

## **SỬ DỤNG CHỈ SỐ TDI ĐÁNH GIÁ TÌNH TRẠNG DINH DƯỠNG TRONG NỀN TRẦM TÍCH RỪNG NGẬP MẶN BỊ XÁO TRỘN DO BÃO DURIAN TẠI KHU DỰ TRỮ SINH QUYỂN RỪNG NGẬP MẶN CẦN GIỜ, THÀNH PHỐ HỒ CHÍ MINH**

Nguyễn Thị Gia Hằng\*, Nguyễn Thanh Tùng, Lê Xuân Thuýn

*Khoa Sinh học, Trường Đại học Khoa Học Tự Nhiên, ĐHQG-HCM*

*Email\*: ntghang@hcmus.edu.vn*

Ngày gửi bài: 07.06.2013

Ngày chấp nhận: 25.08.2013

### TÓM TẮT

Trophic Diatom Index (TDI) được Kelly và Whitton đề nghị đầu tiên vào năm 1995, là chỉ số giúp đánh giá tình trạng dinh dưỡng hữu cơ của hệ sinh thái thủy sinh dựa trên tổng số lượng loài và số lượng cá thể khuê tảo chỉ thị cho môi trường phú dưỡng. Nghiên cứu này dùng chỉ số TDI để đánh giá tình trạng dinh dưỡng của nền trầm tích rừng ngập mặn sau bão Durian (6/12/2006) tại Khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ. Nghiên cứu đã phân tích 72 mẫu đất và 108 mẫu khuê tảo bám trong trầm tích giữa hai mùa. Kết quả phân tích phương sai (ANOVA) cho thấy, vào mùa mưa giá trị TDI trung bình giữa ba vùng: gầy đở, vùng biên và vùng rừng có sự khác biệt quan trọng ( $F=10,88$ ;  $P=0,0012$ ). Vào mùa khô, chỉ số TDI trung bình giữa ba vùng rừng khác nhau không có sự khác biệt quan trọng ( $F=0,45$ ;  $P=0,65$ ). Chúng tôi tìm thấy loài *Achnantheidium minutissimum* chỉ thị tổng phosphor thấp, và loài *Luticola goeppertiana*, *Navicula recens* chỉ thị tổng phosphor cao. Tuy nhiên, chúng tôi không tìm thấy tương quan giữa chỉ số TDI trung bình với tổng phosphor và tổng nitơ trong nghiên cứu này. Các nghiên cứu về phần trăm mảnh vỏ chiếm ưu thế và nồng độ orthophosphate sẽ góp phần giải thích rõ hơn mối tương quan giữa chỉ số TDI và hàm lượng TP và TN.

Từ khóa: Chỉ thị, giá trị nhạy cảm, khuê tảo bám, Trophic Diatom Index.

### **Using TDI to Assess Sedimentary Nutrient Status of the Mangrove forest Disturbed by Durian Typhoon at Can Gio Biosphere Reserver, Ho Chi Minh City**

### ABSTRACT

Trophic Diatom Index (TDI) first suggested by Kelly and Whitton in 1995 is an index assessing status of organic nutrients in aquatic ecosystems which bases on the total of diatom species and individuals that indicate the eutrophication. This study used TDI values to evaluate nutrient situation in the sediment at Can Gio Mangrove Biosphere Reserver after Durian typhoon (December 6, 2006). The study analyzed 72 soil samples and 108 diatom samples in the sediment for two seasons. Analysis of variance (ANOVA) showed that in the rainy season the mean TDI was significantly different between three sites: non-forest, mix and forest ( $F=10.88$ ;  $P=0.0012$ ). In contrast, in dry season, the mean TDI was not significantly different between three sites ( $F=0.45$ ;  $P=0.65$ ). We found species *Achnantheidium minutissimum* which is indicative of low total phosphorus and species *Luticola goeppertiana*, *Navicula recens* indicating high total phosphorus. However, we did not find correlation between the mean TDI and the total phosphorus and total nitrogen in the study. The studies on percent tolerant valves and orthophosphate concentration may help clearly explain about the relationship between the TDI and total phosphorus and total nitrogen concentrations.

Keywords: Benthic diatom, indicator, Trophic Diatom Index, sensitivity value.

#### 1. ĐẶT VẤN ĐỀ

Rừng ngập mặn là hệ sinh thái giữ nhiều vai trò quan trọng trong đời sống con người, đây

là hệ sinh thái thường xuyên bị thiếu hụt dưỡng chất, đặc biệt là nitơ và phosphor (Sengupta and Chaudhuri, 1991; Vazquez et al., 2000). Việc đánh giá tình trạng dinh dưỡng của hệ sinh thái

có thể được thực hiện bằng nhiều cách khác nhau, phổ biến nhất là sử dụng các nhóm sinh vật có khả năng chỉ thị cho các điều kiện của hệ sinh thái.

Khuê tảo là nhóm sinh vật đã được sử dụng rộng rãi làm chỉ thị cho tình trạng dinh dưỡng và mức độ ô nhiễm của hệ sinh thái thủy sinh (Stevenson and Pan, 2004; Kalyoncu et al., 2009). Việc xác định số lượng loài và số lượng cá thể khuê tảo là nền tảng để tính các chỉ số đa dạng, dùng để đánh giá chất lượng môi trường và những chỉ số này thường có mối tương quan rất cao (Kelly and Whitton, 1995). Bên cạnh đó, cũng có một vài chỉ số đánh giá chất lượng ô nhiễm môi trường dựa trên thành phần và số lượng khuê tảo như Generic Index (Wu, 1999), Periphyton Index of Biotic Integrity (Hill et al., 2003), Multimetric Diatom Index (Deldago et al., 2010) và một vài chỉ số đánh giá khác. Chỉ số TDI cũng là một trong những chỉ số được dùng để đánh giá tình trạng dinh dưỡng hữu cơ của hệ sinh thái thủy sinh (Kelly và Whitton 1995; Lowe và Pan, 1996; Kelly, 1998; Stenger-Kovacs et al., 2007).

