



Tạp chí Khoa học Kỹ thuật Mỏ - Địa chất

Trang điện tử: <http://tapchi.humg.edu.vn>

Đánh giá khả năng xử lý nước ô nhiễm chất dinh dưỡng bằng cây cỏ Sậy (*Phragmites australis*)

Nguyễn Minh Kỳ^{1,*}, Nguyễn Công Mạnh², Nguyễn Tri Quang Hưng¹, Phan Văn Minh², Phan Thái Sơn²

¹ Khoa Môi trường và Tài nguyên, Đại học Nông lâm Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

² Trung tâm Nghiên cứu Công nghệ Môi trường và Quản lý Tài nguyên thiên nhiên, Đại học Nông lâm Thành phố Hồ Chí Minh, Việt Nam

THÔNG TIN BÀI BÁO

Quá trình:
 Nhận bài 10/01/2019
 Chấp nhận 20/02/2019
 Đăng online 29/04/2019

Từ khóa:
 Đất ngập nước
 Chất dinh dưỡng
 PO_4^{3-}
 Cỏ Sậy

TÓM TẮT

Mục tiêu nghiên cứu nhằm xác định khả năng xử lý nước bị ô nhiễm bởi các chất dinh dưỡng bằng công nghệ đất ngập nước kiến tạo phục vụ tưới tiêu nông nghiệp. Mô hình nghiên cứu được bố trí tiến hành với 2 tải trọng thủy lực 500 ml/phút/m² (T1) và 1500 ml/phút/m² (T2) nhằm so sánh hiệu quả xử lý của hệ wetland sử dụng cỏ Sậy (*Phragmites australis*). Kết quả nghiên cứu sau xử lý ở các tải trọng 1 và 2 có hàm lượng khá thấp về nồng độ $N-NH_4^+$; $N-N-NO_3^-$; $N-NO_2^-$; và PO_4^{3-} . Trong đó, kết quả xử lý của hệ ở tải trọng 1 tốt hơn kết quả của tải trọng 2 và có sự khác biệt giữa chúng ($p_{value} < 0,05$). Hiệu quả xử lý chất dinh dưỡng ở tải trọng 1 với lần lượt giá trị TP đạt 95%, PO_4^{3-} đạt 54%, TKN đạt 74% và $N-NH_4^+$ đạt 68%. Từ đó, cho thấy mô hình nghiên cứu phù hợp với xu hướng thân thiện môi trường và đáp ứng nhu cầu phát triển bền vững.

© 2019 Trường Đại học Mỏ - Địa chất. Tất cả các quyền được bảo đảm.

1. Mở đầu

Nằm ở miền Đông Nam Bộ, Bình Dương là nhóm tỉnh thành năng động và đóng góp lớn cho sự phát triển kinh tế xã hội. Với tổng dân số hơn 2 triệu, mật độ dân số 695 người/km², GDP tăng trưởng bình quân 9%/năm và có cơ cấu kinh tế ngành nghề công nghiệp - xây dựng, dịch vụ - nông nghiệp đa dạng (Cục thống kê tỉnh Bình Dương, 2017). Theo các số liệu thống kê, hiện trên địa bàn tỉnh có 26 khu công nghiệp và 12 cụm công nghiệp

đang hoạt động (Sở Tài nguyên và Môi trường Bình Dương, 2018). Sự ra đời ngày càng nhiều các khu công nghiệp, tốc độ đô thị hóa cao ở Bình Dương làm cho các nguồn nước mặt bị ô nhiễm ngày càng nghiêm trọng và ảnh hưởng đến đời sống người dân. Báo cáo hiện trạng môi trường nước mặt quốc gia cho thấy tổng lượng nước thải từ các khu công nghiệp ở Bình Dương tương đương 45.900 m³/ngày đêm với tải lượng các chất ô nhiễm cao như TSS, BOD₅, COD, tổng N, tổng P (Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2012). Tuy nhiên, hiện nay lượng nước thải công nghiệp đã có sự gia tăng đáng kể với hơn 100.000 m³/ngày đêm (Sở Tài nguyên và Môi trường Bình Dương, 2018).

*Tác giả liên hệ

E - mail: nmky@hcmuaf.edu.vn

Mặt khác, khả năng tiêu thoát nước kênh rạch bị hạn chế, gây thiệt hại cho nông nghiệp và các ngành kinh tế (Sở Tài nguyên và Môi trường Bình Dương, 2017). Nhưng nhu cầu sử dụng nguồn tài nguyên nước phục vụ sản xuất ngày càng gia tăng (UBND tỉnh Bình Dương, 2016). Đặc biệt, nguồn cung ứng nước cho nông nghiệp cạn kiệt, không đáp ứng nhu cầu tưới tiêu cũng như hoạt động nuôi trồng thủy sản.

Trong khi công nghệ đất ngập nước kiến tạo (Constructed wetland) được biết đến là giải pháp công nghệ xử lý nước thải có hiệu quả (Elzein et al., 2016). Đây là công nghệ có nhiều ưu điểm với chi phí xây dựng, duy tu, bảo dưỡng thấp, phương pháp xử lý thân thiện môi trường (Kadlec & Wallace, 2009). Trong công nghệ đất ngập nước kiến tạo, các loại dòng chảy được áp dụng gồm dòng chảy mặt tự do (Free surface flow), dòng chảy chìm theo phương ngang (Subsurface horizontal flow) và dòng chảy chìm theo phương đứng (Subsurface vertical flow) (Vymazal, 2010). Đối với công nghệ đất ngập nước kiến tạo ứng dụng quá trình xử lý dựa trên các nguyên lý tương tác sinh thái giữa các cấu phần trong cùng hệ sinh thái thủy vực. Công nghệ wetland được chứng minh có khả năng xử lý và ổn định nguồn ô nhiễm như nước thải đô thị, sinh hoạt, công nghiệp, nước rỉ rác, nước thải chăn nuôi,... (Dallas et al., 2004; Vymazal, 2009; Katarzyna & Magdalena, 2017). Quá trình ứng dụng mô hình sinh thái đất ngập nước có khả năng loại bỏ các hợp chất dinh dưỡng nitrogen và phosphorus trong nguồn nước ô nhiễm (Mariana & Jacques, 2015; Katarzyna et al., 2018). Xuất phát từ đó, việc áp dụng công nghệ thân thiện môi trường được lựa chọn để nghiên cứu xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm bằng công nghệ đất ngập nước kiến tạo phục vụ tưới tiêu nông nghiệp. Mục đích nghiên cứu nhằm đánh giá khả năng xử lý các chất dinh dưỡng nguồn nước mặt ô nhiễm phục vụ tưới tiêu nông nghiệp, lấy ví dụ điển hình tại thị xã Thuận An, tỉnh Bình Dương.

2. Đối tượng và phương pháp nghiên cứu

2.1. Đối tượng

2.1.1. Nguồn nước mặt

Nguồn nước mặt ô nhiễm dùng trong nghiên cứu là nguồn từ Suối Cát tại thị xã Thuận An, tỉnh Bình Dương. Suối Cát nhận nước thải từ thị trấn

An Thạnh, các khu dân cư lân cận và cụm công nghiệp Bình Chuẩn.

