総 説 (特集)

地球炭素循環に寄与する結晶性酸化鉄還元微生物の選択的分離培養

Targeted Isolation of Crystalline Iron(III) Oxides Reducing Bacteria Responsible for Global Carbon Cycle

> 堀 知 行 * Томоуикі Норі*

産業技術総合研究所環境管理研究部門 〒 305-8569 茨城県つくば市小野川 16-1 * TEL: 029-849-1107

* E-mail: hori-tomo@aist.go.jp

Environmental Management Research Institute, National Institute of Advanced Industrial Science and Technology (AIST), 16–1 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305–8569, Japan

キーワード:結晶性酸化鉄,鉄還元微生物,分離培養,地球炭素循環 Key words: Crystalline iron(III) oxides, Iron(III)-reducing bacteria, Isolation and cultivation, Global carbon cycle

(原稿受付 2019年3月10日/原稿受理 2019年4月23日)

1. はじめに

鉄は、地球上第四位の構成元素であり、その多くは結 晶性鉄鉱物として土壌および堆積物に広く分布してい る¹⁻³⁾。鉱物などの配位化合物を形成する際,鉄は二価 または三価の陽イオンの形態をとっており、両者の安定 性の差は小さい。このことは、鉄原子が電子を他から受 け取りやすく、かつ他へ渡しやすいという性質を生み出 している。生物的および非生物的な作用により生じる鉄 の酸化還元サイクリングは,地球規模の生物地球化学 (有機物の分解・貯蔵, 生物に対する栄養源や汚染物質 の動態等)において極めて重要な役割を担っている4%。 この中でも微生物による鉄還元は、自然環境の大部分を 占める嫌気条件下において, 有機物酸化で発生する電子 の主要シンクとして捉えられる⁷⁻¹⁰⁾。それ故,鉄還元は 地球上最大の最終電子受容プロセス「メタン生成反応| の競合反応として、地球炭素循環や地球気候変動に大き な影響を及ぼしている ^{11,12)}。

ゴーサイト (α -FeOOH), リピトクロサイト (γ -FeOOH), ヘマタイト (α -Fe₂O₃), マグネタイト (Fe₃O₄)等の結 晶性酸化鉄 (水酸化鉄) は,フェリハイドライト等の非 結晶質な酸化鉄よりも大量に土壌や堆積物に存在してい ることが知られている^{3,13,14})。フェリハイドライトは, 生物利用されやすいため,鉄還元微生物を培養するため の電子受容体基質として広く用いられてきた一方,結晶 性酸化鉄の微生物還元活性は検出できないレベルか,も しくは極めて微弱であった¹⁵⁻¹⁹)。しかし,過去の研究に おいて鉄還元微生物の数種が,結晶性酸化鉄を電子受容 体として,熱力学限界条件下で生き延びることが示唆さ れている²⁰⁻²³)。加えて,酸化鉄との共沈時にしばしば観 察されるアルミニウムによる置換は,非結晶質のフェリ ハイドライトの微生物還元を抑制するが,結晶性酸化鉄 であるゴーサイトやリピトクロサイトの還元にはほぼ影 響を与えない²⁴⁾。このことは、自然環境において結晶性 酸化鉄の還元がより頻繁に起こっている可能性を示すも のである²⁵⁾。さらに、ゴーサイトの存在する嫌気土壌に おいて、新規な鉄還元微生物が酢酸を低速であるものの 分解・同化していることが Stable Isotope Probing (SIP) によって証明された^{9,26)}。しかし、結晶性酸化鉄の還元 に関与する微生物の多様性およびその還元機構について はほぼ明らかになっていない。これまで得られている分 離株の少なさに起因して、結晶性酸化鉄還元微生物の生 理学および生態学的インパクトを理解するのは極めて困 難な課題となっている。以前、Lentini らにより結晶性 酸化鉄で集積された鉄還元微生物群集が特徴付けられ てきたが、その純粋分離株の取得は為されていなかっ た²⁷⁾。

