微生物群集を用いた バイオフィルトレーションによる 地下水からの除鉄・除マンガン

清酒醸造において、鉄は麹菌の生産する無色のデフェリクリシンと反応して赤褐色のフェリクリシンとなり、着色の原因となる。さらに、マンガンと鉄はアミノカルボニル反応の触媒となり、清酒の着色を促進する。したがって、清酒醸造において使用される醸造用水は、着色防止のために鉄・マンガン含量が少ない水が要求される。著者らは微生物群集を用いたバイオフィルトレーションによる地下水からの除鉄・除マンガンについて解説しているので、清酒メーカーの参考となると考えられる。

鈴木市郎・武田 穰・小泉 淳一

1. はじめに

地下水（井戸水）は水質の安定した水源として、醸造用水だけでなく飲用・生活用水や工業用水などに広く用いられている。一方、地下水には地質的な要因によって鉄（Fe）やマンガン（Mn）等の金属イオンが含まれることが少なくない。酒造において、Feは麹菌が生産するペプチド性のシデロフォア（細胞が外界から鉄を取り込むための化合物）である無色のデフェリフェリクリシンに結合して赤褐色のフェリクリシンとなり、清酒の着色の原因となる¹⁾。また、清酒は日光により着色が生じるが、Mnにはこの着色を促進する作用がある。このため、醸造用水において許容されるFe濃度およびMn濃度はどちらも0.02 ppm以下で、それぞれ「含まないことが望ましい」とされている²⁾。国内の水道水における水質基準値はFeは0.3 ppm以下、Mnは0.05 ppm以下であり、従って醸造用水で許容されるFeやMn濃度の上限値は、水道水のものよりも厳しい。それゆえ、酒造に適した水質の地下水は大変重宝される一方、飲用には問題のない地下水であってもFeやMnの濃度が許容値以上であれば醸造用水としては敬遠されることになる。このFeやMnを安価かつ簡便に除去することができれば、

醸造用水として利用できる地下水の範囲を広げられることになる。

2. バイオフィルトレーションによる 地下水からの除鉄・除マンガン

地下水中でイオンとして存在するFeやMnを除去するには、高価なイオン交換体等を用いて吸着するか、酸化して不溶化する必要がある。Feは曝気などでも自然酸化が起きるが、Mnの酸化は地下水のような中性以下のpHでは容易に起こらない。そこで、上水処理において一般的に用いられるFe・Mn除去法である急速ろ過法では、塩素などの酸化剤とポリ塩化アルミニウム（PAC）などの凝集剤を添加してFeやMnを沈殿させろ過する。しかし、塩素添加を伴うFe・Mn除去法は、微生物が主役である醸造では残留する塩素の持つ殺菌作用が問題となる。一方、一部の上水処理場では塩素添加を必要としない、FeやMnを含む地下水に元来生育するFe・Mn酸化細菌を利用した浄化法が用いられている。この手法は一般的には「鉄バクテリア法」、「生物（接触）ろ過法」、「自然ろ過法」などと称されるが³⁾、本稿では後述する理由によりバイオフィルトレーションによるFe・Mn除去法と呼ぶ。

Biofiltration Using Microbial Consortia for Removal of Iron and Manganese from Groundwater.

Ichiro SUZUKI, Minoru TAKEDA, Jun-ichi KOIZUMI (Bio-system Engineering Lab. Department of Chemical and Energy Engineering, Graduate School of Engineering, Yokohama National University)

