

ヒ素汚染地下水の浄化法

Method of purification of arsenic contaminated groundwater

殿界 和夫*

Kazuo TONOKAI*

NPO 法人 地下水利用技術センター
NPO Technical Center of Groundwater Usage

摘 要

環境水(河川水・湖沼・池水・河川水・地下水・温泉・湧水)中のヒ素は、地質起源・自然起因が大部分である。次いで産業廃棄物処分場など人為汚染の事例がある。水道、浄水処理技術の歴史においては、塩素酸化の開始がヒ素除去性能を大きく上昇させたことが推定できる。1980年にヒ素の飲料水基準の根拠が発がんリスクに変更され、飲料水中のヒ素の水質基準値は0.01 mg/Lになった。これを契機に、さまざまなヒ素除去技術の開発が進められてきた。ヒ素の毒性は、急性毒性と慢性毒性であるヒ素中毒、並びに「発がん性・発がんリスク」があるが、発がんリスクという飲料水判定基準に照らせば、水質基準値の10分1、0.001 mg/L以下にすることが必要である。ヒ素除去技術において、現場適用性、処理操作が簡単であることが必須である。また、開発途上国、水飢餓で苦しむ国々でも使えることも重要である。ヒ素除去において、ランニングコストが安価な「鉄・マンガン酸化細菌による生物接触酸化とその急速ろ過」と、「鉄系の化学凝集剤を用いた急速ろ過法」の二つの技術を、基本的なヒ素除去技術として、また、現場適用性という面からも活用を勧めたい。

キーワード：浄水場、生物ろ過法、地下水、ヒ素含有水、ヒ素除去

Key words：purification plant, biological filtration method, ground water, arsenic containing water, arsenic removal

1. 日本の地下水利用

平成23年度(2011年)の日本における地下水利用の状況(図1)を見ると全体水量は112.2億 m^3 /年であるが、生活用水、主に上水道用として使われている水量は28.4%の31.8億 m^3 /年である。

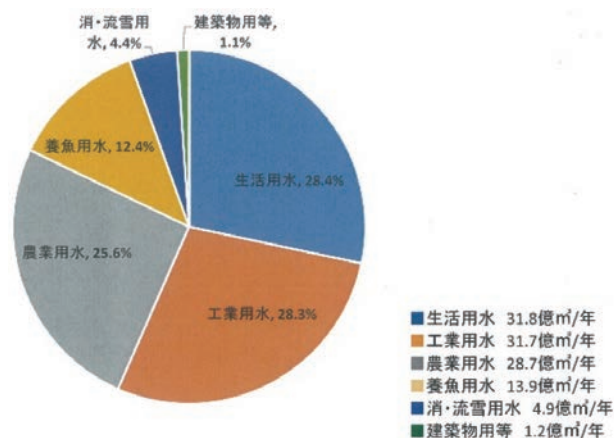


図1 日本における地下水利用状況。
国土交通省：水資源部調査(2011)¹⁾より

1.1 ヒ素を含む原水を使う浄水場について

厚生労働省の調べでは、2014年における水道事業(都道府県営・市町村営・組合営・私営・公営・その他)は合計15,558ヶ所存在すると集計されており、普及率は97.8%である。

日本の水道水源の種別、種別水量、水源別の比率は図2の通りで、このうち、井戸水は29.6億 m^3 (19.3%)、伏流水は5.4億 m^3 (3.6%)で、合計は35億 m^3 /年になっている。

浄水場の原水中(河川水、ダム・湖沼水、地下水・伏流水)に、5 μ g/L以上のヒ素を含む水源は118ヶ所になる。そのうち、地下水・伏流水を用いている施設数は78ヶ所(図3)である。

表1と図3に示されるように、濃度1 μ g/L以上のヒ素を含む表流水・ダム湖沼水の浄水場数が242ヶ所に対し、地下水・伏流水では727ヶ所であり、地下水系浄水場のヒ素検出数は3倍になっている。ヒ素の起源は、①ヒ素を含む温泉の影響がある河川水・伏流水、②ヒ素を含む鉱泉・湧水の影響による河川水・地下水・伏流水、③堆積物からのヒ素湧出

受付：2017年2月28日、受理：2017年4月17日

* 〒532-0011 大阪市淀川区西中島5-1-8 日研ビル509号, e-mail: tonokai@mizushori.jp

表1 水道原水におけるヒ素濃度と検出件数. 厚生労働省 2015年水道統計²⁾より.

