷水雅治 関西学院大学生命環境学部・教授。専門は同位体地球化学。無機質量分析法を駆使して、地球表層でのさまざまな元素の物質循環を把握する研究を行ってきた。



細野高啓 熊本大学大学院理学研究科・教授。専門は同位体環境学。各種同位体などを用い、流域における環境問題の実態把握や原因究明に関する研究を行ってきた。

(2023 年 3 月 31 日掲載)

塩類の起源に迫る

— 農地が汗をかくと塩を吹く —

久 米 崇
(愛媛大学大学院農学研究科)

1. はじめに

乾燥地域の農地では、土の表面に真っ白な塩が吹くことがあります。これを塩類集積といいます。

土には様々な要因により多量に塩類を含んでいるものがあります。例えば、そもそもの地質に多量の塩類を含むことがあげられます。また、昔海底であった場所が土砂堆積などで陸地になった場合、土の中に多量の海水が閉じ込められ塩類が残存していることがあります。このように、土の中には歴史的な経緯によってさまざまな理由で塩類が存在しています。

塩類、特に塩化ナトリウムなどは、作物の大敵です。作物によって程度の差はありますが、塩化ナトリウムが土の中に多量に存在すると、多くの作物は枯れてしまいます。したがって、適切に農地の塩類を管理する必要があります。

その際に重要なのは、塩類の起源を明確にすることです。土の中の塩類がどこから来たのかがわかれば、どのような対策・管理をすればよいのかを考えやすくなります。そこで本稿では、安定同位体を用いて塩類の起源を推定する方法を紹介します。

2. 農地の塩類集積

農地の塩類集積はどのようにしておきるのでしょうか。私たちが真夏にスポーツをして大量に汗をかくと、黒い T シャツの背中に白く塩を吹くことがあります。農地でも同じことがおきます。

作物を育てるために人為的に農地に水を供給することを「かんがい」といいます。また、その水

をかんがい水といいます。土の中に多量の塩類が存在している農地にかんがいを行うと、かんがい水の中に塩類が溶けます。乾燥地のように激しく水が蒸発する農地では、塩類を溶解したかんがい水は、毛管現象により土の表面へ移動し蒸発していきます。その際、水は蒸発して大気中に霧散しますが、塩類は再結晶して土の表面に集積します。

このようにして、スポーツ後の T シャツのように、農地が汗をかく（水が蒸発する）と塩を吹く（塩類集積する）ことになるのです。

3. ストロンチウム安定同位体による塩類起源の推定

ここでは、ストロンチウム（以下、Sr）という重金属元素の安定同位体を用いて、海水起源の塩類がどの程度農地土壤に含まれているのかを推定することにします。

Sr には、複数の安定同位体があります。ここでは、質量数 87 と 86 の安定同位体の比 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) (以下、Sr 同位体比) を用いることとします。その理由は、海水の Sr 同位体比は世界中どこかの海から採取したものでも 0.70918 であることが分かっているからです。

大雑把ではありますが、ある水サンプル中における Sr のうち、海水起源の Sr が大半を占めていれば、その水サンプル中の塩類の主な起源は海水である（海水の影響を大きく受けている）と考えることができます。本稿では、このような考え方のもとで Sr 同位体比による塩類起源の解析を進めます。

4. 研究対象地域の概要

ここで紹介する研究成果（Kume et al., 2010）は、総合地球環境学研究所プロジェクト「乾燥地域の農業生産システムに及ぼす地球温暖化の影響」において筆者が実施したものです。

このプロジェクトは、トルコ共和国のセイハン川流域（図1）を対象として実施されました。流域の下流に位置するアダナ市周辺は大規模かんがい農地の開発が行われています（図2）。筆者は、このかんがい農地の上流から下流の水の流れと塩類の移動の観測・解析を担当しました。

対象とするかんがい地域は上流にダムを有し、セイハン川とかんがい水路を通じて農地へかんが

いを行っています。ここでは、不要なかんがい水を排除するための排水路が至るところに張り巡らされています。図2に示すように3つの灌漑ブロックがあり、それぞれに幹線排水路が設置され、排水は地中海に排出されます。下流域の土は塩類化の傾向を示しており塩類集積が認められていました。

5. 排水中の塩類の起源をみる

農地には人間活動によって水だけでなく様々な物質が供給されます。図3に示すように、排水路には、降水、肥料、農薬、かんがい水、地下水、そして場合によっては海水が浸入します。つまり排水は様々な起源から供給された塩類が混合した水ということになります。

対象地域には、先に述べたように幹線排水路が3つ設置されています。これらの排水路の末端における排水には、それぞれの排水ブロックからの排水が混合し、その特徴が色濃く反映されているはずです。そこで、混合理論を使って、それぞれの起源から供給された塩類の混合比を求めることで、塩類の起源を明らかにすることにします。



図1. トルコ共和国とセイハン川流域

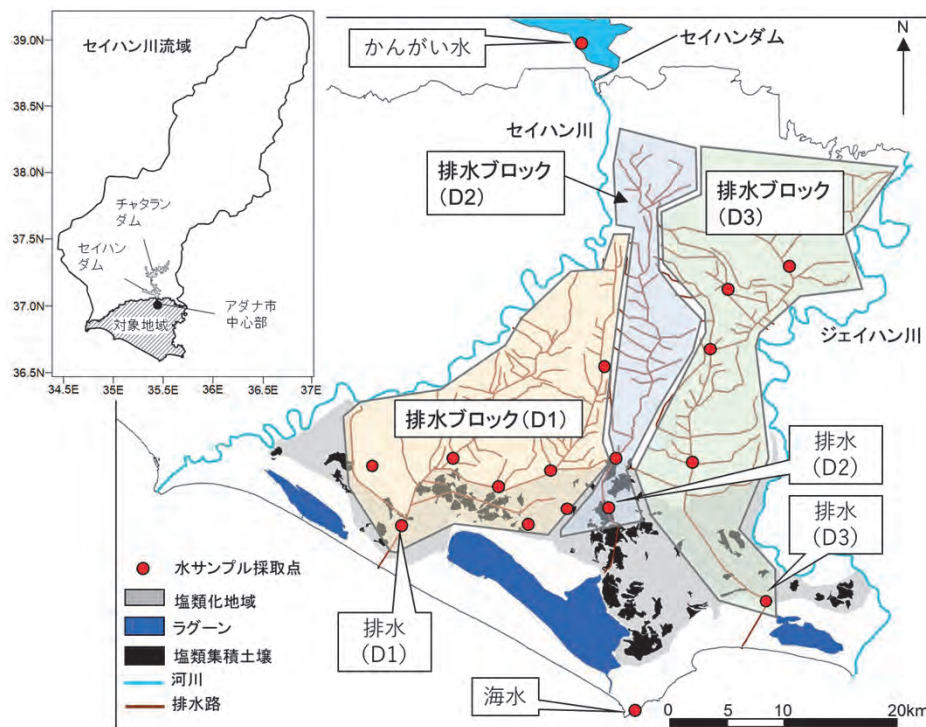


図2. 研究対象地域と各種サンプリング地点

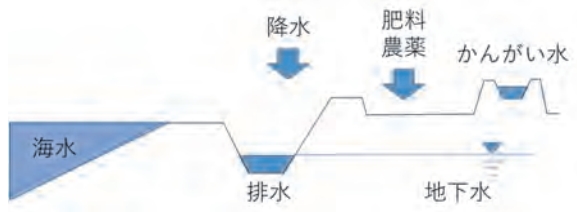


図3. 農地におけるさまざまな水・物質起源

6. 主要な起源は何か

排水中にはさまざまな起源からもたらされた塩類が混合しています。そのすべてを対象とすることは難しく現実的ではありません。そこで、次の理由から3つの起源に注目をします。

まず一つ目は海水です。対象地域は、昔海面下にあり海水塩の影響を大きく受けているはずで、また、地中海沿岸部は、海水浸入を受けていることから海水塩は対象とするかんがい農地における主要な起源の一つと考えられます。

二つ目はかんがい水です。対象地域の農地には、春から夏にかけて大量のかんがい水が供給されます。かんがい水中の塩分濃度は低くても、それが大量になれば相当量の塩類が農地に供給されることになります。

そして三つめは肥料です。農地には大量の肥料が毎年投入されます。ここに含まれる塩類は相当な量であると推測されます。

7. 解析の方法

対象地域では春から夏にかけて大量のかんがい水が農地に供給されます。一方、秋から冬には供給されません。したがって、夏季と冬季では、排水に含まれる塩類の混合比が異なる可能性があります。そこで、ここでは夏季と冬季それぞれの混合比をみていきます。

