

Nghiên cứu sự phân bố asen trong trầm tích tại khu vực tây bắc Hà Nội bằng phương pháp chiết đơn

Vũ Thị Duyên¹, Phạm Thị Kim Trang¹, Vi Thị Mai Lan¹, Đào Việt Nga¹,
Trần Thị Mai¹, Dieke Postma², Phạm Hùng Việt^{1*}

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

²Viện Khảo sát Địa chất Đan Mạch và Greenland (GEUS)

Ngày nhận bài 3/12/2016, ngày chuyển phản biện 7/12/2016, ngày nhận phản biện 26/12/2016, ngày chấp nhận đăng 30/12/2016

Trong nghiên cứu này, các tác giả sử dụng phương pháp chiết đơn với các tác nhân chiết khác nhau để chiết asen (As) liên kết trên các pha khoáng sắt trong trầm tích tại khu vực tây bắc Hà Nội. Năm tác nhân chiết được sử dụng là: 1) $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 50mM; 2) Axit formic 0,5M, pH 3; 3) Axit formic 0,5M + axit ascorbic 10mM, pH 3; 4) Amoni oxalat 0,2M + axit ascorbic 0,1M, pH 3 và 5) $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ kết hợp lò vi sóng, tương ứng với 5 pha khoáng: (1) pha hấp phụ ion; (2) pha khoáng dễ hòa tan; (3) pha khoáng sắt hoạt động; (4) pha khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể và (5) pha khoáng bền vững. Kết quả nghiên cứu cho thấy nồng độ As trong trầm tích ở khu vực nghiên cứu trong khoảng 1-6 mg/kg (trung bình 2 mg/kg). Trong đó, hầu hết As liên kết với các pha khoáng oxyt sắt và lượng As trên pha khoáng hấp phụ ion cũng chiếm một phần đáng kể (10-25%) trong tổng số As chiết được. Sự có mặt của As trên pha khoáng dễ hòa tan là không đáng kể (<10%), đồng thời rất ít thấy sự có mặt của pha khoáng sắt hoạt động trong trầm tích cũng như As liên kết với pha khoáng này. Từ sự phân bố của As trên các pha khoáng trong trầm tích có thể thấy rằng, As có mối tương quan chặt chẽ với các pha khoáng sắt, đặc biệt là các oxyhydroxit sắt.

Từ khóa: asen, chiết đơn, trầm tích.

Chỉ số phân loại 1.4

Mở đầu

Nước ngầm bị ô nhiễm As đã trở thành vấn đề đáng quan tâm liên quan đến sức khỏe con người với quy mô trên toàn thế giới. Ô nhiễm As trong nước ngầm thường được phát hiện thấy tại các vùng đồng bằng gần các con sông lớn [1]. Trong đó tầng chứa nước ở vùng châu thổ Bangladesh và Tây Bengal có mức độ ô nhiễm bởi As được coi là nghiêm trọng nhất và có lẽ đây là trường hợp nhiễm độc hàng loạt lớn nhất trong lịch sử [2, 3]. Một tình trạng tương tự cũng đã được phát hiện ở tầng chứa nước thuộc vùng Đồng bằng sông Hồng, Việt Nam. Tại đây, trong khoảng 11 triệu người có tới 3 triệu người có thể bị phơi nhiễm với As bởi việc sử dụng nước ngầm có nồng độ As cao làm nước ăn uống [2, 4].

Mặc dù có nhiều nghiên cứu được tiến hành trong vài thập kỷ gần đây, nhưng nguyên nhân dẫn đến sự có mặt của As trong nước ngầm vẫn chưa được nghiên cứu kỹ và hiểu rõ. Giả thuyết phổ biến nhất được cho

là do As giải phóng từ trầm tích vào nước ngầm thông qua cơ chế khử hòa tan các khoáng sắt dưới điều kiện khử [5, 6].