ヒ素濃度 (mg/L)		<0.001	~0.002	~0.003	~0.004	~0.005	~0.006	~0.007	~0.008	~0.009	~0.010	0.011~
全体	5457	4586	448	170	85	50	38	30	5	11	11	22
表流水	1101	906	122	42	14	0	5	2	0	1	1	8
ダム湖沼	287	240	30	11	1	3	1	0	0	0	0	1
地下水	3191	2694	230	92	56	41	26	20	5	8	10	9
その他	878	746	66	25	14	6	6	8	1	2	0	4

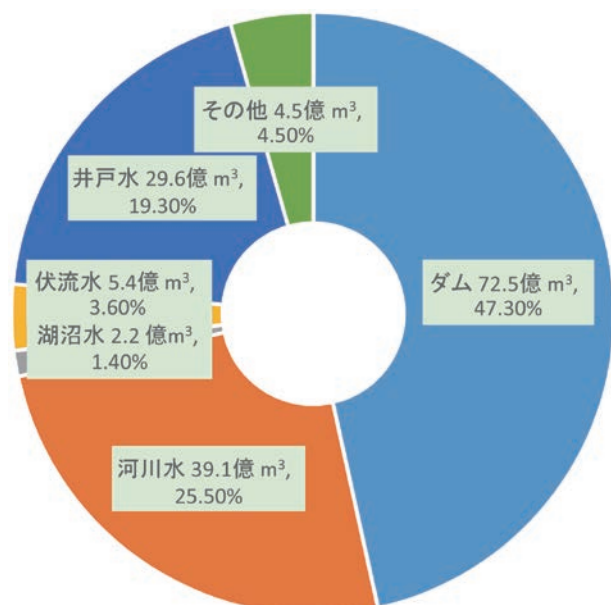


図2 水道水源の状況. 日本水道協会³⁾より.

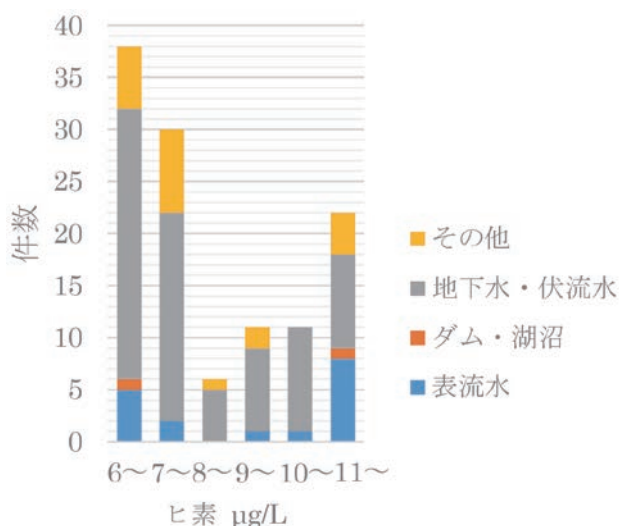


図3 浄水場原水中におけるヒ素検出数グラフ.

に起因する地下水・伏流水である。

2. 浄水処理の変遷とヒ素除去について

2.1 塩素処理の開始による水道のろ過施設のヒ素除去効果の向上

ヒ素を含む地下水の多くは、共存成分として鉄、マンガンを伴うことが一般的であるため、ヒ素含

有地下水における旧来からの水処理では、もともと地下水に溶存する鉄(第一鉄イオン)と易溶性の「亜ヒ酸」(Ⅲ価ヒ素)を空気酸化し、水酸化第二鉄の沈殿にヒ酸(Ⅴ価ヒ素)を吸着・共沈させる。その後、原水をろ過することによって、不十分ではあるが、ヒ素を除去していた処理施設があったと考えられる。

浄水処理技術の歴史の中で塩素処理が始まったのは1930年代であり、東京、大阪を始め、河川水を原水としていた全国の県庁所在地の浄水場において、アメリカにおける塩素処理を導入する動きが全国に広がっていった。

本格的な塩素による浄水処理が強化され導入されたのは、1946年(昭和21年)に米国占領軍が日本の水道当局に塩素消毒を指令したことがきっかけだった。明治時代以来の「水道条例」が1957年に廃止され、同時に「水道法」が成立したときに、水道法施行規則に「給水栓における水が遊離残留塩素を0.1 mg/L以上保持するように塩素消毒をすること」と規定したことによって、日本の上水道は一斉に塩素処理を始めることになった。

