

**NGHIÊN CỨU SỬ DỤNG CÚC VẠN THỎ NHỎ (*TAGESTES PATULA* L.)  
TRONG XỬ LÝ NƯỚC THẢI SINH HOẠT BẰNG KỸ THUẬT THỦY CANH  
MÀNG DINH DƯỠNG (NUTRIENT FILM TECHNIQUE)**

**Nguyễn Trung Kiên, Dương Thị Thủy**

*Viện Công nghệ môi trường,*

*Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam*

Nước thải sinh hoạt và nông nghiệp thường gây ra hiện tượng phú dưỡng nhanh chóng ở các vùng nước tự nhiên vì vậy đòi hỏi cần phải xử lý trước khi xả thải. Tuy nhiên, vấn đề thu gom và xử lý nước thải tại các khu vực nông thôn hoặc những nơi có mật độ dân số thấp là tương đối khó khăn. Áp dụng các công nghệ xử lý nước thải hiện đại tại các khu vực này thường có tính khả thi không cao do chi phí tốn kém về công nghệ, năng lượng và đòi hỏi người vận hành có trình độ. Gần đây, sự chú ý đã được hướng vào các quá trình xử lý nước thải bằng công nghệ đất ngập nước (wetland) sử dụng một số loại thực vật thủy sinh đóng vai trò làm tác nhân lọc vì chi phí thấp và dễ hoạt động (Ciria et al. 2005).

Do đặc tính thành phần nước thải sinh hoạt và nông thôn có nguồn gốc chủ yếu từ chất hữu cơ và chứa hầu hết các chất dinh dưỡng cần thiết cho sự tăng trưởng thực vật (Abe & Ozaki 1998). Các loài thực vật lớn (macrophytes) từ bèo tấm, lục bình, tới các loài cỏ nền, lau sậy và cỏ lác đã được áp dụng ở các vùng đất ngập nước. Những nghiên cứu tiến hành trên việc loại bỏ photpho tổng số (TP) và nitơ tổng số (TN) cho thấy một phạm vi rất rộng về hiệu quả xử lý (Drizo et al. 2000). Mặc dù vậy, một trong những hạn chế của công nghệ đất ngập nước là vấn đề sinh khối sau xử lý. Do hầu hết các đối tượng thực vật được sử dụng đều có giá trị kinh tế thấp (Jewell 1994). Ngoài các hình thức xử lý truyền thống như làm biogas, thức ăn gia súc, sản xuất sợi hoặc phân bón, lượng sinh khối này không còn giá trị nào khác về mặt kinh tế.

Kỹ thuật thủy canh màng dinh dưỡng dựa trên cơ sở thực vật được trồng trong một dòng chảy tuần hoàn liên tục của lớp nước mỏng (2 cm) trải đều trên một bề mặt phẳng tạo thành một lớp màng dinh dưỡng (nutrient film) đi qua hệ thống rễ. Hệ rễ thực vật phát triển cả bên trên và dưới mặt nước trong hệ thống.

Trên thế giới hiện nay, nghiên cứu ứng dụng công nghệ thủy canh màng dinh dưỡng trong xử lý nước thải đã được một số tác giả thực hiện và bước đầu cho kết quả khá khả quan. Nghiên cứu sử dụng hoa Hồng trong xử lý nước thải cho thấy, với hàm lượng các thông số đầu vào COD  $39 \pm 13$  mg / L, BOD<sub>5</sub>  $7 \pm 4$  mg / L và SS  $8 \pm 6$  mg / L. Sau 24 giờ, tỷ lệ loại bỏ tương ứng lên đến 89%, 95% và 94%, trong khi thí nghiệm đối chứng không cây chỉ là 55%, 33% và 53% (Monnet et al. 2002). Đối với hoa Cúc (*Chrysanthemum cinerariaefolium* Trev.), hiệu quả xử lý là 95%, 91% và 99% đối với các chất rắn lơ lửng (SS), nhu cầu oxy sinh hóa (BOD<sub>5</sub>), và nhu cầu oxy hóa học (COD) sau 48 giờ, tổng nitơ và photpho tổng số cũng được loại bỏ tới 40% và 80% (Vaillant et al. 2002). Khả năng xử lý của cây Cà độc gai tù (*Datura innoxia*) cũng được ghi nhận, theo Vaillant et al. (2002) trong 6 tháng thí nghiệm với nồng độ thành phần nước thải dao động khá lớn SS (37-400 mg / L), BOD<sub>5</sub> (64-1100 mg / L) và COD (187-1650 mg/L). Tuy nhiên, hiệu quả loại bỏ sau 48h của hệ thống vẫn khá ổn định. Các thông số SS, BOD<sub>5</sub> và COD đều giảm tương ứng, 98%, 91% và 82% (Vaillant et al. 2003). Nhật Bản đã sản xuất cà chua sử dụng công nghệ màng dinh dưỡng trong xử lý ô nhiễm sông và các thành phố nhỏ. Hệ thống này đã loại bỏ được hơn 99% carbon hữu cơ tổng số (TOC) (Ohta et al. 1993).