第1図 バイオフィльтраーションによるFe・Mn除去施設の概略図
文献7より改変。

古くから行われてきた緩速砂ろ過法による上水処理では、FeやMnを含む水がろ過池に生育したFe酸化細菌 *Gallionella* やFe・Mn酸化細菌 *Leptothrix* などのいわゆる「鉄バクテリア」の働きにより浄化されることが、国内では1950年代に発見されていた^{4,5)}。その後、この現象を利用して緩速ろ過池に鉄バクテリアを生育させてFe・Mnを除去する方法が開発されたが^{4,5)}、上水処理におけるFe・Mn除去の主流が塩素添加を伴う急速ろ過となり、広大なろ過池や手間のかかる汚泥の除去を必要とする緩速砂ろ過を用いる上水処理場が減少したため、緩速ろ過池での生物学的Fe・Mn除去法はあまり広まらなかった。1980年代、フランスなどで鉄バクテリアを利用した急速砂ろ過（ろ過速度は数十～数百m/日）によるFe・Mn除去法が開発されると⁶⁾、欧米では安価かつ操作が簡便なFe・Mn除去法として生物学的Fe・Mn除去が見直されるようになった。国内の上水処理場では京都府城陽市上下水道部が、従来の緩速砂ろ過での生物学的Fe・Mn除去の知見を参考に、より流速を上げてろ過池面積を小さくし、またろ過閉塞を防ぐ逆洗浄の操作を自動化した「自然ろ過施設」を独自に開発し、1993年より上水の共用を開始した⁷⁾。現在、国内の数十の上水処理施設において、バイオフィльтраーションによるFe・Mn除去法が利用されている。

欧米のバイオフィльтраーションによるFe・Mn除去槽はFe除去とMn除去の二槽式が主流であるのに対し、国内ではFe・Mnを一槽で同時に除去する方法が一般的である³⁾。前出の城陽市自然ろ過施設では、汲み上げた地下水を落下による堰式曝気を行った

後に微生物担体であるアンスラサイト（無煙炭）層と砂層からなるろ過槽に通し、ろ過水を塩素で殺菌して上水として供給している。施設の概要を第1図に示す。原水の平均的な Fe^{2+} 濃度は0.41ppm、 Mn^{2+} 濃度は0.12ppmであるが、バイオフィльтраーションによる処理後は水質基準の1/10未満にまで除去される⁷⁾。この第三浄水場の地下水はFe・Mn濃度が高いことを除けば有機物などがほとんど含まれない清浄な地下水であり、それをPAC等の薬剤を必要としない生物的Fe・Mn除去を行うことによって、ろ過したての水は自然の井戸水と変わらない「おいしい水」となる。ろ過流速は70m/日であり、1日に11,100 m^3 の上水が供給されている。新規のろ過槽への通水開始からろ材に微生物が定着しFe・Mn除去能力が安定化するまでには1～数ヶ月を要するが、その後のろ材の入れ替え等は不要で、ろ過閉塞を防ぐための定期的な逆洗浄を行うだけで長期間安定した浄化能力を示す。生じたFe・Mn酸化物はろ材表面に蓄積するかもしれないがろ過槽の逆洗浄で排出され、生じる余剰汚泥量は急速ろ過法での半分以下ですむ（田村、私信）。急速ろ過のような薬剤や攪拌の電力などの費用もかからないため、本手法は低コスト、低環境負荷の上水処理法として注目されている。さらに、本手法は生物的上水処理の特徴である有機物やアンモニア性窒素の除去も期待できることから、高度上水処理法のひとつとして上水処理場の浄化プロセス中に組み込まれることもある。

