

KHỐNG CHẾ SỰ BAY HƠI H_2S TRONG QUÁ TRÌNH XỬ LÝ NƯỚC THẢI DO SỰ QUANG HỢP BỞI TẢO *CHLORELLA*

Nguyễn Ngọc Bích*, Lâm Minh Triết**

* Viện Nghiên cứu Cao su Việt Nam, ** Viện Môi trường và Tài nguyên – ĐHQG-HCM
(Bài nhận ngày 10 tháng 6 năm 2002, hoàn chỉnh sửa chữa ngày 27 tháng 6 năm 2002)

TÓM TẮT: Trong 2 năm vận hành thử nghiệm, một mô hình bể tảo ở quy mô pilot có lưu lượng $5 m^3/ngày$ đã chứng tỏ khả năng khống chế sự bay hơi H_2S trong quá trình xử lý nước thải chế biến cao su đã qua xử lý kỵ khí trước đó. Tảo *Chlorella* đã được sử dụng trong bể tảo này. Nước thải đưa vào xử lý có hàm lượng sulphide hòa tan ở khoảng $5 mg/L$. Tại vị trí giữa bể tảo, khoảng 55% sulphide hòa tan vẫn còn lại trong nước thải, nhưng hàm lượng H_2S trong không khí trên bề mặt bể là dưới 1 ppm. Sự phân ly của H_2S trong môi trường kiềm tạo ra bởi sự quang hợp của tảo *Chlorella* trong bể được xác nhận là tác nhân khống chế sự bay hơi của H_2S trong tiến trình xử lý nước thải.

Giới thiệu

H₂S trong nước thải

Mùi hôi từ hệ thống xử lý nước thải có thể gây ra những tác động tâm lý rất tệ hại. Nó từng gây ra suy thoái về kinh doanh cho cả một thị trấn [15].

Trong số những chất có mùi khó chịu, H_2S là chất thường gặp nhất tại các hệ thống xử lý nước thải và đã được xác định là nguyên nhân chính của mùi hôi tại đây [8]. Trong nước thải, H_2S là sản phẩm của sự khử sulphate do các vi khuẩn kỵ khí [7]. Ngoài ra, H_2S cũng là hệ quả của sự phân hủy, cả kỵ khí và hiếu khí, các amino acid có chứa lưu huỳnh ở trạng thái khử [8].

Sự khó khăn trong việc loại trừ H_2S trong nước thải đang xử lý

Các công nghệ sinh học chiếm tỷ lệ áp đảo trong các hệ thống xử lý nước thải, vì chúng rẻ tiền và có hiệu quả cao, đặc biệt đối với chất ô nhiễm hữu cơ [12]. Vì thế việc sinh ra các sản phẩm trung gian của quá trình trao đổi chất, trong đó có H_2S , là không thể tránh khỏi trong quá trình xử lý.

Đối với một loại nước thải có hàm lượng chất ô nhiễm hữu cơ cao, công nghệ xử lý được chọn thường gồm 2 công đoạn chính là xử lý kỵ khí và xử lý hiếu khí. Tuy sự bay hơi H_2S có thể được khống chế ở các bể kỵ khí nhờ vào sự làm kín, điều này lại không thực hiện được ở các bể hiếu khí. Thêm vào đó, các thiết bị sục khí ở các bể hiếu khí còn có khả năng làm tăng sự bay hơi này.

Các giải pháp công nghệ cho vấn đề này có nhiều [14], nhưng tựu trung những giải pháp có hiệu quả nhất có thể chia thành 2 nhóm: (i) thu gom và xử lý khí có chứa H_2S , và (ii) can thiệp bằng các hóa chất, chủ yếu là các chất oxy hóa mạnh, cho vào nước thải. Có thể thấy các giải pháp nhóm (i) là tốn kém. Một công trình nghiên cứu mới đây [6] cho thấy giá thành xử lý là khoảng $160 USD/m^3 H_2S$ đối với tháp lọc sinh học và $131 USD/m^3 H_2S$

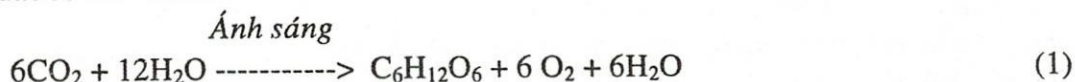
đối với tháp khử hóa học. Các giải pháp nhóm (ii) thì ngoài việc tốn kém còn có thể ảnh hưởng xấu đến sinh trưởng của vi sinh vật, bởi vì các chất oxy hóa mạnh cũng đồng thời là chất diệt khuẩn, và như vậy là làm giảm hiệu quả xử lý nước thải.