Theo cơ chế này, As càng có mặt nhiều trên các khoáng sắt có thể bị hòa tan thì khả năng nước ngầm bị ô nhiễm As càng cao. Nếu gặp môi trường càng thuận lợi cho quá trình khử hòa tan khoáng sắt diễn ra thì nguy cơ ô nhiễm As càng tăng. Điều này cho thấy, quá trình giải phóng As phụ thuộc vào đặc tính khoáng học của trầm tích tầng chứa nước, sự phân bố của As trên các pha khoáng và điều kiện môi trường. Các khoáng sắt phổ biến thường gặp trong trầm tích tự nhiên là: pyrite (FeS_2) - khoáng sắt bền vững, hematite ($\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$), goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) - khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể, ferrihydrite ($\text{Fe}^{+3}_{10}\text{O}_{14}(\text{OH})_2$), lepidocrocite ($\gamma\text{-FeOOH}$), $\text{Fe}(\text{OH})_3$ - khoáng sắt hoạt động và siderite (FeCO_3), vivianite ($\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$) - khoáng sắt dễ hòa tan [7]. As dễ dàng bị rửa trôi vào nước ngầm thường ở dạng hấp phụ trên bề mặt, liên kết với khoáng dễ hòa tan hoặc As liên kết trên các

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

Study on the distribution of arsenic in sediment at the Northwest Hanoi by single-step extraction procedure

Summary

In this study, the authors used the single-step extraction procedure with different extractants to extract arsenic (As) associated with iron phases in the sediment at the Northwest Hanoi. Five extraction steps, including 1) 50mM $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$; 2) 0.5M Formic acid, pH 3; 3) 0.5M Formic acid + 10mM Ascorbic acid, pH 3; 4) 0.2M NH_4 -oxalate + 0.1M Ascorbic acid, pH 3; and 5) $\text{HNO}_3/\text{H}_2\text{O}_2$ microwave digestion, corresponded to five phases: (1) Adsorbed ions; (2) Acid extractable; (3) Reactive iron; (4) Crystalline oxyhydroxide iron; and (5) Residual phase, respectively. The results showed that the range of As concentration in the sediment was 1-6 mg/kg (2 mg/kg at average). Among them, most of the As in the sediment was bound to Fe oxides fractions, and the content of As in adsorbed ions phase also accounted for a significant fraction of the total extracted arsenic (10-25%). The presence of As in acid extractable phase only constituted a small part of the extracted As (less than 10%), and the fraction of As derived from reactive iron phase was negligible. These results indicated that As has a strong association with iron minerals, particularly, iron oxyhydroxides.

Keywords: arsenic, sediment, single-step extractions.

Classification number 1.4

khoáng sắt oxit nếu xảy ra quá trình khử hòa tan các khoáng này. Trong khi đó, As liên kết trên pha khoáng pyrite lại rất bền vững và khó bị rửa trôi ra nước ngầm dưới các điều kiện tự nhiên. Vậy để nghiên cứu khả năng giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm thì việc nghiên cứu sự phân bố của As trên các pha khoáng, đặc biệt là các khoáng sắt là điều cần thiết.

Hiện nay có khá nhiều phương pháp có thể nghiên cứu pha rắn của As trong trầm tích như các phương

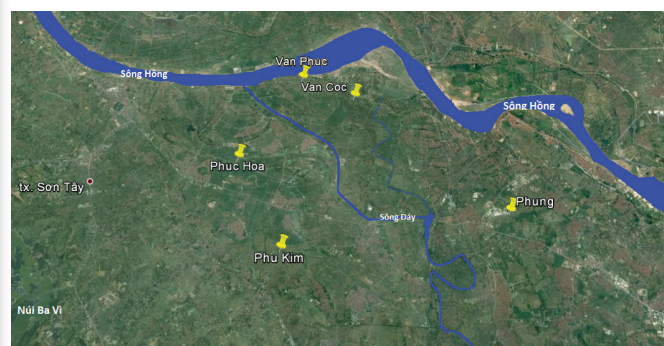
pháp dựa trên kỹ thuật tia X, hay các phương pháp phổ dao động [8]. Tuy nhiên, các phương pháp thường áp dụng rất hạn chế đối với các mẫu trầm tích tự nhiên do hàm lượng As trong trầm tích là quá nhỏ [1]. Do vậy mà phương pháp chiết chọn lọc được ứng dụng rộng rãi để nghiên cứu sự phân bố, kiểu liên kết của As trên từng pha khoáng rắn khác nhau trong trầm tích bằng việc dựa vào các đặc tính hóa lý của các pha liên kết đó.

