

バングラデシュ農村における地下水砒素汚染

高橋麻子*

Arsenic Contamination of Groundwater in Bangladesh

TAKAHASHI Asako*

Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh is a new environmental problem. Arsenic has recently been detected in high concentration in many delta regions in Southeast Asia. In Bangladesh the first patient suffering from arsenic poisoning was discovered in 1993. A subsequent investigation revealed that contamination is high in 268 of 465 Upozila in all. It is estimated that 3,500,000 persons are exposed to the potential of health hazard. The geological background is one of the causes of groundwater contamination, but the detailed mechanism has not been elucidated.

Here, I tried to define pollution damage and its causes in rural areas of Bangladesh. There are two gaps in our knowledge about arsenic damage: the area involved and the economic aspect. The change of groundwater use for irrigation and drinking has influenced the pollution problem. This indicates arsenic contamination is a complex process involving not only natural mechanisms but also human activity.

1. はじめに

地下水の自然由来による砒素汚染が新たな環境問題として世界的に注目されて久しい。なかでもインド西ベンガル・バングラデシュはその規模の大きさと深刻さから「世界最大・最悪の砒素汚染」といわれている [Khan *et al.* 1997] が、汚染機構の複雑さと対策の難しさからいまだ恒久的な対策実施のめどが立っていない。

インド・バングラデシュの様相をうけてアジアの近隣諸国が自国内で調査をした結果、近年ヴェトナム、ミャンマー、ネパール、パキスタンでも地下水の砒素汚染が発見された。詳細な調査は進行中であるが、アジアのヒマラヤを源流とする大河川の下流域のデルタ地帯で高濃度の砒素が検出される傾向がある [AAN 2003]。

農村での水資源と人の関わりを明らかにし、村人の目からみた砒素汚染を知ることは、今後

* 京都大学大学院アジア・アフリカ地域研究研究科, Graduate School of Asian and African Area Studies, Kyoto University

2003年7月17日受付, 2003年11月11日受理

の対策を考えるうえで意義があるものと思われる。本稿では、バングラデシュ農村部の砒素汚染における汚染被害とその原因を整理し、砒素汚染が自然のプロセスに加えて、それを摂取する人間の側の条件がからまった複合的なプロセスであること、灌漑用井戸による地下水の汲上げとチューブウェルの普及という水利用の変化が、汚染問題に大きな影響を与えてきたことを述べる。

2. 地下水砒素汚染の概要

2.1 地下水砒素汚染とは

多くの生物にとって必須元素の 1 つでもある砒素（元素記号 As）は地球上に広く普遍的に存在する元素であり、地表近くでは気相、液相、固相の存在形態をとる。大きな循環においては、地殻に由来する砒素が火山活動によって地表付近にもたらされ、風化や熱水反応を経て温泉や河川に溶け出し、最終的には海に注ぐ。その過程で砒素を含む地層を通過した地下水への砒素の溶解や、生体中への循環代謝がみられる [湊 1998]。

砒素のもつ強い毒性から、人間はそれを古くより殺虫剤や農薬として利用してきた歴史をもち、純化した砒素を抽出し自然界に放出することを繰り返してきた。砒素汚染として語られるのは、環境中に存在する砒素が濃縮された場合のことをさし、従来は主に火山や鉱脈、または鉱山活動や工業などの人為的な原因で形成され、局所的でかつ一過性のものであった。また一定量以上の高濃度の砒素を人間が摂取することで、健康障害などが発生し「汚染問題」となってきた。世界における砒素中毒の歴史は、1900 年のロンドンでおきたビールへの混入による集団砒素中毒にはじまり、以来人間は、火山や地質起源や人為的原因による砒素中毒被害を数多く経験してきた [堀田 1995; 1997]。

1980 年代よりアジア各地でみられるようになった地下水砒素汚染は、これら火山や人為的由来によるものとは異なり、理由は不確かであるが地下水中に存在する高濃度の砒素によるもので、地質的背景をもつ自然由来の汚染とみなされている。

2.2 健康障害と飲用基準

砒素の摂取による人体への影響には急性中毒と慢性中毒がある。地下水砒素汚染のような長期間にわたる砒素摂取によって引き起こされる疾病は慢性砒素中毒とよばれ、目・鼻・喉等の粘膜炎症にはじまり、筋肉の弱化、皮膚の色素沈着、色素脱失、角化といった特徴的な症状を経て、最終的には皮膚や内臓の癌にいたる [内藤 1991]。

砒素の飲用基準に関し、世界保健機構 (WHO) は 1993 年に 0.05 mg/l から 0.01 mg/l へとガイドラインを改定し、これにあわせて日本など先進各国は水道水質基準を 0.01 mg/l に改正した。しかし、バングラデシュをはじめ多くの途上国では旧来の 0.05 mg/l を現在も飲用基準としている (表 1)。

表1 砒素 (As) の飲用水質基準の比較 (2003 年現在)

WHO ガイドライン基準	0.01 mg/ℓ
日本の水道水質基準	0.01 mg/ℓ
バングラデシュの水質基準	0.05 mg/ℓ

2.3 バングラデシュの地下水砒素汚染の経緯

1983 年にインドの西ベンガル州で最初の砒素中毒患者が発見された。その後、患者が飲用に使用していたチューブウェル（手こぎ式管井戸）の水から高濃度の砒素が検出され、地下水そのものが地質由来の砒素により汚染されていることが考えられた [Chatterjee *et al.* 1994]。この問題に積極的に取り組んできたインド・コルカタのジャダプール大学のチャクラボティ教授らの調査により、インド側で確認された砒素中毒患者は 1987 年に 1,214 人、1994 年には 17 万 5 千人、翌 1995 年には 20 万人を超えるという深刻な被害状況が明らかにされた [Badal *et al.* 1996]。また西ベンガル州と国境を接するバングラデシュでも 5 千万人が汚染された水を飲んでいて、同様の砒素汚染被害が起こるであろうと警告した [Ratan *et al.* 1997]。

また 1993 年に、バングラデシュ政府機関である公衆衛生工学局 (DPHE: Department of Public Health and Engineering) が西ベンガル州との国境付近で井戸水の砒素濃度を検査した結果、4 本の井戸の水から砒素が発見された [Khan *et al.* 1997]。翌 1994 年、バングラデシュ保健家族福祉省の予防社会医学研究所 (NIPSOM) が同地区で 8 人の砒素中毒患者を確認した。1995 年にはチャクラボティ氏が中心となり、インドのコルカタで開催された「地下水の砒素に関する国際会議」において、インド西ベンガル州とバングラデシュの地下水砒素汚染の発見が報告された。これによって、自然由来による地下水砒素汚染が世界に広く知られることとなり、バングラデシュ政府や WHO などの国際機関、先進国の援助機関、国内外の NGO などがバングラデシュの地下水砒素汚染の実態調査に取り組みはじめた。

