

Nghiên cứu mối liên hệ giữa thành phần hóa học của nước ngầm và ô nhiễm asen tại khu vực tây bắc Hà Nội

Phạm Hùng Việt^{1*}, Trần Thị Mai¹, Phạm Thị Kim Trang¹, Vi Thị Mai Lan¹,
Vũ Thị Duyên¹, Đào Mạnh Phú², Dieke Postma³

¹Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Phát triển Bền vững, Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, Đại học Quốc gia Hà Nội

²Trung tâm Quan trắc Môi trường, Bộ Tài nguyên và Môi trường

³Viện Khảo sát Địa chất Đan Mạch và Greenland (GEUS)

Ngày nhận bài 4/1/2016, ngày chuyển phản biện 8/1/2016, ngày nhận phản biện 24/2/2016, ngày chấp nhận đăng 15/3/2016

Trong nghiên cứu này, một số thành phần hóa học trong 50 mẫu nước giếng khoan tại khu vực tây bắc Hà Nội đã được phân tích. Kết quả cho thấy, nước ngầm khu vực này bị ô nhiễm một số nguyên tố như asen (As), sắt, mangan, amoni. Nồng độ As trong nước ngầm của các giếng nghiên cứu tương đối khác nhau, dao động trong khoảng từ dưới 5 đến 334 $\mu\text{g/l}$, trong đó có hơn 40% số giếng vượt quá tiêu chuẩn về As cho nước ngầm của Bộ Tài nguyên và Môi trường (50 $\mu\text{g/l}$). Nồng độ sắt trong nước ngầm của 50% số giếng nghiên cứu vượt tiêu chuẩn cho nước ngầm (5 mg/l). Sự ô nhiễm amoni là rất phổ biến với 90% số giếng nghiên cứu cao hơn tiêu chuẩn (0,1 mg/l). Sự phân bố của As có mối quan hệ rõ với sự biến đổi các thành phần oxy hóa khử trong nước ngầm. Nồng độ As cao thường được tìm thấy ở khu vực có những thành phần liên quan đến môi trường khử như sắt, amoni hay thành phần có sự cạnh tranh hấp phụ như photphat.

Từ khóa: asen, nước ngầm, oxy hóa khử, thành phần hóa học.

Chỉ số phân loại 1.4

Đặt vấn đề

Đồng bằng sông Hồng là khu vực có tới 11 triệu người chưa được sử dụng nước cấp và phải sử dụng nước ngầm từ các giếng khoan làm nguồn nước chính cho ăn uống [1]. Tuy nhiên, tại một số vùng, nước ngầm đang bị ô nhiễm As với nồng độ vượt quá giới hạn cho phép đối với nước uống của Tổ chức Y tế thế giới (WHO) cũng như quy chuẩn của Bộ Y tế Việt Nam (10 $\mu\text{g/l}$). Agusa và các cộng sự (2013) đã ghi nhận sự tích lũy As trong cơ thể người do sử dụng nước ngầm ô nhiễm As ở Đồng bằng sông Hồng, những khu vực bị ô nhiễm As (>50 $\mu\text{g/l}$) có tới 64% (trong số 213 người được nghiên cứu) tích lũy As trong tóc với nồng độ 1 mg/g , đây là mức nồng độ liên quan tới các bệnh nhiễm độc As [2]. Một nghiên cứu của Winkel và cộng sự [3] tại Đồng bằng sông Hồng với 512 mẫu giếng khoan cho thấy, trên 65% số mẫu có nồng độ As, mangan, bari, selen hoặc tất cả các nguyên tố này cao

hơn các giá trị cho phép của WHO. Các giếng có nồng độ As cao nhất thường tập trung ở một dải rộng 20 km dọc theo ranh giới tây bắc - đông nam của Đồng bằng sông Hồng [3], trùng với vị trí của sông Hồng nguyên thủy (9000 năm trước công nguyên) [4]. Một điều đáng quan tâm là sự khác nhau về nồng độ của As trong các giếng khoan, có những giếng nồng độ cao trên 800 $\mu\text{g/l}$ và giếng không phát hiện thấy As chỉ trong bán kính khoảng 100 m [3]. Đã có một vài giả thích được đưa ra về sự khác biệt này, đó là sự khác nhau về thành phần đá, khoáng, tính chất địa hóa, thủy động lực học, các vật chất hữu cơ ở lớp dưới đất. Tuy nhiên, còn nhiều vấn đề chưa được rõ ràng, các bằng chứng vẫn còn hạn chế chưa thể giải thích một cách toàn diện và đầy đủ cho sự phân bố phức tạp của As trong các tầng ngậm nước [4-6].