Trong nghiên cứu này, một quy trình chiết đơn được sử dụng để nghiên cứu sự phân bố của As trên các pha khoáng trong trầm tích thuộc vùng Đồng bằng sông Hồng, cụ thể tại khu vực tây bắc Hà Nội. Các pha rắn mục tiêu trong nghiên cứu này là: 1) Pha hấp phụ ion, 2) Pha khoáng dễ hòa tan, 3) Pha khoáng sắt hoạt động, 4) Pha khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể và 5) Pha khoáng bền vững.

Địa điểm và phương pháp nghiên cứu

Địa điểm và đối tượng nghiên cứu

Địa điểm nghiên cứu nằm bên bờ phải sông Hồng, cách Hà Nội khoảng 30 km về phía thượng nguồn, với vị trí nằm giữa núi Ba Vì và sông Hồng và phần thượng nguồn sông Đáy. Các vị trí lấy mẫu trầm tích được thể hiện trong hình 1.



Hình 1: sơ đồ vị trí lấy mẫu trầm tích tại khu vực tây bắc Hà Nội

Hai mươi mẫu trầm tích ở độ sâu khác nhau trong khu vực nghiên cứu bao gồm Vân Cốc (10 mẫu có độ sâu từ 3,5 m đến -9,2 m), Vân Phúc (2 mẫu có độ sâu -0,25 m và -7,5 m), Phúc Hòa (2 mẫu có độ sâu -1,3 m và -13,3 m), Phùng (2 mẫu có độ sâu ở -15,3 m và -28 m) và Phú Kim (4 mẫu ở độ sâu từ 0,7 m đến -1,4 m). Tất cả các mẫu trầm tích thu được đều là trầm tích dạng cát có màu xám đen, hạt mịn đến trung bình, ngoại trừ tại Phùng ở độ sâu -15 m là trầm tích sét pha cát. Các mẫu này sau khi lấy được bảo quản nguyên trạng ở -20°C cho tới khi phân tích.

Phương pháp nghiên cứu

Để nghiên cứu sự phân bố As trên các pha rắn khác nhau trong trầm tích, một quá trình chiết đơn kế thừa từ phép chiết của Wenzel và một số nhóm tác giả đã thực hiện nghiên cứu tại Việt Nam và trên thế giới được tiến hành trong nghiên cứu này [5, 9-11]. Tuy nhiên, quy trình được áp dụng trong nghiên cứu này cũng có những cải tiến để phù hợp với đặc điểm trầm tích địa phương, điều kiện phòng thí nghiệm và chọn lọc cho mối liên kết của As với các pha rắn trong trầm tích.

Các thao tác được thực hiện trong điều kiện kín, không có oxy để hạn chế sự thay đổi môi trường yếm khí của đất, bằng cách sử dụng glovebox với dòng khí nitơ thổi liên tục. Mẫu trầm tích được chiết trong các lọ thủy tinh 100 ml, có nắp cao su kín và được lắc đều bằng máy lắc ngang ở nhiệt độ phòng. Riêng As liên kết trên pha khoáng bền vững được thực hiện trong lò vi sóng. Các dịch chiết và điều kiện tiến hành thí nghiệm được liệt kê cụ thể trong bảng 1.