バングラデシュ公衆衛生工学局は WHO の協力のもと、現地ですぐに砒素濃度を測ることができる簡易砒素分析装置を用いて、全国の 5 万 1 千本のチューブウェルの水を分析した。またイギリス国際開発省 (DFID: Department for International Development) が全国で約 3,500 本の井戸の砒素濃度を測定した。それらをマッピングした結果、全国の 64 県のうち 61 県で、465 郡のうち 268 郡で汚染が確認され、主にガンジズ川とブラマプトラ川の合流点から下流のデルタ地帯に、砒素濃度が基準の 0.05 mg/ℓ を超える井戸の割合が高い地域が分布していることが明らかになった (図 1)。深度が 150m より浅いチューブウェルでは、バングラデシュの飲用基準 0.05 mg/ℓ を超えるものが 27%、WHO のガイドライン 0.01 mg/ℓ を超えるものは 46%あり、全サンプルの平均値は 0.055 mg/ℓ であった [Department of Public Health and

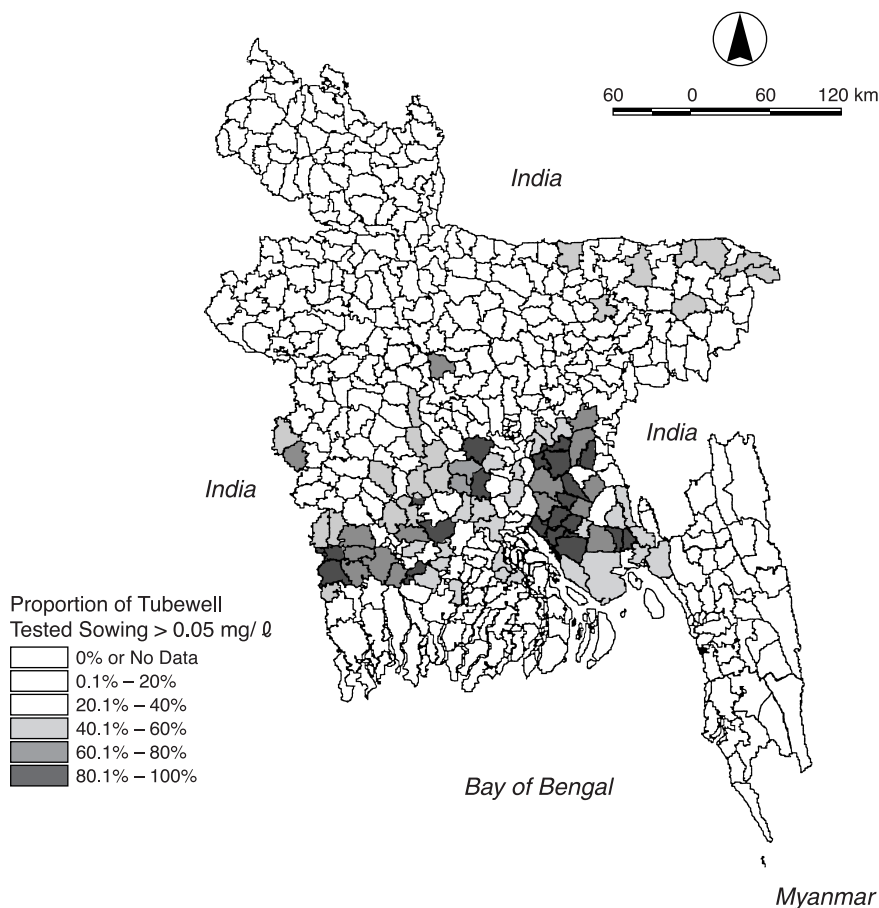


図 1 バングラデシュの地下水砒素汚染図

[DPHE/UNICEF National Field Kit Analysis 1999; BGS/DFID/DPHE National Survey 2000; DPHE/UNICEF 5 Upozila Action Research Project 2000] 参照.

Engineering 1999]. バングラデシュにおけるチューブウェルの本数は、私有で 800 万本、政府所有によるもので 120 万本といわれているが、これらと汚染地域の分布から、汚染地区に住み潜在的な砒素の危険にさらされている国民は、バングラデシュの基準値 0.05 mg/l の場合 280~350 万人（全国民の 22~28%）、WHO のガイドライン基準値では 460~570 万人（全国民の 37~46%）と推測されている [DFID 1999]. バングラデシュの公式の砒素中毒患者数は 10,554 人であるが、政府による砒素中毒患者の全国的な調査はいまだ行われていない。砒素汚染地区の面積と砒素汚染による健康被害の進行を考慮すれば、今後も砒素中毒患者はさらに増加すると予測される。

3. 農村における砒素汚染の被害

3.1 砒素汚染の分布

バングラデシュ南東部に位置するジョソール県は、全国砒素汚染図によると中程度（汚染率 20～40%）の汚染地域であるが、局所的に汚染が激しい地域が存在している（図 2）。調査地であるマルワ村は、ジョソール県チョウガチャ郡ジョガディスポールユニオンに属し、ジョソール市内の北西約 30km に位置する。村の北方は旧河道である低地がみられ、バイラブ川が流れており、集落はその南部に続く高さ 2～3m の後背湿地上に分布している。村には 626 世帯、2,651 人が居住し、立地は大きく東と西の 2 つの集落に分かれている。日雇い労働者も含め村の 70% 以上の世帯が農業に従事しており、平均土地所有面積は 2.7 ピガ (0.36 ha) であり、うち農地をもたないのは 197 世帯で全体の 31% を占める。

マルワ村では地元 NGO の簡易調査によって深刻な砒素汚染が判明し、ジョソール県で砒素対策支援を行っている NGO アジア砒素ネットワーク (Asia Arsenic Network, 日本の NPO 法人) に支援の依頼があった。村との話合いの末、マルワ村は 2001 年 12 月末からアジア砒素ネットワークを中心とした、日本とバングラデシュの研究者で構成される学術調査のパイロット村に定められ、さまざまな分野の研究調査が開始されている。筆者はこのプロジェクトの一員として 2002 年 1 月の地質地下水調査、2002 年 2 月の社会調査、2003 年 3 月の農学調査に参加した。