Để dự đoán được tình trạng ô nhiễm As trong nước ngầm của một khu vực cần phải hiểu rõ các quá trình

*Tác giả liên hệ: Tel: 0913572589; Email: phamhungviet@hus.edu.vn

The correlation between chemical composition and arsenic contamination in groundwater of the Northwest Hanoi

Summary

The chemical composition of groundwater samples in 50 tubewells in the northwest Hanoi was determined in this study. The analysis result showed that groundwater in this area is contaminated by a number of trace elements such as arsenic (As), iron, manganese, and ammonium. Arsenic concentrations in tubewells were relatively different, ranging from under 5 to 334 $\mu\text{g/l}$; over 40% of the samples had higher As concentration than the Vietnam Standard for arsenic in groundwater (50 $\mu\text{g/l}$). Iron concentrations were high with 50% samples exceeding the standard concentration in groundwater (5 mg/l). The contamination of ammonia in groundwater was dominant here, 90% of the studied wells with higher contents of ammonia than the standard (0.1 mg/l). The distribution of arsenic seems to be closely related to the alteration of the redox conditions in the aquifers. High arsenic concentrations were found in groundwater areas with high iron and ammonia concentrations and also high composition of absorption competition as phosphate.

Keywords: arsenic, chemical composition, groundwater, redox.

Classification number 1.4

hình thành ô nhiễm As cũng như mối tương quan của As với các thành phần hóa học trong nước ngầm. Tuy nhiên, vấn đề này vẫn còn đang gây nhiều tranh cãi. Nhiều giả thiết đã được đưa ra để lý giải nguyên nhân hình thành ô nhiễm As, nhưng giả thiết được đông đảo các nhà nghiên cứu chấp nhận đó là sự hình thành ô nhiễm As trong điều kiện khử. Môi trường khử thường hình thành tại trầm tích trẻ tầng Holocen. Môi trường khử tại khu vực Đồng bằng bồi tích sông Hồng có liên quan tới quá trình phân hủy chất hữu cơ từ trầm tích trẻ

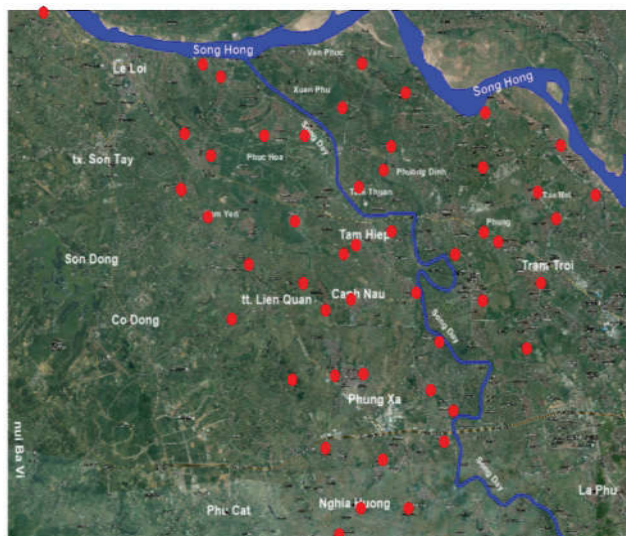
và kéo theo quá trình khử oxit sắt và metan hóa. Khi quá trình khử hòa tan oxit sắt xảy ra trong tầng chứa nước, As cũng đồng thời được giải phóng từ khoáng oxit sắt bị hòa tan [4-6]. Một số nhà nghiên cứu khác lại cho rằng, As được giải phóng bởi sự cạnh tranh vị trí hấp phụ trên bề mặt khoáng của PO_4^{3-} và HCO_3^- , các ion này được tạo ra thông qua quá trình hòa tan khoáng cacbonat và sự khử Fe oxit [7, 8]. Ngoài ra, Polizzotto và các cộng sự [9] còn cho rằng, As không chỉ được giải phóng bên trong tầng nước ngầm mà cả trên lớp đất bề mặt và sau đó được vận chuyển xuống các tầng cát chứa nước.