Báo cáo này là kết quả của một công trình nghiên cứu trong 2 năm, trong đó vi tảo *Chlorella* sp. được đưa vào công đoạn xử lý hiếu khí nhằm khống chế sự bay hơi H₂S trong quá trình xử lý nước thải chế biến cao su, một loại nước thải có hàm lượng chất ô nhiễm hữu cơ rất cao.

Xây dựng giả thuyết

Khả năng hấp thu bicarbonate của vi tảo và ảnh hưởng của nó đến pH môi trường

Vi tảo (microalgae), cũng như thực vật cấp cao, thực hiện sự quang hợp, mà phản ứng tổng quát có thể viết là:

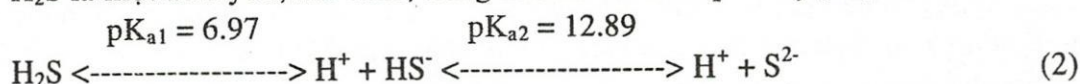


Ribulose 1,5-bisphosphate carboxylase-oxygenase (Rubisco) có ái lực rất thấp đối với CO₂, vì thế các sinh vật quang hợp đều có những cơ chế tập trung CO₂, nhưng CO₂ lại dễ "rò rỉ" qua các màng tế bào. Để khắc phục sự thất thoát CO₂, ở thực vật C₄ Rubisco tập trung trong những tế bào đặc biệt có màng chắn (bundle-sheath cell) mà CO₂ không thoát ra được [13].

Là sinh vật đơn bào, vi tảo không thể làm như thực vật cấp cao. Một số nghiên cứu mới đây [3], [13] cho thấy chúng khắc phục sự thất thoát CO₂ bằng cách hấp thu HCO₃⁻ thay vì CO₂. Là một ion, HCO₃⁻ xuyên qua màng tế bào chậm hơn CO₂ nhiều. Trong thập niên vừa qua, nhiều chứng cứ đã được xác lập về khả năng hấp thu HCO₃⁻ thay vì, hoặc đồng thời với, CO₂ của vi tảo trong quang hợp. Đặc tính này của sự quang hợp do vi tảo đã được xác nhận trên một số loài như *Scenedesmus obliquus* [16], *Chlorella saccharophyla* [17], *Chorella elipsoidea* [10], *Chlamydomonas reinhardtii* [5], và *Chlorella kessleri* [4].

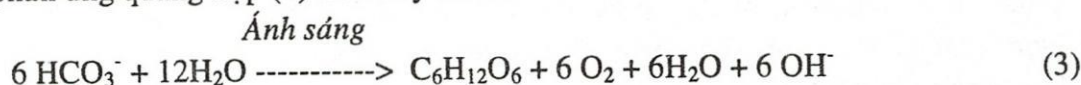
Sự phân ly của H₂S trong môi trường có pH cao

H₂S là một acid yếu, hai chức, trong nước ở 25°C nó phân ly [11] thành :



Giả thuyết

(a) Nếu vi tảo hấp thu HCO₃⁻ thay vì CO₂, thì ta có thể thay HCO₃⁻ vào chỗ của CO₂ trong phản ứng quang hợp (1) trên đây để có:



và như vậy có thể dự kiến rằng sự quang hợp do vi tảo sẽ làm tăng pH môi trường.

(b) Bởi vì $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$ và $\text{pK}_a = -\log \frac{[\text{A}^-][\text{H}^+]}{[\text{HA}]}$, nên người ta có thể viết:

$$\text{pH} = \text{pK}_a + \log \frac{[\text{A}^-]}{[\text{HA}]} \quad (4)$$

với A^- là một anion và HA là acid của nó, dấu ngoặc vuông biểu thị nồng độ mol.

Biểu thức (4) được gọi là phương trình Henderson-Hasselbach [7]. Từ biểu thức (4) ta có thể thấy rằng nếu pH lớn hơn pK_a hai đơn vị thì acid sẽ bị phân ly hầu như hoàn toàn (tỷ số phân ly là 100:1). Vậy H_2S sẽ bị phân ly hầu như hoàn toàn thành H^+ và HS^- nếu pH môi trường đạt đến mức pH = 8,97. Khi bị phân ly như vậy, H_2S sẽ không bay hơi được.

Tổng hợp 2 luận cứ (a) và (b) trên đây, có thể giả thiết rằng sự phát triển của vi tảo *Chlorella* trong bể xử lý hiếu khí sẽ khống chế sự bay hơi của H_2S có mặt trong nước thải và do đó mà bể xử lý sẽ không gây ra mùi hôi trong quá trình xử lý nước thải.