"Urban Wastewater Treatment Directive of the European Community" đã có những nghiên cứu sử dụng khuê tảo bám như sinh vật chỉ thị để đánh giá về tình trạng dinh dưỡng ở sông và suối vào năm 1991. Vì vậy, Kelly and Whitton đã dựa vào các kết quả này và đưa ra chỉ số TDI dùng để đánh giá tình trạng dinh dưỡng hữu cơ trong thủy vực dựa trên 86 loài khuê tảo vào năm 1995. Đây là các loài dễ dàng định danh, chỉ thị cho môi trường bị ô nhiễm hữu cơ (tại 70 vị trí) và không bị ô nhiễm hữu cơ (tại 10 vị trí) của các nguồn nước ở Anh hoặc Scotland. Chỉ số TDI là chỉ số có phổ áp dụng rộng rãi cho các hệ sinh thái từ nước ngọt đến nước mặn (Kelly và Whitton, 1995; Kelly, 1998; Stenger-Kovacs et al., 2007). Chỉ số TDI không những cho biết mức độ ô nhiễm mà còn cho biết tình trạng dinh dưỡng trong hệ sinh thái. Mặc dù chỉ số TDI đã và đang được áp dụng rộng rãi trên thế giới. Tuy nhiên, sử dụng chỉ số này để đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong các thủy vực nói chung và hệ sinh thái rừng ngập mặn nói riêng, còn rất giới hạn. Thảm thực vật có ảnh hưởng quyết định đến

tình trạng dinh dưỡng của hệ sinh thái thông qua khả năng hấp thụ dinh dưỡng và lượng hữu cơ trả lại đất qua vật rụng. Những thay đổi trong mật độ và sinh khối cây rừng vì thế sẽ gây ra những khác biệt trong tình trạng dinh dưỡng của nền trầm tích rừng. Những khác biệt này có thể được phản ánh qua chỉ số TDI.

Nghiên cứu này sử dụng chỉ số TDI để đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích giữa ba trạng thái rừng khác nhau (vùng gãy đổ, vùng biên và vùng rừng) sau cơn bão Durian đã làm gãy đổ hơn 10ha cây rừng trong Khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ. Sự thay đổi chỉ số TDI theo mùa cũng được xem xét trong nghiên cứu này.

## 2. VẬT LIỆU VÀ PHƯƠNG PHÁP

### 2.1. Vị trí nghiên cứu

Khu vực nghiên cứu là 10ha rừng ngập mặn bị gãy đổ lần đầu tiên do bão Durian quét qua tại lô E10, khoảnh 8, Tiểu khu 17 tại Khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ - Thành phố Hồ Chí Minh vào ngày 6/12/2006. Đến tháng 7/2007 đã có đợt khảo sát đầu tiên về tình trạng môi trường sống trong rừng bị xáo trộn sau cơn bão. Vị trí thu mẫu trong nghiên cứu này trùng với vị trí thu mẫu của đề tài cấp Nghị định thư về "Động thái của vành đai rừng ngập mặn vùng cửa sông Sài Gòn - Đồng Nai và ven biển Đông đồng bằng sông Cửu Long" do Trần Triết và Lê Xuân Thuyên (2012) chủ biên. Nghiên cứu đã thiết lập 43 ô mẫu, được định vị với kích thước 20mx20m tại 4 đường cắt (A, B, C và D) qua ba hiện tượng sinh cảnh rừng khác nhau:

(1) Vùng gãy đổ là vùng bị cơn bão quét qua dẫn đến cây rừng bị gãy đổ (tại các ô A1, A3, B4, B7, B10, C7, C9, D4, D7, D10);

(2) Vùng biên là vùng giao giữa vùng gãy đổ và vùng còn cây rừng (tại các ô A 5, C4, C10);

(3) Vùng rừng là vùng còn cây rừng ngập mặn, chủ yếu là cây Đước đôi (*Rhizophora apiculata*) (tại các ô B1, B13, C1, D1, D12). Vùng này cũng bị bão Durian quét qua nhưng cây rừng ngập mặn không bị gãy đổ (Hình 1).