Bài báo này trình bày kết quả nghiên cứu tại khu vực phía tây bắc Hà Nội, cách Hà Nội 30 km. Khu vực nghiên cứu nằm về một phía của sông Hồng và bao trùm một phần sông Đáy. Đây là khu vực trầm tích trẻ, mật độ dân cư không cao và không có các nhà máy khai thác nước lớn nên hạn chế được ảnh hưởng của con người tới thành phần hóa học và sự phân bố của As. Nghiên cứu này được thực hiện với mục tiêu xem xét mối liên hệ giữa các thành phần hóa học trong nước ngầm và ô nhiễm As tại khu vực tây bắc Hà Nội.

Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

Đối tượng nghiên cứu và phương pháp lấy mẫu

Nghiên cứu thực hiện lấy 50 mẫu nước giếng khoan của 50 nhà dân tại khu vực phía tây bắc Hà Nội thuộc các huyện Hoài Đức, Đan Phượng, Phúc Thọ, Thạch Thất, Quốc Oai với mật độ lấy mẫu khoảng 7 $\text{km}^2/\text{mẫu}$ và độ sâu giếng trong khoảng từ 15-80 m (hình 1).



Hình 1: địa điểm nghiên cứu và vị trí các giếng lấy mẫu

Mẫu nước ngầm được lấy sau khi bơm bỏ đi khoảng 3-5 lần thể tích giếng và khi các thông số hiện trường như pH, oxy hòa tan (DO) và độ dẫn (EC) đã ổn định. Mẫu nước được lọc qua màng lọc cellulose acetat 0,2 μm . Mẫu phân tích anion không cần bảo quản; mẫu phân tích cation bảo quản bằng axit HNO_3 tới pH ≤ 2 , các mẫu nước được chuyển về phòng thí nghiệm tại Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Phát triển Bền vững (CETASD), Trường Đại học Khoa học Tự nhiên, bảo quản trong tủ lạnh 4°C cho đến khi phân tích.

Phương pháp phân tích

Toàn bộ hóa chất sử dụng trong phân tích đều là loại dùng cho phân tích của các hãng Merck, Fluka và sử dụng nước deion trong quá trình chuẩn bị mẫu.

Các cation như Ca^{2+} , Mg^{2+} , Mn^{2+} , Na^+ , K^+ được phân tích bằng phương pháp quang phổ hấp thụ nguyên tử ngọn lửa (AAS) (AA-6800, Shimadzu). Nồng độ As tổng được phân tích bằng phương pháp AAS kết hợp bộ hydrua hóa (HVG-AAS) sau khi toàn bộ As trong mẫu được khử về As(III) dưới tác dụng của NaI.

Các anion trong nước (NO_3^- , NO_2^- , SO_4^{2-} , F^- , Cl^- , Br^-) được phân tích bằng phương pháp sắc ký ion (HIC-20A super, Shimadzu). PO_4^{3-} , NH_4^+ , SiO_3^{2-} được phân tích bằng phương pháp quang phổ hấp thụ phân tử (UV-3101, Shimadzu).

Tất cả quá trình phân tích luôn được kiểm soát chất lượng bằng các dung dịch kiểm chứng như ICP Multi Element Standard IV, ICP-IX (Merck) và độ thu hồi luôn nằm trong khoảng 90-110%.

