

ĐÁNH GIÁ SỨC KHỎE SINH THÁI NỀN ĐÁY SÔNG BA LAI THÔNG QUA CHỈ SỐ SINH TRƯỞNG MI (MATURITY INDEX) CỦA QUẦN XÃ TUYẾN TRÙNG SỐNG TỰ DO

Phạm Ngọc Hoài^(1,2), Ngô Xuân Quảng^(1,3)

(1) Học viện Khoa học và Công nghệ, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST)

(2) Trường Đại học Thủ Dầu Một

(3) Viện Sinh học Nhiệt đới, Viện Hàn lâm Khoa học và Công nghệ Việt Nam (VAST)

Ngày nhận bài: 30/5/2021; Ngày gửi phản biện: 20/6/2021; Chấp nhận đăng: 04/8/2021

Liên hệ Email: hoaipn@tdmu.edu.vn

<https://doi.org/10.37550/tdmu.VJS/2021.06.249>

Tóm tắt

Quần xã tuyến trùng (QXTT) được thu mẫu trong 2 mùa: mùa mưa năm 2019 và mùa khô năm 2020. Kết quả phân tích chỉ số chống chịu/nhạy cảm c-p (colonizer-persister) cho thấy quần xã tuyến trùng sông Ba Lai chủ yếu có c-p bằng 2, đây là nhóm tuyến trùng quần lập, sống ở điều kiện môi trường bị xáo trộn. Trong và ngoài đập ở hai mùa đều xuất hiện các giống tuyến trùng có c-p thấp cho thấy nền đáy sông Ba Lai có dấu hiệu bị xáo trộn ở cả hai mùa mưa khô. Chỉ số sinh trưởng MI (Maturity index) của tuyến trùng trong hai mùa ở các vị trí chân đập (G3, G4) đều thấp, nền đáy có chất lượng kém. Bên cạnh đó, điểm G16 trong đập có MI vào mùa khô thấp trong khi MI vào mùa mưa cao, có thể thượng nguồn bị xâm nhập mặn và ô nhiễm. Cần có những biện pháp kịp thời để giảm mặn, ổn định nguồn nước ngọt, cũng như hạn chế tác động của đập đến hệ sinh thái nền đáy.

Từ khóa: chỉ thị sinh học, chỉ số c-p, chỉ số MI (Maturity index), động vật đáy không xương sống, tác động của đập

Abstract

ASSESSMENT ECOLOGICAL HEALTH OF THE BA LAI RIVER BY THE MATURITY INDEX OF THE FREE-LIVING NEMATODE COMMUNITIES

Nematode communities were sampled in 2 seasons: the rainy season in 2019 and the dry season 2020. The analysis results of the colonizer-persister index (c-p) showed that the Ba Lai river nematode community was mainly equal to 2, this is the group of nematode, living in disturbed environmental conditions. In and outside the dam in the two seasons, low c-p nematode appeared, showing signs of pollution in the bottom of the Ba Lai river, not improved from the rainy season to the dry season. The Maturity index (MI) in the two seasons at the dam base sites (G3, G4) were all low, giving poor quality basal loss. Besides, the point G16 in the dam has low MI in the dry season while

MI in the high rainy season, proving that upstream is saline intrusion. Timely measures should be taken to minimize pollution and saline intrusion in the Ba Lai River, as well as to limit the impact of dams on the bottom ecosystem.