## 2.2. Phương pháp thu mẫu

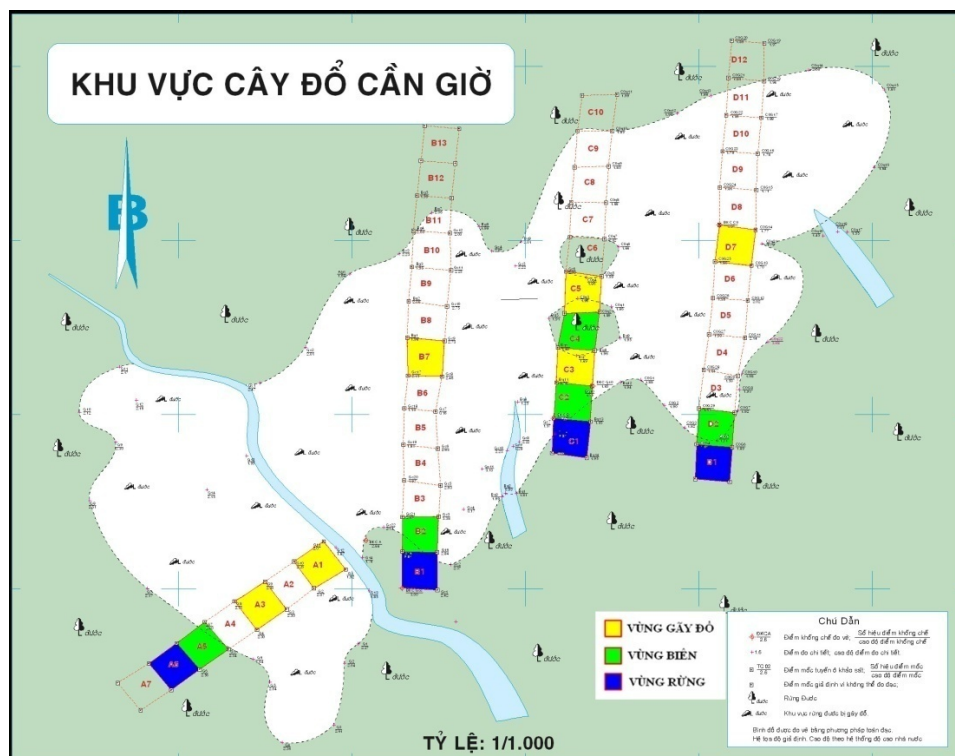
Tại mỗi ô thu hai mẫu: mẫu đất và mẫu khuê tảo. Đối với mẫu đất thu theo cột lõi trầm tích. Mỗi vị trí thu 2 lõi trầm tích trong 18 ô mẫu và trong 2 mùa: mùa mưa (07/2007) và mùa khô (03/2008). Tổng số mẫu đất là 72 lõi trầm tích (P.Q.Hương & cs., 2012 trong Trần Triết và Lê Xuân Thuyên, 2012). Đối với mẫu khuê tảo được thu theo phương pháp của Stevenson and Bahls (2004). Sử dụng đĩa Petri với đường kính 5cm để thu mẫu khuê tảo bám trong trầm tích tại 18 ô mẫu. Tại mỗi ô, thu 3 đĩa Petri mẫu khuê tảo cũng trong hai mùa. Tổng số mẫu khuê tảo là 108 mẫu.

## 2.3. Xử lý mẫu

Đối với mẫu đất: Hàm lượng tổng phosphor (TP) được phân tích theo phương pháp của Murphy và Riley (1962). Hàm lượng tổng nitơ (TN) được phân tích tự động bằng máy Fisons

EA 2100 theo quy trình của Smith và Cresser (2004) (P. Q. Hương & cs., 2012 trong Trần Triết và Lê Xuân Thuyên, 2012).

Đối với mẫu khuê tảo: Toàn bộ mẫu được xử lý theo phương pháp của Schrader và Gersonde (1978) tại Viện nghiên cứu Khoa học Trái đất, Trường Đại học Granada. Sau khi mẫu khuê tảo đã được xử lý, dung dịch mẫu được cố định giữa lame và lammelle bằng Naphrax. Khuê tảo được định danh ít nhất đến cấp loài ở các độ phóng đại khác nhau bằng kính hiển vi quang học Olympus BX41 và một số mẫu khuê tảo với kích thước rất nhỏ đã được phân loại dưới kính hiển vi điện tử quét (Scanning Electron Microscope, tại trường Đại học Granada, Tây Ban Nha). Mỗi mẫu khuê tảo đếm ít nhất 400 mảnh vỏ khuê tảo dưới độ phóng đại 1200x (Schrader and Gersonde, 1978). Hệ thống phân loại và các thuật ngữ của khuê tảo dựa theo Round et al. (1990), Hasle et al. (1996), Sims et al. (1996).



**Hình 1. Khu vực 10ha cây rừng bị gây đổ sau bão Durian tại Khu dự trữ rừng ngập mặn Cần Giờ (Báo cáo tổng hợp "Động thái của vành đai rừng ngập mặn vùng cửa sông Sài Gòn-Đồng Nai và ven biển Đông đồng bằng sông Cửu Long" (Trần Triết và Lê Xuân Thuyên, 2012)**

#### 2.4. Xử lý số liệu

Để tính chỉ số TDI, cần tính số cá thể khuê tảo trung bình đã được hiệu chỉnh ("weighted average") hay được gọi là "khả năng nhạy cảm trung bình" đã được hiệu chỉnh ("weighted mean sensitivity") (WMS) theo Zekinka và Marvan (1961):

$$WMS = \frac{\sum_{j=1}^n a_j s_j v_j}{\sum_{j=1}^n a_j v_j} \quad (\text{công thức 1})$$

Trong đó:

$a_j$ : số lượng mảnh vỏ của loài  $j$  trong mẫu.

$s_j$ : giá trị nhạy cảm với môi trường ô nhiễm (1-5) của loài  $j$ .

$v_j$ : giá trị chỉ thị cho môi trường (1-3) của loài  $j$ .

Giá trị  $s$  và  $v$  được sắp xếp dựa theo Kelly và Whitton (1995), Kelly et al. (2001), van Dam et al. (1994).