Chất lượng nước của Suối Cát bị ô nhiễm nặng bởi các chất thải hữu cơ và không đạt Quy chuẩn QCVN 08-MT:2015/BTNMT cho tưới tiêu nông nghiệp. Đặc điểm chất lượng nguồn nước trước xử lý trong các thí nghiệm được trình bày ở Bảng 1.

2.1.2. Hệ thực vật

Dựa vào những kết quả của các nghiên cứu trước đây (Havens et al., 2003; Abou-Elela & Hellal, 2012; Mirco & Attilio, 2013; Aboubacar et al., 2018), loài Sậy phổ biến (*Phragmites australis*) được chọn lựa cho nghiên cứu. Việc chọn lựa cỏ Sậy nhằm tạo điều kiện so sánh với các kết quả nghiên cứu trên thế giới về hiệu quả xử lý nước của chúng. Cỏ Sậy dùng trong các thí nghiệm sưu tập ở bãi Sậy gần cầu Sài Gòn và được nhân giống trong Vườn sưu tập thủy sinh vật của Trường Đại học Nông lâm Thành phố Hồ Chí Minh. Những cây Sậy trưởng thành có thân chắc khỏe với đường kính 0,5÷1 cm được chọn lọc. Sau đó cắt bỏ hết lá, cắt thành từng đoạn có chiều dài 40÷50 cm và có 4÷5 mắt để hom giống. Hom giống được chuyển sang khu vực ươm và ươm cho đến khi thành cây đã phát rễ và lá mới. Các cây Sậy mới sau đó được chuyển vào trồng trong các bể thí nghiệm để tiếp tục phát triển. Căn cứ vào độ rộng của lá, dài 20÷50 cm và bản rộng 2÷3 cm, mật độ của Sậy được trồng trong các bể thí nghiệm là 20 bụi/m². Thí nghiệm được tiến hành sau khi Sậy đã được trồng 5 tháng, khi đã có chiều cao 0,6÷0,8 m.

2.2. Thiết kế thí nghiệm

Mô hình thí nghiệm của nghiên cứu được bố trí tiến hành nhằm so sánh hiệu quả xử lý của cỏ Sậy với 2 tải trọng thủy lực 500 ml/phút/m² (T1) và 1500 ml/phút/m² (T2). Mỗi đợt có một nghiệm thức thí nghiệm và một đối chứng. Các số mã hóa của các nghiệm thức tương đương gồm: (i) Tải trọng 1 (T1) ứng với Sậy (S1) + Đối chứng không trồng cây (C1); (ii) Tải trọng 2 (T2) ứng với Sậy (S2) + Đối chứng không trồng cây (C2). Các thí nghiệm được thiết kế theo phương pháp bố trí khối đầy đủ ngẫu nhiên (Randomized Complete Block Design), có đối chứng và lặp lại 03 lần cho mỗi nghiệm thức. Mỗi tải trọng nghiên cứu được tiến hành trong 3 tuần với tần suất thu mẫu là 1 tuần/lần.

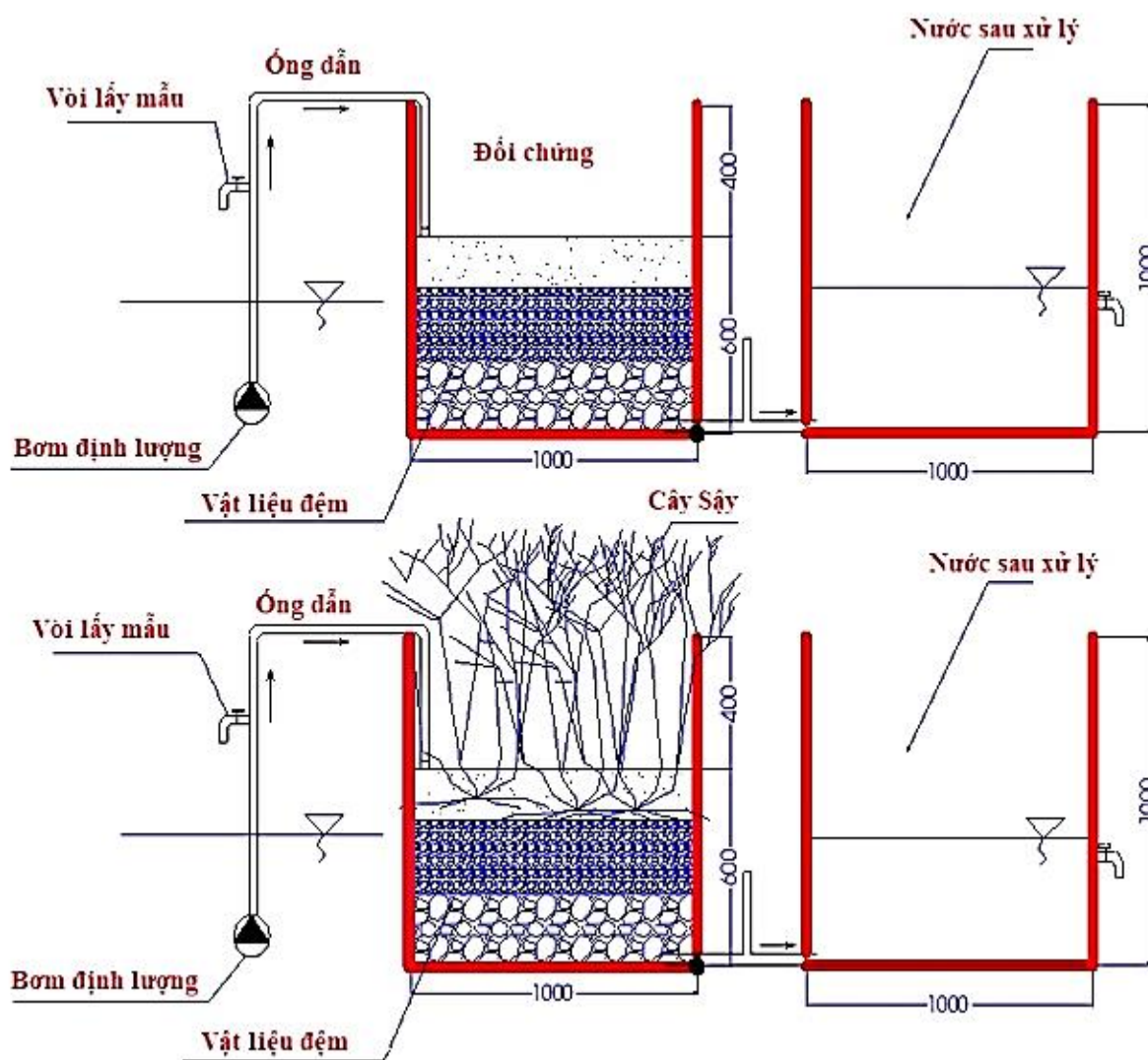
Bố trí hệ thống bể thí nghiệm: Nguồn nước được bơm lên bể chứa đặt trên cao 2,5 m - cách mặt bể thí nghiệm 1,5 m. Nước sẽ chảy xuống các bể thí nghiệm thông qua các bơm định lượng

(MANOSTAT, USA) để thiết lập các tải trọng/thời gian lưu nước tương ứng với các thí nghiệm. Sơ đồ bố trí dòng chảy của thí nghiệm được trình bày ở Hình 1, 2.

