

平成30年6月27日現在

機関番号：14301

研究種目：基盤研究(B) (海外学術調査)

研究期間：2014～2017

課題番号：26303014

研究課題名(和文) アジア途上国のアンモニア汚染地下水を水道水として利用するためのアナモックス法開発

研究課題名(英文) Development of an anammox-based treatment system to produce potable water from ammonium-contaminated groundwater in Asian developing countries

研究代表者

藤川 陽子 (Fujikawa, Yoko)

京都大学・原子炉実験所・准教授

研究者番号：90178145

交付決定額(研究期間全体)：(直接経費) 12,400,000円

研究成果の概要(和文)：ベトナムに多い高濃度のアンモニア、鉄、砒素等を含む地下水への対策として、鉄バクテリア法による鉄と砒素除去の装置をベトナムの農村水道施設に設置したがアンモニア除去が課題であった。鉄バクテリア法処理水中に残るアンモニアへの対策として、一槽型の部分亜硝酸化アナモックス法であるSNAP法を適用することとし、種汚泥の培養の後、2017年8月に500LのSNAPリアクターとその後段の生物学的硝化槽を農村水道施設に設置した。処理水はベトナムの水質基準を満足した。菌叢解析の結果、鉄バクテリア法の生物濾材にアナモックス菌が定着繁殖していることが判明し、この菌がSNAP法の処理成績安定に寄与したと推察する。

研究成果の概要(英文)：A biological filtration (BF) system developed by our group for simultaneous removal of Fe and As in a potable water treatment system for groundwater in Hanam Province. In order to remove residual ammonium in the BF-treated water, one-stage partial nitritation - anammox reactor was used at the Hanam site. Ammonium, nitrite and nitrate concentrations in the final effluent satisfied the Vietnamese standard for domestic water. Analysis of 16S rRNA genes revealed that indigenous anammox bacteria proliferated on the biological filter for removal of Fe and As, could have worked as a seed for the anammox reactor, and helped stabilize its nitrogen removal.

研究分野：環境工学

キーワード：地下水 アンモニア アナモックス 一槽型 鉄バクテリア

1. 研究開始当初の背景

アジア途上国では、表流水の著しい汚濁や表流水資源分布の不均一により、地下水を上水原水として利用とする地域が多く存在する。地下水は感染性微生物や濁度成分が少ないため、複雑な前処理を経ずに低コストで利用できる長所がある。しかし、地下水には自然地質由来の鉄、砒素、マンガンなどの飲用障害成分が含まれることがある。さらに、田畑への窒素肥料の施肥に由来する地下水の硝酸性窒素汚染も知られている。また、ベトナムやネパール、中国の一部地域等では地下水に 10mg/L を超えるアンモニアが含まれる例があり、その由来は地層中の泥炭土等に含まれる有機窒素化合物が徐々に微生物分解を受けてアンモニアとして放出されたことに加え、人為起源のアンモニアの寄与も若干あると言われている。

さて、我々のフィールドであるベトナム北部のハナム省の地下水は、そもそも地下水中に鉄と砒素が高濃度で含まれる上に、10 - 150mg/L ものアンモニアを含む例が多い(図1)。地下水中の鉄と砒素、および低濃度のアンモニアについては研究代表者らが検討してきた鉄バクテリア生物濾過法(以下、鉄バク法)で対処できることが判っている。

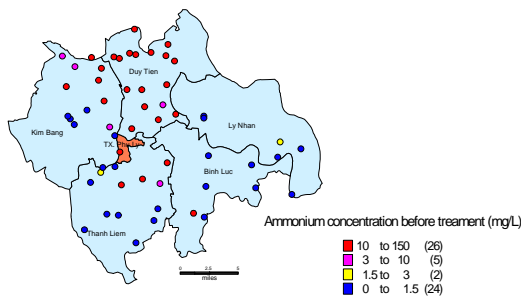


図1 ハナム省の地下水のアンモニア濃度

研究代表者らは三井物産環境基金の援助により、ベトナム・ハナム省農村水道施設に、当地の水道原水である地下水中の鉄・砒素除去のための鉄バク法処理施設を設置した。同施設は現地村民の手で 2012 年以來管理・運転を継続してきた。鉄バク法の原理は以下の通りである。微生物を保持するための濾材を充填したろ過塔に、自生菌として鉄バクを含む 2 価鉄含有地下水を連続的に通水し、バクテリアをろ過層上に定着・繁殖させる。ろ層上に繁殖した鉄バクは地下水中の溶解性の 2 価鉄や 2 価マンガンを酸化して粒子状物質とするが、この粒子状の鉄やマンガンは微生物菌体上に沈積され、あるいはろ過層により物理的にろ過されて、除去される。原水中の砒素は濾材上に連続的に生成される鉄酸化物に吸着されて除去される。バクテリアの繁殖に伴い、ろ過層におこる目詰まりを解消するため、ろ過塔は定期的に逆洗を行う。水中から除去された鉄・マンガン・砒素は逆洗汚泥と共に排出される。また、原水中のアンモニ