3. バイオフィльтраーションによる 浄化を担う微生物群集の構造

バイオフィльтраーションによる Fe・Mn 除去では、原水の地下水に生息する鉄バクテリアをはじめとする微生物群が、アンスラサイトや多孔質の樹脂などからなる微生物担体に定着してバイオフィルムを形成し、浄化を担っていると考えられている。「鉄バクテリア」とは Fe や Mn を酸化する細菌の俗称であり、その中には Fe の酸化により生育に必要なエネルギーを得ることができる *Gallionella* 属などの独立栄養細菌と、生育には有機物を必要とし Fe や Mn の酸化からはエネルギーを得ない *Leptothrix* 属などの従属栄養細菌がある（なお、既知の Mn 酸化細菌は全て従属栄養細菌であり、Mn 酸化からエネルギーを得る細菌はまだ見つかっていない）。これらは水道管などに金属さびを生じ閉塞させる障害菌として古くから知られていたが、鉄バクテリアも含め地下水中の細菌には純粋培養が極めて困難なものが多く、これらの性質はよく分かっていない。*Gallionella* はリボン状の、また *Leptothrix* などは「鞘 (sheath)」と呼ばれる糸状の特徴的な形態を持つため、これらの細菌がろ過池内に存在することは顕微鏡で容易に判別することができるが、「鉄バクテリア」がバイオフィльтраーションによる Fe・Mn 除去においてどのような機構で Fe・Mn 酸化を行っているのかは明らかになっていない。また、有機物の乏しい地下水に栄養を頼らざるを得ないろ過池内で従属栄養細菌である Mn 酸化細菌が安定に生育するには、*Gallionella* だけでなく硝化細菌など様々な独立栄養細菌がろ過池内に存在し従属栄養細菌へと有機物を提供する、安定な生態系が形成されている必要があると考えられる。しかし、硝化細菌などの他の地下水に生息するバクテリアも鉄バクテリア

同様に純粋培養の困難なものが多く、ろ過池内に生息する鉄バクテリア以外の細菌の存在についてはこれまで詳細に調べられていなかった。

近年、土壌や水圏など、さまざまな環境に生息しながらも純粋培養が困難なために検出されてこなかった未培養の細菌、いわゆる viable but non-culturable (VBNC) 状態の細菌について、16 S リボソーム RNA 遺伝子や特定の酵素遺伝子などを指標として PCR 法や蛍光 *in situ* ハイブリダイゼーション (FISH) 法などの分子生物学的手法を用いた解析が行われている。筆者らはバイオフィльтраーションによる Fe・Mn 除去に関与する VBNC 状態の細菌を含む微生物群集の構造を解明するため、城陽市自然ろ過施設のろ過槽からろ材を採取し、DNA を抽出して細菌の 16 S rRNA 遺伝子などを PCR で増幅後、変性剤濃度勾配ゲル電気泳動 (DGGE) 法やクローンライブラリーで分離して塩基配列の解析を行った⁸⁾。クローンライブラリーから得られた各 16 S rRNA 遺伝子クローンの塩基配列を BLAST で検索した結果、第 1 表に示すように *Leptothrix* 属などの Fe・Mn 酸化細菌をはじめ、Fe 酸化細菌、Fe 還元細菌、硝化細菌 (アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌)、脱窒細菌などにそれぞれ近縁の細菌が検出され、ろ材上にさまざまな独立栄養細菌、従属栄養細菌による豊かな生態系が形成されていることが明らかとなった。

Leptothrix 属は細胞外に中空糸状の「鞘」と呼ばれる構造を形成し、Fe・Mn 酸化物はその鞘の外に蓄積される。この Fe・Mn 酸化は、マルチ銅オキシダーゼと呼ばれる酵素によって行われると考えられている⁹⁾。*Caldimonas manganoxidans* は温泉から単離された Mn 酸化細菌で、*Leptothrix* 属に系統的には近いが鞘を形成しない桿菌である¹⁰⁾。但し、*C. manganoxidans* の生育至適温度は 50°C であるのに対しこ

第 1 表 城陽市自然ろ過施設より得た 16 S rRNA 遺伝子クローンライブラリーの系統解析で検出された主な細菌⁸⁾

Fe・Mn 酸化細菌	<i>Leptothrix mobilis</i> , <i>Caldimonas manganoxidans</i> <i>Hyphomicrobium</i> sp.
Fe 酸化細菌	<i>Gallionella ferruginea</i> , <i>Thiobacillus denitrificans</i>
Fe 還元細菌	<i>Geothrix fermentans</i>
アンモニア酸化細菌	<i>Nitrosomonas</i> sp., <i>Nitrosospira</i> sp.
亜硝酸酸化細菌	<i>Nitrospira</i> sp.
脱窒細菌	<i>Thiobacillus denitrificans</i> , <i>Azoarcus denitrificans</i>