結晶性酸化鉄還元微生物の選択的分離培養法の 考案と適用

増殖速度が極端に遅い微生物, 貧栄養性微生物, 共生 微生物等の未知未培養微生物にアクセスするため, これ までに多くの分離技術や培養戦略が発展されてきた²⁸⁻³⁰。 私達の研究グループでは, 結晶性酸化鉄還元微生物を選 択的に分離培養するための新しい二段培養法を考案し た。一段目培養として, 非標的の富栄養性微生物を死 減・排除させるため, 結晶性酸化鉄(ゴーサイト, リピ トクロサイト, ヘマタイト, マグネタイト)を電子受容 体, 酢酸を電子供与体とした嫌気制限培地にて長期間の 継代培養を行った。標的とする鉄還元微生物は, 電子伝 達の促進のため結晶性酸化鉄の表面に付着し, 固相(結 晶性酸化鉄)と液相(培地)の境界にて長期間存続す ることができる^{31,32}。鉄還元微生物が高度に集積された 後、エネルギー的により有利な溶解性鉄(III) 培地に よる二段目培養へと供し,標的微生物を一気に増殖させ た。さらに段階希釈培養法やロールチューブ法を用いる ことで、最終的に鉄還元微生物の純粋分離株を取得し た。また、低い溶解性と高い結晶性を示す酸化鉄の微生 物還元活性を評価するには、二価鉄の生成を指標とする 従来までの標準法では不十分である。そこで私達は, 様々な分子生態学的ツール(イルミナシークエンサー解 析, 分子フィンガープリント解析 [Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism: T-RFLP], クローンライ ブラリ解析)を適用することで、一段目の集積培養系の 微生物群集構造を綿密に追跡し,系統的に新規な酸化鉄 還元微生物を見出した後、その解析データに基づき、二 段目培養を戦略的に展開した。この融合的アプローチに より、従来は捉えることのできなかった、増殖は極めて 遅いが生態学的に重要な役割を担う結晶性酸化鉄還元微 生物の効率的取得を可能にした。

3. 一段目培養:結晶性酸化鉄による微生物集積と その分子生態学的特徴づけ

一段目培養の微生物接種源として水田土壌,森林土 壌,湿地土壌,用水路底泥,海底堆積物を用い,上記4 種の結晶性酸化鉄および酢酸を基質とした2種類の淡水 嫌気培地で、合計136の培養条件にて2年間の長期集積 培養を行った。なお、培地に含まれる結晶性酸化鉄の色 の変化を指標に 2-3 回の継代を行った。その結果、培養 終了時の58条件から16S rRNA 遺伝子を標的とした PCR 増幅が観察され、微生物の存続が確認された。使 用した結晶性酸化鉄の観点から見ると, 14, 16, 10, 18 の集積系がそれぞれゴーサイト、リピトクロサイト、ヘ マタイト、マグネタイトの添加により得られた。鉄還元 微生物である Shewanella putrefaciens と Shewanella decolorationis では、リピトクロサイト≥ゴーサイト>ヘマ タイトの順で最大還元速度が観察されている³³⁻³⁶⁾。この 報告された結晶性酸化鉄の利用性の減少と合致して、本 実験で得られた集積培養系の数も減少した。また各種微 生物反応の酸化還元電位によると³⁾,有機物酸化と共役 するマグネタイト還元は4種の結晶性酸化鉄の還元反応 の中でエネルギー生成が最も低い。それにも関わらず, マグネタイトを電子受容体として最多の18条件で集積 系が得られた。マグネタイトは二価と三価の鉄イオンの 両方を含有する鉱物であり,高い電気伝導性を示す。こ のことは、微生物間および微生物-酸化鉄間の電子共生 を誘導し37,38),長期培養における微生物の生き残りに有 利であったと考えられた。また微生物接種源の観点から 見ると、水田土壌では培養を仕掛けた合計 48 条件のう ち大部分(80%以上)の40条件から集積系が得られた が,森林土壌では合計16条件のうち1条件,湿地土壌 では合計16条件のうち2条件,用水路底泥では合計16 条件のうち9条件,海底堆積物では合計40条件のうち 6条件と、比較的少数の集積系しか得ることができな かった。水田土壌では鉄還元はメタン生成に次ぐ第二の 最終電子受容プロセスであり⁷⁾,鉄還元微生物の高い代 謝活性と存在量が報告されている^{9,26)}。このことは、使 用した4種の結晶性酸化鉄全てから水田土壌を接種源と

して微生物集積系が得られた本結果を支持する。一方, 用水路底泥と海底堆積物を接種源とした培養では,それ ぞれマグネタイトとゴーサイトからの集積系が多く得ら れた。森林土壌と湿地土壌から取得された集積系は極め て僅かであったが,マグネタイトを電子受容体とした系 が主であった。