ア性窒素は鉄バク法のろ材中に繁殖する硝化菌により硝化されることが多い。ただし、硝化には溶存酸素が必要であり、原水中の 2 価鉄濃度が高ければ鉄の酸化のために溶存酸素が消費されてしまい、硝化を行うための溶存酸素が残らない。ハナム省の現場でも、アンモニアの硝化が起こらなかったが、2 価鉄濃度が高いためであると考えられた。

研究代表者らの設置したハナム省の鉄バク法の処理施設では、鉄および砒素は除去できているが、原水中のアンモニア約 25mg/L の処理は鉄バクテリア法では困難で課題となっている。

わが国での浄水処理過程におけるアンモニア除去には不連続点塩素添加による例が多く、欧州では微量の有機栄養を原水に添加して従属栄養細菌により生物学的脱窒を行わせる例がある。しかし、これらの手法は、薬剤入手と管理・消毒副生成物や残留有機炭素管理などの問題により、ハナム省の現場では運用困難であった。そこで我々は独立栄養細菌(無機炭酸を菌体の増殖に用いるため有機炭素源を必要としない)によるアナモックス反応に着目した。

アナモックス菌は以前から存在が予言されていたながら、その実在が報告されたのは 1995 年と比較的最近で、アンモニアと亜硝酸から窒素ガスと水を生成する独立栄養菌である。現在 *Planctomycetes* 門 *Candidatus Brocadia* 科において 6 属 20 種のアナモックス菌が報告されている。当初アナモックス菌はある水処理施設で見いだされた。また菌の増殖速度が一見非常に遅い(倍加するのに 11 日を要すると当初考えられていた)ことから、生息域の限られた菌と解釈されていた。しかしその後、例えば海洋ではアナモックス菌が窒素循環を担っていることが見いだされるなど、自然界に広く分布している菌であることが判ってきた。

アナモックス菌を利用したアンモニア除去は有機栄養投与が不要なため、給配水過程における従属栄養微生物再増殖などのリスクが低い。また硝酸ではなく亜硝酸を利用することから、従来の硝化脱窒プロセスと異なりアンモニアを全て硝酸に至るまで酸化する必要がなく、曝気の動力が低減できる。このため、維持費が安価なアンモニア除去法として注目を浴びている。

我々は特に、鉄バクテリア法処理水に対して、部分亜硝酸化 - アナモックス処理を一槽で達成する(以後一槽式)の SNAP 法(Single stage Nitrogen removal using Anammox and Partial nitritation)による処理を行うことを考えた。一槽式の SNAP 法を選定するにあたっては次段落の事項を考慮した。

現在下水処理の分野で汚泥脱離液等の高いアンモニア濃度の排水処理にアナモックスプロセスを使う例が増えているが、その大半は上述の一槽式である。ただ、一槽式リアクターにも様々な種類がある。たとえば

CANON 法はアナモックス菌のグラニュールを用いたガスリフト方式、OLAND はバイオフィームを用いた回転円盤式、ANITAMox はバイオフィームの付着した Kaldnes リングを用いた流動床式、DEMON は間欠給水の回分式連続リアクターに pH および DO 制御をかけ、なおかつサイクロンによるグラニュール分級を行って相対的に粒径の大きいアナモックス汚泥を粒径の小さい硝化汚泥に比して富化する仕組みである。SNAD は不織布を生物担体としてこれを回転させ、アナモックス菌と有機栄養の脱窒菌を共存させて処理を行う。

