

NGHIÊN CỨU SỰ ẢNH HƯỞNG CỦA HÀM LƯỢNG BÙN ĐẾN HIỆU SUẤT XỬ LÝ NƯỚC THẢI BẰNG CÔNG NGHỆ SBR

KS. Văn Thị Thu, KS. Võ Thị Mỹ Hạnh, TS. Đỗ Khắc Uẩn

Viện Khoa học và Công nghệ Môi trường - Đại học Bách khoa Hà Nội

Tóm tắt

Bài viết giới thiệu quy trình xử lý nước thải sinh hoạt bằng công nghệ phản ứng sinh học theo mẻ (Sequencing batch reactor - SBR) với quy mô nhỏ, trong đó chủ yếu nghiên cứu ảnh hưởng của hàm lượng bùn (MLSS) đến hiệu suất xử lý của hệ thống. Các thông số đầu vào của nước thải dao động khá lớn: COD từ 425 - 836mg/l; TN từ 61,3 - 82,7mg/l và TP từ 6,6 - 25,3mg/l. Kết quả thu được cho thấy ở hàm lượng bùn 1.000mg/l, hiệu suất xử lý COD, TN và TP lần lượt đạt 72,2%, 76,2% và 57,4%. Khi hàm lượng bùn tăng lên 2.000mg/l, hiệu suất xử lý COD, TN và TP cũng tăng lên tương ứng là 83,0%, 81,1% và 60,4%. Tuy nhiên, khi hàm lượng bùn tiếp tục tăng lên 3.000mg/l, hiệu suất xử lý COD và TN lại có xu hướng giảm, xuống còn 68,1% và 58,6%; hiệu suất xử lý TP tăng lên đến 68,4%. Chỉ số thể tích bùn (SVI) tương đối ổn định trong khoảng 63 - 72ml/g, cho thấy bùn lắng tốt. Dựa vào các kết quả thu được, nhóm tác giả cho rằng nên vận hành hệ thống SBR ở hàm lượng bùn 2.000mg/l để xử lý nước thải đạt hiệu quả cao.

Từ khóa: Nước thải sinh hoạt, công nghệ phản ứng sinh học theo mẻ, bùn, hiệu suất xử lý.

1. Đặt vấn đề

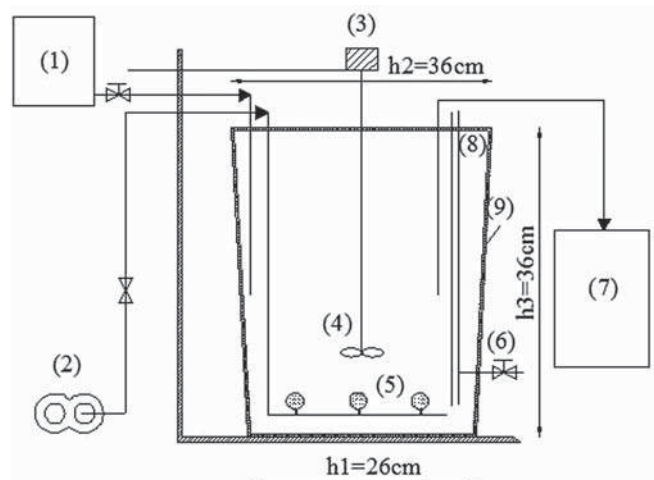
Ở Việt Nam, nước thải thường được xử lý theo các phương pháp truyền thống như đông keo tụ, lắng, hoặc tuyển nổi, sau đó qua xử lý sinh học yếm khí, hiếu khí... song hiệu quả thấp [1, 2, 3]. SBR là công nghệ xử lý nước thải bằng phương pháp sinh học đang được sử dụng rộng rãi trên thế giới hiện nay [4], với nguyên tắc vận hành gồm 4 giai đoạn nối tiếp nhau: nạp nước thải, xử lý, lắng và rút nước sau xử lý [5].