第2図 バイオフィルトレーションによるFe・Mn除去のモデル

の生物ろ過槽の水温は16°C前後なので、今回検出されたものは *C. manganoxidans* に近縁の未知の株である可能性が高い。*Hyphomicrobium* 属は細胞から棒状の「柄」が飛び出した形状が特徴的な Mn 酸化細菌であり、地下水中でもよく見られる。Fe 酸化細菌としては *Gallionella* 属細菌に加え、嫌気下で硝酸依存型の Fe 酸化を行うことが報告されている *Thiobacillus denitrificans*¹¹⁾ などの脱窒細菌も検出され、バイオフィルター下層の低溶存酸素濃度域での Fe 除去に「鉄バクテリア」だけでなくこれらの脱窒細菌が関与する可能性が示された。また、ろ材上には Fe 還元細菌 *Geothrix* 属も検出された。これは地下水中へ金属イオンを溶出している原因菌がろ材に定着したものと推測されるが、このような細菌がろ材上に生育することから、一旦生じた Fe 酸化物をこれら Fe 還元細菌が還元してまた *Gallionella* などに利用されるというサイクルの存在が考えられる。ろ過槽からはアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌などの硝化細菌や前出の *T. denitrificans* などの脱窒細菌も検出された。硝化や脱窒は前述したように Fe 酸化との関連性があるだけでなく、Mn 酸化にも関係すると言われている。例えば、バイオフィルターの立ち上げ時には硝化が良好になった後に Mn 酸化が起こる、ということが経験的に知られている¹²⁾。また、Vandenabeele らは Mn 除去能を持つ微生物群集が生育するろ過砂に硝酸を添加すると Mn 酸化能が上昇することを報告している¹³⁾。従って Mn 酸化と硝化あるいは脱窒との間には、何らかの関係が存在すると考えられている。このように、

検出された細菌群集の組成から、バイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去は個々の「鉄バクテリア」による単純な金属酸化によって行われるのではなく、さまざまな細菌のネットワークによって成立しているというイメージを描くことができる(第2図)。

ここに示した京都府城陽市生物ろ過槽以外にも、筆者らはバイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去システムにおける細菌群集構造の解析を行っており、類似した細菌群集の構成が得られている⁸⁾。今後の課題としては、異なる上水処理場におけるこれら細菌群の共通性を調査することに加え、Fe・Mn 酸化や硝化などの各活性の変動と各細菌の量との関係の解析、異なる素材のろ材での細菌の定着量の解析、硝化と Fe・Mn 酸化との関係の解析、ろ材上のバイオフィルムにおける細菌の局在性の有無の解析、などを行うことが挙げられる。現在、これらの課題を明らかにしていく端緒として、検出された各細菌の量を DNA 量を指標にリアルタイム PCR で解析するための、各細菌を特異的に認識するプライマーの構築を行っている。例えば、ろ過槽から検出された *Leptothrix* 属近縁細菌群を系統的に4グループに分け、それぞれを特異的に検出するプライマーを構築した。このプライマーを用いて採取年の異なるろ材から抽出した DNA 中の各グループの16S rRNA 遺伝子の量をリアルタイム PCR で解析した結果、第3図に示すように採取年により各グループの量は異なり、バイオフィルム中の各細菌の量は経時的に変化することが明らかとなった⁸⁾。これらのプライマーは、FISH 法のプローブとしてろ

第3図 異なる採取年におけるろ材上の *Leptothrix* 属近縁細菌の組成⁸⁾

材への微生物の定着性やバイオフィルム中の各細菌の局在性の解析などに利用することも可能である。

4. バイオフィルトレーションにおける Mn 除去の機構

ここまでバイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去に関与する細菌群集について述べてきたが、バイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去は全てこれら細菌の持つ酵素反応によって行われるわけではない。既に述べたように、 Fe^{2+} が曝気によって $\text{Fe}(\text{OH})_3$ へと自然酸化され不溶化するだけでなく、 Mn^{2+} についても物理化学的な除去が行われる。4 価の Mn 酸化物である MnO_2 は強い酸化剤であり、 Mn^{2+} と接触すると自己触媒作用により Mn^{2+} を速やかに酸化する。この現象を利用して、 MnO_2 でコートしたろ過砂（マンガンス砂）を用いた接触ろ過による

