

# Sử dụng quần xã tuyến trùng sống tự do trong quan trắc sinh học chất lượng môi trường thủy vực thành phố Bến Tre

Trần Thành Thái<sup>1</sup>, Nguyễn Lê Quế Lâm<sup>2</sup>, Nguyễn Thị Mỹ Yến<sup>1</sup>, Phạm Thanh Lưu<sup>1,2</sup>, Trần Thị Hoàng Yến<sup>1</sup>, Nguyễn Thị Huỳnh<sup>3</sup>, Lâm Văn Tân<sup>4</sup>, Ngô Xuân Quảng<sup>1,2,\*</sup>



Use your smartphone to scan this QR code and download this article

## TÓM TẮT

Quần xã tuyến trùng được sử dụng làm công cụ để đánh giá tính chất môi trường các thủy vực trong thành phố Bến Tre năm 2017. Tám vị trí tại các kênh rạch và thủy vực chính trong thành phố đã được tiến hành khảo sát vào mùa mưa (tháng 9). Nghiên cứu đã ghi nhận 51 giống thuộc 33 họ, 10 bộ (Araeolaimida, Chromadorida, Desmodorida, Dorylaimida, Enoplida, Monhysterida, Mononchida, Plectida, Rhabditida, và Triplonchida), 2 lớp (Chromadorea và Enoplia). Mật độ quần xã tuyến trùng tại đa số các vị trí khảo sát khá cao, dao động từ 29,88 ± 38,01 đến 1172,08 ± 659,74 cá thể/10cm<sup>2</sup>. Tuy nhiên, đa dạng sinh học khá thấp, chỉ số phong phú loài (S) dao động từ 5,33 ± 1,15 đến 18,33 ± 4,72, chỉ số đa dạng Shannon (H') từ 1,28 ± 0,12 đến 3,19 ± 0,50 và chỉ số đồng đều Pielou's (J) từ 0,47 ± 0,04 đến 0,93 ± 0,04. Nghiên cứu đã áp dụng chỉ số sinh trưởng tuyến trùng MI (Maturity Index) để đánh giá tính chất môi trường thủy vực thành phố Bến Tre. Kết quả cho thấy tính chất môi trường ở các vị trí khảo sát ghi nhận có sự xáo trộn, được phân loại ở mức xấu đến trung bình. Chỉ số chống chịu/nhạy cảm c-p (colonizer-persister) kết hợp với chỉ số sinh trưởng MI của quần xã tuyến trùng là công cụ tiềm năng trong quan trắc sinh học tính chất môi trường. Tuy nhiên, để tăng độ tin cậy của kết luận đánh giá, việc kết hợp chỉ số MI cũng như các chỉ số sinh học khác và các thông số hóa lý môi trường là cần thiết.

**Từ khoá:** chỉ số c-p (colonizer-persister), chỉ số MI (Maturity Index), quan trắc sinh học, tỉnh Bến Tre, tuyến trùng

## MỞ ĐẦU

Bến Tre là một tỉnh ven biển thuộc vùng Đồng bằng sông Cửu Long với diện tích khoảng 235.983 ha, dân số toàn tỉnh khá cao, ước khoảng hơn 1,46 triệu người (2017)<sup>1</sup>. Tỉnh Bến Tre được hình thành bởi ba cù lao: An Hóa (một phần huyện Châu Thành, Bình Đại), Bảo (phần còn lại của huyện Châu Thành, thành phố Bến Tre, huyện Giồng Trôm, và Ba Tri), và Minh (huyện Chợ Lách, Mỏ Cày Nam, Mỏ Cày Bắc, và Thạnh Phú)<sup>2</sup>. Tỉnh Bến Tre có bốn trên tám nhánh sông lớn của cửa hệ thống sông Mê Kông (sông Mỹ Tho, Ba Lai, Hàm Luông, và Cổ Chiên). Cùng với đó là hệ thống kê rạch chằng chịt, ước tính khoảng hơn 6.000 km. Trong đó, có hơn 60 kênh rộng hơn 50 m với chiều dài trung bình khoảng 1-2 km<sup>3</sup>. Cùng với quá trình đổi mới và công nghiệp hóa, nền kinh tế Bến Tre phát triển liên tục và ổn định, trung bình khoảng 9,31% từ 2001 đến 2010<sup>4</sup>. Việc nền kinh tế phát triển nhanh, xây dựng các khu công nghiệp, cũng như quá trình đô thị hóa đã làm cho chất lượng môi trường, nhất là môi trường thủy vực thành phố Bến Tre có sự biến đổi theo hướng ô nhiễm<sup>3</sup>. Một nghiên cứu năm 2018 cho thấy chất lượng môi trường thủy vực tỉnh

Bến Tre từ năm 2015 đến 2016 bị ô nhiễm bởi tổng chất rắn lơ lửng, chất hữu cơ, và vi khuẩn coliform<sup>5</sup>. Cho nên, việc thiết lập mạng lưới quan trắc tính chất môi trường thủy vực (TCMTTV) trong tỉnh, nhất là khu vực thành phố Bến Tre (TPBT) là điều cần thiết nhằm cung cấp thông tin khoa học cho công tác quản lý, đảm bảo và nâng cao cuộc sống người dân. Các thông số lý-hóa được dùng phổ biến khi đánh giá TCMTTV, tuy nhiên các thông số này chỉ nói lên hiện trạng môi trường tại thời điểm khảo sát, còn dựa vào các sinh vật thì có thể đánh giá môi trường trong một thời gian dài, từ quá khứ đến thời điểm khảo sát<sup>6,7</sup>. Các nhà khoa học trên thế giới sử dụng rất nhiều nhóm sinh vật để chỉ thị cho TCMTTV từ các loài động-thực vật phiêu sinh, động vật đáy không xương sống đến các loài động vật có xương sống<sup>8</sup>. Tuyến trùng thuộc nhóm động vật đáy không xương sống cỡ trung bình (kích thước từ 38 μm – 1 mm, chúng thể hiện được nhiều đặc điểm chỉ thị ưu việt hơn so với các sinh vật khác<sup>9</sup>. Quần xã tuyến trùng (QXTT) lần đầu tiên được sử dụng để đánh giá TCMTTV vào những năm 1970<sup>10</sup>. Đến nay, tuyến trùng là một công cụ đáng tin cậy trong đánh giá và giám sát tính chất môi trường. Các nhà khoa học đã sử dụng thành công

<sup>1</sup>Viện Sinh học Nhiệt đới, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 85 Trần Quốc Toàn, Phường 7, Quận 3, TP. Hồ Chí Minh

<sup>2</sup>Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Phường Nghĩa Đô, Quận Cầu Giấy, Hà Nội

<sup>3</sup>Trường Đại học Sư phạm Thành phố Hồ Chí Minh, 280 An Dương Vương, Phường 4, Quận 5, TP. Hồ Chí Minh

<sup>4</sup>Sở Khoa học và Công nghệ Bến Tre, 280 Ba Tháng Hai, Phường 3, TP. Bến Tre, tỉnh Bến Tre

### Liên hệ

**Ngô Xuân Quảng**, Viện Sinh học Nhiệt đới, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 85 Trần Quốc Toàn, Phường 7, Quận 3, TP. Hồ Chí Minh

Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam, 18 Hoàng Quốc Việt, Phường Nghĩa Đô, Quận Cầu Giấy, Hà Nội

Email: ngoxuanq@gmail.com

**Trích dẫn bài báo này:** Thái T T, Lâm N L Q, Yến N T M, Lưu P T, Yến T T H, Huỳnh N T, Tân L V, Quảng N X. **Sử dụng quần xã tuyến trùng sống tự do trong quan trắc sinh học chất lượng môi trường thủy vực thành phố Bến Tre.** *Sci. Tech. Dev. J. - Nat. Sci.*; 4(4):838-849.

**Lịch sử**

- Ngày nhận: 25-12-2019
- Ngày chấp nhận: 28-10-2020
- Ngày đăng: 16-11-2020

DOI: 10.32508/stdjns.v4i4.866



**Bản quyền**

© ĐHQG Tp.HCM. Đây là bài báo công bố mở được phát hành theo các điều khoản của the Creative Commons Attribution 4.0 International license.