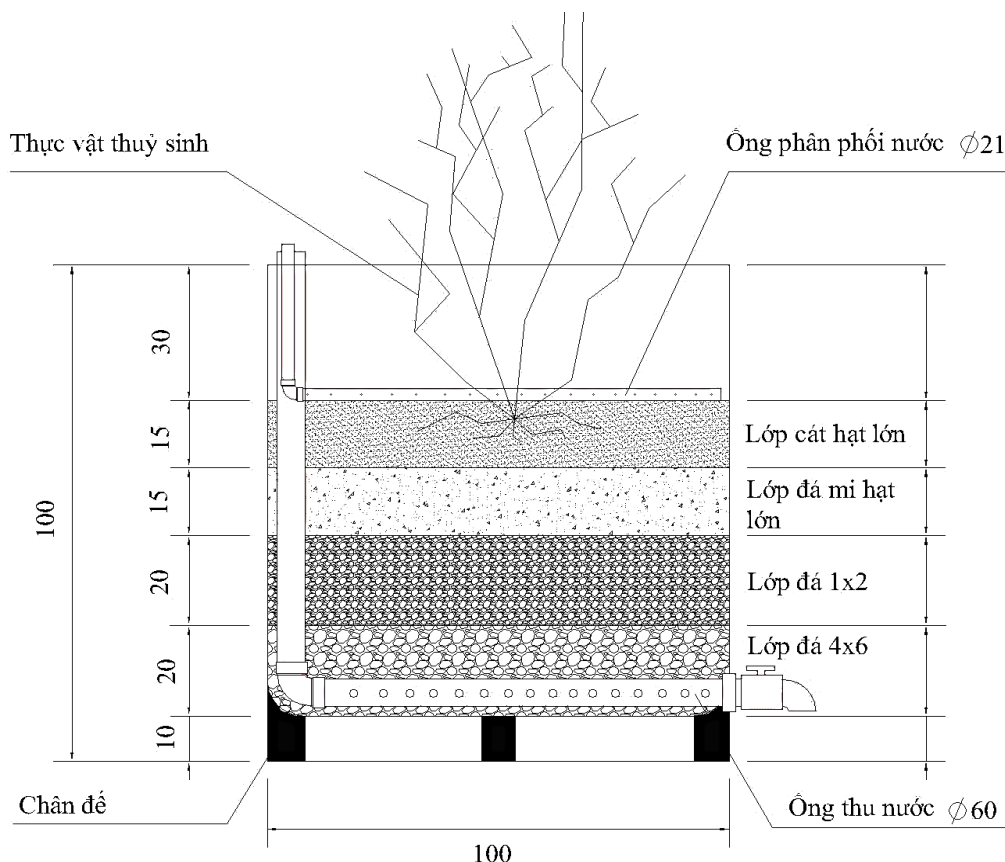
Bảng 1. Đặc điểm chất lượng nguồn nước đầu vào.

TT	Thí nghiệm	Thông số chất lượng nước (*)					
		P tổng (mg/L)	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	TKN (mg/L)	N- NH ₄ ⁺ (mg/L)	N- NO ₂ ⁻ (mg/L)	N- NO ₃ ⁻ (mg/L)
1	Tải trọng 1	1,13 ± 0,4	0,06 ± 0,02	50,39 ± 12,2	29,77 ± 2,7	0,01 ± 0,01	0,08 ± 0,03
2	Tải trọng 2	1,54 ± 0,8	0,19 ± 0,1	27,79 ± 0,38	18,16 ± 0,5	0,05 ± 0,04	0,10 ± 0,05
3	QCVN 08 - MT:2015 (B1)	KQĐ	0,3	KQĐ	0,9	0,05	10

Chú thích: (*) Giá trị trung bình ± độ lệch chuẩn; KQĐ: Không quy định; QCVN 08-MT:2015: Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt; Cột B1 - Dùng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi.



Hình 1. Sơ đồ hệ thống bể thí nghiệm.



Hình 2. Cấu tạo chi tiết mô hình đất ngập nước kiến tạo.

* Hệ thống bể thí nghiệm

Hệ thống thí nghiệm gồm có 3 bể plastic, mỗi bể có thể tích 1000 L (1x1x1 m). Một bể được đặt trên cao làm bể cấp nước. Nước được phân phối xuống 02 bể thí nghiệm có chứa các lớp vật liệu lọc theo thứ tự từ dưới lên: đá 4x6 cm dày 20 cm, đá (1x2 cm) dày 20 cm, đá mi hạt lớn dày 15 cm, cát hạt lớn dày 15 cm. Độ rỗng của toàn khối vật liệu lọc là 40%. Dòng chảy qua bể thí nghiệm là dòng chảy thẳng đứng. Bể thí nghiệm gồm 1 bể trồng Sậy và 1 bể đối chứng có cùng cấu trúc giá thể lọc nhưng không được trồng cây. Các bể thí nghiệm được cấp nguồn nước thí nghiệm từ bể chứa đặt trên cao thông qua hệ thống hình xương cá đặt nằm trên mặt bể và được đục lỗ nhằm phân phối đều nước trên bề mặt các bể.

2.3. Phương pháp thu mẫu và phân tích

Mẫu nước đầu vào được lấy tại đầu vào của bể thí nghiệm và các mẫu đầu ra (sau xử lý) được thu tại đầu ra của bể thí nghiệm. Các mẫu nước được phân tích tại phòng thí nghiệm của Viện Công nghệ

sinh học và Môi trường, Trường Đại học Nông Lâm Thành phố Hồ Chí Minh để xác định các thông số về chất lượng nước gồm TKN, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$, $N-NO_3^-$, P tổng và PO_4^{3-} như Bảng 2.

2.4. Phương pháp xử lý số liệu

Số liệu nghiên cứu được phân tích và xử lý bằng phần mềm Excel và SPSS 13.0. Phân tích thống kê ANOVA và LSD được áp dụng để phân biệt sự khác biệt thống kê có ý nghĩa giữa các nghiệm thức ở $p_{value} < 0,05$.

3. Kết quả nghiên cứu và thảo luận

3.1. Hiệu quả xử lý mô hình dòng chảy thẳng đứng với tải trọng 500 ml/phút/m² (T1)

Cỏ Sậy được đánh giá là thực vật có khả năng hấp thụ hiệu quả các chất ô nhiễm dinh dưỡng từ các nguồn nước nhiễm bẩn (League et al., 2007; Saltonstall & Stevenson, 2007; Price et al., 2014; Mariana & Jacques, 2015). Kết quả xử lý hàm lượng của nước trước và sau xử lý của TKN (total

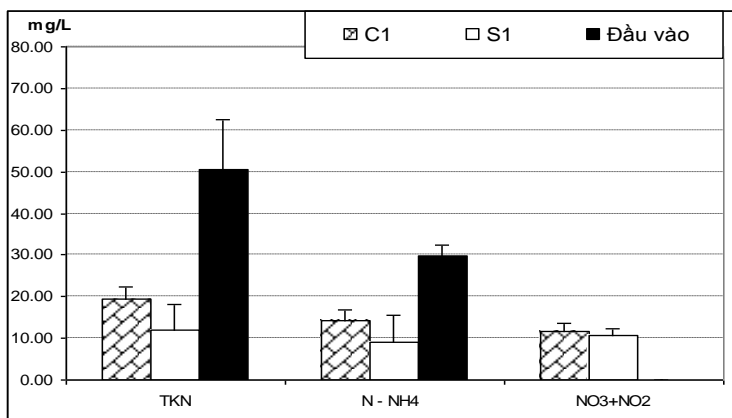
Kieldalh nitrogen), $N-NH_4^+$, ($N-NO_2^- + N-NO_3^-$) của tải trọng 1 được trình bày trong Hình 4.

