

Ô NHIỄM ARSEN TRONG NƯỚC DƯỚI ĐẤT Ở VÙNG PHÍA TÂY HÀ NỘI: HIỆN TRẠNG VÀ NGUYÊN NHÂN

ĐẶNG MAI¹, NGUYỄN THÙY DƯƠNG¹, PHẠM TIẾN ĐỨC², TÓNG THỊ THU HÀ³,
VĂN THÙY LINH¹, NGUYỄN VĂN NIỆM³, TRẦN ĐĂNG QUY¹

¹Khoa Địa chất, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,

²Khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội,

³Viện Khoa học Địa chất và Khoáng sản

Tóm tắt: 50 mẫu nước giếng khoan của dân ở vùng phía tây Hà Nội đã được thu thập và phân tích hàm lượng arsen, sắt, ammoni, bicarbonat, carbon hữu cơ hòa tan, sulfat, calci, magnesi. Các mẫu lõi khoan ở vùng Quốc Oai cũng đã được lấy để xác định tiềm năng chứa As của trầm tích Đệ tứ.

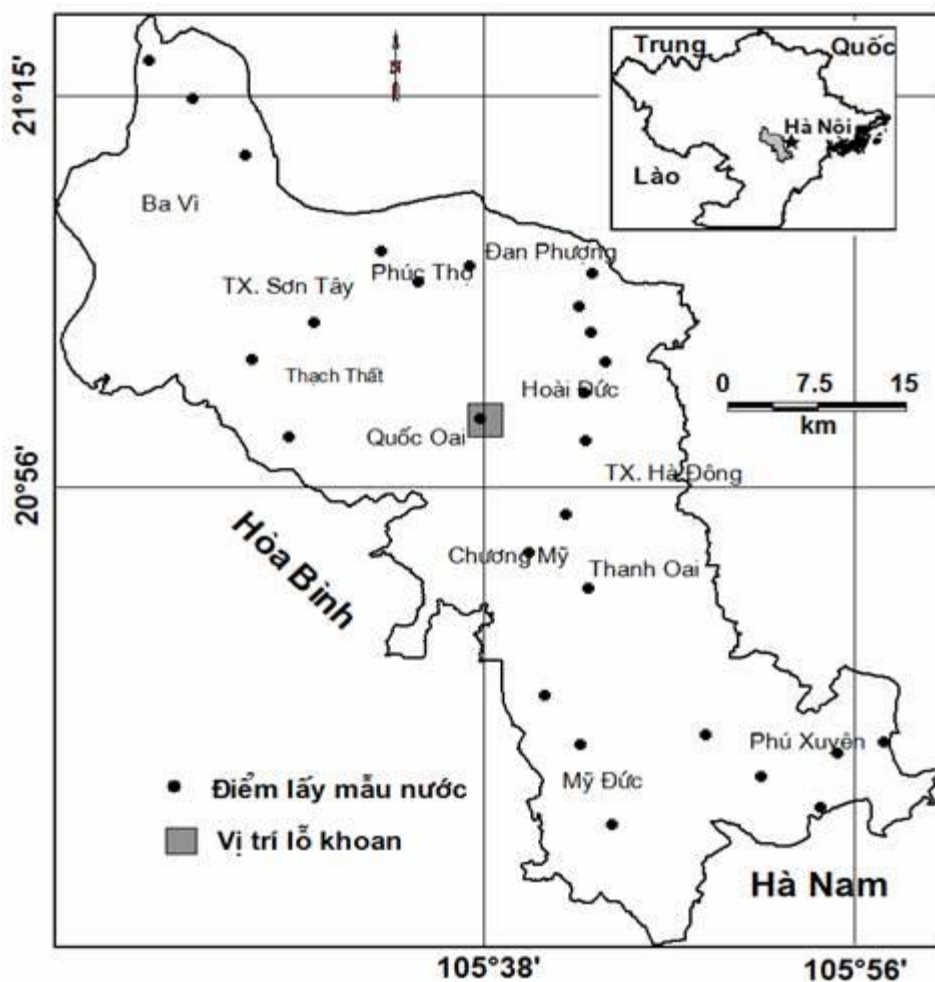
Nước dưới đất ở vùng nghiên cứu được đặc trưng bởi kiểu hóa học Ca-HCO_3^- và Mg-HCO_3^- . Hàm lượng As trong các mẫu nước dưới đất dao động từ 0,015 đến 182 $\mu\text{g/l}$, trung bình là 29 $\mu\text{g/l}$, trong đó 37,3% tổng số mẫu có nồng độ As vượt quá tiêu chuẩn cho phép của WHO đối với nước uống (10 $\mu\text{g/l}$) và 20,3% tổng số mẫu vượt quá giá trị giới hạn về chất lượng nước ngầm của Việt Nam (50 $\mu\text{g/l}$). Hàm lượng As trong phần lớn các mẫu trầm tích Đệ tứ đều vượt quá 10 mg/kg, có khi đạt tới 41 mg/kg, đồng thời có tương quan chặt chẽ với sắt. Điều đó cho thấy tiềm năng chứa As cao của trầm tích Đệ tứ và dạng hấp phụ trong hydroxit sắt là dạng tồn tại chủ yếu của As. Trong nước, As có tương quan dương với Fe, NH_4^+ , DOC (carbon hữu cơ hòa tan) và tương quan âm với SO_4^{2-} , chứng tỏ quá trình khử bởi vật chất hữu cơ trong trầm tích là cơ chế chính để giải thoát As vào nước.

