



## XỬ LÝ NƯỚC DƯỚI ĐẤT Ô NHIỄM ARSENIC QUI MÔ HỘ GIA ĐÌNH

Lê Hoàng Việt<sup>1</sup>, Nguyễn Hữu Chiêm<sup>1</sup>, Huỳnh Long Toàn<sup>1</sup> và Phan Thanh Thuận<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Khoa Môi trường và Tài nguyên Thiên nhiên, Trường Đại học Cần Thơ

### Thông tin chung:

Ngày nhận: 19/09/2012

Ngày chấp nhận: 25/03/2013

### Title:

Removal of arsenic in underground water at household scale

### Từ khóa:

Arsenic, nước dưới đất, oxy hóa, keo tụ, lọc

### Keywords:

Arsenic, underground water, oxidation, coagulation, filtration

### ABSTRACT

Drinking water contaminated by arsenic is a global threat to health, potentially affecting about 140 million people in at least 70 countries worldwide. The underground water in the Mekong delta in southern Vietnam has been exploited for drinking water by private tube-wells to meet the increasing demand since the mid-1990s. Unfortunately, it is contaminated by arsenic in the range of 1–845 $\mu\text{g/L}$  (average 39  $\mu\text{g/L}$ ). In 2006, it is estimated that 0.5 – 1 million people in the Mekong delta at risk due to arsenic exposure. This research aims to find out the suitable measure to remove arsenic in underground water to meet the current drinking water standard of Vietnam from available technologies, and develop the equipment based on the selected measures. The results showed that the combination of oxidation, coagulation and filtration processes can be used to reduce arsenic concentration in underground water to less than 10 $\mu\text{g/L}$ .

### TÓM TẮT

Nước uống bị ô nhiễm bởi arsenic đã trở thành mối đe dọa đối với sức khỏe con người ở qui mô toàn cầu, theo ước tính có khoảng 140 triệu người ở ít nhất 70 quốc gia đang bị ảnh hưởng bởi nguồn ô nhiễm này. Để phục vụ cho nhu cầu sử dụng nước ngày càng gia tăng, từ giữa những năm 1990 nước ngầm ở Đồng bằng sông Cửu Long (ĐBSCL) đã được khai thác để làm nước uống bằng các giếng khoan ở các hộ gia đình. Nhưng không may nguồn nước này đã bị ô nhiễm arsenic ở nồng độ 1-845  $\mu\text{g/L}$  (trung bình khoảng 39  $\mu\text{g/L}$ ). Vào năm 2006, người ta ước tính có khoảng 0,5-1 triệu người ở ĐBSCL bị ảnh hưởng do sử dụng nguồn nước bị ô nhiễm này. Nghiên cứu này sẽ dựa trên các kỹ thuật xử lý arsenic sẵn có để tìm ra biện pháp xử lý arsenic thích hợp để đạt tiêu chuẩn cho phép của Việt Nam và thiết kế, chế tạo các thiết bị xử lý arsenic dựa trên biện pháp đã lựa chọn. Các kết quả cho thấy việc kết hợp các qui trình oxy hóa, keo tụ và lọc có thể sử dụng để đưa nồng độ arsenic trong nước ngầm xuống dưới 10  $\mu\text{g/L}$ .

## 1 GIỚI THIỆU

Nước uống bị ô nhiễm bởi arsenic (As) đã trở thành mối đe dọa đối với sức khỏe con người ở qui mô toàn cầu, theo ước tính có

khoảng 140 triệu người ở ít nhất 70 quốc gia đang bị ảnh hưởng bởi nguồn ô nhiễm này (UNICEF, 2008). Theo Berg *et al.* (2007) có khoảng 0,5 – 1 triệu người ở đồng bằng sông

Cửu Long (ĐBSCL) có nguy cơ nhiễm độc arsenic mạn tính do sử dụng nguồn nước bị ô nhiễm arsenic. Đỗ Văn Ái et al. (2001) cho rằng nguồn arsenic trong nước dưới đất (nước ngầm) ở các khu vực đồng bằng là do các quá trình tự nhiên (oxy hóa khoáng vật sulfur, và khoáng vật chứa As trong trầm tích, khử các hydroxýt sắt chứa As....) và do các hoạt động của con người. Theo Kiem *et al.* (2003) trong các nguồn nước tự nhiên dạng thường xuất hiện nhất là arsenite ( $As^{3+}$ ) hay arsenate ( $As^{5+}$ ). Tỷ lệ giữa  $As^{3+}$  và  $As^{5+}$  trong các nguồn nước phụ thuộc vào hiệu thế oxy hóa khử của môi trường. Do nước dưới đất ở điều kiện khử,  $As^{3+}$  là dạng chiếm ưu thế hơn  $As^{5+}$ . Độc tính của các As phụ thuộc vào cấu tạo hóa học của chúng và được sắp xếp theo thứ tự sau: arsenite > arsenate > monomethylarsonate > dimethylarsinate.  $As^{3+}$  có độc tính lớn hơn  $As^{5+}$  khoảng 60 lần; các hợp chất As vô cơ có độc tính cao hơn các As hữu cơ khoảng 100 lần.

