مجله بوم شناسی آبزیان

Journal homepage: http://jae.hormozgan.ac.ir

تغییرات فصلی تنوع و فراوانی کرم‌های حلقوی کف‌زی در رسوبات بستر سواحل جنوب دریای خزر (مازندران- ساری)

مریم آخوندیان[۱،۲*]، نادیا جواندل[۱]، فاطمه کاردل[۳]

[۱] گروه زیست دریا، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، دانشگاه مازندران، بابلسر

[۲] گروه علوم و مهندسی، مرکز پژوهشی حوضه اقلیمی خزر، دانشگاه مازندران، بابلسر

[۳] گروه علوم محیط زیست، دانشکده علوم پایه، دانشگاه مازندران، بابلسر

نوع مقاله:
پژوهشی

تاریخچه مقاله:
دریافت: ۹۶/۱۱/۱۸
اصلاح: ۹۷/۰۲/۰۵
پذیرش: ۹۷/۰۳/۰۳

کلمات کلیدی:
پرتاران
تنوع گونه‌ای
دریای خزر
کرم‌های حلقوی
کم‌تاران

چکیده

هدف از این پژوهش بررسی تغییرات فصلی تنوع و فراوانی کرم‌های حلقوی در رسوبات بستر ساحلی استان مازندران در محدوده‌ی شهرستان ساری بود. نمونه‌برداری از رسوبات به‌صورت فصلی، در ۱۰ ایستگاه با اعماق ۱، ۵، ۱۰ و ۲۰ متر در سال ۹۵-۱۳۹۴ انجام شد. نتایج بررسی‌ها منجر به شناسایی ۸ جنس و گونه متعلق به ۴ خانواده از کرم‌های حلقوی از رده‌ی پرتاران و ۲ خانواده از رده کم‌تاران گردید. بیشترین میانگین فراوانی سالانه متعلق به *Streblospio gynobranchiata* و کم‌ترین میانگین فراوانی مربوط به *Prenereis* sp. بود. میانگین فراوانی کرم‌های حلقوی با درصد ماسه و میزان مواد آلی بستر همبستگی مثبت و معناداری داشت. مقادیر شاخص‌های شانون- وینر و مارگالف نشان دادند که کرم‌های حلقوی کف‌زی، در فصل تابستان بیش‌ترین و در فصل زمستان کم‌ترین تنوع گونه‌ای را در منطقه مطالعاتی داشته‌اند. شاخص هتروژنیتی سیمپسون در زمستان بیشترین مقدار را در مصب نشان داد و با افزایش عمق از هتروژنیتی بستر کاسته شد. مقدار شاخص بریلوئین نیز با افزایش عمق ایستگاه‌ها افزایش یافت. نتایج کلی این پژوهش نشان دهنده کاهش تنوع گروه‌های پرتاران و کم‌تاران در منطقه مطالعاتی نسبت به مطالعات قبلی است، درحالی‌که فراوانی گونه‌های غالب افزایش چشمگیری را در مقایسه با پایش‌های قبلی نشان می‌دهد.

مقدمـه

کف‌زیان (بنتوزها)، موجوداتی هستند که دارای زندگی بستری یا وابسته به کف دریا باشند؛ به این معنی که همیشه در ارتباط با رسوبات قرار دارند (Nybakken, 1993). اغلب کف‌زیان در گروه هتروتروف (غذاگیر) ها قرار دارند و فیلترکننده یا پوده‌خوار هستند. لذا سطوح غذایی پایین در زنجیره‌های غذایی دریایی را به خود اختصاص داده‌اند و نقشی بسیار کلیدی در مسیرهای متابولیکی انتقال انرژی در بوم‌سامانه‌های آبی ایفا می‌کنند. کف‌زیان با توانایی خود در معدنی‌سازی ترکیبات آلی نقش مهمی در چرخه‌های مواد غذایی، متابولیسم، دفع آلاینده‌ها و نیز تولید ثانویه بوم سامانه‌های آبی دارند (Kundu *et al.*, 2010). آن‌ها می‌توانند شاخصی از میزان کل تولیدات و وضعیت سلامت آب باشند. کف‌زیان به دلایل متعددی از پرکاربردترین شاخص‌ها در ارزیابی بوم‌شناختی بستر حوضه‌های آبی به شمار می‌آیند: ۱) کم‌تحرکی موجودات کف‌زی و سکونت کف‌زیان در بستر که

* نویسنده مسئول، پست الکترونیک: m.akhoundian@umz.ac.ir

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

مقصد نهایی اکثر آلاینده‌ها در دریاست ۲) طول عمر مناسب جهت بررسی شرایط محیطی ۳) نمایش تغییرات محیطی به‌صورت دوره‌ای که فقط گویای زمان نمونه‌برداری نیست ۴) پراکنش گسترده و نمونه‌برداری نسبتاً آسان ۵) اندازه مناسب جهت جداسازی و تفکیک گونه‌ای (Gregory, 2007; Dean, 2008) .