58条件の集積系から得られた 16S rRNA 遺伝子の PCR 産物をイルミナシークエンサー解析に供し、合計 で1,845,969 配列(1条件あたり35,008 配列)の塩基配 列を解読した。集積系の微生物群集構造を比較すべく, シークエンスデータの主座標分析 (PCoA: Principal Coordinate Analysis) を実施したところ,大部分(60.3%) の集積系が PCoA プロット中央(図1A)の赤四角線の 中(図1B)に密集して配置した。この密集度合はヘマ タイトによる集積系が、他の結晶性酸化鉄(50-61%) に比べて突出して高かった(90%:合計10条件のうち 9条件)。このことは、ヘマタイトで集積された微生物 群集がそれぞれ構造的に似ており、ヘマタイトの持つ微 生物集積の選択圧の高さを示すものである。結晶性酸化 鉄の生物利用性の低さ³³⁻³⁶⁾や酸化還元共役で生産され るエネルギーの低さ³⁾ がヘマタイトの高い選択圧の要因 になっていると考えられた。また4種の結晶性酸化鉄で 得られた集積系は PCoA プロット上で幾分重なり合っ て配置され、このことは4種全ての結晶性酸化鉄を還元 可能な微生物の存在を示唆している。一方,微生物接種 源の観点からは、水田土壌の集積系がプロット全体に分 布しており、その微生物多様性の高さを強く示唆してい る。その他の接種源は PCoA プロット上で大まかにグ ルーピングされており(図1: 点線), 接種源ごとに特 徴的な微生物群集が構築されていることが示された。こ れらの結果は、16S rRNA 遺伝子に基づく T-RFLP デー タの主成分分析 (PCA: Principal Component Analysis) の結果とよく一致した (データ割愛)。

次に、イルミナシークエンサー解析およびクローンラ イブラリ解析により、58の集積系の構成微生物種を系 統学的に特徴づけた(図2)。結晶性酸化鉄ごとに解析 結果をまとめ、ゴーサイト、リピトクロサイト、ヘマタ イト、マグネタイトの集積系から得られたイルミナシー クエンスライブラリをそれぞれ ISG (373,633 配列), ISL (490,300 配列), ISH (331,059 配列), ISM (650,977 配列)と定義した。16S rRNA 遺伝子に基づくクローン ライブラリも、同様に CG (125 配列), CL (148 配列), CH(89 配列), CM(163 配列) と定義した。イルミナシー クエンスの結果, Deltaproteobacteria 綱が最優占メン バーとして検出され, ISG, ISL, ISH, ISM ライブラリ で51.7%, 60.0%, 72.1%, 43.8%の高い相対存在量を 示した (図 2A)。中でも Geobacteraceae 科が最も主要 な構成員で、全体の14.1% (ISG) から29.1% (ISH) を占めた。この結果は、クローンライブラリ解析結果と よく一致していた (図 2B)。Deltaproteobacteria 綱を対 象とした系統樹解析により、得られたクローンのほとん どが異化型鉄還元微生物として知られる Geobacter 属, Pelobacter 属, Desulfovibrio 属, Anaeromyxobacter 属^{8,39-41)}の新しい系統群に分類されることが明らかに なった (データ割愛)。さらに、イルミナシークエンス ライブラリの種 (OTU: Operational Taxonomic Unit) レ



図1. イルミナシーケンスデータの主座標分析 (PCoA) プロット (A) およびその赤四角線内の高解像度表示 (B)。PCoA プロット は重みありの UniFrac 分析により作成された (供試遺伝子配列数: 3,810)。緑, 青, ピンク, オレンジのシンボルは, それぞれ ゴーサイト, リピトクロサイト, ヘマタイト, マグネタイトによる集積系を示す。円,線, ひし形, 四角, 三角は, それぞれ水田 土壌, 森林土壌, 湿地土壌, 用水路底泥, 海底堆積物から得られた集積系を示す。水田土壌以外の接種源の集積系は点線で囲む。



図2. イルミナシーケンス(A) とクローンライブラリ(B) により決定された集積系の微生物群集構造。構成要員を色で示し、その 種類を図右の凡例に示す。ゴーサイト、リピトクロサイト、ヘマタイト、マグネタイトの集積系から得られたイルミナシークエ ンスライブラリをそれぞれ ISG, ISL, ISH, ISM と定義し、同様にクローンライブラリを CG, CL, CH, CM と定義した。本 研究で解析した配列およびクローンの総数を円グラフの下に示す。括弧内の値は得られた集積系の数を示す。

