タンクモデルおよび重回帰分析に基づく 酸性坑廃水水質予測モデル*

淵田 茂司¹ 門倉 正和²
所 千晴³

Prediction of Acid Mine Drainage Quality for the Next Decades by a Tank Model and Multiple Regression Analysis

by Shigeshi FUCHIDA^a, Masakazu KADOKURA^b, and Chiharu TOKORO^c

- a. Faculty of Science and Engineering, Waseda University, Shinjuku-ku, 169-8555
b. Graduated master student, Graduate School of Creative Science and Engineering, Waseda University, Shinjuku-ku, 169-8555
c. Professor, Faculty of Science and Engineering, Waseda University / Faculty of Engineering, The University of Tokyo (Corresponding author, E-mail: tokoro@waseda.jp)

Acid mine drainage (AMD) generation is a serious problem from the environmental and economic perspectives, because it contains a large amount of heavy metals and because there are high costs associated with maintaining the facilities, purchasing neutralizing agents, and disposing sludges; which are required for the treatment process. In this study, changes in AMD quantity and quality for the next decades were predicted by a three series tank model in three stages, by combining the first order kinetic calculation of sulfide minerals' dissolution for two metal mines (X and Y) in Japan. Results from the AMD quality model represented the decrease of heavy metal concentrations below the effluent standard values in 30–140 years, by considering dilution and/or additional dissolution by heavy rain and snow melting, although these predicted values diverged by our previous model. However, the low correlation coefficient values (0.23–0.63) observed between the measured values of heavy metal concentration and the values calculated by our new model, mean that other chemical reactions, such as sulfate and/or carbonate mineral dissolution could greatly affect the AMD quality. In fact, there was no correlation between the metal potential calculated by our model and the real distribution of sulfide minerals at X mine. Our results therefore indicate that specific geochemical reaction and geological information should be included in the AMD quality prediction model, to estimate more accurately the fluctuation of each heavy metal concentration during different seasons.

KEY WORDS: Acid Mine Drainage, Tank Model, Life Cycle Simulation, Multiple Regression Analysis, Sulfide Mineral Dissolution

1. 緒 言

操業中もしくは閉鎖後の鉱山では重金属を含む酸性坑廃水の発生がしばしば問題となる。国内の鉱山では、発生する坑廃水は消石灰や生石灰などの薬剤を用いた中和処理が基本であり、その中和剤の調達や中和処理施設の維持、発生する酸物の処理に多額の政府補助金が費やされている。この鉱害防止関連補助金は令和2年度予算案額で約28億円（令和2年度予算案額）にのぼり¹⁾、その費用削減が課題となっている。たとえば、坑廃水の中和処理の効率化を図る目的で、坑廃水の中和処理中の各重金属元素挙動を予測する化学計算モデルが提案されている²⁾。このモデルによれば、銅(Cu)、亜鉛(Zn)、鉛(Pb)は比較的高いpH条件(>6)で

水酸化物として沈殿するが、鉄やアルミニウムが坑廃水中に十分含まれる場合はそれら水酸化物への表面錯体形成により比較的低いpH条件(<5)でも十分に除去可能であることが示唆される。これをもとに各鉱山廃水処理に最適なpHや必要な中和剤量を見積もることができ、より効率的な中和処理プロセスを確立することができる。しかし、長期的には現行の中和処理の継続だけでは費用の大幅な削減は難しく、発生する坑廃水そのものを減らす発生源対策工事や、米国や欧州を中心に導入されている自然力型の坑廃水処理技術（パッシブトリートメント）の利用も検討されている³⁾。いずれの処理技術を選択するかは対象とする各鉱山の坑廃水の化学組成と流量（負荷量）、鉱山周辺の地質環境に依存する。たとえば、発生源対策は費用対効果の観点から発生する坑廃水量の多い（負荷量の高い）鉱山へ、パッシブトリートメントはその処理性能の持続性の観点から流量が比較的小さい鉱山への適用が望ましい⁴⁾。さらに、今後処理が必要となる期間も坑廃水処理技術を選択するうえで重要な指標となる。ほとんどの鉱山では坑廃水中の重金属濃度は溶出ポテンシャルの減少に伴い年単位で見れば徐々に低下するが、処理が継続して必要となる期間が数年程度と短い場合は現行の中和処理を継続し、その期間が数十年～