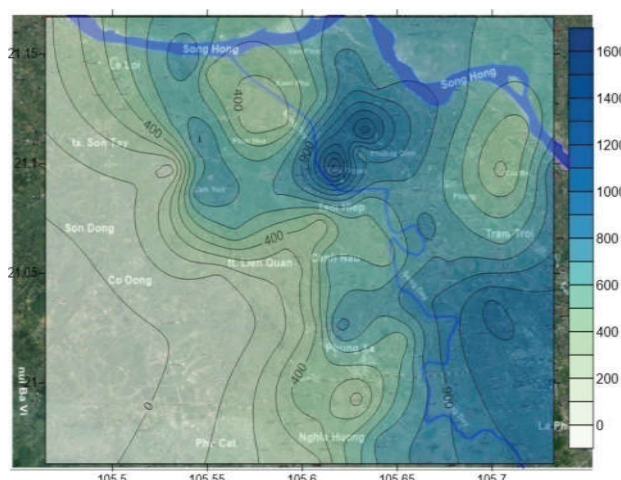
Kết quả và thảo luận

Thành phần hóa học nước ngầm khu vực nghiên cứu

Kết quả phân tích một số thành phần của 50 mẫu nước giếng khoan được tổng kết ở bảng 1. Nồng độ của các thành phần trong nước ngầm giữa các giếng biến động nhiều, khác nhau từ vài chục cho đến vài trăm lần. Giá trị độ dẫn (EC) cao ở hai bên bờ sông Đáy và sông Hồng (hình 2), nơi thường có trầm tích trẻ từ quá trình bồi tụ của hai con sông này nên nồng độ chất hữu cơ cao, do đó xảy ra quá trình phân hủy vật chất hữu cơ và giải phóng CO_2 vào trong nước, dẫn đến sự hòa tan đá khoáng và làm tăng giá trị EC trong nước ngầm.

Bảng 1: kết quả phân tích thành phần hóa học trong mẫu nước giếng khoan

	Nước giếng khoan			QCVN 09: 2008/BTNMT	Phần trăm số mẫu vượt quá tiêu chuẩn (%)
	Khoảng nồng độ	Trung vị	Trung bình		
As ($\mu\text{g/l}$)	<5-334	32,2	77	50	42
Fe ($\mu\text{g/l}$)	<0,25-32,2	6,2	8,2	5	50
NH_4^+ ($\mu\text{g/l}$)	<0,2-59	2,5	8,1	0,1	90
Mn^{2+} ($\mu\text{g/l}$)	<0,1-4,5	0,2	0,5	0,5	24
PO_4^{3-} ($\mu\text{g/l}$)	<0,05-2,3	0,6	0,7	-	-
Na^+ ($\mu\text{g/l}$)	2,8-82,3	17,8	25,7	-	-
K^+ ($\mu\text{g/l}$)	0,5-81,6	2,7	5,9	-	-
Ca^{2+} ($\mu\text{g/l}$)	<2-172,3	54	53,1	-	-
Mg^{2+} ($\mu\text{g/l}$)	<0,5-43,5	18,2	17,8	-	-
Cl $^-$ ($\mu\text{g/l}$)	2,6-161	12,8	34	250	0
NO_3^- ($\mu\text{g/l}$)	<0,5-132,9	0,2	6,2	15	12
SO_4^{2-} ($\mu\text{g/l}$)	<0,5-74,6	0,9	9,5	400	0
EC ($\mu\text{S/cm}$)	43,5-1573	635	604	-	-
DO (mg/l)	0,4-4,3	0,6	0,8	-	-



Hình 2: sự phân bố của EC trong nước ngầm khu vực nghiên cứu

As, sắt và amoni là những thành phần có nồng độ trung bình vượt tiêu chuẩn cho phép đối với nước ngầm của Bộ Tài nguyên và Môi trường (QCVN 09: 2008/BTNMT). Đặc biệt là đối với amoni, số mẫu vượt tiêu chuẩn (0,1 mg/l) chiếm đến 90%. Tuy không phải là một nguyên tố có độc tính cao đối với cơ thể người nhưng trong quá trình khai thác, xử lý và lưu trữ nước, amoni có thể chuyển hóa thành nitrit và nitrat, là những hợp chất hóa học có độc tính cao hơn. Nồng độ amoni dao động trong khoảng từ dưới 0,2-60 mg/l, mẫu cao nhất thuộc xã Sơn Đồng (Hoài Đức) trong khu vườn nằm giữa cánh đồng, có nồng độ lên tới 59 mg/l, nồng độ cao đột biến này có thể do ảnh hưởng của hoạt động sản xuất nông nghiệp như sử dụng đạm

để tăng năng suất cây trồng.

Số mẫu có nồng độ As vượt tiêu chuẩn đối với nước ngầm (50 $\mu\text{g/l}$) là 21 mẫu, chiếm 42% số mẫu được phân tích. Nồng độ Fe cũng tương đối cao, 50% số mẫu vượt tiêu chuẩn (5 mg/l). Mn^{2+} có nồng độ dao động từ dưới 0,1 đến 4,5 mg/l, số mẫu vượt tiêu chuẩn đối với nước ngầm (0,5 mg/l) là 24%.