Mn 除去法が開発され、広く利用されている。但し、 Mn^{2+} が除去されるに従いマンガンス砂の表面には 3 価の Mn 酸化物が増加して触媒能が低下するため、遊離塩素を添加するなどによって 4 価へと酸化し触媒能を回復する必要がある。バイオフィルトレーションで生じた Mn 酸化物についても同様に自己触媒作用による Mn 酸化が起きると考え、解析を行った¹⁴⁾。

城陽市自然ろ過施設には 6 つのろ過池があり、そのうち 3 つは 1993 年より、他の 3 つは 2005 年より稼動している。それぞれのろ材を採取し、表面に蓄積した Fe、Mn、タンパク質、16 S rRNA 遺伝子のコピー数を比較した（第 2 表）。Fe、Mn の酸化物は 15 年稼動のろ材の方が 4 倍弱蓄積しているのに対し、バイオマス量には大きな差は見られなかった。これは、Fe や Mn の酸化物はろ材表面に蓄積していく一方、バイオフィルムは第 3 図にも示したように経時的に更新されていることを示唆している。各ろ材に微生物の呼吸鎖を阻害するアジ化ナトリウム (NaN_3) を添加して Mn^{2+} の除去への影響を調べた結果、第 3 表に示したようにあまり差は見られず、採取したろ材において生物学的 Mn 除去よりも物理化学的 Mn 酸化の占める割合が大きいことが明らかとなった。但し、Mn 酸化物の蓄積量が少ない 3 年稼動のろ材では、24 時間後に NaN_3 添加の有無により差が生じている。これは、 NaN_3 添加では Mn 酸化物の酸化能が次第に

第2表 ろ材上の被覆物の量（ろ材アンスラサイト 1g あたり）^{8,14)}

	3 年稼動のろ材	15 年稼動のろ材
全被覆物量 (mg)	31.7±2.9	78.3±10.4
Fe (mg)	3.4±0.5	12.9±0.6
Mn (mg)	5.0±0.3	19.9±3.3
全タンパク質 (mg)	0.556±0.219	0.545±0.068
全 16 S rRNA 遺伝子 ($\times 10^8$ copy)	6.09±1.01	6.02±1.86

第3表 ろ材による Mn^{2+} の除去能（初期値 0.48 mg - Mn^{2+} /g-ろ材）¹⁴⁾

	0.5 hr	1 hr	24 hr
3 年稼動のろ材			
NaN_3 添加なし	30.0±2.5%	41.4±2.6%	81.1±4.2%
NaN_3 添加	27.9±1.3%	36.6±2.6%	54.2±4.2%
15 年稼動のろ材			
NaN_3 添加なし	43.1±4.6%	62.1±4.9%	99.5±0.5%
NaN_3 添加	42.2±3.8%	62.6±4.0%	97.8±0.9%

劣化するのに対し、 NaN_3 非添加では生物学的 Mn 酸化により引き続き除去が行われるとともに、恐らく物理化学的 Mn 酸化によって劣化した Mn 酸化物の酸化能も生物学的 Mn 酸化によって回復されているため、と推察された。

バイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去における経験的知見のひとつとして、逆洗浄実施後に Fe・Mn 除去能が 1～数時間以内に回復することが挙げられる。逆洗浄ではろ材表面のバイオフィルムも損傷を受けると考えられるため、曝気で大半が酸化除去できる Fe はともかく、これまで Mn 除去が生物学的 Mn 酸化だけで説明できるのかは疑問視されていた。上記の結果より、浄化には生物学的 Mn 除去だけでなく物理化学的 Mn 除去も寄与することが明らかとなったことから、逆洗浄後の Mn 除去能の速やかな回復にもこの物理化学的 Mn 除去が関与していると考えられる。なお、ろ材 1g あたりの物理化学的 Mn 除去量を調べた結果、3 年稼働のろ材が 0.34mg に対し 15 年稼働のろ材では 1.17mg と、やはり 3.5 倍弱であった¹⁴⁾。城陽市自然ろ過施設が 1 日に除去する Mn^{2+} 量はろ材 1g あたりに換算すると約 0.03mg であり、ろ材の物理化学的 Mn 除去量よりかなり低い値である。

5. おわりに

以上、微生物群集を用いたバイオフィルトレーションによる地下水からの Fe・Mn 除去法について、現在までの研究で得られた知見を紹介した。既に述べたように、この Fe・Mn 除去法は 1) 硝化細菌や脱窒細菌など「鉄バクテリア」以外の細菌も関与すること、2) 生物学的 Mn 酸化だけでなく物理化学的な Mn 除去の関与も大きいこと、などが示唆されたことから、本稿では「鉄バクテリア法」「生物ろ過法」などの従来の呼称を用いず、「バイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去法」と呼ぶことにした。本浄化法の機構解明はまだ端緒に着いたところであるが、応用面では、このろ材表面に蓄積する Fe・Mn 酸化物がヒ素をよく吸着することに着目して、地下水からのヒ素除去法としての研究開発が行われている¹²⁾。

現在、上水処理場で用いられているバイオフィルトレーションによる Fe・Mn 除去は、水道水としての水質基準値を満たす程度の Fe・Mn 除去しか行われ

ていない。しかし、ろ過流速などを調節することで、醸造用水として要求される純度も達成できると考えられている。この手法によって浄化された水は、地下水中に元来生息する微生物群集による浄化という、天然の地下水と同じ原理で「自然ろ過」された水である。また、浄化に必要な装置等も低コストかつ維持管理が容易である。従って、本手法が醸造用水における Fe・Mn 除去法としても活用されることは、十分に期待できると筆者らは考えている。

謝 辞

本研究においてサンプルの採取等にご協力をいただきました城陽市上下水道部 綱井孝司氏、田村太喜男氏に厚くお礼申し上げます。

<横浜国立大学大学院工学府物質とエネルギーの創生工学コース生物システム工学研究室>

文 献

- 1) M. Tadenuma and S. Sato: *Agric. Biol. Chem.*, **31**, 1482-1489 (1967)
- 2) 日本醸造協会編, 増補改訂最新酒造講本 (財団法人日本醸造協会, 東京), 33-34 (1996)
- 3) 藤川陽子, 池島正浩, 雪本正佳, 田村太喜男, 高田勝己, 濱崎竜英: 用水と廃水, **50**, 277-287 (2008)
- 4) 小島貞男: 化学工学, **33**, 921-927 (1969)
- 5) 小島貞男: 用水と廃水, **14**, 709-715 (1976)
- 6) P. Mouchet: *J. AWWA*, **84**(4), 158-167 (1992)
- 7) 田村太喜男, 綱井孝司, 石丸豊, 中田章雅: 水道協会雑誌, **68**(6), 2-13 (1999)
- 8) 鈴木市郎, 武田稜, 小泉淳一: 生物工学, **86**, 605-607 (2008)
- 9) B. M. Tebo, H. A. Johnson, J. K. McCarthy and A. S. Templeton: *Trends Microbiol.*, **13**, 412-428 (2005)
- 10) M. Takeda, Y. Kamagata, W. C. Ghiorse, S. Hanada and J. Koizumi: *Int. J. Syst. Evol. Microbiol.*, **52**, 895-900 (2002)
- 11) K. L. Straub, M. Benz, B. Schink and F. Widdel: *Appl. Environ. Microbiol.*, **62**, 1458-1460 (1996)
- 12) 藤川陽子, 濱崎竜英, 菅原正孝, 南淳志, 谷外司, 殿界和夫: 用水と廃水, **50**, 105-113

