

Mối liên quan giữa hàm lượng asen và một số thành phần hóa học thể hiện tính khử trong nước ngầm tại khu vực ven sông Hồng, Hà Nội

Vũ Thị Duyên^{1*}, Phạm Thị Kim Trang¹, Trần Thị Mai¹,
Đào Việt Nga¹, Vi Mai Lan¹, Benjamin Bostick²

¹Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội
²Đại học Columbia, Mỹ

Ngày nhận bài 12/11/2018; ngày chuyển phân biện 16/11/2018; ngày nhận phân biện 13/12/2018; ngày chấp nhận đăng 17/12/2018

Tóm tắt:

Asen (As) có mặt trong nước ngầm được cho là có liên quan đến tính khử của môi trường. Hàm lượng As và một số thành phần hóa học thể hiện tính khử trong nước ngầm tại khu vực ven sông Hồng, Hà Nội đã được xem xét. Một số chất nghiên cứu đại diện cho môi trường khử của nước ngầm là amoni, cacbon hữu cơ hòa tan và khí metan. Kết quả khảo sát cho thấy, nước ngầm tại phía bờ phải (huyện Thanh Trì) có tính khử mạnh hơn so với phía bờ trái sông Hồng (huyện Gia Lâm). Đồng thời, nồng độ As trong nước ngầm tại phía bờ phải cũng cao hơn so với phía bờ trái. Điều này cho thấy, môi trường khử là thuận lợi cho quá trình giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm. Bên cạnh đó, quá trình bơm hút nước tập trung tại khu vực nội thành Hà Nội cũng ảnh hưởng đến sự giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm.

Từ khóa: asen, nước ngầm, thành phần hóa học thể hiện tính khử.

Chỉ số phân loại: 2.4

Mở đầu

Nước ngầm thường được dùng cho mục đích ăn uống, sinh hoạt tại các khu vực chưa có hệ thống cấp nước sạch tập trung. Tuy nhiên, nước ngầm tầng nông thường bị ô nhiễm một số chất như As, sắt, mangan, amoni... trong đó, ô nhiễm As là vấn đề nghiêm trọng và đáng được chú ý nhất. As có thể dễ dàng được tìm thấy ngoài tự nhiên trong hơn 200 loại khoáng khác nhau. Mặc dù vậy, nó lại là nguyên tố hiếm và chỉ chiếm khoảng 0,00005% trong vỏ trái đất [1, 2]. Ở trạng thái tự nhiên trong đất, đá thì As là vô hại, tuy nhiên nếu có mặt trong nước với nồng độ lớn nó lại là chất độc đối với sức khỏe con người và sinh vật. Phơi nhiễm trong thời gian dài với nồng độ cao của As có thể dẫn đến mắc các bệnh mạn tính như sừng hóa da, ung thư da, ung thư nội tạng (bàng quang, thận, phổi), các bệnh về mạch máu ở chân và bàn chân... [3]. Con đường phơi nhiễm chính với As là thông qua việc sử dụng nước ngầm có nồng độ cao của As làm nước ăn uống trong thời gian dài. Chính vì mức độ ảnh hưởng lớn tới sức khỏe con người do sử dụng nước ngầm bị ô nhiễm As, nên Tổ chức Y tế thế giới (WHO) đã đưa ra mức giới hạn nồng độ As trong nước ăn uống là 10 µg/l và giới hạn As trong nước ngầm là 50 µg/l [4].