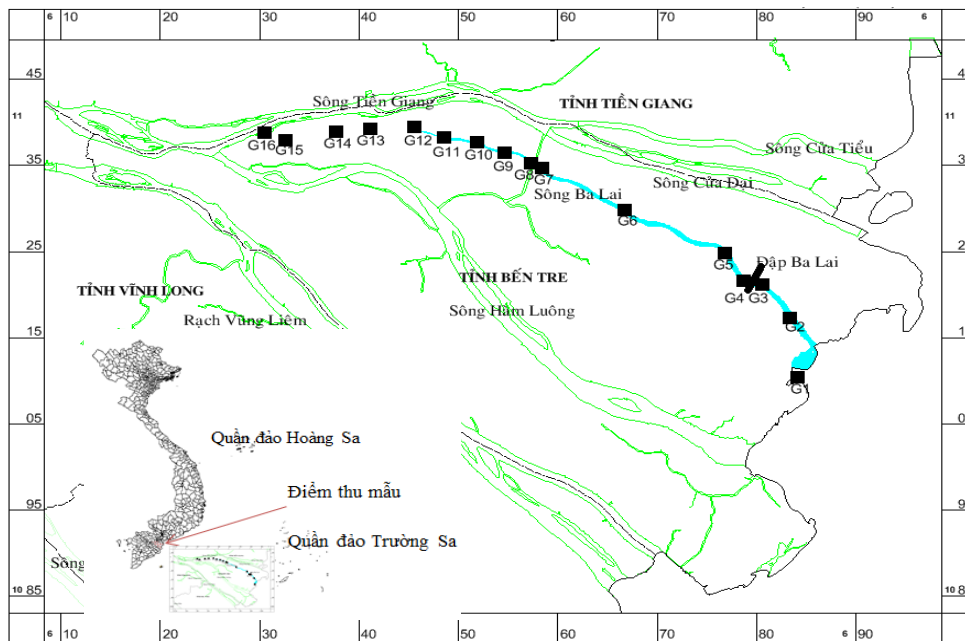
1. Đặt vấn đề

Tuyến trùng thuộc ngành giun tròn, có độ đa dạng sinh học cao, mật độ lớn, dễ dàng thu mẫu. Hơn nữa, tuyến trùng lại nhạy cảm và phản ứng nhanh với sự thay đổi môi trường nên thường được sử dụng trong giám sát chất lượng môi trường (Semprucci và cs., 2013). Hai phương pháp thường được ứng dụng khi dùng quần xã tuyến trùng đánh giá sức khỏe sinh thái nền đáy: Phương pháp thông qua định loại là dựa vào đặc tính chỉ thị của từng giống tuyến trùng cụ thể, ví dụ chỉ số sinh trưởng MI (Maturity index); Phương pháp không qua định loại là chỉ dựa vào hình thái và sinh khối, ví dụ phương pháp đường cong phong phú/sinh khối ABC (Abundance Biomass Comparison Curves) và phổ sinh khối (NBSS) (Warwick và cs., 1986). Trong đó, chỉ số sinh trưởng MI thể hiện tính ưu việt hơn khi so với các chỉ số đa dạng Shannon – Wiener (H') và chỉ số cân bằng Pielou (J') (Semprucci và cs., 2010). Chỉ số sinh trưởng MI đã được sử dụng trong đánh giá sức khỏe sinh thái nền đáy ở nhiều thủy vực trên thế giới mang lại nhiều ưu điểm, hiệu quả cao (Bongers và cs., 1991; Bongers và cs., 1999; Mirto và cs., 2002; Gyedu và cs., 2006). Tại Việt Nam, một số nghiên cứu áp dụng chỉ số c-p kết hợp MI như: sông Sài Gòn (Nguyen và cs., 2015), sông Cầu (Nguyen, 2005), rừng ngập mặn Cần Giờ (Ngo, 2013), và hệ thống cửa sông Mekong (Ngo và cs., 2013; Quang và cs., 2016). Sông Ba Lai là sông lớn ở Bến Tre, chức năng cung cấp nước ngọt cho nuôi trồng và sử dụng cho sinh hoạt. Tuy nhiên, trên sông Ba Lai còn rất ít nghiên cứu về chỉ thị QXTT nói chung và áp dụng chỉ số MI nói riêng; Chỉ số c-p kết hợp MI nhằm đánh giá chất lượng môi trường nước theo dọc chiều dài sông Ba Lai, đảm bảo cho các hộ dân thực hiện việc lấy nước ngọt trong đập để trồng trọt, còn những hộ dân ngoài đập làm muối, nuôi tôm... Nghiên cứu này sử dụng tuyến trùng thu tại 16 điểm dọc sông Ba Lai, phân tích các chỉ số nhạy cảm c-p, chỉ số sinh trưởng MI bước đầu đánh giá hiện trạng môi trường, để từ đây thực hiện các bước nghiên cứu tiếp giúp ích cho công tác quản lý nguồn nước và môi trường trên sông Ba Lai.

2. Phương pháp nghiên cứu

2.1. Khu vực, thời gian nghiên cứu

Quần xã tuyến trùng sống tự do được thu thập trong tháng 10 (tương ứng với mùa mưa) và tháng 3 (tương ứng với mùa khô) theo trình tự từ ngoài cửa sông đến thượng nguồn tại 16 vị trí (ký hiệu từ G1 đến G16). Ở mỗi điểm, thu lặp lại 3 mẫu tuyến trùng ở ven bờ. Bản đồ và tọa độ khảo sát trên sông Ba Lai được thể hiện trên hình 1.