Cúc vạn thọ nhỏ (*Tagetes patula* L) là cây có có sức sống cao, sinh trưởng quanh năm, chịu được ô nhiễm của nước thải và có khả năng thích ứng với các điều kiện trồng thủy canh khá tốt.

Sinh khối của Cúc vạn thọ nhỏ có thể được sử dụng như cây hoa cảnh hoặc chiết xuất bioflavonoids trong sản xuất thuốc trừ sâu,... (Bùi Thị Trang và cs. 2015; Ngô Thụy Diễm Trang và Lâm Nguyễn Ngọc Hoa, 2016). Bài báo này trình bày một số kết quả nghiên cứu ứng dụng Cúc vạn thọ nhỏ trong xử lý nước thải sinh hoạt bằng kỹ thuật thủy canh màng dinh dưỡng (NFT – Nutrient Film Technique) nhằm góp phần giảm thiểu ô nhiễm môi trường tại các vùng nông thôn đồng thời đem lại giá trị kinh tế, giải quyết được vấn đề sinh khối sau xử lý.

## I. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### 1. Đối tượng nghiên cứu

Nước thải sinh hoạt dùng cho thí nghiệm được lấy ở khu dân cư khu vực Cổ Nhuế - Hà Nội.

Cúc vạn thọ nhỏ sử dụng có tên khoa học là *Tagetes patula* L. được thu từ vùng trồng hoa Tây Tựu, Từ Liêm – Hà Nội. Ban đầu cúc vạn thọ nhỏ được nuôi trong điều kiện tương tự như thí nghiệm trong môi trường thủy canh từ 1÷2 tháng (Gibeaut et al. 1997). Sau đó, những cây có kích thước đồng đều (chiều cao khoảng 15÷20 cm và hệ rễ phát triển trung bình khoảng 20 cm) được lựa chọn cho thí nghiệm.

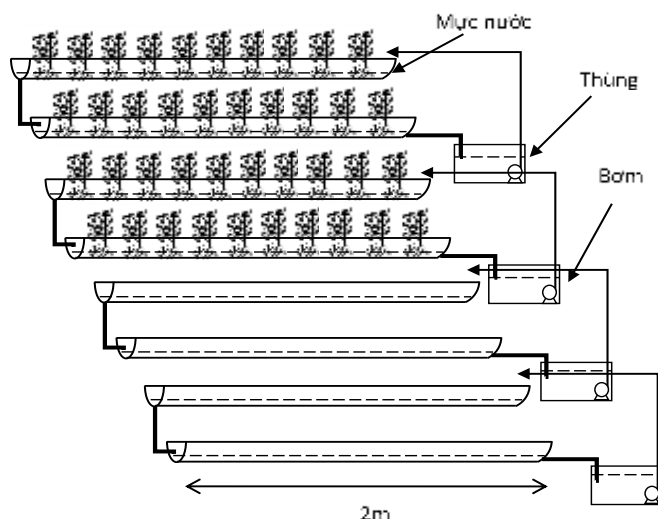
### 2. Phương pháp nghiên cứu

Các thông số thủy lý pH, DO được xác định bằng máy đo đa chỉ tiêu Horiba U-50 series (Nhật Bản).

Các chỉ tiêu chất lượng nước gồm N tổng (mgN/l), COD (mg/l), TSS (mg/l) và P tổng (mgP/l) được xác định theo các phương pháp tiêu chuẩn của Mỹ (APHA, 1995) trên máy đo quang UV-Vis 2450, Shimadzu-Nhật.

#### *Bố trí thí nghiệm*

Giàn thí nghiệm: Thí nghiệm sử dụng 4 giàn, gồm 2 giàn đối chứng không cây và 2 giàn có trồng cây. Mật độ trồng 20 cây/giàn. Khoảng cách giữa các cây trên mỗi giàn là 5 cm. Mỗi giàn nuôi tương ứng với một thí nghiệm gồm 2 máng nhựa có giá đỡ bằng sắt giữ thẳng bằng. Máng nhựa có chiều dài 2 m, được cắt đôi từ ống nhựa đường kính  $\varnothing = 140$  mm; cuối mỗi máng có đầu bịt cao 10 cm và được bố trí 1 ống thoát có đường kính  $\varnothing = 34$  mm.