Hàm lượng TKN, $N-NH_4^+$ của nước đầu vào theo thứ tự là $50,4 \pm 12,2$; $29,8 \pm 2,7$ mg/L; $N-NO_2^-$ và $N-NO_3^-$ lần lượt là 0,01 và 0,08 mg/L. Các hàm lượng $N-NO_2^-$ và $N-NO_3^-$ ở đầu vào có giá trị không đáng kể. Sau xử lý, hàm lượng của TKN và $N-NH_4^+$ ở lô đối chứng là $19,4 \pm 2,9$ và $14,2 \pm 2,6$ mg/L, đối chiếu với nghiệm thức trồng Sậy là $11,9 \pm 6$ và $9,2 \pm 6,1$ mg/L. Trái với sự suy giảm của TKN và $N-NH_4^+$, đã có sự gia tăng đáng kể của của hàm lượng

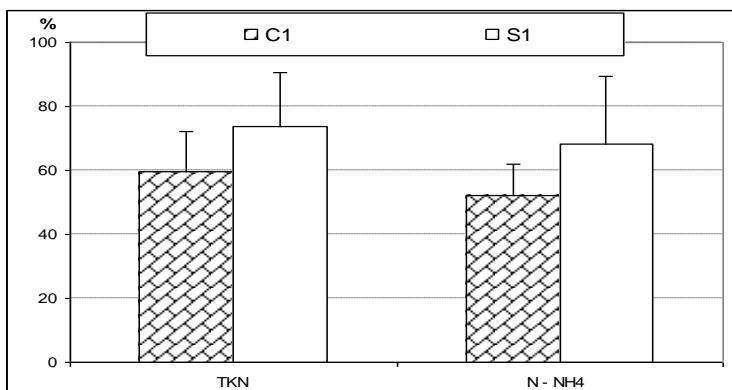
$N-NO_2^-$ và $N-NO_3^-$ trong cả lô đối chứng và trồng Sậy: 0,35 mg/L $N-NO_2^-$; 11,3 mg/L $N-NO_3^-$ ở lô đối chứng và 0,19 mg/L $N-NO_2^-$ 10,49 mg/L $N-NO_3^-$ ở lô trồng Sậy. Từ những kết quả trên, Hình 5 cho thấy hiệu quả xử lý TKN và $N-NH_4^+$ trong lô đối chứng đạt 60 ± 13 và 52 ± 10 %. Trái lại, nghiệm thức trồng Sậy đạt hiệu quả xử lý TKN và $N-NH_4^+$ ở mức 74 ± 17 và $68,4 \pm 21$ %. Tương tự, khả năng xử lý chất dinh dưỡng dưới dạng TN được thể hiện với giá trị trung bình $65 \div 92\%$ (Tanner, 1996).

Bảng 2. Phương pháp phân tích chất lượng nước.

TT	Chỉ tiêu	Phương pháp	Ghi chú	Tiêu chuẩn
1	TKN	Chung cất	Chuẩn độ	TCVN 6638-2000
2	$N-NH_4^+$	Chung cất	Chuẩn độ	TCVN 5988-1995
3	$N-NO_2^-$	So màu	Phản ứng diazo hóa	TCVN 6180-1996
4	$N-NO_3^-$	So màu	Phản ứng diazo hóa	TCVN 6178-1996
5	P tổng	So màu	Spectrophotometer	APHA 4500-P:2005
6	PO_4^{3-}	So màu	Spectrophotometer	TCVN 6202-1996



Hình 4. Hàm lượng TKN, $N-NH_4^+$, ($N-NO_2^- + N-NO_3^-$) trước và sau xử lý trong thí nghiệm T1. (C: đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy).



Hình 5. Hiệu quả xử lý (%) TKN và $N-NH_4^+$ trong thí nghiệm T1. (C: đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy).

Liên quan đến kết quả xử lý TP (total phosphorus) và PO_4^{3-} , Hình 6 cho thấy các hàm lượng trước và sau xử lý của TP và PO_4^{3-} trong thí nghiệm T1. Hàm lượng TP và PO_4^{3-} trước xử lý tương ứng là $1,13 \pm 0,39$ và $0,06 \pm 0,02$ mg/L. Sau xử lý, đã có sự suy giảm các hàm lượng này trong cả đối chứng và thí nghiệm. Hàm lượng TP và PO_4^{3-} ở lô đối chứng là $0,08 \pm 0,04$ và $0,02 \pm 0,01$ mg/L, và trong nghiệm thức thí nghiệm là $0,05 \pm 0,01$ và $0,03 \pm 0,01$ mg/L. Hiệu quả xử lý TP và PO_4^{3-} tương ứng trong lô đối chứng là $93,4 \pm 1,8$ và $61,6 \pm 29,2\%$; trong nghiệm thức thí nghiệm là $95,4 \pm 1,5$ và $54,4 \pm 8,5\%$. So sánh kết quả nghiên cứu của tác giả Tanner (1996) cho thấy khả năng xử lý TP đạt khá cao với khoảng trung bình dao động từ 79÷93%. Mariana & Jacques (2015) cũng chỉ ra rằng mô hình đất ngập nước kiến tạo có khả năng hấp thụ TP rất cao, ứng với hiệu suất 90%.

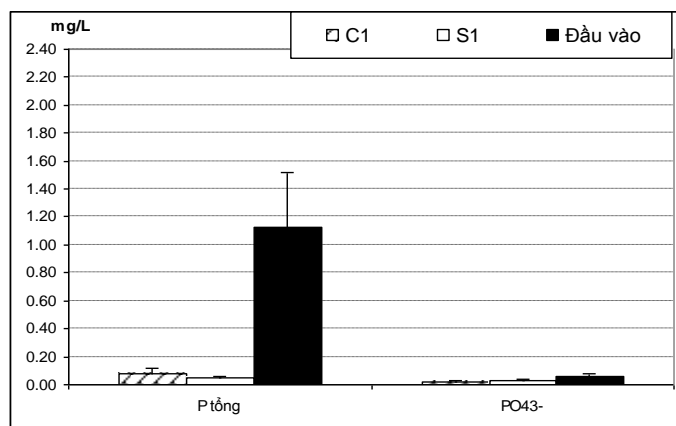
Xem xét trong thí nghiệm, các hàm lượng sau xử lý của N- NH_4^+ , N- NO_2^- , N- NO_3^- và PO_4^{3-} khá thấp và đặc biệt đạt tiêu chuẩn về PO_4^{3-} cũng như xấp xỉ đạt với hàm lượng N- NO_3^- (11 và 10,5 mg/L). Đối với các muối dinh dưỡng nitrogen và phosphorus, ở cả đối chứng và thí nghiệm, hiệu quả xử lý TKN và N- NH_4^+ đạt 70%; TP là 90% và PO_4^{3-} là 60%. Các hiệu quả xử lý nitrogen và phosphorus ở lô thí nghiệm có trồng cây cho thấy các giá trị trung bình lớn hơn lô đối chứng không trồng cây. Điều này tương tự kết quả nghiên cứu của Brix & Arias (2005) đã tổng kết bằng hệ thống wetland dòng chảy thẳng đứng và Sậy tại Đan Mạch với hiệu quả xử lý N- NH_4^+ là 78%, TKN là 43% và TP là 25%. Tương tự, Puigagut et al. (2007) cũng cho thấy rằng hiệu quả xử lý TP và TKN lần lượt 40÷50% đối với xử lý nước thải

sinh hoạt. Ngoài sự hấp thụ của cây thủy sinh, hiệu quả xử lý nitrogen và orthophosphate ở hệ thống wetland còn được xem là kết quả hoạt động của vi sinh vật (Kadlec & Knight, 1996). Việc xử lý các dạng phosphorus còn do sự hấp phụ và lắng tủa khi chúng tiếp xúc với các vật liệu lọc (Kadlec & Knight, 1996; Yang et al., 2001). Ngoài ra, nhóm nghiên cứu Prochaska et al., (2007) ở Hy Lạp cũng đã chỉ ra hiệu quả xử lý PO_4^{3-} lên đến 60%.