Nước ngầm bị ô nhiễm As với nồng độ cao đã được tìm

thấy ở nhiều nơi trên thế giới. Trong số các quốc gia phát hiện thấy ô nhiễm As trong tầng chứa nước thì các vùng đồng bằng châu thổ gần các con sông lớn bắt nguồn từ dãy Himalaya là có mức độ ô nhiễm nghiêm trọng hơn cả, trong đó có đồng bằng châu thổ sông Hồng của Việt Nam. Một trong những báo cáo đầu tiên về nồng độ cao của As trong nước ngầm tại vùng châu thổ sông Hồng chỉ ra rằng, khoảng nồng độ As trong nước ngầm ở đây biến đổi trong khoảng 1-3050 µg/l, trung bình 159 µg/l [5]. Từ nghiên cứu này, nhiều nghiên cứu khác đã được thực hiện ở các khu vực lân cận Hà Nội cũng như trên toàn bộ vùng đồng bằng châu thổ sông Hồng. Ví dụ, năm 2011 Winkel và các cộng sự đã tiến hành nghiên cứu tình trạng ô nhiễm As trong nước ngầm trên toàn bộ vùng đồng bằng sông Hồng. Kết quả nghiên cứu 512 mẫu nước giếng khoan nhà dân cho thấy tại khu vực này nồng độ As nằm trong khoảng <0,1-810 µg/l, với 27% số mẫu vượt quá tiêu chuẩn cho phép về nồng độ As trong nước ăn uống theo quy định của WHO. Và mức độ ô nhiễm cao của As tập trung chủ yếu ở phía bờ phải sông Hồng, đặc biệt là những khu vực đông dân cư [6]. Hay như một nghiên cứu khác được thực hiện vào năm 2008 bởi Eiche và cộng sự cho thấy mặc dù hai vị trí nghiên cứu cách nhau chỉ 700 m nhưng nồng độ As trong nước ngầm lại khác nhau hoàn toàn (một vị trí có nồng độ As trong nước <10

*Tác giả liên hệ: Email: duyenvt206@gmail.com

The relation between arsenic content and reductive chemical compounds in groundwater at the Red River banks in Hanoi area

Thi Duyen Vu^{1*}, Thi Kim Trang Pham¹,
Thi Mai Tran¹, Viet Nga Dao¹,
Mai Lan Vi¹, Benjamin Bostick²

¹University of Science, Vietnam National University, Hanoi

²Columbia University, USA

Received 12 November 2018; accepted 17 December 2018

Abstract:

The high arsenic content is likely related to the reductive characteristic of groundwater. The arsenic content and reductive chemical compounds in groundwater were evaluated, the studied water samples were collected from tube wells in both the Red River banks in Hanoi. The representative reducing components in groundwater including ammonium, dissolved organic carbon and methane were studied. The results showed that the groundwater at the right bank (Thanh Trì district) has a stronger reductivity than at the left bank (Gia Lam district) of the Red River. The concentration of arsenic in groundwater in the right bank was also higher than that in the left bank. This suggests that the reductive environment of the groundwater was favourable for the release of arsenic from sediment into groundwater. Besides, the pumping process in the urban Hanoi also affected the release of arsenic into groundwater.

Keywords: arsenic, groundwater, reductive chemical components.

Classification number: 2.4

µg/l, trong khi các vị trí gần đó có As nằm trong khoảng 170-600 µg/l) [7].

Nguyên nhân dẫn đến sự có mặt của As trong nước ngầm đến nay vẫn chưa được hiểu rõ hoàn toàn. Trong rất nhiều giả thuyết được đưa ra bởi các nhà khoa học thì giả thuyết As được giải phóng từ trầm tích vào nước ngầm thông qua quá trình hòa tan các khoáng Fe oxit có chứa As trong điều kiện khử là được chấp nhận rộng rãi nhất. Tuy nhiên, với nhiều khu vực nghiên cứu khác nhau trên thế giới thì giả thuyết này lại không thật phù hợp, vì sự hình thành As trong

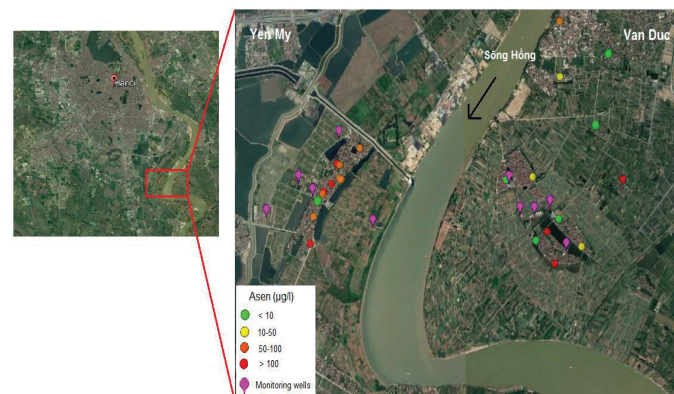
nước ngầm phụ thuộc vào rất nhiều yếu tố như địa chất, thủy văn, hướng dòng chảy nước ngầm, sự có mặt và mức độ hoạt động của các vi sinh vật có trong tầng chứa nước, tuổi trầm tích, vị trí so với sông... Hay như tác động của việc khai thác nước cũng có thể ảnh hưởng tới chế độ thủy văn của các tầng chứa nước. Điều này có thể dẫn đến các tác động không mong muốn tới quá trình hình thành và giải phóng As vào nước ngầm. Chính vì thế mà các nhà khoa học hiện nay vẫn tiếp tục tìm hiểu nguyên nhân và cơ chế dẫn đến sự hình thành và giải phóng As vào nước ngầm.