SNAP 法は不織布等でできた固定床生物担体に連続通水を行って処理を行う方式であり、生物膜の表層に近い部分にアンモニア酸化菌(AOB)が繁殖、生物膜中の深い部分にアナモックス菌が繁殖する(図2)。SNAP 法の装置構成は単純であるが、同法では硝酸を生成するためアナモックス反応には不都合な亜硝酸酸化菌(NOB)の繁殖抑制を行う必要がある。NOB は遊離アンモニアに対する耐性が AOB より低いことを利用し遊離アンモニアを 5mg/L 以上と高めに保つ(従って高めの pH と水温を保つ)、あるいは溶存酸素濃度を低く保って硝化に至るために必要な溶存酸素を与えない、方策を取る。そのため SNAP 法リアクターにはアルカリ剤として炭酸ナトリウムを用いる pH 制御装置と槽の温度を一定に保つためのヒーターを取り付けるのが通例である。SNAP リアクターでは AOB への酸素供与およびリアクター内水循環を目的として装置底部分にエアディフューザーを設置して曝気を行う(後出の図3も参照)が、この曝気量も SNAP 法の制御のポイントの一つである。

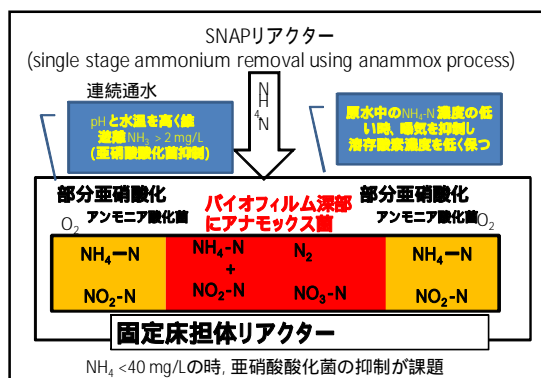


図2 SNAP 法の処理機構

本研究課題では、ベトナム農村水道の鉄バク法水処理施設に付帯するアンモニア除去装置としてアナモックス処理を構想した。施設のキャピタルコストは低いほど望ましく、また現地村民による施設管理を想定すれば制御する項目は少ないほど都合が良い。また、連続的にポンプで揚水している地下水を対象とする処理であるので、連続式の処理を行えば中途に大きな地下水の貯留槽を作らな

いで済み、キャピタルコスト低減になる。実際、ハナム省の現地では処理後の水を貯留するための配水池はあるが、処理途上の水を一時大量に貯留できる貯水場所のスペースが確保できない状況であった。更に、処理水は上水となることから処理水へのバイオマスの流出は少ない方がよく、そのためにはグラニュールより付着担体による処理の方が好都合である。このような観点から可動部分が少なく連続処理の可能な SNAP 法が最も本研究の目的に適合すると判断した。

なお、浄水処理の目的でアナモックス法を地下水中のアンモニア除去に適用した例は著者らの知る限りほとんどない。

2. 研究の目的

ベトナム・ハナム省農村水道施設に、当地の水道原水である地下水中の鉄・砒素除去のための鉄バク法処理施設を設置したが、原水中の 25mg/L 前後のアンモニアの処理は鉄バク法ではできなかった。1.で述べた経緯により、鉄バク法の処理水に対してアナモックス菌によるアンモニア除去を行うこととし、リアクターの形式としてはやはり 1.で述べた経緯により SNAP 法を選定した。

これまでの研究では SNAP リアクターは原水中 NH₄-N 濃度 40mg/L 以下の低濃度での運転では十分な実績がない。これは、本法では、AOB に比して NOB の繁殖を抑制するために遊離アンモニア濃度をできるだけ高めて運転を行うが、そもそも、原水中のアンモニア濃度事態が低ければ遊離アンモニア濃度を高めることに限界があるためである。その代替方策として、溶存酸素を低めにして制御することがポイントになるが、地下水を処理する実施設でこのような制御がどれだけ可能か、最終的にベトナムの水質基準 (NO₃-N, NO₂-N, NH₄-N について各々 11, 2.3, 2.3 mg/L) を満足する処理ができるのかを明らかにすることを目的とした。

また、今回、地下水の鉄バク法処理水に対してアナモックス処理を行うに当たり、そもそも鉄バクテリア以外に様々な菌の繁殖する鉄バク法濾材上の菌が後段の SNAP 法処理システムに流出し何らかの影響を与えることを検討した。更に、本研究のように低いアンモニア濃度下で継続的に運用される系においてどのようなアナモックス菌が優占種になるかも明らかにすることも目指した。