2002 年 1 月に宮崎大学工学部調査班とともにマルワ村にて飲料用チューブウェルの砒素

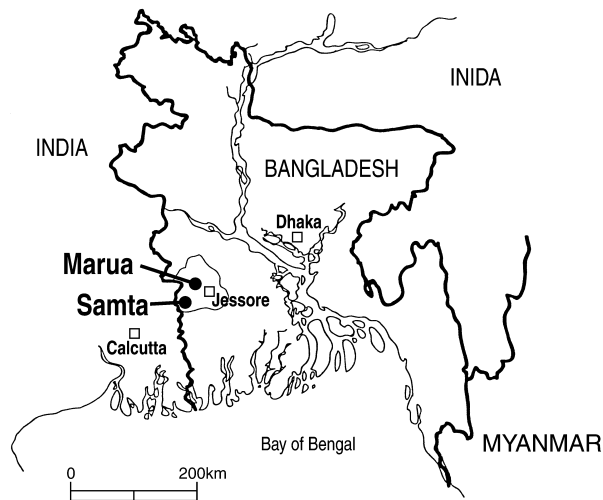


図 2 調査地位置図

濃度を測定した。確認されたチューブウェルは全部で 277 本で、西パラ中央のバザールにある政府と砒素対策を行う NGO が設置した深井戸 2 本を除いては、すべて個人所有であった。バングラデシュではバリとよばれる屋敷地に親族家族が数世帯住居を構え暮らしており、チューブウェルは各世帯あるいは各バリで 1 基以上は必ず所有している状態にある。チューブウェル 1 本あたり平均で住民 9~10 人が利用しており、高い普及率といえる（写真 1）。

水中砒素濃度の測定は廣中式フィールドキットを用い、現地にて採水後直ちに測定した。同時に井戸諸元のヒアリングも行った。図 3 にマルワ村のチューブウェルの水中砒素濃度分布を、表 2 にチューブウェルの砒素汚染度を示す。

表 2 から、バングラデシュ飲用基準である 0.05 mg/l を超える濃度のチューブウェルは全



写真 1 飲料用チューブウェル（マルワ村にて筆者撮影）

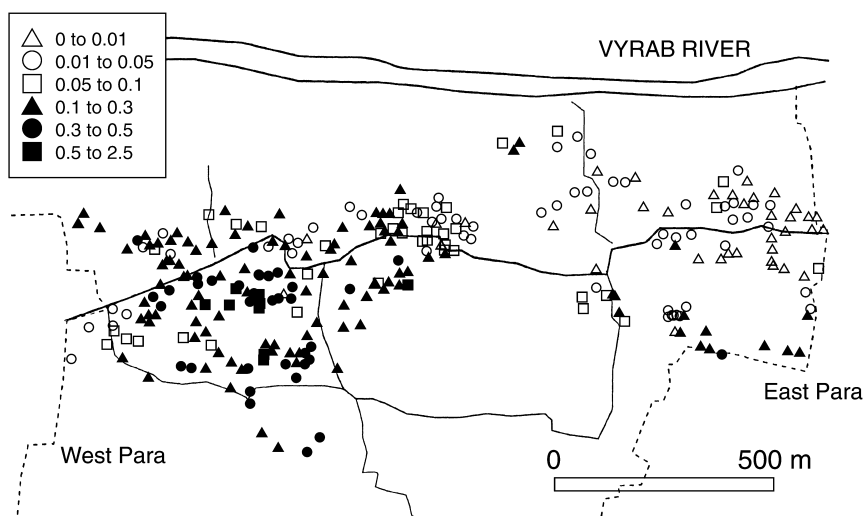


図 3 マルワ村チューブウェルの水中砒素濃度分布

表2 マルワ村チューブウェルの砒素汚染度

水中砒素濃度 (mg/l)	井戸本数	%
$0.005 \leq \text{As} < 0.01$	35	12.6
$0.01 \leq \text{As} < 0.05$	57	20.6
$0.05 \leq \text{As} < 0.1$	39	14.1
$0.1 \leq \text{As} < 0.3$	104	37.5
$0.3 \leq \text{As} < 0.5$	34	12.3
$0.5 \leq \text{As} < 1$	8	2.9
Total	277	

体の67%であり、WHOガイドライン基準を超えるのは87%であった。図3をみると、砒素濃度の分布には偏りがあることがわかる。バングラデシュの飲用基準である0.05mg/lを満たすチューブウェルは東パラ（集落）で74%、西パラ（集落）では18%と、西パラで汚染度が高く特に西パラの中央部から南部にかけては高濃度汚染地域が存在していることが分かる。検出された砒素濃度の最大値は0.95mg/lとバングラデシュ基準値の95倍であった。西パラの中央から南部の住民にとっては高い危険にさらされた深刻な状態となっている。

3.2 健康障害

2002年2月には九州芸術工科大学の調査班とともに住民の砒素中毒症状について観察と記録を行った。医師による専門の診断ではないため、以下の目視でできる簡単な観察のみにとどめた。典型的な砒素中毒の初期症状は、メラノーシス（黒白斑）という手のひらや腹、背中の皮膚にみられる色素沈着や脱失と、ケラトーシス（角化症）という手のひらや足のかかとが堅くなる症状である（写真2）。

これら砒素中毒症状をもつ患者の分布を図4に示す。この結果、メラノーシスのみ67人、ケラトーシスのみ15人、両方ともが38人、計120人の住民に症状が観察され、すべて西パ



メラノーシス



ケラトーシス

写真2 砒素中毒症状（写真提供：アジア砒素ネットワーク）

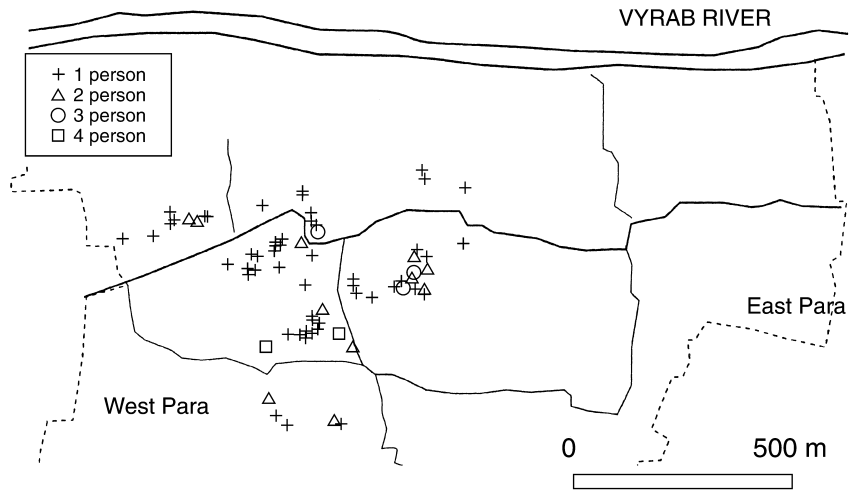


図 4 砒素中毒患者の分布
(数字は、世帯あたりの砒素中毒症状をもつ人数)