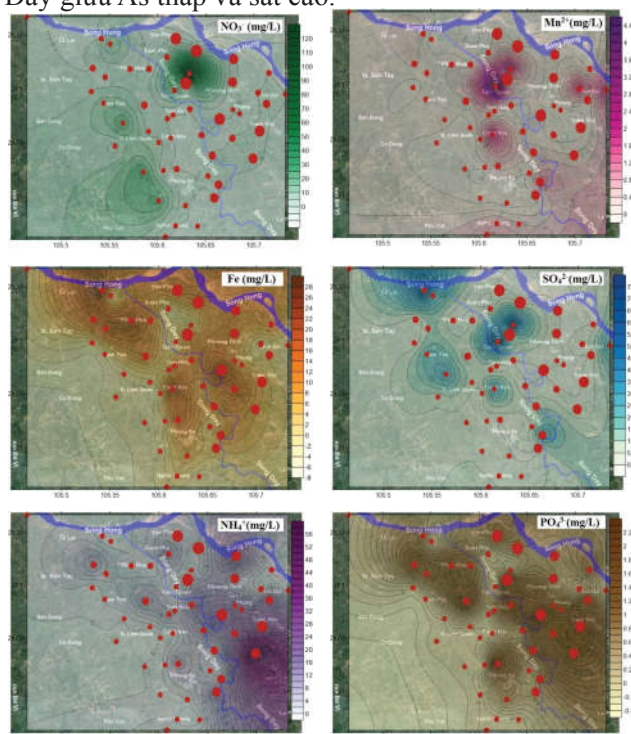
Ngoài ra, 12% số mẫu có nồng độ NO_3^- vượt tiêu chuẩn đối với nước ngầm (15 mg/l), nhưng hầu hết mẫu có nồng độ NO_3^- tương đối thấp, số mẫu có nồng độ dưới 0,5 mg/l chiếm đến 70%. Riêng có một mẫu nồng độ cao bất thường trên 132 mg/l, ở gần khu vực cánh đồng và gần ao, dự đoán có thể nước ngầm bị nhiễm chất thải hữu cơ từ nước mặt thấm xuống. Nồng độ SO_4^{2-} thấp hơn rất nhiều so với tiêu chuẩn của nước ngầm (400 mg/l). Điều này phù hợp với tính chất khử của nước ngầm nên chứa rất ít các dạng ô xy hóa như SO_4^{2-} . Tóm lại, các thành phần hóa học của nước ngầm biến đổi rất khác nhau ở từng vị trí giếng cụ thể nhưng nhìn chung nước ngầm của khu vực này có độ khoáng hóa cao và bị ô nhiễm bởi các thành phần như As, sắt, amoni và nitrat. Vì vậy, có thể có mối quan hệ nào đó giữa As và các thành phần khoáng hay các thành phần ô nhiễm trong nước ngầm. Để làm rõ điều này, bài báo tiếp tục đánh giá mối liên hệ giữa chúng trong sự phân bố trên khu vực nghiên cứu.

Đánh giá mối liên hệ giữa As và một số thành phần hóa học trong nước ngầm

Như đã nêu trên, cơ chế giải phóng As được đồng đảo các nhà nghiên cứu chấp nhận chính là giả thiết hòa tan khoáng oxit sắt trong môi trường khử. Chính vì vậy, nghiên cứu tập trung phân tích một số thành phần hóa học dễ bị ảnh hưởng bởi thể oxy hóa khử hay những thành phần đặc trưng cho môi trường oxy hóa khử như: oxy, nitrat, mangan, sắt, sunfat, amoni, photphat.

Sự phân bố của một số thành phần hóa học và As được biểu diễn trong hình 3. Nồng độ NO_3^- cao tại các xã Tam Thuần, huyện Quốc Oai và huyện Thạch Thất thuộc khu vực bờ trái và cách xa sông Đáy, ở những khu vực có hàm lượng nitrat cao thì hàm lượng As khá thấp. Sự phân bố của SO_4^{2-} trong nước ngầm khá giống với NO_3^- , chủ yếu tập trung ở bờ phải sông Đáy và không đáng kể ở bờ trái sông. Sự phân bố này cho thấy, As thường có mặt tại những môi trường nước ngầm có tính ô xy hóa thấp, thể hiện ở nồng độ SO_4^{2-} , NO_3^- thấp.