Nghiên cứu của Berg *et al.* (2007) cho thấy nước dưới đất ở ĐBSCL đã bị ô nhiễm arsenic ở nồng độ 1-845  $\mu\text{g/L}$  (trung bình khoảng 39  $\mu\text{g/L}$ ).

Có 3 ảnh hưởng chính của As đối với sức khỏe con người là: làm đông keo protein, tạo phức với As(III) và phá hủy quá trình photpho hóa gây ung thư phế quản, phổi, các xoang.... Người bị nhiễm độc As có thể bị ung thư biểu mô da, gan, đường ruột, bàng quang... Ngoài ra As còn có khả năng gây ung thư xương, nguy hiểm nhất là làm sai lệch nhiễm sắc thể (Trịnh Thị Thanh, 2003).

Dựa trên các nghiên cứu về ảnh hưởng của As đến sức khỏe con người, tổ chức WHO đã đưa ra các tiêu chuẩn về nồng độ tối đa của As trong nước uống và tiêu chuẩn này trước đây là <50 $\mu\text{g/L}$  đã được nâng lên thành < 10  $\mu\text{g/L}$ . Trên cơ sở đó, Bộ Tài Nguyên và Môi Trường ban hành Qui chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước dưới đất (QCVN 09:2008), qui chuẩn này qui định nồng độ As trong nước ngầm không được vượt quá 0,05 mg/L

(50 $\mu\text{g/L}$ ). Bộ Y tế cũng ban hành Qui chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước ăn uống - QCVN 01:2009, qui định nồng độ As cho phép trong nước ăn uống phải < 0,01 mg/L (10 $\mu\text{g/L}$ ).

Có rất nhiều nghiên cứu để tìm ra biện pháp loại bỏ arsenic ra khỏi nước bao gồm keo tụ bằng hóa chất, keo tụ điện hóa, sử dụng các chất hấp phụ, sử dụng năng lượng mặt trời để oxy hóa (SORAS), oxy hóa (bằng oxy hay ozone) kết hợp với lọc, thẩm thấu ngược, trao đổi ion... (Hoffman, 2006; US-EPA, 2003; US-EPA, 2005; Ghurye and Cifford, 2001; Wang *et al.*, 2004; IGRAC, 2007). Kiem *et al.* (2003) cho rằng các nước đang phát triển như Việt Nam, Bangladesh không thể đầu tư cho các hệ thống xử lý As qui mô lớn, đắt tiền để đưa hàm lượng As xuống còn 50  $\mu\text{g/L}$  hay 10 $\mu\text{g/L}$  (theo qui định của từng nước). Hiện nay đã có các công nghệ xử lý hiệu quả, rẻ tiền để giải quyết vấn đề này cho các hộ hoặc các cộng đồng nhỏ. Trần Hiếu Nhuệ và *ctv.* (2001) cũng đã đề nghị lựa chọn các biện pháp như tạo kết tủa/lắng, keo tụ/lắng, lọc, hấp phụ bằng vật liệu thích hợp, oxy hóa, sử dụng năng lượng mặt trời để ứng dụng ở Việt Nam, và cho rằng để lựa chọn biện pháp xử lý thích hợp cần phải dựa trên điều kiện cụ thể của địa phương như: mức độ ô nhiễm của nước; các công nghệ, thiết bị xử lý hiện có; khả năng tài chính của cộng đồng dân cư; khả năng sử dụng nguyên, nhiên liệu sẵn có của địa phương và hệ thống phải đáp ứng khi nồng độ As biến động trong một khoảng rộng.

Theo Trung tâm Quốc tế Đánh giá các nguồn Tài nguyên Nước dưới đất (IGRAC, 2007), một số biện pháp xử lý nước ngầm ô nhiễm As có thể áp dụng cho các hộ gia đình và các cộng đồng được trình bày trong Bảng 1.

Tình hình ô nhiễm arsenic ở ĐBSCL và tình hình phát triển công nghệ xử lý arsenic trên thế giới và Việt Nam cho thấy việc lựa chọn phương pháp và chế tạo thiết bị xử lý arsenic trong nước dưới đất phù hợp với điều kiện ĐBSCL là cần thiết, đó là lý do nghiên cứu này được thực hiện.