I. MỞ ĐẦU

Hàm lượng arsen (As) cao trong nước sinh hoạt có thể gây ra nhiều bệnh tật nguy hiểm cho con người như loét da, hoại tử và đặc biệt là ung thư. Vì vậy, vấn đề ô nhiễm As đã và đang được các nhà khoa học trong và ngoài nước nghiên cứu. Ở đồng bằng Bắc Bộ, nói chung, và thành phố Hà Nội nói riêng, ô nhiễm As trong nước dưới đất đã bắt đầu được quan tâm từ cuối thập niên 90 của thế kỷ XX và được đẩy mạnh vào đầu thế kỷ XXI cho đến nay. Đỗ Trọng Sự [7] lần đầu tiên đã phát hiện ra rằng nước dưới đất vùng phía nam nội thành Hà Nội và phía đông huyện Thanh Trì đã bị ô nhiễm As với 28% số mẫu có nồng độ vượt quá tiêu chuẩn cho phép của Việt Nam. Năm 1998, Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Phát triển Bền vững thuộc trường Đại học Khoa học Tự nhiên, với sự giúp đỡ về chuyên môn của Viện Khoa học Công nghệ Môi trường Liên bang Thụy Sĩ đã xác định được nồng độ As trong một số mẫu nước tại các nhà máy cấp nước chính của thành phố Hà Nội và đưa ra sơ đồ phân bố nồng độ As cho các huyện ngoại thành như Sóc Sơn, Đông Anh, Từ Liêm, Gia Lâm, Thanh Trì [2, 12]. Trong thời gian 2000-2001, Liên đoàn Địa chất Thủy văn Miền Bắc đã tiến hành khảo sát hiện trạng ô nhiễm As trên phạm vi phía đông thành phố Hà Nội, một khối lượng lớn mẫu nước đã được lấy và phân tích. Kết quả của đề án này đã được Tổng Ngọc Thanh và Nguyễn Văn Dân công bố trên các tạp chí chuyên ngành [10, 15]. Theo đó, số mẫu có nồng độ As vượt qua giới hạn cho phép (50 $\mu\text{g/l}$) ở các vùng nam sông Hồng và sông Đuống đạt tỷ lệ cao từ 1,8 đến 59,7%, còn vùng bắc sông Hồng và sông Đuống không đáng kể. Tiếp đến là những công trình nghiên cứu hợp tác của các nhà địa chất nước ngoài

và trong nước về hiện trạng và cơ chế động viên As trong nước dưới đất trong phạm vi nội thành Hà Nội và một số huyện ngoại thành như Gia Lâm, Đông Anh và Thanh Trì [3, 4, 6, 14].

Như vậy, có thể thấy rằng, nếu vấn đề ô nhiễm As trong nước dưới đất ở vùng phía đông Tp. Hà Nội đã được nghiên cứu khá chi tiết, thì ở vùng phía tây (PTHN - gần như toàn bộ tỉnh Hà Tây cũ) còn chưa được nghiên cứu có hệ thống và đầy đủ. Mặt khác, trong các nghiên cứu trước đây, vấn đề về nguyên nhân tích lũy As với nồng độ cao trong nước dưới đất tuy đã được đề cập, nhưng chưa thống nhất hoặc mới dừng lại ở mức độ giả định. Mới được sáp nhập vào Tp. Hà Nội từ tháng 3/2008, vùng PTHN hiện đang chịu sức ép môi trường nặng nề về sự gia tăng dân số và quá trình đô thị hóa. Để góp phần giải quyết những tồn tại đó, một đợt khảo sát và thu thập mẫu ở PTHN vào tháng 11/2010 đã được tiến hành nhằm đánh giá hiện trạng và nguyên nhân ô nhiễm As trong nước dưới đất ở vùng này. Bài báo này trình bày những kết quả nghiên cứu đó của tập thể tác giả.



Hình 1. Vị trí vùng nghiên cứu và điểm lấy mẫu

II. CƠ SỞ SỐ LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

1. Phạm vi nghiên cứu

Vùng nghiên cứu nằm ở phía tây Hà Nội, trong phạm vi các tọa độ địa lý $105^{\circ}17'17''$ - $106^{\circ}0'25''$ Đ và $20^{\circ}33'47''$ - $21^{\circ}48'16''$ B, bao gồm các huyện thị Ba Vì, Sơn Tây, Phúc Thọ, Đan Phượng, Thạch Thất, Quốc Oai, Hoài Đức, Chương Mỹ, Thanh Oai, Thường Tín, Mỹ Đức, Ứng Hòa và Phú Xuyên (Hình 1).

2. Thu thập mẫu

Mẫu nước ngầm được lấy ở tại các giếng khoan của dân bằng bơm tay hoặc bơm máy. Các vị trí lấy mẫu đều được ghi lại tọa độ trên thiết bị định vị toàn cầu GPS. Tất cả các mẫu đều được lọc qua màng lọc $0,45\ \mu\text{m}$ hoặc bằng giấy lọc băng xanh để loại chất bẩn thô. Sau khi lọc, mẫu được cho vào bình nhựa PE thể tích 500 ml, bảo quản trong hộp xốp đựng đá lạnh, đảm bảo nhiệt độ $0 - 4^{\circ}\text{C}$, theo đúng tiêu chuẩn Việt Nam (TCVN 5945 - 1995) và được chuyển về cơ sở phân tích ngay trong ngày hoặc sau không quá 24 giờ. Riêng các mẫu phân tích As tổng và các cation khác được axit hoá bằng HNO_3 đặc (Merck) tới $\text{pH} < 2$. Các chỉ tiêu pH và NO_3^- được xác định tại hiện trường bằng các điện cực ion tương ứng. Độ sâu của giếng cũng được hỏi dân và ghi vào nhật ký.