*2021年6月15日受付 2021年10月14日受理

1. 早稲田大学 理工学術院 講師

2. 早稲田大学大学院 創造理工学研究科 地球・環境資源理工学専攻 修士課程 2年修了

3. 正会員 早稲田大学 理工学術院 教授 / 東京大学大学院 工学系研究科 教授 [著者連絡先] TEL: 03-5286-3320 FAX: 03-5286-3491

E-mail: tokoro@waseda.jp (早大・所)

キーワード: 酸性坑廃水, タンクモデル, ライフサイクルシミュレーション, 重回帰分析, 硫化鉱物溶解

Fig. 1 Locations of the X and Y mines in Japan.

Table 1 AMD quality and quantity characteristics of the X and Y mines.

	X mine		Y mine		Effluent Standard
	Apr. 1986	Mar. 2019	Apr. 2001	Mar 2018	
pH	3.7	4.4	4.4	5.8	5.8–8.6
Fe (mg L ⁻¹)*	ND**	ND	5.8	5.1	10
Zn (mg L ⁻¹)	25	15	1.2	1.0	2
Pb (mg L ⁻¹)	0.38	0.15	ND	ND	0.1
Cu (mg L ⁻¹)	ND	ND	3.2	2.8	3
Q*** (m ³ min ⁻¹)	2.7	1.3	0.41	0.38	

*Fe: suspension (not dissolved), **ND: not detectable, ***Q: quantity of AMD

数百年と長い場合は負荷量に応じて発生源対策もしくはパッシブトリートメントを導入するという選択肢もある。

このような各鉱山坑廃水の現在～将来の状態を定量的に把握する目的で、過去の水質、水量測定データの解析結果に基づく「鉱山廃水の将来予測モデル」が検討されている。最も簡易的なシミュレーションでは対象となる鉱山の観測データについて非線形重回帰分析により各重金属元素の溶出ポテンシャルを推定する。そして、それらが一次反応曲線に従って減少すると仮定した場合、濃度が一律排水基準値（水質汚濁防止法第3条第1項に基づく一律排水基準値、昭和46年6月21日）以下まで達する期間を割り出す^{5,6)}。この計算では鉱山廃水の水量は変化しないと仮定しているが、実際は融雪や豪雨、少雨などの気象現象にตอบสนองして水量が大きく変動する鉱山もある。そこで、Tokoro et al. (2020) は過去の気象データから鉱山周辺の降水量を算出し、直列3段タンクモデルに組み込むことで水量の季節変動を表現するモデルを構築した⁷⁾。この計算では現在～将来の気温上昇に伴う気象変動（雨量の変化）も表現しており、長期的な全球規模の気候変動から今後数十年の坑廃水量の変動を予測できるだけでなく、月単位の短期的な水量増減の予測も可能となった。一方、坑廃水中の各元素濃度については、鉱山ごとに水量変動とは異なる応答を示す場合がある。たとえば、坑廃水量の増加時には希釈作用により各重金属

元素濃度が低くなる場合もあるが、洗出し効果により大幅な濃度増加がみられる場合もある⁸⁾。これは鉱山ごとに溶出源となる鉱石の空間的な分布（鉱体中の各鉱物の存在深度や水平方向の違い）が非常に複雑であることに起因する。よって、水量増加時には単なる希釈作用のみでは説明できない濃度の大幅な増加（洗出し作用）など、適切に再現できるモデルが必要となる。そこで本研究では坑廃水の水量および水質の季節変動の大きい2鉱山について、水量の季節変動に伴う重金属元素の濃度変動を再現するモデルを構築し、算出される処理期間を既往モデル結果^{5,6)}と比較した。