**Bảng 1: So sánh các biện pháp xử lý As trong nước dưới đất**

Phương pháp	Qui mô và điều kiện vận hành					
	Gia đình & chi phí thấp	Cộng đồng & chi phí thấp	Gia đình & loại As cao	Cộng đồng & loại As cao	Gia đình & nước lợ	Cộng đồng & nước lợ
Keo tụ với phèn nhôm	+++	+++	+++	+++	+	+
Keo tụ với muối sắt	+++	+++	+++	+++	+	+
Keo tụ điện hóa	+++	+++	+++	+++	+++	+++
Nhôm hoạt tính	++	++	+++	+++	+	+
Cát áo sắt	+++	+++	+++	+++	+	+
Trao đổi ion	++	++	+++	+++	+	+
Công nghệ màng	+	+	+++	+++	+++	+++
Qui trình loại sắt truyền thống	+++	+++	+	+	+	+

(IGRAC, 2007)

Ghi chú: +++ rất thích hợp    ++ tương đối thích hợp    + không thích hợp trong một số trường hợp

**2 PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU**

Việc lựa chọn phương pháp xử lý nước dưới đất ô nhiễm As qui mô hộ gia đình được tiến hành trên các căn cứ:

- Dựa trên các tài liệu, phân tích các ưu điểm và nhược điểm của các biện pháp đã được áp dụng, để định hướng phương pháp xử lý As sử dụng trong nghiên cứu này.

- Tiến hành thí nghiệm để lựa chọn hóa chất thích hợp cho việc xử lý, sau đó tiến hành thí nghiệm trên mô hình để rút ra các thông số vận hành thích hợp dùng thiết kế thiết bị.

Trong quá trình thực hiện đề tài này 03 thí nghiệm đã tiến hành, các chỉ tiêu theo dõi là nồng độ As trước và sau khi xử lý, nồng độ sắt tổng còn lại sau khi xử lý. Phương pháp và phương tiện phân tích các chỉ tiêu theo dõi trong đề tài được trình bày trong Bảng 2.

**Bảng 2: Phương pháp và các phương tiện phân tích các chỉ tiêu**

Chỉ tiêu	Phương pháp	Phương tiện	Hóa chất sử dụng
Arsenic	Phương pháp quang phổ Bạc diethylthiocac-bamat (TCVN 6182: 1996)	- Máy quang phổ Jenway Spectrophotometer 6300, sử dụng ở bước sóng $\lambda = 550\text{nm}$ - Cuvét 1 cm - Ống đong 10 ml	- Natri diethylthiocacamat - Bạc nitrat - Pyridin - Kali iodua - Thiết Clorua - Kẽm hạt
	Phương pháp Phenanthro-line (APHA, 1998)	- Erlen 125 ml - Bình định mức 50, 100 ml - Máy quang phổ Jenway Spectrophotometer 6300, sử dụng ở bước sóng $\lambda = 510\text{nm}$ . - Cuvét 1 cm	- HCl đậm đặc - Hydroxylamin - Đệm Amonium acetate - Phenanthroline

Các thí nghiệm đã tiến hành được mô tả dưới đây.

*Thí nghiệm 1: loại As bằng biện pháp oxy hóa, keo tụ/lọc với tác nhân oxy hóa là oxy*

Dựa trên các phân tích về ưu, khuyết điểm của các phương pháp đang áp dụng trên thế giới, cũng như so sánh về giá thành của các phương pháp của IGRAC (2007); dựa trên thành phần hóa học của nước dưới đất ở các tỉnh ĐBSCL trong nghiên cứu của Berg *et al.*

(2007); phương pháp keo tụ/lọc được lựa chọn để nghiên cứu. Tuy nhiên, do tỉ lệ Fe : As trong nước ngầm ở các tỉnh ĐBSCL khá thấp, và do qui chuẩn Việt Nam đã điều chỉnh nồng độ As từ 50  $\mu\text{g/L}$  xuống còn 10  $\mu\text{g/L}$  để phù hợp với khuyến cáo của WHO, chúng tôi chọn chất keo tụ là  $\text{FeCl}_3$  để keo tụ đồng thời bổ sung hàm lượng sắt cần thiết và sử dụng thêm oxy để làm chất oxy hóa ban đầu để chuyển  $\text{As}^{3+}$  thành  $\text{As}^{5+}$  trước khi áp dụng qui trình keo tụ/lọc nhằm tăng hiệu quả của qui trình. Thí nghiệm được tiến hành với nước giếng pha với dung