ラの住民であった。砒素中毒患者の分布は、チューブウェルの高濃度砒素汚染域に対応し多くみられることがわかる。発症の時期については、メラノーシスは皮膚の斑状識別であり、痛みを伴わないためははっきりしない場合が多いが、ケラトーシスは痛みを伴う場合もあり、発症から 2～5 年と答える人が多かった。これらより、砒素中毒症状が顕著になったのは、1998～2002 年頃であるといえる。

西パラの東部では、1981 年頃からメラノーシスがあらわれ、1999 年には右手のひらに皮膚癌が発症し、2000 年に皮膚癌の切除手術を受け、薬指と小指と手のひらの半分を失った女性が住んでいる。彼女がいつも使用していた庭にあるチューブウェルの砒素濃度は、0.7mg/ℓ であった。現在は飲用に利用されていない。

3.3 被害の格差と派生

マルワ村と同様、地下水砒素汚染が深刻なジョソール県シャムタ村（図 2）では、汚染度の高い地域で同じ砒素濃度の高い水を飲んでいても健康障害の発生の度合いが異なるという現象がみられた。世帯収入と砒素被害との関連を調査した結果、砒素中毒患者がいる世帯の中で世帯収入が少ないほど世帯内患者発生数が多くなる傾向が認められた。また、食物摂取量との関係では肉や魚などのタンパク質摂取量が少ないほど世帯内患者数が高い傾向がみられた [谷 2000]。

これら砒素被害は、高濃度の砒素が含まれるチューブウェルが存在するという自然的な理由だけでなく、それを摂取する人間側の条件によっても異なるという複合的なプロセスであることを示している。

世帯収入が高い世帯では野菜や肉、魚などを購入することができ、バランスのとれた食生活から砒素への抵抗力が高い体力を維持でき、同じ砒素濃度のチューブウェルの水を飲んだとしても発症は軽くなる確率が高くなる。また治療費を払うことでバングラデシュで中毒症状の緩和に効果を上げているビタミン剤やビタミンを多く含む果物を購入し摂取できることから、深刻な健康被害を招くことは少ない。反対に世帯収入が低いと十分な栄養を摂ることができず、栄養状態も悪く砒素に対する抵抗力が衰え発症率が高まり、かつ症状が悪化し、十分な治療も受けられない。収入格差という経済的社会的問題が被害格差を生み、砒素汚染のしわ寄せは、より社会的弱者である貧困層にのしかかっているといえる。この問題解決のためには、バングラデシュが抱える貧困という社会問題にも問いかけなくてはならない。

砒素中毒症状を発症した患者にとって、中毒疾患という困難のうえに、さらに周りからの偏見や差別などの迫害という被害がふりかかる。シャムタ村で砒素中毒患者の社会的迫害について村人に聞き取り調査を行った結果を表 3 に示す。調査地域はジョソール県西部にあるシャムタ村で、村内南西部の高濃度汚染地域の計 134 世帯の代表者にヒアリングを行った。

シャムタ村では、1990 年代はじめから「奇病」の患者が多く存在することがバングラデシュ国内で知られていたが、原因が分からないため、長い間周囲から差別されてきた。調査結果では、「以前は社会的迫害があった」とする回答が 20、「かつてはあったが今はない」が 85、合計で 105 人が過去の迫害があった、と答えている。患者らは伝染病や感染症患者だと考えられ、普段から人に嫌われたり、就職や結婚ができないなど不当な扱いを受けていたことがうかがえる。

シャムタ村では、1997 年にはじめてバングラデシュ人と日本人の医師らによる詳細な医療調査が行われ、男性 173 人、女性 155 人の砒素中毒患者が確認された。このとき参加した医師や NGO メンバーが、この病気はチューブウェルに含まれる砒素が原因であり、決して伝染

表 3 シャムタ村における砒素中毒患者に対する社会的迫害

患者に対する社会的迫害	回答人数
以前は砒素中毒は感染症か伝染病と思われていた	15
以前は砒素中毒は伝染すると思っており、誰も患者に決してさわらなかった	3
以前は砒素中毒患者に偏見があった	2
かつてはあったが今は社会的迫害はない	85
他の村人はこの村の人と結婚したがらない	2
砒素中毒患者は嫌われ結婚できない	1
砒素中毒のことを知っていれば、お互いに結婚しなかった	1
結婚するまえに相手が砒素中毒患者かどうか分かった	1
砒素中毒患者と結婚したくない	1

調査期間 1998 年 7～8 月、ヒアリングは JRDS (Joint Rural Development Sangstha) による。

病や感染症ではなく、砒素を含まない水を飲めば治ることを村人に説明した。これにより、村人の大半が砒素中毒が伝染病や感染症ではないことを知り、患者に対する偏見はなくなったので、現在は村の中での社会的迫害はないと 85 人が答えている。

そのほか、患者が結婚ができなかったり（または他者が患者と結婚したくないと思う）、他の村人が砒素中毒患者が多いシャムタ村の住民との結婚を敬遠したり、すでに患者と結婚してしまったことへの後悔など、砒素中毒患者との結婚に関する差別や後悔の念があった。これらの回答数は少ないが、かつての砒素中毒患者への社会的迫害が特に結婚での差別にて強かったことが想像できる。また、現在でも村人の生活において結婚への関心度は高く、社会的迫害ではないが砒素中毒患者に対する偏見がいまも残っていることを示している。

実際に、砒素中毒症状が悪化すると患者は体力が低下して次第に肉体労働が困難になる。患者が世帯主の男性などの場合は、さらに経済的ダメージと家族や親戚の看病者の負担が増す。周囲が患者自身に課すマイナスイメージは大きい。

患者が社会的迫害を受けることなく生活を営むことができ、安全な水を得て、適切な治療を受けることができる社会基盤の形成が必要であるが、その第 1 段階として、村人への砒素汚染と砒素中毒に対する正しい知識の普及と理解が求められる。

ここではバングラデシュ農村部での砒素汚染の被害状況をまとめた。チューブウェルの汚染度には村内でも偏りがあり、高濃度地帯では局所部であっても深刻な健康被害が引き起こされている。また平面的だけではみえない被害の社会格差が村の中に存在し、貧困問題がそれを深刻化かつ習慣化させている。汚染状況も被害も一様でない砒素汚染は、バングラデシュの国全体の問題でもあり、1つの村内における非常にローカルな問題でもあるといえよう。

4. 砒素汚染の原因

4.1 砒素汚染メカニズム

ガンジスデルタの地下水砒素汚染は、元来は土中に含まれている砒素がなんらかの影響で地下水に溶け出したものである。その要因やメカニズムについては多くの研究や学説があるが、大きくは以下の 3 つの説にまとめられる。

(1) 酸化説

灌漑による地下水の大量汲上げにより地下水面が低下し、チューブウェルの側面から酸素を含む水が地下へと大量流入してくる。この酸化作用により粘土質堆積物中の硫化鉱物から砒素が溶け出している [Chakraborty *et al.* 2001]。人間活動の間接的な要因として、灌漑井戸の大量普及と地下水利用の増大があげられる。

(2) 還元説

ピート（泥炭層）などの有機堆積物の微生物作用によって地下が還元状態となり、水酸化物

に吸着していた砒素が溶出している [Ravenscroft *et al.* 2001]. 汚染の要因として有機物層の分布があげられる.