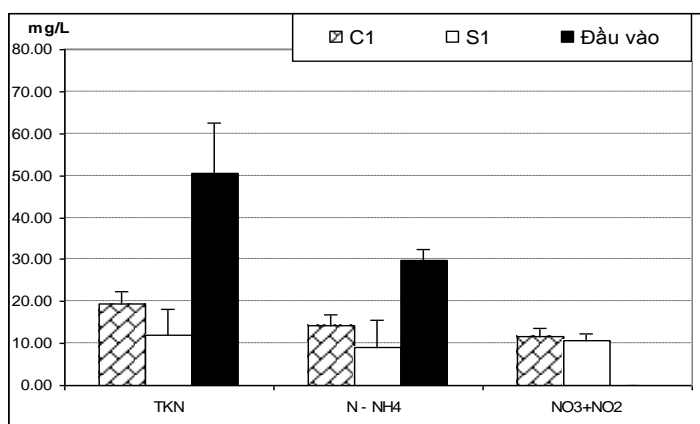
3.2. Hiệu quả xử lý mô hình dòng chảy thẳng đứng với tải trọng 1500ml/phút/m² (T2)

Trong mô hình dòng chảy thẳng đứng với tải trọng 1500ml/phút/m², sự biến đổi các hàm lượng của TKN, N- NH_4^+ và (N- NO_2^- + N- NO_3^-) ở đầu vào và đầu ra của thí nghiệm (Tải trọng 2) được trình bày ở Hình 7.

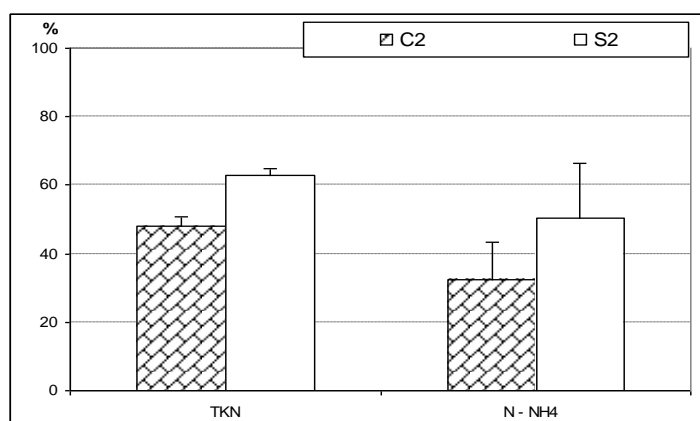
Hàm lượng N- NH_4^+ và N- NO_3^- đầu vào cao đã được giảm xuống đáng kể sau quá trình hấp thụ và xử lý bằng cỏ Sậy (Mariana & Jacques, 2015). Giá trị trung bình của TKN, N- NH_4^+ và (N- NO_2^- + N- NO_3^-) ở đầu vào trong thí nghiệm tải trọng 2 cho cả đối chứng và nghiệm thức thí nghiệm lần lượt là $27,8 \pm 0,1$, $18,2 \pm 0,5$ và $0,15 \pm 0,1$ mg/L. Tại đầu ra ở lô đối chứng các giá trị của TKN, N- NH_4^+ và (N- NO_2^- + N- NO_3^-) lần lượt là $14,4 \pm 0,9$; $12,3 \pm 2,4$ và $11,4 \pm 1,2$ mg/L; trong đó, N- NO_3^- ứng với $11,3 \pm 1,6$ mg/L. Các giá trị tương tự lần lượt ở lô thí nghiệm là $10,3 \pm 0,4$ mg/L; $9,1 \pm 3,1$ mg/L và $14,2 \pm 3,5$ mg/L; trong đó, N- NO_3^- là $13,7 \pm 3,4$ mg/L. Ngoài ra, Hình 8 cho thấy hiệu quả xử lý TKN và N- NH_4^+ của lô thí nghiệm so với đối chứng. Có thể thấy, hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm có mối liên hệ với mật độ thực vật được bố trí (Ibekwe et al., 2007).



Hình 6. Hàm lượng TP, PO_4^{3-} trước và sau xử lý trong thí nghiệm T1. (C: đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy).



Hình 7. Hàm lượng TKN, N-NH₄⁺, (N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻) trước và sau xử lý trong thí nghiệm T2. (C: đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy).



Hình 8. Hiệu quả xử lý (%) TKN và N-NH₄⁺ trong thí nghiệm T2. (C: đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy).

Nhìn chung, việc lựa chọn thí nghiệm với các mật độ hệ thực vật tùy thuộc vào đặc điểm tính chất nước nhiễm bẩn và mục đích của nghiên cứu. Sậy có thể được lựa chọn với mật độ 8 cây/m² (Milani & Toscano, 2013) hay nhằm khảo sát ảnh hưởng của Sậy đối với quá trình ổn định nước thải sau xử lý được bố trí với mật độ từ 20÷40 cây/m² (Kumari & Tripathi, 2015). Trong một nghiên cứu khác tại Việt Nam, ứng dụng xử lý nước thải bằng Sậy đã sử dụng mật độ tương đương 20 cây/m². Kết quả đạt được mức xử lý tốt nhất đối với N-NH₄⁺, P- PO₄³⁻ lần lượt là 60,5% và 47,6% (Thái Vân Anh & Lê Thị Cẩm Chi, 2016).

Sự vận chuyển và tăng cường hàm lượng oxygen đến hệ rễ của Sậy và qua đó thúc đẩy loại bỏ thành phần nitrogen (Tulbure et al., 2012). Hiệu quả xử lý TKN trong nghiệm thức trồng Sậy đạt ngưỡng 63±2% và 50,4±16% đối với N-NH₄⁺. Trong khi đó, các giá trị tương ứng trong lô đối chứng là 48±3% và 32,5±11%. Qua đó, đã ghi

nhận được sự biến động lớn trong hiệu quả xử lý N-NH₄⁺ trong cả lô đối chứng và thí nghiệm. Bàn về quá trình xử lý nitrogen hữu cơ, có hai con đường để xử lý nitrogen hữu cơ trong thiên nhiên. Thứ nhất, quá trình nitrat hóa (nitrification) với sản phẩm cuối cùng là N-NO₃⁻ và thứ hai là quá trình khử nitrat hóa (denitrification) với sản phẩm cuối cùng là khí N₂. Cả hai quá trình đều được thực hiện chủ yếu bởi vi sinh vật. Quá trình nitrat hóa với sự tham gia của Nitrosomonas (biến đổi NH₄⁺ → NO₂⁻) và Nitrobacter (biến đổi NO₂⁻ → NO₃⁻) như là các đại diện chính. Quá trình khử nitrat hóa được thực hiện với sự tham gia của các quần thể của vi sinh vật. Sự khác biệt giữa hai quá trình là điều kiện oxygen hòa tan trong môi trường. Quá trình nitrat hóa xảy ra trong điều kiện có oxygen. Vì vậy, sản phẩm của quá trình nitrat hóa là các muối hợp chất NO_x-N bị oxi hóa (tiêu biểu là N- NO₂⁻ và N- NO₃⁻), và sản phẩm của quá trình phản nitrat hóa là N₂ sẽ bay trở lại khí quyển.