まず、各種サンプルを室内に持ち帰り、Sr濃度とSr同位体比の測定を行います。そして図4、5に示すように海水、かんがい水、肥料そして3つの排水路（D1、D2、D3）から採取した排水のSr濃度の逆数とSr同位体比をプロットします。

図4、5に示すように夏季、冬季のいずれにお

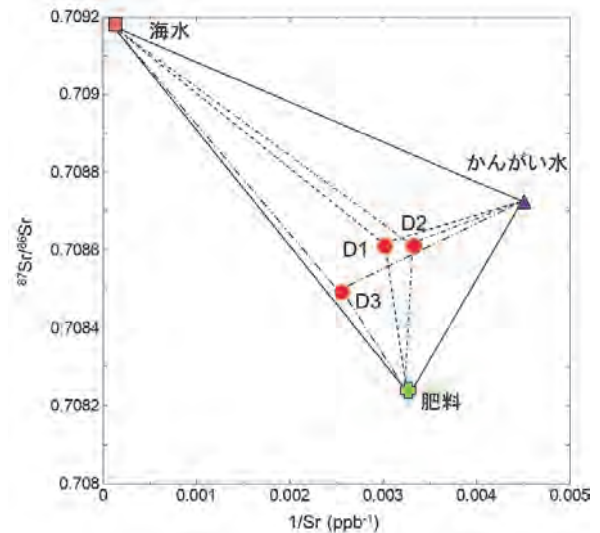


図4. 各サンプルのSr同位体比とSr濃度（夏季）

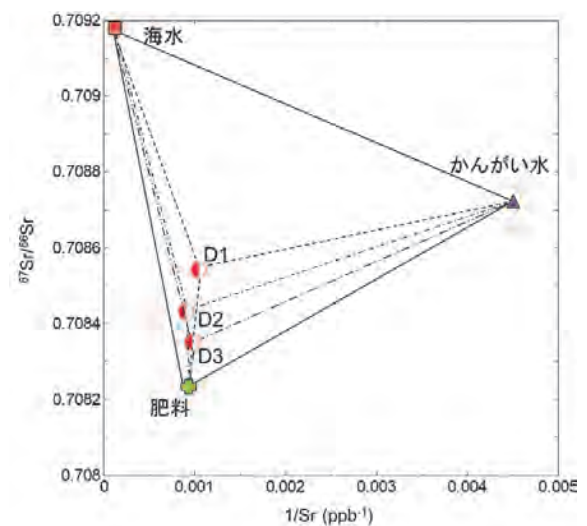


図5. 各サンプルのSr同位体比とSr濃度（冬季）

いても、排水のプロットがすべて海水、かんがい水、肥料を結んだ三角形の中に入っています。このような場合、混合理論（Faure and Mensing, 2005）にもとづいた次の連立方程式を解くことで、海水、かんがい水、肥料それぞれから各排水に供給されたSrの混合比（割合）を計算することができます。

$$1 = f_{海} + f_{か} + f_{肥} \quad (1)$$

$$1/Sr_{排} = 1/Sr_{海} f_{海} + 1/Sr_{か} f_{か} + 1/Sr_{肥} f_{肥} \quad (2)$$

$$Sr_{比排} = Sr_{比海} f_{海} + Sr_{比か} f_{か} + Sr_{比肥} f_{肥} \quad (3)$$

ただし、 $f_{海}$, $f_{か}$, $f_{肥} < 1$

ここで、Sr 同位体比（Sr 比と表記）と $1/Sr$ （ppb⁻¹）はそれぞれ図 4、5 の縦軸と横軸に示した既知の測定値です。そして、添字の「海」、「か」、「肥」、「排」はそれぞれ、海水、かんがい水、肥料、排水を示します。 f は未知数であり、求めるそれぞれの混合比（割合）です。この連立方程式に夏季、冬季におけるサンプルの実測値を代入して計算を行いました。

8. 塩類の起源（＝混合比）の解析結果

図 6 は D1、D2、D3 それぞれの夏季における海水、かんがい水、肥料の混合比を示しています。D1 の排水中には、海水起源の Sr が 6%、肥料起源の Sr が 28%、そしてかんがい水起源の Sr が 66% 含まれていました。D2 と D3 の排水路には海水起源の Sr がそれぞれ 3%、2% 含まれていたことがわかります。

夏季は、上流のダムから供給されるかんがい水

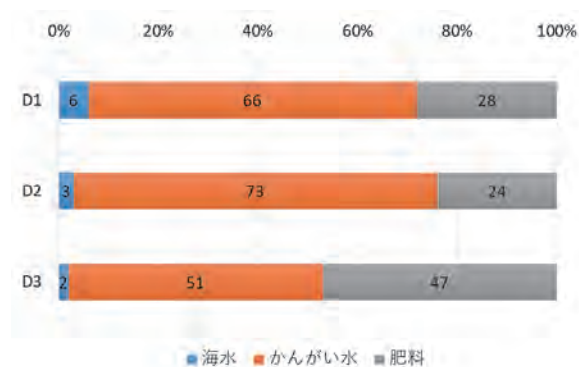


図 6. 各排水における塩類の混合比（夏季）

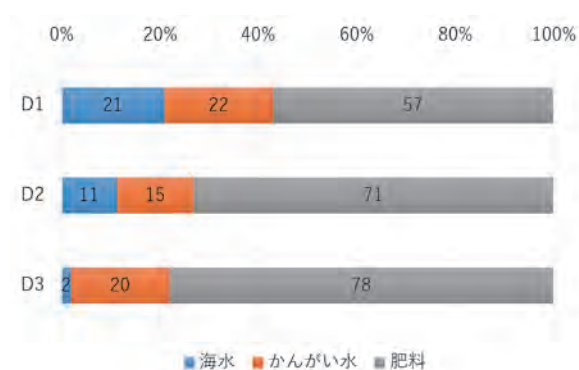


図 7. 各排水における塩類の混合比（冬季）

が多量なため、その中に含まれている Sr が農地から排水路に排水されていきます。その影響がとても大きいということになります。また、肥料も大量に農地に投入されます。肥料は、かんがい水によって溶解され不要な肥料分はやはり排水路に排水されます。このような理由から、夏季における混合比は、どの排水路でもかんがい水と肥料が大きな値を示したと考えられます。

次に、図 7 を見てみましょう。これは冬季における混合比です。夏季とは違って、それぞれの排水中に含まれる海水起源の Sr に明確な違いがみられました。D1 では排水中に含まれる海水起源の Sr は 21% でした。夏季は 6% でしたから 3 倍以上も増加したことになります。D2 も海水起源の Sr が 3% から 11% に増加していました。D3 は夏季と同じ 2% でした。

冬季における Sr の混合比の違いの原因は何でしょうか。それは、土の塩分濃度にあると考えられます。D1、D2 の排水路には、図 2 に示すように排水ブロック中に多くの塩類集積農地の存在（図中の黒く塗られている箇所）が認められます。一方、D3 の排水ブロックにはほとんど塩類集積農地が認められません。

夏季には、これら塩類集積農地から排出された塩類は大量のかんがい水によって希釈されるため海水の混合比は小さくなります。しかし、冬季はかんがい水による希釈がなくなるので、排出された塩分濃度が混合比にそのまま表れてくるのです。つまり、土は海水の影響を受けており、海水起源の塩類が排水路に排出されてくるのです。肥料の混合比が夏季に比べて冬季に大きくなるのも同様の理由です。

9. おわりに

本研究で示したように、塩類集積が発生している農地における海水塩の影響を Sr 同位体比と Sr 濃度を用いて解析することで定量的に明らかにすることができました。海水、かんがい水、肥料、そして排水にはそれぞれ固有の Sr 同位体比があ

り、それを質量分析器で測定することができます。

農地における複数の排水路から排水サンプルを採取し、その Sr 同位体比を測定するだけでも明確に異なる値が得られるはずです。それをもとにして、各農地の塩分起源の差異を簡便に診断することもできるでしょう。

さらに応用すれば、津波や台風などによって沿岸農地に海水が被った際に、土中水や排水などの Sr 同位体比を測定することで、陸域における海水の影響評価を実施することができます。

この塩はどこから来たのだろうか。またどこへ行くのだろうか。そんな疑問に対して科学的に答えを示してくれる Sr 安定同位体比はとても魅力的なものだと思いませんか。

引用文献

Faure, G. and Mensing, T.M. Isotopes, Principles and applications (Third edition), John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2005

Takashi Kume, Erhan Akca, Takanori Nakano, Takanori Nagano, Selim Kapur and Tsugihiko Watanabe, 2010, Seasonal Changes of Fertilizer Impacts on Agricultural Drainage in a Salinized Area in Adana, Turkey, Science of the Total Environment, vol. 408, issue16, 3319–3326, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.03.028>

