ベトナム・ハノイ市のため池からの浸透による 地下水ヒ素汚染の評価

黒田 啓介^{1*}・林 武司²・渡邊 直子³・小熊久美子¹・Tran NGA⁴・滝沢 智¹

¹東京大学大学院工学系研究科 (〒113-8656 文京区本郷7-3-1)

²秋田大学教育文化学部 (〒010-8502 秋田県秋田市手形学園町1-1)

³北海道大学大学院工学研究科 (〒060-8628 北海道札幌市北区北13条西8丁目)

⁴National University of Civil Engineering, IESE, DHXD, 55 Giai Phong Street, Hanoi, Viet Nam

* E-mail: k_kuroda@env.t.u-tokyo.ac.jp

ヒ素による地下水汚染が深刻なベトナム・ハノイ市郊外にはため池が多く存在する。本研究では、ハノイ市郊外の4つのため池において、池の水質、底質間隙水の水質、底質の化学性状を調査し、ため池からの浸透水が地下水水質に及ぼす影響を推定した。ヒ素濃度は、池水中では10 µg/L以下と低かったが、底質間隙水中では最大134 µg/Lと高かった。底質は有機物やヒ素の含有量が高く、底質からのヒ素の溶出が示唆された一方、底質によるヒ素の吸着も示唆された。地下水のヒ素濃度 (中央値) が27 µg/Lおよび43 µg/Lと高かった地域は、塩化物イオン濃度や安定同位体比からため池浸透水からの涵養量が大きいことが示唆され、高濃度のヒ素やDOCを含むため池浸透水が地下水のヒ素汚染に寄与している可能性が示された。

Key Words : arsenic, groundwater, organic matter, pond, sediment, pore water, Viet Nam

1. はじめに

ベトナムの首都であるハノイ市の人口は現在 600 万人を超え、2030 年には現在より 43%、2050 年には現在より 68%増加すると見込まれている¹⁾。現在、ハノイ市の水供給は地下水を主要な水源としているが、地下水位の低下や地盤沈下等の問題から、1997 年から表流水の利用を開始し、表流水からの供給量を増加することで、急速に郊外へと拡大する都市域の水需要の増加に対応する計画である¹⁾。しかしながら、浄水場の拡張や送配水設備の整備が遅延していることもあり、地下水は今後もハノイ市の重要な水資源となることが予想される。

ハノイ市の地下水は、ヒ素を始めとして、鉄、有機物、アンモニア性窒素等の様々な物質に汚染されていることが知られている²⁴⁾。特に、地下水のヒ素汚染は深刻であり、WHOの飲料水水質ガイドラインである 10 µg/Lを超えた地域が多く見られる^{2,56)}。ヒ素の経口摂取は、皮膚の硬化、内臓の損傷、がんの発生など、人体に不可逆的な悪影響を引き起こす⁷⁾。ハノイ市では家庭に備えた砂ろ過装置や RO 装置で地下水や水道水を処

理して飲用等に用いることが多いが、ヒ素等の汚染物質が必ずしも効果的に除去されているとは限らない⁸⁹⁾。現在のところ、ハノイ市ではヒ素中毒の症状は出ていないものの、将来における慢性ヒ素中毒が懸念されており、地下水ヒ素汚染の抑制や家庭での浄水方法の改善が求められている。

ヒ素による地下水汚染は世界の多くの地域で大きな問題となっている。東南アジア及び南アジアにおいては、一般に、地下水中のヒ素はヒマラヤ山脈を起源とする堆積物に由来し、還元環境において鉄酸化物に吸着していたヒ素が溶出することがヒ素汚染の原因と考えられている¹⁰⁾が、土壤中に埋もれている過去の植物の根に濃集されたヒ素が溶出している可能性も指摘されている¹¹⁻¹²⁾。中性付近の pHにおいて、溶存態のヒ素は $\text{H}_2\text{As}(\text{V})\text{O}_4$ または $\text{H}_3\text{As}(\text{III})\text{O}_3$ の形態で存在し¹³⁾、ヒ素の溶出過程ではヒ素(V)がより移動性の高いヒ素(III)へ還元されていると言われている¹⁰⁾。これらの還元反応は微生物の働きにより起こるため、有機物の分解を伴う。ヒ素濃度の高い地下水には無機炭素、アンモニア、メタンなど、微生物反応の代謝産物が多く含まれる¹⁰⁾。

鉄(III)やヒ素(V)の還元に必要な有機物は大きく分けて二つの経路によって地下水中にもたらされと考えられている。一つは土着の有機物であり、堆積物中に埋れていた植物などに由来する¹⁴⁾。もう一つは外来の有機物であり、表層に近いより新しい年代の地層や有機物含有量の多いピート層に由来するDOCが地下水の流れによりもたらされたものである¹⁵⁻¹⁶⁾。一般に、表層に近い地層や堆積物は有機物を多く含み、地層中でのヒ素の還元的溶出において重要な役割を果たすと考えられている¹⁷⁾。また、有機物の反応性も重要な因子であり¹⁸⁻¹⁹⁾、湿地のような、反応性が高く、分解しやすい有機炭素が存在する堆積物中ではヒ素の溶出速度は大きく、有機炭素の反応性が低い場合の溶出速度は小さい¹⁰⁾。地下水中の溶存態無機炭素はDOCより年代が若いというデータから、ヒ素の溶出には新しい年代の有機物が寄与している可能性が指摘されている^{15, 17)}。ため池から浸透する水には分解しやすいDOCの割合が30-50%程度と多く含まれるのに対し、水田から浸透する水ではその割合が低い(<10%)という報告がある²⁰⁾。

ハノイ市の帯水層には完新世(約1万年前~現在)の堆積物である上部帯水層と、更新世(約258万年前~約1万年前)の堆積物である下部帯水層がある。地下水中のヒ素濃度は一般に上部帯水層において高いとされるが、近年では下部帯水層において過度な揚水により水理水頭が低下したため、上部帯水層の水の混入により下部帯水層のヒ素濃度が上昇したとも言われている²¹⁾。ハノイ市の地下水は市内を縦断する大河川である紅河により主に涵養されるとされている^{5, 21-22)}が、近年の研究では、ため池や水田等、蒸発を受けた表流水が地下水涵養に大きく寄与している可能性が指摘されている^{21, 23-24)}。

ため池はハノイ市郊外に多く点在しており、旧河川に由来して自然に形成されたものと、人工的に作られたものがあり、雨水や汚水の廃棄場所、養魚場、釣り堀等、複数の機能を持つものが多い。ため池は様々な廃水を受け入れており、汚染物質を分解・処理する機能を有すると考えられる。ため池の水は概して汚濁が進み、池底には河川堆積物に加え、周辺の土や塵埃、生活排水由来の汚泥、プランクトン等の動植物の死骸が堆積し、有機物が多く存在することが考えられる。このため、仮にため池から地下への浸透水の地下水涵養に対する寄与が大きい場合、有機物濃度が高いと予想されるため池浸透水は、周辺の地下水におけるヒ素汚染の拡大に寄与している可能性がある。しかしながら、ハノイ市におけるため池の底質の化学的性状や、底質における有機物や重金属類の移動・濃集・溶出機構、ため池浸透水の水質を調べた例はなく、ため池浸