2. 研究手法

2・1 対象鉱山

今回の解析ではTokoro et al. (2020)⁷⁾で対象とした青森県のX鉱山に加えて（文献中ではB鉱山として表記）、静岡県のY鉱山も対象とした（Fig. 1）。Table 1に各鉱山坑廃水の過去と近年に観測した年間平均水量と解析対象とした元素濃度を示す。鉱山Xの坑廃水は、平均流量（Q）は1.3～2.7 m³ min⁻¹であるが、融雪期や梅雨期には最大5 m³ min⁻¹程度まで上昇する。また、Zn（15～25 mg L⁻¹）およびPb（0.15～0.38 mg L⁻¹）が一律排水基準値を超過している。鉱山Yの坑廃水の平均流量は0.38～0.41

Fig. 2 Schematic diagram of the tank model used in the acid mine drainage (AMD) quality (modified after Tokoro et al. (2020)⁷⁾).

$\text{m}^3 \text{min}^{-1}$ と X 鉱山より少ないが、梅雨期には最大 $1.5 \text{m}^3 \text{min}^{-1}$ 程度まで上昇する。また、Cu ($2.8 \sim 3.2 \text{mg L}^{-1}$) および Zn ($1.0 \sim 1.5 \text{mg L}^{-1}$) を含んでいる。いずれの鉱山においても過去 20 ～ 30 年間で流量および重金属元素濃度が低下していることが確認できる。

2・2 水量変動モデル

各鉱山の坑廃水水量変動を再現するために Tokoro et al. (2020)⁷⁾ を参考に、Fig. 2 のような直列 3 段タンクモデルを使用した。上段は表面流タンク、中段は浅部地下水タンク、下段は深部地下水タンクを示す。ここで r はタンクに流入する降水総量 (降雨量 + 融雪量) (mm) であり、各タンクに流入した水はタンク外に流出するもの $q_{oi}(i=1, 2, 3)$ (mm h^{-1}) と下部タンクに浸透するもの $q_{si}(i=1, 2)$ (mm h^{-1}) に分けられる⁷⁾。各タンクの貯留高を $x_i(i=1, 2, 3)$ (mm) とした場合、その時間 (t) 変化は以下のように示される⁷⁾。

$$\frac{dx_i}{dt} = q_{si-1} - q_{si} - q_{oi} \quad (i=1, 2, 3) \quad (1)$$

ただし $q_{s0}=r$, $q_{s3}=0$ である。また、流出孔の高さを $b_i(i=1, 2)$ とした場合、タンク外への流出水量 q_{oi} は以下式 (2) で示される⁷⁾。

$$q_{oi} = a_{oi}(x_i - b_i) \quad (i=1, 2, 3) \quad (2)$$

ただし $a_{oi}(i=1, 2, 3)$ は流出係数であり、深部地下水タンクの流出孔高さは $b_3=0$ である⁷⁾。さらに、下部タンクへの浸透水量 q_{si} は以下式 (3) で示される。ただし、 $a_{si}(i=1, 2)$ は浸透係数である⁷⁾。

$$q_{si} = a_{si} x_i \quad (i=1, 2) \quad (3)$$

Tokoro et al. (2020)⁷⁾ では坑廃水は深部地下水タンクからの流出水 q_{o3} を鉱石と接触した坑廃水と仮定しているが、水量増加時の洗出しおよび希釈作用を再現するために、本研究では中段の浅部地下水タンクからの流出水 q_{o2} も坑廃水として取り扱った。ここで定義した x_i , b_i , a_{oi} , a_{si} はカルマンフィルタおよび粒子群最適化法⁹⁾により、 $q_{o2}+q_{o3}$ と坑廃水水量観測データのフィッティングから決定した⁷⁾。

鉱山周辺の降水総量 $r[t]$ を算出するために、対象鉱山付近の自動気象データ収集システム (AMeDAS) 観測値 (降水量, 平均気温,

Fig. 3 Flow chart to calculate the inflow for the tank model (rainfall and snowmelt) from the meteorological data (modified after Tokoro et al. (2020)⁷⁾).