QXTT để đánh giá tác động của con người lên các loại thủy vực khác nhau, bao gồm môi trường nước mặn, nước lợ, nước ngọt, và các khu vực đất ngập nước<sup>8,9,11,12</sup>. Ngoài ra, QXTT còn được dùng làm chỉ thị cho sự biến đổi của khí hậu như: hiện tượng nóng lên toàn cầu, thay đổi mực nước biển, nước biển bị mất oxy và acid hóa<sup>13</sup>. Trong nghiên cứu của Ngô Xuân Quảng và cộng sự năm 2016, thông qua phân tích QXTT và môi trường trầm tích của tám cửa sông Mê Kông, đã khoanh vùng và xác định tính chất môi trường ở cửa sông Ba Lai (tỉnh Bến Tre) hoàn toàn khác biệt, kém hơn so với bảy cửa sông còn lại từ đó đưa ra đề xuất sử dụng sinh vật chỉ thị là tuyến trùng để đánh giá và giám sát chất lượng môi trường tại đây<sup>9</sup>. Sau đó, tác giả Trần Thành Thái và cộng sự năm 2017 nhận định tính chất môi trường nền đáy sông Ba Lai (đoạn trong đập) xuất hiện xáo trộn mạnh dựa vào phân tích đặc điểm chỉ thị của QXTT<sup>14</sup>.

Với những đặc điểm phù hợp làm chỉ thị sinh học, mục tiêu chính của nghiên cứu là dùng QXTT làm công cụ để đánh giá TCMTTV thành phố Bến Tre vào mùa mưa năm 2017. Kết quả nghiên cứu có thể dùng làm nền tảng trong việc sử dụng QXTT làm đối tượng quan trắc sinh học lâu dài tại các thủy vực ở tỉnh Bến Tre nói riêng và tại các tỉnh-thành phố khác trong cả nước nói chung.

## PHƯƠNG PHÁP NGHIÊN CỨU

### Khu vực nghiên cứu

Thành phố Bến Tre là trung tâm hành chính, kinh tế - xã hội lớn nhất của tỉnh Bến Tre, cách thành phố Hồ Chí Minh khoảng 85 km về hướng Đông Nam. Thành phố là vùng đất nổi phù sa trên nền đất thấp nên có địa hình tương đối bằng phẳng với cao độ trung bình so với mặt nước biển từ 1 - 1,5 m. Trong thành phố có hệ thống kênh rạch khá chằng chịt, phía Tây được bao bọc bởi sông Hàm Luông, sông Bến Tre về phía Nam, kênh Chệt Sậy về phía Đông. Trong nội ô có rạch Cái Cá, rạch Cá Lóc, rạch Kiến Vàng, và rạch Gò Đàng<sup>2</sup>. Nghiên cứu được thực hiện vào tháng 9 năm 2017, ứng với mùa mưa ở miền Nam Việt Nam. Trong TPBT, nghiên cứu bố trí tám vị trí quan trắc TCMTTV sử dụng QXTT (Hình 1, Bảng 1). Các vị trí này cũng nằm trong chương trình quan trắc hằng năm của tỉnh để thuận tiện trong việc theo dõi, giám sát, và cả đối chiếu - dự báo TCMTTV trong tương lai.

### Phương pháp thu và phân tích thông số môi trường

Một lít nước mặt tại các thủy vực trong thành phố Bến Tre được thu thập, bảo quản lạnh (4°C), sau đó chuyển

về Viện Sinh học nhiệt đới để phân tích các chỉ tiêu nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) và amoni ( $\text{NH}_4^+$ ). Phương pháp phân tích  $\text{NO}_3^-$  theo TCVN 6180:1996 (ISO 7890-3:1988), phân tích  $\text{NH}_4^+$  theo phương pháp SMEWW-4500- $\text{NH}_3$ .F:2012.

### Phương pháp thu, phân tích, và định danh mẫu tuyến trùng

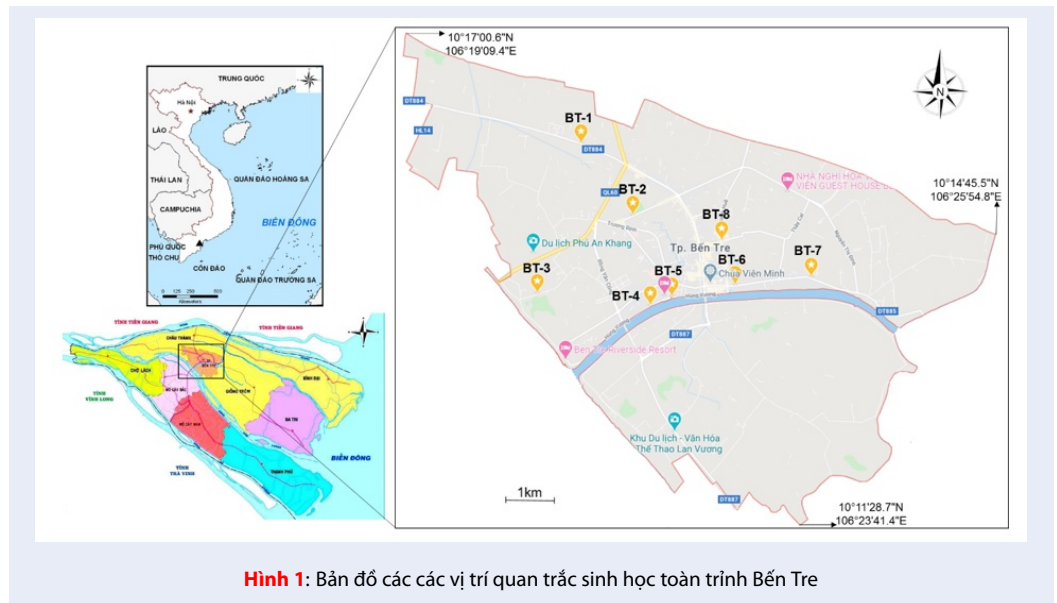
Dùng ống core cắm sâu xuống nền đáy khoảng 15 cm và thu toàn bộ mẫu trầm tích lớp mặt ở độ sâu 10 cm. Tại mỗi vị trí khảo sát, tiến hành thu mẫu lặp lại 3 lần theo nguyên tắc thống kê. Mẫu trầm tích được cố định bằng dung dịch formaldehyde 7% nóng ở nhiệt độ 60°C. Gạn lọc lấy phần trầm tích từ 38  $\mu\text{m}$  - 1 mm, sau đó tách lấy mẫu tuyến trùng bằng dung dịch Ludox - TM50 (tỉ trọng 1,18) theo phương pháp của Vincx (1996)<sup>15</sup>. Nhuộm mẫu với dung dịch Rose Bengal 1% rồi dùng kính lúp soi nổi để xác định mật độ. Gập ngẫu nhiên 100 cá thể tuyến trùng để xử lý tiêu bản theo phương pháp của De Grisse (1969)<sup>16</sup>, tiến hành định danh đến cấp độ giống (genus) theo các khóa phân loại của Platt và Warwick (1983, 1988)<sup>17,18</sup>, Warwick và cộng sự năm 1998<sup>19</sup>, định danh các giống tuyến trùng nước ngọt<sup>20</sup>, Động vật chỉ Việt Nam<sup>21</sup>, và cơ sở dữ liệu tuyến trùng trực tuyến NEMYS<sup>22</sup>.

### Phương pháp phân tích số liệu

Số liệu về các thông số lý hóa môi trường và đặc điểm của QXTT được xử lý bằng phần mềm Microsoft Excel 2016. Các chỉ số sinh học như: Độ phong phú về giống (S), chỉ số đa dạng Shannon ( $H' \log_2$ )<sup>23</sup>, và chỉ số đồng đều Pielou's (J)<sup>24</sup> được sử dụng để đánh giá mức độ đa dạng sinh học của QXTT. Xác định mức độ đóng góp của các giống cho sự tương đồng của QXTT tại các vị trí khảo sát bằng phân tích SIMPER (Similarity Percentage)<sup>25</sup>. Kiểm tra sự khác biệt thống kê các đặc điểm của QXTT (mật độ, đa dạng) bằng phân tích ANOVA 1 yếu tố, dữ liệu được chuyển về dạng phù hợp trước khi phân tích bằng phần mềm STATISTICA 7.0. Trong điều kiện không thỏa mãn phân tích ANOVA, phân tích phi tham số Kruskal - Wallis được dùng để thay thế. Phân tích sự khác biệt giữa các nhóm trong phân tích phương sai được xác định bằng phân tích hậu kiểm Tukey HSD.