Nghiên cứu này được thực hiện nhằm góp phần làm rõ thêm cơ chế hình thành As trong các tầng chứa nước ở vùng đồng bằng sông Hồng. Đồng thời nghiên cứu cũng xác định ảnh hưởng của việc khai thác nước tập trung tới quá trình giải phóng As cũng như mối liên quan giữa As và một số thành phần hóa học thể hiện tính khử của môi trường nước ngầm tại khu vực ven sông Hồng, Hà Nội.

Vị trí nghiên cứu

Vị trí nghiên cứu nằm ở hai phía bờ sông Hồng, bao gồm xã Yên Mỹ (huyện Thanh Trì), bờ phải và xã Vân Đức (huyện Gia Lâm), bờ trái, cách Hà Nội 15 km về phía đông nam (hình 1). Với vị trí nằm sát sông Hồng nên hai khu vực này thỉnh thoảng bị ngập trong vài ngày vào mùa mưa. Đất đai ở cả hai khu vực này chủ yếu được sử dụng để trồng rau màu, trồng hoa. Ruộng rau màu tại đây phần lớn được tưới vào mùa khô bằng nước sông, nước ao hoặc nước ngầm từ các giếng khoan.

Năm giếng quan trắc tại mỗi vị trí nghiên cứu có độ sâu khoảng 25 m đã được lắp đặt cho mục đích lấy mẫu và theo dõi sự thay đổi các thành phần hóa học của nước ngầm. Các giếng này được lắp bằng các ống nhựa PVC với phần ống lọc dài 1 m cùng với bẫy cát ở đáy. Đồng thời, để tránh sự xâm nhập của nước bề mặt, một đoạn ống thép có nắp đậy được sử dụng để bảo vệ phần đầu giếng ngay phía trên mặt đất.



Hình 1. Vị trí nghiên cứu tại Yên Mỹ và Vân Đức cách Hà Nội 15 km về phía đông nam. Nồng độ As trong nước ngầm được biểu diễn bởi các chấm tròn và vị trí các giếng quan trắc được đánh dấu ghim ở hai khu vực này.

Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

Mẫu nước được lấy từ 5 giếng quan trắc tại mỗi vị trí vào tháng 4/2017, trước khi lấy mẫu, phần nước đọng trong ống giếng được loại bỏ bằng cách bơm bỏ nước ngầm với khoảng 4-5 lần thể tích giếng. Các thông số hiện trường như pH, nhiệt độ, độ dẫn, oxy hòa tan được đo bằng hệ thống thiết bị đo hiện trường cầm tay HQd (Hach, Mỹ) và thế oxy hóa khử của nước ngầm được xác định bởi hệ điện cực của Fisherbrand (accumet AP 72). Nước ngầm được lấy sau khi các thông số hiện trường đã ổn định và được lọc ngay tại chỗ qua màng lọc nylon 0,45 μm vào trong lọ PP cho phân tích NH_4^+ và lọ thủy tinh đã được nung ở 500°C trong 6 giờ cho phân tích DOC. Sau đó các mẫu này được axit hóa với HNO_3 (65%, Merck) và HCl (37%, Merck) tới khi $\text{pH} < 2$. Sau khi lấy mẫu và axit hóa, các lọ mẫu được nắp chặt và giữ ở 4°C cho tới khi phân tích. Mẫu dùng cho phân tích metan được lấy trực tiếp vào lọ thủy tinh chân không 5,9 ml (Labco Ltd.) với thể tích nước khoảng 1/2 đến 2/3 lọ. Sau khi lấy, các lọ thủy tinh chân không này được úp ngược để tránh thất thoát lượng khí trong lọ, sau đó đóng đông tại chỗ với đá khô, vận chuyển về phòng thí nghiệm và giữ ở 0°C cho tới khi phân tích. Ngoài ra, khoảng nồng độ tương đối của As trong nước ngầm trong 11 giếng khoan hộ dân tại mỗi vị trí cũng được xác định tại chỗ bằng bộ kiểm tra nhanh As của Merck.