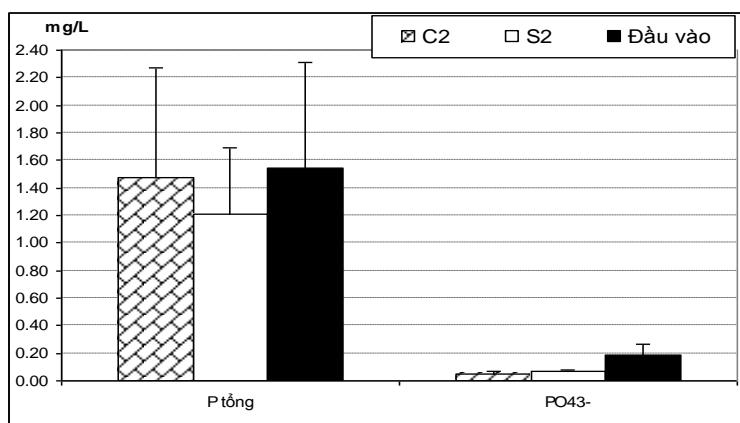
Đối với kết quả xử lý hàm lượng của TP và PO_4^{3-} trước và sau xử lý của thí nghiệm với tải trọng 2 được trình bày trong Hình 9. Hàm lượng TP và PO_4^{3-} ở đầu vào của thí nghiệm hiện diện ở các nồng độ rất thấp, lần lượt là $1,54 \pm 0,8$ và $0,19 \pm 0,07$ mg/L. Tại đầu ra, ở lô đối chứng hàm lượng của TP là $1,48 \pm 0,08$ mg/L và của PO_4^{3-} là $0,05 \pm 0,02$ mg/L; đối chiếu với lô thí nghiệm là $1,21 \pm 0,48$ và $0,07 \pm 0,02$ mg/L.

Các kết quả về hiệu quả xử lý TP và PO_4^{3-} được trình bày chi tiết trong Hình 10. Tại lô đối chứng, hiệu quả xử lý của TP là $5,5 \pm 4,7\%$ và PO_4^{3-} là $75 \pm 6\%$. Trong khi đó, hiệu quả xử lý trong lô thí nghiệm cho TP là $20 \pm 7\%$ và đối với PO_4^{3-} là $61 \pm 25\%$.

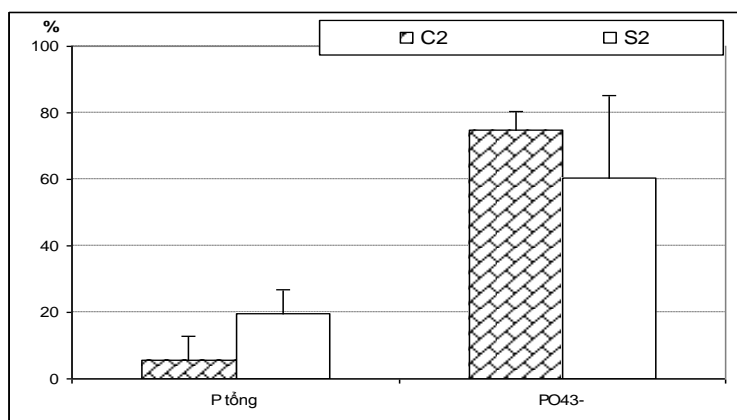
Tương tự trong thí nghiệm tải trọng 1, kết quả ở tải trọng 2 với các hàm lượng khá thấp sau xử lý về $N-NH_4^+$; $N-NO_3^-$; $N-NO_2^-$; và PO_4^{3-} . Đặc biệt, còn cho thấy sự phù hợp và đạt quy chuẩn chất lượng nước tưới tiêu với các tiêu chí $N-NO_3^-$ và PO_4^{3-} .

Có thể thấy, hệ thống wetland với dòng chảy đứng thích hợp cho quá trình nitrat hóa (Arias et al., 2001; Prochaska et al., 2007) nhờ vào chế độ thủy lực luôn sẵn sàng mang oxy hòa tan vào hệ thống (Kadlec & Wallace, 2009). Vì vậy, hàm lượng nitrit và nitrat ở đầu vào trước xử lý là không đáng kể, chỉ dao động $0,01 \pm 0,05$ mg/L cho nitrit và $0,03 \pm 0,08$ mg/L cho nitrat ở các thí nghiệm nhưng đã tăng đáng kể sau quá trình xử lý. Điều này phản ánh đã có sự chuyển hóa mạnh từ TKN sang nitrat trong hệ thống. Kết quả trong các công trình xử lý nước thải sinh hoạt bằng hệ thống dòng chảy đứng của Brix & Arias (2005), Prochaska et al. (2007) cũng nhận định tương tự, với hàm lượng đầu vào của nitrit và nitrat là thấp nhưng có sự thay đổi hàm lượng đầu ra.

3.3. So sánh hiệu quả xử lý của các Tải trọng 1 (T1) và Tải trọng 2 (T2)



Hình 9. Hàm lượng TP, PO_4^{3-} trước và sau xử lý trong thí nghiệm T2. (C: đối chứng không trồng cây; S: thí nghiệm thức trồng Sây).



Hình 10. Hiệu quả xử lý (%) TP, PO_4^{3-} trong thí nghiệm T2. (C: đối chứng không trồng cây; S: thí nghiệm thức trồng Sây).

Bảng 3 trình bày kết quả so sánh hiệu quả xử lý các chất ô nhiễm ở các tải trọng khác nhau. Đối với tổng P, có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p_{value} < 0,05$) giữa hai tải trọng và giữa đối chứng và thí nghiệm của tải trọng 2. Không có sự khác biệt thống kê giữa đối chứng và thí nghiệm ở tải trọng 1. Đối với PO_4^{3-} , không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa hai tải trọng. Riêng đối với TKN và $N-NH_4^+$, cả hai chỉ tiêu cho thấy có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa thí nghiệm trồng Sậy của tải trọng 1 và đối chứng không trồng cây của tải trọng 2 ($p_{value} < 0,05$). Về hàm lượng ($N-NO_2^- + N-NO_3^-$) sau xử lý, có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa hai tải trọng (ANOVA, $p_{value} < 0,05$). Tuy nhiên, sự so sánh trong cùng một tải trọng cho thấy không có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa đối chứng và thí nghiệm ở tải trọng 1 (LSD, $p_{value} > 0,05$), trong khi đó lại có sự khác biệt có ý nghĩa thống kê giữa đối chứng và thí nghiệm ở tải trọng 2 (LSD, $p_{value} < 0,05$).