ベルでの分布を詳細に追跡したところ(図3),合計 1,845,969 配列のうち411,343 配列と600,048 配列がそれ ぞれ Geobacteraceae 科の301 種(OTUs) と Deltaproteobacteria 綱の1,225 種(OTUs)に分類された (図3A-C)。ベン図解析の結果,4種全ての結晶性酸化 鉄で集積されたコア微生物種はGeobacteraceae 科で多 く見られ、構成種の39.9%を占めた(図3B)。この値は 全細菌を対象としたコア微生物の割合(28.1%)と比べ ると極めて大きく(図3A),全ての結晶性酸化鉄を還元 可能な微生物がGeobacteraceae 科に多数存在することを 強く示唆している。ヘマタイトで集積された微生物種の 割合も、Geobacteraceae 科では全細菌に比べ著しく大き かった(81.7% vs 57.9%)。また、その他の Deltaproteobacteria 綱の微生物種では、リピトクロサイ トで集積される微生物種の割合(78.4%)が全細菌での 解析値(66.2%)に比べて高い(図 3C)。このように、 ISG、ISL、ISH ライブラリで検出される Geobacteraceae 科やその他の Deltaproteobacteria 綱の微生物種数の割合 が他の分類群よりも相対的に大きかったことから、 Deltaproteobacteria 綱(特に Geobacteraceae 科)に属す る微生物種がゴーサイト、リピトクロサイト、ヘマタイ トの還元に中心的に関与していることが強く示唆された。 54



図 3. イルミナシーケンスデータのベン図解析結果:全細菌(A), Geobacteraceae 科(B), その他の Deltaproteobacteria 綱(C)。緑, 青, ピンク, オレンジの円はそれぞれ ISG, ISL, ISH, ISM ライブラリを示す。配列および OTU の総数をそれぞれの系統分類 群に対して示す。ベン図内の値は,それぞれの系統分類群で検出される OTU 総数に対しての割合を示す。全細菌数で検出され た割合(A)よりも,それぞれの系統分類群(B, C)での割合が高い場合には太字で示す。

4. 二段目培養:結晶性鉄還元微生物の選択的分離培養

一段目培養で得られた58条件の集積系の中から、系 統的に新規な鉄還元微生物を含む38の集積系を選抜し、 溶解性鉄(III)培地へ継代することで、それら鉄還元 微生物の増殖を誘導した。段階希釈培養法やロール チューブ法により, Deltaproteobacteria 綱に属する6株 (AOG1-5株とAOP6株と命名)の純粋培養系を獲得し た。それらの 16S rRNA 遺伝子全長の塩基配列を解読し たところ, AOG1-5株は Geobacter 属に, AOP6株は Pelobacter 属に分類された (図 4)。AOG1 株と AOG4 株は,水田土壌を接種源,リピトクロサイトを電子受容 体とする集積系より得られ、それぞれ Geobacter luticola (AB682759; 98.1%配列相同性)⁴²⁾ とカオリン粘土に由 来する G. pickeringii (NR_043576; 95.5%相同性) に近 縁であった⁴³⁾。AOG2株とAOG3株は、マグネタイト を添加した湿地土壌と森林土壌の集積系から取得され, 金属還元・脱ハロ呼吸微生物 G. lovleyi (NR_074979; 96.4%相同性)⁴⁴⁾ と地下帯水層に由来する G. chapelleii (NR_025982;96.7%相同性)⁴⁵⁾ に近縁であった。AOG5 株は、ヘマタイトを添加した用水路底泥の集積系から 得られ, G. pickeringii (NR_026077; 94.8%相同性)⁴⁶⁾ と類縁であった。AOP6株は、ゴーサイトを電子供与 体とする海底堆積物の集積系から得られ, Pelobacter acetylenicus (NR_029238)⁴⁷ に 95.5%の配列相同性を示 した。これら 6 つの純粋分離株は,異なる微生物接種源 (水田土壤,森林土壤,湿地土壤,用水路底泥,海底堆 積物)と異なる結晶性酸化鉄(ゴーサイト,リピトクロ サイト,ヘマタイト,マグネタイト)により獲得された ことから,一段目培養にて採用した様々な培養条件が新 規な鉄還元微生物の分離培養に極めて有効であったこと が証明された。