Ưu điểm lớn nhất của công nghệ SBR là tính linh động trong quá trình xử lý. Các quá trình xử lý sinh học, bao gồm xử lý BOD (Biochemical oxygen demand), quá trình nitrate hóa, khử nitrate, quá trình phân giải và hấp thụ phosphor đều diễn ra trong một bể xử lý và không cần bể lắng thứ cấp [6]. Các điều kiện yếm khí trong giai đoạn nạp nước thải và khuấy trộn sẽ giúp thực hiện quá trình khử nitrate và phân giải phosphor. Trong giai đoạn sục khí sẽ thực hiện quá trình nitrate hóa và quá trình hấp thụ phosphor vào sinh khối. Quá trình xử lý phosphor trong bể SBR phụ thuộc nhiều vào lượng chất hữu cơ đầu vào và lượng nitrate có trong bùn được giữ lại từ chu trình làm việc trước đó [7]. Quá trình xử lý phosphor có thể bị suy giảm nếu hàm lượng chất hữu cơ dòng vào thấp và lượng nitrate trong bùn cao [8]. Các quá trình nitrate hóa, khử nitrate và xử lý phosphor đều có liên quan chặt chẽ đến tải lượng hữu cơ thấp đối với hệ thống SBR. Nếu hàm lượng chất hữu cơ đầu vào tương đối ổn định, thì tải lượng hữu cơ sẽ phụ thuộc lớn vào hàm lượng bùn trong bể phản ứng.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Hệ thống thiết bị thí nghiệm

Nghiên cứu này sử dụng một hệ thống SBR quy mô nhỏ (Hình 1), chế tạo bằng polystyrene, thể tích làm việc của thiết bị là 12l. Trong mỗi chu trình làm việc, khoảng 5l nước được rút ra và bổ sung thêm 5l nước thải đầu vào (tỷ lệ khoảng 40%). Bùn trong thiết bị được duy trì ở trạng thái lơ lửng bằng máy khuấy. Quá trình sục khí được thực hiện bằng máy thổi khí thông qua 5 đầu phân phối khí. Nguồn nước thải được lọc qua lưới lọc 200µm để loại bỏ các tạp chất lớn trước khi đưa vào bể phản ứng. Thành phần đặc trưng của nước thải bao gồm COD 425 - 836mg/l; TN 61,3 -



(1) Bể chứa nước thải, (2) Máy thổi khí, (3) Máy khuấy, (4) Cánh khuấy
(5) Quả phân phối khí, (6) Đường thải bùn, (7) Bể chứa nước sau xử lý
(8) Ống xìphông, (9) Bể SBR

Hình 1. Hệ thống SBR dùng trong nghiên cứu

82,7mg/l; NH₄⁺ 48,8 - 76,1mg/l; NO₃⁻ nhỏ hơn 0,05mg/l; TP 6,6 - 25,3mg/l và pH 7,2 - 8,4. Hệ thống vận hành và được kiểm soát tự động nhờ các rơle điều khiển theo thời gian. Các thí nghiệm được tiến hành ở nhiệt độ phòng và thực hiện trong khoảng 110 ngày.

2.2. Vận hành hệ thống SBR

Hệ thống được vận hành trong 1 chu trình 4 giai đoạn luân phiên: nạp nước thải/tháo nước sạch, phản ứng và lắng. Các giai đoạn được phân chia phụ thuộc vào nồng độ oxy hòa tan trong thiết bị, gồm các giai đoạn yếm khí, thiếu khí và hiếu khí. Nước thải sinh hoạt được nạp vào từ đáy của thiết bị. Nghiên cứu tiến hành qua 3 giai đoạn tương ứng với các dải hàm lượng bùn được duy trì ở các mức khác nhau: 1.000mg/l, 2.000mg/l và 3.000mg/l. Một lượng bùn được rút ra hàng ngày để duy trì hàm lượng bùn trong bể tương đối ổn định. Các điều kiện vận hành khác và mục đích của từng điều kiện được tổng hợp trong Bảng 1.