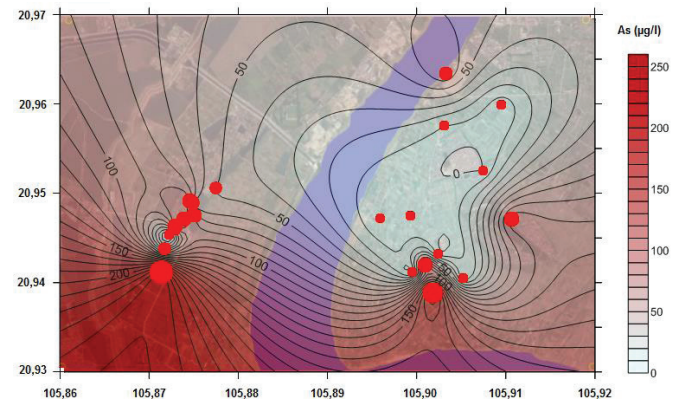
Hàm lượng amoni được phân tích trên thiết bị quang phổ hấp thụ phân tử UV-1800, Shimadzu, lượng DOC được xác định bởi thiết bị đo tổng C hữu cơ $\text{TOC-V}_{\text{CSH}}$ (Shimadzu) và hàm lượng khí metan hòa tan được phân tích bởi hệ sắc ký khí với cột nhồi porapak-T (GC 2014, Shimadzu). Quy trình phân tích mẫu luôn được kiểm soát bằng các phép đo lặp lại với $\% \text{RSD} < 5\%$ và các mẫu chuẩn với độ thu hồi luôn nằm trong khoảng 90-110%.

Các đường contour biểu diễn sự phân bố hàm lượng As, amoni, DOC, metan được vẽ bằng phần mềm Surfer 9 dựa vào giá trị nồng độ của As trong các giếng khoan hộ dân và nồng độ amoni, DOC, metan trong nước ngầm tại các giếng quan trắc ở cả hai vị trí.

Kết quả và thảo luận

Kết quả kiểm tra nhanh nồng độ As trong nước ngầm từ các giếng hộ dân ở 2 vị trí nghiên cứu nằm trong khoảng 0-250 $\mu\text{g/l}$. Trong đó, nước ngầm tại Yên Mỹ - bờ phải có nồng độ cao hơn so với ở Vân Đức - bờ trái (hình 2). Tại Yên Mỹ có tới 91% số giếng nghiên cứu có nồng độ As vượt quá tiêu chuẩn nồng độ As trong nước uống theo tiêu chuẩn của Bộ Y tế và WHO là 10 $\mu\text{g/l}$ (trung bình 85,5 $\mu\text{g/l}$), trong đó tại Vân Đức là 58% (trung bình 41,9 $\mu\text{g/l}$). Do đó, hầu hết các giếng này không thể sử dụng làm nước ăn uống [4]. Đặc biệt, hầu hết các giếng nghiên cứu tại Yên Mỹ đều có

hàm lượng As trên 50 $\mu\text{g/l}$ vượt quá tiêu chuẩn hàm lượng As trong nước ngầm theo Bộ Tài nguyên và Môi trường và WHO [4, 8].



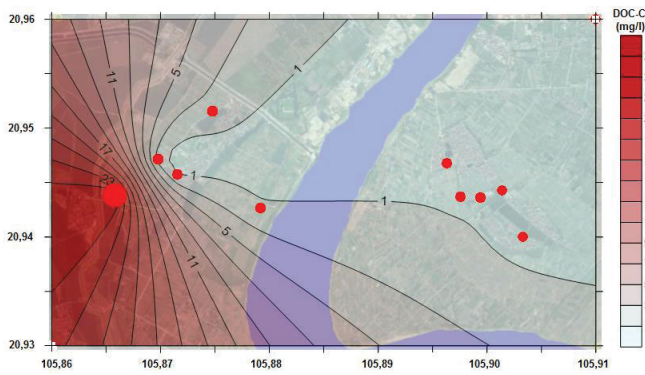
Hình 2. Phân bố hàm lượng As trong nước ngầm từ các giếng hộ dân ở Yên Mỹ và Vân Đức.