これらの分離株が異化型鉄還元能を実際に有するか否 かを判断するため、溶解性鉄(III)と酢酸を基質とし た培養試験に供し、鉄(II) 生成, 酢酸分解, 細胞増 殖、タンパク質合成の生理学的パラメーターを追跡した (図 5)。AOG1 株, AOG2 株, AOG5 株は鉄(III) を迅 速に還元することで、系内の鉄(II)濃度が上昇し、培 養10日以内に最終濃度(6.84-7.14 mM) でプラトーに 達した(図5A)。一方で、それら以外の3株は、相対的 に低い鉄還元速度を示し、鉄(II)の最終濃度(6.88-7.32 mM) に到達するまで~30 日を要した。酢酸分解 と鉄還元とは並行して起こり、それらの共役は想定され る化学量論(酢酸:鉄「III]=1:8)にほぼ一致して いた (図 5B)。 定量 PCR 法による 16S rRNA 遺伝子コ ピーの定量と Bradford 法による全タンパク質の定量を 培養期間を通して行うことで細胞増殖とタンパク質合成 を評価したところ、6株はそれぞれ異なる生育挙動を示

堀



図 4. 純粋分離株(AOG1-5 株と AOP6 株)とそれらの近縁種の 16S rRNA 遺伝子に基づく系統樹。16S rRNA 遺伝子全長を解析に用 い,系統樹は neighbor-joining 法により作成された。ブートストラップ値は 1,000 回の反復により得られ,スケールバーは 5%配 列分散を示す。GenBank アクセッション番号を括弧内に示す。

した (図 5C, 5D)。AOG1 株と AOG5 株は2 オーダー (1.17-1.22×10² コピー /ml)の増加を示し、その他の4 株は1オーダー(1.52-6.07×10コピー/ml)の増加を示 した。細胞増殖とタンパク質合成は、AOG4株を除き、 鉄還元と酢酸分解にほぼ同調して起こっていた。AOG4 株は、培養試験開始直後に増殖し、その後一定の菌体密 度を維持したが、鉄還元が観察された培養15日目以降 に旺盛なタンパク質合成が検出された。このことからこ こで得られた6種の分離株は、酢酸と鉄(III)を基質と して生育することが可能な異化型鉄還元微生物であり, 特に増殖速度の点において異なる生理学的特性を有して いることが明らかになった。以上から、二段目培養法の 適用によって Geobacter 属と Pelobacter 属に分類され る新規な6種の鉄還元微生物の分離培養に成功した。こ れにより,結晶性酸化鉄を還元する微生物が自然環境中 に普遍的に存在し、それぞれユニークな代謝様式を有し ていることが強く示唆された⁴⁸⁾。

5. おわりに ~結晶性酸化鉄還元微生物と 地球炭素循環との関係解明に向けて~

鉄鉱物が豊富な海底地下圏における鉄還元微生物を探 索すべく,国際深海掘削計画(IODP)第337次研究航 海「下北八戸沖石炭層生命圏探査」に乗船研究者として 参画した。これまでに海底下約2.5kmまでの地球深部 に微生物生細胞が存在し,現場の有機物が微生物により 分解され,さらにメタン生成が第一の最終電子受容プロ セスであるという証拠が複数示されている^{49,50}。その一 方で,近年報告された地球化学的データによると,ある 特定の海底下深度において生物活動由来と思われるナノ マグネタイトが高濃度で検出され,結晶性酸化鉄還元が 地下深部の最終電子受容プロセスの一端を担っているこ とが強く示唆されている⁵¹⁾。私達の研究グループでは, 深度の異なる15の海底コア堆積物試料を微生物接種源 に用い,結晶性酸化鉄と酢酸を基質とした長期間集積培



図 5. 純粋分離株 (AOG1-5 株と AOP6 株) の培養試験におけ る生理学的パラメーターの変化:二価鉄濃度 (A), 酢酸 濃度 (B), 16S rRNA 遺伝子コピー数 (C), 全タンパク質 濃度 (D)。培養試験には,溶解性鉄 (III) と酢酸をそれ ぞれ電子受容体基質,電子供与体基質として用いた。6つ の分離株の生理学的パラメーターを異なる色のラインで示 す。色と分離株の対応関係は図4に示す通りである。エ ラーバーは3連実験の標準偏差を示す。