日照時間の日観測値)¹⁰⁾ を、Fig. 3 のフローチャートに従って補正した。データを使用した AMeDAS 観測地点は、X 鉱山は休屋観測所 (降水量のみ) および碓ヶ関観測所 (平均気温, 日照時間), Y 鉱山は佐久間観測所 (降水量, 平均気温, 日照時間) である。その際、気象データ観測地点と実際の鉱山の標高差による降水量の違いを補正した¹¹⁾。鉱山付近の気温が 2°C 以下の場合は降雪とし、前日の積雪量と当日の日降雪量の総量から、融雪量を差し引くことで積雪量を算出した¹²⁾。融雪量は日照時間と日平均気温に基づき熱収支法によって算出した¹³⁾。また、各鉱山における将来の降水量を算出するために全球気象予測モデル MPI-SEM (Max Planck Institute-Earth System Model) の気温および降水量の日予測データ (RCP2.6 シナリオ) を使用し¹⁴⁾、タンクモデルにより将来の坑廃水の水量変化を予測した。

2・3 水質変動モデル

上記で説明したように、鉱山から発生する坑廃水は浅部地下水タンクと深部地下水タンクの 2 つから排出される水が該当する。まず、対象期間の全測定データについて解析し、以下の式 (4) および (5) から鉱山全体の重金属溶出ポテンシャルを予想した⁵⁾。ここで C は時刻 t における重金属溶出量 (mol) (これから溶出する重金属の総量) で k は一次反応曲線係数である。

$$\frac{dC}{dt} = -kC \quad (4)$$

また、 $t=0$ (解析を開始する年月) の初期溶出量を C_0 とすると、以下の式が成り立つ。

$$C = C_0 \exp(-kt) \quad (5)$$

各重金属の溶出量 C は観測した水量 ($q_{o2}+q_{o3}$) と濃度値の積から算出し、それらに対する非線形重回帰分析により鉱山全体の重金属溶出ポテンシャル C_0 を推定した。

つぎに、観測時期のうち 1 ～ 3 月は、積雪の影響により滞留時間の比較的短い表面流タンクと浅部地下水タンクからの水の流出はほとんどない ($q_{o1}+q_{o2}=0$) と仮定し、同期間の観測データを対象に上記解析により深部地下水タンクの初期溶出ポテンシャル C_0' を算出した。さらにタンク全体の溶出量と地下水タンクの溶出量の差から洗出し作用に関わる浅部地下水タンクからの溶出量

Fig. 4 Comparisons of observed and calculated values of AMD quantity in (a) X and (b) Y mines by the previous and new tank models.

Table 2 The parameters of a_0 and a_s (day^{-1}) and outflow height (mm) of each model tank in X and Y mines.

	Tank stage	Outflow coefficient a_0 (day^{-1})	Seepage coefficient a_s (day^{-1})	Outflow height b (mm)
X mine	First	0.744	0.0871	0.0374
	Second	0.290	0.0595	0.0218
	Third	0.0488		
Y mine	First	0.692	0.0899	0.0302
	Second	0.351	0.0587	0.0168
	Third	0.0610		