著者情報



久米 崇（愛媛大学大学院農学研究科准教授）2004 年京都大学大学院農学研究科博士後期課程修了、博士（農学）。総合地球環境学研究所プロジェクト上級研究員、鳥取大学乾燥地研究センタープロジェクト研究員、総合地球環境学研究所プロジェクト上級研究員・特任准教授を経て、2012 年より現職。

（2021 年 3 月 31 日掲載）

混合比から読み解く富士川濁水の起源と行方

鷹 野 真 也

（総合地球環境学研究所）

1. はじめに

「富士川の濁りが近年強くなってきている」

そんな声が流域に住む方々から届きました。

濁りがなぜ強くなったのか？ 発生源は何なのか？

下流や河口、海に棲む生き物への影響は？ これからどうなってしまうの？ 等々、考えてもわからないことだらけ。地域住民の不安は募るばかりです。

こんな時には、同位体を用いた環境トレーサビリティ手法が解決の糸口になるかもしれません。色々とわからないことばかりなら、まずは物事のベースとなる部分を押さえることが大切です。ここでは、濁りがどこからどれだけ来たのか（またそれはどこへ行くのか）、つまり濁りの起源を知ることがそれにあたります。本稿では富士川の濁りの起源をストロンチウム（Sr）同位体比を用いて推定した研究例を紹介します。

2. 富士川の濁り問題

富士川は主に山梨県と静岡県を南流し駿河湾へ注ぐ一級水系です（図1）。もともと日本三大急流河川に数えられるほど流れが速い、つまり土砂運搬能力が高い河川であり、流域の崩れやすい地質も相まって比較的濁りが発生しやすいことで知られています。

その富士川で、近年濁りが少しずつ強くなっていることが観測され（たかはし河川生物調査事務所，2016）、特に富士川の主要支流の1つである早川（及び早川水系の雨畑川；図1）から強い濁りが何度も見られるようになりました。時を同じくして、富士川中下流部におけるアユの目撃数の減少や、駿河湾でのサクラエビの不漁等が報告されるようになり、富士川の濁りが水圏生態系へ与える影響の懸念が強まり始めました。

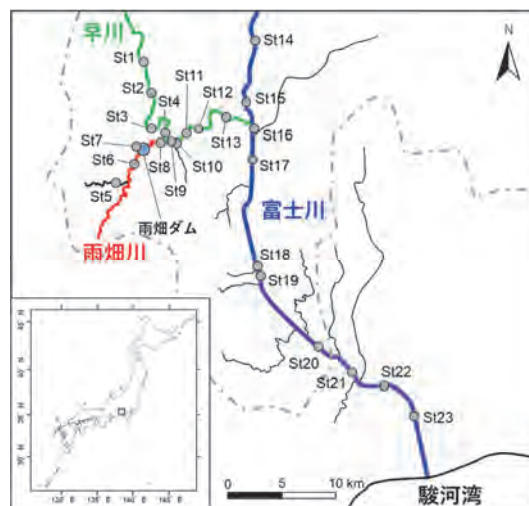


図1. 富士川中下流域の調査地点。一点鎖線は山梨県と静岡県の県境を示しています。

ここで、特に強い濁りが見られた早川と雨畑川が富士川の濁りの発生源ではないかという疑いがかけられました。確かに早川と雨畑川からは見るからに強い濁水が流れていました（図2a）。しかし一方で、早川と合流する前の富士川の水も充分濁っているように見えます（図2b）。では実際のところ、早川・雨畑川由来の濁水が合流後の富士川に対してどれだけ寄与しているのでしょうか？ その割合を Sr 同位体比と同位体マスバランス（混合理論）を用いて推定しました。

3. 富士川濁水の起源を解くために — 調査と手法

調査は 2021～2022 年の期間に月 1～2 回程度、早川と雨畑川を含む富士川中下流域の最大 23 地点で実施しました（図1）。各地点で河川水と河川水中の懸濁物質（SS: Suspended Solids）、及び河床堆積物を採取し、それらに含まれる Sr 濃度と Sr 同位体比（ $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ ）を測定しました。（ $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ について、詳しくは第3章「重元素同位体」をご覧ください）

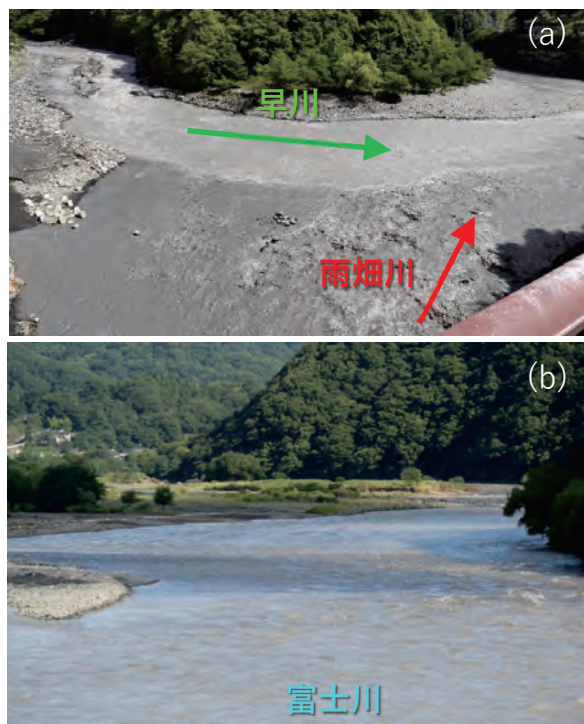


図 2. 早川・雨畑川 (a) と早川合流前の富士川 (b) の濁りの様子 (2021 年 8 月 19 日撮影)

測定したサンプルの Sr 濃度と Sr 同位体比から、同位体マスバランスモデル（混合理論）を用いて混合比（割合）を求めます（Faure and Mensing, 2005）。この理論では、異なる Sr 濃度と Sr 同位体比をもつ 2 つの成分（A と B）の混合体 M とした時、縦軸に $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 、横軸に Sr 濃度の逆数 ($1/\text{Sr}$) をとると、A と B のプロットを結んだ直線上に M のプロットが分布します（図 3）。この関係を用いて、M 中の A と B の混合比を推定します。詳しい式や計算方法は注釈として稿末に記載しましたので、興味があればぜひご覧下さい¹⁾。

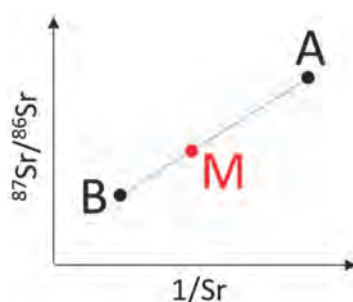


図 3. $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - $1/\text{Sr}$ 濃度ダイアグラム上での成分 A と B、その混合体 M の関係

4. 三つの産地（雨畑川と早川上流、及び富士川上流）のブレンド

河川水と河川水中の懸濁物質（以下、SS と表記）の Sr 濃度と Sr 同位体比を $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - $1/\text{Sr}$ 濃度ダイアグラムにプロットしたものを図 4 に示しました。わかりやすい例として、河川水と SS とともに 2021 年 7 月に採取したサンプルのデータを使用しました。

まず河川水と SS とともに、雨畑川と早川上流（雨畑川との合流前）のプロットを結んだ直線（緑の破線）上に早川下流（雨畑川合流後）のプロットが分布しました。そして早川下流と富士川上流（早川との合流前）のプロットを結んだ直線（青の破線）上に富士川下流（早川合流後）のプロットが分布しました。これらのことから、雨畑川、早川上流、及び富士川上流を主要な成分（端成分）とした混合体として、合流後の河川水と SS が構成されていると考えられます。つまり、先述の混合理論からそれぞれの混合比を求めることができます。