(3) リン酸置換説

大量の灌漑用の地下水汲上げにより、地層中における垂直方向の水移動が促進され、水田に施肥された過度のリン酸肥料が急速に地下浸透をおこなっている。地下に浸透したリン酸は、鉄水酸化物に吸着している砒素と置換し砒素が水中に放出される。またリン酸は微生物の栄養源となりうるため微生物が活性化し、水中の酸素を消費するので還元化が促進され砒素が溶出する ([Acharyya *et al.* 2000] など)。ここでの人間活動の要因として、地下水の大量汲上げと施肥過多があげられる。

その他では、尿尿など生活排水や肥料の地下浸透が砒素溶出を促進しているとの説がある [山崎ら 2000]。さまざまな研究が進んでいるが、明確な汚染メカニズムはいまだ解明されていない。むしろこれらが複雑に入り交じっていることの方が考えやすい [吉村・赤井 2003]。これらを考慮すると、砒素汚染の背景には人間活動における以下のキーワードが浮かび上がる。

- ①デルタ地帯の地質環境
- ②過剰な地下水利用——乾季の灌漑と施肥——「緑の革命」の促進
- ③人口増加による集落の過密化

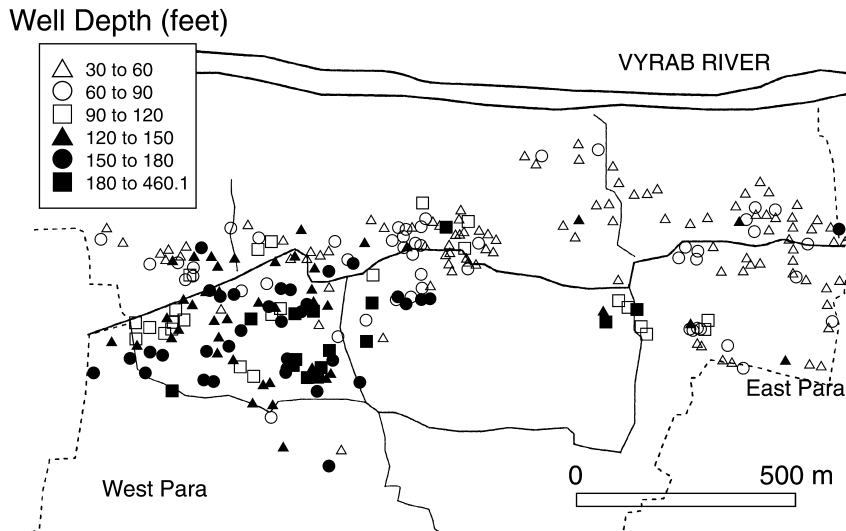


図5 チューブウェルの井戸深度分布

4.2 チューブウェルの深度と粘土層の分布

ヒアリングの結果からマルワ村の飲料用チューブウェルの井戸深度を図5に示す。東パラでは南部の一部を除き100feet以浅のチューブウェルが分布する。対して西パラは全体的に深度が深く、東～北部に75feet以浅が分布し、中央から南部の高濃度汚染地区においては100feetより深くなる。

チューブウェルは地表下の粘土層の直下にある砂層（帯水層）から取水しているものが多く、したがって粘土層の分布している深度によってチューブウェルの深度が決定する（図6）。高濃度の砒素が検出される地域では上部の粘土層の分布が厚い傾向がある。

現在までは村人が自分で井戸深度を決めることは難しかった。井戸深度は、自然条件である取水可能な帯水層の分布によって決まり、それを村人が事前を知ることはできない。またその帯水層が砒素に汚染されているかどうかを知ることもできない。しかし、このように井戸深度と砒素濃度を測定し、整理することによって、砒素に汚染された地域や帯水層深度を特定することができ、今後の飲料用チューブウェル設置において危険回避することが可能となる。これは「帯水層マッピング」とよばれ、政府の砒素汚染対策の重点項目となっているが、技術的問題もあり農村まで普及していない。

4.3 灌漑ポンプの導入

灌漑用井戸は集落の周辺に分布する水田や畑の中に位置し、1～5月の乾季に主に稲作や畑作に利用される。他に、乾季に水量が不足する養殖用の池に揚水されることもあるが、飲用に使用されることはない。

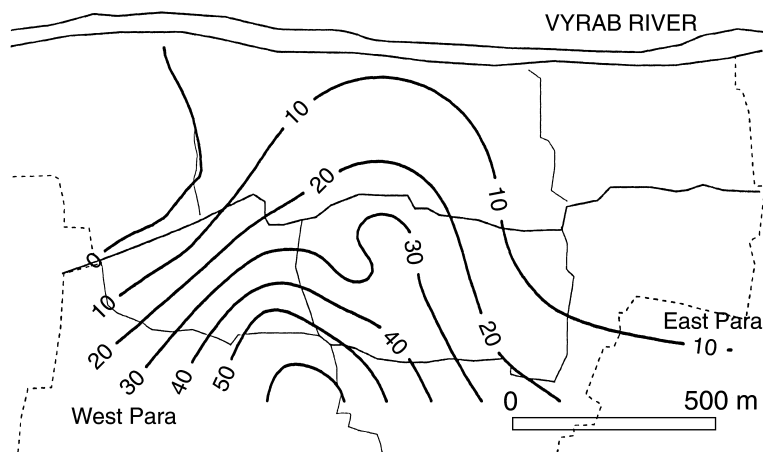


図6 上部粘土層の分布（数字：粘土質層の厚さ）
（村内13カ所のボーリング調査による地質観察結果から作成）

マルワ村の灌漑用井戸の位置図を図 7 に示す。 Bangladesh の灌漑用井戸は深度にかかわらず DTW (ディープチューブウェル) と STW (シャロウチューブウェル) の 2 種類に分類される。どちらも飲料用のチューブウェルより深い帯水層から取水している (写真 3)。