Vật liệu và phương pháp

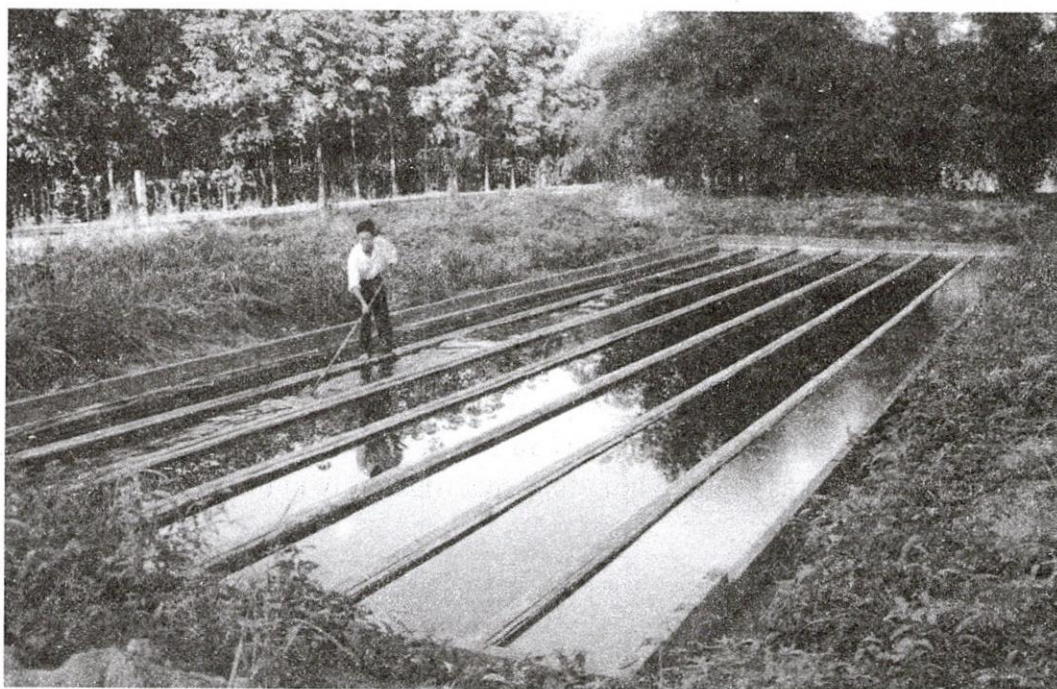
Thí nghiệm kiểm chứng khả năng nâng cao pH của tảo *Chlorella*

Tảo *Chlorella* sp. được nuôi cấy ngoài trời trong 3 xô nhựa có dung tích 21 lít và chiều cao mực nước 0,5 m. Môi trường nuôi cấy là nước thải chế biến cao su đã qua xử lý kỵ khí, có pH ban đầu khoảng 7,8 và có các hàm lượng COD, BOD, Tổng Nitơ, và Nitơ dạng Amôni tương ứng khoảng 550, 300, 220 và 210 mg/L. Mật độ tảo ban đầu khoảng $0,8 \times 10^6$ tế bào/mL. Thí nghiệm kéo dài 20 ngày, với 3 lần lặp lại.

Mỗi ngày các xô tảo được khuấy đều 2 lần vào lúc 7 giờ và 14 giờ, mỗi lần 1 phút. Nhiệt độ nước, pH và DO được đo hằng ngày trong xô bằng nhiệt kế, pH kế và DO kế vào lúc 14 giờ, sau khi khuấy. Cũng hằng ngày, 100 mL mẫu được lấy ra khỏi xô vào lúc 7 giờ sau khi khuấy, và đem phân tích Độ kiềm Tổng số (Total Alkalinity) và Độ kiềm bicarbonate (Bicarbonate Alkalinity) bằng phương pháp chuẩn độ theo Standard Methods [2]. Các phân tích thống kê gồm có trị trung bình (\bar{x}), độ lệch chuẩn (δ), hệ số biến thiên (CV%) và phân tích tương quan.