Đôi khi một vài loài khuê tảo có giá trị nhạy cảm là 0 vì các loài này hiếm gặp và mối liên hệ sinh lý-sinh thái với môi trường của chúng chưa được xác định (Kelly và Whitton, 1995; Kelly et al., 2001). Sau khi đã tính chỉ số WMS, chỉ số TDI được tính theo công thức 2:

$$TDI = (WMS \times 25) - 25 \quad (\text{công thức 2})$$

$$\text{Chỉ số TDI trung bình (của một kiểu sinh cảnh)} = \frac{\sum \text{Chỉ số TDI của tất cả các ô mẫu trong một kiểu sinh thái rừng}}{\text{Số ô mẫu trong một kiểu sinh thái rừng đó}} \quad (\text{công thức 3})$$

Nhập dữ liệu bằng phần mềm Microsoft Excel 2007 và thực hiện các phép tính thống kê bằng phần mềm Statgraphic centurion XV. Để so sánh chỉ số TDI trung bình giữa các tình trạng rừng và giữa hai mùa, sử dụng phương pháp phân tích phương sai (Analysis of Variance-ANOVA). Để xác định mối tương quan

giữa chỉ số TDI với TP và TN, sử dụng phương pháp hồi quy đa biến (Multiple Regression).

### 3. KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

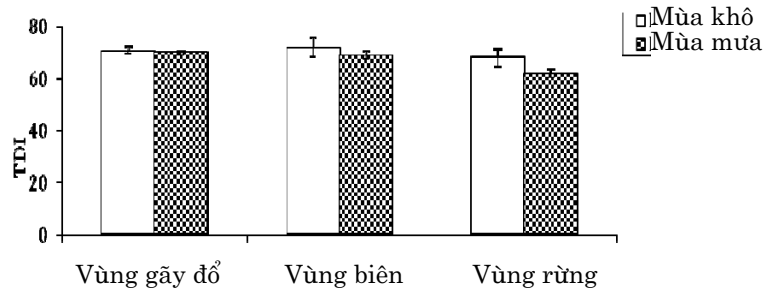
Sau hai đợt thu mẫu chúng tôi đã đếm được 10.450 mảnh vỏ thuộc 259 loài khuê tảo trong mùa mưa và 12.141 mảnh vỏ thuộc 285 loài khuê tảo trong mùa khô. Tất cả các loài khuê tảo trong nền trầm tích này thuộc 3 lớp: Bacillariophyceae, Coscinodiscophyceae, và Fragilariophyceae. Trong mỗi mùa, mỗi kiểu trạng thái rừng có loài khuê tảo chỉ thị cho môi trường phú dưỡng với tần suất xuất hiện khác nhau. Số lượng loài và số lượng cá thể chỉ thị cho môi trường phú dưỡng giữa các sinh cảnh rừng khác nhau theo mùa nhiều, sẽ cho thấy chỉ số TDI cao.

Trong mùa mưa, chỉ số TDI trung bình tại ba kiểu trạng thái rừng có sự khác biệt quan trọng [ $R^2=59,19\%$ ;  $F(2;15)=10,88$ ;  $P=0,0012$ ]. Xét từng cặp sinh cảnh rừng cho thấy: Chỉ số TDI trung bình tại vùng gầy đổ và vùng biên tương tự nhau (95%LSD[-5,42; 3,49]), nhưng chỉ số TDI trung bình ở vùng rừng thấp hơn vùng biên (95%LSD[-11,96; -2,07]) và cũng thấp hơn vùng gầy đổ (95%LSD[-11,69; -4,27]) (Bảng 1, Hình 2).

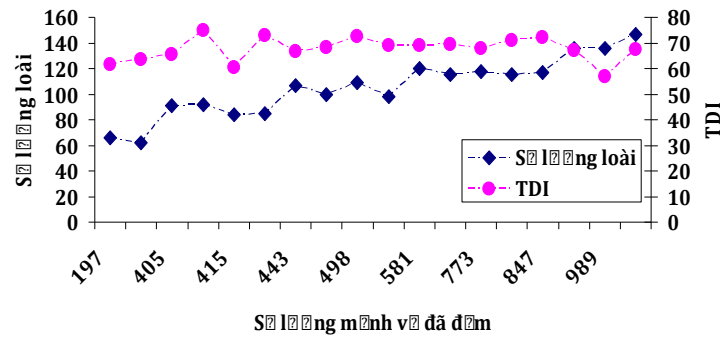
Mặc dù, chỉ số TDI trung bình tại vùng rừng thấp nhất nhưng một số ô mẫu trong vùng rừng có số lượng loài và số lượng mảnh vỏ khuê tảo rất cao như ô C1 có 147 loài - 1.060 mảnh vỏ; ô B1 có 136 loài - 989 mảnh vỏ. Ngược lại, chỉ số TDI trung bình tại vùng gầy đổ cao do kết quả định danh các ô mẫu của vùng gầy đổ có nhiều loài khuê tảo chỉ thị cho môi trường phú dưỡng như: *Amphora normanii*, *Diademsis contenta*, *D. gallica*, *D. perpusilla*, *Navicula tenelloides*, *Nitzschia amphibia* (Hình 3).