2.2 緩速ろ過から急速ろ過へ

1945年~1970年代半ばまで、水道の原水中にヒ素を含む水道施設が非常に多くあったと推定される。

日本全国の地方水道において、1970年代から緩速ろ過が廃止されはじめ、急速ろ過に切り替わったとき、あるいは人口急増が始まり急速ろ過浄水場が増設された時期に、塩素処理・塩素酸化によってヒ素を含む原水のヒ素除去効果が上がり、多くの浄水場の水質安全性リスクが大きく改善された一面があるのではないかと筆者は考えている。

緩速ろ過においてヒ素除去能を確認する試験例が見当たらないのであるが、緩速ろ過において、空気酸化、その後に十分な攪拌を施せば、ヒ素除去は可能ではないかと筆者は考えている。アジアでのヒ素除去法の一つとして、緩速ろ過の前処理改善の実験・検討をすべきであろう。

3. 浄水処理とヒ素除去の歴史

水道におけるヒ素の水質安全性と発がんリスクが、世界保健機関(WHO)によって世界的に示されたことにより、日本でヒ素の水質基準値が厳しく強

化されたことを理解しておかなければならない。

1980年11月、米国環境保護庁 United States Environmental Protection Agency (EPA) は、それまでの水質基準の理論的根拠(水質クライテリア)の考え方の上に、①生物濃縮、②化学物質による発がん性リスクを考慮し、発がんリスクの評価を伴う65物質に関する Water Quality Document を発表した¹⁾。この EPA 教書が水質基準の設定に画期的な影響を与え、国際的な水質基準見直しの契機になった。さらに、我が国の水道水質基準の改正作業でも重要な基礎資料になった。1986年 EPA は、安全飲料水法 (SDWA, Safe Drinking Water Act) を定め、MCL (Maximum Contaminant Level) と、MCLG (Maximum Contaminant Level Goal) の二つの基準を作った。

水質クライテリアは基準値設定の理論的根拠になるが、基準値の全てがクライテリアと同じ値に設定にされるのではない。動物試験や生物試験に基づいて設定されたクライテリアの数値を基準値と仮定し、それによって生じる経済的損失を推定し、経済的便益を考慮した上で、最終的な基準値が決定される。MCL は法律的な規制値を意味し、我が国の水道水質基準値と同じ意味をもつ。MCLG はあくまでも Goal = 目標という意味である。

発がん物質群を Category I に、限られた動物実験データで人間への発がんリスクが推定できる物質群を Category II、発がん性がないと当面言えるものを Category III に分け、物質群 Category I では MCLG をゼロに、MCL は経済的便益を考慮して基準値に近い値に設定し、発がん性がやや低い物質群 II の物質の ADI (Acceptable Daily Intake, 1日最大摂取許容量) を当てはめ、EPA では体重 70 kg (WHO では 60 kg) の成人が、1人1日2リットルの水を生涯(70年)飲み続けたとき、10万分の1~100万分の1(10^{-5} ~ 10^{-6})の発がんリスクに基準値を設定するという考え方に基づく。

発がんリスク 10^{-6} とは、ある人がある化学物質を一生(平均寿命を70歳とする)摂取したとき、がんを発症する確率を 10^{-6} にしたものである。たとえば、年平均のリスクは以下ようになる。

$$\text{年平均のリスク} = 10^{-6} / 70 \text{年} \approx 1.5 \times 10^{-8}$$

日本の人口を1億人(10^8)と仮定すると、1年間に1.5人の発がんリスクがあることを示している⁴⁾。

3.1 ヒ素の水質基準値強化と検出件数

1993年(平成5年12月1日)から、WHO の勧告にしたがって、日本の水道水質基準値についての基礎的な考え方が変わった。それによってヒ素の基準値は 0.05 mg/L であったものが、0.01 mg/L と、それまでの5分の1に強化された。

水質基準の強化が契機になり、水源の変更や閉鎖された浄水場も増えたが、ヒ素除去装置を設備した

表2 浄水場原水中におけるヒ素検出数。
ヒ素濃度 5 $\mu\text{g/L}$ をヒ素検出とする。1994年度のみ 4 $\mu\text{g/L}$ とした。

厚生省水道統計	原水水質報告数	ヒ素検出報告数
1987年	4,004	492
1988年	3,971	452
1989年	4,026	437
1990年	4,080	386
1992年	4,118	367
1994年	4,721	195
2015年	5,457	273

浄水場も数多くでき、浄水・水道水中のヒ素濃度は水道水質基準値以下へと大幅に低下した。また、表2の通り水道原水中のヒ素検出件数は年々低下している。

3.2 ヒ素除去技術の紹介

現在、日本で使われているヒ素除去技術を表3にまとめた。地下水中の溶存ヒ素除去については、さまざまな方法が用いられている。どの方法を用いるかは以下のことを考慮して決定される。