Các mẫu trầm tích được lấy tại hai lỗ khoan sâu thuộc dự án VINOGEOL là QO.01 tại thị trấn Quốc Oai và QO.03 tại xóm Tám, xã Thạch Thán, huyện Quốc Oai (Hà Nội). Độ sâu các lỗ khoan lần lượt là 48,53 và 42 m. Mẫu lõi khoan được lấy theo khoảng cách 1 m với 300 g mẫu ướt, đựng trong túi polypropylen bọc kín tại hiện trường.

3. Phân tích mẫu

Thành phần hóa học của mẫu nước được xác định tại Bộ môn Hóa phân tích thuộc khoa Hóa học, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên (Đại học Quốc gia Hà Nội). Nồng độ Cr, Mn, Fe, Cu, Zn, Cd, Pb, Sb, Hg và As trong nước ở dạng hòa tan được phân tích trên hệ thống thiết bị khối phổ plasma cảm ứng ICP-MS Elan 9000 PerkinElmer với các điều kiện tối ưu được nghiên cứu tại PTN Hóa vật liệu, khoa Hóa học. Tổng lượng As và Hg cũng được phân tích trên thiết bị ICP-MS, nhưng sử dụng phương trình toán học để hiệu chỉnh tín hiệu khi phân tích As, trong khi Hg được

xác định bằng phương pháp ICP-MS sử dụng Au làm chất nội chuẩn. Ion amoni (NH_4^+) được xác định bằng phương pháp trắc quang (UV-VIS) tạo phức với thuốc thử indo phenol và đo độ hấp thụ quang ở bước sóng 640 nm, sulfat được xác định bằng cách cho tạo kết tủa với BaCl_2 và đo độ đục tại bước sóng 420 nm, chlor được xác định bằng phương pháp chuẩn độ kết tủa trong môi trường trung tính với dung dịch chuẩn AgNO_3 và thuốc thử K_2CrO_4 5%, bicarbonat xác định bằng phương pháp chuẩn độ trung hòa sử dụng dung dịch chuẩn NaOH với chỉ thị phenolphthalein, phân tích tổng carbon hữu cơ (TOC) bằng cách lấy hiệu của tổng carbon (TC) và carbon vô cơ (IC); đo TC sau khi đốt mẫu ở nhiệt độ cao (680°C) trong không khí sạch tạo thành CO_2 , trong khi IC được đo sau khi cho phản ứng với axit HCl 2M; CO_2 sinh ra khi đo TC và IC đều được phát hiện bằng detector hồng ngoại. Tổng carbon hữu cơ hòa tan (DOC) xác định tương tự TOC sau khi mẫu được lọc qua màng lọc $0,45\ \mu\text{m}$.

Các mẫu trầm tích được phân tích tại Viện Địa hóa và Khoáng vật, Trường Đại học Tổng hợp Freiburg (CHLB Đức). Thành phần oxit sắt được xác định bằng phương pháp huỳnh quang tia X (XRF) trên máy XRF Phillips 2404. Mẫu được nghiền đến kích thước hạt nhỏ hơn $0,63\ \mu\text{m}$ và lấy lượng 1 g ($\pm 0,0002$ g) đem nung chảy dưới nhiệt độ 1.200°C tạo thành miếng nén. As được đo trên thiết bị quang phổ hấp thụ nguyên tử sử dụng lò nung tráng graphite (Perkin-Elmer 4110 ZL Zeeman)..

Bảng 1. Các đặc trưng thống kê thành phần hóa học nước dưới đất

Thành phần hóa học	Min	Max	Av	Me	S	V (%)
Na ⁺ (mg/l)	19,24	124,42	44,54	37,96	26,06	59
K ⁺ (mg/l)	< DL	1,21	0,61	0,59	0,33	55
Ca ²⁺ (mg/l)	11,02	187,88	83,56	90,18	42,09	50
Mg ²⁺ (mg/l)	8,48	72,05	25,90	23,15	13,77	53
NH ₄ ⁺ (mg/l)	< DL	87,20	20,62	17,30	23,47	114
Cl ⁻ (mg/l)	7,20	103,69	49,84	42,37	32,27	65
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	< DL	585,79	52,74	5,04	140,95	267
HCO ₃ ⁻ (mg/l)	< DL	738,34	421,48	481,30	176,89	42
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	< DL	1,56	0,46	0,00	0,56	122
SiO ₂ (mg/l)	7,00	21,00	13,72	14,25	3,56	26
Mn (mg/l)	0,002	5,91	0,68	0,30	1,16	170
Fe (mg/l)	0,001	25,97	5,09	2,22	6,76	133
As (µg/l)	0,02	182,38	26,97	3,50	47,17	175
TOC (µg/l)	0,28	20,39	9,77	9,26	6,51	67
DOC (µg/l)	0,09	13,70	6,57	6,88	4,39	67
TDS(mg/l)	195,00	1235,00	520,10	518,00	216,69	42
pH	6,90	7,80	7,45	7,50	0,19	3

Ghi chú: Min - nhỏ nhất, Max - lớn nhất, Av - trung bình cộng, Me - trung vị
S - độ lệch chuẩn, V - hệ số biến phân, DL - giới hạn phát hiện

III. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

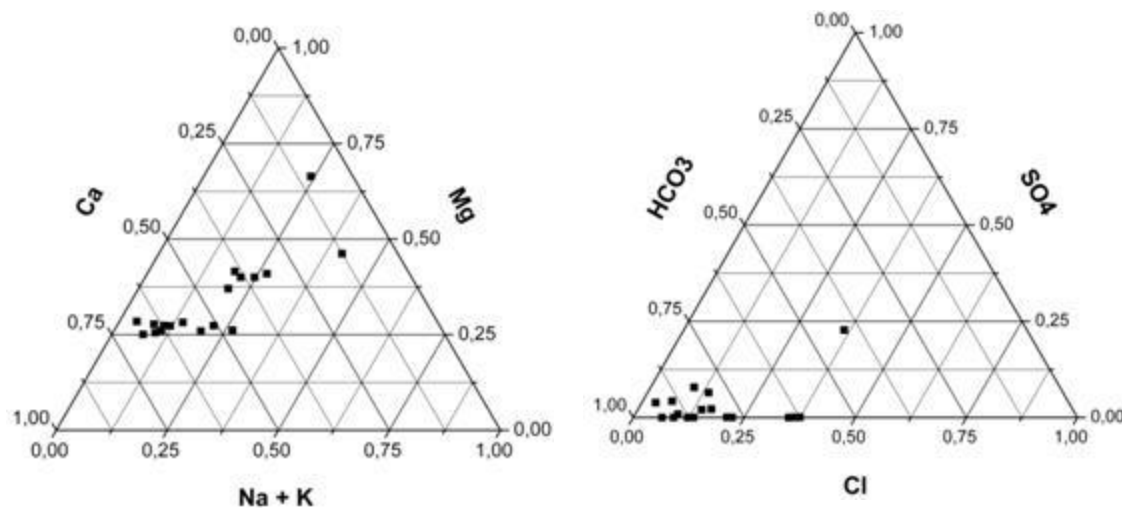
1. Đặc điểm thủy địa hóa nước dưới đất

Kết quả phân tích cho thấy thành phần chính trong nước dưới đất vùng nghiên cứu bao gồm Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, Cl⁻, HCO₃⁻, SO₄²⁻, SiO₂, Mn tổng số và Fe tổng số. Trong số các cation, Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ là những thành phần có nồng độ cao ổn định với hệ số biến phân (V) nhỏ từ 50% đến 59% (Bảng 1). Trong số các anion thì HCO₃⁻ có nồng độ cao nhất, với trị số trung bình 421,48 mg/l, tiếp đến là SO₄²⁻ (trung bình 52,74 mg/l), Cl⁻ (trung bình 49,84 mg/l). Chính vì vậy, kiểu địa hóa đặc trưng của nước dưới đất vùng này là bicarbonat Ca-Mg và bicarbonat Mg-Ca (Hình 2). Nồng độ ion chlor khá ổn định, ít dao động (hệ số biến phân là 65%), trong khi nồng độ ion sulfat thay đổi mạnh (hệ số biến phân là 267%), tùy thuộc vào vị trí lấy mẫu. Mặc dầu nồng độ cực đại có thể đạt tới gần 600 mg/l, nhưng trong nhiều mẫu phân tích không phát hiện ra SO₄²⁻. Hiện tượng này chứng tỏ môi trường địa hóa nước dưới đất có sự thay đổi lớn về chế độ oxy hóa - khử, liên quan đến quá trình khử và động viên As. Theo Smedley P.L và Kinniburgh D.G. [13] trong nước ngầm cao As, nồng độ sulfat thường dưới 5 mg/l. Norman J. và nnk [11] cũng đã xác nhận rằng, trong nhiều mẫu nước ngầm nhiễm As, nồng độ SO₄²⁻ thường dưới độ nhạy phân tích. Ammoni cũng có nét tương đồng với sulfat về tính không ổn định (hệ số biến phân đạt tới 114%). Trong các mẫu nước ngầm, nồng độ NH₄⁺ dao động từ dưới độ nhạy đến 87,2 mg/l. Theo nhiều nhà

ngiên cứu (Smedley P.L và Kinniburgh D.G., 2002, Elisabeth Eiche và nnk, 2008), nồng độ cao của ammoni trong nước dưới đất là chỉ thị tốt cho cơ chế khử vật chất hữu cơ và giải phóng As. Mangan và sắt mặc dầu không được xếp vào các ion chính, nhưng nhiều khi cũng có mặt với hàm lượng lớn và gây ô nhiễm môi trường nước.

Trong vùng này, nồng độ Mn dao động trong khoảng 0,002 - 5,91 mg/l, trung bình là 0,68 mg/l. Mn phân bố không đồng đều về nồng độ. Điều đó được thể hiện ở mức độ chênh lệch giữa trị số trung bình ($\bar{A}_v$) và trung vị (M_e) hàm lượng cũng như ở sự vượt quá 100% của hệ số biến phân (Bảng 1). Kết quả khảo sát và phân tích cho thấy, một số nơi có nồng độ Mn cao trong nước dưới đất như Cồ Đô, Chu Minh (Ba Vì), Ngọc Mỹ, Thạch Thán (Quốc Oai), Chúc Sơn (Chương Mỹ). Tại những vùng này, nồng độ Mn đạt trên 1,5 mg/l, vượt quá 3 lần giới hạn cho phép theo QCVN – 2008 (0,5 mg/l). Nồng độ Fe tổng dao động trong khoảng 0,001 - 26 mg/l, trung bình là 5,1 mg/l.