透水が地下水水質へ及ぼす影響は不明である。

そこで本研究では、ハノイ市郊外の4地域において、ため池の水質、底質間隙水の水質、底質の化学組成を調査し、同じ地域の地下水の既存の調査結果²⁵⁾と比較することで、ため池の水質形成機構、ため池底質における物質の移動・濃集・溶出機構、ため池から地下へ浸透する水の水質や挙動を明らかにし、ため池浸透水が地下水水質に及ぼす影響を推定した。

2. 調査方法

(1) 調査地域と地形の概要

ハノイ市はベトナム北部の紅河デルタの上流部に位置している。紅河デルタの地形は複数回の海進・海退によって形成され、下部帯水層となっている更新世の砂・砂礫層が、完新世の厚い難透水性の粘土質の堆積物に覆われている地質構造が典型的である。完新世の堆積物には天然の有機物(NOM)が多く含まれており、有機物の豊富なピート層は場所により10 m以上と厚い²⁶⁾。また海成の堆積物も見られる²⁷⁾。繰り返される堆積過程によって、堆積物の層相は非常に複雑であり、小さな地域内でも層相が大きく異なることがある²⁷⁾。

本研究の調査地域はハノイ市郊外にあるThuong Cat (TCと略す。以下同様)、Sap Mai (SM)、Tay Mo (TM)、Ngoc Hoi (NH)の計4地区である(図-1)。各地区のそれぞれ1ヶ所のため池(それぞれ、ため池TC、ため池SM、ため池TM、ため池NHとする)を調査対象とした。ため池の面積はそれぞれおよそ20,000、7,000、6,000、11,000 m²であり、深さはいずれも1-2 mである。調査し

図-1 調査地域

ため池は主に雨水や生活雑排水の廃棄場として使用されている。ため池TCは周辺に田畑が存在し、揚水用ポンプは存在しないが、灌漑用水がため池に流入している可能性がある。他のため池は住宅地内にある。ため池NHは養豚場が隣接しており畜産排水の廃棄場所にもなっている。いずれのため池も農業用水には利用されておらず、年間を通して常に水が存在し、ハスを始めとした水生植物が繁茂している。池干しや底泥の浚渫は行われていない。

(2) 水及び底質試料の採取

2011年3月に上記のため池の湖心において直径5 cmの塩ビ管を池底に貫入し、深さ1 m程度の底質を各池で2本ずつ不攪乱状態で採取した。さらに、2011年8月にため池NHにおいて再度底質を同様に2本採取した。このうち、一本の採取地点は2011年3月の底質採取地点と同じ位置であり、もう一本の採取地点は20–30 m程度離れている。ため池TC、SM、NHの底質はシルトであり、ため池TMでは池底から深さ0–87 cmがシルト、深さ87–100 cmがより締まっているシルト及び粘土であった。いずれのため池においても池底に近い底質上部は含水率の高い軟泥であった。

2011年3月に採取した底質に関しては、底質を塩ビ管に入れたまま開封せずに室温保存で日本へ持ち帰り、速やかに遠心分離機（KUBOTA、7780II）を用い、pF3.0相当の回転数で30分間、およびpF4.2相当の回転数で60分間、遠心分離を行い、底質試料から深さ10 cmごとの底質間隙水を得た。この遠心分離により得られる水はいずれも土近傍に吸着あるいは拘束されていない自由水であるが、pF3.0では土粒子と弱い力で結合していて植物が利用可能な水が、pF4.2では土粒子とより強い力で結合していて植物が利用できない水を含んでいる²⁸⁾。

2011年8月に得た底質に関しても2011年3月採取の底質と同様に未開封のまま塩ビ管ごと室温保存で日本へ持ち帰り、まず土壤溶液抽出採水器（Eijkelpump、Rhizon sampler）を用いて深さ10 cmごとに間隙水を採取した。この方法により得た間隙水はpF2.3程度である（Eijkelpump）。さらに、2011年3月に採取した底質試料と同様にpF3.0およびpF4.2相当の回転数で遠心分離を行い、底質試料から深さ10 cmごとの底質間隙水を得た。

また、2011年の3月、8月、10月および2012年の1月、3月、6月、8月に、各ため池の表層部の水を最大7回にわたり採水し計22試料を得た。2011年8月には、ため池NHの湖心において同一位置で深さ方向の池水を同時に採取した。採水した深さは、0 m（表層部）、0.5 m、1.0 m、1.5 m（池底部）であった。

さらに、2011年3月から同年10月に各ため池周辺の3–

10ヶ所の家庭用井戸（深さ20–70 m）で計26試料の地下水を採取し水質を分析した^{24,25)}。水質分析方法は池水と同じで下記に示すとおりである。

(3) 水質分析

全ての試料水は原則として採取後すみやかに孔径0.45 μmのPTFE膜によりろ過し分析に供した。土壤溶液抽出採水器によって得た試料は、採水時に採水器に備わっている0.2 μmの膜を通過しているので、そのまま分析に供した。

池水の酸化還元電位（Eh）および溶存酸素（DO）に関しては、ろ過せずに現場で採取後すみやかにポータブルEh計（東亜DKK、RM-20P）及びポータブル溶存酸素計（Hach、HQ30d）によりそれぞれ測定した。アンモニア性窒素（NH₄-N）は現場で吸光光度計（Hach、DR890）を用いたサリチレート法により分析した。

陰イオン、ヒ素、鉄、溶存態有機炭素（DOC）、安定同位体比は試料水を冷蔵保存して日本に持ち帰り分析した。陰イオン（Cl⁻、NO₂⁻、NO₃⁻、PO₄³⁻、SO₄²⁻）はイオンクロマトグラフィー（Metrohm、761 Compact IC；カラム：Shodex、SI-90）で測定した。ヒ素及び鉄は現場で濃硝酸を1%（v/v）添加後、スカンジウムおよびガリウムを内部標準物質としてICP-MS（Agilent、ICP-MS7500cx）により分析した。DOCは現場で塩酸を1%（v/v）添加後、TOC計（島津製作所、TOC-V、NPOC法）により分析した。試料水の酸素及び水素の安定同位体比（δ¹⁸O、δD）は分析に必要な液量を確保できたpF4.2の試料を用い、（株）地球科学研究所（名古屋）にて近赤外線レーザー法により分析した。水の同位体比は蒸発や凝縮などの相変化により変化するため、水の起源や流動環境について情報が得られ²⁹⁾、ハノイにおいては河川やため池など地下水の涵養源の推定に有用である²⁴⁾。水の酸素水素同位体比はVSMOW（Vienna Standard Mean Ocean Water）を標準として一般に次の式（1a）のように表される。

$$\delta^{18}O_{\text{sample}} = \left[\left(\frac{{}^{18}O_{\text{sample}} / {}^{16}O_{\text{sample}}}{{}^{18}O_{\text{VSMOW}} / {}^{16}O_{\text{VSMOW}}} \right) - 1 \right] \times 1000 \quad (1a)$$

(4) 底質分析

2011年3月に採取した底質を日本で以下の通り分析した。底質の含水率は、遠心分離前後の底質の重量差に、遠心分離後の底質を110℃で24時間以上乾燥させた前後の重量差を加えて得た。底質の有機物は450℃で16時間乾燥させた前後の重量差により測定した。底質の金属含有量は、風乾・破砕した底質を硝酸と過酸化水素を用いたマイクロウェーブ熱分解法（EPA3050B）により