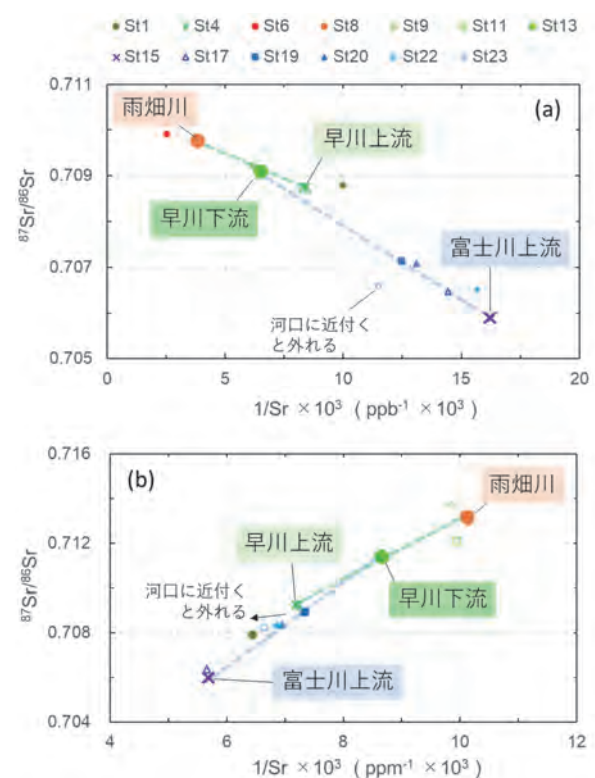


図 4. 河川水 (a) と SS (b) の $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ - $1/\text{Sr}$ 濃度ダイアグラム。ともに 2021 年 7 月採取サンプル。

ちなみに、河川水と SS とともに富士川河口付近のプロットが青の破線から外れました。これは河口に近付くにつれて下流域由来の他の成分が混入したことによるズレと考えられます。

5. 混合比から濁水の起源と行方を読み解く

上記実測値と混合理論から、富士川下流における雨畑川と早川（上流及び水系全体）、及び富士川上流由来の成分の混合比を計算し、調査期間全体のデータを図 5 にまとめました。同様に河床堆積物についての混合比と、流域面積比も同図に示しています。データに少し幅があるものは中央値で議論しています。

まず河川水の混合比を見てみましょう。平時（低水位）の富士川下流河川水では、早川水系全体と雨畑川由来の水の割合がそれぞれ約 13% と約 4% でした。降水後の高水位時には、それらの割合はそれぞれ約 24% と約 10% に上昇しました。これは早川水系が国内でも屈指の降水量を誇る南アル

プスを源流部に持つためと考えられます。この河川水の混合比は、やや幅があるものの流域面積比と同程度の割合を示しました。

一方、SS の混合比を見てみると、早川水系由来が 60% 以上、そのうち約半分を雨畑川由来が占めていることがわかりました。これらは河川水や流域面積の割合と比べてかなり高く、早川水系由来の SS が富士川濁水の主要供給源であることを示唆しています。（裏を返せば、30% 程度は富士川上流由来であるとも言えます）

また、河床堆積物における混合比も推定したところ、早川水系由来と雨畑川由来がそれぞれ 11% と 1% 程度と、他と比べて最も低い割合を示しました。河床堆積物は一般的に河川による土砂運搬の履歴を反映していると考えられていますが、この結果から早川水系由来の SS は河床にあまり堆積していない可能性が示唆されました。つまり、早川水系由来 SS は富士川濁水の主要供給源であるものの、堆積しにくく大部分が駿河湾へ流出している可能性が考えられます。

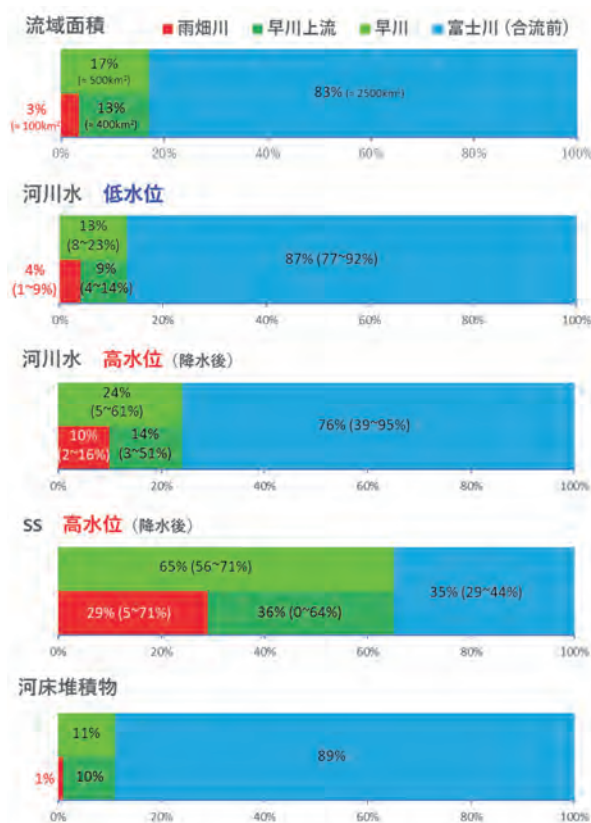


図 5. 河川水、SS、及び河床堆積物の混合比と流域面積比

6. おわりに

本研究では、富士川の濁水がどこから来てどこへ行くのかを、Sr 濃度と Sr 同位体比を用いて定量的に明らかにしました。富士川の高濃度の濁水は、流域の水棲生物の生育環境にとって悪影響を及ぼし得るものですが、河床に泥として堆積・残留している（またそれに伴う二次的な弊害の）可能性は低いのかもしれません。一方、濁水が流入する駿河湾の海洋生物への影響も懸念されているため、富士川の濁りの状態を今後注視し対策を講じる必要があります。

今後の課題として、この富士川（早川水系）の濁りの中から人為的影響（ダムや採石場の影響、産業廃棄汚泥の不法投棄など）を検出できるかどうかを現在検討しています。この濁水は天然要因（土砂崩れ）だけでなく人的要因の影響も少なくないのではないかという懸念があり、より詳細な発生源の解明が求められています。今回の Sr 同

位体を用いた手法からそれが可能なのか、はたまた他の同位体や元素濃度を用いたアプローチなら解決できるかどうか。まだ糸口を探っている段階ですが、良い報告ができるよう研究に邁進していきたいと思います。

また、“水質と物質循環、集水域特性”の「塩類の起源に迫る — 農地が汗をかくと塩をかく —（久米崇さん）」にて、本研究と同様に Sr 濃度と Sr 同位体比から混合比を求めた研究例（こちらは 3 成分の混合比計算です）が紹介されています。Sr 同位体比の混合理論を用いた手法の理解が深まると思いますので、ぜひ併せてご覧下さい。

注釈

- 1) 混合理論では、異なる Sr 濃度・Sr 同位体比をもつ 2 つの成分（A と B）の混合体 M とした時、M の Sr 同位体比を以下の式で表すことができます。

$$R_M = R_A f_A \left(\frac{Sr_A}{Sr_M} \right) + R_B (1 - f_A) \left(\frac{Sr_B}{Sr_M} \right)$$

ここで R_M 、 R_A 、 R_B は M、A、B の Sr 同位体比 ($^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$) を、 Sr_M 、 Sr_A 、 Sr_B は M、A、B の Sr 濃度をそれぞれ示しています。また、 f_A は M 内の A の存在比（割合）を示しています（つまり $1-f_A$ は M 内の B の存在比を意味します）。この式は R_M が Sr_M の逆

数（つまり $1/Sr_M$ ）の一次関数であることを表しています。要するに、縦軸に $^{87}\text{Sr}/^{86}\text{Sr}$ 、横軸に Sr 濃度の逆数 ($1/Sr$) をとると、A と B のプロットを結んだ直線上に M のプロットが分布します（図 3）。また、上記の式を変形して以下のように f_A を求め、混合比を推定します。

$$f_A = \frac{R_M Sr_M - R_B Sr_B}{R_A Sr_A - R_B Sr_B}$$

文献

たかはし河川生物調査事務所（2016）平成 27 年度 天然アユを指標とした富士川の環境保全調査報告書。

Faure G and Mensing T M (2005) Isotopes: Principles and Applications (third ed.), John Wiley and Sons Inc., Hoboken, New Jersey.