Tương tự Mn, Fe phân bố không đồng đều với hệ số biến phân đạt tới 133%. Một số nơi, nồng độ Fe trong nước ngầm đạt trên 5 mg/l (giới hạn cho phép theo QCVN - 2008) như Tân Lập (Đan Phượng), Vân Canh (Hoài Đức), thị trấn Quốc Oai, Minh Đức (Ứng Hòa) và Phúc Tiên (Phú Xuyên).



Hình 2. Biểu đồ Piper nước dưới đất vùng nghiên cứu

2. Hiện trạng ô nhiễm arsen trong nước dưới đất

Trong nước dưới đất, nồng độ As dao động trong khoảng rộng từ 0,02 đến 182,38 $\mu\text{g/l}$, trung bình 26,97, trung vị 3,5 $\mu\text{g/l}$. Sự chênh lệch quá lớn giữa 2 giá trị này cho thấy phân bố nồng độ của As khác xa với phân phối chuẩn. Mặt khác, hệ số biến phân của As cũng rất lớn ($V = 175\%$) chứng tỏ nồng độ As thay đổi mạnh tùy thuộc vào môi trường địa hóa. Trong số 50 mẫu nước giếng đã thu thập, 17 mẫu (34%) có nồng độ As vượt quá tiêu chuẩn của WHO (10 $\mu\text{g/l}$), trong đó, 9 mẫu (18%) có nồng độ vượt quá tiêu chuẩn chất lượng nước ngầm của Việt

Nam (50 $\mu\text{g/l}$). 78% trong số mẫu này có nồng độ As lớn hơn 100 $\mu\text{g/l}$.

Nước ngầm cao As phân bố ở phía đông vùng khảo sát, kéo dài từ Cồ Đô (Ba Vì) đến Phúc Tiên (Phú Xuyên). Huyện Hoài Đức là nơi bị ô nhiễm nặng nhất, với 75% số giếng có nồng độ As

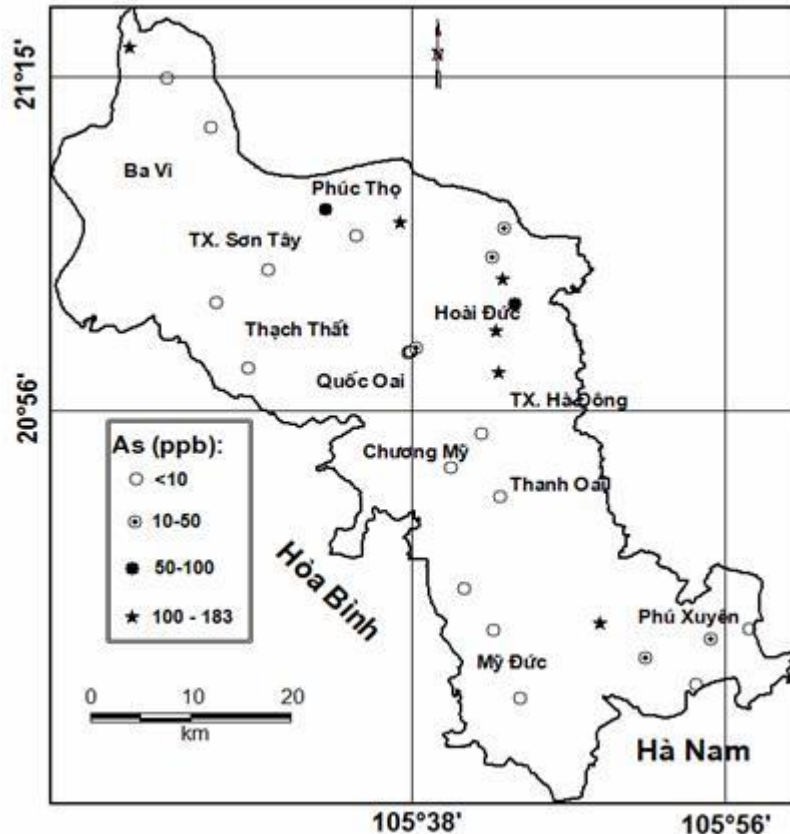
từ 120 đến 180 $\mu\text{g/l}$. Các giếng bị ô nhiễm nhẹ hơn phân bố ở Ứng Hòa, Phú Xuyên và Phúc Thọ (Hình 2).

3. Nguyên nhân ô nhiễm

Hàm lượng cao của As trong nước dưới đất có thể xuất phát từ nguyên nhân tự nhiên và các ngành công nghiệp như luyện kim, khai khoáng... Tuy nhiên, trong vùng nghiên cứu, các hoạt động kinh tế đó hầu như không diễn ra hoặc ở quy mô nhỏ hẹp, không có khả năng gây ô nhiễm As cho các tầng nước nằm sâu ở dưới đất. Vì vậy, nguyên nhân tự nhiên là yếu tố chính. Vấn đề này sẽ được làm sáng tỏ trên cơ sở tiếp cận mối tương quan hàm lượng của As các thành phần hóa học nhạy cảm trong nước và trong trầm tích Đệ tứ. Các thành phần nhạy cảm đó bao gồm Fe, Mn, SO_4^{2-} , NH_4^+ , DOC (carbon hữu cơ hòa tan) v.v...