3. 研究の方法

日本で採取したアナモックス汚泥を種汚泥としてハノイの実験室にて不織布担体を投入したアナモックスリアクターで 2 年弱培養した。えられたアナモックス種汚泥をハナム省の現場試験に用いた。ハナム省現地に設置した試験装置 (500L の SNAP 法リアクター) の概略図を図3に示す。またリアクターの写真を写真1に示す。

現場の地下水は古い井戸 (深さ 58 メートル)

ル)で 20mg/L 前後,新しい井戸(深さ 2メートル)で 40 mg/L 前後の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度で、いずれも $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ はほとんど含まない。鉄バク法での処理後の水をアナモックス処理に供したが、アンモニア濃度は鉄バク法処理水と原水の井戸水とで同じであった。2017年 8月時の現場装置の立ち上げ時の SNAP リアクターにはハノイで培養して得たアナモックス汚泥のみを、850mg/L(MLSS)投入した。これは現地の鉄バク法生物濾材上に AOB が存在することが判っており、AOB が上流側の鉄バク法生物濾過池から SNAP 法に供給されて自然に SNAP 法が成立することを期待したためである。担体は、日本から持ち込んだ菊花状ポリエステル不織布担体とした。また、ベトナム現地の地下水の水温は比較的高いこと、また、pH 制御装置を使用する場合、アルカリ剤の供給を必要とするが現地の村民による管理においてはその管理が難しいこと、に配慮して pH 制御装置、ヒーター何れも SNAP リアクターに取り付けずに運転を行った。

ハナム省の現場においては、2017年 8月の運転開始当初は新しい井戸の当戸水を使用し、まずリアクターの単位容積あたり窒素負荷率(nitrogen loading rate, NLR) $0.18 \pm 0.3\text{kg-N/m}^3/\text{d}$ で 80 日余り運転した。運転開始当初は SNAP リアクターの曝気量ならびに運転モード(通電 on/off の時間間隔)を種々変更しリアクター内の溶存酸素濃度を最適化した。通電 off の時間を設けたのは新しい井戸の水位が低下気味で連続運転を行うと水量が不足するためであった。現場での SNAP リアクター運転開始後 20 日間ほど様子を見たが全窒素除去率が 10%程度にとどまったため AOB の不足を疑い 33 日目に硝化汚泥を SNAP リアクターに投入した。

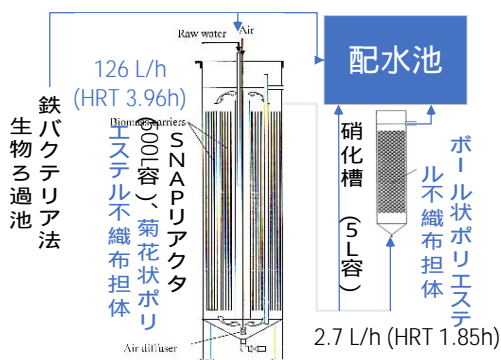


図 3 現場でのリアクターの構成と配置

その後、新しい井戸の水位低下が著しくなったため、古い井戸に切り替えて $\text{NLR } 0.11 \pm 0.2\text{kg-N/m}^3/\text{day}$ で 2018年 3月中旬まで 120 日余り運転した。この時期はリアクターは曝気量 3L/min で 2.5 時間運転後 0.5 時間停止する間欠運転モードとし、一日あたりの運転時間は 20 時間となった(曝気量 0.006vvm)。

硝化リアクターは SNAP リアクター後段に

設置し、古い井戸に切り替えてから 12 日後に運転開始した。5L 容リアクターに 80mg/L (MLSS)の硝化汚泥を投入し、生物担体としては不織布製のボール状担体 3.7L とした。

対照として、2015年 5月から、これまで SNAP 法で十分な実績がない低濃度の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度(約 30mg/L)の人工地下水を水道水から作成し、 0.05g-N/day/L の低アンモニア負荷条件下で SNAP リアクターを運転し、処理成績を調査した。また、この低負荷リアクターの汚泥の菌叢を次世代シーケンサ(Next Generation Sequencer、以下 NGS と略称)による 16S rRNA の解析により調査した。また、ハナム省現場で採取した、SNAP 法の上流側の鉄バク法の濾材及び処理水、原水等の NGS による 16S rRNA 解析データについて、多変量解析の実施や多様性指数の算出を行った。



写真 1 ハナム省現場の SNAP リアクター
左:500L 容 SNAP リアクターおよび硝化リアクター、右: SNAP リアクター内の担体

4. 研究成果

ハナム省の現場実験結果(立ち上げ直後)