**Bảng 1. So sánh chỉ số TDI trung bình theo phân tích ANOVA giữa ba kiểu sinh cảnh rừng vào mùa mưa (95%LSD)**

Tình trạng rừng	Chỉ số TDI trung bình	S. E.	So sánh giữa các tình trạng rừng	Giới hạn dưới	Sự khác biệt	Giới hạn trên
Vùng gầy đổ	69,90	0,91	Vùng rừng - Vùng biên*	-11,96	-7.02	-2,07
Vùng biên	68,94	1,73	Vùng rừng - Vùng gầy đổ*	-11,69	-7.98	-4,27
Vùng rừng	61,92	1,71	Vùng biên - Vùng gầy đổ	-5,42	-0.96	3,49



**Hình 2. Chỉ số TDI trung bình (mean ± SE) tại ba trạng thái rừng khác nhau giữa hai mùa**



**Hình 3. Mối liên hệ giữa số lượng loài đã quan sát và số lượng mảnh vỏ khuê tảo đã đếm trong mùa mưa với chỉ số TDI**

Nguyên nhân địa hình của vùng gãy đổ thấp hơn vùng biên và vùng rừng (Lê Xuân Thuyên & cs., 2012) nên dễ dàng đón nhận được nhiều thành phần loài khuê tảo cũng như số lượng khuê tảo từ các con rạch đưa vào cao hơn những sinh cảnh rừng khác. Điều này đã được chứng minh thông qua chỉ số TDI trung bình tại vùng gãy đổ cao hơn vùng biên và vùng rừng.

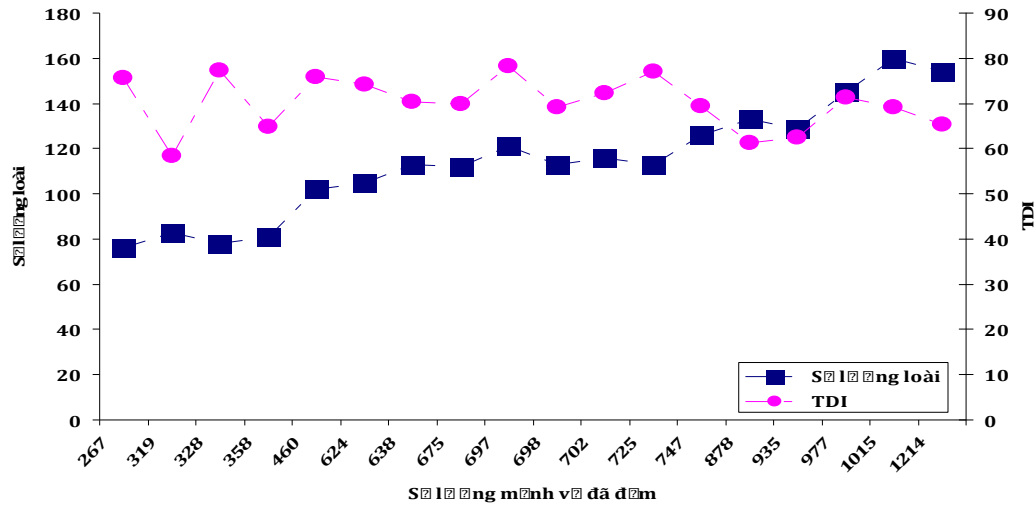
Trong mùa khô, chỉ số TDI trung bình tại ba kiểu sinh cảnh rừng không có sự khác biệt quan trọng [ $R^2=5,66\%$ ;  $F(2;15)=0,45$ ;  $P=0,6460$ ] (Bảng 2). Tại sinh cảnh vùng rừng và vùng biên có tổng

số lượng loài và số lượng mảnh vỏ khuê tảo cao nhất (ví dụ như ô C1 ở vùng rừng có 160 loài-1015 mảnh vỏ, ô C10 ở vùng biên có 154 loài - 1214 mảnh vỏ) nhưng chỉ số TDI tại hai ô này không cao nhất. Ngược lại, tại ô A1 thuộc vùng gãy đổ, chỉ với 78 loài và 328 mảnh vỏ khuê tảo nhưng chỉ số TDI rất cao ( $TDI=77,20$ ). Kết quả này cho thấy, trong sinh cảnh vùng gãy đổ chứa nhiều thành phần loài và số lượng cá thể khuê tảo chỉ thị cho môi trường phú dưỡng, nên chỉ số TDI trung bình ở sinh cảnh vùng gãy đổ cao hơn so với sinh cảnh vùng biên và vùng rừng (Hình 4).

**Bảng 2. So sánh chỉ số TDI trung bình theo phân tích ANOVA giữa ba kiểu sinh cảnh rừng vào mùa khô (95%LSD)**

Tình trạng rừng	Chỉ số TDI trung bình	S. E.	So sánh giữa các tình trạng rừng	Giới hạn dưới	Sự khác biệt	Giới hạn trên
Vùng gãy đổ	70,72	1,50	Vùng rừng - Vùng biên	-13,10	-3,68	5,74
Vùng biên	71,71	3,73	Vùng rừng - Vùng gãy đổ	-9,75	-2,69	4,38
Vùng rừng	68,03	3,63	Vùng biên - Vùng gãy đổ	-7,50	1,00	9,49

Sử dụng chỉ số TDI đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích rừng ngập mặn bị xáo trộn do bão Durian tại khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ, thành phố Hồ Chí Minh