を算出し、同様の重回帰分析により浅部地下水タンクの初期溶出ポテンシャル C_0'' を算出した。浅部・深部地下水タンクの初期溶出ポテンシャルの和 ($C_0' + C_0''$) が鉱山全体の初期溶出量 C_0 と差が生じている場合、 C_0 を基準として $C_0 = C_0' + C_0''$ となるように各タンクの初期溶出ポテンシャルを補正した。各時刻 t における各タンクの水量と補正した溶出量から各タンクの廃水中の重金属濃度 (C'/q_{02} および C''/q_{03}) を求め、各タンクの水量比 ($q_{02}/(q_{02} + q_{03})$ および $q_{03}/(q_{02} + q_{03})$) との積の和から将来の坑廃水中の各重金属の濃度を予想した。なお、積雪時の重金属濃度がそれ以外の時期より高い場合 ($C''/q_{03} < (C'/q_{02}) + (C''/q_{03})$) は洗出し効果、逆に積雪時の重金属濃度が低くなる場合 ($C''/q_{03} > (C'/q_{02}) + (C''/q_{03})$) は希釈効果の影響があると考えられる。X、Y 鉱山の酸性坑廃水中の重金属濃度モニタリング結果の解析対象期間は、それぞれ X 鉱山は 2005 年 12 月から 14 年間、Y 鉱山は 2001 年 1 月から 17 年間とした。

3. 結果および考察

3・1 X・Y 鉱山坑廃水量変動の将来予測結果

X 鉱山と Y 鉱山の水量変動について、上記方法で予測した値と実測値を比較した (Fig. 4)。対象とした期間は X 鉱山 (2016/4/1 ~ 2018/3/31)、Y 鉱山 (2015/4/1 ~ 2017/3/31) とともに 2 年間である。Fig. 4 からわかるように、X 鉱山では実測値 (黒線) と計算値 (赤線、青線) が比較的良好に一致している。水量の増加は降水量の

増加と対応しており、春季の融雪、夏季の大雨により水量が増加する。深部地下水タンク水量 (q_{03}) のみを考慮した旧モデルの計算値 (青線)⁷⁾、浅部および深部地下水タンクの水量 ($q_{02} + q_{03}$) を考慮した新モデルの計算値 (赤線) と実測値の相関係数はともに 0.808 となり、浅部および深部の 2 段タンクとして取り扱った場合でも同様の再現性が得られることが分かった。また、Y 鉱山では測定点が X 鉱山に比べて少ないため、実測値と計算値のずれが X 鉱山と比べて大きくなった。実測値に対する旧モデル⁷⁾ と新モデルの計算値の相関係数は 0.919、0.909 となり、新モデルの相関係数がわずかに低くなったものの Y 鉱山でも同様の再現性が得られることが分かった。また、本モデル計算で得られた各タンクパラメータを Table 2 に示す。X 鉱山および Y 鉱山の各タンクの流出係数 a_0 を比較すると深部地下水タンクの値 (0.0488 ~ 0.061 day^{-1}) は浅部地下水タンク (0.290 ~ 0.351 day^{-1}) に比べて 1/5 程度となり、いずれの鉱山においても深部地下水タンクが滞留時間の長い坑廃水の大きなリザーバーとなることがわかる。また、いずれのパラメータもリザーバー鉱山間での違いは殆どなく同じ傾向が得られた。

このモデルに基づき、MPI-SEM 気象変動モデル (RCP2.6 シナリオ) を適用した場合の X および Y 鉱山の将来の降水量と水量の長期変動予測結果を Fig. 5 に示す。X 鉱山では平均降水量がわずかに増加する傾向にあり、2200 年には 2015 年と比べて年平均坑廃水量が約 27% 増加する結果となった。さらに、豪雨や冬季

Fig. 5 Forecasts of AMD quantity and rainfall in (a) X and (b) Y mines calculated by the tank model.

Fig. 6 Comparisons of observed and calculated values of AMD quality of (a) Pb and (b) Zn concentrations in X mine and (c) Cu and (d) Zn concentrations in Y mine.