Những kết quả nghiên cứu trước đây về ô nhiễm As trong nước ngầm chỉ ra rằng, quá trình giải phóng As vào nước ngầm phụ thuộc vào nhiều yếu tố như tuổi trầm tích, hoạt động của vi sinh vật có mặt trong tầng chứa nước, bản chất của trầm tích, chế độ thủy văn... và cho tới nay, chưa có một cơ chế chính thức nào được đưa ra để giải thích cho sự hình thành As trong nước ngầm. Tuy nhiên, theo Smedley và Kinniburgh (2002), Fendorf và các cộng sự (2010) thì một trong những nguyên nhân chính của sự xuất hiện As với nồng độ cao trong nước ngầm là As được giải phóng ra từ trầm tích dưới điều kiện khử thông qua quá trình khử hòa tan các khoáng oxit sắt [2, 9]. Và đây cũng là cơ chế được chấp nhận rộng rãi bởi các nhà khoa học trên thế giới. Ở nhiều tầng chứa nước đã được ghi nhận là có hàm lượng As cao trên thế giới thì sự hình thành điều kiện khử đóng một vai trò quan trọng trong việc khởi động quá trình giải phóng As vào nước ngầm. Trong đó, sự có mặt của vật chất hữu cơ dẫn đến một loạt các phản ứng oxy hóa khử phức tạp diễn ra và dẫn đến sự tiêu thụ oxy hòa tan, hình thành CO_2 từ quá trình oxy hóa carbon hữu cơ kèm theo đó là sự xuất hiện với nồng độ cao của Fe^{2+} , NH_4^+ và hình thành CH_4 . Đồng thời sự khử hòa tan các Fe-oxit mang As cũng diễn ra và làm giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm [10, 11].

Theo như nhận định của McArthur và cộng sự (2001) khi nghiên cứu về nước ngầm ở Bangladesh thì As sẽ không được giải phóng ra khỏi các khoáng Fe oxit mà không có sự có mặt của vật chất hữu cơ để duy trì hoạt động của các vi khuẩn khử [12]. Như vậy có thể nói rằng, vật chất hữu cơ là điều kiện cần để quá trình giải phóng As có thể xảy ra. Vậy việc xác định hàm lượng vật chất hữu cơ trong nghiên cứu về ô nhiễm As trong nước ngầm là cần thiết để có thể dự đoán khả năng tầng chứa nước có bị ô nhiễm bởi As hay

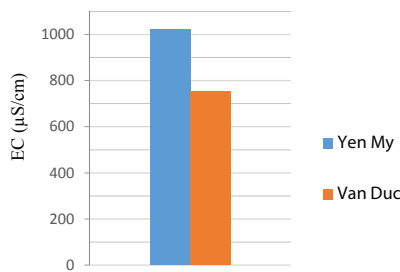
không với giả thuyết rằng nơi nào càng có nhiều vật chất hữu cơ thì nơi đó càng có nhiều As.

Để so sánh mức độ ô nhiễm As ở hai phía bờ sông Hồng, nghiên cứu đã tiến hành xác định lượng vật chất hữu cơ trong tầng chứa nước ở hai khu vực này thông qua hàm lượng C hữu cơ hòa tan (DOC) trong nước ngầm tại đây. Hình 3 biểu diễn sự phân bố hàm lượng DOC tại khu vực nghiên cứu. Từ đây có thể thấy rằng, hàm lượng DOC tại xã Yên Mỹ cao hơn so với xã Vân Đức. Kết hợp với sự phân bố As trong nước ngầm ở hai vị trí nghiên cứu như đã chỉ ra ở trên (hình 2) thì có thể thấy rằng sự phân bố hàm lượng As và DOC ở hai phía bờ sông là có sự tương đồng, hàm lượng DOC, As cao ở phía bờ phải và thấp ở phía bờ trái.



Hình 3. Phân bố hàm lượng DOC trong nước ngầm tại hai vị trí nghiên cứu.