**Hình 4. Mối liên hệ giữa số lượng loài đã quan sát và số lượng mảnh vỏ khuê tảo đã đếm trong mùa khô với chỉ số TDI**

Tại rừng ngập mặn Cần Giờ, một số loài khuê tảo có nhạy cảm với môi trường phú dưỡng cao như: *Achnanthes lanceolata*, *A. rostrata*, *A. microcephala*, *Achnanthidium minutissima*, *Amphora pediculus*, *Cyclostephanos* sp., *Cyclotella* sp., *Diatoma vulgare*, *Gomphonema olivaceum*, *G. parvulum*, *Gyrosigma* sp., *Hantzschia* sp., *Martyana* sp., *Navicula cryptotenella*, *N. menisculus*, *N. reicherdtiana*, *N. reicherdtiana* var. *reicherdtiana*, *N. gregaria*, *N. lanceolata*, *Opephora* sp., *Stauroneis* sp., *Stephanodiscus* sp. Hơn nữa, nghiên cứu này cũng có kết quả tương tự như nghiên cứu của Potapova et al. (2004) về so sánh hai phương thức định tính khả năng chỉ thị môi trường phú dưỡng của 118 giống/loài khuê tảo tại Bắc Mỹ. Nghiên cứu của Potapova et al. (2004) đã tìm thấy loài *Gomphoneis herculeana* và loài *Achnanthidium* sp. chỉ thị tốt nhất cho TP thấp, hay loài *Luticola goeppertiana* và *Navicula recens* chỉ thị cho TP cao. Trong nghiên cứu của chúng tôi một lần nữa đã củng cố thêm cho kết quả nghiên cứu của Potapova et al. vì trong nghiên cứu này cũng tìm thấy loài *Achnanthidium minutissimum* chỉ thị TP thấp, loài *Luticola goeppertiana* và *Navicula recens* chỉ thị TP cao.

Chỉ số TDI được dự đoán sẽ tăng khi hàm lượng phosphor tăng (Bellinger et al., 2006).

Tuy nhiên, nghiên cứu này không tìm thấy mối tương quan giữa chỉ số TDI trung bình với TP và TN tại mỗi tình trạng rừng trong mỗi mùa. Trong mùa khô, phương trình tương quan tuyến tính giữa chỉ số TDI với hàm lượng dinh dưỡng tại mỗi ô mẫu là  $TDI=76,70-0,01*TN+0,05*TP$  [ $R^2=6,51\%$ ;  $F(2; 15)=0,52$ ;  $P=0,60$ ] với TN (95% C.I.[-0,04; 0,01]) và TP (95% C.I.[-0,38; 0,49]). Trong mùa mưa, phương trình tương quan tuyến tính giữa chỉ số TDI với hàm lượng dinh dưỡng tại mỗi ô mẫu là  $TDI=72,06-0,008*TN+0,01*TP$  [ $R^2=2,66\%$ ;  $F(2; 15)=0,20$ ;  $P=0,82$ ] với TN (95% C.I.[-0,03; 0,02]) và TP (95% C.I.[-0,24; 0,26]).

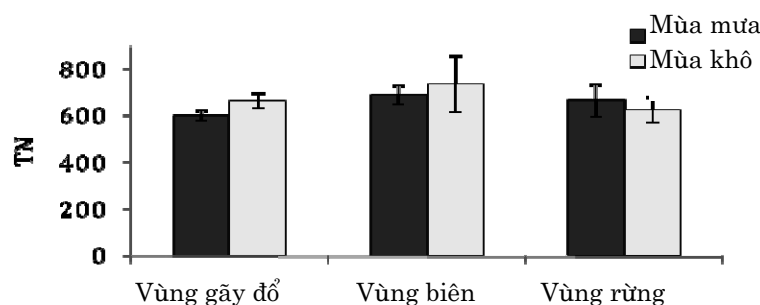
Chúng tôi chưa giải thích rõ được các nguyên nhân của kết quả này. Một nguyên nhân có thể là hàm lượng TN và TP trong nền trầm tích không có sự khác biệt quan trọng về mặt thống kê ( $P>0,05$ ) giữa ba kiểu sinh cảnh rừng và theo mùa (Bảng 3 a, b; Hình 5 và 6). Nhận định này cần được kiểm chứng thêm trong các nghiên cứu tiếp theo. Hơn nữa, ảnh hưởng của hàm lượng hữu cơ lên chỉ số TDI có thể được tiên đoán thông qua phần trăm mảnh vỏ chiếm ưu thế trong môi trường phú dưỡng (Kelly et al., 2001; Jarvie et al., 2002; Bellinger et al., 2006). Đồng thời, chỉ số TDI có mối liên hệ mật thiết với nồng độ orthophosphate khi phần trăm

mảnh vỏ chiếm ưu thế trong môi trường phú dưỡng nhỏ hơn 20% (Juttner et al., 2003; Bellinger et al., 2006), nhưng chưa tìm thấy mối tương quan giữa chỉ số TDI với nồng độ nitơ. Theo Trần Triết, Lê Xuân Thuýn & cs. (2012)

thì trong quá trình phân hủy sinh khối rừng bị gãy đổ, phosphor có khuynh hướng phóng thích (thoát ra khỏi khu vực) chậm hơn so với nitơ và carbon, dẫn tới có sự tăng hàm lượng phosphor trong tầng đất mặt tại khu rừng bị gãy đổ.