著者情報



鷹野真也（総合地球環境学研究所 環境トレーサビリティ特定推進研究 研究員）2019 年北海道大学大学院環境科学院博士後期課程単位取得退学。2020 年学位取得（環境科学）。北海道大学学術研究員を経て、2021 年より現職。

（2023 年 3 月 31 日掲載）

トンレサップ湖水系の地表水循環 — 多元素分析による解析で見えてきたこと —

吉 川 尚
(東海大学海洋学部)

1. トンレサップ湖の環境変化

カンボジアにあるトンレサップ湖は、東南アジア最大の淡水湖で、琵琶湖の4倍（乾季の面積比）もある広大な湖です。雨季には、メコン河からの水がトンレサップ川を経由して湖内に大量に流入し、湖から溢れ出した水により広大な氾濫原が出現します（図1）。地元住民にとって、トンレサップ湖とその氾濫原は、漁業や農業、水運等の産業を支えるだけでなく、古くから歴史・文化を育んできた大切な存在です。

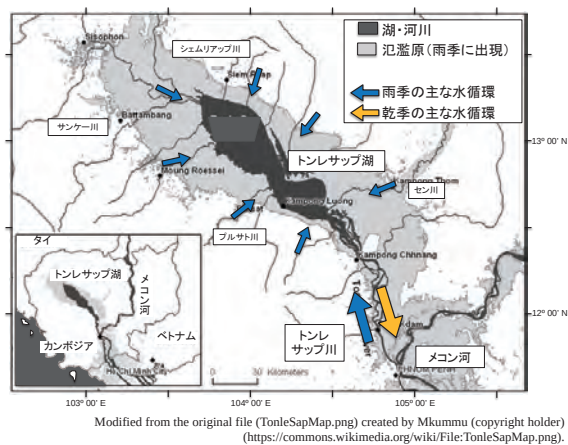
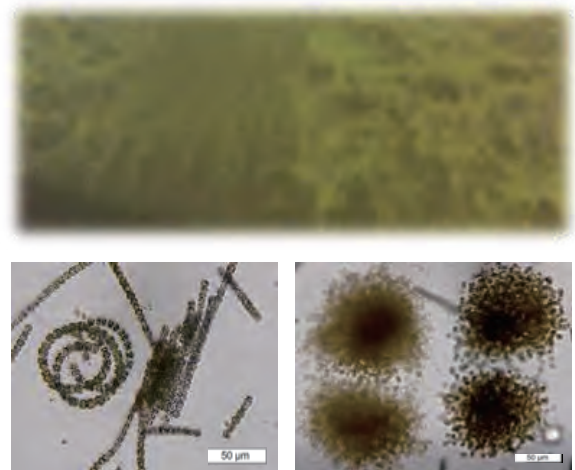


図1. トンレサップ湖の地表水循環の概要。雨季にはメコン河からの水が流入し、逆に乾季には湖水が流出する。また、雨季には広大な氾濫原が出現する。

しかしながら、近年、そのトンレサップ湖の環境や生態系が大きく変化しています。まずは、人口増加を背景とする水質汚濁・過剰漁獲・土地開発等といった、主に湖や氾濫原の内部に起因する変化があります（図2）。それらのうち水質汚濁は、生活・産業排水中に含まれる様々な物質が、河川等を通じて湖に流入することで起こります。次に、

トンレサップ湖の場合、国際河川であるメコン河水系の一部をなしており、より大きな空間スケールの影響もあります。例えば、メコン河上流部で中国やラオス等が大規模ダムを設置することで、メコン河や湖の水位が不安定化したり、氾濫原が縮小する等の影響が懸念されています。一方で、トンレサップ湖の水質の変化は、下流域にあるベトナムのメコンデルタの水質・生態系に影響を与えている可能性もあります。さらに、地球規模の気候変動により、湖水の集水域における降水量の変化も懸念される等、トンレサップ湖の現状と将来は楽観視できない状況にあります。



Anabaena affinis

Microcystis aeruginosa

図2. 乾季の湖北部でみられたアオコ（上）。富栄養化により藍藻（下）が異常発生し、湖面が緑色に着色していた。

2. ICP-MS による湖水や河川水の多元素分析

こうした環境変化が懸念されるトンレサップ湖で、私たちの研究チームは、水質と地表水循環について調べました（Yoshikawa et al. 2020）。具

体的には、湖水や周辺の河川水を採取してその元素組成を分析しました。生物の身体は様々な元素で構成されており、必要な元素が環境や食物中に不足していると、それ以上増えることができません。逆に、過剰な量の元素や有毒な元素の存在は、生物の生存に有害です。つまり、湖水の元素組成を調べることで、湖の生態系の健全性に関する基礎情報が得られます。さらに、湖水の元素組成を周囲の河川水と比較することで、湖水とその中に含まれる元素の由来を推定することも可能となります。湖の地表水循環については、その概要は先述した通り調べるまでもなく分かっているのですが（図1）、メコン河とその他の河川が湖水やその含有元素の供給源としてどれだけ貢献しているのかといった、定量的な知見は得られていません。

私たちが用いた ICP-MS（誘導結合プラズマ質量分析装置）では、少量の試料中に含まれる約 50 種の多元素の濃度を、一度に分析することができます。現地調査では、カンボジアの共同研究者とともに漁船や自動車を使って、湖や周辺の河川を巡って、水試料を採取しました（図3）。暑い中、慣れない状況での調査は大変ですが、実際の現場の様子を知っておくことは、後で分析データを解釈する際に役立ちます。



図3. 湖の水上家屋（左上）。湖内は漁船で調査した（右上）。河川は岸边から採水した（左下）。水試料はフィルターで懸濁物をろ過除去後（右下）、元素濃度を分析した。

3. トンレサップ湖水系の地表水循環

日本に持ち帰った湖や河川の水試料を ICP-MS

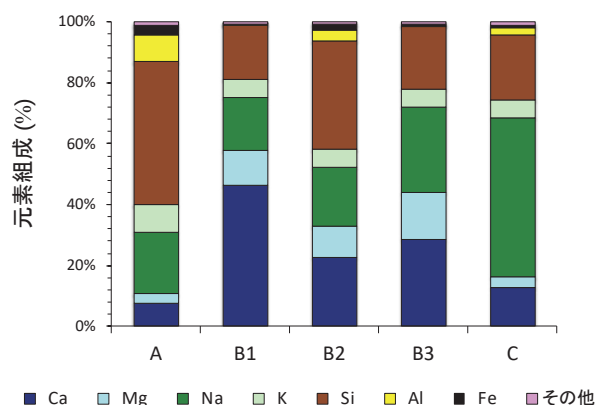


図4. 水試料の各グループの元素組成の特徴。

で分析し、得られた元素組成の特徴に基づいて統計的に解析（クラスター解析）した結果、各地点の水試料は A、B、C の 3 グループに分けられました（図4）。グループ A は、Si（ケイ素）、Al（アルミニウム）、Fe（鉄）の割合が高いのが特徴で、岸边が赤土だったシェムリアップ川等の水が該当していました。グループ C は、Na（ナトリウム）が多いことが特徴で、生活排水が多く流れこむシェムリアップ川河口等の水が該当しました。グループ B には、水試料の大部分が該当したので、さらに B1、B2、B3 の 3 つのサブグループに分けました。サブグループ B1 は、Ca（カルシウム）が比較的多く（図4）、メコン河の水は雨季・乾季ともにこれに該当しました（図5、図6）。サブグループ B2 は、Si、Al、Fe が比較的多く、雨季・乾季のセン川、雨季のサンケー川、プルサト川等が該当しました。サブグループ B3 は、Na が比較的多く、乾季の湖、トンレサップ川、サンケー川、プルサト川等が該当しました。

雨季と乾季における水試料の各グループの水平分布（図5と図6）から、トンレサップ湖水系の地表水循環について、以下のことが分かってきました。雨季には、トンレサップ湖の水と元素の大部分は、トンレサップ川を通じてメコン河から流入し、他の河川の影響は小さいことが示唆されます。一方、乾季では、湖水の元素組成には、周囲の小河川や湖底からの溶出等の影響が大きく、雨季にメコン河から供給された水や元素の影響はあ

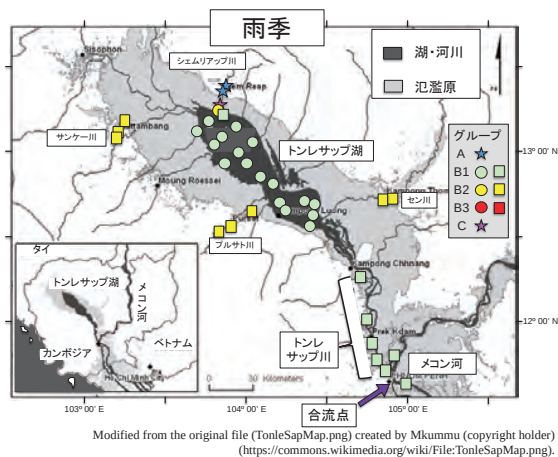


図 5. 元素組成の特徴で分類した、水試料各グループの水平分布（雨季）。

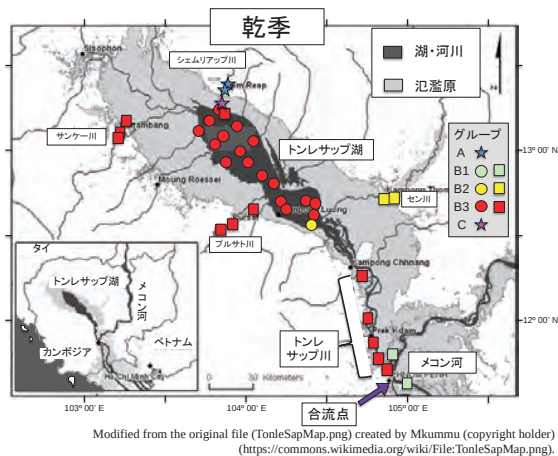


図 6. 元素組成の特徴で分類した、水試料各グループの水平分布（乾季）。

まり残っていないことが示唆されます。また、メコン河は、トンレサップ川との合流地点の上流・下流で元素組成が変化してないことから、トンレサップ湖がメコン河に与えている影響も大きくはないようです（ただし、特定の元素や物質によっては影響している可能性はあります）。