### Phương pháp đánh giá tính chất môi trường thủy vực

Tính chất môi trường được đánh giá thông qua chỉ số Sinh trưởng MI (Maturity Index) của QXTT. Chỉ số MI dựa vào mức độ bền vững sinh thái c-p của từng cá thể tuyến trùng. Chỉ số c-p thể hiện mức độ



Hình 1: Bản đồ các các vị trí quan trắc sinh học toàn tỉnh Bến Tre

Bảng 1: Vị trí và tọa độ địa lý các vị trí quan trắc môi trường thủy vực trong thành phố Bến Tre

Ký hiệu	Vị trí	Tọa độ	
		Vĩ độ	Kinh độ
BT-1	Cầu Sân Bay, xã Sơn Đông	10°15'45.7"N	106°21'10.2"E
BT-2	Cầu Bình Nguyên, phường 6	10°14'57.4"N	106°21'45.8"E
BT-3	Xã Bình Phú	10°14'04.6"N	106°20'40.1"E
BT-4	Cầu Kiến Vàng, phường 7	10°13'56.1"N	106°21'57.5"E
BT-5	Cầu Cái Cá, phường 5	10°14'02.1"N	106°22'12.5"E
BT-6	Cầu Cá Lóc, phường 1	10°14'10.1"N	106°22'56.0"E
BT-7	Cầu Gò Đàng, xã Phú Hưng	10°14'15.3"N	106°23'48.5"E
BT-8	Cầu Bà Mụ, phường Phú Khương	10°14'40.0"N	106°22'46.7"E

“thích ứng” của QXTT với các đặc điểm khác nhau của môi trường, và có giá trị từ 1 đến 5 tương ứng với mức độ từ kém bền vững (colonizers) đến mức độ ổn định (persisters) được xác định theo Bongers năm 1990<sup>26</sup>, Bongers và cộng sự năm 1991<sup>27</sup>, Bongers và Ferris năm 1999<sup>10</sup>. Nhóm tuyến trùng với c-p 1 có mức độ quần lập cao, dễ thay đổi và thích nghi cao với tính xáo trộn của môi trường (ví dụ Rhabditidae, Neodiplogasteridae, và Monhysteridae), thời gian thế hệ chỉ vài ngày. Còn nhóm tuyến trùng có c-p 5 là nhóm có khả năng định cư cao, nhạy cảm với thay đổi của môi trường (ví dụ Enoplidae và Leptosomatidae). Nhóm tuyến trùng có c-p 2, phong phú trong điều kiện xáo trộn nhưng không khắc nghiệt như nhóm c-p 1. Nhóm tuyến trùng c-p 3 là nhóm trung gian và nhóm tuyến trùng c-p 4 là nhạy cảm với xáo trộn trong môi trường<sup>27</sup>.

Chỉ số MI dựa vào tỷ lệ cũng như tần suất xuất hiện các nhóm c-p trong quần xã, công thức tính MI<sup>26,27</sup>:

$$MI = \sum_{i=0}^n v(i) \cdot f(i)$$

Trong đó: MI: Hệ số sinh trưởng của QXTT

v(i): Chỉ số c-p của taxon

f(i): Tần số xuất hiện của taxon

Ngoài ra, chỉ số đa dạng Shannon (H') cũng được áp dụng trong đánh giá điều kiện môi trường. Sau khi xác định được giá trị MI và H' của từng vị trí khảo sát, thang quy đổi của Moreno và cộng sự năm 2011<sup>28</sup> được áp dụng để chuyển từ giá trị MI và H' sang TCMTTV (Bảng 2).

## KẾT QUẢ VÀ THẢO LUẬN

**Bảng 2:** Giá trị MI và H' biểu thị chất lượng môi trường theo Moreno và cộng sự (2011)<sup>28</sup>

Giá trị MI	H'	Tính chất môi trường thủy vực
> 2.8	> 4.5	Rất tốt (RT)
$2.8 \geq MI > 2.6$	$3.5 < H' < 4.5$	Tốt (T)
$2.6 \geq MI > 2.4$	$2.5 < H' < 3.5$	Trung bình (TB)
$2.4 \geq MI > 2.2$	$1 < H' \leq 2.5$	Kém (K)
$\leq 2.2$	$H' \leq 1$	Xấu (X)

### Đặc điểm môi trường tại các thủy vực trong thành phố Bến Tre

Các chỉ tiêu về nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) và amoni ( $\text{NH}_4^+$ ) của nước mặt tại các thủy vực trong TPBT được khảo sát và phân tích. Nhìn chung, chỉ tiêu về  $\text{NO}_3^-$  khá thấp tại các vị trí khảo sát, vị trí BT-2 và BT-7 có nồng độ  $\text{NO}_3^-$  dưới ngưỡng phát hiện ( $< 0,02$  mg/l). BT-4 và BT-5 có nồng độ  $\text{NO}_3^-$  cao nhất, cùng đạt 0,24 mg/l, ngay sau đó là BT-3 với 0,19 mg/l. Nhóm các vị trí BT-1, BT-6, và BT-8 có nồng độ  $\text{NO}_3^-$  rất thấp, cùng đạt 0,08 mg/l. Khi so sánh với Quy chuẩn kỹ thuật quốc gia về chất lượng nước mặt (QCVN 08-MT:2015/BTNMT) thì nồng độ  $\text{NO}_3^-$  đáp ứng được cột A1 về sử dụng cho mục đích cấp nước sinh hoạt (sau khi áp dụng xử lý thông thường), bảo tồn động thực vật thủy sinh (nồng độ  $\text{NO}_3^- < 2$  mg/l) (Hình 2 A). Tuy nhiên, chỉ tiêu  $\text{NH}_4^+$  trong nước mặt tại các thủy vực TPBT là hoàn toàn đáng lo ngại vì có nồng độ rất cao, vượt ngưỡng B1 (nồng độ  $\text{NH}_4^+ < 0.9$  mg/l) về dùng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi quy định trong QCVN 08-MT:2015/BTNMT ở hầu hết các vị trí khảo sát. Cụ thể như sau, vị trí BT-8 và BT-1 có nồng độ  $\text{NH}_4^+$  cao nhất, tương ứng đạt 3,70 và 3,43 mg/l, BT-3 và BT-2 cũng có nồng độ  $\text{NH}_4^+$  khá cao (tương ứng đạt 2,80 và 2,59 mg/l). Ở vị trí BT-4 và BT-6, nồng độ  $\text{NH}_4^+$  cũng vượt ngưỡng B1, cụ thể là 1,47 và 1,16 mg/l, tương ứng. Ngược lại, nồng độ  $\text{NH}_4^+$  tại BT-5 (0,40 mg/l) và BT-7 (0,1- mg/l) dưới ngưỡng B1 (Hình 2). Nhìn chung, nước mặt trong đợt khảo sát mùa mưa tháng 9 năm 2017 có dấu hiệu ô nhiễm hữu cơ, cụ thể là amoni ( $\text{NH}_4^+$ ) có nồng độ cao.

### Đặc điểm quần xã tuyến trùng Cấu trúc quần xã

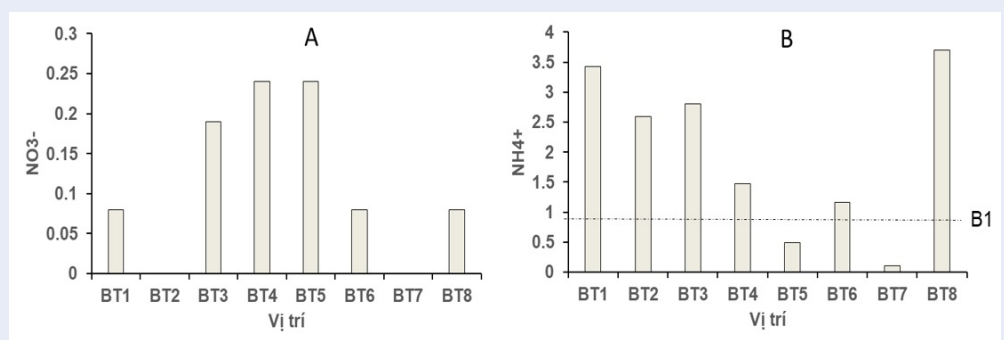
Quần xã tuyến trùng sống tự do tại các thủy vực TPBT bao gồm 51 giống thuộc 33 họ, 10 bộ (Araeolaimida, Chromadorida, Desmodorida, Dorylaimida, Enoplida, Monhysterida, Mononchida, Plectida, Rhabditida, và Triplonchida), 2 lớp (Chromadorea và Enoplia). Các họ chiếm ưu thế bao gồm Xyalidae, Axonolaimidae, Tobrilidae, Monhysteridae, và Linhomoeidae tương ứng với 58,49; 19,46; 6,27; 4,49 và 2,63%

trong tổng số cá thể. Ba bộ chiếm ưu thế cao nhất về số lượng cá thể là Monhysterida (66,61%), Araeolaimida (19,60%), và Triplonchida (5,90%). Lớp Chromadorea chiếm ưu thế tuyệt đối khi so với Enoplia (90,08 và 9,92% tổng số cá thể) (Hình 3).