a) Tương quan của As với Fe: Theo nhiều nhà nghiên cứu, trong môi trường nước bị ô nhiễm As, nồng độ Fe tăng cao kéo theo mối tương quan dương của chúng. Aishwarya M. và đồng nghiệp [1] đã phát hiện ở châu thổ Bengal (Bangladesh), khu vực có nguồn nước ngầm bị ô nhiễm As nổi tiếng, nồng độ trung bình của Fe tổng số đạt tới 4,74 mg/l. Kết quả nghiên cứu của Tetsuro A. và nnk [14] và Tổng Ngọc Thanh [15] cũng cho thấy nước ngầm ở các vùng Thanh Trì, Gia Lâm bị ô nhiễm As và nồng độ Fe đạt trung bình 4,4-5,5 mg/l. Mặt khác trong trầm tích bờ rời cũng như gấn kết, As thường bị các khoáng vật hydroxit sắt hấp phụ. Từ đó, hành vi của As luôn bị chi phối bởi hành vi của sắt. Do vậy, mối tương quan của As và Fe là một đặc điểm rất quan trọng cho phép suy đoán về nguồn gốc và cơ chế vận động As trong nước dưới đất.

Như trong Bảng 1 trình bày, nồng độ trung bình của sắt trong nước dưới đất là 5,09 mg/l, tương đương với mức trung bình ở các vùng ô nhiễm As trên thế giới và Việt Nam. Tuy nhiên, trị số trung vị nồng độ chỉ có 2,2 mg/l, chứng tỏ Fe chỉ tập trung cao ở một số nơi nhất định và hàm phân phối xác suất khác xa với phân phối chuẩn. Vì vậy, trong trường hợp này, để nghiên cứu mối tương quan của As và Fe có thể phân bậc hàm lượng As theo các mức khác nhau và tính nồng độ trung bình theo các bậc đó. Kết quả trình bày trong Bảng 2. Rõ ràng rằng, cả trị số trung bình và trung vị nồng độ của hai nguyên tố Fe và As cùng tăng đồng thời, nghĩa là As và Fe có mối tương quan dương chặt chẽ. Điều đó chứng tỏ As trong nước dưới đất được động viên theo cơ chế khử các khoáng vật hydroxit sắt và giải phóng As hấp phụ [1, 3, 9, 11, 13].

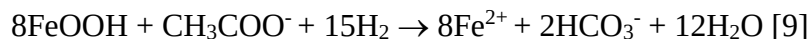


Hình 3. Phân bố nồng độ As trong nước dưới đất

b) Tương quan của As và các thành phần khác: As tương quan dương với NH_4^+ , DOC (carbon hữu cơ hòa tan), TOC (tổng carbon hữu cơ) với trị tuyệt đối của hệ số tuyến tính cao và có nghĩa. Tương quan của As với ammoni rất chặt chẽ ($r = +0,82$ - Hình 3a), tiếp đến là với TOC ($r = +0,62$ - hình 3b) và cuối cùng là với DOC ($r = +0,54$ - Hình 3c), còn với ion sulfat As thể hiện mối tương quan âm (Hình 3d). Đây là những bằng chứng có sức thuyết phục về cơ chế khử, giải phóng As hấp phụ trong các khoáng vật của trầm tích Đệ tứ. Khi nghiên cứu về nguồn gốc và quá trình động viên As trong nước ngầm ở Bangladesh, Hossain M. và nnk [8] cho rằng nồng độ cao của ammoni, sắt cùng với nồng độ thấp của sulfat nói lên cơ chế khử trong quá trình động viên As. Theo Aishwaya M. và nnk [1] nồng độ NH_4^+ cao chứng tỏ quá trình khử vi khuẩn vật chất hữu cơ.

c) Arsen trong trầm tích Đệ tứ: Kết quả phân tích các mẫu lõi khoan tại thị trấn Quốc Oai cho thấy hàm lượng As trong trầm tích Đệ tứ dao động từ 5,77 đến 41,5 mg/kg; thấp nhất trong sét loang lổ thuộc hệ tầng Vĩnh Phúc và cao nhất trong tầng sét pha màu xám xanh thuộc hệ tầng Hải Hưng. Theo Smedley P.L và Kinniburgh D.G. [13], hàm lượng trung bình của As trong trầm tích bờ rời thể giới dao động từ 3 đến 10 mg/kg. Theo Hossain M. và nnk [8], hàm lượng As trong trầm tích bờ rời đồng bằng sông Gê (Bangladesh - khu vực ô nhiễm As nổi tiếng) dao động từ 0,08 đến 12,77 mg/kg. Nếu so sánh với những số liệu đó thì hàm lượng As ở đây cao hơn nhiều lần. Còn nếu so với mức trung bình trong vỏ Trái đất là 1,7 mg/kg (Vinogradov, 1962) thì gấp từ 8 đến 24 lần. Kết quả đó cho thấy trầm tích Đệ tứ trong vùng có thể là nguồn cung As cho nước dưới đất. Mặt khác, mối tương quan chặt chẽ của As và Fe ($r = 0,8$) trong trầm tích Đệ tứ [5] gợi ý về dạng tồn tại của As là bị hydroxit sắt hấp phụ.