Bảng 1: tóm tắt quy trình chiết đơn gồm 5 bước cho trầm tích tầng chứa nước [5, 9-11]

Tác nhân chiết	Điều kiện chiết	Tỷ lệ rắn:lỏng (g/ml)	Pha khoáng mục tiêu	Cơ chế
$\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ 50mM	18 giờ, nhiệt độ phòng	1:25	Hấp phụ ion	Cạnh tranh vị trí hấp phụ
Axit formic 0,5M	pH 3, 18 giờ, nhiệt độ phòng	1:25	Khoáng dễ hòa tan	Hòa tan bởi axit
Axit ascorbic 10mM + axit formic 0,5M	pH 3, 18 giờ, nhiệt độ phòng	1:25	Khoáng sắt hoạt động	Khử hòa tan
Amoni oxalat 0,2M + axit ascorbic 0,1M	pH 3, 18 giờ, nhiệt độ phòng	1:25	Khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể	Khử hòa tan kết hợp tạo phức
HNO_3 65% + H_2O_2 30%	Phá mẫu 30 phút trong lò vi sóng	1:50	Khoáng bền vững	Oxy hóa khử

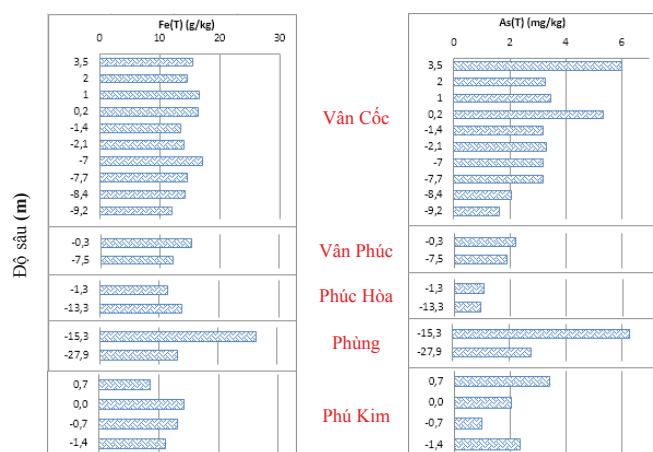
Sau khi phản ứng kết thúc, dịch chiết được hút bằng xylanh và lọc qua màng lọc 0,2 μm vào lọ PE cho các phép phân tích tiếp theo.

Kết quả và thảo luận

Từ hình 2 có thể thấy tổng lượng Fe chiết được ở cả 4 vị trí Vân Cốc, Vân Phúc, Phúc Hòa, Phú Kim là tương đương nhau và có giá trị trong khoảng 10-15 g/kg, và sự tăng giảm Fe tổng theo độ sâu ở các điểm này

là không lớn. Tại Phùng, hàm lượng Fe tổng này lại có sự chênh lệch lớn ở hai độ sâu (ở -15 m lượng Fe tổng là 25 g/kg, trong khi tại độ sâu -28 m lượng Fe chiết được chỉ là 12 g/kg, tương đương với các vị trí khác). Không giống như Fe, tổng hàm lượng As chiết được ở 5 vị trí này lại có sự khác biệt lớn. Cụ thể, ở Vân Cốc và Phùng hàm lượng As chiết được là lớn nhất, lần lượt trong khoảng 2-6 mg/kg và 3-6 mg/kg. As tổng tại Phùng cũng có sự chênh lệch lớn giữa hai độ sâu. Ở Phú Kim và Vân Phúc, lượng As nằm ở khoảng 2 mg/kg và cuối cùng, tại Phúc Hòa lượng As tổng là ít nhất (chỉ khoảng 1 mg/kg). Tuy hàm lượng As tổng là không giống nhau ở các vị trí nhưng nhìn chung lượng As tổng này ở cả 5 vị trí đều có xu hướng giảm theo độ sâu.