Thiết kế mô hình thí nghiệm bể tảo

Mô hình là một bể xây bằng gạch có thể tích 35 m^3 , có vách chia bể thành 7 kênh (xem Hình 1). Một ống tràn đường kính 49 mm được lắp ở cuối mỗi kênh, cho phép nước thải có thể chảy tràn từ một kênh sang kênh kế cận, tạo dòng chảy zic-zac qua bể. Mỗi kênh dài 20 m, rộng 1 m, và sâu 0,5 m. Mỗi ngày bể được khuấy trộn bằng tay 2 lần vào lúc 7 giờ sáng và 2 giờ chiều. Mỗi lần khuấy trong khoảng 21 phút. Dụng cụ khuấy là một bàn cào bằng có gỗ kích thước $0,8 \times 0,4 \text{ m}$ trên đó có đục các lỗ đường kính 50 mm cách đều 50 mm. Việc khuấy trộn được thực hiện bằng cách kéo bàn cào nói trên dọc theo từng kênh với tốc độ khoảng 0,6 m/giây. Mỗi kênh được khuấy như vậy trong khoảng 3 phút mỗi lần khuấy. Tảo *Chlorella* sp. được cấy vào kênh đầu tiên của bể với mật độ ban đầu khoảng $0,8 \times 10^6$ tế bào/mL. Sau 10 ngày, mật độ trung bình của tảo trong kênh đạt tới khoảng 70×10^6 tế bào/mL, và bể được đưa vào giai đoạn khởi động trong khoảng 2 tháng.



Hình 1. Mô hình thí nghiệm bể tảo

Mô hình thí nghiệm nằm trong một hệ thống mô hình thí nghiệm xử lý nước thải gồm có 5 thành phần: một bể điều hòa, một bể gạn mủ, một bể kỵ khí cao tải, một bể tảo (BT), và một bể lọc bình được xây dựng theo sơ đồ nguyên lý ở Hình 2. Hệ thống mô hình này, có công suất xử lý $5 \text{ m}^3/\text{ngày}$, đã được đưa vào vận hành tại xưởng thực nghiệm chế biến cao su thuộc Viện Nghiên cứu Cao su Việt Nam ở huyện Bến Cát, tỉnh Bình Dương từ tháng 9/1999.

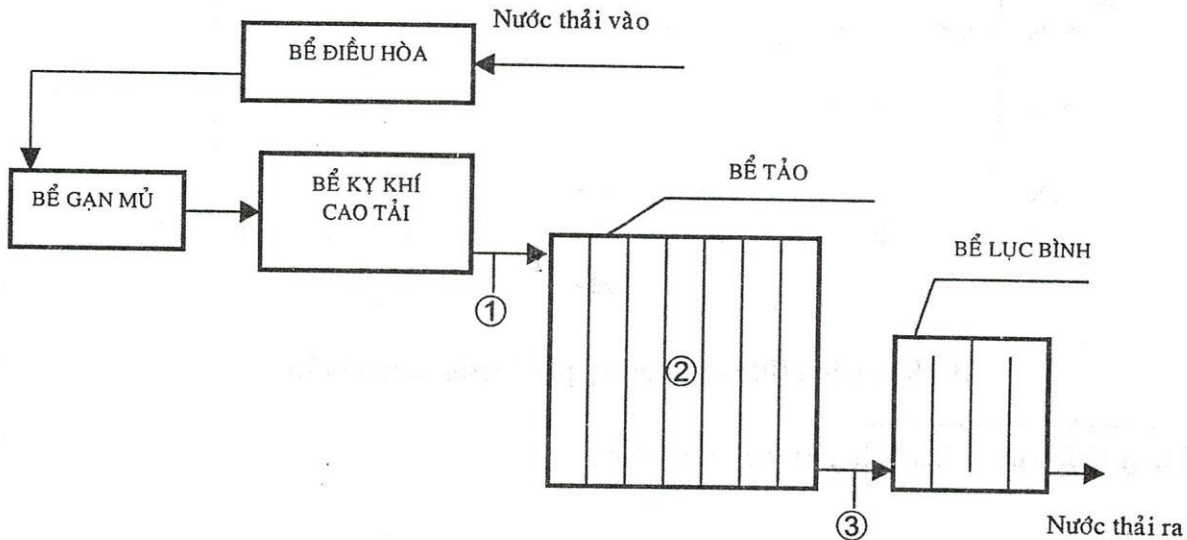
Vận hành và kiểm nghiệm mô hình thí nghiệm bể tảo

Serum đánh đông cao su tờ, thành phần chính của nước thải chế biến cao su tờ, có hàm lượng COD khoảng 10.000 mg/L , được cho chảy qua mô hình hệ thống dưới tác dụng của sự chênh lệch cột áp. Các thời gian lưu nước là 1 ngày ở bể điều hòa, 0,7 ngày ở bể gạn mủ, 2 ngày ở bể kỵ khí cao tải, 7 ngày ở BT, và 3 ngày ở bể lọc bình. Sau một thời gian khởi động khoảng 2 tháng, hệ thống được đưa vào chế độ vận hành liên tục từ tháng 9/1999. Sau khoảng 2 tháng tiếp theo, hệ thống được coi như đạt tình trạng ổn định, và các mẫu nước thải bắt đầu được thu thập.