現場で立ち上げた直後の SNAP リアクターのアンモニアおよび全窒素除去率および処理水水質を図 4、5 に示す。この時は新しい井戸の井戸水を鉄バク法で処理した処理水を NLR 約 $0.18 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$ で SNAP リアクターに供給した。流入水のアンモニア性窒素濃度は $43.0 \pm 6.5 \text{ mg/L}$ で全窒素除去率は 30 日経過後も 10%と低かった(図 4)ため AOB 不足を疑って 33 日目に硝化汚泥投入をしたところ、40 日後から亜硝酸ならびに硝酸の処理水中濃度が増加し、同じく 40 日頃から全窒素除去率が 30%程度で安定した。この安定時のリアクターの単位容積あたり窒素除去率(nitrogen removal rate, NRR)は $0.06 \pm 0.01 \text{ kg-N/m}^3/\text{d}$ となった。このことから、投入した硝化汚泥中の AOB が SNAP リアクターに定着し亜硝酸産生を行うようになった効果と推察する。ただし、図 5 からわかるように 40 から 80 日ごろの比較的処理成績の安定

している時期においても処理水に亜硝酸が残っており AOB による亜硝酸産生は十分であるのに対してアナモックス菌の活性が不十分と見られた。処理水水質は硝酸については水質基準値を余裕をもって下回るが亜硝酸とアンモニアについて基準を満足しなかった。

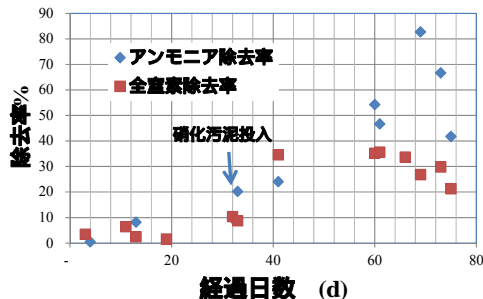


図 4 立ち上げ直後の SNAP リアクターのアンモニアおよび全窒素除去率

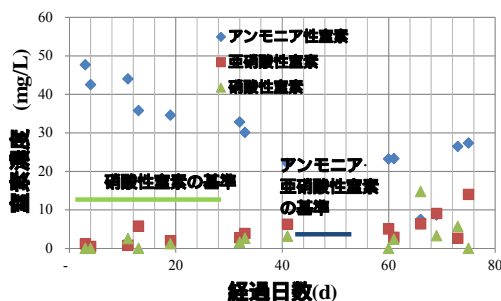


図 5 立ち上げ直後の SNAP リアクターの処理水質

ハナム省の現場実験結果（古い井戸に切替え後）

83 日目から原水を古い井戸に切り替えて NLR 0.11kg-N/m³/d で SNAP 処理を行った。結果を図 6、7 に示す。流入水のアンモニア性窒素濃度は 19.7 ± 2.9 mg/L で、切り替えてから 4 日後の全窒素除去率は 85%、NRR は 0.10 kg-N/m³/d で、それ以前の除去率 30%、NRR 0.06 kg-N/m³/d から 10 日のうちに大きく処理成績が向上した。試験期間中の NRR の平均は 0.08 ± 0.02、全窒素除去率の平均 69 ± 11% で、18 日頃の低除去率は 2 月にリアクター内が 13 の低水温になった時に起こった。

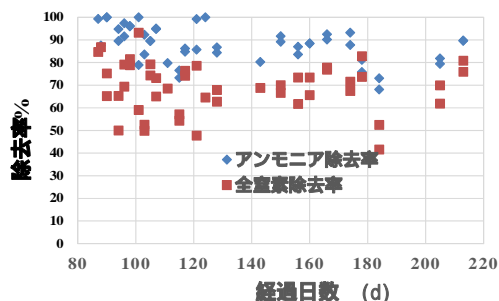


図 6 古い井戸を使用した SNAP リアクターのアンモニアおよび全窒素除去率

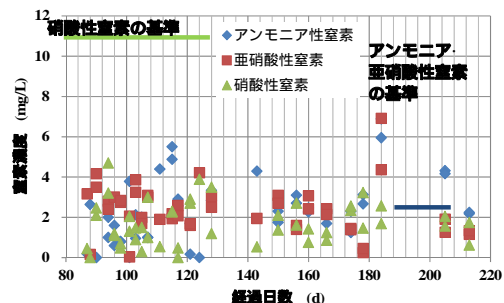


図 7 古い井戸を使用した SNAP リアクターの処理水質

図 7 からわかるように古い井戸の水を利用した SNAP リアクターの処理水質は処理水中に残留するアンモニア及び亜硝酸を完全に酸化することで、ベトナムの水質基準を満足する。実際、SNAP 後段の硝化リアクターでの生物学的硝化処理により、処理水の水質はベトナムの水質基準を満足した。