Hình 1. Bản đồ vị trí thu mẫu trên sông Ba Lai

2.2. Phương pháp thu và bảo quản mẫu tuyến trùng tại hiện trường

Dùng ống core cắm sâu xuống nền đáy khoảng 15cm và thu toàn bộ mẫu trầm tích lớp mặt ở độ sâu 10cm. Ở mỗi điểm, mẫu tuyến trùng được thu lặp lại 3 mẫu theo nguyên tắc thống kê. Sau đó mẫu trầm tích được cố định bằng dung dịch formaldehyde 7%, nóng ở nhiệt độ 60°C và chuyển về phòng thí nghiệm của Phòng Công nghệ và Quản lý môi trường, Viện Sinh học Nhiệt đới để tiến hành xử lý và phân tích.

2.3. Phương pháp xử lý và định danh tại phòng thí nghiệm

Gạn lọc lấy phần trầm tích từ 38µm-1mm bằng rây. Sau đó tách lấy mẫu tuyến trùng bằng phương pháp sử dụng dung dịch Ludox – TM50 (tỉ trọng 1,18) (Vincx, 1996).

Nhuộm mẫu với dung dịch Rose Bengal 1% rồi dùng kính lúp soi nổi SZ-COUS PM 01 để xác định mật độ. Gấp ngẫu nhiên 100 cá thể tuyến trùng (mẫu nào dưới 100 thì gấp toàn bộ) xử lý lên tiêu bản theo phương pháp của De Grisse (1969).

Định danh đến cấp độ giống (genus) theo các khóa phân loại của Platt và cs (1983), Warwick và cs (part II, 1988), Warwick và cộng sự (part III, 1988), định danh các giống tuyến trùng nước ngọt (Zullini, 2005), Nguyễn Vũ Thanh (2007). Ngoài ra, tham khảo thêm cơ sở dữ liệu tuyến trùng trực tuyến NEMYS (Bezerra và cs., 2019).

2.4. Phương pháp phân tích số liệu

Đánh giá sức khỏe sinh thái nền đáy sông Ba Lai thông qua ứng dụng chỉ số MI. Chỉ số MI dựa vào mức độ bền vững sinh thái (hay nói cách khác dựa vào tỷ lệ tần suất xuất hiện của nhóm c-p) của tuyến trùng có giá trị từ 1 đến 5 tương ứng với mức độ từ kém bền vững (colonizers) đến mức độ ổn định (persisters) của môi trường sinh thái được xác định theo Bongers và cs. (1991). Tính toán chỉ số MI và phân loại sức khỏe

sinh thái nền đáy sông Ba Lai dựa vào thang phân loại của Moreno và cs. (2011). Công thức tính chỉ số MI như sau:

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

Trong đó: MI: Hệ số sinh trưởng của hệ sinh thái

$v(i)$: Chỉ số c-p của taxon

$f(i)$: Tần số xuất hiện của taxon

Tác giả Moreno và cs., (2011) đề xuất thang quy đổi giá trị MI thành sức khỏe sinh thái nền đáy (Bảng 1)

Bảng 1. Sức khỏe sinh thái theo chỉ số MI của quần xã tuyến trùng

Giá trị MI	Sức khỏe sinh thái
$> 2,8$	Rất tốt
$2,8 \geq MI > 2,6$	Tốt
$2,6 \geq MI > 2,4$	Trung bình
$2,4 \geq MI > 2,2$	Thấp
$\leq 2,2$	Kém

Kiểm tra sự khác biệt thống kê MI giữa các vị trí, vị trí * mùa bằng phân tích ANOVA 2 yếu tố của phần mềm STATISTICA 7.0. Phân tích Levene's dùng để kiểm tra phân phối chuẩn (normal distributions) và tính đồng nhất trong phương sai (homogeneity of variances) ($p > 0.05$). Số liệu được chuyển về dạng Log (X+1) trước khi phân tích. Trong điều kiện phân tích ANOVA không thỏa mãn, phân tích phi tham số được dùng thay thế.