(2008)

- 13) J. Vandenabeele, D. de Beer, R. Germonpré, R. Van de Sande and W. Verstraet : *Water Res.*, **29**, 579-587 (1995)

- 14) D. M. Sahabi, M. Takeda, I. Suzuki and J. Koizumi : *J. Biosci. Bioeng.*, **107**, 151-157 (2009)

執筆者紹介 (順不同・敬称略)

鈴木市郎 <Ichiro SUZUKI>

昭和42年5月4日生まれ<勤務先とその所在地> 横浜国立大学大学院工学研究院, 〒240-8501 横浜市保土ヶ谷区常盤台79-5 <略歴>平成3年大阪大学工学部醸酵工学科卒, 平成5年同大学大学院工学研究科博士前期課程修了, 平成9年同大学大学院工学研究科博士後期課程修了, 博士(工学), 同年日本大学生物資源科学部特別研究院, 平成10年横浜国立大学工学部助手, 平成19年同大学大学院工学研究院特別研究教員。同大学未来情報通信医療社会基盤センターおよび安心・安全の科学研究教育センターを兼務, 現在に至る。<抱負>地下水の浄化に係わる微生物群集の解析だけでなく, 伝統的醸酵食品に係わる微生物群集の構造解析にもチャレンジしたいと考えている。<趣味>吹奏楽によるオーケストラ曲演奏と編曲, サクソフォン演奏。

大坪研一 <Ken'ichi OHTSUBO>

昭和26年1月9日生まれ<勤務先とその所在地> 国立大学法人新潟大学農学部, 〒950-2181 新潟市西區五十嵐二ノ町8050 <略歴>昭和49年東京大学理学部卒業, 昭和56年農林水産省入省食品総合研究所配属, 平成元年農学博士(東北大学農学部), 平成2年農水省北陸農業試験場品質評価研究室長, 平成5年農水省食品総合研究所穀類特性研究室長, 平成17年食品総合研究所素材利用部長, 平成20年食品総合研究所退職, 新潟大学農学部教授(現在に至る)。<抱負>米の利用研究を通じて食料の確保に少しでも貢献できればと考えています。<趣味>将棋, ソフトボール。

上野ミューラー佳子 <Yoshiko UENO-Müller>

1964年東京生まれ<勤務先とその所在地> UENO GOURMET GmbH, Bahnhofstr. 7 A, 61476 Kronberg, Germany. (Tel) +49-6173-976852 <略歴>法政大学社会学部卒, ヤマト運輸教育部勤務を経て1989年よりドイツ在住, リコードイツ勤務後, 2005年有限会社 UENO GOURMET GmbH を設立, 食を通じた国際交流と Local to Local で作り手の顔が見える本物の製品をお客様に届ける経営理念のもと, ドイツ市場における高級日本酒のエキスパートとして, 市場分析, 試飲会開催などのマーケティング活動と日本酒の輸入販売を行う。ドイツワイン基金認定ワインコンサルタント, スローフード協会会員。日独経済協力機構やデュッセルドルフ総領事館主催の日本食文化紹介事業での講演など, 日本酒関連イベントの主催とコーディネーションを多数実施する他, 日本酒に関するコンサルタント事業とサービス教育を手がける。<抱負>ドイツに約200軒あるミシュランの星付きレストラン中の半分, 100軒に日本酒を入れたい。<趣味>料理, 散歩, 読書。

中村訓男 <Norio NAKAMURA>

昭和23年2月23日生まれ<勤務先とその所在地> キューピー醸造株式会社 研究所, 〒183-0034 東京都府中市住吉町5-19-7 <略歴>昭和50年日本大学農獣医学部農芸化学科卒, 同年キューピー醸造株式会社入社, 平成16年研究所所長, 現在に至る。<抱負>食酢の機能性を利用した製品を広めていきたい。<趣味>日本美術鑑賞。特に仏像と桃山から江戸時代の絵画鑑賞。