dịch  $\text{NaAsO}_2$  để tạo nước ngầm ô nhiễm As với nồng độ As gần 500  $\mu\text{g/L}$ . Chất keo tụ được sử dụng là  $\text{FeCl}_3$  với nồng độ xấp xỉ: 5, 10, 15, 20, 30, 50  $\text{mg/L}$ . Sau khi cho chất keo tụ vào, mẫu được sục khí 15 phút và để lắng 30 phút (thời gian được lựa chọn từ kết quả thí nghiệm định hướng), rồi lấy nước trong ở trên lọc qua giấy lọc có kích thước lỗ lọc là 0.6  $\mu\text{m}$ , kế tiếp lấy nước sau lọc đem phân tích nồng độ As và  $\text{Fe}_{\text{tổng}}$  còn lại. Thí nghiệm này sử dụng hàm lượng As cao (500  $\mu\text{g/L}$ ) vì theo Berg *et al.* (2007) nồng độ As ở ĐBSCL biến thiên từ 1-845  $\mu\text{g/L}$ , và theo Nhuệ và *ctv.* (2001) hệ thống xử lý phải hoạt động được trong khoảng biến thiên rộng, do đó, mục tiêu của thí nghiệm nhằm đánh giá nồng độ chất keo tụ thích hợp và đánh giá khả năng loại bỏ As của biện pháp này ở nồng độ As cao. Thí nghiệm được tiến hành 03 lần lặp lại để lấy trị trung bình và độ lệch chuẩn.

*Thí nghiệm 2: loại As bằng biện pháp oxy hóa, keo tụ/lọc với tác nhân oxy hóa là Ozone*

Thí nghiệm này cũng được tiến hành tương tự như thí nghiệm 1, chỉ khác là tác nhân oxy hóa được sử dụng là ozone bằng máy Fresh FD-3000II (200 $\text{mg O}_3/\text{giờ}$  – 400  $\text{mg O}_3/\text{giờ}$ ).

*Thí nghiệm 3: loại As ra khỏi nước ngầm trên mô hình*

Dựa theo các kết quả của thí nghiệm 1 & 2, mô hình thử nghiệm có công suất tương đương với thiết bị sẽ thiết kế sau này (khoảng 250 L/giờ) được chế tạo và vận hành theo các điều kiện chọn ra từ các thí nghiệm 1 & 2, để tìm điều kiện vận hành phù hợp cho việc chế tạo thiết bị.

### 3 KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

#### 3.1 Thí nghiệm 1: loại As bằng biện pháp oxy hóa, keo tụ/lọc với tác nhân oxy hóa là oxy

Ở cùng thời gian sục khí là 15 phút, các kết quả cho thấy liều lượng  $\text{FeCl}_3$  càng cao thì hiệu quả xử lý càng cao, điều này do quá trình sục khí là vừa oxy hóa  $\text{As}^{3+}$  thành  $\text{As}^{5+}$  vừa giúp khuấy trộn chất keo tụ để hỗ trợ quá trình tạo bông cặn và cung cấp thêm oxy hoà tan cho nước để hình thành  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  kết tủa.  $\text{As}^{5+}$  sẽ kết hợp với ion sắt để tạo thành phức  $\text{FeAsO}_3$  kết tủa và  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  khi kết tủa sẽ hấp phụ phức này kết tủa theo nó. Thí nghiệm này một lần nữa đã chứng tỏ được vai trò của tỉ lệ Fe:As trong việc xử lý As như các tài liệu đã công bố.

**Bảng 3: Nồng độ As còn lại trong mẫu sau khi keo tụ và lọc bằng  $\text{FeCl}_3$  (tác nhân oxy hóa ban đầu là không khí\*)**

Nồng độ $\text{FeCl}_3$ ( $\text{mg/L}$ )	Nồng độ As còn lại ( $\mu\text{g/L}$ )				Độ lệch chuẩn	Hiệu suất trung bình (%)
	Lần 1	Lần 2	Lần 3	Trung bình		
0**	503.42	496.38	482.69	494.16	10.54	-
5	260.34	255.17	243.01	252.84	8.89	48.83
10	217.50	209.74	200.50	209.25	8.51	57.66
15	173.97	176.85	153.85	168.23	12.53	65.96
20	148.20	135.82	128.47	137.50	9.97	72.18
30	87.36	80.71	72.94	80.34	7.21	83.74
50	52.90	49.03	44.38	48.77	4.26	90.13

*Ghi chú:*

\* thời gian sục khí là 15 phút (theo kết quả thí nghiệm định hướng)

\*\* nồng độ As ở hàng nồng độ  $\text{FeCl}_3$  0  $\text{mg/L}$  tương ứng với nồng độ As trong mẫu nước đưa vào thí nghiệm.