DTW は電力にて水中ポンプを用い運転する灌漑用井戸である。マルワ村には 6 つの DTW が存在し、集落の北部に 1カ所、残りは南側に 5カ所分布する。深度は 180~385feet で、現在はすべて個人所有であり、広域な水田に灌漑し 1 ビガ (0.13ha) あたり 1,000~1,100 タカ

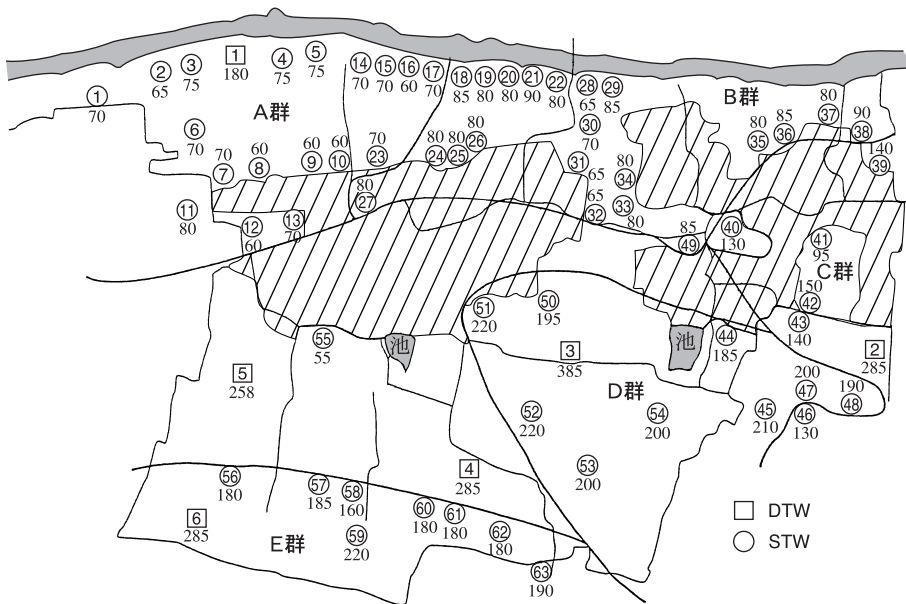


図 7 マルワ村の灌漑用井戸の分布 (数字は井戸深度：フィート)
 ([上野 2003] より修正加筆)



DTW (ディープチューブウェル)



STW (シャロウチューブウェル)

写真 3 灌漑用井戸 (マルワ村にて筆者撮影)

の代金を取水した農民から徴収している。DTW 1 基あたり 110～150 ビガの給水域をもっており、DTW による年収は 11 万～16.5 万タカである。

STW はディーゼルエンジンを用いた直結式の灌漑用井戸のことで、マルワ村には合計 63 基がある。深度は、集落の北側で 65～90 feet、南側では 130～220 feet である。乾季に DTW の給水が十分に得られない高地の米作用と畑栽培用として普及し、自己利用目的である個人所有のものが多く、給水料は米作で 1 ビガあたり 800～1,200 タカ、畑作で 80～125 タカである。

マルワ村における灌漑用井戸の年導入数を図 8 に示す。DTW は 1970 年代後半に 2 基、1980 年代後半に 3 基が設置され、これらの DTW の導入はマルワ村周辺での乾季の稲作を可能にした。緑の革命のはじまりである。同時にそれは農民間の関係性の中に「水主」を誕生させ、水を介した売買が発達する。DTW を所有しているのは、村の中でも高所得層に属し、農業には直接従事せず、土地の賃貸や水の売買、または他のビジネスをしている者である。

農民にとって水は、雨季の天水のような「利用可能な分量のみを利用する」ものと、乾季の化学肥料のような「必要な分を購入する」ものとに季節的に分けて認識されていく。水主側からみれば、DTW は投資を目的とする事業としての側面を強めていく。

その後 1990 年から STW の導入がはじまった。新設井戸の本数は年々増加し、1998 年には最高値である年間 11 基が設置された。水主から水を購入していた農民が自ら STW を手にしはじめ、小規模な自己灌漑を実現していく。水主になった農民はある程度の投資ができれば地下水を自由に利用できる特権をもった。STW は事業としての価値は低いが、むしろ小規模経営型農業への転換が目的であり、DTW のような大規模型水主と小規模型水主の分化が進行した。村人にとって地下水は魅力的でかつ利用しやすいものへと変わっていく。DTW と STW

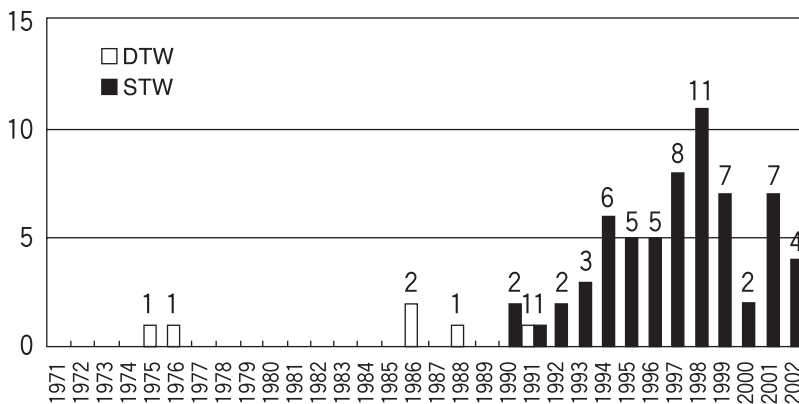


図 8 マルワ村の灌漑用井戸の年導入数（1 年毎の新規導入本数を示す）

の導入が村にもたらしたものは、緑の革命による恩恵と地下水の商品化の認識であるといえよう。この認識の変化とバングラデシュ特有の社会組織や農業経営形態との関係性については今後の課題である。

1990年代のSTWの爆発的な導入を経て、マルワ村での灌漑用の地下水利用の増大がピークを迎えるのは1997年から1999年である。マルワ村で砒素中毒患者が多数現れはじめた時期にあたる。灌漑用の地下水汲上げの増加が砒素汚染の1つの要因とすれば、マルワ村ではこの灌漑用井戸の大量導入時に地下環境の変化が加速されたと予測される。1999年以降も年間設置数は減らしながらもSTWの新設は継続しており全体の地下水汲上げ量が年々増加していると予測され、今後も地下水の砒素汚染が進行していく可能性を秘めている。しかし、農業従事者が70%以上を占める農村部では、生活基盤が灌漑を用いた農業に支えられているため、灌漑用井戸による地下水汲上げと砒素溶出の因果関係が明示されるか否かを問わず、すぐに灌漑用の地下水利用を制限することは難しい。将来的には、砒素を溶出させないような流域単位での地下水利用計画と管理を行うことによって、農業と地下水利用のあり方を考えていかななくてはならない。