過去のデータとの比較

この処理成績を、前述した新しい井戸での 500L 容 SNAP リアクター、ベトナムの実験室で水道水から調製した合成水を用いて本研究以前に試験的に運用していた 5L 容 SNAP 法リアクター、本研究以前に同じ現場に設置したベンチスケールの 10L 容の SNAP 法リアクターの間で、処理成績ならびに主要な環境条件を比較すると表 1 のようになる。

表 1 異なる条件のリアクタの処理成績

| | NLR * | NRR * | 全窒素除去率% |
|---------------|-------------|-------------|------------|
| 本研究（新井戸）** | 0.18 ± 0.03 | 0.06 ± 0.01 | 31.0 ± 5.4 |
| 本研究（古井戸） | 0.11 ± 0.02 | 0.08 ± 0.02 | 69.1 ± 11 |
| 10L リアクタ（古井戸） | 0.14 ± 0.02 | 0.05 ± 0.02 | 41.2 ± 8.2 |
| 5L リアクタ（実験室） | 0.20 ± 0.01 | 0.08 ± 0.01 | 38.7 ± 4.0 |

* kg-N/m³/day **40 日以降のデータを使用

表 1 （続き）

| | 流入 NH ₄ -N (mg/L) | リアクター水温 | pH | DO (mg/L) |
|---------------|------------------------------|------------|-----------|-----------|
| 本研究（新井戸）** | 43.4 ± 8.3 | 25.4 ± 2.3 | n.a. | 1.6 ± 0.3 |
| 本研究（古井戸） | 19.7 ± 2.9 | 22.9 ± 3.7 | 7.2 ± 0.2 | 2.5 ± 0.1 |
| 10L リアクタ（古井戸） | 20.3 ± 2.5 | 28.0 ± 3.6 | 7.9 ± 0.8 | 1.3 ± 0.4 |
| 5L リアクタ（実験室） | 39.9 ± 1.1 | 30.3 ± 1.1 | 7.9 ± 0.1 | 2.3 ± 0.2 |

表に示した以外の主な違いは、ベンチスケール試験およびハノイの実験室では運転開

始当初の種汚泥として SNAP 汚泥を用いたこと(本研究ではアナモックス汚泥を種汚泥として使用) 本研究の 500L リアクターでは 5 時間通電し 1 時間通電停止(もしくは 2.5L 通電して 0.5L 通電停止)の間欠運転をしていたこと、表中の 10 L および 5 L リアクターでは pH や温度の制御をしていたこと、であった。

先にも述べたように、本研究では、新しい井戸の水から古い井戸の水に切り替えた後に短期間のうちに SNAP 法の全窒素除去率が急激に向上した。これは、直接的には NRR が井戸切り替えを境に増加し、また古い井戸の水のほうが新しい井戸よりもアンモニア濃度が低いこと、の結果である。NRR の増加の原因は、担体上のアナモックス菌の菌体量増加、side population の効果等何らかの原因による処理能力増加等の結果と考えるが、短期間に変化が起こった原因は明確でない。

ただ、表 1 の NRR 値や全窒素除去率を基準にすると、古い井戸の水で運転した本研究の 500 L リアクターの成績は、pH やリアクター温度の管理をしていない条件にもかかわらず良好であることが言える。

古い井戸の水を給水していた時の鉄バクテリア法の生物濾過池の濾材にはアナモックス菌が定着・繁殖しており(後述の表 2)、このように井戸により処理効率が異なる原因として原水中の菌叢が SNAP 法の処理成績に影響した可能性もあると考える。

16S rRNA の NGS 解析の結果

ハナム省現地の鉄バク法の生物濾材(BM)、逆洗汚泥(BW)、地下水原水(RW1, RW2, RW3)および鉄バク法の処理水(BF)中のアナモックス菌の存在割合を表 2 に示す。地下水に自生しているアナモックス菌が BM 上で繁殖し BF 中に排出されているとみられた。またこの現場では *C. Brocadia* 属が優占することが多いとみられた。