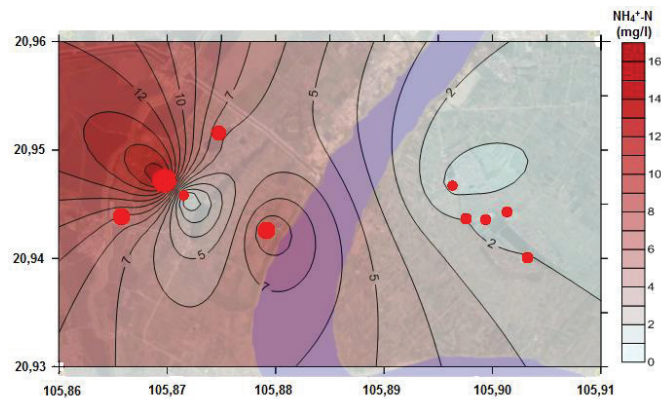
Một chỉ thị khác của hợp chất hữu cơ trong trầm tích là giá trị EC. Nồng độ cao của các chất hữu cơ dẫn đến quá trình phân hủy các vật chất hữu cơ và giải phóng CO₂ vào nước ngầm. Lượng CO₂ được giải phóng ra sẽ tham gia vào các quá trình hòa tan các khoáng chất và do vậy làm tăng giá trị EC của nước ngầm trong khu vực đó [10]. Hình 4 biểu diễn giá trị trung bình EC và Eh tại Yên Mỹ và Vân Đức. Từ đó có thể thấy, giá trị EC trung bình tại Yên Mỹ là khoảng 1020 μS/cm, cao gấp 1,4 lần so với giá trị trung bình này ở Vân Đức là khoảng 750 μS/cm. Do đó, tại Yên Mỹ quá trình khoáng hóa xảy ra mạnh mẽ hơn so với ở Vân Đức.



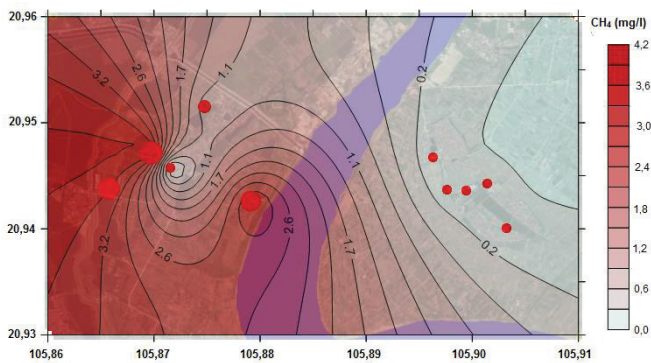
Hình 4. Giá trị EC (μS/cm) trung bình của nước ngầm tại hai vị trí nghiên cứu.

Có thể thấy rằng, mặc dù cả hai vị trí nghiên cứu đều nằm ở gần sông và hàng năm đều nhận được lượng vật chất hữu cơ và phù sa như nhau nhưng quá trình khoáng hóa cũng như lượng C hữu cơ hòa tan trong nước ngầm là khác nhau, dẫn đến hàm lượng As trong nước ngầm cũng khác nhau ở hai vị trí nghiên cứu. Từ đây có thể kết luận về giả thuyết ban đầu rằng nước ngầm nơi nào càng có nhiều vật chất hữu cơ hòa tan thì nguy cơ ô nhiễm As ở nơi đó càng cao là đúng trong trường hợp của nghiên cứu này. Một kết quả tương tự cũng được tìm thấy trong nghiên cứu của Postma (2012) và Dao (2017). Trong cả hai nghiên cứu này, họ đã tìm thấy trầm tích càng gần sông thì vật chất hữu cơ càng nhiều và tuổi trầm tích càng trẻ thì nồng độ As trong nước ngầm càng cao [13, 14].

Theo Smedley và Kinniburgh (2002), Fendorf và các cộng sự (2010) thì một trong những nguyên nhân chính gây ra hàm lượng As cao trong nước ngầm là sự khử hòa tan các khoáng Fe oxit. Và như đã trình bày ở trên thì các khoáng Fe oxit này bị hòa tan dưới điều kiện khử mạnh, do đó có thể dự đoán rằng, môi trường nước ngầm ở nơi nào có điều kiện khử mạnh hơn thì ở nơi đó As sẽ xuất hiện với nồng độ cao hơn [2, 9]. Hay có thể nói rằng, điều kiện khử của môi trường nước ngầm chính là điều kiện đủ để As xuất hiện trong các tầng chứa nước. Xu hướng này được tìm thấy trong nước ngầm ở hai vị trí nghiên cứu. Hình 5 và hình 6 biểu diễn sự phân bố hàm lượng NH₄⁺ và CH₄ - hai trong những thành phần đại diện cho tính khử của môi trường nước ngầm [15]. Từ hai hình này có thể dễ dàng thấy rằng tại Yên Mỹ - bờ phải sông Hồng có nồng độ amoni và metan cao hơn so với ở Vân Đức, do đó có thể khẳng định rằng tính khử của môi trường nước ngầm tại Yên Mỹ là mạnh hơn so với ở Vân Đức. Kết quả nghiên cứu là phù hợp với giả thuyết môi trường khử là thuận lợi cho quá trình hòa tan các Fe oxit, do đó cũng thuận lợi cho việc giải phóng As từ trầm tích ra nước ngầm. Điều này cũng là một lời giải thích cho sự biến đổi nồng độ As ở hai phía của sông Hồng.