3. Kết quả và thảo luận

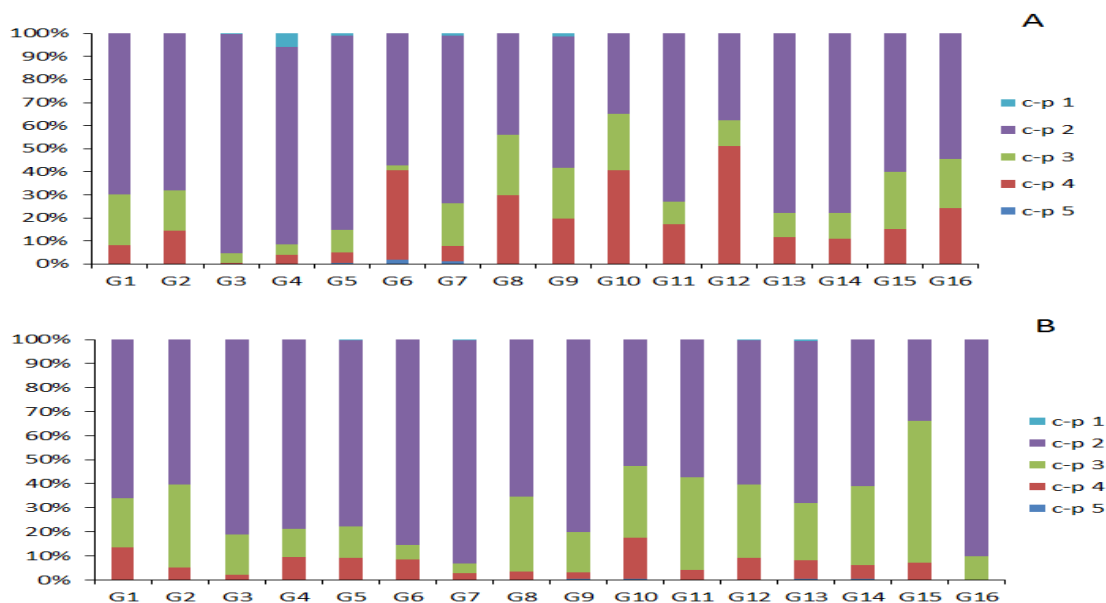
3.1. Phân tích chỉ số c-p của quần xã tuyến trùng trên sông Ba Lai

Giá trị c-p của quần xã tuyến trùng sông Ba Lai chủ yếu tập trung ở c-p 2, 3 (hình 2), cho thấy quần xã tuyến trùng ở sông Ba Lai gồm nhóm quần lập và định cư. Đặc biệt, quần xã tuyến trùng trong đập và ngoài đập vào cả mùa mưa lẫn mùa khô đều xuất hiện các giống có c-p thấp (chỉ thị cho môi trường bị xáo trộn). Cụ thể, bên ngoài đập Ba Lai xuất hiện các giống như: *Paracomesoma* (c-p= 2), *Pseudolella* (c-p= 2), *Sabatieria* (c-p= 2); *Anoplostoma* (c-p= 2), *Hopperia* (c-p= 2), *Paracomesoma* (c-p= 2). Bên trong đập xuất hiện các giống như: *Monhystera* (c-p= 2), *Daptonema* (c-p= 2), *Theristus* (c-p= 2), *Terschellingia* (c-p= 2), *Parodontophora* (c-p= 2). Điều này cho thấy, nền đáy của sông Ba Lai khu vực phía ngoài lẫn bên trong đập đều bị xáo trộn, chất lượng môi trường tại một số vị trí bên ngoài và bên trong đập kém vào mùa mưa lẫn mùa khô.

Vào mùa mưa 2019, nhóm tuyến trùng có c-p 2 (đại diện cho môi trường xáo trộn) chiếm ưu thế cao (từ 54,96%-88,65% trong đập, 41,95%-63,19% ngoài đập), đồng thời chiếm ưu thế cao nhất trong cả quần xã. Nhóm c-p 1 (đại diện cho môi trường xáo

trộn mạnh) có xuất hiện (0,56%-1,67% trong đập và 0,00%-0,03% ngoài đập). Nhóm c-p 3 (đại diện cho môi trường ít xáo trộn) chiếm ưu thế cao ở ngoài đập (3,68%-14,58% trong đập, 16,55%-37,40% ngoài đập) (Hình 2). Chứng tỏ môi trường nền đáy trong và ngoài đập đều kém ổn định, tuy nhiên môi trường trong đập kém ổn định hơn ngoài đập, đặc biệt kém ổn định nhất ở vị trí chân đập (G3, G4).

Vào mùa khô 2020, nhóm tuyển trùng có c-p 2 tiếp tục chiếm ưu thế cao nhất trong quần xã (chiếm 92,76% trong đập, 81,26% ngoài đập). Tuy nhiên, trong mùa khô chúng không ưu thế cao bằng mùa mưa (85,56% trong đập, 95,04% ngoài đập mùa mưa). Nhóm c-p 1 xuất hiện (0,05-0,59% trong đập, không ghi nhận ngoài đập). Hơn nữa, nhóm c-p 3 chiếm ưu thế cao ở ngoài đập (16,55-34,42%) (Hình 2). Chứng tỏ môi trường nền đáy trong đập kém ổn định hơn ngoài đập, kém ổn định nhất ở vị trí chân đập (G4). Ngoài ra, trong 3 vị trí ngoài đập thì G3 tiếp tục ghi nhận nền đáy kém ổn định nhất.