分解後、希釈し、内部標準物質（スカンジウム、ガリウム）を加えてICP-MS（Agilent、ICP-MS7500cx）により分析した。マイクロウェーブ熱分解法及びICP-MS分析における分析精度を底質分析用標準物質（National Institute of Standards & Technology、SRM-1944）を用いて検証したところ、回収率（ $n=4$ ）はヒ素が $100\% \pm 3\%$ 、鉄が $94\% \pm 4\%$ であり、分析精度は十分といえた。

3. 結果

(1) 池水の水質

図-2に表層部で採取した池水におけるヒ素、鉄、DOC、アンモニア性窒素、塩化物イオンの各濃度とEhを示した。また、各ため池周辺で採取した地下水の測定値の中央値²⁵⁾を併せて示した。

池水・地下水の水質は地区により異なる傾向を示しており、特に地下水では地区間の差が顕著であった。池水は、いずれのため池でもEhが300 mV程度あり、鉄濃度も0.3 mg/L以下と低く酸化的な環境にあった。ヒ素濃度は数 $\mu\text{g/L}$ 程度と概して低く、WHOガイドライン値の10 $\mu\text{g/L}$ を超えた試料は22試料中1試料のみであった。一方、地下水は地区TCを除きEhが100 mV前後と低く、鉄濃度が5 mg/Lを超える還元的な環境にあった。ヒ素濃度は、酸化的な地下水である地区TCにおいては1 $\mu\text{g/L}$ 以下と低いのにに対し、還元的な他の地区の地下水では

高濃度であり、地区SMにおいては中央値が10 $\mu\text{g/L}$ 程度、地区TMやNHにおいては中央値が20 $\mu\text{g/L}$ を大きく超えており、池水のヒ素濃度を大きく上回っていた。

これらの地下水では、ヒ素濃度がWHOガイドライン値の10 $\mu\text{g/L}$ を超えた地下水試料の割合は地区TC、SM、TM、NHでそれぞれ0%、33%、100%、94%であり、複数の文献^{4, 21, 30)}でも示されているように、地下水のヒ素汚染の程度が場所により大きく異なっていた²⁵⁾。

DOCは池水において5 mg/CLを超える高濃度の試料が大半であり、地下水中のDOC濃度（1-3 mg/CL）より一般的に高かった。塩化物イオンは、池水の濃度の中央値は10-61 mg/Lと池間の差が大きく、同一の池においても試料間のばらつきが大きかったが、ため池TMを除くため池TC、SM、NHにおいては池水中濃度が地下水中濃度（1.4-22 mg/L）を大きく上回っていた。池水のアンモニア性窒素濃度はため池TCおよびTMにおいては低い（<1 mg/N/L）一方、ため池SMとNHにおいては10 mg/N/Lを超える試料が存在した。地下水では、酸化的環境にある地区TCではほとんど検出されなかったが、地区SM、TM、NHでは中央値がそれぞれ1.5、5.0、8.5 mg/N/Lと高い濃度も見られた。池水のDOC、塩化物イオン、アンモニア性窒素は、ため池間で明確な傾向は見られないが、ため池NHにおいてこれらがきわめて高濃度の試料が存在した。この理由の一つにはため池NHに流入する畜産排水が考えられる。一方、地下水ではヒ素、DOC、アンモニア性窒素、塩化物イオン濃度の

図-2 池水と地下水の水質

各地区の中央値が、地区TC、SM、TM、NHの順に濃度が高くなる傾向が共通して見られた。

硫酸イオン、硝酸イオン、リン酸イオンの濃度は池水でそれぞれ4.8–24 mg/L、0–12 mg/L、0–12 mg/L、地下水でそれぞれ0–16 mg/L、0–4.6 mg/L、0–1.9 mg/Lであった。1 mg/L以上の高いリン酸イオン濃度はため池SM、ため池NH、地区NHの地下水で検出された。亜硝酸イオンは地下水では検出されず、池水では最大3.6 mg/Lで検出された。

池水水質には季節変動が存在した。特に塩化物イオン濃度に明確に見られ、6月、8月、10月に採水した試料は濃度が低く、1月及び3月の試料で濃度が高かった。ヒ素、DOC、アンモニア性窒素の季節変動は塩化物イオンと同様の傾向を示したが、変動幅は小さく、季節変動はやや不明確であった。

ため池NHにおける深度別の採水調査においては、DOは水面から深度1.5 mまでで14 mg/Lから0.22 mg/Lと濃度が大きく減少していたが、Ehは全ての深さで40–74 mVの値をとり、深さ方向の変化は見られなかった。ヒ素、鉄、DOC、塩化物イオンは、深さ0–1.5 mの濃度の標準偏差が2%–20%と比較的大きな変化はなかったが、全て深さ1.5 mにおいて最も濃度が高く、それぞれ8.6 µg/L、0.1 mg/L、12 mg/L、63 mg/Lであった。これらの濃度は深さ0–1.0 mの平均値から4%–20%の乖離があった。

(2) 底質間隙水の水質

図-3a)および図-3b)に2011年3月に4地区のため池底質から採取した間隙水中のヒ素、アンモニア性窒素、DOC、鉄、塩化物イオンの濃度を池底からの深さと共に示した。ヒ素とアンモニア性窒素は、pF3.0の間隙水に比べpF4.2の間隙水の濃度が高い傾向が見られ、最大で2倍程度の差があった。ヒ素濃度の深度分布はため池ごとに異なっており、ため池SMおよびため池TMでは池底面に最も近い部分（底質最上部）の試料でそれぞれ85 µg/L、43 µg/Lと高いヒ素濃度を示したが、これより10 cm深い位置の試料ではヒ素濃度が25 µg/L程度まで低下し、これ以降はゆるやかに減少する傾向があった。ため池TCでは底質最上部におけるヒ素濃度が19 µg/Lと他のため池に比べ比較的低く、深度と共にヒ素濃度はゆるやかに低下した。これらに対し、ため池NHでは底質最上部から深さ30 cmまでの範囲ではヒ素濃度が20 µg/L前後であるが、30 cm以深でヒ素濃度が急上昇し、最大で82 µg/Lの高いヒ素濃度が検出された。ため池NHの底質間隙水では、ヒ素と同様にアンモニア性窒素も30 cm以深で濃度が急上昇しており、最大135 mg/Lと顕著に高濃度であった。ため池TC、SM、TMの底質間隙水中アンモニア性窒素濃度は、地区NHの濃度と比べる

と低いものの、pF4.2の間隙水で7.2–41 mg/Lとやはり高濃度であった。DOC濃度は概して深さとともに増加する傾向にあり、底質底部では20–40 mg/Lと極めて高濃度であった。DOCは多くの試料でpF3.0の間隙水に比べpF4.2の間隙水の濃度が高い傾向が見られたが、ため池TCおよびNHではpF3.0の間隙水において60 mg/Lを超える顕著に高濃度の試料が存在した。