Hình 2: hàm lượng Fe tổng và As tổng chiết được ở 5 vị trí nghiên cứu

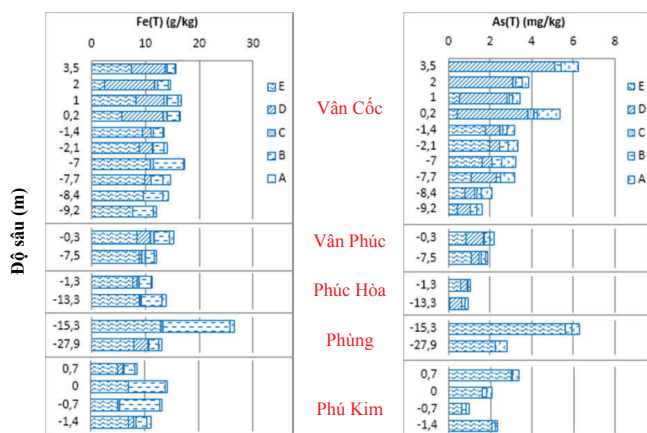


Việc hàm lượng Fe và As tổng ở Phùng tại độ sâu -15 m là lớn nhất có vẻ phù hợp với sự có mặt của lớp sét pha tại độ sâu này. Hàm lượng As trong sét nhiều là do sét cũng có thể hấp thụ As bởi chúng có đặc tính tương tự như các oxit kim loại [1]. Hàm lượng Fe tổng và As tổng thu được nhiều nhất trong trầm tích sét cũng được báo cáo bởi Postma, et al (2007) tại Đan Phượng và Berg, et al (2008) tại Thượng Cát [5, 10]. Mặc dù hàm lượng As tổng ở cả 5 vị trí có sự khác nhau, nhưng có thể kết luận rằng lượng As trong trầm tích ở cả 5 vị trí đều nằm trong khoảng nồng độ phổ biến trong trầm tích như được báo cáo ở một số nơi trên thế giới. Ví dụ, trầm tích đặc trưng cho vùng đồng bằng bồi tích và đồng bằng châu thổ ở Bangladesh có hàm lượng As nằm trong khoảng 0,4-10 mg/kg, trung bình 4 mg/kg. Trầm tích sông Gangers có hàm lượng As trung bình khoảng 2 mg/kg. Nồng độ As trung bình trong trầm tích suối ở Anh và Xứ Wales thường dao động trong

khoảng 5-8 mg/kg [1]. Khoảng nồng độ tương tự của Fe và As cũng được báo cáo bởi một số nhà nghiên cứu thực hiện với trầm tích tầng chứa nước thuộc vùng Đồng bằng sông Hồng như Postma, et al (2007) Fe 15-20 g/kg và As 5-10 mg/kg; Berg, et al (2008) Fe khoảng 20 g/kg và As chủ yếu trong khoảng 5-10 mg/kg; Mai N.T.H, et al (2012) với lượng As trong khoảng 1,5-4,5 mg/kg [5, 10, 11].

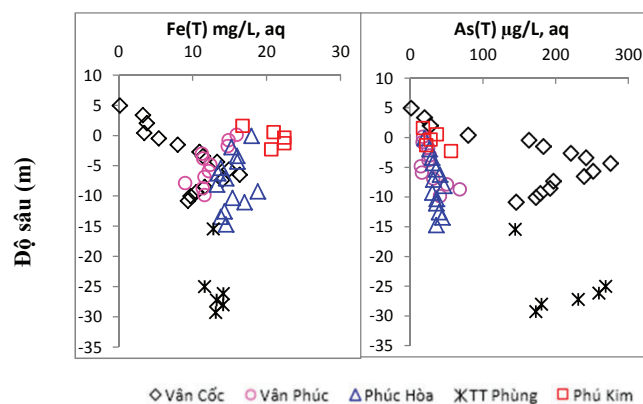
Tuy hàm lượng As và Fe tổng trong trầm tích tại cả 5 vị trí trên đều nằm trong khoảng nồng độ phổ biến nhưng không phải toàn bộ lượng As và Fe này đều bị rửa trôi vào nước ngầm mà chỉ có dạng linh động mới có khả năng ảnh hưởng tới tầng chứa nước. Khi nghiên cứu sâu hơn vào thành phần cấu trúc khoáng học cho thấy, trong trầm tích tồn tại các dạng khoáng khác nhau, đồng thời sự phân bố của cả Fe và As trên các pha khoáng đó cũng khác nhau.