Ba đợt lấy mẫu đã được thực hiện: đợt 1 từ 23/11/1999 đến 26/1/2000, đợt 2 từ 4/10/2000 đến 16/01/2001, đợt 3 từ 2/5/2001 đến 26/12/2001.

Trong thời gian 13 tháng của 3 đợt lấy mẫu, mẫu nước thải được lấy và phân tích hàng tuần. Các chỉ tiêu phân tích chất lượng nước thải là pH, nhu cầu oxy hóa học (COD), nhu cầu oxy sinh hóa (BOD), tổng chất rắn lơ lửng (TSS), tổng Nitơ Kjeldahl (TKN), và Nitơ dạng Amôni ($\text{NH}_3 - \text{N}$). Các điểm lấy mẫu đối với các chỉ tiêu trên là trước và sau BT (điểm 1 và 3 trong Hình 2). Quan trắc liên quan đến H_2S là các chỉ tiêu Sulphate (SO_4^{2-}) dùng phương pháp gravimetric, và Sulphide (S^{2-}) dùng phương pháp iodometric. Các điểm lấy mẫu đối với các chỉ tiêu này là trước, giữa, và sau BT (điểm 1, 2, và 3 trong Hình 2). Các quy trình lấy mẫu, bảo quản mẫu, và phân tích mẫu được tiến hành theo Standard Methods [2]. Thêm vào đó, các kiểm nghiệm đếm số tế bào tảo, đo pH, độ dẫn điện (Conductivity),

quy trình lấy mẫu, bảo quản mẫu, và phân tích mẫu được tiến hành theo Standard Methods [2]. Thêm vào đó, các kiểm nghiệm đếm số tế bào tảo, đo pH, độ dẫn điện (Conductivity), và oxy hòa tan (DO) được tiến hành thường xuyên trong BT. Các phân tích thống kê gồm có trị trung bình (\bar{x}), độ lệch chuẩn (δ) và hệ số biến thiên (CV%).



Chú thích: -Các mũi tên chỉ chiều của dòng nước thải qua hệ thống.
-①, ②, ③: Các điểm lấy mẫu.

Hình 2. Sơ đồ nguyên lý hệ thống mô hình thí nghiệm xử lý nước thải

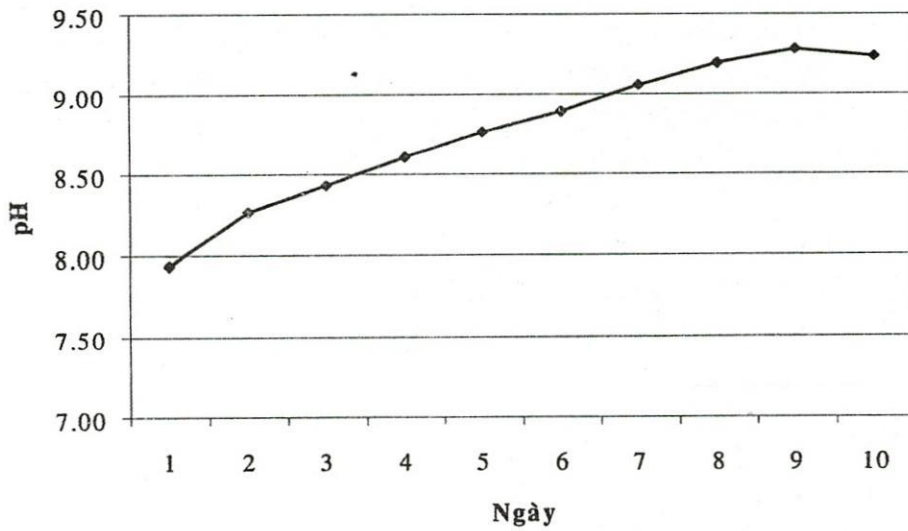
Trong tháng cuối cùng của đợt lấy mẫu cuối cùng, hàm lượng H_2S trong không khí tại điểm giữa của BT (điểm 2 trong Hình 2) được đo hằng ngày bằng một máy đo khí H_2S tự động¹. Trong mỗi lần đo, khoảng 5 lít nước thải được lấy từ BT, cho vào một xô nhựa có dung tích 10 lít, khuấy đều với một thanh gỗ trong khi đặt miệng hút khí của máy đo tựa vào miệng xô. Hằng ngày việc đo khí H_2S này được thực hiện 2 lần vào lúc 9 giờ sáng và 4 giờ chiều. Mỗi lần đo kéo dài khoảng 3 phút. Trong quá trình đo, máy tự động hút mẫu khí, ghi nhận hàm lượng H_2S với tốc độ 1 phép đo mỗi giây và hiển thị giá trị trung bình của các phép đo đó trên màn hình.