Hình 1: Sơ đồ bố trí thí nghiệm

Thành phần giá thể: giá thể dùng để trồng cây là xỉ than tổ ong được đập nhỏ trộn lẫn với trấu hun (tỉ lệ 1:1). Cây được trồng trong giỏ nhựa chuyên dụng, trước khi trồng 1 lớp đất sét nung được xếp xuống đáy cốc (2÷3 cm) nhằm hạn chế giá thể tiếp xúc trực tiếp với mặt nước

Thí nghiệm được tiến hành trong 6 tháng chia làm 4 đợt thí nghiệm ứng với các lưu lượng sử dụng là 30 L/h, 60 L/h, 90 L/h, 120 L/h, thời gian xử lý mỗi tải lượng là 72h. Thể tích nước thải xử lý sử dụng cho mỗi lưu lượng thí nghiệm là 15L.

Lấy mẫu và phân tích các chỉ tiêu chất lượng nước tại các thời điểm 0h, 24h, 48h, 72h của quá trình xử lý.

Tiến hành so sánh khả năng xử lý của các thí nghiệm có cây so với đối chứng tại cùng thời điểm và so sánh ảnh hưởng của lưu lượng đầu vào tới hiệu quả xử lý của các thí nghiệm có cây.

## II. KẾT QUẢ NGHIÊN CỨU

### 1. Sự thay đổi pH và DO trong quá trình xử lý

Qua số liệu bảng 1 cho thấy giá trị pH và DO không bị ảnh hưởng bởi các lưu lượng dòng vào khác nhau. pH là thông số đáng quan tâm trong loại bỏ nitơ. Princic et al. (1998) đã chỉ ra rằng khoảng pH tối ưu cho  $\text{NH}_4^+$  chuyển đổi sang nitrite là 5,8÷8,5; và 6,5÷8,5 đối với quá trình nitrat hóa. Khi xử lý bằng đất ngập nước, giá trị pH thích hợp trong khoảng 6÷7 (Martin et al. 1999; Philippi et al. 1999). Trong thí nghiệm của chúng tôi, giá trị pH xác định được từ 7÷8, vì vậy tạo điều kiện cho quá trình nitrat hóa được thực hiện. Ngoài ra, theo Sanchez Monedero et al. (2001), nitơ cũng có thể mất đi nhờ bay hơi tại khoảng giá trị pH này.

Bảng 1

**Biến động pH và DO trong nước của các thí nghiệm**

		pH				DO (mg/L)			
		0h	24h	48h	72h	0h	24h	48h	72h
30 L/h	TN	7,2	7,3	7,4	7,2	1,91	6,26	6,46	6,84
	ĐC	±0,11	±0,36	±0,46	±0,21	±0,43	±0,63	±1,44	±0,65
60 L/h	TN	7,3	7,6	7,6	7,9	1,87	5,91	6,23	5,94
	ĐC	±0,13	±0,20	±0,35	±0,25	±0,54	±0,47	±0,77	±0,38
90 L/h	TN	7,3	7,4	7,1	7,1	1,87	5,48	6,03	6,72
	ĐC	±0,13	±0,14	±0,21	±0,11	±0,54	±1,10	±1,35	±2,03
120 L/h	TN	7,1	7,6	7,8±0,08	7,7±0,14	1,88	5,16	5,86	6,1
	ĐC	±0,23	±0,23	±0,23	±0,14	±0,36	±0,67	±1,54	±1,11
30 L/h	TN	7,1	7,5	7,3	7,2	1,88	6,1	6,43	6,74
	ĐC	±0,23	±0,36	±0,34	±0,09	±0,36	±0,34	±1,61	±1,41
60 L/h	TN	7,1	7,5	7,8	7,8	1,88	5,76	6,15	6,22
	ĐC	±0,23	±0,42	±0,10	±0,20	±0,36	±0,28	±0,87	±1,04
90 L/h	TN	7,1	7,3	7,2	7,3	2,31	6,35	6,5	6,75
	ĐC	±0,14	±0,30	±0,15	±0,35	±0,20	±0,85	±1,34	±1,38
120 L/h	TN	7,1	7,7	7,9	8,2	2,31	6,19	6,02	6,09
	ĐC	±0,14	±0,17	±0,44	±0,28	±0,20	±1,28	±1,28	±1,23

Trong quá trình xử lý, ở các công thức thí nghiệm có cây giá trị pH có xu hướng tăng nhẹ trong khoảng thời gian từ 0÷24h. Sau khoảng thời gian này, pH giảm dần về gần giá pH ban đầu. Đối với công thức đối chứng không cây, pH lại có xu hướng tăng liên tục trong quá trình xử lý. Giá trị pH của công thức không cây luôn cao hơn so với có cây từ 0,2÷0,9 đơn vị. Hiện tượng này có thể do vi tảo phát triển ở các công thức đối chứng làm tăng giá trị pH. Ngoài ra,

theo Tanner & Headley (2011) axit humic giải phóng từ bộ rễ thực vật và quá trình nitrat hóa làm giảm độ kiềm trong dung dịch cũng là nguyên nhân khiến cho pH của các công thức có cây thấp hơn so với đối chứng (Tanner et al. 1999; White & Cousins 2013).