Có thể thấy kết quả xử lý của tải trọng 1 tốt hơn kết quả của tải trọng 2. Hiệu quả xử lý các chất gây ô nhiễm của tải trọng 1 cao hơn tải trọng 2. Việc so sánh kết quả xử lý giữa hai tải trọng 1 và 2 đã nhận thấy rằng luôn có sự khác biệt giữa chúng; kết quả xử lý hầu hết các chất gây ô nhiễm của tải trọng 1 đều thấp hơn tải trọng 2. Điều này được lý giải bởi tải trọng 2 lớn hơn nên dẫn đến thời gian tiếp xúc thấp của các chất gây ô nhiễm với các tác nhân xử lý như màng sinh học, hệ thống rễ, vật liệu lọc,... Mặt khác, quá trình xử lý nitrogen và phosphorus trong hệ thống wetland có phần đóng góp lớn từ sự hấp thụ của cây trồng trong hệ thống (He & Mankin, 2002). Do đó, sự không khác biệt về thống kê của hiệu quả xử lý nitrogen và phosphorus có thể là do độ tuổi của cây trong thí nghiệm. Với độ tuổi cây còn hạn chế (5 tháng tuổi), chúng chưa đủ lớn thiết lập khả năng hấp thụ phần lớn chất dinh dưỡng cũng như hình thành hệ thống màng sinh học lớn hơn để tạo ra khác biệt

thống kê rõ ràng so với đối chứng không trồng cây. Hiệu quả xử lý trong lô đối chứng và thí nghiệm dường như chủ yếu nhờ màng sinh học được hình thành ở các lớp vật liệu lọc có độ dày và kích cỡ tương tự nhau trong cả đối chứng và thí nghiệm. Verhoeven & Meuleman (1999), Kadlec & Knight (1996), Prochaska et al., (2007) cũng đã ghi nhận rằng tuổi của hệ thống có tác động rất lớn đến hiệu quả xử lý của nó. Thật vậy, tuổi cây càng cao thì hệ thống rễ càng phát triển và có thể làm gia tăng thời gian lưu nước và làm gia tăng hiệu quả xử lý (Suliman et al., 2006).

Như vậy, nghiệm thức (Tải trọng 1+S1) là đại diện sự lớn hơn về lượng tác nhân (màng sinh học + hệ thống rễ cây) lẫn thời gian tiếp xúc (Tải trọng 1), trong khi nghiệm thức (Tải trọng 2 + C2) lại đại diện cho sự nhỏ hơn về lượng tác nhân (chỉ có màng sinh học) và thời gian tiếp xúc (Tải trọng 2). Vì vậy, ngoại trừ hiệu quả xử lý PO_4^{3-} , hiệu quả xử lý các chỉ tiêu còn lại đều khác biệt có ý nghĩa thống kê ($p_{value} < 0,05$) giữa các nghiệm thức. Hiệu quả xử lý PO_4^{3-} không khác biệt có thể do hàm lượng đầu vào khá thấp và do đó dễ bị loại trừ tương tự nhau bởi tác động hấp phụ tối thiểu của khoáng liệu trong các nghiệm thức. Prochaska et al., (2007) cũng đã nhận thấy hàm lượng PO_4^{3-} ở đầu vào thấp sẽ dễ đạt hiệu quả xử lý cao và cơ chế chủ yếu loại bỏ PO_4^{3-} ở những hàm lượng thấp do sự hấp phụ của khoáng liệu từ vật liệu lọc.

4. Kết luận

Kết quả nghiên cứu cho thấy tải trọng 500 mL/phút/m² cho kết quả tốt hơn tải trọng 1500 mL/phút/m², đặc biệt ở thí nghiệm có trồng Sậy. Theo đó, hiệu quả xử lý TP đạt 95%; PO_4^{3-} đạt 54%; TKN đạt 74%; và $N-NH_4^+$ đạt 68%. Kết quả xử lý của hai thí nghiệm đạt một số tiêu chuẩn giới hạn về chất lượng nước tưới tiêu theo quy chuẩn quốc gia QCVN 08-MT : 2015/BTNMT (Cột B1).

Bảng 3. So sánh hiệu quả xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm giữa hai tải trọng thủy lực.

Hiệu quả (%)		Thông số chất lượng nước			
		P tổng	PO_4^{3-}	TKN	$N-NH_4^+$
Tải trọng 1	C1	93,4 ± 1,8 g	61,6 ± 29 k	59,6 ± 13 lm	52,0 ± 9,9 no
	S1	95,4 ± 1,5 g	54,4 ± 8,6 k	73,7 ± 17 m	68,35 ± 21,2 o
Tải trọng 2	C2	5,5 ± 4,7 h	74,8 ± 5,6 k	48,1 ± 2,7 l	32,5 ± 11,1 n
	S2	19,5 ± 7,3 i	60,6 ± 24,5k	62,9 ± 1,8 lm	50,4 ± 15,8 no

Chú thích: C - đối chứng không trồng cây; S: nghiệm thức trồng Sậy. Các giá trị trong cùng cột chỉ cần có một 1 mẫu tự giống nhau sẽ không khác nhau có ý nghĩa về thống kê ($p_{value} > 0,05$).

Tuy nhiên, hạn chế của nghiên cứu chỉ mới dừng lại ở quy mô phòng thí nghiệm. Do đó, trong tương lai cần tiến hành thí điểm ứng dụng xử lý các chất ô nhiễm với quy mô trong điều kiện môi trường thực địa. Điểm nổi bật của nghiên cứu đã xác định tải trọng thích hợp nhằm xử lý nước mặt bị ô nhiễm phục vụ canh tác nông nghiệp thân thiện môi trường bằng công nghệ wetland dòng chảy đứng. Không những vậy, việc xử lý nitrogen và phosphorus chỉ ra sự đóng góp rõ rệt của thực vật thủy sinh trong hệ thống. Quá trình lựa chọn nghiên cứu xử lý nguồn nước mặt bị ô nhiễm bằng công nghệ đất ngập nước kiến tạo phục vụ tưới tiêu nông nghiệp tại huyện Thuận An, tỉnh Bình Dương sẽ góp phần phát triển bền vững nông nghiệp địa phương.