養を行っている。その集積過程をイルミナシークエンス により網羅的に明らかにするとともに、上述の二段培養 法を適用することで、ナノパイライト蓄積が観察された 深度付近から Firmicutes 門に属する2種の鉄還元微生物 の分離培養に成功した。これらのことは、海底下深部の 炭素循環に結晶性酸化鉄還元微生物が密接に関与してい ることを強く示唆するものである。また,陸上土壌環境 から多く検出された Deltaproteobacteria 綱に属する鉄還 元微生物が地下深部からは獲得されなかったことから, 海底下では陸上とは異なる結晶性酸化鉄の還元機構が存 在していることが推察される。現在,海底下の結晶性酸 化鉄の微生物還元をより直接的に証明するため,海底コ ア堆積物試料自体に¹³C-酢酸と結晶性酸化鉄を投入し, 内在する微生物による¹³C-酢酸の酸化分解および¹³C取 り込みの高感度検出を試みている。結晶性酸化鉄の還元 と地球炭素循環の関わりは,まだそのほんの一部しか垣間 見えていないが,未知の鉄還元微生物の選択的分離培養と 高感度機能解明,地球化学等の異分野領域との融合を通 して,その全貌が明らかにされていくものと期待される。

謝 辞

本研究成果の一部は、JSPS 科研費事業 16H05886 の 研究成果である。ここに感謝の意を表する。

文 献

- Stumm, W. and Sulzberger, B. 1992. The cycling of iron in natural environments: Considerations based on laboratory studies of heterogeneous redox processes. Geochim. Cosmochim. Acta. 56: 3233–3257.
- Davison, W. 1993. Iron and manganese in lakes. Earth Sci. Rev. 34: 119–163.
- Weber, K.A., L.A. Achenbach, and J.D. Coates. 2006. Microorganisms pumping iron: Anaerobic microbial iron oxidation and reduction. Nat. Rev. Microbiol. 4: 752–764.
- Borch, T., R. Kretzschmar, A. Kappler, P.V. Cappellen, M. Ginder-Vogel, A. Voegelin, et al. 2010. Biogeochemical redox processes and their impact on contaminant dynamics. Environ. Sci. Technol. 44: 15–23.
- Lalonde, K., A. Mucci, A. Ouellet, and Y. Gelinas. 2012. Preservation of organic matter in sediments promoted by iron. Nature. 483: 198–200.
- Melton, E.D., E.D. Swanner, S. Behrens, C. Schmidt, and A. Kappler. 2014. The interplay of microbially mediated and abiotic reactions in the biogeochemical Fe cycle. Nat. Rev. Microbiol. 12: 797–808.
- Yao, H., R. Conrad, R. Wassmann, and H.U. Neue. 1999. Effect of soil characteristics on sequential reduction and methane production in sixteen rice paddy soils from China, the Philippines, and Italy. Biogeochemistry. 47: 269–295.
- Lovley, D.R., D.E. Holmes, and K.P. Nevin. 2004. Dissimilatory Fe(III) and Mn(IV) reduction. Adv. Microb. Physiol. 49: 219–286.
- Hori, T., A. Muller, Y. Igarashi, R. Conrad, and M.W. Friedrich. 2010. Identification of iron-reducing microorganisms in anoxic rice paddy soil by ¹³C-acetate probing. ISME J. 4: 267–278.
- Braunschweig, J., J. Bosch, and R.U. Meckenstock. 2013. Iron oxide nanoparticles in geomicrobiology: From biogeochemistry to bioremediation. N. Biotechnol. 30: 793–802.
- Conrad, R. 1996. Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O, and NO). Microbiol. Rev. 60: 609–640.
- 12) Yvon-Durocher, G., A.P. Allen, D. Bastviken, R. Conrad, C. Gudasz, A. St-Pierre, et al. 2014. Methane fluxes show consistent temperature dependence across microbial to ecosystem scales. Nature. 507: 488–491.
- Roden, E.E. and M.M. Urrutia. 2002. Influence of biogenic Fe(II) on bacterial crystalline Fe(III) oxide reduction. Geomicrobiol. J. 19: 209–251.
- 14) Cornell, R.M. and U. Schwertmann. 2004. The iron oxides.

Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

- 15) Lovley, D.R. and E.J. Phillips. 1986. Availability of ferric iron for microbial reduction in bottom sediments of the freshwater tidal potomac river. Appl. Environ. Microbiol. 52: 751–757.
- 16) Lovley, D.R. and E.J. Phillips. 1987. Rapid assay for microbially reducible ferric iron in aquatic sediments. Appl. Environ. Microbiol. 53: 1536–1540.
- 17) Lovley, D.R. and E.J. Phillips. 1988. Novel mode of microbial energy metabolism: Organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. Appl. Environ. Microbiol. 54: 1472–1480.
- Qu, D., S. Ratering, and S. Schnell. 2004. Microbial reduction of weakly crystalline iron (III) oxides and suppression of methanogenesis in paddy soil. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 72: 1172–1181.
- 19) Kukkadapu, R.K., J.M. Zachara, J.K. Fredrickson, J.P. Mckinley, D.W. Kennedy, S.C. Smith, et al. 2006. Reductive biotransformation of Fe in shale–limestone saprolite containing Fe(III) oxides and Fe(II)/Fe(III) phyllosilicates. Geochim. Cosmochim. Acta. 70: 3662–3676.
- Kostka, J.E. and K.H. Nealson. 1995. Dissolution and reduction of magnetite by bacteria. Environ. Sci. Technol. 29: 2535–2540.
- Kostka, J.E., J.W. Stucki, K.H. Nealson, and J. Wu. 1996. Reduction of structural Fe(III) in smectite by a pure culture of *Shewanella putrefaciens* strain MR-1. Clays Clay Miner. 44: 522–529.
- 22) Fredrickson, J.K., J.M. Zachara, D.W. Kennedy, H. Dong, T.C. Onstott, N.W. Hinman, et al. 1998. Biogenic iron mineralization accompanying the dissimilatory reduction of hydrous ferric oxide by a groundwater bacterium. Geochim. Cosmochim. Acta. 62: 3239–3257.
- 23) Kukkadapu, R.K., J.M. Zachara, S.C. Smith, J.K. Fredrickson, and C. Liu. 2001. Dissimilatory bacterial reduction of Alsubstituted goethite in subsurface sediments. Geochim. Cosmochim. Acta. 65: 2913–2924.
- 24) Ekstrom, E.B., D.R. Learman, A.S. Madden, and C.M. Hansel. 2010. Contrasting effects of Al substitution on microbial reduction of Fe(III) (hydr)oxides. Geochim. Cosmochim. Acta. 74: 7086–7099.
- 25) van der Zee, C., D.R. Roberts, D.G. Rancourt, and C.P. Slomp. 2003. Nanogoethite is the dominant reactive oxyhydroxide phase in lake and marine sediments. Geology. 31: 993–996.
- 26) Ding, L.J., J.Q. Su, H.J. Xu, Z.J. Jia, and Y.G. Zhu. 2015. Long-term nitrogen fertilization of paddy soil shifts ironreducing microbial community revealed by RNA-¹³C-acetate probing coupled with pyrosequencing. ISME J. 9: 721–734.
- 27) Lentini, C.J., S.D. Wankel, and C.M. Hansel. 2012. Enriched iron(III)-reducing bacterial communities are shaped by carbon substrate and iron oxide mineralogy. Front. Microbiol. 3: 404.
- 28) Puspita, I.D., Y. Kamagata, M. Tanaka, K. Asano, and C.H. Nakatsu. 2012. Are uncultivated bacteria really uncultivable? Microbes Environ. 27: 356–366.
- Narihiro, T. and Y. Kamagata. 2013. Cultivating yet-to-be cultivated microbes: The challenge continues. Microbes Environ. 28: 163–165.
- 30) Prakash, O., Y. Shouche, K. Jangid, and J.E. Kostka. 2013. Microbial cultivation and the role of microbial resource centers in the omics era. Appl. Microbiol. Biotechnol. 97: 51–62.
- Lower, S.K., M.F. Jr. Hochella, and T.J. Beveridge. 2001. Bacterial recognition of mineral surfaces: nanoscale interactions between *Shewanella* and alpha-FeOOH. Science. 292: 1360–1363.
- 32) Rosso, K.M., J.M. Zachara, J.K. Fredrickson, Y.A. Gorby, and S.C. Smith. 2003. Nonlocal bacterial electron transfer to hematite surfaces. Geochim. Cosmochim. Acta. 67: 1081–1087.
- 33) Larsen, O. and D. Postma. 2001. Kinetics of reductive bulk dissolution of lepidocrocite, ferrihydrite, and goethite. Geochim. Cosmochim. Acta. 65: 1367–1379.
- 34) Bonneville, S., T. Behrends, and P. Van Cappellen. 2009. Solubility and dissimilatory reduction kinetics of iron(III) oxyhydroxides: A linear free energy relationship. Geochim.

Cosmochim. Acta. 73: 5273-5282.