Kết quả và thảo luận

Khả năng nâng cao pH môi trường của tảo *Chlorella*

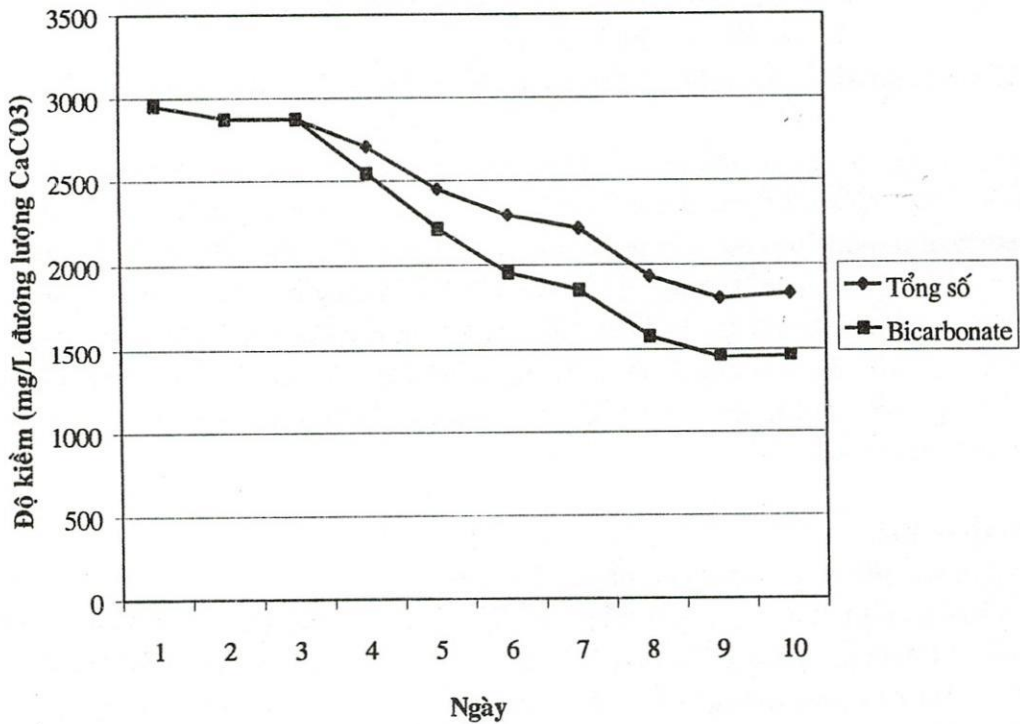
Biến thiên của pH trong môi trường nuôi tảo được thể hiện trong Hình 3. Sau 9 ngày nuôi cấy, pH từ khoảng 7,8 tăng lên đến khoảng 9,28 và không tăng nữa kể từ ngày thứ 10. Sự giảm độ kiềm của môi trường nuôi cấy cũng diễn ra theo cùng đặc điểm về thời gian (Hình 4). Độ kiềm bicarbonate giảm từ khoảng 3000 mg/L (tính bằng đương lượng $CaCO_3$) xuống còn khoảng 1500 mg/L vào ngày thứ 9, và sau đó không giảm nữa. Phân tích tương quan cho thấy có tương quan nghịch rất chặt giữa pH môi trường với độ kiềm tổng số ($r = -0,959$) và độ kiềm bicarbonate ($r = -0,966$).

Kết quả này khẳng định khả năng hấp thu HCO_3^- của tảo *Chlorella* trong quá trình quang hợp trong bể xử lý nước thải và hệ quả của khả năng này trong việc làm tăng pH môi trường, như đã được dự kiến trong giả thuyết trên đây.



Hình 3. Biến thiên pH do sự phát triển của vi tảo

¹ SafeLog 100, Quest Technologies Inc., WI, USA.



Hình 4. Biến thiên độ kiềm do sự phát triển của vi tảo

Hiệu quả xử lý nước thải của bể tảo

Kết quả phân tích các chỉ tiêu chất lượng nước thải tại bể tảo được cho trong Bảng 1.