2.3. Phương pháp phân tích

Mẫu đầu vào và đầu ra của hệ thống được lấy hàng ngày và hầu hết được phân tích ngay trong ngày. Một số trường hợp mẫu được bảo quản ở nhiệt độ 4°C trong chai polyethylene để phân tích sau đó. Các thông số phân tích, đo đạc gồm: nitrate, ammonia, TN, TP, COD, TSS, MLSS, MLVSS và SVI. Tất cả các mẫu được phân tích sau khi lọc qua giấy lọc 0,45µm. Các phương pháp phân tích dùng trong nghiên cứu này đều tuân thủ theo phương pháp chuẩn trong các TCVN và trong tài liệu APHA [9]. Ngoài ra, pH và DO cũng được giám sát thường xuyên bằng các thiết bị đo nhanh (Meter Toledo AG).

3. Kết quả và thảo luận

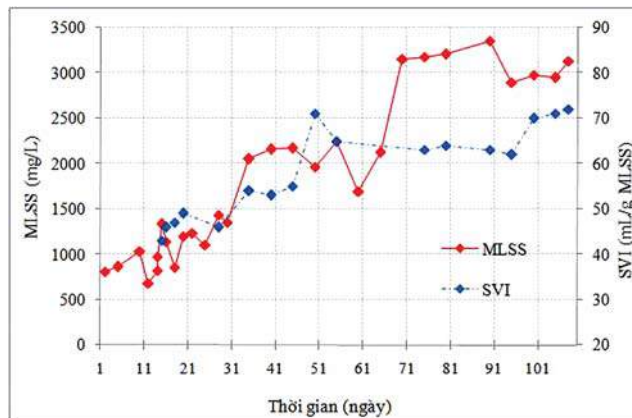
3.1. Sự biến thiên hàm lượng bùn và khả năng lắng của bùn

Hình 2 biểu diễn sự biến thiên của hàm lượng bùn

(MLSS) và chỉ số thể tích bùn (SVI) trong quá trình nghiên cứu. Nghiên cứu dự kiến vận hành tại ba mức hàm lượng bùn khác nhau, từ 1.000mg/l, 2.000mg/l và 3.000mg/l. Tuy nhiên, hàm lượng bùn thực tế biến động khác biệt một chút so với giá trị ban đầu, cụ thể hàm lượng bùn dao động trong các khoảng giá trị tương ứng từ 860 - 1.350mg/l, 1.960 - 2.250mg/l và 2.890 - 3.350 mg/l. Chỉ số thể tích bùn được đo đạc để đánh giá khả năng lắng của bùn. Kết quả cho thấy bùn lắng tốt trong toàn bộ thời gian thực nghiệm. Chỉ số thể tích bùn trung bình dao động trong khoảng 43 - 72ml/g hàm lượng bùn (Hình 2), tương đương giá trị chỉ số thể tích bùn thu được của bùn dạng hạt, thường nằm trong khoảng 30 - 80ml/g hàm lượng bùn [8]. Tỷ lệ bùn hoạt tính trong hỗn hợp bùn (MLVSS/MLSS) cũng được xác định và kết quả thu được trong khoảng 0,71 - 0,79. Giá trị thu được thấp hơn một chút so với bùn hoạt tính thông thường (0,8 - 0,85) [10].

3.2. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý COD

Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý COD được thể hiện trên Hình 3. Hiệu suất xử lý COD được tính dựa vào công thức sau:



Hình 2. Sự biến thiên hàm lượng bùn và chỉ số thể tích bùn

Bảng 1. Đặc trưng vận hành của mỗi giai đoạn

TT	Các giai đoạn	Điều kiện	Mục đích
1	Nạp nước thải/rút nước sau xử lý	Nạp nước thải vào/rút nước sạch ra, không sục khí và không khuấy trộn, t = 5/0,5 giờ	Bổ sung nước thải vào hệ thống và tháo nước ra khỏi hệ thống sau quá trình xử lý khi đạt hiệu quả xử lý COD, khử nitrate và xử lý phosphor ở các giai đoạn khác nhau
2	Khuấy trộn	Không nạp nước thải, không sục khí, bật máy khuấy trộn, t = 2 giờ	Khuấy trộn nhằm ngăn ngừa hiện tượng bùn lắng, để thực hiện quá trình khử nitrate và xử lý COD
3	Quá trình sục khí	Bật máy thổi khí và máy khuấy, ngừng nạp nước thải, t = 10 giờ	Nhằm cung cấp oxy và duy trì hàm lượng oxy hòa tan trong nước DO = 2mg/l, cho quá trình nitrate hóa và hấp thụ phosphor cũng như xử lý COD nhờ các điều kiện hiếu khí, đồng thời đảo trộn ngăn ngừa bùn lắng
4	Lắng	Không khuấy trộn, không sục khí và không nạp nước thải, t = 2 giờ	Thực hiện quá trình lắng bùn, chất rắn lơ lửng đảm bảo nước sau xử lý đạt chất lượng cao

$$\eta_{COD} = \frac{COD_v - COD_r}{COD_v} \times 100 \%$$

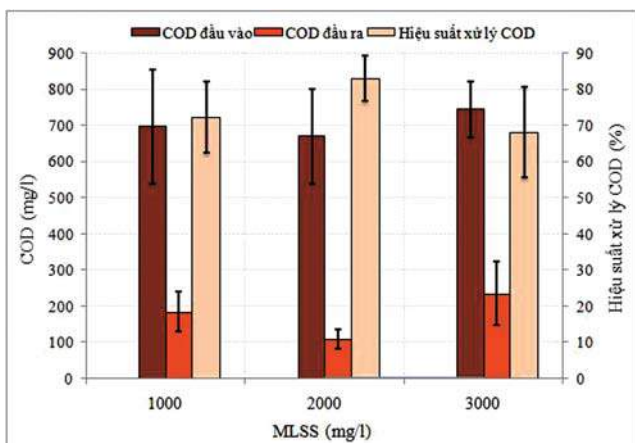
Trong đó:

COD_v : Nồng độ COD trong dòng vào (mg/l);

COD_r : Nồng độ COD trong dòng sau xử lý (mg/l).

Hình 3 cho thấy nồng độ COD dòng vào dao động khá lớn, từ 425 - 836mg/l (khi hàm lượng bùn được duy trì ở 1.000mg/l), 490 - 812mg/l (với hàm lượng bùn 2.000 mg/l) và 648 - 834 mg/l (ở hàm lượng bùn 3.000mg/l). Giá trị COD dòng ra và hiệu suất xử lý cũng thay đổi lớn. COD trong dòng ra dao động trong khoảng 135,4 - 266,7mg/l (hàm lượng bùn 1.000mg/l); 75,6 - 138mg/l (hàm lượng bùn 2.000mg/l) và 108 - 345mg/l (hàm lượng bùn 3.000mg/l). Hiệu suất xử lý COD tương ứng lần lượt là 54,6 - 89,2% (hàm lượng bùn 1.000mg/l); 74,9 - 90,6% (hàm lượng bùn 2.000mg/l), 53,7 - 84,8% (hàm lượng bùn 3.000mg/l).