Kết quả thí nghiệm cho thấy biện pháp keo tụ/lọc với tác nhân oxy hóa As ban đầu là không khí có hiệu suất loại bỏ  $\text{As}^{3+}$  có thể lên đến 90% ở liều lượng  $\text{FeCl}_3$  là 50  $\text{mg/L}$ , tuy nhiên ở liều lượng này hàm lượng sắt tổng và

As còn lại đều vượt mức tối hạn của QCVN 01:2009/BYT ( $\text{Fe}_{\text{tổng}}$  là 0,34  $\text{mg/L}$  > 0,3  $\text{mg/L}$  và As là 48,77 $\mu\text{g/L}$  > 10  $\mu\text{g/L}$ ). Vì lý do này các thí nghiệm ở các liều lượng  $\text{FeCl}_3$  cao hơn không được tiếp tục tiến hành.

**Bảng 4: Nồng độ Fe<sub>tổng</sub> còn lại trong mẫu sau khi keo tụ và lọc bằng FeCl<sub>3</sub> (tác nhân oxy hóa là không khí)**

Nồng độ FeCl <sub>3</sub> sử dụng (mg/L)	Nồng độ Fe <sub>tổng</sub> còn lại sau xử lý (mg/L)
5	0.11
10	0.13
15	0.15
20	0.23
30	0.28
50	0.34

**3.2 Thí nghiệm 2: loại As bằng biện pháp oxy hóa, keo tụ/lọc với tác nhân oxy hóa là Ozone**

Kết quả thí nghiệm cho thấy biện pháp keo

**Bảng 5: Nồng độ As còn lại trong mẫu sau khi keo tụ và lọc bằng FeCl<sub>3</sub> (tác nhân oxy hóa là ozone\*)**

Nồng độ FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Nồng độ As còn lại (µg/L)				Độ lệch chuẩn trung bình(%)	Hiệu suất (%)
	Lần 1	Lần 2	Lần 3	Trung bình		
0**	504.97	493.76	484.97	494.57	10.03	-
5	152.23	155.61	148.28	152.04	3.67	69.26
10	114.07	127.34	119.90	120.44	6.65	75.65
15	84.30	90.50	88.22	87.68	3.13	82.27
20	54.68	59.24	55.03	56.32	2.54	88.61
30	28.41	32.43	30.39	30.41	2.01	93.85
50	KPH	KPH	KPH	KPH	0.00	100

Ghi chú:

\* thời gian sục ozone là 15 phút với máy tạo ozone Fresh FD-3000II (200mg/hr – 400 mg/hr)

\*\* nồng độ As ở hàng nồng độ FeCl<sub>3</sub> 0 mg/L tương ứng với nồng độ As trong mẫu nước đưa vào thí nghiệm.

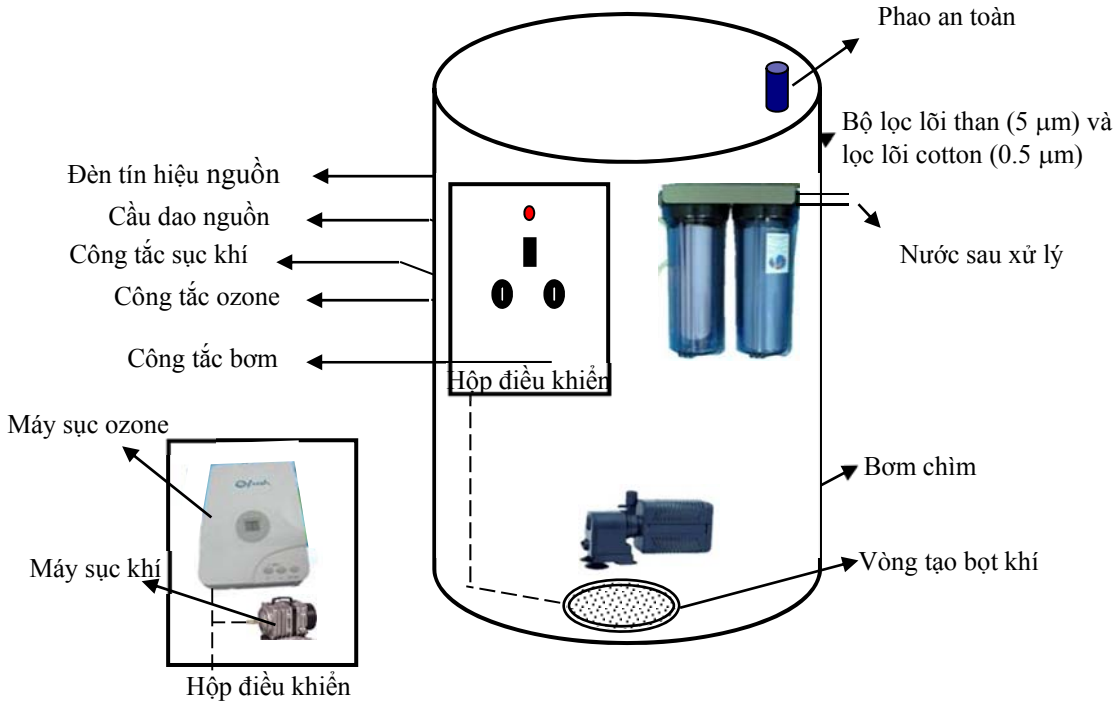
**Bảng 6: Nồng độ Fe<sub>tổng</sub> còn lại trong mẫu sau khi keo tụ và lọc bằng FeCl<sub>3</sub> (tác nhân oxy hóa là ozone)**