Bảng I. Hiệu quả xử lý nước thải của bể tảo

| Chỉ tiêu | Đầu vào | | Đầu ra | | Hiệu suất (%) |
|---------------------|------------|--------|------------|--------|---------------|
| | Trung bình | CV% | Trung bình | CV% | |
| PH | 7,11 | 5,76 | 9,04 | 7,02 | - |
| COD | 529 | 161,50 | 371 | 67,60 | 29,86 |
| BOD | 296 | 144,01 | 211 | 89,37 | 28,71 |
| TKN | 220 | 34,26 | 53 | 65,12 | 75,90 |
| NH ₃ – N | 214 | 38,95 | 2,14 | 114,26 | 99,00 |
| TSS | 72 | 107,42 | 391 | 68,78 | - |

Chú thích: -Tất cả các chỉ tiêu, ngoại trừ pH, được tính bằng mg/L.
-Mỗi trị trung bình thu được từ 54 mẫu phân tích.

Tổng quát, hiệu quả xử lý chất ô nhiễm hữu cơ của BT không cao, do sự tồn tại của các tế bào tảo trong nước thải sau xử lý. Bể này chỉ loại thêm được khoảng 30% COD và 29% BOD từ nước thải đã xử lý kỵ khí (Bảng I). Như đã dự kiến, sự khử nitơ dạng amôni là thế mạnh của BT, vì nó loại được khoảng 99% NH₃ – N. Hàm lượng TSS cao trong nước thải sau xử lý (trung bình 391 mg/L) biểu thị mật độ tảo cao trong BT và điều này là lý do của sự có mặt của Bể Lọc bình trong hệ thống mô hình thí nghiệm.

Khả năng khống chế sự bay hơi H₂S của bể tảo

Hiệu quả của BT trong việc oxy hóa sulphide không triệt để, vì tại kênh giữa của BT và trong nước thải sau xử lý, hiệu suất oxy hóa tương ứng chỉ ở mức 45% và 55% (Bảng II). Vì DO trung bình hàng ngày trong BT là 6,6 mg/L, có thể cho rằng sự oxy hóa sulphide thành sulphate đã được thực hiện bởi oxy phân tử hoặc bởi các vi khuẩn hiếu khí, hoặc cả hai, trong BT. Tuy vậy, Bảng II cho thấy rằng hàm lượng sulphate là thấp ở đầu vào, hầu như không đổi ở giữa bể, và tăng lên chút ít ở cuối bể. Điều này có thể được giải thích rằng tảo trong bể có thể đã đồng hóa một phần sulphate trong quá trình sinh trưởng của chúng. Nếu như không có sự đồng hóa đó, hàm lượng sulphate sẽ phải tăng đều từ đầu vào đến đầu ra.

Bởi vì pH trung bình trong bể tảo là 8,61 trong khi hàm lượng sulphide trung bình là 3,27 mg/L, nên có thể tính được [2] hàm lượng H₂S phân tử trung bình trong bể là 0,075 mg/L. Điều này cho thấy sở dĩ hàm lượng H₂S trong bể bị hạ thấp là do pH cao chứ không phải do sự oxy hóa.

Bảng II. Hàm lượng sulphide và sulphate trong bể tảo

| Chỉ tiêu | Đầu vào | | Giữa BT | | Đầu ra | |
|----------|------------|--------|------------|--------|------------|--------|
| | Trung bình | CV% | Trung bình | CV% | Trung bình | CV% |
| Sulphide | 4,94 | 120,53 | 2,69 | 127,65 | 2,19 | 151,80 |
| Sulphate | 28,05 | 45,08 | 28,36 | 61,63 | 34,10 | 142,13 |

Chú thích: -Tất cả các chỉ tiêu, ngoại trừ pH, được tính bằng mg/L.
-Mỗi trị trung bình thu được từ 54 mẫu phân tích.

Sự vắng mặt H₂S trong không khí trên bề mặt bể tảo

Toàn bộ 62 lần đo đều không phát hiện H₂S trong không khí trên bề mặt BT. Bởi vì thiết bị đo khí H₂S được dùng trong thí nghiệm này có mức phát hiện H₂S thấp nhất là 1 ppm, nên chỉ có thể kết luận rằng hàm lượng H₂S trong không khí trên bề mặt BT là thấp hơn 1 ppm. Trong khi đó, ở các hồ và bể sục khí xử lý nước thải chế biến cao su, hàm lượng H₂S trong không khí thường nằm trong khoảng từ 10 đến 40 ppm [1], [9].