Nồng độ ô xy hòa tan trong nước thải đầu vào ở các công thức thí nghiệm tương đối thấp (trung bình khoảng 1,99 mg/L). Tuy nhiên, do tuần hoàn nước thải liên tục nên sau quá trình xử lý, ở thời điểm 72h DO đã tăng lên 3 lần so với ban đầu đạt trung bình 6,76 mg/L và 6,09 mg/L ở công thức có cây và không cây tương ứng. Đáng chú ý là trong cùng một lưu lượng đầu vào, nồng độ ô xy hòa tan trong nước thải của các công thức có cây luôn cao hơn so với không cây từ 0,5÷0,9 mg/L. Nguyên nhân là do quá trình vận chuyển oxy của cây đến hệ thống lông rễ làm tăng nồng độ oxy hòa tan trong nước thải.

## 2. Hiệu quả loại bỏ TSS

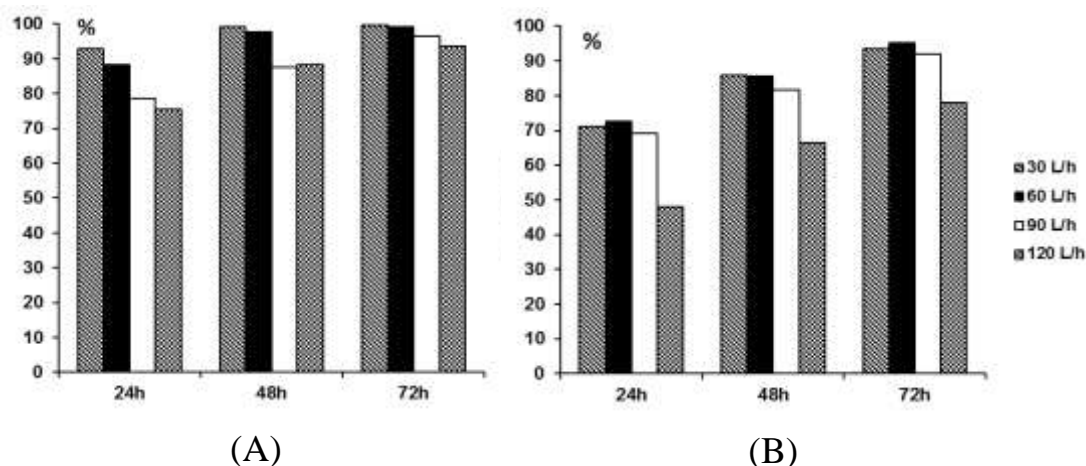
Vai trò của cúc vạn thọ nhỏ (*Tagetes patula*) trong loại bỏ TSS so với đối chứng là khá rõ ràng. Số liệu bảng 2 cho thấy, hiệu quả xử lý TSS của các thí nghiệm có cây luôn cao hơn không cây từ 2÷3 lần ở cùng một thời điểm. Khi kết thúc thí nghiệm tại thời điểm 72h, các thí nghiệm có cây trung bình đã loại bỏ được 97,18% TSS trong khi đó ở các thí nghiệm không cây tỉ lệ chỉ là 37,40%.

Bảng 2

**Biến động hàm lượng TSS và hiệu suất xử lý của các thí nghiệm so với đối chứng**

		Biến động hàm lượng TSS (mg/L)				Hiệu suất xử lý TSS (%)		
		0h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
30L/h	TN	144,2 ±28,21	10,28 ±3,07	1,32 ±0,58	0,57 ±0,21	92,87	99,08	99,60
	ĐC		78,17 ±9,27	77,35 ±11,36	63,56 ±9,24	45,79	46,36	55,92
60L/h	TN	112,5 ±22,45	13,25 ±4,17	2,53 ±1,12	1,02 ±0,42	88,22	97,75	99,09
	ĐC		80,38 ±10,11	84,26 ±8,21	78,32 ±8,13	28,55	25,10	30,38
90L/h	TN	124,4 ±19,23	26,65 ±7,11	15,47 ±1,21	4,38 ±1,25	78,58	87,56	96,48
	ĐC		77,13 ±13,24	82,16 ±11,36	76,56 ±8,17	38,00	33,95	38,46
120L/h	TN	131,3 ±17,17	32,17 ±13,32	15,27 ±3,24	8,48 ±2,57	75,50	88,37	93,54
	ĐC		91,32 ±21,38	87,17 ±14,05	98,54 ±8,67	30,45	33,61	24,95