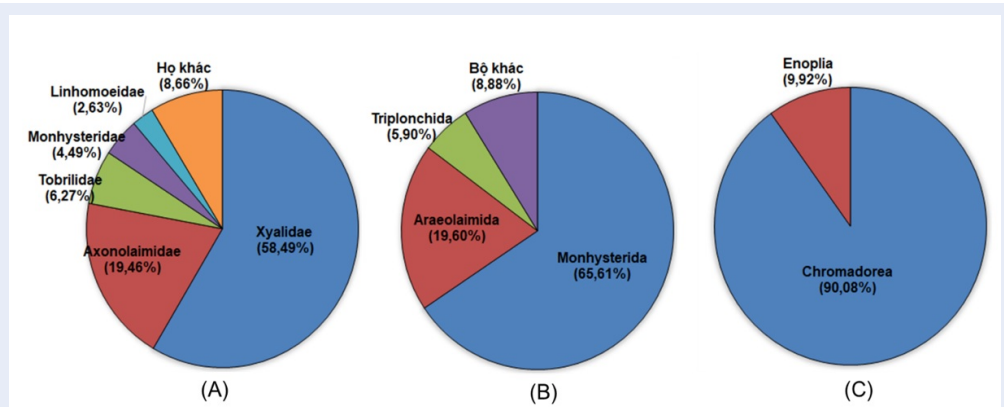
### Mật độ và đa dạng sinh học

Mật độ quần xã tuyến trùng tại các vị trí khảo sát trong TPBT dao động từ  $29,88 \pm 38,01$  (BT-2) đến  $1172,08 \pm 659,74$  cá thể/10cm<sup>2</sup> (BT-7). Vị trí BT-3 và BT-4 cũng có mật độ khá cao  $722,71 \pm 234,44$ ,  $326,12 \pm 165,17$  cá thể/10cm<sup>2</sup>; ngược lại, BT-6, BT-1, và BT-5 có mật độ khá thấp, tương ứng đạt  $185,33 \pm 80,52$ ;  $71,24 \pm 51,71$ ;  $36,82 \pm 7,42$  cá thể/10cm<sup>2</sup>. Kết quả phân tích đa dạng sinh học ghi nhận những vị trí có mật độ cao thì có đa dạng sinh học thấp. Cụ thể, chỉ số phong phú về giống (S) dao động từ  $5,33 \pm 1,15$  (BT-2),  $6,67 \pm 1,52$  (BT-7),  $7,66 \pm 2,30$  (BT-8) đến  $12,67 \pm 1,15$  (BT-3),  $18,33 \pm 4,72$  (BT-4). Chỉ số đa dạng Shannon (H') dao động từ  $1,28 \pm 0,12$  (BT-7),  $1,57 \pm 0,64$  (BT-8),  $1,79 \pm 0,10$  (BT-2) đến  $2,14 \pm 0,79$  (BT-1),  $2,44 \pm 1,28$  (BT-5),  $3,19 \pm 0,50$  (BT-4). Chỉ số đồng đều (J') ghi nhận giá trị thấp ở BT-7, BT-3, BT-8 (tương ứng đạt  $0,47 \pm 0,04$ ;  $0,48 \pm 0,14$ ;  $0,52 \pm 0,14$ ), ngược lại BT-2 và BT-5 có chỉ số J' cao ( $0,82 \pm 0,14$  và  $0,93 \pm 0,04$ , tương ứng) (Hình 3). Kết quả phân tích thống kê Kruskal – Wallis cho thấy có sự khác biệt ý nghĩa giữa các vị trí khảo sát về đặc điểm của QXTT (trừ H'), cụ thể giá trị p của mật độ, S, J', và H' là 0,004; 0,02; 0,03; 0,07. Ngoài ra, kết quả phân tích hậu kiểm Tukeys HSD được thể hiện ở Hình 4.

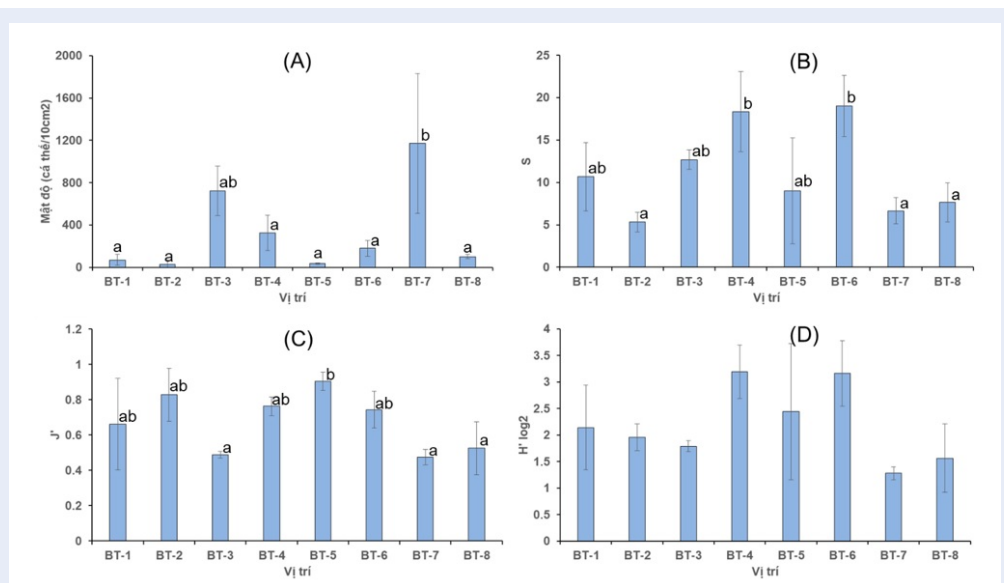
So sánh mật độ và mức độ đa dạng sinh học của QXTT ở các thủy vực TPBT với một số thủy vực nước ngọt ở Việt Nam. Mật độ QXTT ở TPBT cao hơn sông Ba Lai (đoạn thượng nguồn trong đập) và trảng đất ngập nước Tà Nốt (VQG Lò Gò Xa Mát, Tây Ninh) nhưng thấp hơn sông Sài Gòn (đoạn Tp. HCM). Đa dạng sinh học của QXTT ở TPBT (về chỉ số H') cao hơn ở trảng Tà Nốt, sông Cầu nhưng thấp hơn khu vực sông Sài Gòn (đoạn Bình Dương và Tp. HCM) và thủy vực thượng nguồn sông Ba Lai, tỉnh Bến Tre (Bảng 3).



**Hình 2:** Thông số nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ) và amoni ( $\text{NH}_4^+$ ) của nước mặt tại các thủy vực trong thành phố Bến Tre. B1 là quy chuẩn nước dùng cho mục đích tưới tiêu, thủy lợi được quy định trong QCVN 08-MT:2015/BTNMT



**Hình 3:** Cấu trúc quần xã tuyến trùng tại các vị trí khảo sát trong thành phố Bến Tre. (A) tỷ lệ các họ, (B) tỷ lệ bộ, (C) tỷ lệ lớp



**Hình 4:** Mật độ (A) và các chỉ số đa dạng sinh học tuyến trùng (B, C, D). Phân tích hậu kiểm Tukey's HSD được thể hiện qua các ký tự a, b



**Bảng 3: So sánh đặc điểm quần xã tuyến trùng ở các thủy vực trong thành phố Bến tre và các thủy vực nước ngọt khác ở Việt Nam**

Địa điểm	Thành phần, mật độ (cá thể/10cm <sup>2</sup> ) và đa dạng sinh học	Tham khảo
Thành phố Bến Tre	51 giống thuộc 33 họ, 10 bộ. Mật độ: 29,88 ± 38,01 - 1172,08 ± 659,74. S: 5,33 ± 1,15 - 18,33 ± 4,72; H': 1,28 ± 0,12 - 3,19 ± 0,50; J': 0,47 ± 0,04 - 0,93 ± 0,04	Nghiên cứu này
Sông Sài Gòn (đoạn Tp. HCM)	Mùa khô: 88 giống, 42 họ, 10 bộ. Mùa mưa: 102 giống, 45 họ, 10 bộ. Mật độ: 13,3 ± 2,9 - 408,7 ± 142,5 (mùa khô), 58 ± 41,9 - 1649,7 ± 1462 (mùa mưa). H': 0.62 ± 0.67 - 3.43 ± 0.17	Ngô Xuân Quảng và cộng sự năm 2017 <sup>29</sup>
Sông Sài Gòn (đoạn qua tỉnh Bình Dương)	37 loài thuộc 26 họ của 7 bộ. S: 2 - 18; H': 1 - 3,37; J': 0,5 - 0,93	Nguyễn Thị Xuân Phương và cộng sự năm 2011 <sup>30</sup>
Sông Ba Lai (phần thượng nguồn trong đập), Bến Tre	Mật độ: 83 ± 16,97 - 355,67 ± 43,40. S: 13 ± 1,41 - 26 ± 1; J': 0,63 ± 0,07 - 0,77 ± 0,04; H': 2,79 ± 0,26 - 3,58 ± 0,09	Trần Thành Thái và cộng sự năm 2018 <sup>31</sup>
Đất ngập nước VQG Lò Gò Xa Mát, Tây Ninh	Mật độ: 235,01 - 898,43. S: 8,20 - 8,60; H': 2,36 - 2,52; J': 0,55 - 0,68.	Trần Thành Thái và cộng sự năm 2018 <sup>32</sup>
Sông Cầu	Số họ: 3 - 21; H': 0,39 - 2,81	Nguyễn Vũ Thanh năm 2005 <sup>33</sup>
Sông Cầu, sông Đáy, sông Cấm, Sông Nhuệ	S. Cầu: 85 loài; S. Đáy: 76 loài, S. Cấm: 22 loài, S. Nhuệ: 52 loài	Nguyễn Thị Thu và Nguyễn Vũ Thanh năm 2005 <sup>34</sup>