Như vậy, khi hàm lượng bùn tăng từ 1.000 - 2.000mg/l, hiệu suất xử lý COD cũng tăng từ 72,2% - 83%. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý COD suy giảm xuống còn 68,1% khi hàm lượng bùn tăng lên 3.000mg/l. Tỷ lệ F/M (khối lượng cơ chất/khối lượng bùn hoạt tính) đối với các mức hàm lượng bùn 1.000mg/l, 2.000mg/l và 3.000mg/l lần lượt là 0,15; 0,14 và 0,16mg COD/mg MLVSS.d. Sự khác biệt về tỷ lệ F/M trong mỗi giai đoạn là rất nhỏ. Tuy nhiên, khi hàm lượng bùn tăng lên đến 3.000mg/l sẽ dẫn đến việc tiêu thụ nhiều cơ chất hơn so với hệ thống vận hành ở các dải hàm lượng bùn 1.000mg/l và 2.000mg/l. Hàm lượng bùn càng lớn, thì lượng oxy tiêu tốn cho hệ thống càng lớn. Tuy nhiên, trong quá trình vận hành, tốc độ sục khí được duy trì tương đối ổn định nên sẽ gây ảnh hưởng đến quá trình xử lý COD. Bên cạnh đó, hàm lượng bùn càng lớn thì hệ số phân hủy nội sinh càng lớn [6], nếu hàm lượng bùn đạt 3.000mg/l thì việc tách bùn ra khỏi nước thải càng khó, khiến COD dòng ra cao và làm giảm hiệu suất xử lý COD.



Hình 3. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý COD

3.3. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TN

Hình 4 biểu diễn ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TN. Hiệu suất xử lý TN được tính dựa vào công thức sau:

$$\eta_{TN} = \frac{TN_v - TN_r}{TN_v} \times 100 \%$$

Trong đó:

TN_v : Nồng độ TN trong dòng vào (mg/l);

TN_r : Nồng độ TN trong dòng sau xử lý (mg/l).

Kết quả Hình 4 cho thấy, TN trong dòng vào tương ứng với các điều kiện hàm lượng bùn lần lượt là 66,9 - 82,4mg/l (hàm lượng bùn 1.000mg/l); 61,3 - 82,7mg/l (hàm lượng bùn 2.000mg/l) và 65,9 - 82,1mg/l (hàm lượng bùn 3.000mg/l). Các giá trị này cao hơn so với đặc trưng TN trong nước thải sinh hoạt thông dụng (thường khoảng 40 - 50mg/l [11]). Hiệu suất xử lý TN ở 3 khoảng hàm lượng bùn khác nhau thay đổi khá lớn trong khoảng 60,6 - 86,8% (hàm lượng bùn 1.000mg/l); 67,9 - 95,5% (hàm lượng bùn 2.000mg/l) và 50,4 - 61,1% (hàm lượng bùn 3.000mg/l). Nồng độ TN tương ứng trong dòng ra lần lượt trong khoảng 8,8 - 28,1mg/l (hàm lượng bùn 1.000 mg/l); 3,4 - 20,5mg/l (hàm lượng bùn 1.000 mg/l); 26,4 - 39,0mg/l (hàm lượng bùn 1.000mg/l).

Về mặt lý thuyết, hàm lượng bùn càng cao thì quá trình nitrate hóa càng tốt trong giai đoạn sục khí [12]. Tuy nhiên, Hình 4 cho thấy khi tăng từ 1.000 - 2.000mg/l, hiệu suất xử lý TN trung bình tăng từ 76,2% lên 81,1%. TN trong dòng ra tương ứng là 19 và 13,6mg/l. Khi hàm lượng bùn tăng lên 3.000mg/l, hiệu suất xử lý TN lại giảm xuống còn 55,7% và TN trong dòng ra là 33,8mg/l. Quá trình xử lý nitơ gồm hai giai đoạn: (1) ammonia được chuyển hóa thành nitrate trong điều kiện hiếu khí (quá trình nitrate hóa); (2) nitrate được hình thành trong quá trình nitrate được khử thành nitơ trong điều kiện thiếu khí (quá trình khử nitrate) [13]. Trong nước thải sinh hoạt, ammonia thường chiếm 65 - 70% TN [14]. Tuy nhiên, trong mẫu nước thải sinh hoạt nghiên cứu, ammonia trong dòng vào khá cao, khoảng 48,8 - 65,6mg/l, chiếm khoảng 80% TN, trong khi đó, nitrate dòng vào hầu như không đáng kể. Trong giai đoạn hệ thống vận hành ở hàm lượng bùn 1.000mg/l và 2.000mg/l, nồng độ ammonia sau giai đoạn sục khí rất thấp, thấp hơn 2,5mg/l. Điều đó cho thấy quá trình nitrate hóa trong giai đoạn này diễn ra rất tốt. Khi hệ thống vận hành ở hàm lượng bùn 3.000mg/l, ammonia trong dòng vào đột ngột tăng lên trên 76,1mg/l (chiếm khoảng 94% TN). Sau giai đoạn sục khí, ammonia dòng ra vẫn rất cao (trên 30mg/l), nước sau xử lý vẫn còn mùi ammonia. Điều