Từ hình 3 có thể thấy Fe phân bố phần lớn trên pha khoáng bền vững, chủ yếu trong khoảng 50-70%; lượng As trên pha này hầu hết cũng chiếm một phần lớn như ở Vân Phúc, Phùng, Phú Kim chiếm tới 40-90%, Vân Cốc ở độ sâu dưới -1,4 m chiếm 30-60%, Phúc Hòa ở độ sâu -1,3 m chiếm 50% tổng số As chiết được. Trong khi đó cũng tại Vân Cốc ở độ sâu nông (trên 0,2 m) và ở Phúc Hòa tại độ sâu -13 m thì lượng As trên pha khoáng bền vững chỉ chiếm một phần rất nhỏ (dưới 15%). Và sự phân bố của cả Fe và As trên pha này càng lớn đối với trầm tích càng xa sông hay trầm tích ở độ sâu lớn. Tuy nhiên, như đã đề cập ở trên, pha khoáng này rất bền vững, dưới điều kiện khử tự nhiên của tầng chứa nước thì As và Fe trên pha khoáng này khó có khả năng giải phóng vào nước ngầm.



Hình 3: sự phân bố Fe và As chiết được từ 5 pha khoáng trong trầm tích (A: pha hấp phụ ion; B: pha khoáng dễ hòa tan; C: pha khoáng sắt hoạt động; D: pha khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể; E: pha khoáng bền vững)

Ngoài lượng As và Fe ở pha khoáng bền vững thì phần còn lại tồn tại ở các dạng linh động bao gồm các dạng hấp phụ ion, liên kết với các khoáng dễ hòa tan, khoáng sắt hoạt động và oxyhydroxit sắt tinh thể. Fe ở dạng linh động chủ yếu phân bố trên các pha khoáng dễ hòa tan như siderite, vivianite và ở pha khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể. Lượng sắt trên hai pha hấp phụ và khoáng sắt hoạt động chiếm rất ít (lần lượt nhỏ hơn 9% và 3%) (hình 3). Điều này có thể giải thích là do dưới điều kiện tự nhiên của tầng chứa nước hai pha khoáng này trải qua các quá trình hòa tan và giả hóa trước tiên, sau đó tái kết tủa lại dưới dạng khoáng thứ cấp hoặc chuyển sang dạng tinh thể bền hơn và đồng thời cũng chuyển As liên kết trên đó vào pha khoáng bền vững hơn. Fe ở dạng linh động được tìm thấy nhiều nhất tại Vân Cốc ở độ sâu nông (trên 0,2 m) và Phú Kim; ít hơn tại Vân Phúc, Phúc Hòa và Phùng. Với sự khác biệt về hàm lượng Fe ở dạng linh động này theo lý thuyết thì hàm lượng Fe trong nước cũng phải biến đổi tương tự (tức là Fe trong nước cao ở Vân Cốc, Phú Kim và thấp ở Vân Phúc, Phúc Hòa, Phùng). Tuy nhiên, trên thực tế, khi nghiên cứu hàm lượng Fe trong nước ngầm tại các vị trí này thì thấy có sự tương đương nhau, ít thấy sự khác biệt giữa các vị trí (hình 4). Điều này có thể là do trong thực tế, quá trình khử hòa tan và vận chuyển của Fe trong tầng chứa nước diễn ra khá phức tạp và chịu tác động của nhiều yếu tố khác làm cho sự chênh lệch hàm lượng Fe trong nước ngầm không còn đúng với lý thuyết.