So sánh khả năng loại bỏ TSS của 4 thí nghiệm (Hình 2 – A) có cây nhận thấy có sự ảnh hưởng rõ ràng của lưu lượng đầu vào tới khả năng loại bỏ TSS. Từ hình 2 có thể thấy rằng hiệu quả xử lý TSS tỉ lệ nghịch với lưu lượng đầu vào. Ở lưu lượng 30L/giờ hiệu quả xử lý là cao nhất, tại thời điểm 48h đã có 99% TSS bị loại bỏ trong khi đó để xử lý được 99% TSS ở lưu lượng 60L/giờ phải cần đến 72h xử lý. Đối với các tốc độ 90L/giờ và 120L/giờ khả năng xử lý thấp hơn, tuy nhiên hiệu quả loại bỏ vẫn đạt trên 90% sau khi kết thúc thí nghiệm.



Hình 2: Hiệu quả loại bỏ TSS (A) và COD (B) của các thí nghiệm có cây

### 3. Hiệu quả loại bỏ COD

COD là thông số quan trọng trong đánh giá hiệu quả làm sạch của hệ thống. Đối với thí nghiệm sử dụng phương pháp thủy canh màng dinh dưỡng, Vụn thỏ nhò (*Tagetes patula*) đã đóng góp đáng kể trong loại bỏ COD so với đối chứng (Bảng 3). Khi so sánh hiệu quả loại bỏ COD của hai thí nghiệm với QCVN 08-MT:2015/BTNMT quy định về chất lượng nước mặt nhận thấy, khi kết thúc hàm lượng COD ở các công thức không cây đều chỉ đạt loại B2 (COD trong khoảng 30-50 mg/L). Trong khi đó ở các thí nghiệm có cây, ngoại trừ lưu lượng 120 L/h thỏa mãn tiêu chuẩn B1 (nước chỉ được sử dụng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi), các thí nghiệm có cây còn lại đều có hiệu quả xử lý khá cao (trên 90%) đạt loại A1 (nước sau xử lý có thể được sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt) với hàm lượng COD tương ứng nhỏ hơn 10 mg/L.

Bảng 3

Biến động hàm lượng COD và hiệu suất xử lý của các thí nghiệm so với đối chứng

		Biến động hàm lượng COD (mg/L)				Hiệu suất xử lý COD (%)		
		0h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
30 L/h	TN	97,17 ±11,22	28,11 ±5,18	13,77 ±3,03	6,26 ±2,64	71,07	85,83	93,56
	ĐC		68,30 ±7,67	55,18 ±4,68	43,10 ±5,75	29,71	43,21	55,64
60 L/h	TN	87,55 ±13,91	23,96 ±7,28	12,58 ±2,17	4,15 ±1,80	72,63	85,63	95,26
	ĐC		67,56 ±10,01	42,44 ±6,33	37,95 ±3,48	22,83	51,52	56,65
90 L/h	TN	116,79 ±15,48	36,01 ±7,21	21,35 ±4,12	9,42 ±3,28	69,17	81,72	91,93
	ĐC		78,52 ±9,10	51,13 ±6,54	47,7 ±7,28	32,77	56,22	59,16
120 L/h	TN	91,79 ±8,47	47,67 ±9,13	30,83 ±4,67	20,21 ±4,34	48,07	66,41	77,98
	ĐC		65,52 ±8,87	53,13 ±6,25	38,14 ±4,74	28,62	42,12	58,45

So sánh biến động hàm lượng COD của các thí nghiệm có cây (Hình 2B) nhận thấy, nhìn chung khả năng loại bỏ COD của hệ thống tỉ lệ nghịch với lưu lượng nước thải đầu vào. Mặc dù hiệu quả xử lý ở các lưu lượng 30, 60 và 90 L/h tại cùng một thời điểm là tương đối đồng đều, chênh lệch tỉ lệ % giữa các lưu lượng khá nhỏ (khoảng 1÷5%). Tuy nhiên, khi lưu lượng đầu vào tăng lên 120 L/h, hiệu quả loại bỏ đã giảm hơn 20% so với các lưu lượng trước. Ngoài ra, nồng độ TSS trong thí nghiệm cũng gián tiếp ảnh hưởng một phần tới COD. Do các chất rắn lơ lửng bị mắc kẹt trong hệ thống sẽ bị phân hủy và khoáng hóa bởi vi khuẩn và sau đó được thực vật hấp thu chuyển hóa thành sinh khối (Vaillant et al. 2003).