以上のように、底質間隙水は概してヒ素やアンモニア性窒素濃度が高く、強い還元環境が示唆された一方、鉄濃度は2 mg/L以下と低く、pF3.0とpF4.2の大小関係も不明瞭であった。その理由として、後述するとおり、遠心分離作業中に鉄の酸化による濃度低下が起こったと考えられる。塩化物イオンはpF3.0の間隙水とpF4.2の間隙水の濃度がほぼ等しく、ため池NHでは深さとともに濃度が増加した一方、他のため池では深さ方向にほぼ一定濃度を示した。間隙水の硫酸イオン濃度は0.2–33 mg/Lとばらつきがあるが、各ため池ごとに深さ方向の濃度変化が異なっており、明確な傾向が見られなかった。硝酸および亜硝酸イオンは低濃度（2.2 mg/L以下）であった。リン酸イオンは、NHの底質上部（3.6 mg/L）以外は検出限界（0.1 mg/L）以下であった。

図-3c)に、2011年8月にため池NHで採取した2本の底質試料（NH1、NH2とする）から得た間隙水の水質の深度分布を示す。NH1の採取地点は2011年3月の底質採取地点と同じ位置である。NH1、NH2ともに、土壤溶液抽出採水器で採取したpF2.3相当の間隙水中においては10 mg/Lを超える高濃度の鉄が検出された。このような高濃度の鉄は上記に見られた間隙水の還元性の高い環境と調和的である。土壤溶液抽出採水器は採水管を直接底質に24時間挿入し引圧により間隙水を得るもので、外気との接触を最小限にすることができる³⁾。2011年3月に採取した間隙水においては、間隙水採取前に間隙水中に溶存していた鉄(II)が遠心分離作業中に空気に触れることにより鉄(III)へと酸化し、底質固相や機器等に付着するなどして溶存態中から失われたと考えられる。NH1とNH2において、土壤溶液抽出採水器による採水後の遠心分離により得た間隙水中では鉄濃度が1.5 mg/L以下と低く、遠心分離作業中の酸化が示唆された。

NH1およびNH2の間隙水中のヒ素濃度は最大134 µg/Lと高濃度であった。2011年3月調査時に見られたため池NHの底質下部における高濃度のヒ素と塩化物イオンや、深さ20–30 cmにおける間隙水中の顕著に高いDOC濃度は、NH1およびNH2においても見られた。一方、2011年3月の調査時には、ヒ素やアンモニア性窒素がpF3.0に比べてpF4.2の間隙水中で高濃度の傾向が見られたが、NH1およびNH2においてはそのような傾向は特に見られず、pF2.3の間隙水が最もヒ素濃度が高い試料が存在

した。アンモニア性窒素はpF2.3、pF3.0、pF4.2の間ではほぼ同じ濃度であった。このような違いには、採水時における間隙水の酸化が一因と考えられる。2011年3月時には、底質が入った塩ビ管を開封後、すぐに遠心分離を行ったのに対し、2011年8月時には塩ビ管を開封後に土壤溶液抽出採水器による採水を24時間行い、その後遠心分離を行ったことから、pF3.0およびpF4.2の間隙水は2011年3月時より酸化が進んでいた可能性がある。

(3) 底質の化学組成

図4に2011年3月に採取した各地区のため池底質における水分含有量(%)、Eh(mV)と、乾燥重量に対する

ヒ素含有量(mg/Kg)、鉄含有量(%)、有機物含有量(%)を深さ方向に示した。水分含有量は底質最上部では66-85%と高く、深さと共に減少していた。Ehはどのため池でも底質上部が最も低く0 mVと還元になっており、深さとともにばらつきはあるがEhはやや増加し酸化になっていた。ヒ素含有量は地区によってやや差が見られ、地区TC、SM、TMにおいては底質最上部においてはヒ素含有量が最も高く、深さと共にヒ素含有量が減少していったが、地区NHでは深さに伴うヒ素含有量の顕著な減少は見られなかった。ヒ素含有量は底質最上部において11-16 mg/Kg、最下部において4.3-14 mg/Kgであった。既存の文献におけるハノイの土

a) Ponds TC and SM (March 2011)

b) Ponds TM and NH (March 2011)

c) Pond NH (August 2011)

図3 底質間隙水水質の深度分布

図4 底質の水分含有量、Eh、および化学組成の深度分布

壤のヒ素含有量は2–30 mg/Kgと非常に幅広い値をとるが、表層から10 m程度の土壤中では10 mg/Kg前後であり、深さとともに減少している^{21, 30)}。カンボジアでは表層から14 mの粘土層ではヒ素含有量は深さ方向に0.7 mg/Kg/mで減少しており¹⁷⁾、ハノイの土壤でも同程度である^{21, 30)}。これらと比較すると、本調査のため池底質ではため池NHを除き深さ方向のヒ素含有量の減少量は大きい。

一方、ため池底質中の鉄含有量は4%前後で深さ方向にはほぼ一定であり、ため池間の差が小さかった。ヒ素による地下水汚染がある土壤中ではヒ素と鉄の含有量に強い正の相関があることが多い^{21, 30)}が、底質中ではため池TMでのみ正の相関 (Pearson, $\rho=0.89$, $P<0.01$) が見られた。ハノイの土壤中の鉄含有量は2–5%程度とため池底質と同程度であり、ヒ素と同様に深さとともに0.1%/m程度、緩やかに減少する^{21, 30)}。

ため池底質の有機物含有量は底質最上部で8.0–12%、最下部で4.4–5.9%であり、ハノイの土壤の報告値である1%以下^{21, 30)}と比べ顕著に高かった。有機物含有量はいずれのため池においても底質最上部が最も高く、深さとともに減少する傾向が見られた。ため池間の差は底質最上部で最大であった。ヒ素と有機物の含有量はため池NHを除いたため池TC、SM、TMにおいて正の相関 ($\rho=0.73$ – 0.91 , $P<0.1$) が見られた。間隙水中のヒ素濃度は、ため池TC、SM、TMにおいては底質中の有機物およびヒ素の含有量と強い正の相関 ($\rho=0.88$ – 0.98 , $P<0.01$) が得られたのに対し、ため池NHでは間隙水ヒ素濃度と底質中ヒ素含有量との間に有意な相関はなく ($\rho=0.45$, $P=0.19$)、底質中有機物含有量とは負の相関 ($\rho=-0.82$, $P=0.02$) があった。

(4) 安定同位体比

図5に池水・地下水²⁴⁾・間隙水における酸素安定同位体比の分布を示した。池水の酸素安定同位体比は2–11‰と大きなばらつきがあるが、8月および10月に採取

図5 池水と底質間隙水の酸素安定同位体比

した試料で低く、1月、3月、6月に採取した試料で高い明確な変動があり、塩化物イオンの季節変動に似ていた。池水の同位体比の中央値は4–5‰であり、地区間の差は小さかった。これに対し、地下水においては中央値の地区間の差はため池の地区差より大きく、地下水の涵養機構が地区により異なることが示唆された。

間隙水の酸素同位体比は概ね4–5‰であり、池水の同位体比の中央値と同程度の値であった。底質の深さ方向の同位体比の変化は地区SMの底質最上部を除いて小さい。ため池TMおよびNHの同位体比は、底質最上部から深さ30 cmにかけて下がり、深さ50 cm前後にかけて上がり、それ以後は再び下がるという傾向が見られた。上記の同位体比の変動傾向は、水素安定同位体比にも同様に存在した。