表 2 アナモックス菌の存在割合

| sample code | sample collection date | total readings | genus of anammox bacteria | | | total anammox bacteria |
|-------------|------------------------|----------------|----------------------------|----------------------------|----------------------------|------------------------|
| | | | <i>Candidatus Brocadia</i> | <i>Candidatus Jettenia</i> | <i>Candidatus Kuenenia</i> | |
| | | | % | | | |
| RW-1 * | Jan. 2014 | 2144404 | 0.00 | 0.00 | 0.00 | 0.00 |
| RW-2 | Aug. 2014 | 144051 | 0.00 | 0.03 | 0.00 | 0.03 |
| RW-3 | Aug. 2014 | 165707 | 0.04 | 0.00 | 0.00 | 0.04 |
| BM * | Jan. 2014 | 1832017 | 0.67 | 0.00 | 0.00 | 0.67 |
| BW * | Jan. 2014 | 1702220 | 0.10 | 0.00 | 0.00 | 0.10 |
| BF | Aug. 2014 | 136680 | 0.15 | 0.01 | 0.00 | 0.16 |

* 1 duplicate

大部分のバイオフィルムを取り除いた SNAP 法の担体から出発して水道水から調製した合成水で 0.05 kg-N/m³/d の低い NLR、アンモニア性窒素濃度 40mg/L 程度で長期にわたり運転を行った SNAP 法のリアクターでは、運転開始後 1 年 1 ヶ月後から全窒素除去率の向上が認められた。5 回にわたる 16S rRNA の NGS 解析の結果、2 から 10% 程度の Brocadiaceae 科(アナモックス菌) 2 から 26% の Nitrosomonadaceae 科(AOB) 4 から 20% の Nitrospiraceae 科(NOB)がリアクターの汚泥

から検出された。優占するアナモックス菌は *C. Brocadia* 属であり、若干の *C. Jettenia* とくわすかの *C. Kuenenia* が見いだされた。低負荷でも SNAP が成立することが証明されたが、高負荷のリアクターと比べると NOB および分類不能の菌の割合が高かった。

5. 主な発表論文等

[雑誌論文](計 5 件)

藤川陽子、Phan Do Hung、古川憲治、橋口由未、砒素・アンモニア含有地下水の生物処理の高度化方策、地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会講演論文集、20、136-140 (2014)

藤川陽子、平大輔、藤井隆夫、Phan Do Hung、鈴木市郎、古川憲治、地下水中アンモニア除去へのアナモックスの適用 - パイロット試験及び長期室内試験による検討。地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会講演論文集、22、94-96 (2016)

Fujikawa Y., Ph. D. Hung, Hira D., Fujii T., Ozaki H. and Furukawa K., Potable water treatment of groundwater in Vietnam by a single stage ammonium removal using anammox process. Proc. IANAS 2015,87-88, Dalian, China(2015)

藤川陽子、日本とベトナムにおける環境問題の解決をめざす技術開発 放射性セシウムと砒素の除去、京都大学原子炉実験所第 51 回学術講演会報文集、9-13、2016。

藤川陽子、大阪 - 京都の地下水の水質問題と処理方策 - 色度、アンモニア等環境技術、46(5)、254-261、2017。

[学会発表](計 8 件)

[図書](計 0 件)

[産業財産権] なし

[その他] なし

6. 研究組織

(1) 研究代表者

藤川陽子(FUJIKAWA, Yoko) 京都大学・原子炉実験所・准教授 研究者番号 90178145

(2) 研究分担者

平大輔(HIRA, Daisuke) 崇城大学・生物生命学部・准教授 研究者番号 00569890

津野洋(TSUNO, Hiroshi) 大阪産業大学・人間環境学部・特任教授 研究者番号 40026315

尾崎博明(OZAKI, Hiroaki) 大阪産業大学・工学部・教授 研究者番号 40135520

濱崎竜英(HAMASAKI, Tatsuhide) 大阪産業大学・デザイン工学部・教授 研究者番号 50340617

藤井隆夫(FUJII, Takao) 崇城大学・生物生命学部・教授 研究者番号 80165331

(3) 連携研究者なし

(4) 研究協力者

古川憲治(FURUKAWA, Kenji) 熊本大学名誉教授

Phan Do Hung ベトナム国立環境技術研究所、水処理研究部 部長)