の積雪量増加に伴う融雪水量の増加によって、季節ごとの変動幅も大きくなる傾向が見られた。一方、Y 鉱山では降水量はほとんど増加しないため、坑廃水量も 2019 年の年平均値と比べて 2200 年には約 1.1% のみ増加する予想結果となった。このように今後全球規模の気温上昇に伴い、より高緯度に存在する X 鉱山では降水量増加に伴う坑廃水量の増加、より低緯度に存在する Y 鉱山ではほとんど変化しないという応答が予測される結果となった。

3・2 X・Y 鉱山坑廃水中の重金属濃度変動の将来予測結果

X および Y 鉱山の水量変動について、2.3 の計算結果と実測値

の比較を Fig. 6 に示す。ここで、実測値は冬期（黒丸）とそれ以外の期間（白丸）に分けて表示している。鉱山 X では 2005 年 12 月からの 14 年間について、Pb (Fig. 6(a)) および Zn 濃度 (Fig. 6(b)) の実測値に対する計算値の相関係数はそれぞれ 0.634, 0.586 となった。冬期の Pb, Zn の濃度変化は比較的小さく、積雪に伴って滞留時間の比較的短い表層地下水の流入が限定的になると考えられる。すなわち、この期間の坑廃水は滞留時間の比較的長い深部地下水に由来し、流量が安定することで Pb, Zn の濃度変化も小さくなると考えられる。一方、それ以外の時期では融雪や豪雨

などの影響を受け、浅部地下水量の増加に伴って重金属濃度も大きく変動する。Pb 濃度は冬期以外で大きく増加する傾向がみられることから、流量増加に伴って浅部に存在する鉱石からの溶出（洗出し作用）の影響が顕著となることが分かる。また、Zn は冬期以外で濃度が減少する傾向がみられることから、水量増加に伴って希釈作用の影響を受けていると考えられる。つまり、Pb と Zn の溶出源となる鉱物は X 鉱山内部で異なる空間分布を持ち、Pb 鉱物は比較的浅部に溶出源の鉱物が濃集している可能性が考えられる。Y 鉱山では 2001 年 1 月からの 17 年間について、Cu (Fig. 6(c)) および Zn 濃度 (Fig. 6(d)) の実測値に対する計算値の相関係数はそれぞれ 0.230, 0.445 となった。この鉱山でも同様に、冬期の Cu, Zn の濃度変化は小さく、それ以外の期間で大きな変動を示すことが分かった。Cu, Zn とともに洗出し作用による濃度上昇が認められることから、Y 鉱山では Cu, Zn の溶出源となる鉱物は鉱山内部で浅部まで広く存在していると予想される。

ここで重回帰分析によって求められる各タンク（浅部・深部地下水タンク）の各硫化鉱物初期量 C_0 (mol) を Table 3 に示す。計算の際、全ての重金属元素は硫化鉱物として存在すると仮定している⁵⁾。この結果をみると、上記の水量変動から予測される鉱物分布と初期存在量に一定の関係性が見られないことがわかる。X 鉱山では Zn の初期存在量は 8000 mol 以上と Pb (~ 101 mol) より 80 倍多く、鉱床浅部と深部では存在量はほぼ同じという結果となった。しかし、水量増加時には希釈作用によって Zn 濃度が大幅に減少しており、鉱床浅部に存在する Zn はほとんど溶出してしまっていることがわかる。一方、Pb の初期存在量は鉱床浅部では深部よりも 3 倍ほど多く、水量増加時に鉱床浅部に濃集する Pb 鉱物が盛んに溶出することで濃度が大幅に増加すると考えられる。また、Y 鉱山では Zn, Cu の初期存在量は鉱床深部でわずかに多くなった。上記のとおり両方の元素ともに水量増加時には洗出し効果が認められており、X 鉱山の Pb の鉱物分布や溶出挙動とは異なる結果を示す。