Hình 5. Phân bố hàm lượng amoni trong nước ngầm tại hai vị trí nghiên cứu.



Hình 6. Phân bố hàm lượng metan trong nước ngầm tại hai vị trí nghiên cứu.

Từ các kết quả nghiên cứu như đã chỉ ra ở trên thì khu vực nghiên cứu đã hội tụ đầy đủ cả điều kiện cần và điều kiện đủ để quá trình giải phóng As từ trầm tích xảy ra là sự có mặt của vật chất hữu cơ và môi trường nước ngầm có điều kiện khử. Tuy nhiên, mức độ ô nhiễm As tại hai phía bờ sông Hồng lại không giống nhau. Nguyên nhân gây ra sự khác biệt này có thể là do ảnh hưởng của các yếu tố khác trong tầng chứa nước như: chế độ thủy văn, dòng chảy nước ngầm, điều kiện địa chất, mức độ hoạt động của vi khuẩn khử... cũng như do ảnh hưởng bởi các hoạt động sinh hoạt của con người tại hai vị trí nghiên cứu gây nên. Khi tham khảo lịch sử khai thác và sử dụng nước ngầm ở các khu vực lân cận có thể thấy rằng, cùng với việc phát triển nhanh chóng và sự gia tăng dân số tại các khu đô thị trong hai thập kỷ trước đây đã dẫn đến việc sử dụng nước ngầm làm nước sinh hoạt ăn uống thay cho nước mặt và nước giếng khơi. Ngoài ra việc khai thác nước ngầm tại khu vực nội thành Hà Nội đã bắt đầu từ thế kỷ trước. Và cho đến nay vẫn còn nhiều nhà máy khai thác và xử lý nước ngầm tập trung vẫn đang hoạt động với năng lực xử lý lên tới 500.000 m³ mỗi ngày [5]. Chính việc khai thác nước tập trung tại khu vực nội thành như vậy có thể làm ảnh hưởng tới chế độ thủy văn và hướng dòng chảy tự nhiên của các tầng chứa nước, làm cho nước ngầm dịch chuyển về phía nội thành Hà Nội. Vậy thì chế độ thủy văn ở bờ phải sông Hồng là có sự khác biệt so với bờ trái, nơi không chịu tác động của việc khai thác nước tập trung. Nhờ vậy có thể nói rằng, nước sông là nguồn bổ cập chính cho nước ngầm ở các khu vực lân cận Hà Nội, trong đó có cả vị trí nghiên cứu là Yên Mỹ. Sự bổ cập nước sông này có thể kéo theo cả việc bổ sung thêm lượng vật chất hữu cơ - điều kiện cần để xảy ra quá trình giải phóng As. Điều này cũng có thể là một lời giải thích cho sự khác biệt về hàm lượng DOC, tính khử của môi trường và hàm lượng As trong nước ngầm ở hai phía bờ sông Hồng.

Từ các dữ kiện trên có thể thấy, các kết quả nghiên cứu là phù hợp với giả thuyết về sự hình thành As trong nước ngầm là do quá trình hòa tan các khoáng Fe oxit kéo theo sự giải phóng As dưới điều kiện khử mạnh và cùng với sự có mặt của vật chất hữu cơ. Đồng thời quá trình giải phóng As ở khu vực nghiên cứu có thể bị ảnh hưởng bởi việc khai thác nước tập trung tại khu vực nội thành Hà Nội.