Những dẫn liệu trên đây cho thấy rằng, cơ chế giải thoát As từ trầm tích vào nước dưới đất là sự hòa tan khử hydroxit sắt dưới tác dụng của vật chất hữu cơ, quá trình diễn ra theo phương trình:

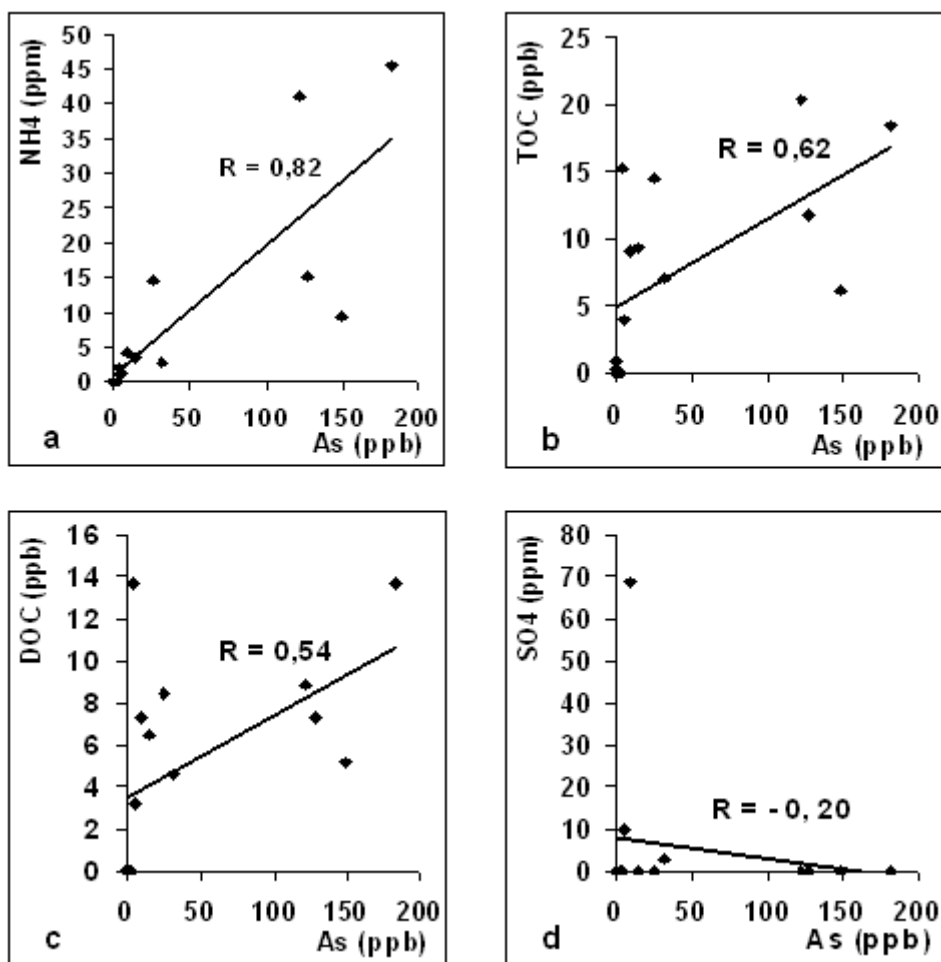


As vốn bị hấp phụ trong FeOOH sẽ được giải phóng và hòa tan vào nước dưới các dạng khác nhau.

Bảng 2. Nồng độ As và Fe theo bậc

Bậc nồng độ	Số mẫu	As (µg/l)		Fe (mg/l)	
		Av	Me	Av	Me ^(*)
I	17	0,32	0,22	0,26	0,09
II	17	4,09	3,40	4,06	3,26
III	16	74,66	58,06	14,00	7,66

^(*) Xem chú thích ở Bảng 1



Hình 4. Tương quan của As với các thành phần hóa học khác trong nước dưới đất.

KẾT LUẬN

Nước dưới đất ở vùng phía tây Tp. Hà Nội được đặc trưng bằng hai kiểu hóa học chính là bicarbonat calci và bicarbonat magnesi. Một số địa phương đã bị ô nhiễm bởi Fe, Mn và đáng chú ý nhất là As. Theo tiêu chuẩn chất lượng nước uống của WHO (10 µg/l) thì 34% số giếng khảo sát đã bị ô nhiễm. Theo tiêu chuẩn chất lượng nước ngầm Việt Nam QCVN:2008 (50 µg/l), 9% số mẫu nước vượt quá giới hạn cho phép. Hoài Đức là vùng ô nhiễm nặng nhất với 100% số giếng khảo sát có nồng độ As trong nước vượt quá giới hạn của QCVN:2008 từ 2 đến 3 lần. Càng về phía tây của vùng nghiên cứu, mức độ ô nhiễm càng giảm.

Kết quả nghiên cứu ban đầu cho thấy trầm tích Đệ tứ là nguồn cung cấp As cho nước dưới đất và quá trình khử hydroxit sắt bởi vật chất hữu cơ là cơ chế động viên As chủ yếu, tuy vậy vai trò của các hoạt động kinh tế khác như nông nghiệp, làng nghề cũng cần được làm sáng tỏ hơn.

Lời cảm ơn : Bài báo này nằm trong khuôn khổ của đề tài nhóm A, mã số QGTĐ 10.03 thuộc Đại học Quốc gia Hà Nội. Các tác giả xin chân thành cảm ơn.

VĂN LIỆU

1. Aishwaya Mukherjee-Goswami, Bibhash Nath, Joydev Jana, Sudip Jyoti Sahu, Madhav Jyoti Sarkar, Gunnar Jacks, Prosun Bhattacharya, Abhijit Mukherjee, David A. Polya, Jiin-Shuh Jean, Debashis Chatterjee, 2008. Hydrogeochemical behavior of arsenic-enriched groundwater in the deltaic environment: Comparison between two study sites in West Bengal, India. *J. of Contaminant Hydrology*, 99 : 22–30.