4.4 チューブウェルの普及と飲料水源の転換

砒素の地下水への溶出から健康障害という「汚染問題」にいたるには、人が地下水を取水し飲用するというプロセスがある。

図9にシャムタ村での飲用水源の変遷を示す。独立した1971年を境に、池水の飲用利用はなくなり、代わりにチューブウェルが高い割合を占める。

バングラデシュではイギリスの植民地となる以前から、主に川や池といった表流水を飲用に使用していた。水源地から離れた集落内などでは、クプ(Kup)とよばれる表流水を集めた

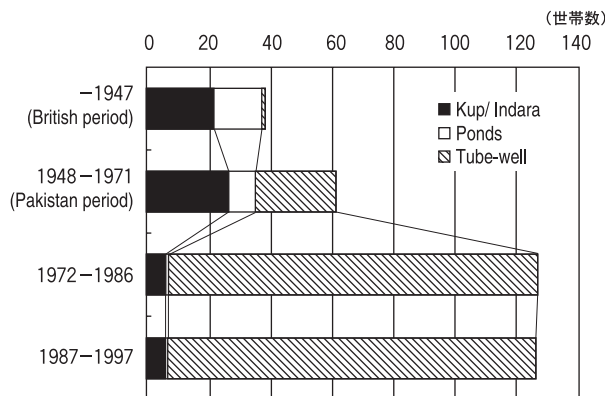


図9 飲用水源の変遷（調査地；シャムタ村 調査期間 1998年7～8月）
ヒアリング調査はJRDSによる。

小さな浅井戸や（直径数十cm、深度1m前後）、インダラ（Indara）という掘り抜き式の大きな浅井戸（直径1~2m、深度数十m）を利用してきた。インドから独立した1948年以降のパキスタン時代にチューブウェルの掘削技術が導入される。1971年の独立戦争以降、下痢や赤痢のような感染症による乳児死亡率の低減を目指し、WHOやUNICEFなどの国際機関、国外のNGOが主導して、衛生的で安価なチューブウェルの国家的な普及に取り組んだ。女性たちは重労働である水汲みから解放され、利便性と安全（バクテリアのいない）を備えたチューブウェルの水は国民に好まれ、チューブウェルの設備費用の低価格化とともに全国的に広まっていった。

マルワ村にはかつて数十カ所のインダラがあったが、1971年の独立後にチューブウェルが普及しはじめると次第に姿を消していった。使用している1カ所を除き、現在はほとんどが埋められるか使用せずにごみ溜めなどになっている。池の水を飲用に使用する村人もほとんどいない。

マルワ村におけるチューブウェルの普及をみると（図10）、1980年代に年間5本前後作られた。1990年代に入ると年間の新設本数は増加傾向を示し、1997年には最高の27本が設置される。村全体の井戸総本数をみると、1991年に85本だったものが5年後の1996年には約2倍の166本、次の5年には1.7倍の282本となる。村の人口増加率が不明なため普及率の変化は分からないが、1990年代の増加率は大きく、設置ピークを迎える1997~99年にほぼ村全体への飽和的普及を終えたと予想される。砒素溶出要因の1つと考えられている灌漑用井戸の普及が加速した時期に、その汚染された地下水を取水し飲用できる飲料用チューブウェルが普及した。

砒素の溶出メカニズムから導かれる人間活動のキーワードの中で、地質状況という生態的環

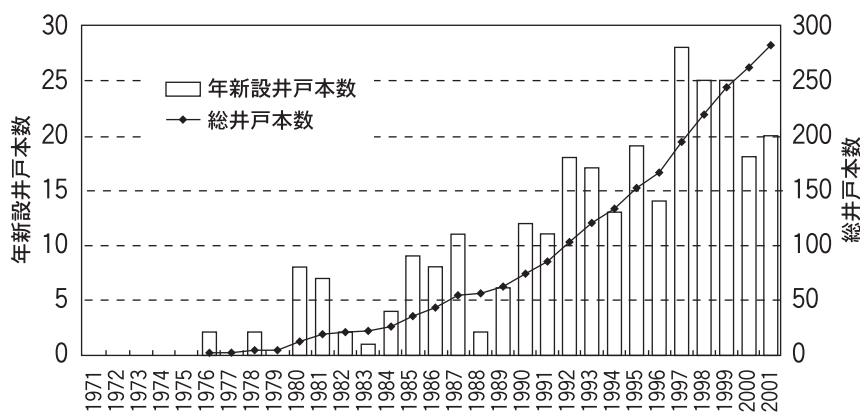


図10 マルワ村における飲料用チューブウェルの普及

境と地下水利用の増大について、マルワ村での状況をみてきた。田畑への施肥過多や人口増加についての調査はまだ行われておらず不明である。

リン酸の地表から地下環境への過剰浸透は、施肥だけでなく生活排水の処理や衛生状況改善を目的としたリング式トイレの設置も深く関わる。農業だけでなく公衆衛生の視点も必要となる。今後注目すべき事項である。

5. おわりに

被害と発生要因に関わる人間活動をみることにより、自然界の現象としての砒素溶出が、汚染問題としてはむしろ人間社会側の要因の影響が強いことが示された。

かつてバングラデシュは洪水に見舞われながらもヒマラヤを源流とする大河川が運ぶ豊かな恵みと生活環境を得ていた。そこに暮らす人間がデルタという生態環境に適応した農業と水利用を培ってきたおかげである。独立以降、水主の誕生など近代化が農村部まで押し寄せ、1980年代の緑の革命の進行によって、1990年代には地下水需要が増加の一途をたどった。同時に、表流水からチューブウェルへの飲料用水源の転換が急速に広まる。この裏では地下環境の変化が進行し、水利用の地下水への一元的集中がほぼ完成を迎えたと思える時期に、砒素汚染問題が顕在化したといえよう。自然的にみて砒素汚染が地下環境の攪乱であるならば、砒素汚染問題は人間による水利用の攪乱そのものであるかのようだ。

砒素による最初の警告から約10年が経過し、現在はバングラデシュ国内での詳しい汚染状況がようやく把握されてきた。また、地域によっては今後の安全な水供給に向けた取組みも多数はじまっている。地下水砒素汚染がアジアに広まりつつある中で、世界最大規模といわれるバングラデシュの中心的位置は大きい。

水が人間の生活の基盤であるからこそ、水の汚染問題にはその地域の問題が強く反映されると思う。今後はバングラデシュにおける人の暮らしに関わる部分からのより深い砒素問題の地域性の追求に取り組んでいきたい。