#### 4. Hiệu quả loại bỏ TN

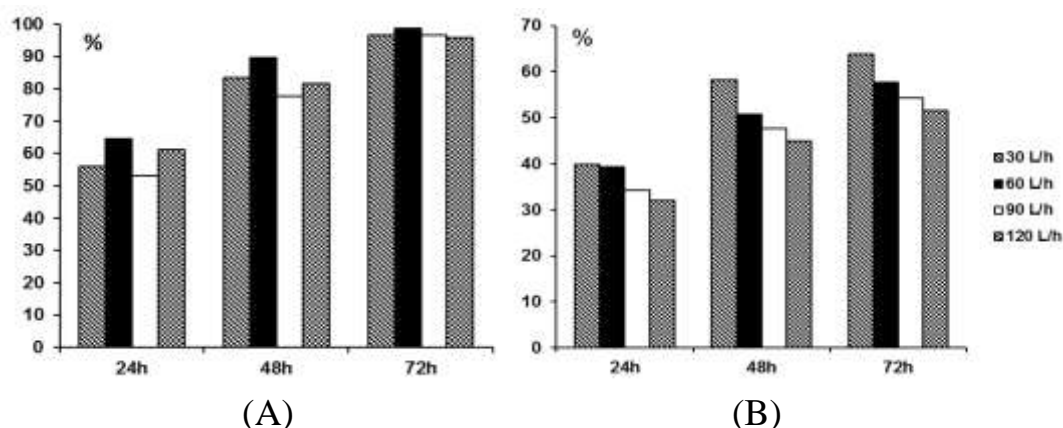
Trong xử lý nitơ, hệ thống thủy canh màng dinh dưỡng so với công nghệ đất ngập nước thông thường có ưu điểm hơn do hiệu quả cao trong quá trình chuyển oxy (Cooper, 1999). Khả năng xử lý TN của các thí nghiệm không cây khá thấp trung bình chỉ đạt khoảng 54% ở cả 4 thí nghiệm sau 72h (Bảng 4). Tốc độ giảm TN cũng tương đối chậm và hiệu quả loại bỏ kém dần ở giai đoạn cuối của quá trình xử lý. So sánh với các thí nghiệm có cây ở cùng thời điểm, hiệu quả xử lý của các thí nghiệm không cây luôn kém hơn từ 1,6÷2,5 lần. Tuy nhiên, khác với các chỉ tiêu TSS, sự biến động hàm lượng TN trong nước thải ở các thí nghiệm không cây có xu hướng phụ thuộc vào lưu lượng đầu vào. Cụ thể là hiệu quả xử lý cao nhất ở lưu lượng 30 và 60 L/h (57,68 và 58,79%) và thấp dần ở lưu lượng 90 và 120 L/h với hiệu suất tương ứng đạt 53,59 và 49,72%.

Bảng 4

**Biến động hàm lượng TN và hiệu suất xử lý của các thí nghiệm so với đối chứng**

		Biến động hàm lượng TN (mg/L)				Hiệu suất xử lý TN (%)		
		0h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
30 L/h	TN	45,18 ±5,56	19,90 ±3,52	7,54 ±2,26	1,56 ±0,56	55,95	83,31	96,55
	ĐC		35,54 ±4,22	26,35 ±2,26	19,21 ±2,14	21,34	41,74	57,68
60 L/h	TN	51,84 ±4,73	18,38 ±5,24	5,38 ±2,69	0,67 ±0,31	64,54	89,62	98,71
	ĐC		31,46 ±4,31	24,1 ±1,14	21,36 ±2,02	39,31	53,51	58,79
90 L/h	TN	41,50 ±4,05	19,48 ±5,49	9,28 ±3,12	1,35 ±0,21	53,06	77,64	96,75
	ĐC		29,60 ±4,23	23,75 ±5,15	19,26 ±1,77	28,67	42,77	53,59
120 L/h	TN	47,04 ±4,68	18,23 ±3,50	8,68 ±0,87	1,96 ±0,2	61,25	81,55	95,83
	ĐC		31,4 ±6,35	25,6 ±3,15	23,65 ±2,68	33,25	45,58	49,72

Ngược lại với thí nghiệm không cây, biến động hàm lượng TN của các thí nghiệm có cây ít bị ảnh hưởng bởi lưu lượng (Hình 3A). Biểu hiện là lượng TN bị loại bỏ nhanh, mức giảm giữa các lưu lượng khá đồng đều tại cùng thời điểm (chênh lệch hiệu quả xử lý giữa các lưu lượng nhỏ, 1÷5%). Khi kết thúc thí nghiệm có hơn 95% lượng TN bị loại bỏ, cho thấy vai trò lớn của cây trong xử lý TN bằng kỹ thuật thủy canh màng dinh dưỡng.