2. Berg M., Hong Con Tran, Thi Chuyen Nguyen, Hung Viet Pham, Roland Schertenleib and Walter Giger, 2001. Arsenic contamination of groundwater and drinking water in Vietnam: A human health threat. *Swiss Federal Inst. for Envir. Sci. & Techn.*, 35/13 : 2621-2626.

3. Berg M., Pham Thi Kim Trang, Caroline Stengel, Johanna Buschmann, Pham Hung Viet, Nguyen Van Dan, Walter Giger, Doris Stüben, 2008. 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. *Chem. Geology*, 249 : 91-112.

4. Đặng Đức Nhận, Đặng Anh Minh, Nguyễn Văn Hoàn, Nguyễn Thị Hồng Thịnh, Đinh Thị Bích Liễu, Võ Thị Anh, Nguyễn Thị Lan Anh, 2006. Sự di động của asen trong nước ngầm khu vực phía nam thành phố Hà Nội. *Proc. Nat. Workshop on Arsenic Contamination in Groundwater in Red River Plain*, pp. 37-46. Hà Nội.

5. Đặng Mai, Nguyễn Thùy Dương, Đặng Quang Khang, 2010. Kim loại nặng trong trầm tích Đệ tứ khu vực Hà Nội. *Tuyển tập Hội nghị KH trường Đại học KHTN Hà Nội* : 80-88. Hà Nội.

6. Dieke Postma, Flemming Larsen, Nguyen Thi Minh Hue, Mai Thanh Duc, Pham Hung Viet, Pham Quy Nhan, Søren Jessen, 2007. Arsenic in groundwater of the Red River floodplain, Vietnam: Controlling geochemical processes and reactive transport modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71 : 5054-5071.

7. Đỗ Trọng Sự, 2000. Hiện trạng ô nhiễm nguồn nước bởi asen ở Hà Nội và một số vùng phụ cận. *Tuyển tập báo cáo Hội thảo quốc tế Ô nhiễm As: Hiện trạng và các giải pháp phòng ngừa*, tr. 136-140. Hà Nội.

8. Hossain M. Anawar, Junji Akai, Kaori Komaki, Hiroshi Teraod, Takahito Yoshioka, Toshio Ishizuka, Syed Safiullah, Kikuo Katoc, 2003. Geochemical occurrence of arsenic in

groundwater of Bangladesh: Sources and mobilization processes. *J. of Geochemical Exploration*, 77 : 109–131

9. **McArthur J.M., D.M. Banerjee, K.A. Hudson-Edwards, R. Mishrab, R. Purohit, P. Ravenscroft, A. Cronine, R.J. Howartha, A. Chatterjee, T. Talukder, D. Lowry, S. Houghton, D.K. Chadha, 2004.** Natural organic matter in sedimentary basins and its relation to arsenic in anoxic ground water: the example of West Bengal and its worldwide implications. *Applied Geochemistry*, 19 : 1255-1293.

10. **Nguyễn Văn Dần, Nguyễn Thị Dung, 2004.** Hiện trạng nhiễm bẩn nước dưới đất vùng Hà Nội. *TC Địa chất*, A/280 : 48-57. Hà Nội.

11. **Norman J., Charlotte J. Sparrenbom, Michael Berg, Dang Duc Nhan, Pham Quy Nhan, Håkan Rosqvist, Gunnar Jacks, Emma Sigvardsson, David Baric, Johanna Moreskog, Peter Harms-Ringdahl, Nguyen Van Hoan, 2008.** Arsenic mobilisation in a new well field for drinking water production along the Red River, Nam Du, Hanoi. *Applied Geochemistry*, 23 : 3127-3142.

12. **Phạm Hùng Việt, Trần Hồng Côn, Nguyễn Thị Chuyên, Michael Berg, Walter Giger, Roland Schertenleib, 2000.** Bước đầu khảo sát nhằm đánh giá hàm lượng arsen trong nước ngầm và nước cấp khu vực Hà Nội. *Tuyển tập báo cáo Hội thảo quốc tế: Ô nhiễm As: Hiện trạng và các giải pháp phòng ngừa*, tr. 1-6. Hà Nội.

13. **Smedley P.L., Kinniburgh D.G., 2002.** A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17 : 127-3142.

14. **Tetsuro Agusa, Takashi Kunito, Junko Fujihara, Reiji Kubota, Tu Binh Minh, Pham Thi Kim Trang, Hisato Iwata, Annamalai Subramanian, Pham Hung Viet, Shinsuke Tanabe, 2006.** Contamination by arsenic and other trace elements in tube-well water and its risk assessment to humans in Hanoi, Vietnam. *Envir. Pollution*, 139 : 95 -106.

15. **Tổng Ngọc Thanh, 2004.** Hiện trạng môi trường nước dưới đất vùng đồng bằng Bắc Bộ. *TC Địa chất*, A/280 : 21-31.

16. **Tran Nghi, Mai Trong Nhuan, Dang Mai, Nguyen Thanh Lan, Tran Thi Luu, 2006.** Characteristics of Quaternary sedimentary facies in relation to water-bearing capacity of aquifers and aquicludes in Red River Delta, Vietnam. *Proc. Nat. Workshop on Arsenic Contamination in Groundwater in Red River Plain*, pp. 1-8. Hà Nội.