- ① 処理対象水の共存成分、処理目的の相異などによって、どのヒ素除去技術を適用するのが最適なかが決まることが多い。
- ② ヒ素含有水が環境水(ダム・湖沼水・河川水)であるか、事業場廃水であるかなど、その処理対象水によって、最適なヒ素除去方法が異なる。
- ③ ヒ素除去施設のヒ素除去効果、除去性能の違いによってイニシャルコストやランニングコストが異なる。そのコストによってヒ素除去技術の選択を変える必要がある。
- ④ さらに、処理水量、現場条件によっても、最適なヒ素除去法の選択を変えなければならない。

どのヒ素除去技術を選択するのが最適かについて、処理技術の長所・短所を挙げて、簡単に概説したい。

2001年版、資源環境対策誌の6月号には「特集：ヒ素汚染を解明する」において、表4に示したヒ素除去法が紹介されている。しかし、このなかにはランニングコストが高額な処理法も紹介されている。

ヒ素は慢性毒性を持ち、飲料水の水質安全性にかかる重要な成分であるため、長く使用できる処理技術であることが必要である。アジア諸国においては、ランニングコストの安価な処理法の選定が重要である。

筆者がヒ素除去技術を比較・検討してきた経験のなかで、第一に「鉄バクテリア法生物急速ろ過法」、第二に「鉄凝集・急速ろ過法」の二つの技術を推奨したい。この二つの技術は、ランニングコストが安価であると同時に、浄水処理から廃水処理にいたるまで幅広い過程で使える処理法であり、昔から知られた基礎的な技術を用いている。

表3 わが国で用いられているヒ素除去法。

	前処理	施設設備現場	特長
＜凝集法・凝集ろ過法＞			
自然鉄活用	空気酸化	兵庫県 丹波市 母坪浄水場	自然鉄濃度 2mg/L 以上
PAC(ポリ塩化アルミニウム)	塩素処理	札幌市白川浄水場 : 藻岩浄水場	442,066 m ³ /d : 82,097 m ³ /d
鉄系凝集剤・急速ろ過	無塩素	北薩トンネル湧水処理(2017年～)	
塩化第二鉄	塩素処理	大阪府箕面トンネル湧水処理	
ポリ塩化第二鉄	塩素処理		
PSI (p-Si 系鉄)	塩素処理		ポリけい酸鉄:
粘土吸着法	塩素処理		
カルシウム吸着法	塩素処理		
＜吸着法＞			
活性アルミナ法	Cl ₂ + 除 Fe・Mn	対馬市 高浜浄水場(2011年迄)	吸着力性能が弱い
セリウム吸着材	除 Fe・Mn 必要	大阪府 茨木市 簡易水道 川西市洪水調節池工事湧水処理の後段	他の技術より価格が高額 設計:ろ材1~2年で取り換え
二酸化マンガン吸着・ろ材	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		現在,ろ材の販売中止
GEH 吸着材(鉄系)	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		設計:ろ材1~2年で取り換え
ADI 吸着材(鉄系)	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		設計:ろ材1~2年で取り換え
アズレー S(鉄系)	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		設計:ろ材1~2年で取り換え
エコメル(鉄系)			
ASP システム / ART - SUM	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		高濃度ヒ素除去:廃水処理用
自然鉱物吸着(アパタイト系)	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		吸着持続力実験中
鉱石・ドロマイト粒材・粉体			ヒ素吸着-自然鉱石:粉末
カルシウム(石膏)			ヒ素吸着-自然鉱石:粉末
鉄凝集剤添加 磁気分離法	鉄凝集剤添加		高熱 地熱水対象に技術開発
＜膜処理法＞			
鉄凝集・UF 膜処理	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		逆洗水中のヒ素除去に最適
Mn 凝集・UF 膜処理	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		
塩素酸化・凝集剤・膜ろ過法	種々の凝集剤		種々凝集剤 + MF・UF・RO
＜膜処理法＞			
鉄凝集・UF 膜処理	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		逆洗水中のヒ素除去に最適
Mn 凝集・UF 膜処理	Cl ₂ + 除 Fe・Mn		
塩素酸化・凝集剤・膜ろ過法	種々の凝集剤		種々凝集剤 + MF・UF・RO

表4 環境系技術誌における新たなヒ素除去方法として紹介されたヒ素除去法。

活性アルミナ法	p H 調整必要, 処理コスト高額
二酸化 Mn ろ材吸着法	ろ材販売中止
セリウム吸着剤吸着法	処理コストが高額になる
ナノろ過膜	処理コストが高額になる
アズレー S	製造・販売メーカー事業停止