**Bảng 3a. Kết quả hàm lượng tổng nitơ (TN) trung bình theo phân tích ANOVA giữa ba kiểu sinh cảnh rừng và theo mùa**

Mùa	Tình trạng rừng	TP (µg/g) trung bình	S.E.	So sánh giữa các tình trạng rừng	Giới hạn dưới	Sự khác biệt	Giới hạn trên
Mùa mưa F (2; 15) = 1,32 P = 0,30	Vùng gãy đổ	600,34	21,70	Vùng rừng - Vùng biên	-177,92	-24,14	129,65
	Vùng biên	690,06	40,38	Vùng rừng - Vùng gãy đổ	-49,75	65,58	180,92
	Vùng rừng	665,93	68,64	Vùng biên - Vùng gãy đổ	-48,90	89,72	228,34
Mùa khô F (2; 15) = 0,71 P = 0,51	Vùng gãy đổ	664,00	32,22	Vùng rừng - Vùng biên	-308,44	-110,58	87,28
	Vùng biên	735,96	121,53	Vùng rừng - Vùng gãy đổ	-187,01	-38,61	109,78
	Vùng rừng	625,39	54,92	Vùng biên - Vùng gãy đổ	-106,38	71,97	250,31

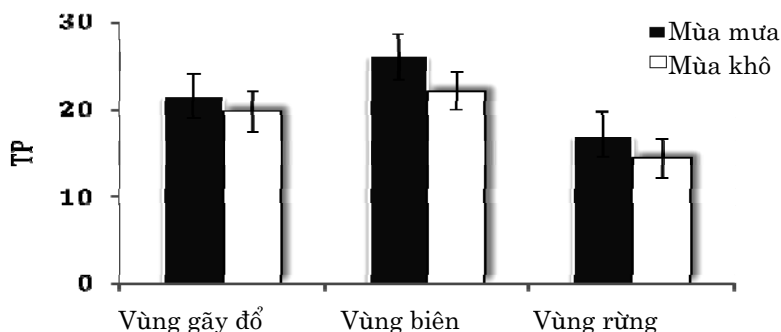


**Hình 5. Hàm lượng tổng nitơ (TN) (µg/g) trung bình tại ba kiểu sinh cảnh rừng theo mùa**

**Bảng 3b: Kết quả hàm lượng tổng phosphor (TP) trung bình theo phân tích ANOVA giữa ba kiểu sinh cảnh rừng và theo mùa**

Mùa	Tình trạng rừng	TP (µg/g) trung bình	S. E.	So sánh giữa các tình trạng rừng	Giới hạn dưới	Sự khác biệt	Giới hạn trên
Mùa mưa F (2; 15) = 0,75 P = 0,49	Vùng gãy đổ	21,54	3,53	Vùng rừng - Vùng biên	-24,77	-8,94	6,89
	Vùng biên	26,00	4,89	Vùng rừng - Vùng gãy đổ	-16,35	-4,48	7,39
	Vùng rừng	17,06	3,77	Vùng biên - Vùng gãy đổ	-9,81	4,46	18,73
Mùa khô F (2; 15) = 1,42 P = 0,27	Vùng gãy đổ	19,77	1,57	Vùng rừng - Vùng biên	-18,43	-7,64	10,78
	Vùng biên	22,07	5,74	Vùng rừng - Vùng gãy đổ	-13,43	-5,34	8,09
	Vùng rừng	14,43	3,88	Vùng biên - Vùng gãy đổ	-7,42	2,30	9,72

Sử dụng chỉ số TDI đánh giá tình trạng dinh dưỡng trong nền trầm tích rừng ngập mặn bị xáo trộn do bão Durian tại khu dự trữ sinh quyển rừng ngập mặn Cần Giờ, thành phố Hồ Chí Minh



**Hình 6. Hàm lượng tổng phosphor (TP) ( $\mu\text{g/g}$ ) trung bình tại ba kiểu sinh cảnh rừng theo mùa**

#### 4. KẾT LUẬN

Chỉ số TDI có sự khác biệt giữa các kiểu sinh cảnh rừng và giữa hai mùa. Trong mùa mưa, chỉ số TDI ở vùng gầy đỏ và vùng biên tương tự nhau, cả hai vùng này có chỉ số TDI cao hơn vùng rừng, nhưng trong mùa khô thì chỉ số TDI không có sự khác biệt giữa các kiểu sinh cảnh. Chỉ số TDI trung bình giữa các trạng thái rừng ở cả hai mùa phụ thuộc vào thành phần và số lượng cá thể khuê tảo chỉ thị cho môi trường phú dưỡng. Trong nghiên cứu này, chúng tôi tìm thấy ba loài khuê tảo chỉ thị cho tổng phosphor trong môi trường đó là loài *Achnantheidium minutissimum* chỉ thị TP thấp, loài *Luticola goeppertiana* và *Navicula recens* chỉ thị TP cao. Tuy nhiên, chúng tôi vẫn chưa tìm thấy mối tương quan giữa chỉ số TDI và hàm lượng TN và TP về mặt thống kê. Các nghiên cứu về phân trầm mảnh vỏ chiếm ưu thế và nồng độ orthophosphate sẽ góp phần giải thích rõ hơn mối tương quan giữa chỉ số TDI và hàm lượng TN và TP. Vì vậy, nghiên cứu về mối tương quan giữa chỉ số TDI, hàm lượng TN, TP và các chỉ số lý hóa tính của môi trường sẽ cho những kết quả lý thú, làm cơ sở để giám sát tình trạng dinh dưỡng ở rừng ngập mặn.

#### LỜI CẢM ƠN

Tôi xin chân thành cảm ơn TS. Oscar E. Romero, Viện nghiên cứu Khoa học Trái Đất, trường Đại học Granada, Tây Ban Nha đã hết lòng hỗ trợ cho tôi về phân loại và sinh thái của

khuê tảo. Tôi xin cảm ơn Dự án đề tài "Động thái của vành đai rừng ngập mặn vùng cửa sông Sài Gòn - Đồng Nai và ven biển đồng Đồng bằng sông Cửu Long" đã hỗ trợ cho tôi thu mẫu khuê tảo bám trên trầm tích. Cảm ơn các thành viên trong nhóm nghiên cứu "Sinh địa hóa" của Dự án đã phân tích các chỉ tiêu lý - hóa tính trong môi trường đất.