Tài liệu tham khảo

- Aboubacar, S., Mohamed, R., Jamal, A., Omar, A. and Samira, E., 2018. Exploitation of *Phragmites australis* (Reeds) in Filter Basins for the Treatment of Wastewater. *Journal of Environmental Science and Technology* 11. 56 - 67.
- Abou-Elela, S. I. and Hellal M. S., 2012. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*. *Ecol. Eng.* 47. 209 - 213.
- Akratos, C. S., Tsihrintzis, V. A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Ecological Engineering* 29. 173 - 191.
- Arias, C. A., Del Buba, M., Brix, H., 2001. Phosphorus removal by sand for use as media in subsurface flow constructed reed bed. *Water Research* 35, 1159-1168.
- Bộ Tài nguyên và Môi trường, 2012. Báo cáo hiện trạng môi trường quốc gia - Môi trường nước mặt. Hà Nội.
- Brix, H., Arias, A. C., 2005. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecological Engineering* 25. 491-500.
- Cục Thống kê tỉnh Bình Dương, 2017. *Niên giám thống kê tỉnh Bình Dương*. Nhà xuất bản Thống kê.
- Dallas, S., Scheffe, B. Ho, G., 2004. Reedbeds for greywater treatment case study in Santa Elena Monteverde, Costa Rica, Central America. *Ecol. Eng.* 23. 55 - 61.
- Elzein Z., A. Abdou, I. AbdEl, G., 2016. Constructed Wetlands as a Sustainable Wastewater Treatment Method in Communities. *Procedia Environmental Sciences* 34. 605 - 617.
- Havens, K.J., Berquist, H. & Priest, W.I., 2003. Common reed grass, *Phragmites australis*, expansion into constructed wetlands: Are we mortgaging our wetland future? *Estuaries* 26. 417.
- He, Q., Mankin, K., 2002. Performance variation of COD and removal of nitrogen removal by vegetated submerged bed wetlands. *Journal American Water Resource Association* 38. 1679 - 1689.
- Ibekwe A.M., Lyon S.R., Leddy M., Jacobson-Meyers M., 2007. Impact of plant density and microbial composition on water quality from a free water surface constructed wetland. *J. Appl. Microbiol* 102. 921 - 36.
- Kadlec, R., Knight, R., 1996. *Treatment Wetlands*. CRC Press.
- Kadlec R. H., Wallace S. D., 2009. *Treatment Wetlands*. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Katarzyna S., Magdalena H. G., 2017. The use of constructed wetlands for the treatment of industrial wastewater. *Journal of Water and Land Development* 34. 233 - 240.
- Katarzyna I., Dorota M. H., Paweł J., Franciszek B., Wojciech F., 2018. Extensive grasslands as an effective measure for nitrate and phosphate reduction from highly polluted subsurface flow - Case studies from Central Poland. *Agricultural Water Management* 203. 240 - 250.
- Kumari, M. & Tripathi, B. D., 2015. Effect of *Phragmites australis* and *Typha latifolia* on biofiltration of heavy metals from secondary treated effluent. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 12. 1029 - 1038.
- League, M. T., Colbert, E. P., Seliskar, D., Gallagher, J., 2007. Rhizome growth dynamics of native and exotic haplotypes of *Phragmites australis*

- (Common Reed). *Estuaries Coasts* 29. 269 - 276.
- Mariana R., Jacques B., 2015. Pollutant removal efficiency of native versus exotic common reed (*Phragmites australis*) in North American treatment wetlands. *Ecological Engineering* 74. 364 - 370.
- Milani, M. & Toscano, A., 2013. Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment. *Journal of Environmental Science and Health* 48(5). 568 - 580.
- Mirco M. & Attilio T., 2013. Evapotranspiration from pilot-scale constructed wetlands planted with *Phragmites australis* in a Mediterranean environment. *Journal of Environmental Science and Health* 48(5). 568 - 580.
- Price, A. L., Fant, J. B., Larkin, D. J., 2014. Ecology of native vs. introduced *Phragmites australis* (common reed) in Chicago area wetlands. *Wetlands* 34. 369 - 377.
- Puigagut, J., Villasenor, J., Salas, J. J., Becares, E., Garcia, J., 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparison study. *Ecological Engineering* 30. 312 - 319.
- Saltonstall, K., Stevenson, J. C., 2007. The effect of nutrients on seedling growth of native and introduced *Phragmites australis*. *Aquat. Bot.* 86. 331 - 336.
- Sở Tài nguyên và Môi trường Bình Dương, 2017. Báo cáo tổng hợp hiện trạng môi trường tỉnh Bình Dương. Bình Dương.
- Sở Tài nguyên và Môi trường Bình Dương, 2018. Báo cáo tổng hợp đề án xây dựng quy định phân vùng xả thải các kênh rạch, sông suối trên địa bàn tỉnh Bình Dương. Bình Dương.
- Steer, D., Fraser, L., Boddy, J., Seibert, B., 2002. Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single family domestic effluent. *Ecological Engineering* 18. 429 - 440.
- Suliman, F., French, H. K., Haugen, L. E., Sovik, A. K., 2006. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering* 27. 124 - 133.
- Prochaska, C. A., Zouboulis, A. I., Eskridge, K. M., 2007. Performance of pilot scale vertical flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering* 31. 57 - 66.
- Tanner, C. C., 1996. Plants for constructed wetland treatment systems a comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7. 59 - 83.
- Thái Vân Anh, Lê Thị Cẩm Chi, 2016. Nghiên cứu khả năng xử lý nước thải sinh hoạt bằng mô hình đất ngập nước nhân tạo dùng Sậy, Nến, Vetiver. *Tạp chí Khoa học Công nghệ và Thực phẩm - Chuyên san Công nghệ Sinh học và Kỹ thuật Môi trường*. 53 - 60.
- Tulbure, M. G., Ghioca-Robrecht, D. M., Johnston, C. A., Whigham, D. F., 2012. Inventory and ventilation efficiency of nonnative and native *Phragmites australis* (common reed) in tidal wetlands of the Chesapeake Bay. *Estuaries Coasts* 35. 1353 - 1359.
- UBND tỉnh Bình Dương, 2016. Quyết định số 3613/QĐ-UBND về việc Quy hoạch tài nguyên nước tỉnh Bình Dương giai đoạn 2016 - 2025, tầm nhìn đến năm 2035. Bình Dương.
- Verhoeven, J. T. A., Meuleman, A. F. M., 1999. Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations. *Ecological Engineering* 12. 5 - 12.
- Vymazal, J., 2002. The use of subsurface constructed wetlands for wastewater in Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering* 18. 633 - 646.
- Vymazal, J., 2009. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35. 1 - 17.
- Vymazal, J., 2010. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water* 2. 530 - 549.
- Yang, L., Chang, H. T., Huang, M. N. L., 2001. Nutrient removal in gravel and soil based wetlands microcosms with and without vegetation. *Ecological Engineering* 18. 91 - 105.

ABSTRACT

Assessment of removal efficiency of the nutrient-contaminated water by common reed (*Phragmites australis*)

Ky Minh Nguyen ¹, Manh Cong Nguyen ², Hung Quang Tri Nguyen ¹, Minh Van Phan ², Son Thai Phan ²

¹ Faculty of Environment and Natural Resources, Nong Lam University - Ho Chi Minh City, Vietnam

² Research Center for Environmental Technology and Natural Resource Management, Nong Lam University - Ho Chi Minh City, Vietnam

The studying objectives aimed to determined the nutrients removal ability from contaminated surface water by constructed wetland technology for agricultural irrigation. The researching model was set up with two hydraulic loadings of 500 mL/min/m² (T1) and 1500 mL/min/m² (T2) to compare the nutrients treatment efficiency by common reed (*Phragmites australis*). Post-treatment results at loadings 1 and 2 were quite low in the levels of N-NH₄⁺; N-NO₃⁻; N-NO₂⁻; and PO₄³⁻. In particular, the studying results of loading 1 was greater than the Loading 2 and there was a significant difference ($p_{value} < 0.05$). In loading 1, the nutrients removal efficiency were 95% (TP); 54% (PO₄³⁻); 74% (TKN); and 68% (N-NH₄⁺), respectively. Therefore, the studying model showed the compatibility with the environmentally friendly trend and meeting the demand for sustainable development.