この二種の処理法は、①酸化条件、②鉄凝集剤注入条件(凝集剤の濃度、注入点の適正化)、③鉄・ヒ素吸着条件(攪拌翼の寸法サイズと攪拌槽容量の組合せの適正化、攪拌機回転数の適正化等)、操作段階ごとに、設計上必要な要点を押さえた上で、ラボにおけるジャーテストと実プラントの縮尺に合わせた精度のよい実証実験機の製作を行う必要がある。さらに、適切な実験計画法の立て方にも経験が必要である。

ヒ素除去水処理の失敗原因には以下の事例がある。

- ① ろ過機の逆洗操作法の設定が不適切であるため、逆洗不足になり、ろ過層が汚染されていく。
 - ② 設定ろ過流速に対する「ろ材の適切な粒径の選択」に問題がある。
 - ③ 流速に対する有効ろ過層厚の不足によって、ろ過機からヒ素を漏出させる。
 - ④ 上向流凝集沈殿池の流速に対して、フロック成長不足によって沈殿池からヒ素が漏出する。
 - ⑤ 水の pH 依存性に伴う「鉄:ヒ素吸着比率の実験不足」による吸着不足が原因によるヒ素の漏出。
 - ⑥ 原水・表流水の水温低下、地下水では導水渠の距離が長過ぎることによる水温低下に起因するフロック成長不足の発生。
 - ⑦ 鉄バクテリア法での空気酸化の過剰による、鉄:ヒ素吸着不足発生による鉄、ヒ素の漏出。
- これらのような失敗事例は珍しくない。

4. 低コストで効果的なヒ素除去技術

4.1 鉄系凝集剤によるヒ素鉄吸着・急速ろ過法

浄水場原水の地下水・伏流水中のヒ素は亜ヒ酸であることが多いため、毒性が強い。

亜ヒ酸を空気にさらす、生物に接触させる、あるいは次亜塩素酸ソーダを注入するといった酸化処理を行うことで、ヒ酸に変える。次に、攪拌槽を設備し、必要な攪拌条件(攪拌回転数・攪拌時間、水温など)を実験により検討する。同時に、鉄系凝集剤を第一鉄イオンの状態で注入し、攪拌すれば、十分な「鉄・ヒ素」によるμフロックが出来る。この前処理法を施せば、急速ろ過が効果的に行える。ろ過によるヒ素除去率は98-99.6%になる。

図4は某県におけるトンネル湧水中のヒ素除去の実験結果である。塩化第二鉄(FeCl_2)を用いたヒ素除去実験であるが、設計前に、①酸化、②凝集、③鉄ヒ素吸着、④ろ過(ろ材粒径、ろ材の種類、ろ層厚みの検討を含む)について実験を行い適切な選択を行えば、実装置では問題が起きにくい。鉄バクテリア法による鉄・ヒ素吸着法も、鉄系化学凝集材によるヒ素除去法も、沈殿池を用いない直接ろ過を行うため、①逆洗前の空気洗浄、②逆洗流速、②逆洗時間について、十分な実験を行い、持続的な処理が行える条件を設定して、実装値の設計を行うことが必要である。

図4のとおり、原水ヒ素濃度は0.028 mg/Lであるが、Cろ紙ろ過水のヒ素濃度は0.001 mg/L以下で、ヒ素除去率98.0%を達成できる。この実験によって竣工した実プラントも、良好な成績で稼働中である。あるヒ素吸着剤メーカーはHP上に、他社の「吸着砂ろ過法」はヒ素が0.05 mg/L漏出するが、自社の吸着法は0.001 mg/Lになると高性能を宣伝しているが、これは誤った認識である。図4のとおり吸着砂ろ過法も適切に実験すれば0.001 mg/L以下になる。

鉄系凝集剤を用いた化学凝集・鉄ヒ素吸着・急速ろ過法は1970年代から用いられている。浄水処理に塩化第二鉄を使うことで薬品代も安価になる。(一般的には、塩化第二鉄は下水処理用として使われていることが多い)。次に、ポリ硫酸第二鉄 $[\text{Fe}_2(\text{OH})_n(\text{SO}_4)_{3-n/2}]$ も金属腐食性が少なく、浄水処理に使いやすく、価格も安価で入手しやすい。さらに、生物ろ過では硫酸第一鉄(FeSO_4)が用いられている。この三薬品は入手も簡単である。