### TÍNH CHẤT MÔI TRƯỜNG THÔNG QUA PHÂN TÍCH CÁC CHỈ SỐ CỦA QUẦN XÃ TUYẾN TRÙNG TẠI CÁC THỦY VỰC TRONG THÀNH PHỐ BẾN TRE

Phân tích SIMPER tìm ra các giống tuyến trùng có vai trò quan trọng, đóng góp cao vào sự tương đồng ở từng vị trí khảo sát được thể hiện qua Bảng 4. Nhìn chung hầu hết các giống này thuộc nhóm tuyến trùng chỉ thị cho xáo trộn và ô nhiễm hữu cơ. Giống *Theristus* chiếm ưu thế ở hầu hết các vị trí khảo sát tại các thủy vực trong TPBT, ngoài ra các giống *Sphaerotheristus*, *Terschellingia*, *Neotobrilus*, *Diplolaimelloides*, *Parodontophora*, và *Monhystrella* cũng chiếm ưu thế cao trong cấu trúc quần xã. Dễ thấy các giống này đều thuộc nhóm c-p thấp và được xem xét là nhóm chỉ thị cho môi trường ô nhiễm và xáo trộn. *Theristus* là giống tuyến trùng có khả năng thích nghi và chống chịu với kim loại nặng và nồng độ cao các chất hữu cơ trong môi trường nên giống tuyến trùng này thường dùng để chỉ thị cho môi trường ô nhiễm<sup>35,36</sup>. Giống *Sphaerotheristus* được ghi nhận trong môi trường có nồng độ chất hữu cơ cao<sup>26</sup>. Giống *Terschellingia* có khả năng chống chịu ô nhiễm kim loại nặng và hydrocarbons<sup>37-40</sup>. Ngoài ra, chúng còn có khả năng tồn tại ở những môi trường có nồng

độ oxy thấp và bị phú dưỡng hữu cơ<sup>39,41</sup>. Nghiên cứu của Trần Thành Thái và cộng sự năm 2017 cho thấy giống *Parodontophora* ưu thế cao tại vị trí bên trong đập Ba Lai, vốn đang bị tích tụ các chất hữu cơ<sup>14</sup>. Ngoài ra, giống *Parodontophora* thường chỉ thị cho các dạng ô nhiễm hữu cơ từ hoạt động nuôi trồng thủy sản, xả thải, ô nhiễm ở cảng<sup>42</sup>. *Monhystrella* và *Diplolaimelloides* là những giống tuyến trùng có kích thước nhỏ và mảnh, do có khả năng chống chịu cao nên chúng sẽ xuất hiện đầu tiên khi môi trường bắt đầu có dấu hiệu ô nhiễm<sup>43</sup>. Giống *Neotobrilus* (Tobrilidae) thuộc nhóm tuyến trùng có phân bố rộng; tuy nhiên loài *Neotobrilus diversipapillatus* lại chỉ thị cho môi trường xáo trộn<sup>44</sup>. Mở rộng ra các giống trong họ Tobrilidae, các giống như: *Brevitobrilus stefanskii*, *Eutobrilus husmanni*, và *Semitobrilus pellucidus* thường ghi nhận ở môi trường ô nhiễm hữu cơ<sup>36,44</sup>.

Nhìn chung chỉ số MI tại các các thủy vực trong TPBT khá thấp, báo hiệu tính chất môi trường không ổn định (Hình 5). Cụ thể, nhóm các vị trí BT-7, 3, 8, 6, và 4 có giá trị MI thấp, tương ứng đạt 2,02 ± 0,15; 2,07 ± 0,23; 2,17 ± 0,15; 2,19 ± 0,13; 2,20 ± 0,13. Nhóm các vị trí này được phân loại TCMTTV ở mức xấu (X). Nhóm các vị trí còn lại, bao gồm: BT-5, 1, và 2 cũng có MI khá thấp, tương ứng đạt 2,28 ± 0,24; 2,23 ± 0,18; 2,22 ± 0,23. Ba vị trí trong nhóm này có TCMTTV phân loại mức kém (K) (Hình 5). Ngoài

**Bảng 4:** Mức độ đóng góp của một số giống cho sự tương đồng của các quần xã tuyến trùng tại các vị trí khảo sát

Giống	BT-1	BT-2	BT-3	BT-4	BT-5	BT-6	BT-7	BT-8
Theristus	61,24	21,37	59,57	38,46	63,81	-	76,45	15,17
Sphaerothel	11,69	-	-	-	-	-	-	-
Terschelling	11,67	-	-	-	-	-	-	-
Neotobrilus	-	51,45	-	-	-	54,71	-	81,44
Diplolaimel	-	21,37	-	-	-	-	-	-
Parodontop	-	-	35,06	-	10,63	-	19,85	-
Monhystrel	-	-	-	23,05	-	-	-	-

- mức đóng góp cho sự tương đồng < 10%

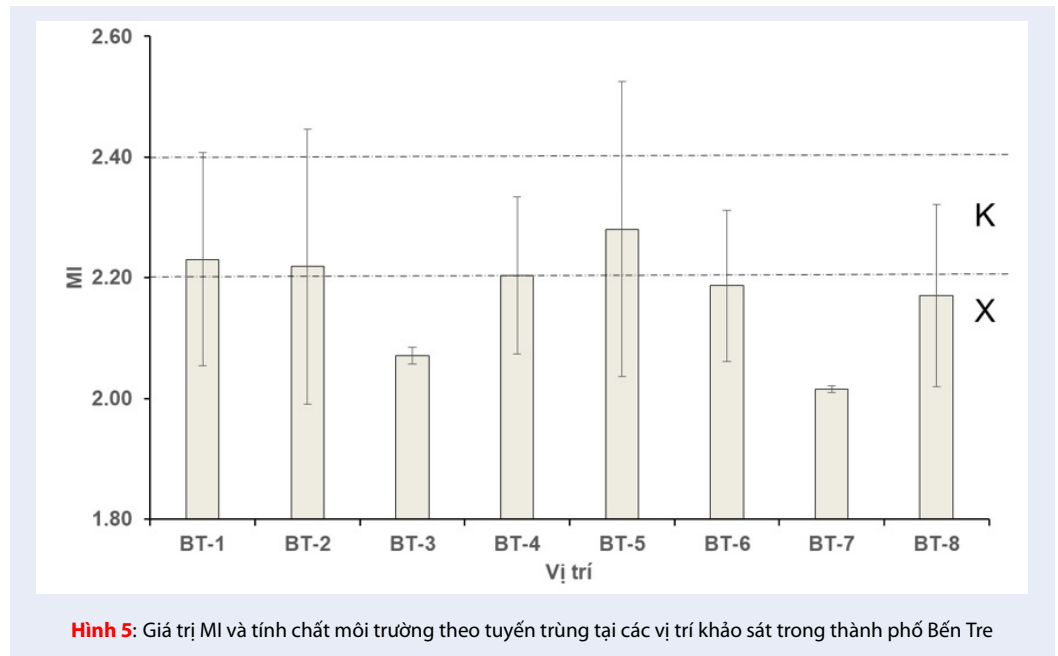
ra, nghiên cứu còn kết hợp thêm chỉ số đa dạng Shannon (H') để đánh giá TCMTTV. Theo phân loại của chỉ số H', vị trí BT-4 và BT-6 có TCMTTV mức trung bình (TB), các vị trí còn lại mức kém (K). Như vậy, TCMTTV được xác định theo chỉ số MI và H' không có sự khác biệt lớn và MI có thể nhạy cảm hơn so với H'. Nhìn chung, kết quả quan trắc sinh học TCMTTV khá phù hợp với điều kiện hóa lý môi trường. Tuy nhiên, vị trí BT-5 và BT-7 có nồng độ NH<sub>4</sub><sup>+</sup> khá thấp nhưng vẫn có TCMTTV bị xáo trộn. Nguyên nhân có thể do QXTT chịu sự chi phối của rất nhiều yếu tố ô nhiễm ngoài các chất hữu cơ, ví dụ các kim loại nặng và hydrocarbons<sup>45</sup>. Nghiên cứu trong tương lai cần quan trắc thêm nhiều yếu tố ô nhiễm, để có thể giải thích chính xác hơn mức độ và cách thức phản ứng của QXTT với các điều kiện khác nhau của môi trường. Tóm lại, TCMTTV theo tuyến trùng ở TPBT được xác định từ xấu (X) đến trung bình (TB) (Hình 5, Bảng 5). Các thủy vực trong TPBT đã có dấu hiệu của sự xáo trộn nên cần có biện pháp bảo vệ và quản lý để đảm bảo chất lượng môi trường.