4. 水源としての評価・潜在的なリスク

ICP-MS 分析では、試料中にわずかししか含まれない微量元素の情報も得られるため、飲料水に人体に有害な元素が含まれていないか、安全チェックにも用いられています。トンレサップ湖で水上生活を営む人々は、食事の煮炊き等に日常的に湖水を使っています。また、雨季に氾濫原に溢れ出した湖水の一部は地下水となり、乾季に飲料水と

なっている可能性があります。さらに、農・水産物を通して有害元素を摂取する可能性もあり、トンレサップ湖の水の安全性について、監視・モニタリングすることは重要です。

特に、As（ヒ素）については、世界各地で地下水の汚染が深刻な問題となっており、カンボジアでもメコン河やトンレサップ川流域等が高リスク地帯とされています。そこで、本研究の分析結果を、世界保健機関のガイドライン（WHO 2011）と比較してみると、乾季の湖水の As 濃度は $0.9\text{--}3.5\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ と多くの地点で基準値（ $10\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）の 1/10 を超えており、今後注意が必要な状況でした。また、乾季の湖水の As 濃度は、トンレサップ川及びメコン河（ $1.5\text{--}2.2\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）に比べて高い地点が目立ち、湖底からの溶出が影響している可能性が考えられます。雨季の湖水の As 濃度（ $0.8\text{--}1.4\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）は、メコン河（ $0.7\text{--}1.5\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）等と同程度で、概ね基準値の 1/10 以下でした。

他に健康被害が懸念される元素としては、マンガン（Mn）や亜鉛（Zn）等がありますが、これらの湖水中の平均濃度（Mn: $2.5\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $1.6\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）は基準値（Mn: $400\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $3000\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）より 2-3 桁低い値であり、トンレサップ川やメコン河の水（Mn: $63\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$, Zn: $21\text{ }\mu\text{g L}^{-1}$ ）と比べても 1 桁低い値でした。Mn や Zn の濃度が湖で河川より低くなった理由として、湖ではこれらの金属元素の多くが鉄（Fe）等とともに水和物や酸化物のコロイド粒子を形成し、水底へ堆積することで、水中から除去されることが考えられます。

5. おわりに

私たちが行った調査により、トンレサップ湖水系の地表水循環に伴う元素の挙動が可視化され、水源としての湖水の安全性に関する基礎情報が得られました。一方で、まだ未解明な部分も色々に残されています。例えば、調査は、雨季と乾季に 1 回ずつしか行っていないため、季節変化の詳細は不明ですし、湖水の安全性についても確定的なことは言えません。また、私たちの調査では地表

水（地面の上にある湖水や河川水）を採取しましたが、地下水については調べていません。他チームによる天然ラドン（ ^{222}Rn ）の分布調査等による研究（Burnett et al. 2017）では、トンレサップ湖におけるリン（P）の供給源として、氾濫原に溢れた湖水が地下水となって再流入する経路が重要である可能性が示唆されています。さらに、将来、湖の富栄養化が進み、底層で貧酸素水塊が発生するようになった場合は、嫌気的な環境となった湖底で As が溶出してくる潜在的なリスクがあります。

私たちの調査で用いた ICP-MS 分析では、元素の化学形態（無機態か有機態か、酸化数等）の情報は得られないため、環境中の挙動や生物に対する毒性等を評価する上で制約があります。一方、ICP-MS 分析は、少量の試料で多くの元素の情報が一度に得られる利点があります。その長所を生かしつつ、他の分析手法も適宜組み合わせることで、上述した未解明の点についても明らかにしていくことが可能と考えています。

なお、本稿でご紹介した研究成果は、以下の方々との共同研究で得られたものです（敬称略、所属は調査当時）：高木映、石川智士、申基澈、中野孝教（地球研）、堀美菜（高知大学）、Hort Sitha、Eng Chaesan、Srun Limsong（カンボジア王国水産局）。

文献

- W. C. Burnett, G. Wattayakorn, R. Supcharoen, K. Sioudom, V. Kum, S. Chanyotha, R. Kritsanawanuwat, (2017) Groundwater discharge and phosphorus dynamics in a flood-pulse system: Tonle Sap Lake, Cambodia. *Journal of Hydrology* 549: 79–91.
- T. Yoshikawa, A. P. Takagi, S. Ishikawa, M. Hori, T. Nakano, K.-C. Shin, H. Sitha, E. Cheasan, S. Limsong (2020) Major and trace elements in the surface water of Tonle Sap Lake, Mekong River, and other tributary rivers, Cambodia. *Environmental Monitoring and Assessment* 192: 467.
<https://doi.org/10.1007/s10661-020-08292-4>.
- WHO (2011) *Guidelines for drinking-water quality*. 4th ed. Geneva: World Health Organisation.

著者情報



吉川 尚（東海大学海洋学部水産学科教授）。2002 年東京大学大学院農学生命科学研究科博士課程修了、博士（農学）。東京大学アジア生物資源環境研究センター研究機関研究員、近畿大学水産研究所 COE 博士研究員、東京大学大学院農学生命科学研究科助教、東海大学海洋学部水産学科講師等を経て、2019 年より現職。

（2021 年 3 月 31 日掲載）

安定同位体比から明らかになる底質有機物の起源

小 川 裕 也
（自然環境研究センター）

1. はじめに

底質とは海や河川などの水底の構成物で、砂や泥、動植物の遺骸などが堆積したものです。生態学的には底生生物（水底を生活の場に行っている生物群）にとって大切な環境ですが、普段の私たちの生活で意識することは少ないでしょう。研究においては、底質は土壌や地層のような環境指標として、過去や近年の環境やその変化を解明するために使われます。

ここで紹介するのは、底質を構成する有機物の起源を推定した研究です。一般的に河川における一次生産者（植物のような食物連鎖の基底をなすもの）は、上流から下流にかけて陸生植物から付着藻類、河口域においては植物プランクトンへと変化します。安定同位体比を用いた研究の普及により、世界中の様々なスケールで底質の有機物の起源の変化や特性が明らかにされてきました。

本研究は、マングローブ樹種が植生を構成しているフィリピンのバタン湾という沿岸域で行いました。湾口が狭くて複雑な地形をしており、内湾が広がる半閉鎖的な環境です。バタン湾はもとも存在していたマングローブ林の面積の90%以上が養殖池へ転換された場所です。養殖池といってもコンクリートや化学肥料などは使わず、エビやミルクフィッシュを粗放的に生産しています。

炭素・窒素安定同位体比（ $\delta^{13}\text{C}$ ・ $\delta^{15}\text{N}$ ）を用いて底質の有機物起源を推定する研究はしばしば行われていますが、このような複雑な地形の場所ではあまり研究が行われていません。このような湾でもこれまで行われてきた研究と類似した結果が出るのか？ という疑問から研究を始めました。

2. 試料採集と安定同位体比の分析結果

安定同位体比は生物にも非生物にも利用できる天然の指標（値）になります。異なる物質が異なる値を持つため、それらの混合物の値から起源となる物質の混合割合を推定することができます。これは安定同位体比を用いた手法の一つで、混合モデルと呼ばれます。混合モデルに用いる指標の数が増えるほど結果の信頼度は高まり、推定したい起源となる物質の数も増やすことができます。そのため本研究では分析しやすい炭素・窒素の安定同位体比と、炭素と窒素の比率（C/N 比）を指標として解析を行いました。

底質の有機物起源を推定するためには、混合物である底質そのものと、有機物起源になり得る一次生産者の安定同位体比分析が必要になります。バタン湾の各地で、マングローブ、陸生 C_3 植物（モモタマナ、ミミモチシダなど）、陸生 C_4 植物（イネ、カヤツリグサの仲間など）、農作物、海草、藻類、底生微細藻類、養殖池で使われている餌、そして湾内の底質（表層 5-10 cm）を採取して、炭素・窒素安定同位体比分析を行いました。