đó chứng tỏ quá trình nitrate hóa trong giai đoạn này không tốt, dẫn đến làm giảm quá trình xử lý nitơ. Do đó, ở khoảng hàm lượng bùn 3.000mg/l, cần phải tăng lưu lượng sục khí nhằm tăng cả quá trình xử lý COD và quá trình nitrate hóa.

3.4. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TP

Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TP được thể hiện ở Hình 5.

Hiệu suất xử lý TP được ước tính theo công thức sau:

$$\eta_{TP} = \frac{TP_v - TP_r}{TP_v} \times 100 \%$$

Trong đó:

TP_v: Nồng độ TP trong dòng vào (mg/l);

TP_r: Nồng độ TP trong dòng sau xử lý (mg/l).

Quá trình xử lý phosphor chủ yếu là đi vào bùn và thải ra khỏi hệ thống. Kết quả Hình 5 cho thấy, hiệu suất xử lý TP tăng khi tăng hàm lượng bùn. Hiệu suất xử lý TP trung bình ở 3 mức hàm lượng bùn lần lượt là 57,4%; 60,4% và 68,4%. TP trong dòng ra tương ứng là 7,3mg/l; 9,4mg/l và 7,4mg/l. Hiệu suất xử lý TP đạt được tương đối cao (68,4%), nhưng vẫn thấp hơn nhiều so với kết quả của nghiên cứu khác (trên 90%) [14].

Kết quả cũng cho thấy TP trong dòng vào dao động lớn, từ 6,61 - 25,3mg/l (hàm lượng bùn 1.000mg/l); 20,6 - 24,2mg/l (hàm lượng bùn 2.000mg/l) và 20,1 - 25,1mg/l (hàm lượng bùn 3.000mg/l). Thành phần phosphor trong bùn cũng được xác định hàng tuần. Kết quả cho thấy, thành phần này khoảng 5,01 - 5,74%. Trong quá trình Phostrip thành phần phosphor thường chỉ đạt khoảng 2,5% [15] và trong quá trình bùn hoạt tính thông thường chỉ đạt khoảng 1,3 - 2,0% [16]. Kết quả phân tích

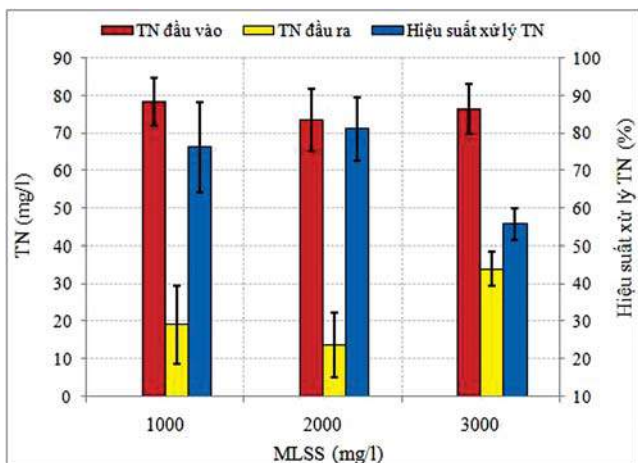
cho thấy các vi khuẩn xử lý phosphor đã tích tụ trong bùn dẫn đến làm tăng hiệu suất xử lý TP ở điều kiện hàm lượng bùn cao.