ここで X 鉱山について、過去の採掘鉱石の品位や地質調査の結果と比較すると、採掘された鉱石の平均化学組成 (1984 年実績) は Zn 13.7 wt.%, Pb 5.4 wt.% と報告されており¹⁵⁾、本モデルで求めた各重金属元素の初期ポテンシャルの大小関係 (Zn>Pb) と一致していることがわかる。また、X 鉱山の鉱体上部に低品位鉱が存在し、下部に高品位な黒鉱が多く存在するという地質情報が得られているが¹⁵⁾、本モデルで求めた X 鉱山の Zn, Pb のポテンシャルと比較すると、Pb は鉱体上部で存在量が多いという結果と傾向が一致する。Zn に関しては本モデルでは鉱体上部下部でポテンシャルに変化がないという結果が得られたが、地質調査結果とは一致していないことが分かる。なお、Y 鉱山についての品位や地質情報については詳細が得られなかった。このように、X 鉱山の例のみを見ても、本モデルで推定される鉱体の大まかな存在深度と、実際の鉱山の地質が必ずしも一致しないということが分かる。これは実際の鉱体の空間分布、すなわち鉱体中の各鉱物の存在深度や水平方向の違いが非常に複雑であり、実際に酸性坑廃水に関与する鉱石表面の化学形態（酸化の程度や溶解度の高い硫酸塩などの二次鉱物への変質）が異なるためだと考えられる。

以上の計算について、3・1 で示した各鉱山水量の将来予測値をもとに長期的な濃度変動予測結果を Fig. 7 に示す。また水量を一定として取り扱う旧モデル⁵⁾の計算結果（黄色線）も比較として示す。なお本検討では、予測期間数百年以内は一律基準値（水質汚濁防止法第 3 条第 1 項に基づく一律排水基準値）が改訂されないことを前提としている。X 鉱山の Pb 濃度は水量変動を考慮しない場合は 2052 年頃に一律排水基準値 (0.1 mg L^{-1}) 以下まで減少する予測結果となったが、水量変動を考慮した新規モデル計

Table 3 Initial amounts C_0 (mol) of potential sulfide minerals for second and third tanks obtained from the first order kinetic calculation.

	Minerals	Second (Shallow deposit)	Third (Deep deposit)
X mine	ZnS (mol)	8460	8970
	PbS (mol)	101	31.4
Y mine	ZnS (mol)	167	350
	CuS (mol)	491	616

算結果ではおよそ 2087 年までは水量増加時の洗出し効果によって、坑廃水中の Pb 濃度が一律排水基準値を上回る期間が存在することがわかった。また、Zn 濃度は旧モデルによる計算では長時間経過しても収束せず、一律排水基準値 (2 mg L^{-1}) 以下とならない予測結果だが、新規モデル計算では 2163 年に一律排水基準値以下となる予測結果となった。Y 鉱山については Cu 濃度の予測結果は旧モデル計算では発散し収束しなかったが、新規モデル計算では坑廃水中の Cu 濃度が減少する傾向が表現された。その結果、2100 年頃に一律排水基準値 (3 mg L^{-1}) 以下になると予測される。また、Zn は既に一律排水基準値を大きく下回っており、今後洗出し効果による濃度の増減によっても基準値以上とならないことが示された。以上、水量変動を考慮した新規モデルと水量変動を考慮しない従来予測モデルの予測結果を比較すると、希釈作用の大きい鉱山・元素は鉱物の溶出促進により一律排水基準値以下となるまでの期間は新規予測モデルでより短くなると考えられる。一方、洗出し作用の大きい鉱山・元素は水量増加時の濃度上昇の影響で一律排水基準値以下となるまでの期間が新規モデルでより長くなると考えられる。