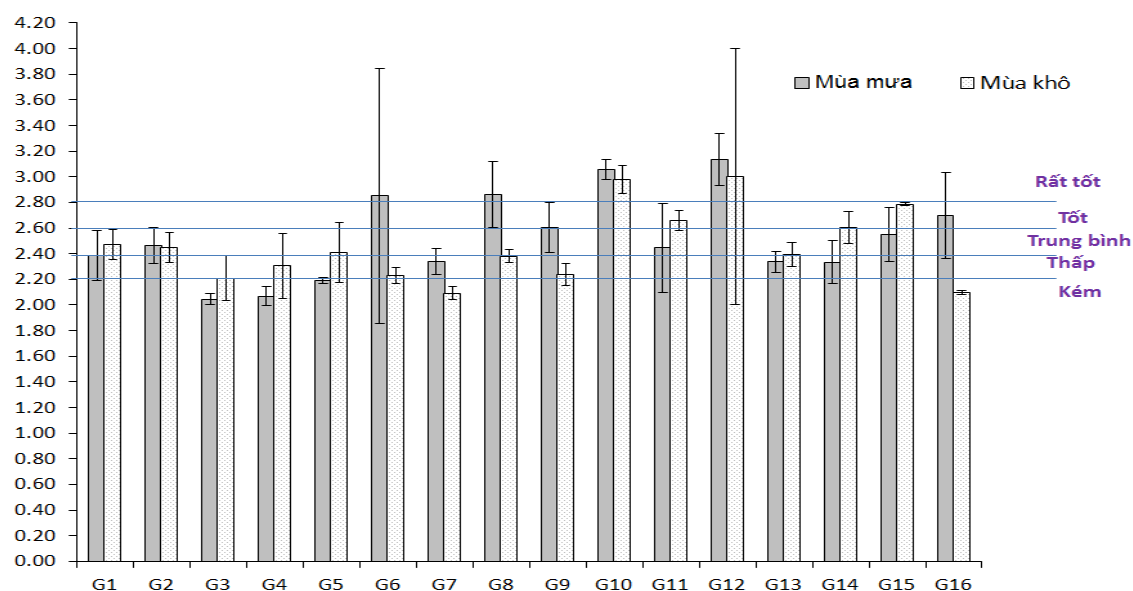


Hình 2. Tỷ lệ phần trăm c-p tại các vị trí khảo sát trong mùa mưa (A) và mùa khô (B)

3.2. Sức khỏe sinh thái nền đáy sông Ba Lai

Giá trị MI dao động từ $2,07 \pm 0,07$ (G4) đến $3,06 \pm 0,08$ (G10) vào mùa mưa, từ $2,09 \pm 0,05$ (G7) đến $3,00 \pm 1,00$ (G12) vào mùa khô (hình 3, bảng 2). Giá trị MI cho thấy mùa mưa sông Ba Lai có sức khỏe sinh thái nền đáy tốt hơn mùa khô và ngoài đập tốt hơn trong đập. Ngoài ra, vị trí ngoài – trong chân đập Ba Lai (G3, G4, G5) có nền đáy kém ổn định và xáo trộn nhất. Tại các vị trí G10, 11, 12, 15 có MI cao trong cả hai mùa, cho thấy diễn thế sinh thái ở đây đã khá ổn định các yếu tố tác động từ môi trường đến quần xã chỉ thị là không đáng kể. Tại các vị trí G3, G4, G5, G7 có chỉ số MI thấp trong cả hai mùa cho thấy diễn thế sinh thái kém ổn định, quần xã tuyển trùng đang bị tác động mạnh bởi các yếu tố bất lợi của môi trường, chất lượng nền đáy kém, có dấu hiệu ô nhiễm. Hơn thế nữa, tại vị trí G16 vào mùa mưa, có MI cao, tuy nhiên qua mùa khô thì MI thấp, sức khỏe sinh thái nền đáy kém. Nguyên nhân có thể do hiện tượng xâm nhập mặn vào mùa khô

khi nước từ sông Cửa Tiêu chảy qua kênh An Hóa xâm nhập vào thượng nguồn.