Mangan hòa tan trong nước ngầm có nồng độ cao ở các xã Phương Đình, Tam Thuần, Song Phượng và Đức Giang, mangan phân bố khá đều trong khu vực nghiên cứu, và trên biểu đồ cho thấy rằng những khu vực có nồng độ mangan cao thì nồng độ As thường thấp. Sắt trong nước ngầm phân bố trải dài theo khu vực nghiên cứu và có nồng độ cao ở khu vực dọc theo hai bờ sông Đáy. Tuy nhiên, khu vực có nồng độ As cao chủ yếu bên bờ phải sông, vì vậy thấy rõ mối tương quan thuận bên bờ phải và tương quan nghịch bên bờ trái sông Đáy giữa As thấp và sắt cao.

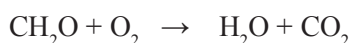


Hình 3: sự phân bố các thành phần oxy hóa khử và As trong nước ngầm khu vực tây bắc Hà Nội [đường bình độ biểu diễn nồng độ của các thành phần oxy hóa khử. Chấm tròn đỏ với kích thước khác nhau biểu diễn nồng độ As ($\mu\text{g/l}$) trong nước ngầm (kích thước chấm càng to thì nồng độ càng cao, thay đổi từ dưới 5-334 $\mu\text{g/l}$)]

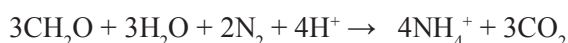
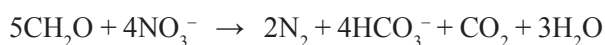
Amoni phân bố chủ yếu dọc theo sông Đáy và khá tương quan với phân bố của As, khu vực có nồng độ amoni cao thì nồng độ As cũng cao. Xu hướng phân bố của PO_4^{3-} và sắt khá giống nhau do hầu hết photphat có thể được giải phóng trong quá trình khử sắt oxit [6]. Mối tương quan thuận giữa As và photphat hình thành do sự tranh chấp trên bề mặt khoáng và giải phóng As vào nước ngầm. Mối tương quan này cũng được quan sát thấy ở khu vực nghiên cứu, những vùng có photphat cao thì nồng độ sắt cũng cao. Phía bờ phải sông Đáy, nồng độ As cao và nồng độ photphat cũng cao cho thấy mối tương quan thuận giữa hai thành phần này.

Sự phân bố của các thành phần trên trong nước ngầm phụ thuộc vào các điều kiện cũng như các quá trình hóa học xảy ra trong nước ngầm, đặc biệt là các quá trình oxy hóa khử. Quá trình oxy hóa khử trong nước ngầm là một chuỗi các phản ứng cùng với sự phân hủy các vật chất hữu cơ diễn ra tuần tự thông qua các chất nhận điện tử khác nhau [9]. Các quá trình này diễn ra như sau:

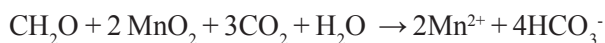
- Vi sinh vật tiêu thụ oxy hòa tan để phân hủy vật chất hữu cơ (vật chất hữu cơ có công thức là CH_2O):



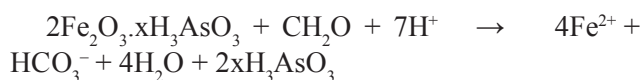
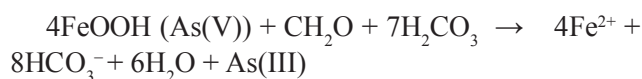
- Sự khử nitrat sẽ xảy ra khi oxy trong nước ngầm xuống thấp và không đủ cung cấp cho vi sinh vật sử dụng:



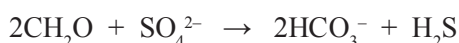
- Tiếp đó là sự khử mangan:



- Khi môi trường trở nên khử hơn sẽ xảy ra quá trình khử hòa tan sắt oxit đồng thời giải phóng As vào nước ngầm:



- Quá trình khử sunfat xảy ra trong môi trường khử hơn so với quá trình khử sắt:



Theo thứ tự các phản ứng trên thì những quá trình biến đổi của các thành phần này trong điều kiện oxy hóa khử đã ảnh hưởng tới sự phân bố của As (hình 3). Ở những vị trí có nồng độ As cao thuộc bờ phải sông Đáy có nồng độ cao các thành phần có tính khử (sắt, NH_4^+) và thành phần hấp phụ cạnh tranh PO_4^{3-} . Những khu vực nồng độ As cao thường có nồng độ thấp các thành phần đặc trưng cho môi trường oxy hóa (O_2 , NO_3^- , mangan, SO_4^{2-}) vì chúng được vi sinh vật sử dụng để phân hủy các vật chất hữu cơ làm cho môi trường có tính khử hơn.