4. 結 言

本研究では鉱山廃水中の重金属濃度変動を予測するために、国内の 2 鉱山 (X, Y) を対象に直列 3 段タンクモデルにより水量変動解析を実施し、酸性坑廃水発生に関与する地下水タンクを 2 段タンクとして表現することで水量増減時の水質変動を予測できるモデルを検討した。X 鉱山では溶出源となる鉱物の鉱山内部の深度分布が違うことで水量増加時の洗出し作用、希釈作用によって濃度が変動し、将来予測値は洗出し作用の影響がある場合は旧モデル計算値よりも長く、希釈作用の影響がある場合は旧モデル計算値よりも短くなると考えられる。Y 鉱山でも洗出し効果が認められ、旧モデル計算では発散していた Cu 濃度変化の予測結果が、水量変動を考慮することで収束し一律排水基準値以下となる期間が算出された。本研究で検討したモデルを用いることで、今後処理が必要となる期間がより正確に予測することが可能となった。しかし、本検討のモデルとモニタリング値との相関係数を比較すると、水量モデルの場合は 0.81 ~ 0.92 と高い値を示している一方で、水質モデルの場合は 0.23 ~ 0.63 と低い値となった。これは本研究では各重金属のポテンシャルとなる重金属鉱物を全て硫化物として仮定したが、実際は溶解度の高い硫酸塩や炭酸塩鉱物が坑廃水中の重金属溶出源として関与が高く、鉱山内部の化学反応が非常に複雑であることを示す一方で、坑廃水生成に関与する様々な化学反応を考慮した将来モデルを構築することで、特に短期的（月単位）の水質水量変動モデルが構築できると考える。

このような鉱山坑廃水の長期的、短期的な水量水質予測結果から得られる情報は、現行の処理設備能力を評価する判断材料とな

Fig. 7 Comparison of forecast results of AMD quality in (a) X and (b) Y mines calculated by the previous and new tank models.

り、パッシブトリートメントなど新規処理プロセスの適用を検討する場合にも有効な情報となりうると期待される。

謝辞 本研究の一部は、公益財団法人資源環境センター「令和2年度休廃止鉱山における坑廃水処理の解析評価を用いた高度化に係る調査研究」として実施したものであり、ここに謝意を表する。

References

- 1) Japan Ministry of Economy, Trade and Industry. 2020FY annual budget report: https://www.meti.go.jp/policy/safety_security/industrial_safety/sangyo/mine/files/r2-yosangaiyo.pdf (accessed on 20 February 2021).
- 2) T. Kato, M. Yagisawa, M. Matsuoka, C. Tokoro, Y. Sakakibara and K. Hayashi: *Kagaku Kogaku Ronbunshu*, **43**(2017), 207-212.
- 3) Y. Endo, T. Ogino and S. Norota: Report of the Geological Survey of Hokkaido, **86**(2014), 25-35.
- 4) J. Skousen, E. C. Zipper, A. Rose, F. P. Ziemkiewicz, R. Nairn, M. L. McDonald and L. R. Kleinmann: *Mine Water Environ.*, **36**, 133-153, (2019).
- 5) R. Koide, C. Tokoro, S. Murakami, T. Adachi and A. Takahashi: *Mine Water Environ.*, **31**(2012), 287-296.
- 6) H. Otsuka, S. Murakami, J. Yamatomi, R. Koide and C. Tokoro: *Journal of MMIJ*, **130**(2014), 488-493.
- 7) C. Tokoro, K. Fukaki, M. Kadokura and S. Fuchida: *Minerals*, **10**(2020), 430.
- 8) S. Norota, T. Ogino and Y. Endo: Report of the Geological Survey of Hokkaido, **89**(2017), 47-51.
- 9) T. Tada: *J. Jpn. Soc. Hydrol. Water Resour.*, **20**(2007), 450-461.
- 10) Japan Meteorological Agency. Previous Meteorological Data and Download. available online: <https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (accessed on 3 September 2020).
- 11) J. Kondo, K. Motoya and D. Matsushima: *Meteorol. Soc.*, **42**(1995), 821-831.
- 12) Y. Asaoka, S. Kazama and M. Sawamoto: *Soc. Hydrol. Water Resour.*, **49**(2005), 313-318.
- 13) S. Suizu: *J. Jpn. Soc. Snow Ice*, **64**(2002), 617-630.
- 14) A. M. Giorgetta, J. Jungclaus, H. C. Reick, S. Legutke, J. Bader, M. Böttinger, V. Brovkin, T. Crueger, M. Esch, K. Fieg, et al.: *J. Adv. Model. Earth Syst.*, **5**(2013), 572-597.
- 15) S. Matsuda: *J. Mining Metallurgical Int. Jpn.*, **100**(1986), 888-890.