- 35) Bonneville, S., P. Van Cappellen, and T. Behrends. 2004. Microbial reduction of iron(III) oxyhydroxides: Effects of mineral solubility and availability. Chem. Geol. 212: 255–268.
- 36) Li, X., T. Liu, F. Li, W. Zhang, S. Zhou, and Y. Li. 2012. Reduction of structural Fe(III) in oxyhydroxides by *Shewanella decolorationis* S12 and characterization of the surface properties of iron minerals. J. Soils Sediments. 12: 217–227.
- 37) Kato, S., K. Hashimoto, and K. Watanabe. 2012. Microbial interspecies electron transfer via electric currents through conductive minerals. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 109: 10042– 10046.
- 38) Kato, S., R. Nakamura, F. Kai, K. Watanabe, and K. Hashimoto. 2010. Respiratory interactions of soil bacteria with (semi) conductive iron-oxide minerals. Environ. Microbiol. 12: 3114–3123.
- 39) Bale, S.J., K. Goodman, P.A. Rochelle, J.R. Marchesi, J.C. Fry, A.J. Weightman, et al. 1997. *Desulfovibrio profundus* sp. nov., a novel barophilic sulfate-reducing bacterium from deep sediment layers in the Japan Sea. Int. J. Syst. Bacteriol. 47: 515–521.
- 40) He, Q. and R.A. Sanford. 2003. Characterization of Fe(III) reduction by chlororespiring *Anaeromyxobacter dehalogenans*. Appl. Environ. Microbiol. 69: 2712–2718.
- 41) Lovley, D.R., T. Ueki, T. Zhang, N.S. Malvankar, P.M. Shrestha, K.A. Flanagan, et al. 2011. *Geobacter*: the microbe electric's physiology, ecology, and practical applications. Adv. Microb. Physiol. 59: 1–100.
- 42) Viulu, S., K. Nakamura, Y. Okada, S. Saitou, and K. Takamizawa. 2013. *Geobacter luticola* sp. nov., an Fe(III)-reducing bacterium isolated from lotus field mud. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 63: 442–448.
- 43) Shelobolina, E.S., K.P. Nevin, J.D. Blakeney-Hayward, C.V. Johnsen, T.W. Plaia, P. Krader, et al. 2007. *Geobacter pickeringii* sp. nov., *Geobacter argillaceus* sp. nov. and *Pelosinus fermentans* gen. nov., sp. nov., isolated from subsurface kaolin lenses. Int. J. Syst. Evol. Microbiol. 57: 126–135.
- 44) Sung, Y., K.E. Fletcher, K.M. Ritalahti, R.P. Apkarian, N. Ramos-Hernandez, R.A. Sanford, et al. 2006. *Geobacter lovleyi* sp. nov. strain SZ, a novel metal-reducing and tetrachloroethene-dechlorinating bacterium. Appl. Environ. Microbiol. 72: 2775–2782.
- 45) Coates, J.D., E.J. Phillips, D.J. Lonergan, H. Jenter, and D.R. Lovley. 1996. Isolation of *Geobacter* species from diverse sedimentary environments. Appl. Environ. Microbiol. 62: 1531– 1536.
- 46) Straub, K.L., M. Hanzlik, and B.E. Buchholz-Cleven. 1998. The use of biologically produced ferrihydrite for the isolation of novel iron-reducing bacteria. Syst. Appl. Microbiol. 21: 442–449.
- 47) Evers, S., M. Weizenegger, W. Ludwig, B. Schink, and K.-H. Schleifer. 1993. The phylogenetic positions of *Pelobacter* acetylenicus and *Pelobacter propionicus*. Syst. Appl. Microbiol. 16: 216–218.
- 48) Hori, T., T. Aoyagi, H. Itoh, T. Narihiro, A. Oikawa, K. Suzuki, et al. 2015. Isolation of microorganisms involved in reduction of crystalline iron(III) oxides in natural environments. Front. Microbiol. 6: 386.
- 49) Inagaki, F., K.-U. Hinrichs, Y. Kubo, M.W. Bowles, V.B. Heuer, W.-L. Hong, et al. 2015. Exploring deep microbial life in coal-bearing sediment down to ~2.5 km below the ocean floor. Science. 349: 420–424.
- 50) Trembath-Reichert, E., Y. Morono, A. Ijiri, T. Hoshino, K.S. Dawson, F. Inagaki, et al. 2017. Methyl-compound use and slow growth characterize microbial life in 2-km-deep subseafloor coal and shale beds. Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 114: E9206–E9215.
- 51) Phillips, S.C., J.E. Johnson, W.C. Clyde, J.B. Setera, D.P. Maxbauer, S. Severmann, et al. 2017. Rock magnetic and geochemical evidence for authigenic magnetite formation via iron reduction in coal-bearing sediments offshore Shimokita Peninsula, Japan (IODP Site C0020). Geochem. Geophys. Geosyst. 18: 2076–2098.