Hình 4: hàm lượng Fe và As trong nước ngầm tại 5 vị trí nghiên cứu

Đối với As ở dạng linh động có sự khác biệt lớn và không giống như ở Fe. Có thể thấy lượng As ở dạng linh động được tìm thấy nhiều nhất tại Vân Cốc và giảm dần theo độ sâu; ít hơn một chút so với Vân Cốc là ở Vân Phúc và Phúc Hòa. Tại ba vị trí này, As lại phân bố chủ yếu trên pha sắt oxyhydroxit (30-80%)

và pha khoáng hấp phụ ion (10-25%). Lượng As dạng này được tìm thấy ít nhất tại Phùng và Phú Kim, và chỉ phân bố trên pha hấp phụ ion và pha khoáng Fe dễ hòa tan, tại 2 vị trí này không thấy sự có mặt của As trên pha sắt oxyhydroxit tinh thể. Riêng với pha khoáng Fe hoạt động, lượng As trên pha này ở cả 5 vị trí đều không đáng kể (nhỏ hơn 5%). Từ sự phân bố As trên các pha khoáng trong trầm tích có thể nói trong khu vực nghiên cứu As ở dạng linh động này phân bố chủ yếu hoặc trên pha oxyhydroxit sắt tinh thể hoặc trên pha hấp phụ ion.

Nếu theo giả thuyết As giải phóng từ quá trình khử hòa tan các khoáng Fe oxit thì càng nhiều As ở dạng linh động, đặc biệt là trên pha oxyhydroxit sắt tinh thể thì nồng độ As trong nước càng cao. Ngược lại, nếu không có hoặc có ít As ở dạng linh động thì hàm lượng As trong nước ngầm sẽ thấp do không có quá trình giải phóng As từ trầm tích. Một nghiên cứu được thực hiện tại Việt Nam bởi tác giả E. Eiche, et al (2008) đối với trầm tích già và trẻ cho thấy ở khu vực trầm tích trẻ nồng độ As trong nước ngầm cao hơn ở khu vực trầm tích già mặc dù tổng As trong trầm tích ở cả hai khu vực này là tương đương nhau [6]. Tuy nhiên, khi xét với khu vực nghiên cứu này thì có vẻ giả thiết trên không còn đúng với tất cả các vị trí. Nồng độ As trong nước ngầm cao được bắt gặp ở Vân Cốc và Phùng (>200 µg/l), còn các vị trí còn lại có nồng độ As trong nước ngầm tương tự nhau (<100 µg/l) (hình 4). Có thể thấy giả thuyết trên có vẻ đúng đối với trường hợp nước ngầm ở Vân Cốc, Phú Kim, Vân Phúc và Phúc Hòa nhưng ở Phùng thì lại đi ngược giả thiết trên. Điều này có thể do trong thực tế, sau khi giải phóng vào nước ngầm lượng As này không nằm lại tại đó mà có thể đã bị vận chuyển đi xa bởi các dòng chảy ngầm. Ngoài ra, điều cần thiết nữa để giải phóng As từ trầm tích vào nước ngầm là môi trường chứa trầm tích trong các tầng chứa nước cần phải có điều kiện khử đủ mạnh để diễn ra quá trình khử hòa tan khoáng sắt chứa As.

Nhìn chung, có thể nói lượng As liên kết trên các pha Fe linh động (dễ hòa tan, Fe hoạt động, oxyhydroxit tinh thể) và trên pha hấp phụ ion đóng vai trò quyết định hàm lượng As bị hòa tan vào nước ngầm, chứ không phải lượng As tổng có trong trầm tích. Điều đó cho thấy khả năng ô nhiễm As trong các tầng chứa nước phụ thuộc vào cấu trúc khoáng của các hạt trầm tích và việc nghiên cứu cấu trúc khoáng này là điều cần thiết khi xem xét nguyên nhân gây ô nhiễm tầng chứa nước bởi As. Ngoài ra, các yếu tố thủy văn

có liên quan đến dòng chảy nước ngầm cũng nên được xem xét nghiên cứu.