4. 考察

(1) 池水の起源と水質形成

調査した4つのため池は主として降水と汚水により涵養されていると考えられた。ハノイ市では年間降水量の80%以上が5–9月に集中しており、8月に降水量が最大

になっている³²⁾。このため、ハノイの水環境や水質汚染に関する研究では5-9月を雨季とし、10月-4月を乾季とする区分が一般的である^{23,33)}。本論文でもこれに倣い季節を区分すると、池水の塩化物イオン濃度は雨季に低く、もっとも降水が多い8月に最小値をとった。保存的な陰イオン濃度の上記のような季節変動は他のモンスーン地域のため池でもみられる³⁴⁾。降水が少ない乾季には塩化物イオンが高くなり、乾季から雨季に移る前の3月に最大値をとった。また、池水の酸素同位体比は8月に10-11%と最小値をとったが、降水中の酸素同位体比も8-9月に9-11%と最も低く、池水と同程度の同位体比であった。降水中の塩化物イオンは常に極めて低濃度である（例えば、大部分が降水に起因する紅河で0.8 mg/L²¹⁾）のに対し、池水の塩化物イオンの中央値が10-60 mg/Lであることを考えると、池水は塩化物イオン濃度が高い水の定常的な供給があったと推定される。ため池TCを除き、調査したため池は住宅地の中にあり、ため池の周辺（半径200 m）にはため池と水路でつながった農地は存在せず、農業排水等の流入はなかったと考えられる。このことから、塩化物イオン濃度の高い水は周辺の集落から排出された生活雑排水やし尿と推定された。ため池NHは養豚場が隣接しており、ため池への家畜排水の流入の可能性が考えられる。

池水の塩化物イオン濃度や酸素同位体比の季節変動は、雨季における降水の流入や蒸発等の影響を受けたためと考えられる。それに対し、季節変動が比較的小さいヒ素、DOC、アンモニア性窒素等は、池底に近い深さ1.5 mにおいて最も高濃度であったことから、汚水の直接の流入に加えて、底質からの溶出が寄与したと考えられる。底質最上部の間隙水において、塩化物イオン濃度は、同時に採取した池水の濃度とほぼ同等であったのに対し、ヒ素、DOC、アンモニア性窒素の濃度は、底質採取時の池水中の濃度と同等または大きく上回っていた。

(2) ため池底質における物質の移動・濃集・溶出機構

底質浅部の間隙水は池水と頻繁な交流があったと考えられる。4つのため池において、底質浅部は含水率が66-85%と高く、底質最上部の間隙水中の塩化物イオン濃度や酸素安定同位体比は調査時の池水とほぼ等しかった。間隙水と池水との交流が大きい底質の範囲はため池によって多少異なると考えられるが、ため池SMでは、底質の最上部と深さ20-30 cm（代表深さ25 cm）において酸素安定同位体比が大きく異なっていたことから、概ね池底から深さ20 cm以下の範囲と考えられる。

間隙水中の酸素安定同位体比はため池TMやため池NHでは深さ20-30 cmから深さ50 cm前後にかけてやや上

昇し、再び深さの増加とともに低下していた。この変動は前述した池水中の同位体比の季節変動（降水と同様、雨季に低く、乾季に高い）を反映していると考ええると、池水の浸透速度はおよそ0.6 m/年と推定された。バングラデシュでの研究では、ため池から帯水層への平均浸透速度は約0.67 m/年であった³⁵⁾。養魚用ため池で測定された地下浸透速度は、アラバマで7ヶ月間に0.59-2.6 m³⁰⁾、パナマでは2-5 m/年³⁷⁾であった。調査した底質は概して粒径が小さいシルトであるが、軟らかく流動性が高いことを考慮すると、推定された池水の浸透速度は一定の妥当性があると考えられる。

底質中の有機物含有量はすべてのため池において底質上部で最も高く、深度方向に減少していたのに対し、間隙水中のDOC濃度は深さとともに増加していた。このことは底質中の有機物が時間とともに分解が進み、その過程で一部が溶存態に移行したためと考えられた。底質のEhが深さとともに増加したのは、深さとともに分解性の高い有機物が減少したためと推測された。ため池底質には旧河川由来の堆積物や、汚水等の流入、池に繁茂するハスなどの植生に由来する様々な有機物が含まれ、ため池底質中でこれらの有機汚濁物質が分解・除去されていたと考えることができる。ため池NHのpF3.0の間隙水試料には、pF2.3やpF4.2に比べDOCが高い試料が存在したが、当該底質中で有機物含有量が特異的に高いわけではなく、有機物が分解しやすい環境条件にあったと推測された。

2011年3月調査時において、ヒ素とアンモニア性窒素の濃度が、比較的底質中で自由に動くpF3.0の間隙水に比べ、より固相に強く結びついているpF4.2の間隙水が高かったことは、ため池底質でヒ素やアンモニア性窒素が固相から液相へ溶出していたことを示唆する。底質浅部はヒ素及び有機物含有率が高く、間隙水中にもヒ素、アンモニア、DOC、鉄（2011年8月調査時のみ）が高濃度で検出されていたことから、還元環境下におけるヒ素の溶出が示唆される。ただし、間隙水中のヒ素やアンモニア性窒素濃度の鉛直分布はため池ごとに異なっており、ため池の堆積環境や、池水と間隙水との交流度合いの違いなどを反映していたと考えられる。

東南アジア及び南アジアの地下水中で溶出するヒ素の由来は、ヒ素を含む鉄鉱物の還元溶解¹⁰⁾と、ヒ素を含む有機物の分解^{11,12)}のどちらかと言われている。後者に関しては、ベンガルデルタにおいて堆積物中のヒ素と有機物の高い正の相関があり、湿地環境等においてヒ素と植物由来の有機物が共に堆積したと推定されている¹²⁾。ため池TC、SM、TMでは底質中のヒ素含有量及び間隙水ヒ素濃度と、底質の有機物含有量との間に強い正の相関があり、上記のメカニズムのうちヒ素を

含む有機物の分解が起きていた可能性がある。ヒ素の濃集につながる生物化学的反応過程は沿岸域のマングローブ湿地帯³⁸⁾や水田¹²⁾、淡水の抽水植物³⁹⁾で見られることから、池に繁茂するハスなどの植物がヒ素を濃集し、底質中に高濃度のヒ素をもたらした可能性がある。

ため池底質中でヒ素の溶出が示唆された一方で、底質がヒ素除去にも寄与することが示唆された。ため池TC、SM、TMでは、間隙水中ではDOC濃度が高く、アンモニア性窒素濃度は底質の深さに伴い上昇しており、底質中の強い還元性が示唆されたものの、ヒ素濃度は底質上部で最も高く、深度とともに低下傾向にあった。これら3つのため池では、前述のようにヒ素が有機物に由来する可能性が高く、底質のヒ素含有量が深さとともに減少する一方で、鉄含有量はほぼ一定であった。このため、底質中では深さとともにヒ素の溶出速度が減少し、ヒ素の固相（おそらく底質中の鉄）への吸着速度がヒ素の溶存態への溶出速度を上回ったため、間隙水のヒ素濃度が減少した可能性がある。溶存態のヒ素濃度が減少する他の要因には、一般に硫酸イオンの還元により生成する不溶性の硫化物へのヒ素の吸着⁴⁰⁾⁴¹⁾が挙げられるが、間隙水中で硫酸イオンは1 mg/L以下から最大33 mg/Lで検出されており、還元による硫化物の生成の可能性は低い。このことは底質のEhが硫酸還元が起こるEhである-150 mV前後⁴²⁾より高いことから支持される。