Hình 3. Giá trị MI trung bình và độ lệch chuẩn tại các vị trí trên sông Ba Lai vào mùa mưa năm 2019 và mùa khô năm 2020

Bảng 2. Hiện trạng sức khỏe sinh thái nền đáy tại các vị trí khảo sát trên sông Ba Lai

Vị trí		Mùa mưa năm 2019		Mùa khô năm 2020	
		MI	Hiện trạng	MI	Hiện trạng
Ngoài đập	G1	2,39	Thấp	2,47	Trung bình
	G2	2,47	Trung bình	2,44	Trung bình
	G3	2,05	Kém	2,20	Thấp
Trong đập	G4	2,07	Kém	2,30	Thấp
	G5	2,19	Kém	2,40	Trung bình
	G6	2,85	Rất tốt	2,22	Thấp
	G7	2,34	Thấp	2,09	Kém
	G8	2,86	Rất tốt	2,38	Thấp
	G9	2,60	Trung bình	2,23	Thấp
	G10	3,06	Rất tốt	2,98	Rất tốt
	G11	2,45	Trung bình	2,66	Tốt
	G12	3,14	Rất tốt	3,00	Rất tốt
	G13	2,34	Thấp	2,40	Thấp
	G14	2,33	Thấp	2,60	Trung bình
	G15	2,55	Trung bình	2,79	Tốt
	G16	2,70	Tốt	2,10	Kém

Phân tích ANOVA 2 yếu tố (bao gồm yếu tố “mùa”, “vị trí (độc lập)”, và tương

tác “mùa * vị trí”) chỉ số MI của tuyến trùng. Phân tích Levene’s để kiểm tra phân phối chuẩn (normal distributions) và tính đồng nhất trong phương sai có $p < 0.05$. Phân tích phi tham số Kruskal – Wallis được dùng để thay thế. Kết quả ghi nhận khác biệt có ý nghĩa thống kê ở yếu tố “vị trí” và “mùa” (Bảng 3).

Bảng 3. Phân tích phi tham số Kruskal – Wallis chỉ số MI của quần xã tuyến trùng trên sông Ba Lai

p	
p – mùa	<0,001
p – vị trí (độc lập)	<0,001

Qua phân tích, có thể thấy chất lượng môi trường giữa hai mùa không giống nhau. Cụ thể ở điểm G16 từ mùa mưa có sức khỏe sinh thái nền đáy tốt ($MI = 2,70$) nhưng qua mùa khô kém ($MI = 2,10$). Bên cạnh đó, MI giữa một số vị trí khác biệt nhau qua cả hai mùa. Cụ thể, có sự khác biệt giữa G3-G10, G4-G10, G3-G12, G3-G15 có ý nghĩa thống kê. Điều này chứng tỏ tại vị trí chân đập (G3, G4) có nền đáy kém, khác biệt với các điểm giữa sông (G10, G12, G15) dù qua hai mùa.

4. Kết luận và đề nghị

Dựa vào chỉ số c-p và tính toán MI cho thấy sông Ba Lai đang có những dấu hiệu báo động về chất lượng nước. Cả trong và ngoài đập đều có các giống có c-p thấp chứng tỏ trong và ngoài đập nền đáy đều bị xáo trộn. Ở các vị trí chân đập (G3, G4) có MI thấp ($MI < 2,2$) vào hai mùa, chứng tỏ nền đáy bị xáo trộn mạnh, chất lượng nước không được cải thiện từ mùa mưa sang mùa khô. Bên cạnh đó, một số vị trí khác như G5, G7, G16 cũng có MI thấp, thượng nguồn G16 có hiện tượng xâm nhập mặn, ô nhiễm vào mùa khô. Cần có những biện pháp để cải thiện chất lượng nước ở sông Ba Lai, góp phần bảo vệ môi trường, ổn định cuộc sống người dân.

Lời cảm ơn

Nghiên cứu được tài trợ bởi Quỹ phát triển khoa học và công nghệ quốc gia (Nafosted) trong đề tài mã số 106.06-2019.51; 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] F. Semprucci, M. Moreno, S. Sbrocca, M. Rocchi, G. Albertelli, and M. Balsamo (2013). The nematode assemblage as a tool for the assessment of marine ecological quality status: a case-study in the Central Adriatic Sea. *Mediterranean Marine Science*, vol. 14, 48-57.
- [2] F. Semprucci, P. Colantoni, G. Baldelli, M. Rocchi, and M. Balsamo (2010). The distribution of meiofauna on back-reef sandy platforms in the Maldives (Indian Ocean). *Marine Ecology*, vol. 31, 592-607.
- [3] H. M. Platt and R. M. Warwick (1983). *Freeliving marine nematodes. Part 1: British*