Kết luận

Việc sử dụng bể tảo *Chlorella* trong bước xử lý thứ cấp của một nước thải có hàm lượng chất ô nhiễm hữu cơ cao có thể giúp khống chế sự bay hơi của H₂S trong quá trình xử lý, vì những lý do sau:

(i) Dưới ảnh hưởng của sự quang hợp do tảo *Chlorella*, pH của nước thải đang xử lý sẽ được nâng cao, từ đó làm tăng cường sự ion hóa của H₂S đến mức không tồn tại H₂S phân tử trong nước thải đang xử lý.

(ii) Sự sục khí và sự khuấy trộn liên tục là không cần thiết đối với BT, trong khi chúng không thể thiếu trong những công nghệ xử lý hiếu khí hiện hành. Đây là điểm hơn hẳn của BT trong việc khống chế H₂S, vì hai hoạt động đó tạo điều kiện thuận lợi cho sự bay hơi của H₂S ra khỏi nước thải, nếu nó có tồn tại trong đó.

THE CONTROL OF HYDROGEN SULPHIDE EVAPORATION IN THE TREATMENT OF WASTE WATER BY PHOTOSYNTHESIS OF *CHLORELLA*

Nguyen Ngoc Bich, Lam Minh Triet

ABSTRACT: Within two years in operation, a pilot-scale High Rate Algal Pond (HRAP) of 5 m³/day flow rate showed its ability in eliminating the evaporation of hydrogen sulphide during its treatment of anaerobically treated natural rubber processing waste water. *Chlorella* sp. was the alga used in the HRAP. The waste water was having a dissolved sulphide concentration of about 5.00 mg/L. At the centre of this HRAP, about 55% dissolved sulphide still remained, but the concentration of hydrogen sulphide in the air above the HRAP was less than 1 ppm. The dissociation of hydrogen sulphide in the basic medium caused by photosynthesis by *Chlorella* sp. in the HRAP was believed to have suppressed the emission of gaseous hydrogen sulphide during the treatment.

Keywords: odour, hydrogen sulphide, photosynthesis, algae, HRAP, dissociation

TÀI LIỆU THAM KHẢO

- [1] Amad, I., Sethu, S., Zin, M., Karim, A., and Isa, Z. Proceedings of the Rubber Research Institute of Malaysia Planters' Conference 1979, Kuala Lumpur, 419-430 (1979).
- [2] American Public Health Association (APHA) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association, Washington, D.C. (1992).
- [3] Beardall, J., Johnston, A., and Raven, J. *Canadian Journal of Botany* 76, 1010-1017 (1998).
- [4] Bozzo, G. G., Colman, B., and Matsuda, Y. *Journal of Experimental Botany* 51, 1341-1348 (2000).
- [5] Eriksson, M., Villand, P., Gardestroem, P., and Samuelsson, G. *Plant Physiology* 116, 637-64 (1998).
- [6] Gao, L., Keener, T.C., Zhuang, L., and Siddiqui, K.F. *Environmental Engineering and Policy* 2 (4), 203-212 (2001).
- [7] Gaudy, A.F., Jr. and Gaudy E.T. *Microbiology for Environmental Scientists and Engineers*. McGraw-Hill, New York (1981).
- [8] Gostelow, P., Parsons, S. A., and Stuetz, R. M. *Water Research*, 35 (3), 579-597 (2001).
- [9] Isa, Z., Bakti, N. A. K., and Seong, C. Y. Proceedings of the International Rubber Conference, Kuala Lumpur, 270-276 (1997).
- [10] Matsuda, Y., and Colman, B. *Plant Physiology* 108, 253-260 (1995).
- [11] McGraw-Hill. *Lange's Handbook of Chemistry*. McGraw-Hill, Inc., New York (1985).
- [12] Metcalf & Eddy Inc. *Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse*. McGraw-Hill, Inc., New York (1991).
- [13] Moroney, J.V., and Somanchi, A. *Plant Physiology* 119, 9-16 (1999).
- [14] Nguyễn Ngọc Bích. Mùi hôi trong nước thải và các biện pháp xử lý. Chuyên đề tiến sĩ báo cáo tại Viện Môi trường và Tài nguyên, ĐHQG TP. HCM, tháng 9/2001 (2001).
- [15] Public Works. *Public Works* 125 (3), 44-46 (1994).
- [16] Theilmann, J., Tolbert, N.E., Goyal, A., and Senger, H. *Plant Physiology* 92, 622-629 (1990).
- [17] Williams, T.G., and Colman, B. *Plant Physiology* 107, 245-251 (1995).