Nồng độ FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Nồng độ Fe <sub>tổng</sub> còn lại sau xử lý (mg/L)
5	0.11
10	0.13
15	0.15
20	0.20
30	0.28
50	0.31

**3.3 Thí nghiệm 3: loại As ra khỏi nước ngầm trên mô hình**

Dựa vào các kết quả trên, mô hình thử nghiệm có công suất 250 L/giờ (tương đương với công suất thiết bị sẽ chế tạo sau này) được chế tạo và vận hành với các nồng độ FeCl<sub>3</sub> khác

nhau để chọn ra điều kiện vận hành phù hợp phục vụ cho việc chế tạo thiết bị. Các chi tiết của mô hình thử nghiệm được trình bày trong Hình 1. Mô hình gồm một tủ điều khiển điện, một bồn để chứa nước ngầm và để làm bể phản ứng oxy hóa/keo tụ, một máy tạo ozone Fresh FD-3000II nối với bơm sục khí trợ lực, một bơm chìm, 02 bộ lọc (một có lõi lọc là than hoạt tính kích thước lỗ 0,5µm, một có lõi lọc là sợi cotton kích thước lỗ 0,5µm), và các bộ ngắt bơm bằng phao nổi để ngừng bơm khi cạn nước. Nguyên lý vận hành như sau: nước dưới đất sẽ được cho vào bồn, sau đó cho vào một lượng FeCl<sub>3</sub> thích hợp, mở công tắc, thiết bị sục ozone sẽ làm việc trong 15 phút sau đó tự tắt theo chế độ điều khiển đã cài đặt sẵn, để yên cho các kết tủa lắng xuống, sau đó bơm phần nước ở phía trên qua 02 bộ lọc để sử dụng.



**Hình 1: Sơ đồ cấu tạo thiết bị xử lý As**

Để thiết bị sau này phù hợp với điều kiện của tỉnh Trà Vinh nơi sẽ được chuyển giao các thiết bị này, nồng độ As trong nước dưới đất ở tỉnh Trà Vinh đã được khảo sát. Tổng cộng 37 mẫu nước ở các giếng khoan của 03 huyện Duyên Hải, Cầu Ngang, Trà Cú đã được lấy và

phân tích vào mùa mưa năm 2009 (tháng 6 & 7 năm 2009), kết quả cho thấy đều không phát hiện được As. Chín mẫu nước giếng khoan được lấy vào mùa khô ở các hộ này cho thấy 5/9 mẫu đã nhiễm As và nồng độ nhiễm từ 0,012 - 0,106 mg/L (Bảng 7).

**Bảng 7: Nồng độ As trong nước dưới đất ở Trà Vinh Đợt thu mẫu ngày 16 - 17/01/2010**

TT	Địa điểm lấy mẫu	Địa chỉ	Kết quả trung bình (n=3)	
			Test nhanh (mg/L)	Quang phổ (mg/L)
<b>Huyện Trà Cú</b>				
1	Sơn Thone	ấp Lưu Cừ 2,	0,05	0,054
2	Huỳnh Văn Soi	xã Lưu Nghiệp Anh	KPH	KPH
3	Thạch Tài		KPH	KPH
<b>Huyện Cầu Ngang</b>				
4	Hồ Văn Sanh	ấp Giữa, xã Kim Hòa	0,1	0,106
5	Thạch Khịa Tha	ấp Kim Câu, xã Kim Hòa	0,025	0,012
6	Sơn Ngọc Lợi	ấp Kim Câu, xã Kim Hòa	0,075	0,072
<b>Huyện Duyên Hải</b>				
7	Trần Thị Ngọc Sương	ấp Long Khánh, xã Long Khánh	0,075	0,083
8	Kiều Văn Tính	ấp Long Khánh A, xã Long Khánh	KPH	KPH
9	Bùi Thanh Vũ		KPH	KPH

Ghi chú: KPH: không phát hiện

Dựa theo kết quả điều tra, nồng độ As<sup>3+</sup> trong thí nghiệm trên mô hình được chọn là khoảng 100 μg/L tương đương với nồng độ

giếng nhiễm cao nhất, tác nhân oxy hóa là ozone với thời gian sạc khí là 15 phút, nồng độ FeCl<sub>3</sub> là 0; 30; 50 mg/L