Kết luận

Khoảng nồng độ tương đối của As trong nước ngầm ở hai vị trí nghiên cứu biến đổi trong khoảng 0-250 µg/l. Mặc dù có vị trí địa lý tương tự nhau nhưng mức độ ô nhiễm As trong nước ngầm ở Yên Mỹ cao hơn so với ở Vân Đức. Tương đồng với sự khác nhau về nồng độ As trong nước ngầm thì điều kiện khử thể hiện ở hàm lượng amoni, CH₄ hàm lượng DOC cũng cao hơn tại Yên Mỹ và thấp hơn tại Vân Đức. Đó là các điều kiện cần thiết để xảy ra quá trình giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm. Sự xuất hiện của As trong tầng chứa nước ở vùng đồng bằng sông Hồng là phù hợp với cơ chế khử hòa tan khoáng Fe oxit có chứa As trong điều kiện khử. Tuy nhiên, sự khác nhau về nồng độ As cũng như điều kiện khử và hàm lượng DOC tại hai bên bờ sông Hồng có thể liên quan trực tiếp tới các hoạt động khai thác nước tập trung tại khu vực nội thành Hà Nội.

LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu này được thực hiện tại Phòng thí nghiệm VSL (Phòng thí nghiệm khoa học phân tích phối hợp của Đại học Quốc gia Hà Nội và Công ty Shimadzu). Đồng thời nghiên cứu là một phần của dự án “Nghiên cứu sự ảnh hưởng của việc khai thác nước ngầm đến ô nhiễm As tại khu vực Nam và Đông Nam Á” hợp tác giữa LDEO, Đại học Tổng hợp Columbia, Mỹ và Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Phát triển Bền vững.

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] B. Kumar, K.T. Suzuki (2002), “Arsenic round the world: a review”, *Talanta*, **58**, pp.201-235.
- [2] P.L. Smedley, D.G. Kinniburgh (2002), “A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters”, *Applied Geochemistry*, **17**, pp.517-568.
- [3] S. Shankar, U. Shanker, Shikha (2014), “Arsenic Contamination of Groundwater: A Review of Sources, Prevalence, Health Risks, and Strategies for Mitigation”, *The Scientific World Journal*, doi: 10.1155/2014/304524.
- [4] World Health Organization (2011), *Guidelines for drinking water quality*, fourth edition.
- [5] M. Berg, T. Hong Con, N. Thi Chuyen, P. Hung Viet, R. Shcertenleib, W. Giger (2001), “Arsenic contamination of

groundwater and drinking water in Vietnam: A human health threat”, *Environmental Science and Technology*, **35**(13), pp.2621-2626.

[6] L.H.E. Winkel, P.K.T. Trang, V.M. Lan, C. Stengel, M. Amini, N.T. Ha, P.H. Viet, M. Berg (2011), “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*, **108**(4), pp.1246-1251.

[7] E. Eiche, T. Neumann, M. Berg, B. Weinman, A. van Geen, S. Norra, Z. Berner, P.T.K. Trang, P.H. Viet, D. Stuben (2008), “Geochemical processes underlying a sharp contrast in groundwater arsenic concentration in a village on Red River delta, Viet Nam”, *Applied Geochemistry*, **23**, pp.3143-3154.

[8] QCVN 09:2008/BTNMT, National technical regulation on underground water quality.

[9] S. Fendorf., H.A. Michael, A. van Geen (2010), “Spatial and temporal variations of groundwater arsenic in South and Southeast Asia”, *Science*, **328**, pp.11-23.

[10] C.A.J. Appelo, D. Postma (2005), *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2nd edition, A.A. Balkema Publishers, The Netherlands.

[11] T. Appelo (2006), *Arsenic in groundwater - A world problem*, Proceedings Seminar Utrecht, Colophon, Netherlands.

[12] J.M. McArthur, P. Ravenscroft, S. Safuilla, M.F. Thirlwall (2001), “Arsenic in groundwater: Testing pollution mechanisms for sedimentary aquifers in Bangladesh”, *Water Resources Research* **31**(1), pp.109-117.

[13] D. Postma, F. Larsen, N.T. Thai, P.T.K. Trang, R. Jakobsen, P.Q. Nhan, T.V. Long, P.H. Viet, A.S. Murray (2012), “Groundwater arsenic concentrations in Vietnam controlled by sediment age”, *Nature Geoscience*, **5**, pp.656-661.

[14] V.N. Dao, T.K.T. Pham, T.D. Vu, T.M. Tran, T.M.L. Vi, H.V. Pham, D. Postma and R. Jakobsen (2017), “Spatial variations of arsenic in groundwater from a transect in the Northwestern Hanoi”, *Vietnam Journal of Earth Sciences*, **40**(1), pp.69-77.

[15] K.R. Henke (2009), *Arsenic: Environmental chemistry, Health threats and Waste treatment*. John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, USA.