謝辞

本稿の調査は、NPO 法人アジア砒素ネットワークがバングラデシュで行った「マルワ村学術研究プロジェクト（トヨタ財団助成）」の中で行われたものである。本稿は「第7回アジア地下水砒素汚染フォーラム」で検討されたデータと議論をもとに、個人的考察を加えてまとめられたものである。現地調査では、アジア砒素ネットワークスタッフ、宮崎大学工学部調査班、九州芸術工科大学調査班、応用地質研究会バングラデシュ調査班メンバー皆様にお世話になった。特に、アジア砒素ネットワーク代表上野登氏とバングラデシュ・ラジャヒ大学のビルキス・ベグム氏には現地において有意義な議論と指導を頂いた。京都大学東南アジア研究所安藤和雄氏には、貴重なデータを提供して頂いた。石田紀郎氏には執筆にあたり有意義なご助言を頂いた。調査に協力頂いた村人の皆さんとともに、以上の方々に深く感謝の意を表します。

引用文献

- AAN (Asia Arcenic Network). 2003. NPO 法人アジア砒素ネットワークパンフレット.
- Achyaryya, S.R., Lahiri, S., Raymahashay, B.C. and Bhowmik, A. 2000. Arsenic toxicity of groundwater in parts of Bengal basin in India and Bangladesh; the role of Quaternary stratigraphy and Holocene sea-level fluctuation, *Environmental Geology* 39: 1127-1137.
- 安藤正典・眞柄泰基. 1997. 「インド・西ベンガル州に起きた世界最悪の砒素汚染——ヒ素の健康影響と西ベンガル州における地下水砒素汚染——」『資源環境対策』33: 113-122.
- Badal, K. Mondal, Tarit Roy Chowdhury, Gauta Samanta, K. Basu, Partha P. Chowdhury, Chitta R. Chanda, Dilip Lodh, Nirmal K. Karan, Ratan K. Dhar, Dipak K. Tamili, Dipankar Das, K.C. Saha and D. Chakraborty. 1996. Arsenic in groundwater in seven districts of West Bengal, India: The biggest arsenic calamity in the world, *Current Science* 70(11).
- Chakraborty, D., Basu, G.K., Biswas, B.K., Chowdhury, U.K., Rahman, M.M., Paul, K., Chowdhury, T.R., Chanda, C.R., Lodh, D. and Ray, S.L. 2001. Characterization of arsenic-bearing sediments in the Gangetic Delta of West Bengal, India. In Chappell, W.R., Abernathy, C.O. and Calderon, R.L., eds., *Arsenic exposure and health effects IV*. 27-52.
- Chatterjee, A.D. Das, Samanta, G., Mandal, B., Chowdhury, R. T., Canda, C.R., Basu, G., Lodh, D., Nandi, S., Chakraborty, T., Mandal, S., Bhattacharya, S.M. and Chakraborty, D. 1994. Arsenic Contamination of Groundwater in Six Districts of West Bengal, India: the biggest arsenic calamity in the world, *Analyst* 119: 168-170.
- Department of Public Health and Engineering, Government of Bangladesh. 1999. *Groundwater studies for arsenic contamination in Bangladesh. Final report, Vol.1*. Summary. Dhaka: Department of Public Health and Engineering, Government of Bangladesh.
- DFID (Department for International Development, United Kingdom). 1999. *Groundwater Studies for arsenic contamination in Bangladesh*. Phase I; Rapid Investigation Phase Final Report prepared for DPHE by British Geological Survey and Mott MacDonald Ltd.
- 堀田宣之. 1995. 「東アジアの砒素汚染」『環境と公害』25: 58-62.
- _____. 1997. 「地下水ヒ素汚染地域の地理的状況」『地学教育と科学運動特別号』14-27.
- Khan, A. W., Ahmed, Sk A., Sayed, M.H.S.U. Hadi, Sk A., Khan M.H., Jalil, A. M., Ahmed, Rukshana and Faruque, M.H. 1997. Arsenic Contamination in Ground Water and Its Effect on Human Health with Particular Reference to Bangradesh, *Journal of Preventive and Social Medicine* 16, NIPSOM: 65-73.
- 湊 秀雄監修・日本地質学会環境地質研究委員会編. 1998. 「砒素をめぐる環境問題——自然地質・人工地質の有害性と無害性」地質環境と地球環境シリーズ4. 東海大学出版会.
- 内藤裕史. 1991. 「中毒百科」南江堂.
- 日本環境管理学会編. 1994. 『新水道水質基準ガイドブック』丸善株式会社.
- 応用地質研究会ヒ素汚染研究グループ・宮崎大学地下水砒素汚染研究グループ. 2000. 「バングラデシュ西部シャムタ村における地下水ヒ素汚染と水文地質的背景」『地球科学』54 (2): 105-126.
- Ratan Kr. Dhar, Bhajan Kr. Biswas, Gautam Samanta, Badal Kr. Mandal, D. Chakraborti, Shibtosh Roy, Abu Jafar, Ariful Islam, Gulshan Are, Saiful Kabir, A. Waddud Khan, S. Akther Ahmed and S. Abdul Hadi. 1997. Ground Water Arsenic Calamity in Bangladesh, *Current Science* 73(1).
- Ravenscroft, P., McArthur, J.M. and Hoque, B.A. 2001. Geochemical and palaeohydrological controls on pollution of groundwater by arsenic. In Chappell, W.R., Abernathy, C.O. and Calderon, R.L., eds., *Arsenic exposure and health effects IV*, 53-77.

- 谷 正和. 2000. 「バングラデシュ地下水砒素汚染に関する人類学的研究」『九州芸術工科大学研究年報』20: 98-102.
- 山崎静子・石賀裕明・道前香緒里・東 直子・Ahmed Faruquee・三瓶良和・Rahman Md. H.・Islam Md. B. 2000. 「バングラデシュ, ガンジスデルタ堆積物の元素組成——ヒ素はピートから溶出する?」『地球科学』54: 81-93.
- 上野 登. 2003. 「バングラデシュの地下水砒素汚染——マルア村からの報告——」『地理』48(3): 50-58.
- 吉村尚久・赤井純治. 2003. 「土壌および堆積物中のヒ素の挙動と地下水砒素汚染——総説」『地球科学』57(3): 137-154.
- Yokota H., Tanabe K., Akiyoshi Y., Kawahara K., Hashiguchi M., Tsushima S., Khan, A. W., Ahmed, Sk A. and Hadi, Sk A. 1997. *The Arsenic pollution of groundwater in Samta, Jessore, Bangladesh. Bilateral Consultation between Bangladesh and India on Arsenic in Drinking Water*. New Delhi: WHOSEARO.