分析の結果、対象物の安定同位体比はおおむね先行研究¹⁾と同じ傾向を示しました。図1のように底質中有機物の炭素・窒素安定同位体比および C/N 比の値が、マングローブ、底生微細藻類、植物プランクトンの値の間に位置していることから、これらがバタン湾の主な有機物起源であることが確認できました。底生微細藻類とは、干潟や浅瀬などの砂泥粒子の表層に付着して繁殖する植物プランクトンと同程度の大きさの藻類で、底生生物の餌資源としての重要性が認識されています。

また、底質の有機物起源は河川から湾口にかけて陸生 C_3 植物由来から海洋性植物プランクトン

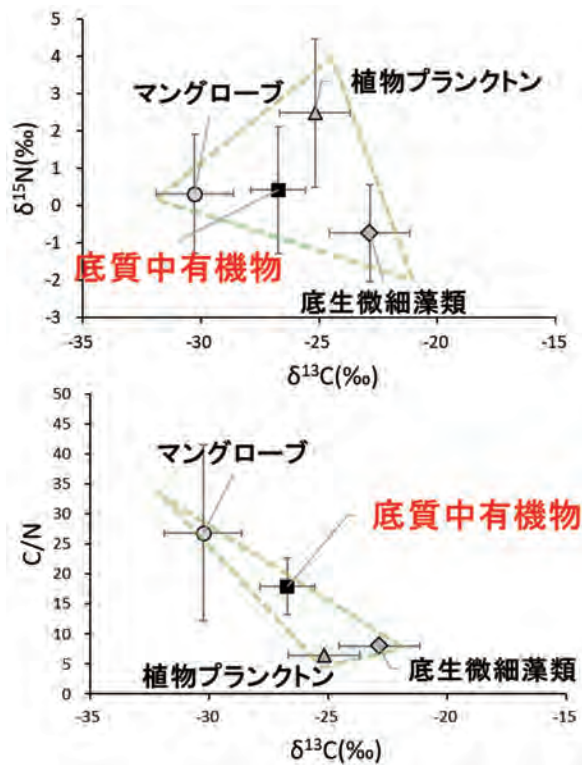


図1. バタン湾における底質と主な有機物起源の $\delta^{13}\text{C}$ 、 $\delta^{15}\text{N}$ 、C/N 比。底質中有機物の値は、マングローブ、底生微細藻類、植物プランクトンの間に示されることから、それらの混合物であることがわかる。

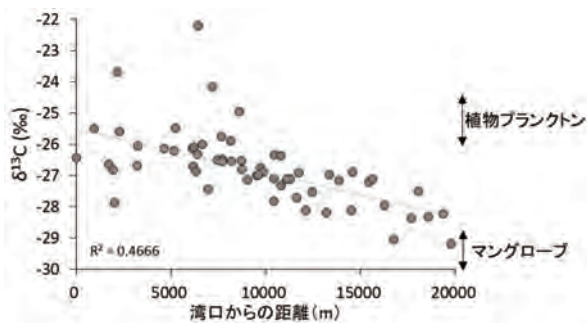


図2. 河川から湾口にかけて、底質の有機物の $\delta^{13}\text{C}$ が高くなり、有機物起源が陸生由来から海洋性由来に変化していることがわかる。

由来へと変化していくため、底質の有機物の $\delta^{13}\text{C}$ も低い値から高い値へと変化することが多くの研究で示されています。図2のように、バタン湾でも底質の有機物の $\delta^{13}\text{C}$ と湾口からの距離の間に相関関係があることが確認できました。

3. 安定同位体比を用いた生態区分

環境要因などで地域を生態学的に区分すること

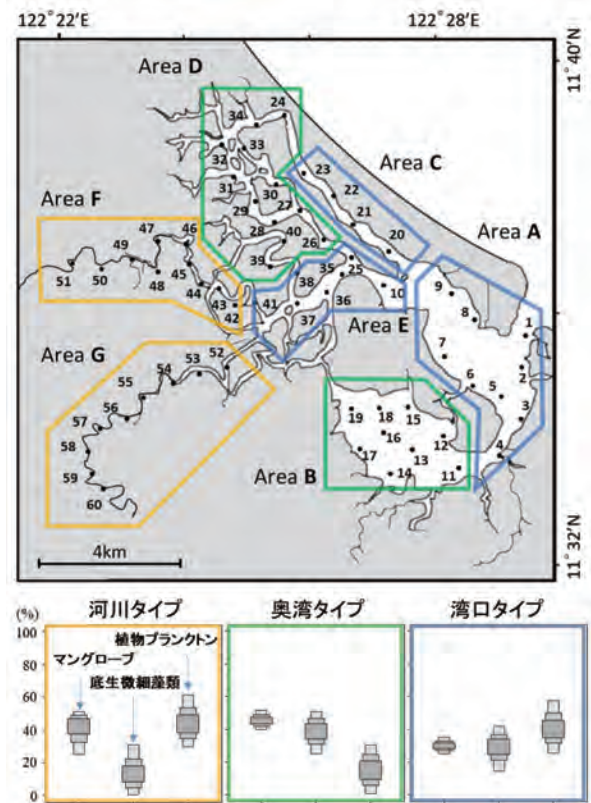


図3上. 60箇所の調査地点と、底質と環境要因から区分された範囲。黄色は河川タイプ、緑色は湾奥タイプ、青色は湾口タイプを示す。

図3下. 3タイプの区分における底質の有機物起源の混合割合。それぞれで特徴が違ってくる。

を生態区分と言います。バタン湾内の60地点で測定した環境要因（水質や水深）と、底質の安定同位体比およびC/N比の値を用いた解析で、図3上の地図のようにバタン湾を3タイプ（湾口タイプ、湾奥タイプ、河川タイプ）と、さらに細かい7区域（Area A から Area G）に生態区分することができました。それぞれのAreaで特性がありますが、ここでは3タイプにおける底質の有機物起源に着目します。前述した混合モデルを用いることで、図3下のようにそれぞれのタイプにおいて主な有機物起源の混合割合を求めることができました。

河川タイプ（黄色）は湾内に流入する主な2つの河川域が当てはまり、マングローブ（ここでは値の似ている陸域 C_3 植物も当てはまる）と植物プランクトンが有機物起源として目立っています。

自然状態の河川で植物プランクトンが主な有機物起源となることは少ないですが、バタン湾のようなインフラの整っていない地域では、河川沿いの民家からの生活排水の流入が局所的な植物プランクトンの発生に影響していることが考えられます。湾奥タイプ（緑色）は主な河川流路から外れて滞留構造になりやすい場所に位置しており、水深は浅く、底質の C/N 比は高い値を示しました。このことからマングローブの葉などが溜まりやすいことと、底生微細藻類の繁殖が盛んであることが分かります。湾口タイプ（青色）は海域に近く塩分濃度が高い地点が当てはまり、さまざまな有機物が比較的均一に混合していることが分かります。河川と海という生態系の間に位置するため、常に様々なものが混合している場所だと考えられます。

また、一部の底質の有機物で $\delta^{13}\text{C}$ の値が突出して高い地点が示されましたが（図 2）、浅い場所で付近にウミショウブ藻場が確認できる場所でした。海草は高い $\delta^{13}\text{C}$ を持つため、辺りの底質の有機物の起源になっていることが考えられます。この海草が具体的にどれくらい有機物起源として貢献しているかを明らかにするには、違う方法を考えなければなりません。

4. バタン湾の特徴

本調査でバタン湾の底質の有機物の炭素・窒素安定同位体比および C/N 比が明らかになりました。他の同じような研究を参照して、バタン湾の特徴を考えることができます。バタン湾の炭素安定同位体比 ($-26.7 \pm 1.2\%$) は、他の研究例と比べると全体的に値が低く、C/N 比 (17.9 ± 4.7) は高いことが分かりました。このことはバタン湾では陸生 C_3 植物やマングローブが底質の有機物起源に大きく貢献していることを示唆しています。本研究では全ての生態区分で、少なくとも 30% 以上がマングローブ由来だと推定されました。バタン湾のような多くのマングローブ林が養殖池へ転換された地域でも、半閉鎖的な湾の構造が陸生由来の有機物を多くトラップしていることが考え

られます。

窒素安定同位体比 ($-0.4 \pm 1.7\%$) は、全体的に 0.0% に近く、他の研究例と比べると低い値を示していました。化学肥料や生活排水などの人的行為に伴う影響は窒素安定同位体比を高めることが知られているため、バタン湾は人為的な影響が少ないことが示唆されます。これはあくまでも参照にした研究例との比較であって、バタン湾における人為的な環境負荷が少ないというわけではありません。