- enoplids*. Pictorial key to world genera and notes for the identification of British species: Cambridge University press, for the Linnean Society of London and the
- [4] H. M. Platt and R. M. Warwick (1988). *Freeliving marine nematodes: Part II. British Chromadorida*. Synopses of the British Fauna No. 38: EJ Brill, Dr. W. Backhuys for the Linnean Society of London and the
 - [5] H. Platt, R. Warwick, and P. Somerfiels (1988). *Free living marine nematodes. Part III. Monhysterids*. Synopses of the British fauna (new series).
 - [6] M. Moreno, F. Semprucci, L. Vezzulli, M. Balsamo, M. Fabiano, and G. Albertelli (2011). The use of nematodes in assessing ecological quality status in the Mediterranean coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, vol. 11, 328-336.
 - [7] M. Vincx (1996). *Meiofauna in Marine and 15 Freshwater Sediments*.
 - [8] N. X. Quang, N. N. Chau, N. Smol, L. Prozorova, and A. Vanreusel (2016). Intertidal nematode communities in the Mekong estuaries of Vietnam and their potential for biomonitoring. *Environmental monitoring and assessment*, vol. 188, p. 91.
 - [9] Q. X. Ngo, X. D. Nguyen, and T. N. To (2013). Applied meiobenthos and nematode communities as tool for environmental monitoring and assessment in the Mekong estuarine system. *Journal of Vietnamese Environment*, vol. 4, 50-54.
 - [10] R. Warwick (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology*, vol. 92, 557-562.
 - [11] S. Mirto, T. La Rosa, C. Gambi, R. Danovaro, and A. Mazzola (2002). Nematode community response to fish-farm impact in the western Mediterranean. *Environmental Pollution*, vol. 116, 203-214.
 - [12] T. Bezerra, W. Decraemer, U. Eisendle-Flöckner, M. Hodda, O. Holovachov, D. Leduc, et al (2019). *Nemys: world database of nematodes*. Availabe from: <http://nemys.ugent> (accessed 17 November 2019), 2019.
 - [13] T. Bongers and H. Ferris (1999). Nematode community structure as a bioindicator in environmental monitoring. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 14, 224-228.
 - [14] T. Bongers, R. Alkemade, and G. W. Yeates (1991). Interpretation of disturbance-induced maturity decrease in marine nematode assemblages by means of the Maturity Index. *Marine Ecology Progress Series*, 135-142.
 - [15] T. De Grisse (1969). *Redescription ou modifications de quelques technique utilis [a] es dan l'etude des n [a] ematodes phytoparasitaires*.
 - [16] T. Gyedu-Ababio and D. Baird (2006). *Response of meiofauna and nematode communities to increased levels of contaminants in a laboratory microcosm experiment*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, vol. 63, 443-450.
 - [17] T. Ngo and X. Ngo (2013). Using the Maturity Index (MI) of nematode communities as bioindicator to assess water quality in Khe Đoi and Wastewater waterways in the Can Gio mangrove forest, Ho Chi Minh City. *Journal Science*, vol. 47, 132-141.
 - [18] T. Nguyen and X. Ngo (2015). *Rapid assessment of sediment environmental quality in the SaiGon 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, 95-102.
 - [19] V. Nguyen (2005). Using the ABC method and BMWP Vietnam score for biological rapidassessment water quality of Cau river. *Journal of Science and Technology*, vol. 43, 58-68.

- [20] V. T. Nguyen (2007). *Động vật chí Việt Nam-Giun tròn sống tự do (các bộ: Monhysterida, Araeolaimida, Chrromadorida, Rhabditida, Enoplida, Mononchida, Dorylaimida), T-22*, NXB Nông nghiệp.
- [21] Zullini (2005). *The Identification manual for freshwater nematode genera*. Lecture book, MSc Nematology Ghent University.

PHỤ LỤC

Bảng A. Giá trị c-p của một số giống ưu thế trong quần xã trong cả 2 đợt khảo sát

Giống	c-p	Giống	c-p	Giống	c-p
<i>Anoplostoma</i>	2	<i>Haliplectus</i>	3	<i>Rhabdolaimus</i>	3
<i>Cyartonema</i>	3	<i>Hopperia</i>	2	<i>Sabatieria</i>	2
<i>Daptonema</i>	2	<i>Monhystera</i>	2	<i>Spilophorella</i>	3
<i>Desmodorella</i>	3	<i>Neotobrilus</i>	3	<i>Sphaerolaimus</i>	3
<i>Dichromadora</i>	3	<i>Onyx</i>	3	<i>Sphaerotheristus</i>	3
<i>Dorylaimidae</i>	4	<i>Paracomesoma</i>	2	<i>Terschellingia</i>	2
<i>Eumonhystera</i>	2	<i>Parodontophora</i>	2	<i>Theristus</i>	2
<i>Halalaimus</i>	4	<i>Pseudolella</i>	2	<i>Trissonchulus</i>	4