4. Kết luận

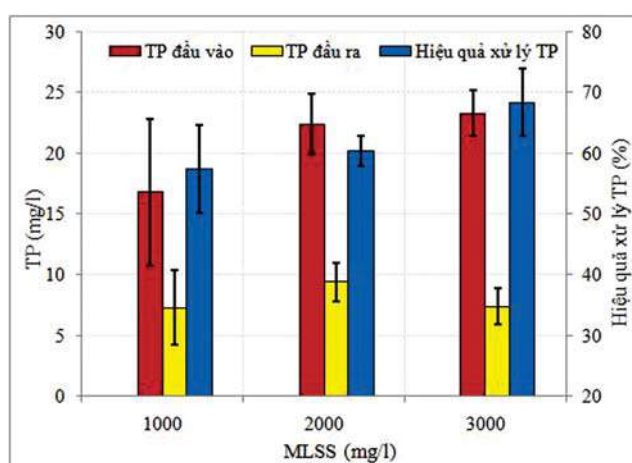
Nước thải sinh hoạt có thể được xử lý hiệu quả bằng công nghệ phản ứng sinh học theo mẻ. Hàm lượng bùn trong hệ thống ảnh hưởng lớn đến hiệu suất xử lý. Khi hàm lượng bùn tăng từ 1.000 - 2.000mg/l, hiệu suất xử lý COD và TN tăng tương ứng từ 72,2 - 83% và từ 76,2 - 81,1%. Tuy nhiên, hiệu suất xử lý COD và TN lại giảm xuống còn 68,1% và 55,7% khi hàm lượng bùn tiếp tục tăng lên 3.000mg/l. Trong khi đó, hiệu suất xử lý TP được duy trì tương đối ổn định trong suốt quá trình nghiên cứu. Hiệu suất xử lý TP tăng từ 57,4 - 68,4% khi hàm lượng bùn tăng từ 1.000mg/l lên 3.000mg/l. Kết quả nghiên cứu cho thấy hàm lượng bùn càng cao càng có lợi cho các vi khuẩn xử lý phosphor. Khả năng lắng của bùn tương đối tốt, các chỉ số thể tích bùn trung bình dao động trong khoảng 43 - 72ml/g hàm lượng bùn. Từ các kết quả cho thấy hàm lượng bùn 2.000mg/l là điều kiện thích hợp để vận hành hệ thống công nghệ xử lý nước thải SBR. Ở điều kiện này, chất lượng nước thải sau xử lý đạt QCVN 14:2008/BTNMT, cột B. Các kết quả trong nghiên cứu này góp phần cung cấp nhiều thông tin có giá trị cho việc áp dụng công nghệ SBR để xử lý các nguồn nước thải sinh hoạt nói chung và nước thải sinh hoạt của ngành công nghiệp dầu khí nói riêng.

Tài liệu tham khảo

1. Trần Thị Vân Thủy. *Nghiên cứu quản lý nước thải nhiễm dầu từ tàu biển tại các vùng cảng biển Hải Phòng - Quảng Ninh theo Luật Bảo vệ Môi trường Việt Nam và Công ước MARPOL 73/78*. Luận văn Thạc sĩ Công nghệ Môi trường, Đại học Bách khoa Hà Nội. 2012.