特殊な薬品は価格が高く、特定企業しか扱えないことが多い。高価な凝集剤は上記二種の安価な鉄凝集剤よりヒ素吸着力が良いのかどうかについて、有料の試験機関にて凝集・吸着・脱水ケーキ溶出試験をし、問題有無の確認をする必要がある。

兵庫県豊岡市日高町、兵庫県道の「蘇武トンネ

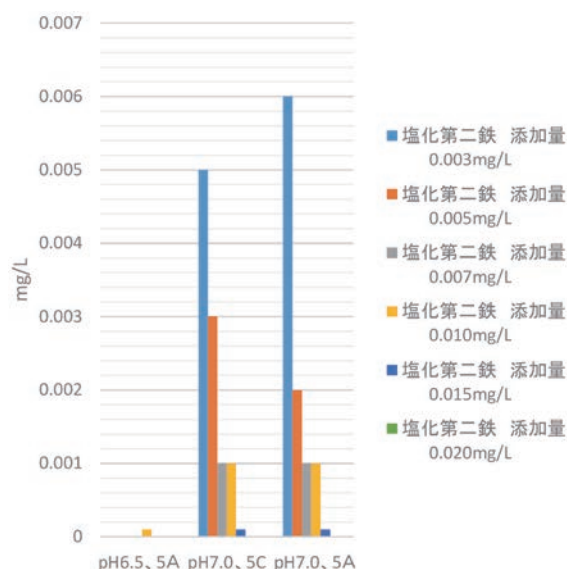


図4 塩化第二鉄凝集・Cろ紙ろ過実験結果。



図5 稲葉浄水場 塩化第二鉄ヒ素除去施設。
豊岡市 稲葉浄水場(豊岡市のパンフレットから)。

ル・トンネル湧水」を原水とする「稲葉浄水場」(施設能力3,300 m³/d)(図5)では、原水ヒ素濃度0.012 mg/Lを塩化第二鉄添加・鉄ヒ素凝集・急速ろ過法にて、0.001 mg/L(平成28年5月16日浄水水質検査)を実現している。一般的な塩化第二鉄の製造方法では、原料のなかに屑鉄を用いるケースが多いが、屑鉄がクロム等に汚染されていることもあり注意が必要である。塩化第二鉄の選択にあたっては、製鉄メーカーからの新鉄で製造され、厳格な品質管理がなされている製品を選ぶことが重要である。

4.2 鉄バクテリア法生物ろ過・ヒ素除去技術

「生物ろ過・ヒ素除去技術」とは、ろ過塔内に充填した生物担体(ろ過材)表面に、鉄酸化菌、マンガ酸化菌を付着させ、地下水をろ過塔に通水させることにより、生物接触酸化によってヒ素除去を行う方法である。地下水中の溶存鉄、溶存マンガンを生物と接触・酸化させ、同時に亜ヒ酸をヒ酸として水酸化鉄や酸化マンガに吸着させる。ろ過機能も有する生物ろ過塔により、鉄、マンガ、ヒ素、更にアンモニウムイオンなどについて、薬品を使わず同時に酸化するエコシステムの技術である。金属やア

ンモニアの酸化は、微生物の体表面から滲み出す生物生理代謝生成物(多糖類・酵素)によって酸化を進める処理技術であることがわかってきた。

次亜塩素酸ソーダ、オゾンなど人工の化学物質を注入された化学薬品による酸化に対し、微生物が生成した酵素によって酸化する生物酸化は、自然エネルギーを用いた処理システムである。ヒ素が高濃度であっても酸化反応が進み除去効果を発揮する、ランニングコストが安価なシステムである。

さらに、生物酸化によって生成した水酸化物の化学形態はアモルファス状で、優れた透水性を有するため、ろ過塔内に水酸化物が蓄積しても、目詰りにくい。このため、化学処理による「化学凝集ろ過」と比較し、「生物ろ過」は30倍以上のろ過性能(蓄積した浮遊物質(suspended solids, SS)量に対する「ろ過持続時間」)を保つ画期的なろ過システムである。しかしながらこのことは関係者にあまり理解されていない。

島根県温泉施設の地下水において、SS濃度の高い原水(原水鉄 15.0 mg/L, マンガン 1.1 mg/L)を、24時間ろ過持続したときにおいて、「ろ過抵抗」は