5. おわりに

正直なところ、結果を見るまでは半信半疑な気持ちでしたが、解釈のできる値や空間分布が示されて、安定同位体比の環境指標としての効力を感じた調査でした。観察だけでは得られない自然環境の安定同位体比分析による数値化は、他にも多くの疑問を解明できる便利なツールであることは間違いありません。バタン湾での研究においても、他元素の安定同位体比や、深い場所の底質を探索することで、マングローブ伐採や養殖池管理方法の変化、台風攪乱による影響など、さらに多くのことが分かるかもしれません。

注釈

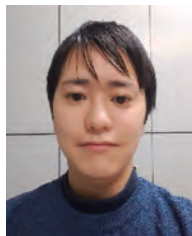
- 1) 炭素・窒素安定同位体比は研究によってさまざまですが、平均的な一次生産者の値は次のようになります。 C_3 植物 ($\delta^{13}\text{C} = -27\%$ 、 $\delta^{15}\text{N} = 0\%$)、植物プランクトン ($\delta^{13}\text{C} = -24.3\%$ 、 $\delta^{15}\text{N} = -2.1\%$)、底生微細藻類 ($\delta^{13}\text{C} = -22.2\%$ 、 $\delta^{15}\text{N} = -2.9\%$) (Fourqurean & Schrlau, 2003; McKee et al., 2002; Muzuka & Shunula, 2006; Kohn 2010, Doi et al. 2010)

文献

Ogawa, Y., Okamoto, Y., Sadaba, R.B., Kanzaki, M., 2020. Sediment organic matter source estimation and ecological classification in the semi-enclosed Batan Bay Estuary, Philippines.

Int. J. Sediment Res. 36 (1), 110–119. <https://doi.org/10.1016/j.ijsrc.2020.05.007>.

著者情報



小川 裕也（自然環境研究センター・研究員）2022 年京都大学大学院農学研究科森林科学専攻京都大学大学院農学研究科修了。博士（農学）。

（2023 年 3 月 31 日掲載）

資源開発における環境負荷低減のための同位体研究

大 竹 翼
(北海道大学工学研究院)

1. 資源開発と環境汚染

我々の便利な生活を維持していくために石油や石炭のエネルギー資源や鉄・銅・亜鉛などの金属資源の開発は必要不可欠です。これら地球資源の多くは、数万年～数千万年といった長い時間を経て地下深くで形成されたものであり、人間が採掘することで地表に露出し、地表の大気や水と反応します。それらが有害な金属や元素で環境中に漏出した場合には、生態系や我々の健康に重大な問題を引き起こすことがあります。例えば、銅・鉛・亜鉛といった卑金属元素は硫化物として採掘されますが、同時に産する黄鉄鉱と呼ばれる硫化鉄鉱物（ FeS_2 ）が地表で雨水と反応し、酸化されると硫酸酸性の酸性鉱山廃水（Acid Mine Drainage: AMD）を生じます。AMD には硫化物にもともと含まれていたヒ素や鉛、カドミウムなど有害な元素も溶けていることがあるため、適切に処理しないと環境中に放出することができません。処理には中和や沈殿といった方法が用いられますが、天然に見られる化学反応や生物を利用しコストを



図 1. カナダの鉱山でみられる酸性鉱山廃水。大量の鉄鉱物の沈殿によって赤褐色になっている。

抑えたパッシブトリートメントという方法が注目され、様々なサイトで研究が行われています。パッシブトリートメントを効率的に行うためには、鉱山廃水中の元素の濃度や存在状態、その起源などを正確に把握することが必要になります。そのために同位体を用いた手法が活躍します。

2. レアアース資源開発における環境影響評価

レアアース（希土類）元素という言葉を知ることがあるでしょうか？ レアメタル 31 鉱種の 1 つで、スカンジウム、イットリウムの 2 元素にランタノイド族 15 元素を加えた 17 元素をまとめた元素のグループです。風力発電やハイブリッドカーに使われる高性能磁石や触媒など環境技術を含む日本の先端産業に欠かせない“産業のビタミン”です。しかしながら、レアアース元素の地球化学的挙動は、ウラン、トリウムといった放射性元素とよく似ているため、レアアース鉱石の多くに放射性元素が含まれています。したがって、その採掘・精錬は環境負荷が大きいという難点があり、採掘や精錬で発生する残渣は適切に処理されなければなりません。我々の研究グループはレアアース資源の開発に伴う環境影響評価を適切に行うためのケーススタディとして、かつてレアアースが精錬され、現在は同様の鉱石からチタンが精錬されているマレーシア・イポー市周辺地域の河川において調査を行い、精錬所や廃棄物処分場が河川の水質に与える影響また汚染物質の起源やその除去プロセスを同位体を用いて明らかにしました（Ito et al., 2017）。

調査の結果、レアアースの精錬所跡地近くには現在チタン精錬所が建設され、その残渣の堆積場



図2. マレーシアにあるチタン精錬所の残渣堆積場からの漏洩水が混入した河川。鉄水酸化物のナノ粒子が沈殿している。

も設置されていました。またその堆積場からは堆積物と雨水が反応した酸性水が漏洩しており、周辺河川へ流入していました。酸性水は多くのウランや鉛など金属元素を高濃度で含んでおり、河川水と混合することでpHが上昇し、濃度は低下しますが、環境基準を大きく超えるものでした（図2）。

汚染河川において本当に金属元素が精錬所由来であるかを明らかにするには鉛の同位体比の測定が有効です。鉱石中の鉛同位体比は周辺の岩石や土壌中の鉛や排ガスなど他の人為由来の鉛が持つ同位体比とは異なるためです。分析の結果、河川中の鉛同位体比は鉱石中の鉛同位体比と類似しており、精錬所の残渣由来であることが明らかになりました。また、鉄安定同位体比の測定からは、鉄も精錬所の残渣由来であることだけでなく、pHの上昇とともに鉄水酸化物として酸化沈殿し一部はナノ粒子として河川水とともに輸送されていることも明らかになりました。汚染河川は下流に行くにしたがい鉄鉱物が沈殿するとともに、金属元素の濃度もさらに低下していき、大きな河川に流入する際には問題ないレベルまで濃度が下しており、自然浄化が達成されていました。このようなメカニズムを解明することは、今後、低コスト・低環境負荷な残渣・汚染水処理法の開発につながると期待されます。



図3. インドネシア、スラウェシ島にあるニッケルラテライト鉱山。岩石が風化により赤くなっている。高濃度のニッケルやクロムを含む。

3. ニッケルラテライト鉱床開発における環境影響評価

ニッケルは、従来のステンレスなど合金としての用途に加え、電気自動車などに必要なリチウムイオン電池の正極材として用いられるため、重要なレアメタルの1つであり、今後の重要増加が期待されています。ニッケルは、以前はカナダやロシアなど限られた地域に存在していた硫化物鉱床から資源を採掘していましたが、近年、新たな製錬方法の開発により、ニッケルラテライト鉱床と呼ばれる岩石の化学風化によって形成する鉱床（図3）の開発が可能になりました。

ニッケルラテライト鉱床は、気温が高く降水量の多い熱帯～亜熱帯地域に発達するため、東南アジアではインドネシアやフィリピンなどで開発が進んでいます。風化で脆くなった岩石のため容易に採掘できますが、地下30 m程度までの表層付近にニッケルが濃集しているため、表土を広く剥ぎ取る必要があります。また、この鉱石はニッケルだけでなくクロムも多く含んでいるため、雨水などと反応することでクロムが溶け出し、周辺の河川を汚染することも懸念されており、フィリピンなどでは近年のニッケルラテライト鉱床開発が抑制される傾向にあります。しかしながら、周辺の岩石もニッケルやクロムに富んでいることが多く河川には自然由来の重金属元素も含まれています。鉱山由来のクロムの影響を適切に評価するた

めにはクロムの安定同位体比の測定が有用だと考え、我々の研究グループは地球研と共同研究で国内ではほとんど行われていないクロム同位体比分析手法の確立を目指しています。

文献

Ito A, Otake T, Shin K, Ariffin KS, Yeah FY, Sato T (2017) Geochemical signatures and processes in a stream contaminated by heavy mineral processing near Ipoh city, Malaysia. *Applied Geochemistry* vol. 82, 89–101.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.007>

著者情報



大竹 翼（北海道大学工学研究院環境循環システム部門 環境地質学研究室 准教授）2008 年ペンシルバニア州立大学大学院地球科学科修了、Ph.D. in Geosciences and Astrobiology. 2009 年東北大学理学研究科地学専攻特任助教、2011 年独立行政法人産業技術総合研究所地圏資源環境研究部門特別研究員を経て、2012 年より現職。

（2020 年 3 月 31 日掲載）