Hình 4. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TN



Hình 5. Ảnh hưởng của hàm lượng bùn đến hiệu suất xử lý TP

2. Tổng cục Môi trường. *Báo cáo quan trắc và phân tích môi trường biển phía Bắc Nam năm 2011*. 2011.
3. Do Khắc Uan. *Potential application of membrane bioreactor (MBR) technology for treatment of oily and petrochemical wastewater in Vietnam - An overview*. Petrovietnam Journal. 2013; 6: p. 64 - 71.
4. Mohini Singh, R.K.Srivastava. *Sequencing batch reactor technology for biological wastewater treatment: a review*. Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering. 2011; 6(1): p. 3 - 13.
5. B.Teichgräber, D.Schreff, C.Ekkerlein, P.A.Wilderer. *SBR technology in Germany - an overview*. Water Science and Technology. 2001; 43(3): p. 323 - 330.
6. H.Steinmetz, J.Wiese, T.G.Schmitt. *Efficiency of SBR technology in municipal wastewater treatment plants*. Water Science and Technology. 2002; 46(4 - 5): p. 293 - 299.
7. E.Debik, N.Manav. *Sequence optimization in a sequencing batch reactor for biological nutrient removal from domestic wastewater*. Bioprocess and Biosystems Engineering. 2010; 33(5): p. 533 - 540.
8. F.Y.Chen, Y.Q.Liu, J.H.Tay, P.Ning. *Operational strategies for nitrogen removal in granular sequencing batch reactor*. Journal of Hazardous Materials. 2011; 189(1 - 2): p. 342 - 348.
9. American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater (21st edition)*. 2005.
10. George Tchobanoglous, Franklin L.Burton, H.David Stensel. *Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse (4th edition)*. McGraw-Hill Science, New York, USA. 2002. 1848 pages.
11. C.P.Leslie Grady Jr., Glent T.Daigger, Henry C.Lim. *Biological wastewater treatment (2nd edition)*. Marcel Dekker, New York, USA. 1999.
12. Yue-Mei Lin, Joo-Hwa Tay, Yu Liu, Yung-Tse Hung. *Biological nitrification and denitrification processes*. Handbook of Environmental Engineering Biological treatment processes. Humana Press. 2009; 8: p. 539 - 588.
13. Baikun Li, Shannon Irvin. *The comparison of alkalinity and ORP as indicators for nitrification and denitrification in a sequencing batch reactor*. Biochemical Engineering Journal. 2007; 34(3): p. 248 - 255
14. X.Li, D.Gao, H.Liang, L.Liu, Y.Fu. *Phosphorus removal characteristics of granular and flocculent sludge in SBR*. Applied Microbiology and Biotechnology. 2012; 94(1): p. 231 - 326.
15. Wen-Tso Liu, Takashi Mino, Tomonori Matsuo, Kazunori Nakamura. *Biological phosphorus removal processes - Effect of ph on anaerobic substrate metabolism*. Water Science and Technology. 1996; 34(1 - 2): p. 25 - 32.
16. Robert J.Seviour, Takashi Mino, Motoharu Onuki. *The microbiology of biological phosphorus removal in activated sludge systems*. FEMS Microbiology Reviews. 2003; 27(1): p. 99 - 127.

A study on the effect of sludge concentrations on the efficiency of wastewater treatment by SBR technology

Van Thi Thu, Vo Thi My Hanh, Do Khắc Uan

School of Environmental Science and Technology, Hanoi University of Science and Technology

Summary

In this study, a lab-scale SBR system was used to treat wastewater. In particular, the effect of sludge concentrations (MLSS) on the system treatment efficiency was examined. The influent wastewater parameters were varied largely, i.e. COD concentration of 425 - 836mg/l; TN concentration of 61.3 - 82.7mg/l, and TP concentration of 6,6 - 25,3mg/l. The observed results showed that at the MLSS level of 1,000mg/l, the treatment efficiencies of COD, TN, and TP were about 72.2%, 76.2%, and 57.4%, respectively. It was interesting that when MLSS was increased to 2,000mg/l, the treatment efficiencies of COD, TN, and TP were increased up to 83.0%, 81.1%, and 60.4%, respectively. However, when MLSS was continuously increased to 3,000mg/l, the treatment efficiencies of COD and TN were decreased down to 68.1% and 58.6%, respectively. Whereas, the TP removal efficiency was increased up to 68.4%. The SVI was relatively stable and was in the range of 63 - 72mL/g MLSS. It meant that the sludge was settled well. Based on the findings, the MLSS concentration of 2,000mg/l would be a proper condition for operating the SBR system to treat domestic wastewater.

Key words: Wastewater, sequencing batch reactor, sludge, treatment efficiency.