調査したため池のうち、ため池NHは他の3つのため池と傾向が異なっており、底質中のヒ素含有量と有機物含有量や間隙水中のヒ素濃度の間に有意な相関が見られなかった。しかし、間隙水中のヒ素、アンモニア性窒素、およびDOCが最も高濃度であり、深さとともに増加していた。底質のEhは他のため池に比べて差異は見られなかったが、底質最上部と深さ55 cmを比較した有機物含有量の減少量や底質最上部の有機物含有量からの減少割合はため池間にややばらつきが見られ、いずれもため池NHが最大であった。このことは、底質中での活発な有機物分解を示唆する。ため池NHでは養豚場からの排水が流入しており、底質中の分解しやすい有機物の割合が他のため池に比べ高かった可能性がある。また、底質中ヒ素含有量は他のため池のように深さ方向に減少せずにほぼ一定であり、他のため池に比べて溶出しやすい形態のヒ素や鉄が底質下部にも多く残っていた可能性がある。これらの要因によって、ため池NHの底質ではヒ素の溶出を伴う還元反応が広い範囲の深さで起こっており、間隙水中に高いヒ素濃度がもたらされたと考えられる。

間隙水中の塩化物イオン濃度は、底質上部ではすべてのため池において池水の濃度とほぼ等しかったが、

TC、SM、TMでは深さ方向に一定なのに対し、ため池NHでは2011年3月及び2011年8月の両調査において深さとともに上昇していた。この原因として、ため池NH中の塩化物イオン濃度は25-181 mg/Lと他のため池より変動幅が大きく、塩化物イオン濃度が高濃度の時期に浸透した水の影響である可能性や、植物体の風化により生成する塩素を含む有機物⁴³⁾の分解に伴う塩化物イオンの溶出⁴⁴⁾の可能性はある。

(3) ため池浸透水が地下水水質に及ぼす影響

ため池浸透水の地下水への寄与は主に紅河との位置関係や水文地質構造により大きく異なると考えられる。一般に地下水の主な涵養源とされている紅河では、酸素安定同位体比の単純平均値は-8.4‰（WISERデータベース³²⁾から算出）、紅河の塩化物イオン濃度は0.8 mg/Lと報告されている²¹⁾。紅河に隣接する地区TCの地下水は、酸素安定同位体比が中央値-7.9‰、塩化物イオン濃度が中央値1.4 mg/Lと紅河の値に近く、紅河からの涵養が主と考えられる。ハノイ市には難透水路が5-10 mの厚さで地表に広く存在しているが、地区TCが位置するハノイ中心部から北西方向の紅河西岸地域では難透水路が2-3 mと比較的薄く²¹⁾、場所によっては難透水路が存在せずに更新世の砂層が地表に存在する⁴⁵⁾。そのため、他の地域に比べてEhが高い酸化的な地下環境になったと考えられる。

これに対し、他の3地区では、地下水の塩化物イオン濃度と酸素安定同位体比は紅河に比べて高く、池水およびため池の底質から採取した間隙水より低かった。このため、これらの地下水は、紅河から直接帯水路に浸透した水と、ため池からの浸透水等の塩化物イオンや同位体比の高い他の水源からの水により涵養されていたと考えられる。ため池はハノイ市郊外に多く存在しており、ため池等で蒸発の影響を受けた水が地下水の主要な涵養源の一つであるという酸素安定同位体比による知見²⁴⁾からも、ため池からの浸透水が地下水の涵養源である可能性は高い。特に、紅河から数キロ以上離れている地区TMやNHでは、地下水の酸素安定同位体比がため池の中央値と近く、ため池浸透水の割合が大きかったと推定される。

地中で減衰がほとんどない塩化物イオン濃度をトレーサーと考え、仮に紅河とため池水のみが地下水中の塩化物イオンの起源とし、池水の塩化物濃度の中央値がため池からの浸透水の平均値と仮定すると、地区SMと地区NHでは地下水のおよそ1/3が、地区TMでは地下水のほぼ全量がため池からの浸透水と推定された。

各地区のため池の底質間隙水と地下水のヒ素濃度を比較すると興味深い傾向が見て取れた。すなわち、た

め池浸透水の影響が大きいと考えられた地区TMや、間隙水中のヒ素濃度が高かった地区NHでは地下水中のヒ素濃度も顕著に高い傾向があった。紅河そのものの水はヒ素濃度が4 µg/Lと低い²¹⁾。

ため池浸透水による地下水涵養は、二つの原因で地下水のヒ素汚染に寄与した可能性がある。一つは底質間隙水中に含まれる高濃度のヒ素が帯水層まで運ばれることである。調査した底質下部の間隙水中のヒ素濃度をため池から浸透する水のヒ素濃度と仮定すると、地区SM、TM、NHにおける地下水ヒ素濃度はそれぞれ6、13、20 µg/Lと推定される。この濃度は実際に地下水中で検出された濃度の半分程度である。もう一つの原因は、ため池浸透水に含まれる高濃度のDOCが地中でのヒ素の溶出を誘発することである。紅河の水のDOCは2.7 mgC/L²¹⁾とそれほど高くないのに対し、ため池からの浸透水は、間隙水データが示すようにDOCが20 mgC/L前後と非常に高濃度で含まれている。

ヒ素と同様にDOC濃度についてため池浸透水と紅河の水の混合を考えると、地区SM、TM、NHにおける地下水DOC濃度は8.7、20、9.0 mgC/Lと推定されるが、実際の地下水DOC濃度の中央値は1.3、2.2、3.3 mgC/Lと推定値よりはるかに低い。地下水中のDOCの由来はため池浸透水や紅河の水に加えて地層中の有機物も考えられ、地中でDOCの吸着が起きていた可能性もあるが、ため池の浸透水はDOCの分解性が高い²⁰⁾ことを考えると、ため池浸透水由来のDOCが地中での高濃度のヒ素汚染に寄与した可能性がある。

ため池からの浸透水が帯水層まで流動する過程には、様々な物理化学的および微生物学的なプロセスがあると考えられ、それらの流動過程を考慮せずにため池浸透水が地下水ヒ素汚染を拡大させていると断定することは困難である。また、ため池TC、SM、TMで見られたように、ため池底質はヒ素を吸着して地下水汚染を防止する役割もあると考えられる。しかしながら、ため池NHのように底質中にヒ素や有機物が豊富に含まれ、底質におけるヒ素溶出が顕著なため池では、底質の定期的な浚渫により地下水のヒ素汚染を緩和できる可能性がある。地下におけるヒ素の挙動と有機物の影響や、間隙水中のヒ素濃度分布がため池によって異なる原因についてはさらなる研究が求められる。

5. まとめ

ハノイ市のため池の水質、底質の化学組成、底質間隙水の水質が明らかになった。ため池の水自体のヒ素濃度は低いものの、ため池底質にはヒ素や有機物が豊

富に含まれており、底質間隙水には高濃度のヒ素、DOC、アンモニア性窒素が存在することが明らかになった。間隙水ヒ素濃度が深さ方向に増加するため池と減少するため池があり、ため池底質ではヒ素の溶出と吸着の両方が起きていると考えられた。また、ため池浸透水の地下水涵養への寄与が大きい地域や、底質間隙水中のヒ素濃度が高い地域では、地下水のヒ素濃度も高い傾向があった。ため池浸透水が帯水層まで流動する過程には様々な水質変動要因が考えられるものの、ため池からの浸透水が地下水のヒ素汚染の一因となっている可能性が示唆された。