24時間後も上昇せず(図6)、化学処理では考えられない「透水・ろ過能力」を示した⁵⁾。このときのろ過塔の入り口と出口での圧力は以下の通りであった。

ろ過塔 In 側 1.105 mpa → 1.116 mpa
ろ過塔 Out 側 1.204 mpa → 1.206 mpa

表5に、生物ろ過法と化学薬品による処理法におけるコストを試算、比較した。生物ろ過法における薬品費は、水道法に定める消毒用の塩素処理の費用76,650円/年のみである。一方、化学薬品処理・急速ろ過法の薬品費は、酸化剤費、凝集剤費の合計で2,963,435円/年になり、生物ろ過法の38.6倍の薬品コストが必要となる。

2008年8月、兵庫県土木部による洪水調節・円形貯留水池工事(川西市：直径φ40m, 深度30m)において、湧出水量6,000 m³/dの地下水が噴出した。地下水には溶存第一鉄7.0 mg/L, 0.3-0.5 mg/Lの三価ヒ素, リン酸3 mg/Lを含んでおり、イオン吸

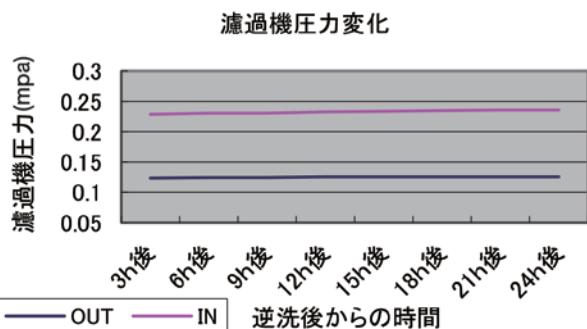


図6 鉄バクテリア法急速ろ過塔のろ過抵抗の変化。



図7 川西市・洪水調節池建設工事湧水処理。

表5 生物ろ過法：化学薬品処理 急速ろ過法の薬品コスト。処理水量 1,000 m³の事例。

	原水 水質	処理水量 = 1,000 m ³ /d 次亜塩素酸ソーダ要求量 - 必要量	薬品代 42円
鉄	15.0 mg/L	15.0 × 0.64 倍 ÷ 0.12 × 10 ⁻³ × 水量 1,000 m ³ /d = 81.25 kg/d	3,412円 / d
マンガン	1.1 mg/L	1.1 × 1.29 倍 ÷ 0.12 × 10 ⁻³ × 水量 1,000 m ³ /d = 11.825 kg/d	496.65円 / d
アンモニア性窒素	1.0 mg/L	1.0 × 10 倍 ÷ 0.12 × 10 ⁻³ × 水量 1,000 m ³ /d = 83.33 kg/d	3,499円 / d
SS 凝集 = PAC	SS	(81.25+11.825+83.33mg/d) = 93.075 kg/d ÷ 1,000 m ³ /d = 93.0mg/L SS 93 mg/L : 凝集剤 PAC : AL 換算 3.0mg/L × 1,000 m ³ /d = 3000g / m ³ ÷ 0.105 (%) × 10 ⁻³ = 28.5 kg/d × 25円 /kg	712円 / d
化学薬品処理薬品費		3,412円 + 496円 + 3,499円 + 712円 = 8,119円 × 365日 = 2,963,435円	2,963,435円 / 年
生物ろ過薬品費		0.6mg/L ÷ 0.12 × 10 ⁻³ × 水量 1,000 m ³ /d = 5円 × 42円 = 210円 / d × 365日 =	76,650円 / 年

表6 鉄バクテリア法生物ろ過前処理・セリウム吸着塔最終処理施設。施設能力 6,000 m³/d。

	原水・湧水	生物ろ過水	生物除去率	セリウム吸着剤	最終除去率
	6,000 m ³ /d	前処理		最終処理	
ヒ素	0.50 mg/L	0.02 mg/L	96.0%	< 0.001 mg/L	99.82%
鉄	7.65 mg/L	0.80 mg/L	89.5%	< 0.1 mg/L	98.69%
りん	2.60 mg/L	0.2 mg/L	90.0%	< 0.01 mg/L	99.65%
マンガン	1.0 mg/L	0.5 mg/L	92.3%	< 0.005 mg/L	99.60%
アンモニア性窒素	1.54 mg/L	0.02 mg/L	98.7%	-	99.41%

表7 鉄バクテリア法浄水処理におけるろ過機中の微生物⁷⁾.

	全 16S rDNA (Copy/μL)	<i>Leptothrix</i> 属近縁種 (Copy/μL)	全 16S rDNA に 対する割合 (%)
M 市	1.89×10^8	1.93×10^7	10.2 %
城陽市	9.40×10^6	1.06×10^6	11.3 %

表8 M市と城陽市におけるnクローンライブラリーの比較⁷⁾.