Phụ lục 1. Các giống đóng vai trò quan trọng trong quần xã và sự khác nhau giữa trong - ngoài đập được xác định bằng phân tích SIMPER ở mùa mưa năm 2019. Màu xanh dương* là giống ưu thế ở trong và ngoài đập, xanh lá** ngoài đập và tím*** - trong đập

Giống	Đóng góp (%)		Khác nhau (%)	Tích lũy (%)		
	Ngoài đập	Trong đập		Ngoài đập	Trong đập	Trong và ngoài đập
<i>Cyartonema</i> ***		1.03			93.53	
<i>Daptonema</i> *	9	5.23	5.01	82.46	86.72	25.63
<i>Desmodorella</i> **	1.34			96.02		
<i>Dichromadora</i> **	2.12		4.34	87.93		39.53
<i>Dorylaimidae</i> ***		17.47	1.27		69.16	88.9
<i>Eumonhystera</i> ***		1.55	1.08		92.5	89.98
<i>Halalaimus</i> **	1.61		3.3	94.68		58.01
<i>Monhystera</i> ***		22.8	2.91		51.69	63.91
<i>Paracomesoma</i> **	25.62		4.18	25.62		43.71
<i>Parodontophora</i> *	15.54	2.03	5.19	64.22	90.95	10.39
<i>Pseudolella</i> **	1.7		3.35	91.43		54.71
<i>Rhabdolaimus</i> ***		2.2			88.92	
<i>Sabatieria</i> **	1.64		3.74	93.07		51.36
<i>Spilophorella</i> **	3.35		4.68	85.81		35.18
<i>Terschellingia</i> *	23.06	12.33	5.08	48.68	81.49	20.63
<i>Theristus</i> *	9.24	28.89	4.87	73.46	28.89	30.51
<i>Trissonchulus</i> **	1.79		2.34	89.72		74.25

Phụ lục 2. Các giống đóng vai trò quan trọng trong quần xã và sự khác nhau giữa trong- ngoài đập được xác định bằng phân tích SIMPER ở mùa khô năm 2020. Màu xanh dương* là giống ưu thế ở trong và ngoài đập, xanh lá** ngoài đập và tím*** - trong đập

Giống	Đóng góp (%)		Khác nhau (%)	Tích lũy (%)		
	Ngoài đập	Trong đập	Trong và ngoài đập	Ngoài đập	Trong đập	Trong và ngoài đập
Anoplostoma**	1.95			93.64		
Daptonema***		13.57	5.01		53.92	25.63
Dichromadora*	3.92	4.15	4.34	68.75	88.54	39.53
Halalaimus**	3.04		3.3	79.26		58.01
Haliplectus**	2.99		3.91	82.25		47.62
Hopperia**	5.36		5.16	64.83		15.55
Monhystera***		4.7	2.91		84.39	63.91
Neotobrilus***		3.95	1.42		92.49	86.3
Onyx**	2.18		2.99	89.64		61
Paracomesoma**	3.55		4.18	76.21		43.71
Parodontophora*	10.76	2.64	5.19	44.6	95.13	10.39
Pseudolella**	2.44		3.35	87.46		54.71
Sabatieria**	3.91		3.74	72.67		51.36
Spilophorella**	6.52		4.68	59.47		35.18
Sphaerolaimus**	2.05		2.63	91.69		71.91
Sphaerotheristus***		11.59			65.51	
Terschellingia*	8.35	7.2	5.08	52.95	72.71	20.63
Theristus*	2.77	6.98	4.87	85.02	79.69	30.51
Trissonchulus**	1.39		2.34	95.04		74.25

Phụ lục 3. Analysis of Variance for MI - Type III Sums of Squares

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
MAIN EFFECTS					
A:mua	0.00144143	1	0.00144143	1.30	0.2577
B:vi tri	0.0874032	15	0.00582688	5.27	0.0000
INTERACTIONS					
AB	0.032475	15	0.002165	1.96	0.0330
RESIDUAL	0.0707306	64	0.00110517		
TOTAL (CORRECTED)	0.19205	95			

Phụ lục 4. Analysis of Variance for MI - Type III Sums of Squares

Source	Sum of Squares	Df	Mean Square	F-Ratio	P-Value
MAIN EFFECTS					
A:mua	0.00000776188	1	0.00000776188	0.00	0.9502
B:vi tri	0.00697818	1	0.00697818	3.53	0.0634
INTERACTIONS					
AB	0.00184575	1	0.00184575	0.93	0.3363
RESIDUAL	0.181785	92	0.00197592		
TOTAL (CORRECTED)	0.19205	95			