謝辞：本研究は、平成21年度採択・科学技術振興機構CREST（研究領域：持続可能な水利用を実現する革新的な技術とシステム、テーマ「気候変動に適応した調和型都市圏水利用システムの開発」）の援助を受けて行われたことを記して謝意を表する。

参考文献

- 1) PPI-VIAP-HUPI: Hanoi capital construction master plan to 2030 and vision to 2050, Hanoi People's Committee (HPC), Hanoi, Viet Nam, 2011.
- 2) Berg M., Tran H.C., Nguyen T.C., Pham H.V., Schertenleib R. and Giger W.: Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: a human health threat, *Environmental Science & Technology*, Vol. 35, No. 13, pp. 2621-2626, 2001.
- 3) Dan N.V. and Dung N.T.: Groundwater pollution in the Hanoi Area, Vietnam., Available from: <http://www.unescap.org/esd/Energy-Security-and-Water-Resources/water/publications/CD/escap-iwmi/waterquality/Groundwater%20pollution%20in%20the%20Hanoi%20area.%20Vietnam.pdf>, 2002.
- 4) Nga T.T.V., Inoue M., Khatiwada N.R. and Takizawa S.: Heavy metal tracers for the analysis of groundwater contamination: Case study in Hanoi City, *Water Science & Technology: Water Supply*, Vol. 3, pp. 343-350, 2003.
- 5) Berg M., Stengel C., Trang P.T.K., Hung Viet P., Sampson M.L., Leng M., Samreth S. and Fredericks D.: Magnitude of arsenic pollution in the Mekong and Red River Deltas - Cambodia and Vietnam, *Science of The Total Environment*, Vol. 372, No. 2-3, pp. 413-425, 2007.
- 6) Winkel L.H.E., Pham T.K.T., Vi M.L., Stengel C., Amini M., Nguyen T.H., Pham H.V. and Berg M.: Arsenic pollution of groundwater in Vietnam exacerbated by deep aquifer exploitation for more than a century, *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, Vol. 108, No. 4, pp. 1246-1251, 2011.
- 7) Sharma V.K. and Sohn M.: Aquatic arsenic: toxicity, speciation, transformations, and remediation, *Environment International*, Vol. 35, No. 4, pp. 743-759, 2009.
- 8) Berg M., Luzi S., Trang P.T.K., Viet P.H., Giger W. and Stüben D.: Arsenic removal from groundwater by household sand filters: comparative field study, model calculations, and health benefits, *Environmental Science & Technology*, Vol. 40, No. 17, pp. 5567-5573, 2006.
- 9) An D.T., Kuroda K., Takizawa S., Hayashi T., Nga T.T.V. and Oguma