#### TÀI LIỆU THAM KHẢO

- Bellinger B.J., Cocquyt C. and O'Reilly C.M. (2006). Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. *Hydrobiologia*, 573: 75-87
- Delgado C., Pardo I. And García L. (2010). A multimetric diatom index to assess the ecological status of coastal Galician rivers (NW Spain). *Hydrobiologia*, 644: 371-384
- Hasle, G.R., Syvertsen E.E., Steidinger K.A., Tangen K. and Tomas C.R. (1996). Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press, Inc. United States of America, p. 598
- Hill B.H., Herlihy A.T., Kaufmann P.R., Stevenson R.J., McCormick F.H. and Burch Johnson C. (2000). Use of periphyton assemblage data as an index of biotic integrity. *J.N. Am. Benthol. Soc.*, 19(1): 50-67
- Jarvie H.P., Lycett E., Neal C. and Love A. (2002). Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames river basin, UK. Elsevier, 282: 263-294
- Jutter I., Sharma S., Dahal B.M., Ormerod S.J., Chimonides P.J. and Cox E.J. (2003). Diatoms as indicators of stream quality in the Kathmandu Valley and Middle Hills of Nepal and India. *Freshwater Biology*, 48: 2065-2084



- Kalyoncu H., Çiçek N.L., Akköz C. and Yorulmaz B. (2009). Comparative performance of diatom indices in aquatic pollution assessment. *African Journal of Agricultural Research*, 4 (10): 1032-1040
- Kelly M.G., Adams C., Graves A.C., Jamieson J., Krokowski J., Lycett E.B., Murray-Bligh J., Pritchard S. and Wilkins C. (2001). *The Trophic Diatom Index: A User's Manual*. Revised edition, R&D Technical Report E2/TR2, Almondsbury, Bristol, p. 1-146
- Kelly, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research*, 32: 236-242
- Kelly, M.G. and Whitton B.A. (1995). The Trophic Diatom Index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444
- Lowe R.L. and Pan Y. (1996). Benthic algal communities as biological indicators. *In: Stevenson R.J., Bothwell M.L. and Lowe R.L. (Eds.). Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. Academic Press, San Diego, p. 705-739
- Murphy J. and Riley J.P. (1962). A modified single solution method for determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.*, 27: 31-36
- Potapova M.G., Charles D.F., Ponader K.C. and Winter D.M. (2004). Quantifying species indicator values for trophic diatom indices: a comparison of approaches. *Hydrobiologia*, 517: 25-41
- Round F.E., Crawford R.M. and Mann D.G. (1990). *The diatoms: Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press., p. 747
- Schrader H.J. and Gersonde R. (1978). Diatoms and Silicoflagellates. *Utrecht Micropaleontological Bulletin*. *In* Zachariasse W.J. et al., *Micropaleontological counting methods and techniques an exercise on an eight meter section of the Lower Pliocene of Capo Rosello, Sicily*. Utrecht., 17: 129-176
- Sengupta A. and Chaudhuri S. (1991). Ecology of heterotrophic dinitrogen fixation in the rhizosphere of mangrove plant community at the Ganges River estuary in India. *Oecologia*, 87: 560-564.
- Sims P.A., Hartley B., Barber H.G. and Carter J.R. (1996). *An Atlas of British Diatoms*. Biopress Limited, England, p. 601
- Smith K.A. and Cresser M.S. (2004). *Soil and environmental analysis modern instrumental techniques*. United States of America, p. 235-282
- Stenger-Kovacs C., Buczko K., E. Hainal and Padisak J. (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia*, 589: 141-154
- Stevenson R.J. and Pan Y. (2004). Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. *In: Stoermer E.F. and J.P. Smol (Eds.). The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, p. 11-40
- Trần Triết, Lê Xuân Thuỳên & cs. (2012). Báo cáo tổng hợp: "Động thái của vành đai rừng ngập mặn vùng cửa sông Sài Gòn-Đồng Nai và ven biển Đông đồng bằng sông Cửu Long". Trường Đại học Khoa Học Tự Nhiên, Đại học Quốc Gia Tp.HCM.
- Urban Wastewater Treatment Directive of the European Community(1991) <http://ec.europa.eu/environment/water/water-urbanwaste/>
- Van Dam H., Mertens A. and Sinkeldam J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands J. of Aquatic Ecology*, 28(1): 117-133
- Vazquez P., Holguin G., Puente M.E., Lopez-Cortes A. and Bashan Y. (2000). Phosphate-solubilizing organisms associated with the rhizosphere of mangroves in a semiarid coastal lagoon. *Biol Fertil Soils*, 30: 460-468.
- Whitton B.A. and Kelly M.G. (1995). Use of algae and other plants for monitoring rivers. *Aust. J. Ecol.*, 20: 45-56
- Wu J.T. (1999). A generic index of diatom assemblages as bioindicator of pollution in the Keelung River of Taiwan. *Hydrobiologia*, 397: 79-87
- Zelinka M. and Marvan P. (1961). Zur Prazisierung der biologischen Klassifikation des Reinheit fließender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.*, 57: 389-407.