	M 市	城陽市(京都府)
鉄酸化細菌	<i>Gallionera, Thiobachillus</i>	<i>Gallionera, Thiobachillus</i>
マンガン酸化菌	<i>Leptothrix</i> 属 近縁種	<i>Leptothrix</i> 属 近縁種
アンモニア酸化細菌	—	<i>Nitrosomonasu, Thiobachillus</i>
亜硝酸酸化細菌	<i>Nitrobacter</i>	<i>Nitrobacter</i>
脱窒菌	<i>Geobacter etc</i>	<i>Azoarcus, Thiobachillus</i>
金属還元細菌	<i>Geothrix, Geobacter</i>	<i>Geothrix</i>

着剤では吸着除去できないことがわかった(表6)。下流 5 km には伊丹市水道局の浄水場取水口があったため、著者は生物ろ過のヒ素除去施設を提案した。「鉄バクテリア法急速ろ過塔」によるヒ素除去は著者が所属するNPO法人地下水利用技術センターの基本設計により、兵庫県の工事事務所に2008年8月に納入・竣工した。本装置が日本初のヒ素除去生物ろ過装置になる(図7)。

世界初の鉄バクテリア法ヒ素除去急速ろ過法の記録は Lenimas *et al.*⁶⁾である。表7, 表8に浄水場ろ過機中の微生物調査例を紹介する。

5. まとめ

地下水, 鉱泉水, 温泉水における生物ろ過法について, 実践的な実験と, DNA解析を含む微生物学的, 生理学的な面からの研究が進められ, 浄水処理, 鉱山廃水処理について進展が期待されている。

2017年2月, 著者らは某金属鉱山廃水を原水とする「溶存マンガン生物酸化急速ろ過法」の実験をスタートさせた。効果的な金属除去性能を有し, ランニングコストが安価である本技術が, 生物処理・鉱山廃水処理技術として新たな発展をもたらすことになるのではないかと考えている。本生物ろ過技術が世界で普及することを願っている。今後は, 微生物解析を基礎に, 生理学的な分析・研究のなかで, 新たなろ過技術の開発を期待したい。

引用文献

- 1) 国土交通省 水資源調査部 水資源政策課(2011) 全国の地下水利用状況. <http://www.mlit.go.jp/mizukokudo/mizsei/mizukokudo_mizsei_tk1_000062.html>(2017年4月20日, 最終確認)
- 2) 厚生労働省(2015)ヒ素及びその化合物, 厚生労働省2015年統計. <<http://www.jwwa.or.jp/mizu/>

pdf/2014-b-01gen-01max.pdf)

(2017年4月20日, 最終確認)

- 3) 公益社団法人 日本水道協会(2016)水道水源の状況, 日本水道の現状:2. <<http://www.jwwa.or.jp/shiryuu/water/water02.html>>(2017年4月20日, 最終確認)
- 4) EPA (1980) Water Quality Document, 45, 231 (November 28,1980)
- 5) 中島大祐(2012)鉄バクテリア法による高濃度鉄含有地下水処理技術の事例報告, 第8回地下水利用技術セミナー報告集.
- 6) Lehimas G. F. D., J. I. Chapman BSc and F. P. Bourguine (2001) Arsenic removal from groundwater in conjunction with biological – iron removal. *Water and Environmental Journal Promoting Sustainable Solutions*, 15, 190–192. doi: 10.1111/j.1747–6593.2001.tb00331.x.
- 7) Thapa Chhetri, R., I. Suzuki, T. Fujita, M. Takeda, J. Koizumi, Y. Fujikawa, A. Minami, Hamasaki, T., Sugahara, M. (2014) Bacterial diversity in biological filtration system for the simultaneous removal of arsenic, iron and manganese from groundwater. *Journal of Water and Environment Technology*, 12(2), 135–149. doi: 10.2965/jwet.2014.135.



殿界 和夫/Kazuo TONOKAI

1949年8月, 兵庫県生まれ。1969年大阪府立園芸高等学校農芸化学科卒, 1971年高槻市水道部浄水課入職。1996年大阪府ヒ素含有地下水調査専門委員会委員, 2005年NPO法人地下水利用技術センター設立・副理事長, 2007年高槻市退職, 2007年10月(株)水処理技術開発センター設立・代表取締役・2007～2010年(株)日本海水環境事業部顧問。著書: 『高度浄水処理と安全な水砒素をめぐる環境問題』(近畿水問題合同研究会共著), 『砒素をめぐる環境問題』(東海大学出版会共著)など。