Kết luận

Các kết quả nghiên cứu trên đây cho thấy, hàm lượng As trong trầm tích ở khu vực nghiên cứu nằm trong khoảng nồng độ As phổ biến trong trầm tích trên thế giới. Tuy nhiên, sự phân bố của As trên các pha khoáng trong trầm tích là khác nhau. Cụ thể: As phân bố chủ yếu trên pha khoáng pyrit và khoáng oxyhydroxit sắt tinh thể (chiếm 50-90%), lượng As trên pha hấp phụ ion chiếm một phần đáng kể (10-25%), và lượng As liên kết với pha khoáng dễ hòa tan và khoáng Fe hoạt động là không đáng kể. Sự phân bố As trên các pha khoáng cũng khác nhau theo vị trí địa lý: đối với trầm tích gần sông As chủ yếu tập trung trên pha oxyhydroxit sắt tinh thể, còn với trầm tích xa sông As lại phân bố chủ yếu trên pha khoáng bền vững (pyrit).

Từ sự phân bố của As trên trầm tích có thể kết luận rằng, có mối liên hệ giữa lượng As trong trầm tích và nước ngầm. Và As được giải phóng ra nước ngầm từ nguồn chính là As dạng linh động trong trầm tích.

Lời cảm ơn

Các tác giả xin chân thành cảm ơn sự hỗ trợ về thiết bị và kinh phí của dự án hợp tác quốc tế “Dự đoán ô nhiễm As trong nước ngầm ở vùng đồng bằng bồi tích Đông Nam Á (PREAS)” giữa Viện Khảo sát Địa chất Đan Mạch và Greenland (GEUS), Trường Đại học Khoa học Tự nhiên (VNU-HUS) và Trường Đại học Mỏ - Địa chất (HUMG) do EU tài trợ.

Tài liệu tham khảo

- [1] P.L. Smedley and D.G. Kinniburgh (2002), “A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters”, *Applied Geochemistry*, **17**, pp.517-568.
- [2] Michael Berg, 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”, *Environmental Science & Technology*, **35**(13), pp.2621-2626.
- [3] Shiv Shankar, Uma Shanker and Shikha (2014), “Arsenic Contamination of Groundwater: A Review of Sources, Prevalence, Health Risks, and Strategies for Mitigation”, *The Scientific World Journal*, 2014, doi: 10.1155/2014/304524.

- [4] H.E. Lenny Winkel, Pham Thi Kim Trang, Vi Mai Lan, Caroline Stengel, ManouchehrAmini, Nguyen Thi Ha, Pham Hung Viet, Michael 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.
- [5] Dieke Postma, Flemming Lasen, Nguyen Thi Minh Hue, Mai Thanh Duc, Pham Hung Viet, Pham Quy Nhan, Soren 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.
- [6] Elisabeth Eiche, Thomas Neumann, Michael Berg, Beth Weinman, Alexander van Geen, Stefan Norra, Zsolt Berner, Pham Thi Kim Trang, Pham Hung Viet and Doris 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.
- [7] C.A.J. Appelo and D. Postma (2005), *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2nd edition, A.A. Balkema Publishers, The Netherlands.
- [8] Suiling Wang, Catherine N. Mulligan (2008), “Speciation and surface structure of inorganic arsenic in solid phases: A review”, *Environmental International*, **34**, pp. 867-879.
- [9] Walter W. Wenzel, Natalie Kirchbaumer, Thomas Prohaska, Gerhard Stingeder, Enzo Lombi, Domy C. Adriano (2001), “Arsenic fractionation in soils using an improved sequential extraction procedure”, *Analytica Chimica Acta*, **436**, pp.309-323.
- [10] Michael Berg, Pham Thi Kim Trang, Caroline Stengel, Johanna Buschmann, Pham Hung Viet, Nguyen Van Dan, Walter Giger and Doris Stuben (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”, *Chemical Geology*, **249**, pp.91-112.
- [11] Nguyễn Thị Hoa Mai, Phạm Thị Kim Trang, Cao Thị Mai Trang, Nguyễn Thị Thu Trang, Nguyễn Như Khuê, Hoàng Thị Tươi, Phạm Hùng Việt, Dieke Postma (2012), “Tối ưu quy trình chiết As trong trầm tích”, *Tạp chí Khoa học Đại học Quốc gia Hà Nội, Khoa học Tự nhiên và Công nghệ*, **28**, pp.239-246.