**Bảng 8: Nồng độ As còn lại sau khi xử lý bằng mô hình (tác nhân oxy hóa là ozone)**

Nồng độ FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Nồng độ As còn lại (µg/L)				Độ lệch chuẩn
	Lần 1	Lần 2	Lần 3	Trung bình	
0*	99.3	97.2	94.1	96.9	2.6
30	5.4	KPH	KPH	KPH	-
50	KPH	KPH	KPH	KPH	-

Ghi chú:

\* nồng độ As ở hàng nồng độ FeCl<sub>3</sub> 0 mg/L tương ứng với nồng độ As trong mẫu nước đưa vào thí nghiệm.

KPH: không phát hiện được nồng độ As còn lại trong nước sau xử lý.

**Bảng 9: Nồng độ Fe<sub>tổng</sub> còn lại sau khi xử lý bằng mô hình (tác nhân oxy hóa là ozone)**

Nồng độ FeCl <sub>3</sub> (mg/L)	Nồng độ Fe <sub>tổng</sub> còn lại (mg/L)				Độ lệch chuẩn
	Lần 1	Lần 2	Lần 3	Trung bình	
30	0.04	0.05	0.09	0.06	0.03
50	0.06	0.1	0.15	0.1	0.04

Các kết quả thí nghiệm (Bảng 8 & 9) cho thấy, hiệu suất loại bỏ As<sup>3+</sup> của mô hình rất tốt, ở liều lượng FeCl<sub>3</sub> 30mg/L thì nồng độ As khi sử dụng tác nhân oxy hóa là ozone đạt QCVN 01:2009/BYT, nồng độ sắt tổng còn lại sau quá trình xử lý đều đạt qui chuẩn. Theo đó, các loại linh kiện đã sử dụng chế tạo mô hình được dùng để chế tạo thiết bị xử lý As chuyên giao cho các hộ.

### 3.4 Chế tạo và đánh giá hiệu quả thiết bị

Dựa trên kết quả nghiên cứu, 03 bộ thiết bị xử lý nước dưới đất nhiễm As có công suất 250 L/giờ đã được chế tạo thành công và chuyên giao cho 03 hộ dân thuộc tỉnh Trà Vinh (Hình 2.). Các kết quả vận hành 03 bộ thiết bị này được trình bày trong bảng 10. Theo kết quả,

nước sau khi xử lý có nồng độ As < 10 µg/L đã đạt tiêu chuẩn ăn uống qui định bởi Bộ Y tế. Dựa trên các kết quả vận hành, giá thành để xử lý 1 m<sup>3</sup> nước được ước tính là 4.328VNĐ, so với giá nước cấp hiện nay, đây là mức giá có thể chấp nhận được. Thiết bị này có với giá thành tổng cộng là 6.310.000 VNĐ, giá thành này còn khá cao đối với người dân nông thôn.



**Hình 2: Thiết bị xử lý As**

Việc hạ công suất của thiết bị để hạ giá thành sẽ không giảm giá thành nhiều, vì giá của các linh kiện có công suất nhỏ hơn không thấp hơn bao nhiêu, thậm chí còn cao hơn. Các biện pháp giảm giá thành có thể áp dụng như sau: thay đổi tủ điện inox bằng tủ sắt hay nhựa, sử dụng các lu, kiểu sẵn có để thay thế bồn chứa, thay đổi máy tạo ozone của Trung Quốc bằng máy tự chế tạo, thay đổi cột lọc bằng các loại cột lọc cát và than tự chế, và một biện pháp không kém phần quan trọng đó là liên kết nhiều hộ cùng đầu tư một thiết bị, vì công suất hiện nay của thiết bị đủ cho 4 hộ sử dụng.

**Bảng 10: Kết quả vận hành thiết bị xử lý nước ngầm ô nhiễm As**

Chủ hộ	Ngày 24/05/2010 – Nồng độ As (µg/L)				Ngày 05/06/2010 – Nồng độ As (µg/L)	
	Nồng độ sau xử lý theo 02 phương pháp phân tích			Chưa xử lý	Nồng độ sau xử lý theo 02 phương pháp phân tích	
	Chưa xử lý	TCVN 6182:1996	Standard Methods 1998: 3114		TCVN 6182:1996	Standard Methods 1998: 3114
Sơn Thone	62	KPH	6,01	48	KPH	1,70
Hồ Văn Sanh	110	KPH	7,92	91	KPH	KPH (LOD-0,05)
Trần Thị Ngọc Sương	91	KPH	8,68	87	KPH	2,56

#### 4 KẾT LUẬN VÀ ĐỀ XUẤT

Đề tài đã chế tạo được một loại thiết bị có khả năng loại bỏ As trong nước dưới đất để đưa nồng độ As từ khoảng 100 µg/L xuống dưới 10 µg/L đạt tiêu chuẩn nước ăn uống qui định bởi Bộ Y tế Việt Nam.