Tuyến trùng là sinh vật có sự phong phú và mức độ đa dạng sinh học cao<sup>35</sup>. Hiện nay việc xác định giá trị c-p ở một số giống (họ) vẫn còn chưa thống nhất (ví dụ *Eumonhystera*, *Tripyla*, *Draconematidae* và *Epsilonematidae*)<sup>36,46-48</sup>. Nhiều nghiên cứu cho thấy, các loài tuyến trùng phản ứng khác nhau với các dạng xáo trộn của môi trường<sup>49,50</sup>. Được biết giá trị c-p của chỉ số MI được xác định ở bậc phân loại giống (thậm chí họ), như thế có thể dẫn đến sự thiếu chính xác trong đánh giá TCMTTV dựa vào giá trị MI của QXTT. Cho nên xác định đến cấp độ phân loại loài giúp cho các nhà tuyến trùng học đánh giá được chính xác đặc điểm và vai trò sinh thái riêng biệt của tuyến trùng<sup>51</sup>. Để giải quyết các hạn chế của ứng dụng chỉ số MI theo QXTT trong quan trắc sinh học TCMTTV nên kết hợp các biện pháp sau: (1) định danh đến cấp độ phân loại thấp nhất có thể, tốt nhất là ở cấp độ loài

(như đã phân tích ở trên). Tuy nhiên, cấp độ giống vẫn đảm bảo tính chính xác, trong trường hợp quần xã không xuất hiện những giống/họ có c-p chưa rõ ràng. (2) Nên kết hợp MI với (i) các chỉ số sinh học khác của tuyến trùng (ví dụ Shannon, H'; Margalef, d; ABC, Abundance Biomass Comparison...), (ii) các nhóm sinh vật chỉ thị khác (ví dụ động vật đáy cỡ lớn, phiêu sinh động-thực vật...), (iii) các thông số hóa lý của môi trường, để xem xét mối tương quan giữa các yếu tố sinh học và môi trường, ngoài ra còn để chỉ ra tác nhân ô nhiễm (trong trường hợp có sự biến động trong cấu trúc quần xã sinh vật). Nếu có sự kết hợp đầy đủ các yếu tố trên, kết quả quan trắc sinh học sẽ có tính bao quát và chính xác hơn áp dụng từng phương pháp/yếu tố riêng lẻ.

Mặc dù tồn tại một số hạn chế nhưng MI của QXTT vẫn được xem như chỉ số tốt dùng trong quan trắc sinh học. Bằng chứng là chỉ số này đã được áp dụng rộng rãi ở nhiều nơi trên thế giới, trong đó có Việt Nam, trong các nghiên cứu về đánh giá chất lượng môi trường. Tại Việt Nam, một số nghiên cứu đã áp dụng chỉ số MI kết hợp c-p để đánh giá chất lượng môi trường nền đáy: Sông Sài Gòn<sup>52</sup>, sông Ba Lai<sup>14</sup>, hệ sinh thái rừng ngập mặn Cà Mau<sup>53</sup>. Ngoài ra, có rất nhiều nghiên cứu ngoài nước đã áp dụng chỉ số MI trong đánh giá chất lượng môi trường (Bảng 6).

Mặc dù tuyến trùng được sử dụng rộng rãi trong đánh giá chất lượng môi trường nền đáy ở nhiều thủy vực trên thế giới nhưng ở Việt Nam, chỉ số MI còn tương đối mới. Với một số ưu thế như trên, nên cần có nhiều nghiên cứu sâu và phát triển hơn để xây dựng hệ thống chỉ thị c-p và ứng dụng chỉ số MI trong điều kiện Việt Nam để từng bước đưa chỉ số MI như là một công cụ hiệu quả, chính xác để ứng dụng rộng rãi trong đánh giá chất lượng môi trường nền đáy ở các thủy vực.



**Bảng 5:** Đánh giá điều kiện môi trường thủy vực dựa vào các chỉ số sinh học tuyến trùng

Vị trí	MI		H'		TCMTTV tổng hợp
	Giá trị	TCMTTV	Giá trị	TCMTTV	
BT-1	2,23	K	2,14	K	K
BT-2	2,22	K	1,96	K	K
BT-3	2,07	X	1,79	K	X-K
BT-4	2,21	K	3,19	TB	K-TB
BT-5	2,28	K	2,44	K	K
BT-6	2,19	X	3,16	TB	K-TB
BT-7	2,02	X	1,28	K	X-K
BT-8	2,17	X	1,57	K	X-K

## KẾT LUẬN

Nghiên cứu áp dụng chỉ số MI của QXTT để đánh giá chất lượng môi trường các thủy vực thành phố Bến Tre. Kết quả nghiên cứu cho thấy điều kiện môi trường thủy vực ở các vị trí khảo sát ghi nhận có sự xáo trộn, phân loại ở mức kém-thấp đến trung bình. Chỉ số c-p kết hợp chỉ số MI của QXTT là công cụ rất tiềm năng trong quan trắc sinh học chất lượng môi trường. Tuy nhiên, xác định chính xác giá trị c-p cũng như kết hợp thêm các chỉ số sinh học khác và các thông số hóa lý môi trường sẽ giúp tăng độ chính xác và tin cậy của phương pháp này.

## DANH MỤC CÁC TỪ VIẾT TẮT

- ABC (Abundance Biomass Comparison): Phương pháp so sánh đường cong sinh khối và mật độ
- ANOVA (Analysis of Variance): Phân tích phương sai ANOVA
- c-p (colonizers-persisters): Chỉ số chống chịu/nhạy cảm tuyến trùng
- d (Chỉ số đa dạng Margalef)
- H' log2 (Chỉ số đa dạng Shannon)
- J' (Chỉ số đồng đều Pielou's)
- K (Điều kiện môi trường kém)
- KW (Kruskal – Wallis): Phân tích phương sai Kruskal – Wallis
- MI (Maturity Index): Chỉ số Sinh trưởng tuyến trùng



**Bảng 6: Một số công bố lớn có sử dụng MI trong đánh giá môi trường**

Khu vực	Tham khảo
Krähenbach và Körsch, Đức	Beier và Traunspurger năm 2001 <sup>54</sup>
Sông Huwei và Beigang, Đài Loan	Wu và cộng sự năm 2010 <sup>8</sup>
Biển Central Adriatic, Ý	Semprucci và cộng sự năm 2010 <sup>55</sup>
Ven biển Địa Trung Hải	Moreno và cộng sự năm 2011 <sup>28</sup>
Cửa sông Mondego, Bồ Đào Nha (Portugal)	Patrício và cộng sự năm 2012 <sup>56</sup>
Vado Ligure (Savona), Western Ligurian Riviera (Ligurian Sea, Địa Trung Hải)	Losi và cộng sự năm 2013 <sup>45</sup>
Hồ Varano, Ý	Semprucci và cộng sự năm 2014 <sup>57</sup>
Adriatic, Địa Trung Hải	Semprucci và cộng sự năm 2015 <sup>58</sup>
Maldives	Semprucci và cộng sự năm 2016 <sup>48</sup>
Cửa sông Mekong	Ngo và cộng sự năm 2016 <sup>9</sup>
Vịnh Mexico	Soto và cộng sự năm 2017 <sup>59</sup>
Apulian, Địa Trung Hải	Semprucci và cộng sự năm 2018 <sup>60</sup>

QXTT (Quần xã tuyến trùng)

RT (Điều kiện môi trường rất tốt)

S (Species richness): Độ phong phú về giống

SIMPER (Similarity Percentage): Phân tích các giống chịu trách nhiệm cho sự tương đồng từng vị trí

T (Điều kiện môi trường tốt)

TB (Điều kiện môi trường trung bình)

TCMTTV (Tính chất môi trường thủy vực)

TPBT (Thành phố Bến Tre)

Tukey's HSD (Tukey's honestly significant difference):

Phân tích hậu kiểm

VQG (Vườn quốc gia)

X (Điều kiện môi trường xấu)

## XUNG ĐỘT LỢI ÍCH

Nhóm tác giả cam kết không mâu thuẫn quyền lợi và nghĩa vụ của các thành viên.

## ĐÓNG GÓP CỦA CÁC TÁC GIẢ

Trần Thành Thái, Nguyễn Lê Quế Lâm, và Nguyễn Thị Mỹ Yến tham gia thực địa thu mẫu, lên ý tưởng bản thảo, phân tích số liệu. Viết phần phương pháp và kết quả thảo luận.