- K.: Household survey of installation and treatment efficiency of point-of-use water treatment systems in Hanoi, Vietnam, *Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua*, in press, 2013.
- 10) Fendorf S., Michael H.A. and van Geen A.: Spatial and temporal variations of groundwater arsenic in South and Southeast Asia, *Science*, Vol. 328, No. 5982, pp. 1123-1127, 2010.
 - 11) Blute N.K., Brabander D.J., Hemond H.F., Sutton S.R., Newville M.G. and Rivers M.L.: Arsenic sequestration by ferric iron plaque on cattail roots, *Environmental Science & Technology*, Vol. 38, No. 22, pp. 6074-6077, 2004.
 - 12) Meharg A.A., Scrimgeour C., Hossain S.A., Fuller K., Cruickshank K., Williams P.N., Kinniburgh D.G.: Codeposition of organic carbon and arsenic in Bengal Delta aquifers, *Environmental Science & Technology*, Vol. 40, No. 16, pp. 4928-4935, 2006.
 - 13) Smedley P.L. and Kinniburgh D.G.: A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters, *Applied Geochemistry*, Vol. 17, No. 5, pp. 517-568, 2002.
 - 14) Kinniburgh D.G. and Smedley P.L.: Arsenic Contamination of Ground Water in Bangladesh, BGS Technical Report WC00/19, British Geological Survey, Keyworth, UK, 2001.
 - 15) Harvey C.F., Swartz C.H., Badruzzaman A.B. M., Keon-Blute N., Yu W., Ali M.A., Jay J., Beckie R., Niedan V., Brabander D., Oates P.M., Ashfaq K.N., Islam S., Hemond H.F. and Ahmed M.F.: Arsenic mobility and groundwater extraction in Bangladesh, *Science*, Vol. 298, No. 5598, pp. 1602-1606, 2002.
 - 16) McArthur J.M., Ravenscroft P., Banerjee D.M., Milsom J., Hudson-Edwards K.A., Sengupta S., Bristow C., Sarkar A., Tonkin S. and Purohit R.: How paleosols influence groundwater flow and arsenic pollution: A model from the Bengal Basin and its worldwide implication, *Water Resources Research*, Vol. 44, No. 11, W11411, 2008.
 - 17) Polizzotto M.L., Kocar B.D., Benner S.G., Sampson M. and Fendorf S.: Near-surface wetland sediments as a source of arsenic release to ground water in Asia, *Nature*, Vol. 454, No. 7203, 505-508, 2008.
 - 18) Rowland H.A.L., Pederick R.L., Polya D.A., Pancost R.D., Van Dongen B.E., Gault A.G., Vaughan D.J., Bryant C., Anderson B. and Lloyd J.R.: The control of organic matter on microbially mediated iron reduction and arsenic release in shallow alluvial aquifers, Cambodia, *Geobiology*, Vol. 5, No. 3, pp. 281-292, 2007.
 - 19) Mladenov N., Zheng Y., Miller M.P., Nemergut D.R., Legg T., Simone B., Hageman C., Rahman M.M., Ahmed K.M. and McKnight D.M.: Dissolved organic matter sources and consequences for iron and arsenic mobilization in Bangladesh aquifers, *Environmental Science & Technology*, Vol. 44, No. 1, pp. 123-128, 2009.
 - 20) Neumann R.B., Ashfaq K.N., Badruzzaman A.B.M., Ashraf Ali M., Shoemaker J.K. and Harvey C.F.: Anthropogenic influences on groundwater arsenic concentrations in Bangladesh, *Nature Geoscience*, Vol. 3, No. 1, pp. 46-52, 2010.
 - 21) Berg M., Trang P.T.K., Stengel C., Buschmann J., Viet P.H., Van Dan N., Giger W. and Stüben, D.: Hydrological and sedimentary controls leading to arsenic contamination of groundwater in the Hanoi area, Vietnam: the impact of iron-arsenic ratios, peat, river bank deposits, and excessive groundwater abstraction, *Chemical Geology*, Vol. 249, No. 1-2, pp. 91-112, 2008.
 - 22) Water Master Plan of Hanoi City for the Period of 1993–2010. Vol. 1, 1993.
 - 23) Norman J., Sparenbom C.J., Berg M., Nhan D.D., Nhan P.Q., Rosqvist H., Jacks G., Sigvardsson E., Baric D., Moreskog J., Harms-Ringdahl P. and Hoan N.V.: Arsenic mobilisation in a new well field for drinking water production along the Red River, Nam Du, Hanoi, *Applied Geochemistry*, Vol. 23, No. 11, pp. 3127-3142, 2008.
 - 24) Hayashi T., Kuroda K., An D.T., Nga T.T.V. and Takizawa S.: Interaction between surface water areas and groundwater in Hanoi city, Viet Nam, Proc. of AGU Fall Meeting, H11D-1208, 2012.
 - 25) 黒田啓介, 林武司, 渡邊直子, Nga T.T.V., 滝沢智: ベトナム・ハノイ市のため池底質中間隙水と周辺地下水におけるヒ素分布, 第46回水環境学会年会講演集, 2012.
 - 26) Trafford J.M., Lawrence A.R., Macdonald D.M.J., Nguyen V.D., Tran D.N. and Nguyen T.H.: The effect of urbanisation on the groundwater quality beneath the city of Hanoi, Vietnam, BGS Technical Report WC96/22, British Geological Survey, Keyworth, UK, 1996.
 - 27) Tanabe S., Saito Y., Lan Vu Q., Hanebuth T. J. J., Lan Ngo Q. and Kitamura A.: Holocene evolution of the Song Hong (Red River) delta system, Northern Vietnam, *Sedimentary Geology*, Vol. 187, No. 1-2, pp. 29-61, 2006.
 - 28) 箭内寛治, 飯竹重夫: pF の原理と応用: 4. pF の工学的応用 (その1), *土と基礎*, Vol. 35, No. 2, pp. 99-105, 1987.
 - 29) 風早康, 安原正, 高橋浩, 森川徳, 大和田道, 戸崎裕, 浅井和: 同位体・希ガストレーサーによる地下水研究の現状と新展開, *日本水文科学会誌*, Vol. 37, No. 4, pp. 221-252, 2007.
 - 30) Eiche E., Neumann T., Berg M., Weinman B., van Geen A., Noma S., Berner Z., Trang P.T.K., Viet P.H. and Stüben, D.: Geochemical processes underlying a sharp contrast in groundwater arsenic concentrations in a village on the Red River delta, Vietnam, *Applied Geochemistry*, Vol. 23, No. 11, pp. 3143-3154, 2008.
 - 31) Shotbolt L.: Pore water sampling from lake and estuary sediments using Rhizon samplers, *Journal of Paleolimnology*, Vol. 44, No. 2, pp. 695-700, 2010.
 - 32) IAEA: WISER Database. Available from: http://www-naweb.iaea.org/naweb/ihs/IHS_resources_isohis.html.
 - 33) Hung D.Q. and Thiemann W.: Contamination by selected chlorinated pesticides in surface waters in Hanoi, Vietnam, *Chemosphere*, Vol. 47, No. 4, pp. 357-367, 2002.
 - 34) Sengupta S., McArthur J. M., Sarkar A., Leng M. J., Ravenscroft P., Howarth R.J. and Banerjee D.M.: Do ponds cause arsenic-pollution of groundwater in the Bengal Basin? An answer from West Bengal, *Environmental Science & Technology*, Vol. 42, No. 14, pp. 5156-5164, 2008.
 - 35) Stute M., Zheng Y., Schlosser P., Homeman A., Dhar R.K., Datta S., Hoque M.A., Seddique A.A., Shamsudduha M., Ahmed K.M., van Geen A.: Hydrological control of As concentrations in Bangladesh groundwater, *Water Resources Research*, Vol. 43, No. 9, W09417, 2007.
 - 36) Boyd C.E.: Hydrology of small experimental fish ponds at Auburn, Alabama, *Transactions of the American Fisheries Society*, Vol. 111, No. 5, pp. 638-644, 1982.
 - 37) Teichert-Coddington D.R., Peralta M. and Phelps R.P.: Seepage reduction in tropical fish ponds using chicken litter, *Aquacultural Engineering*, Vol. 8, No. 3, pp. 147-154, 1989.
 - 38) Kirby J., Maher W., Chariton A. and Krikowa F.: Arsenic concentrations and speciation in a temperate mangrove ecosystem, NSW, Australia, *Applied Organometallic Chemistry*, Vol. 16, No. 4, pp. 192-201, 2002.
 - 39) Chen Z., Zhu Y., Liu W. and Meharg A.A.: Direct evidence showing the effect of root surface iron plaque on arsenite and arsenate uptake into rice (*Oryza sativa*) roots, *New Phytologist*, Vol. 165, No. 1, pp. 91-7, 2005.
 - 40) Lowers H.A., Breit G.N., Foster A.L., Whitney J., Yount J., Uddin M.N. and Muneem A.A.: Arsenic incorporation into authigenic pyrite, Bengal Basin sediment, Bangladesh, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 71, No. 11, pp. 2699-2717, 2007.
 - 41) Buschmann J. and Berg M.: Impact of sulfate reduction on the scale of

- arsenic contamination in groundwater of the Mekong, Bengal and Red River deltas, *Applied Geochemistry*, Vol. 24, No. 7, pp. 1278-1286, 2009.
- 42) Appelo C.A.J. and Postma D.: *Geochemistry, groundwater and pollution* 2nd edition: Balkema, the Netherlands, 2005.
- 43) Myneni S.C.B.: Formation of stable chlorinated hydrocarbons in weathering plant material, *Science*, Vol. 295, No. 5557, pp. 1039-1041, 2002.
- 44) Kauffman S., Royer D., Chang S. and Berner R.: Export of chloride after clear-cutting in the Hubbard Brook sandbox experiment, *Biogeochemistry*, Vol. 63, No. 1, pp. 23-33, 2003.
- 45) Tam V.T.: Groundwater in Hanoi City Over- or Inappropriate exploitation?, Proc. of CREST Symposium associated with 10th SEAWE in Hanoi, "Development of Well-Balanced Urban Water Use Systems Adapted for Climate Change -Toward Sustainable Water Use-", 2012.

(2013.5.24 受付)

Influence of Pond Seepage on Groundwater Pollution by Arsenic in Hanoi, Viet Nam

Keisuke KURODA¹, Takeshi HAYASHI², Naoko WATANABE³, Kumiko OGUMA¹,
Nga TRAN⁴ and Satoshi TAKIZAWA¹

¹Dept. of Environmental Engineering, The University of Tokyo

²Faculty of Education and Human Studies, Akita University

³Graduate School of Engineering, Hokkaido University

⁴National University of Civil Engineering, IESE, DHXD, 55 Giai Phong Street, Hanoi, Viet Nam

Ponds are abundantly found in suburban area of Hanoi City, Viet Nam, where groundwater pollution by arsenic is a major problem. We investigated water quality of pond waters, pore waters of pond sediments, and chemical property of pond sediments in four ponds in Hanoi suburbs in order to estimate the influence of pond seepage on groundwater pollution by arsenic. While pond waters had low arsenic levels (<10 µg/L), pore waters had high levels of arsenic (maximum: 134 µg/L), indicating the dissolution of arsenic from arsenic- and organic matter-rich pond sediments. It was also suggested that pond sediments not only released arsenic but also adsorbed arsenic from the dissolved phase, mitigating groundwater pollution by arsenic. Analysis of chloride and stable isotopes ($\delta^{18}\text{O}$, δD) indicated that seepage from ponds was a significant source of recharge of groundwater which was polluted by high levels of arsenic (median: 27 and 43 µg/L).