Hình 3: Hiệu quả loại bỏ TN (A) và TP (B) của các thí nghiệm có cây

### 5. Hiệu quả loại bỏ TP

TP gồm ortho phosphate ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), photpho hữu cơ hòa tan, photpho dạng hạt phân tán và axit Hydrolyzable Phosphorous (dạng này thường không đáng kể trong nước thải) (Drizo et al. 2000). Trong đó, photpho hữu cơ được chuyển hóa bởi hoạt động của các vi sinh vật thành photpho khoáng mà có thể được hấp thụ bởi thực vật. Còn photpho dạng hạt sẽ được loại bỏ nhờ quá trình lọc hoặc hấp thụ của hệ thống rễ. Ngoài ra, quá trình loại bỏ photpho có thể xảy ra bởi hấp phụ, tạo phức hoặc kết tủa hóa học (Tanner et al. 1999). Do trên thực tế photpho có thể tồn tại ở nhiều dạng khác nhau mà những dạng này không bị loại bỏ bởi vi sinh vật và thực vật.

Khả năng loại bỏ TP của các thí nghiệm có cây không cao so với đối chứng (Bảng 5). Cụ thể, khi kết thúc thí nghiệm, ngoại trừ lưu lượng 30 L/giờ có hiệu quả xử lý tốt nhất (63,9% cao hơn đối chứng khoảng 31%). Các lưu lượng còn lại, thí nghiệm có cây chỉ loại bỏ hơn đối chứng từ 7÷15% tương ứng với trung bình khoảng 1,14 mg TP bị loại bỏ.

Bảng 5

**Biến động hàm lượng TP và hiệu suất xử lý của các thí nghiệm so với đối chứng**

		Biến động hàm lượng TP (mg/L)				Hiệu suất xử lý TP (%)		
		0h	24h	48h	72h	24h	48h	72h
30 L/h	TN	11,25 ±1,24	6,77 ±0,52	4,71 ±1,20	4,06 ±0,44	39,87	58,12	63,90
	ĐC		8,41 ±0,12	7,42 ±0,35	7,66 ±1,33	25,23	34,08	32,76
60 L/h	TN	8,64 ±0,72	5,25 ±1,42	4,26 ±0,35	3,65 ±0,13	39,24	50,69	57,75
	ĐC		5,93 ±1,11	4,87 ±0,46	4,64 ±1,25	31,37	43,63	46,30
90 L/h	TN	9,89 ±2,04	6,51 ±0,45	5,17 ±0,34	4,52 ±0,15	34,14	47,70	54,27
	ĐC		7,53 ±0,21	6,87 ±0,56	6,01 ±0,24	23,82	30,50	39,20
120 L/h	TN	10,70 ±1,65	7,28 ±1,42	5,89 ±0,84	5,18 ±0,45	31,98	44,97	51,60
	ĐC		8,54 ±0,37	7,78 ±1,31	6,53 ±0,78	20,21	26,47	38,99

So sánh hiệu quả xử lý TP giữa các thí nghiệm có cây (Hình 3B) cho thấy, khả năng loại bỏ TP của các thí nghiệm có xu hướng phụ thuộc tương đối rõ vào lưu lượng đầu vào với hiệu quả xử lý cao nhất tại lưu lượng 30L/h và giảm dần ở những lưu lượng 60, 90, 120 L/h tại cùng thời điểm xử lý.

### III. KẾT LUẬN

Khả năng loại bỏ các chất ô nhiễm (TSS, COD, TN, TP) từ nước thải sinh hoạt của Cúc vụn nhỏ (*Tagetes patula* L.) khá tốt. Sau 72h, T-P có hiệu suất xử lý đạt 50÷60%, T-N  $\geq$  95%, TSS  $\geq$  93%, COD  $\geq$  77%.

So với các thí nghiệm đối chứng không cây, hiệu quả xử lý các chất TSS, COD, TN, TP của cúc vụn nhỏ luôn cao hơn từ 10÷30% tại cùng thời điểm cho thấy tiềm năng ứng dụng Cúc vụn nhỏ trong xử lý nước thải sinh hoạt bằng kỹ thuật thủy canh màng dinh dưỡng.

### TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. **Abe, K. and Ozaki, Y.**, 1998. Comparison of useful terrestrial and aquatic plant species for removal of nitrogen and phosphorus from domestic wastewater. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 44(4): 599–607.
2. **Ciria, M. P., Solano, M. L., Soriano, P.**, 2005. Role of Macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Assessment of Its Potential as a Biomass Fuel. *Biosystems Engineering*, 92: 535-544.
3. **Cooper, P. A.**, 1999. Review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment system. *Water Science and Technology*, 40(3): 1-9.
4. **Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J., Smith, K. A.**, 2000. Phosphate and ammonium distribution in a pilot-scale constructed wetland with horizontal subsurface flow using shale as a substrate. *Water Res.*, 34(9): 2483–2490.
5. **Gibeaut, D. M., Hulett, J., Cramer, G. R., Seemann, J. R.**, 1997. Maximal biomass of *Arabidopsis thaliana* using a simple, low-maintenance hydroponic method and favorable environmental conditions. *Plant Physiol.*, 115: 317–319.
6. **Ikeda, H. and Tan, X.**, 1998. Urea as an organic nitrogen source for hydroponically grown tomatoes in comparison with inorganic nitrogen sources. *Soil Sci. Plant Nutr.*, 44(4): 609-615.
7. **Jewell, W. J.**, 1994. Resource-Recovery Wastewater Treatment. For many communities, the challenge of according thorough sewage treatment may be best met by a new technological approach. *Am. Sci.*, 82: 366–375.
8. **Martin, C. D., Johnson, K. D., Moshiri, G. A.**, 1999. Performance of a constructed wetland leachate treatment system at the Chunchula landfill, Mobile country, Alabama. *Water Science and Technology*, 40(3): 67-74.
9. **Monnet, F., Vaillant, N., Hitmi, A., Vernay P., Coudret, A., Sallanon, H., Monnet, F., Vaillant, N., Hitmi, A., Vernay, P., Coudret, A., Sallanon, H.**, 2002. Treatment of domestic wastewater using the nutrient film technique (NFT) to produce horticultural roses. *Water Research*, 36(14): 3489-3496.
10. **Ohta, K., Ito, N., Hosoki, T., Endo, J., Kajikawa, O.**, 1993. Influence of the Nutrient Solution Concentrations on Cracking of Cherry Tomato Fruit Grown Hydroponically. *J. Jpn. Soc. Hortic. Sci.*, 62(2): 407 - 412.



11. **Princic, A., Mahne, I., Megusar, F., Paul, E.A., Tiedje, J.M.,** 1998. Effects of pH and oxygen and ammonium concentrations on the community structure of nitrifying bacteria from wastewater. *Applied and Environmental Microbiology*, 64(10): 3584-3590.
12. **Philippi, L. S., Rejane, H. R., Sererino, D. C., Sererino, P. H.,** 1999. Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Water Science and Technology*, 40(3): 125-131.
13. **Sanchez-Monedero, M .A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M. P.,** 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78: 301-308.
14. **Tanner, C. C., Sukias, J. P. S., Upsdell, M. P.,** 1999. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetland. *Water Sci. Technol.*, 40(3): 147-154.
15. **Bùi Thị Trang, Nguyễn Công Thuận, Tora Izuma,** 2015. Sử dụng nước thải mô hình khí sinh học trồng cây Vạn Thọ (*Tagetes patula* L). *Tạp chí Nông nghiệp và Phát triển nông thôn*, 17: 55-60.
16. **Ngô Thụy Diễm Trang, Lâm Nguyễn Ngọc Hoa,** 2016. Khả năng xử lý nước thải ao nuôi cá Tra thâm canh của Vạn Thọ (*Tagetes patula* L) và Cúc (*Chrysanthemum* spp.). *Tạp chí Khoa học Trường Đại học An Giang*, 11(3): 102-109.
17. **Vaillant, N., Monne, F., Sallanon, H., Coudret, A., Hitmi, A.,** 2003. Treatment of domestic wastewater by an hydroponic NFT system. *Chemosphere*, 50(1): 121-129.
18. **Vaillant, N., Monnet, F., Vernay, P., Sallanon, H., Coudret, A., Hitmi, A.,** 2002. Urban Wastewater Treatment by a Nutrient Film Technique System with a Valuable Commercial Plant Species (*Chrysanthemum cinerariaefolium* Trev.). *Environ. Sci. Technol.*, 36(9): 2101-2106.
19. **White, S. A. and Cousins, M. M.,** 2013. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. *Ecological Engineering*, 61: 207-215

## **RESEARCH ON USING *TAGESTES PATULA* L. FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT BY NUTRIENT FILM TECHNIQUE (NFT)**

**Nguyen Trung Kien, Duong Thi Thuy**

### **SUMMARY**

Due to limited value for communities, biomass treatment of plants after being used for wastewater treatment was one of the main reasons reducing expansion of constructed wetland technique. The results of study on using *Tagetes patula* L., for removal of some pollutants from domestic wastewater indicated the potentially practical application of this plant. The efficient removal after 72h of some pollutants in waste water with different flow rates (30 L/h, 60 L/h, 90 L/h and 120 L/h) reached above 77% for COD, above 93% for TSS, above TN and ranged between 50-60% for TP. Moreover, higher effective treatment of all above mentioned parameters in all experiments applying plant compared with control experiments (without plant) showed the significant role of *Tagetes patula* L. in removal of some pollutants.