Kết luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy, ở bờ phải sông Đáy,

nồng độ As có mối tương quan thuận với nồng độ các thành phần đặc trưng cho môi trường khử như Fe, NH_4^+ , PO_4^{3-} và có mối tương quan nghịch với nồng độ các thành phần đặc trưng cho môi trường oxy hóa như O_2 , NO_3^- , Mn^{2+} , SO_4^{2-} . Từ đó cho thấy, nơi nào có nồng độ cao các thành phần sắt, amoni và photphat và có nồng độ thấp oxy, nitrat, mangan và sunfat thường có nguy cơ ô nhiễm As cao, do đó nên khảo sát trước hoặc tránh khai thác nước ngầm ở những khu vực này để đảm bảo nước khai thác không bị ô nhiễm As.

Tài liệu tham khảo

- [1] M. Berg, C. Stengel, T.K. Pham Trang, H. Pham Viet, M.L. Sampson, M. Leng, S. Samreth, Fredericks (2007), "Magnitude of arsenic pollution in the Mekong and Red River Deltas - Cambodia and Vietnam", *Science of the Total Environment*, **372**, pp.413-425.
- [2] T. Agusa, T.K. Pham Trang, M. Vi Lan, H. Duong Anh, S. Tanabe, H. Pham Viet, M. Berg (2013), "Human exposure to arsenic from drinking water in Vietnam", *Science of the Total Environment*, **488-489**, pp.562-569.
- [3] L.H.E. Winkel, T.K. Pham Trang, M. Vi Lan, C. Stengel, M. Amini, T. Nguyen Ha, H. Pham Viet, M. Berg (2011), "Arsenic pollution of groundwater in Vietnam exacerbated by deep aquifer exploitation for more than a century", *Proceeding of National Academy of Science (PNAS)*, **108(4)**, pp.1246-1251.
- [4] J.M. McArthur, P. Ravenscroft, S. Safiulla, M.F. Thirlwall (2001), "Arsenic in groundwater: testing pollution mechanisms for sedimentary aquifers in Bangladesh", *Water Resources Research*, **37**, pp.109-117.
- [5] S. Jessen, L. Flemming, D. Postma, H. Pham Viet, T. Nguyen Ha, Q. Pham Nhan, D. Dang Nhan, T. Mai Duc, T.M. Nguyen Hue, D. Trieu Huy, T. Tran Luu, H. Dang Ha, J. Rasmus (2008), "Palaeo-hydrogeological control on groundwater As levels in Red River delta, Vietnam", *Applied Geochemistry*, **23**, pp.3116-3126.
- [6] D. Postma, F. Larsen, T.M. Nguyen Hue, T. Mai Duc, H. Pham Viet, Q. Pham Nhan, S. Jessen (2007), "Arsenic in groundwater of the Red River floodplain, Vietnam: Controlling geochemical processes and reactive transport modeling", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **71**, pp.5054-5071.
- [7] U.S. Helle, D. Postma, J. Rasmus, L. Flemming (2012), "Competitive adsorption of arsenate and phosphate on calcite; experimental results and modeling with CCM and CD-MUSIC", *Geochimica et Cosmochimica Acta*, **93**, pp.1-13.
- [8] H.M. Anawar, M. Shafi Tareq, Golam Ahmed (2013), "Is organic matter a source or redox driver or both for arsenic release in groundwater?", *Physics and Chemistry of the Earth*, **58-60**, pp.49-56.
- [9] M.L. Polizzotto, C.F. Harvey, G. Li, B. Badruzzaman, A. Ali, M. Newville, S. Sutton, S. Fendorf (2006), "Solid-phases and desorption processes of arsenic within Bangladesh sediments", *Chemical Geology*, **228**, pp.97-111.