Phạm Thanh Lưu, Trần Thị Hoàng Yến tham gia thực địa thu mẫu và phân tích các mẫu trong phòng thí nghiệm. Nguyễn Thị Huỳnh và Lâm Văn Tấn tìm kiếm các dữ liệu khoa học để viết phần tổng quan và một phần thảo luận.

Ngô Xuân Quảng chỉnh sửa, góp ý và hoàn thiện bản thảo bài báo.

## LỜI CẢM ƠN

Nghiên cứu được tài trợ bởi đề tài “Effect of Green house gasses produced during organic matter accumulation in a dam area in the Mekong” mã số VN2020SIN319A103. Nhóm tác giả trân trọng cảm ơn những đóng góp và chỉnh sửa của Ban biên tập và Quý phản biện.

## TÀI LIỆU THAM KHẢO

1. Chi Cục Dân Số-Kế hoạch hoá gia đình tỉnh Bến Tre. Truy cập ngày 22/04/2020; Available from: <http://dansobentre.net/news/view/2855/So-lieu-Dan-so-va-KHHGD-tinh-Ben-Tre-nam-2017.html>.
2. Phương T, Tứ D. Địa chí Bến Tre. NXB Khoa học và Xã Hội. 2001;.
3. Japan International Cooperation Agency (JICA). Final report “The preparatory survey for Ben Tre water management project”. 2016;.
4. Dinh DH, Nguyen KD. Impacts of Economic Structural Change on Economic Growth: Forecasting Models and Policy Implications (A Case Study of Bến Tre Province). Journal of Economic Development. 2013;218:20–36. Available from: <https://doi.org/10.24311/jed/2013.218.01>.
5. Nguyen TLC, Phan LKN, Pham AD. Water quality assessment of main rivers and canals in Ben Tre Province, Mekong Delta Vietnam. In: IOP Conference Series: Earth and Environmental IOP Publishing. 2018; Available from: <https://doi.org/10.1088/1755-1315/191/1/012031>; <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1755-1315/191/1/012031>.
6. Spellman FR, Drinan J. Stream Ecology and Self Purification: An Introduction. CRC press. 2001; Available from: <https://doi.org/10.1201/9781420031676>; <https://www.routledge.com/Stream-Ecology-and-Self-Purification-An-Introduction-Second-Edition/Spellman-Drinan/p/book/9781587160868>.
7. New TR. Introduction to invertebrate conservation biology. Oxford University Press, Oxford. 1995;p. 194. Available from: <https://doi.org/10.1046/j.1420-9101.1996.9061040.x>.
8. Wu HC, Chen PC, Tsay TT. Assessment of nematode community structure as a bioindicator in river monitoring. Environ Pollut. 2010;158(5):1741–1747. PMID: 20004050. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.11.015>.

9. Ngo XQ, Nguyen NC, Smol N, Prozorova L, Vanreusel A. Intertidal nematode communities in the Mekong estuaries of Vietnam and their potential for biomonitoring. *Environ Monit Assess.* 2016;188(2):91–106. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5091-z>.
10. Bongers T, Ferris H. Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends Ecol Evol.* 1999;14(6):224–228. Available from: [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01583-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01583-3).
11. Netto SA, Gallucci F. Meiofauna and macrofauna communities in a mangrove from the Island of Santa Catarina, South Brazil. *Hydrobiologia.* 2003;505(1-3):159–170. Available from: <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000007304.22992.b2>.
12. Liu X, Xu M, Zhang J, Liu D, Li X. Community structure and biodiversity of free-living marine nematodes in the northern South China Sea. *Acta Oceanol Sin.* 2015;34(6):77–85. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13131-014-0549-8>.
13. Zeppilli D, Bongiorno L, Cattaneo A, Danovaro R, Santos RS. Meiofauna assemblages of the Condor Seamount (North-East Atlantic Ocean) and adjacent deep-sea sediments. *Deep Sea Res Part II Top Stud Oceanogr.* 2013;98:87–100. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.08.009>.
14. Tran, TT, Nguyen LQL, Nguyen TMY, Hoang NS, Ngo XQ. Nematode communities as a tool for the assessment of ecological quality status of sediment: the case of Ba Lai river, Ben Tre province. *J Biotechnol.* 2017;15(3A):295–302. Available from: [https://www.researchgate.net/publication/322722096\\_NEMATODE\\_COMMUNITIES\\_AS\\_A\\_TOOL\\_FOR\\_THE\\_ASSESSMENT\\_OF\\_ECOLOGICAL\\_QUALITY\\_STATUS\\_OF\\_SEDIMENT\\_THE\\_CASE\\_OF\\_BA\\_LAI\\_RIVER\\_BENTRE\\_PROVINCE](https://www.researchgate.net/publication/322722096_NEMATODE_COMMUNITIES_AS_A_TOOL_FOR_THE_ASSESSMENT_OF_ECOLOGICAL_QUALITY_STATUS_OF_SEDIMENT_THE_CASE_OF_BA_LAI_RIVER_BENTRE_PROVINCE).
15. Vincx M. Meiofauna in marine and freshwater sediments. In: Hall GS. *Methods for the examination of organismal diversity in soils and sediments.* Cabi International: Wallingford, UK. 1996; Available from: <http://www.vliz.be/en/imis?module=ref&refid=117032&printversion=1&dropIMISitle=1>.
16. De Grisse AT. Redescription ou modifications de quelques technique utilis [a] es dan l'etude des n [a] ematodes phytoparasitaires. 1996; Available from: [https://books.google.com.vn/books/about/Redescription\\_ou\\_modifications\\_de\\_quelqu.html?id=7Z9mHAAACAAJ&redir\\_esc=y](https://books.google.com.vn/books/about/Redescription_ou_modifications_de_quelqu.html?id=7Z9mHAAACAAJ&redir_esc=y).
17. Platt HM, Warwick RM. Free-living Marine Nematodes (Part I. British Enoplids), Synopses of the British Fauna No 28. The Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association, London. 1983;p. 307.
18. Platt HM, Warwick RM. Free-living Marine Nematodes (Part II. British Chromadorids), Synopses of the British Fauna No 38. The Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association, London. 1988;p. 502.
19. Warwick RM, Platt HM, Somerfield PJ. Free living marine nematodes (Part III. Monhysterids), Synopses of the British Fauna No 53. The Linnean Society of London and the Estuarine and Coastal Sciences Association, London. 1998;p. 296.
20. Zullini A. The Identification manual for freshwater nematode genera, Lecture book. MSc Nematology Ghent University. 2005;.
21. Thanh NV. Động vật chí Việt Nam. Giun tròn sống tự do. NXB Khoa học Kỹ thuật và Công nghệ. 2007;.
22. Bezerra TN, Decraemer W, Eisendle-Flöckner U, Hodda M, Holovachov O, Leduc D, Miljutin D, Mokievsky V, Peña Santiago R, Sharma J, Smol N, Tchesunov A, Venekey V, Zeng Z, Vanreusel A. Nемыs: World Database of Nematodes. 2020; Available from: <http://nemos.ugent.be>.
23. Shannon CE. A mathematical theory of communication. *Bell Syst Tech.* 1948;27:379–423. Available from: <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.
24. Pielou EC. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol.* 1966;13:131–144. Available from: [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90013-0).
25. Clarke KR, Warwick RM. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, 2nd edition Plymouth. 2001;p. 176.
26. Bongers T. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia.* 1990;83(1):14–19. Available from: <https://doi.org/10.1007/BF00324627>.
27. Bongers T, Alkemade R, Yeates GW. Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Mar Ecol Prog Ser.* 1991;76(2):135–142. Available from: <https://www.int-res.com/articles/meps/76/m076p135.pdf>.
28. Moreno M, Semprucci F, Vezzulli L, Balsamo M, Albertelli G. The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. *Ecol Indic.* 2011;11:328–336. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.05.011>.
29. Ngo NX, Nguyen TMY, Nguyen VD, Prozorova L, Smol N, Lins L, Vanreusel A. Nematode communities in the Sai Gon River harbors in relation to tributyltin concentrations. *Mar Biodivers.* 2018;48(1):139–151. Available from: <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0718-z>.
30. Phương NTX, Tú ND, Thanh NV. Đa dạng sinh học của quần xã tuyến trùng sông Sài Gòn-đoạn qua tỉnh Bình Dương. Hội nghị Khoa học toàn quốc về Sinh thái và Tài nguyên sinh vật lần;4:813–818. Available from: <http://iebr.ac.vn/database/HNTQ4/813.pdf>.
31. Tran TT, Nguyen LQL, Nguyen YMY, Ngo XQ, Yen NTM, Quang NX, Vanreusel A. Biodiversity and distribution patterns of free-living nematodes communities in Ba Lai river, Ben Tre province. *Vietnam J Sci Technol.* 2018;56(2):224–235. Available from: <https://doi.org/10.15625/2525-2518/56/2/10667>.
32. Tran TT, Nguyen YMT, Pham LT, Veettit BK, Hoang SN, Ngo QX. Relationships between environmental variables and free-living nematode communities in seasonally flooded wetlands. *Global J Environ Sci Manage.* 2020;6(4):509–522. Available from: <https://doi.org/10.22034/GJESM.2020.04.07>.
33. Thanh NV. Sử dụng phương pháp ABC và hệ điểm BMWPIET-NAM để đánh giá nhanh chất lượng nước sông Cầu. *Tạp chí Khoa học và Công nghệ.* 2005;43(1):58–68.
34. Thu NT, Thanh NV. So sánh thành phần loài tuyến trùng sống tự do ở sông Cầu, sông Đáy, sông Cẩm và sông Nhuệ. *Tạp chí Sinh học.* 2005;27(4):36–42.
35. Wilson MJ, Khakouli-Duarte T. Nematodes as environmental indicators. CABI Publishing. 2009;p. 352. Available from: <https://doi.org/10.1079/9781845933852.0000>.
36. Eder R, Kirchengast M. The nematode-fauna (Nemathelminthes, Nematoda) of a polluted part of the river Mur (Styria, Austria). *Nematol Mediterr.* 1982;10:127–134. Available from: <https://journals.flvc.org/nemamedi/article/view/85431>.
37. Somerfield PJ, Gee JM, Warwick RM. Soft sediment meiofaunal community structure in relation to a long-term heavy metal gradient in the Fal estuary system. *Mar Ecol Prog Ser.* 1994;105:79–88. Available from: <https://doi.org/10.3354/meps105079>.
38. Austen MC, McEvoy AJ. The use of offshore meiobenthic communities in laboratory microcosm experiments: response to heavy metal contamination. *J Exp Mar Biol.* 1997;211:247–261. Available from: [https://doi.org/10.1016/S0022-0981\(96\)02734-7](https://doi.org/10.1016/S0022-0981(96)02734-7).
39. Armenteros M, Pérez-Angul A, Regadera R, Beltrán J, Vincx M, Decraemer W. Effects of chronic and heavy pollution on macro- and meiobenthos of Havana Bay, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas.* 2009;30(3):203–214. Available from: [https://www.researchgate.net/publication/228769361\\_Effects\\_of\\_chronic\\_and\\_heavy\\_pollution\\_on\\_macro-and\\_meiobenthos\\_of\\_Havana\\_Bay\\_Cuba](https://www.researchgate.net/publication/228769361_Effects_of_chronic_and_heavy_pollution_on_macro-and_meiobenthos_of_Havana_Bay_Cuba).
40. Beyrem H, Louati H, Essid N, Aïssa P, Mahmoudi E. Effects of two lubricant oils on marine nematode assemblages in a laboratory microcosm experiment. *Mar Environ Res.* 2010;69:248–253. PMID: 19959223. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2009.10.018>.