Chỉ nên áp dụng các thông số vận hành trong tài liệu này đối với các nguồn nước dưới đất có nồng độ As ≤ 100 µg/L. Ở các nồng độ As lớn hơn cần phải nghiên cứu điều chỉnh liều lượng FeCl<sub>3</sub> sử dụng và thời gian sục ozone. Cặn kết tủa trong bồn cần phải được xả bỏ định kỳ và dùng cement để làm bất động hóa As.

Nên nhân rộng kết quả của đề tài trên cơ sở sản xuất đại trà các thiết bị xử lý và áp dụng các biện pháp giảm giá thành đã nêu trên.

Để định hướng tốt cho việc đầu tư các thiết bị xử lý As nhằm bảo vệ sức khoẻ cho người dân nên tiến hành thêm các khảo sát về các khu vực có nước dưới đất bị ô nhiễm As của các tỉnh, xác định mức độ ô nhiễm và diễn tiến của nồng độ As trong nước ngầm theo mùa.

Tiến hành thêm các nghiên cứu nhằm đánh giá tuổi thọ của thiết bị và các lõi lọc.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. APHA, AWWA, WEF, 1998. Standard Methods for Water and Wastewater Examination 20<sup>th</sup> ed.. APHA- Washington DC, USA.
2. Berg M., Caroline Stengel, Pham Thi Kim Trang, Pham Hung Viet, Mickey L. Sampson, Moniphea, Sopheap Samreth, David Fredericks, 2007, Magnitude of arsenic pollution in the Mekong and Red River Deltas — Cambodia and Vietnam. Science of the Total Environment 372 (2007) 413–425.
3. Bộ Tài Nguyên và Môi Trường, 2008. QCVN 09:2008 - Qui chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước ngầm.
4. Bộ Y tế, 2009. QCVN 02:2009 Qui chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước sinh hoạt.
5. Đỗ Văn Ái, Mai Trọng Nhuận, Nguyễn Khắc Vinh, 2001. Một số đặc điểm phân bố Arsen trong tự nhiên và vấn đề ô nhiễm Arsen trong môi trường ở Việt Nam; trong tài liệu “Hiện

Trạng ô nhiễm Arsen ở Việt Nam” của Cục Địa chất và Khoáng sản Việt Nam, 2001. (pg 5-21)

6. Ghurye G., Dennis Cifford, 2001. Laboratory study on the oxidation of As III to Arsenic V. EPA/600/R-01/021. US EPA (2001).
7. Hoffman G. L., 2006. Design Manual Removal of Arsenic from drinking water supplies by Iron removal process. EPA/600/R-06/030. US EPA (2006)
8. IGRAC, 2007. Arsenic in groundwater: *Overview and evaluation of removal Methods*. International Groundwater Resources Assessment Centre, Utrecht, The Netherlands.
9. Kiem B. Vu, Michael D. Kaminski, and Luis Nuñez, 2003. Review of Arsenic Removal Technologies for Contaminated Groundwaters. Argonne National Laboratory, Argonne, Illinois.
10. Trần Hiếu Nhuệ, Nguyễn Việt Anh, Nguyễn Văn Tín, Đỗ Hải, 2001. Một số công nghệ xử lý Asen trong nước ngầm, phục vụ cho cấp nước sinh hoạt đô thị và nông thôn, trong tài liệu “Hiện Trạng ô nhiễm Arsen ở Việt Nam” của Cục Địa chất và Khoáng sản Việt Nam, 2001.
11. Trịnh Thị Thanh, 2003. Độc học, môi trường và sức khỏe con người; NXB ĐHQG Hà Nội
12. UNICEF, 2008. Handbook on Water Quality. United Nations Children's Fund (UNICEF), New York. (pg 21).
13. US EPA, 2003. Arsenic Treatment Technology Evaluation Handbook for Small System
14. EPA/600/R-05/001.
15. US EPA, 2005. Treatment Technologies for Arsenic removal. EPA/600/S-05/006.
16. Wang L., Wendy E. Condit, Abraham S.C. Chen, 2004. Technology Selection and System Design - U.S. EPA Arsenic Removal Technology Demonstration Program Round 1.

**\* Ghi chú: thuật ngữ nước dưới đất được sử dụng thay cho thuật ngữ nước ngầm để phù hợp với thuật ngữ sử dụng trong các văn bản quản lý nhà nước về môi trường từ năm 2009 trở về sau.**