41. Moreno M, Ferrero TJ, Gallizia I, Vezzulli L, Albertelli G, Fabiano M. An assessment of the spatial heterogeneity of environmental disturbance within an enclosed harbour through the analysis of meiofauna and nematode assemblages. *Estuar Coast Shelf Sci.* 2008;77:565–576. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.10.016>.
42. Hong JH, Semprucci F, Jeong R, Kim K, Lee S, Jeon D, Lee S. Meiobenthic nematodes in the assessment of the relative impact of human activities on coastal marine ecosystem. *Environ Monit Assess.* 2020;192(2):1–13. PMID: 31897611. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10661-019-8055-2>.
43. Abebe E, Mees J, Coomans A. Nematode communities of Lake Tana and other inland water bodies of Ethiopia. *Hydrobiologia.* 2001;462(1-3):41–73. Available from: <https://doi.org/10.1023/A:1013176117586>.
44. Höss S, Claus E, Von der Ohe PC, Brinke M, Güde H, Heininger P, Traunspurger W. Nematode species at risk-a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environ Int.* 2011;37(5):940–949. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.03.013>.
45. Losi V, Moreno M, Gaozza L, Vezzulli L, Fabiano M, Giancarlo A. Nematode biomass and allometric attributes as indicators of environmental quality in a Mediterranean harbour (Ligurian Sea, Italy). *Ecol Indic.* 2013;30:80–89. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.01.034>.
46. Höss S, Traunspurger W, Severin GF, Jüttner I, Pfister G, Schramm KW. Influence of 4- nonylphenol on the structure of nematode communities in freshwater microcosms. *Environ Toxicol Chem.* 2004;23:1268–1275. Available from: <https://doi.org/10.1897/03-226>.
47. Brinke M, Ristau K, Bergtold M, Höss S, Claus E, Heininger P, Traunspurger W. Using meiofauna to assess pollutants in freshwater sediments: a microcosm study with cadmium. *Environ Toxicol Chem.* 2011;30:427–438. Available from: <https://doi.org/10.1002/etc.387>.
48. Semprucci F, Colantoni P, Balsamo M. Is maturity index an efficient tool to assess the effects of the physical disturbance on the marine nematode assemblages?-A critical interpretation of disturbance-induced maturity successions in some study cases in Maldives. *Acta Oceanol Sin.* 2016;35(4):89–98. Available from: <https://doi.org/10.1007/s13131-016-0832-y>.
49. Schratzberger M, Forster RM, Goodsir F, Jennings S. Nematode community dynamics over an annual production cycle in the central North Sea. *Mar Environ Res.* 2008;66:508–519. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2008.08.004>.
50. Armenteros M, Pérez-García JA, Ruiz-Abierno A, Díaz-Asencio L, Helguera Y, Vincx M, Decraemer W. Effects of organic enrichment on nematode assemblages in a microcosm experiment. *Mar Environ Res.* 2010;70(5):374–382. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.08.001>.
51. Semprucci F, Balsamo M. Free-living Marine Nematodes as Bioindicators: Past, Present and Future Perspectives. *Environ Res.* 2012;6(1):17–36.
52. Nguyen TMY, Ngo XQ. Rapid assessment of sediment environmental quality in the Sai Gon River harbors by applying MI index and cp triangle of free living nematodes. The proceeding of International workshop on environment and climate change - challenge, response and lesson learnt. Australia ISBN Agency, 2015;.
53. Tran TT, Pham TL, Nguyen T, Ngo XQ. Relationship of free-living nematode communities to some environmental variables in an organic shrimp farms, Ca Mau province. *Vietnam J Sci Technol.* 2018;56(5):526–648. Available from: <https://doi.org/10.15625/2525-2518/56/5/11864>.
54. Beier S, Traunspurger W. The meiofauna community of two small German streams as indicator of pollution. *J Aquat Ecosyst Stress Recovery.* 2001;8(3-4):387–405. Available from: <https://doi.org/10.1023/A:1012965424527>.
55. Semprucci F, Boi P, Manti A, Covazzi Harriague A, Rocchi M, Paolo C, Stefano P, Balsamo M. Benthic communities along a littoral of the Central Adriatic Sea (Italy). *Helgol Mar Res.* 2010;64:101–115. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10152-009-0171-x>.
56. Patrício J, Adão H, Neto JM, Alves AS, Traunspurger W, Marques JC. Do nematode and macrofauna assemblages provide similar ecological assessment information? *Ecol Indic.* 2012;14(1):124–137. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.027>.
57. Semprucci F, Balsamo M, Frontalini F. The nematode assemblage of a coastal lagoon (Lake Varano, southern Italy): ecology and biodiversity patterns. *Sci Mar.* 2014;78:579–588. Available from: <https://doi.org/10.3989/scimar.04018.02A>.
58. Semprucci F, Frontalini F, Sbrocca C, Du Châtelet EA, Bout-Roumazeilles V, Coccioni R, Balsamo M. Meiobenthos and free-living nematodes as tools for biomonitoring environments affected by riverine impact. *Environ Monit Assess.* 2015;187(5):251–269. Available from: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4493-7>.
59. Soto LA, Salcedo DL, Arvizu K, Botello AV. Interannual patterns of the large free-living nematode assemblages in the Mexican Exclusive Economic Zone, NW Gulf of Mexico after the Deepwater Horizon oil spill. *Ecol Indic.* 2017;79:371–381. Available from: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.058>.
60. Semprucci F, Balsamo M, Appolloni L, Sandulli R. Assessment of ecological quality status along the Apulian coasts (eastern Mediterranean Sea) based on meiobenthic and nematode assemblages. *Mar Biodivers.* 2018;48(1):105–115. Available from: <https://doi.org/10.1007/s12526-017-0745-9>.