گروه‌های مختلف بی‌مهرگان، فون غالب در جمعیت کف‌زیان را تشکیل می‌دهند که در میان آن‌ها، خانواده کرم‌های حلقوی (Annelida)، از مهم‌ترین کف‌زیان بزرگ (ماکروبنتوزها) بوده و در بوم‌سامانه‌های دریایی از تنوع گونه‌ای بالایی برخوردارند (Sarkar *et al.*, 2005). این خانواده شامل چهار رده پرتاران (Polychaeta)، کم تاران (Oligochaeta)، زالوها (Hirudinea) و آرکی‌آنلیدا (Archiannelida) می‌باشد. پرتاران بزرگ‌ترین رده در این خانواده به شمار می‌آیند و شامل دو زیررده Errantina و Sedentaria می‌باشند (Mandal, 2012). پرتاران پراکنش جهانی داشته و تاکنون بیش از ۱۶۰۰۰ گونه از آن‌ها شناسایی‌شده است (Gregory, 2007). کرم‌های حلقوی به‌خصوص پرتاران کف‌زی، به‌عنوان یک ارتباط کلیدی بین زنجیره تجزیه‌کنندگان و جانداران سطوح غذایی بالاتر عمل می‌کنند و لذا جمعیت این کرم‌ها، به‌عنوان منابع غذایی باارزشی برای ماهیان تجاری بوده و نقش مؤثری در حفظ ذخایر این ماهیان دارد. از سوی دیگر، با ایجاد اغتشاش زیستی در بستر، سبب افزایش اکسیژن‌رسانی و تجزیه بقایای مواد آلی و درنتیجه در دسترس قرارگیری مواد غذایی و افزایش فعالیت‌های باکتریایی در رسوبات می‌گردند (Ghasemi *et al.*, 2014). کم‌تاران نیز نقش‌های بسیار مهمی به‌عنوان مصرف‌کنندگان اولیه، تجزیه‌کنندگان اولیه، تغییردهندگان بستر و ترکیب غالب رژیم غذایی شکارچیان در بوم سامانه‌های آبی ایفا می‌نمایند (Jaweir *et al.*, 2014). اغلب جنس‌های رده کم‌تاران در جامعه میوبنتیک (کف‌زیان با اندازه متوسط) تقسیم‌بندی می‌شوند و تعداد محدودی از این رده در گروه ماکروبنتیک (کف‌زیان درشت) مورد بررسی قرار می‌گیرند. حدود ۱۰هزار گونه از کم تاران تاکنون شناسایی شده است (Mandal, 2012) که خانواده‌های Naididae، Tubificidae، Lubricidae و Lumbriculidae حداکثر فراوانی را در محیط‌های آبی نشان داده‌اند و خصوصاً استفاده از جنس‌های متعلق به خانواده Naididae و Tubificidae به‌عنوان شاخص‌های زیستی، برای ارزیابی آلاینده‌ها در بوم سامانه‌های دریایی بسیار رایج است (Jaweir *et al.*, 2014; Kazanci and Girgin, 1998). اعضای رده Hyrodinea یا زالوها در آب شیرین از فراوانی بیشتری برخوردارند. تغذیه در زالوها به‌صورت انگلی یا شکارچی انجام‌شده و چرخه‌ی زیستی آن‌ها مستقیم و فاقد مرحله لاروی می‌باشد. رده آرکی‌آنلیدا نیز، گروه بسیار کوچک با تنوع ناچیزی از کرم‌های دریایی هستند که فاقد بند، پاراپودیا و ستا می‌باشند (Mandal, 2012). بر اساس مطالعات پیشین کرم‌های حلقوی (آنلیدا) فراوانی بالایی را در بین جمعیت کف‌زیان درشت شناخته‌شده‌ی دریای خزر داشته و تاکنون حدود ۱۰ گونه از آن‌ها در بخش جنوبی این دریا شناسایی شده‌اند (Taheri and Foshtomi, 2011; Tait *et al.*, 2004). علت غالب بودن این کرم‌ها در جوامع کف‌زی، می‌تواند ناشی از تغذیه نسبتاً غیراختصاصی، تولیدمثل پارتنوژنیک و هم آوری بالای آن‌ها باشد (Darvish bastami *et al.*, 2013).

مهم‌ترین فاکتورهای محیطی مؤثر بر تنوع و پراکنش کف‌زیان شامل دانه‌بندی بستر، مقدار مواد آلی موجود در بستر، دما، اسیدیته و مقدار اکسیژن محلول می‌باشند که در این میان، الگوی پراکنش کف‌زیان به‌شدت متأثر از استحکام و بافت و دانه‌بندی بستر و نیز مقدار مواد آلی موجود در رسوبات می‌باشد (Borhani *et al.*, 2013). کف‌زیان مختلف و ازجمله کرم‌ها، با توجه به عادات تغذیه‌ای خود، در بسترهایی که با رژیم غذایی آن‌ها سازگار باشد مستقر می‌گردند. کرم‌های حلقوی در انواع بسترهای رسوبی، شنی و گلی حضور داشته و دامنه‌ی تحمل بالایی نیز نسبت به کمبود اکسیژن و وجود آلاینده‌ها در محیط دارند و به‌طور گسترده‌ای در پایش بوم‌شناختی محیط‌های دریایی به‌عنوان شاخص‌های زیستی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Simboura and Zenetos, 2002). نخستین گام ضروری برای حفظ تنوع زیستی و نجات جوامع زیستی در حال نابودی، شناخت الگوهای طبیعی پراکنش و فراوانی گونه‌های طبیعی و فرآیندهای تعیین‌کننده این پراکنش‌ها است.

از آنجا که دریای خزر دریایی بسته و فاقد جزر و مد است که شیب شوری معنی‌داری را از شمال به جنوب نشان می‌دهد؛ در بخش شمالی به دلیل عمق کم و آبدهی رودخانه ولگا، شوری بسیار پایین بوده و در بخش جنوبی به دلیل عمق بیشتر و قرار گرفتن در عرض‌های جغرافیایی نزدیک‌تر به استوا شوری بالاتری دارد. ازآنجاکه گونه‌های بومی دریای خزر با آب شیرین‌تر (بخش‌های شمالی خزر) سازگاری بیشتری دارند (Dumont, 2000)، لذا تنوع نسبتاً پایین کف‌زیان در بخش‌های جنوبی که

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

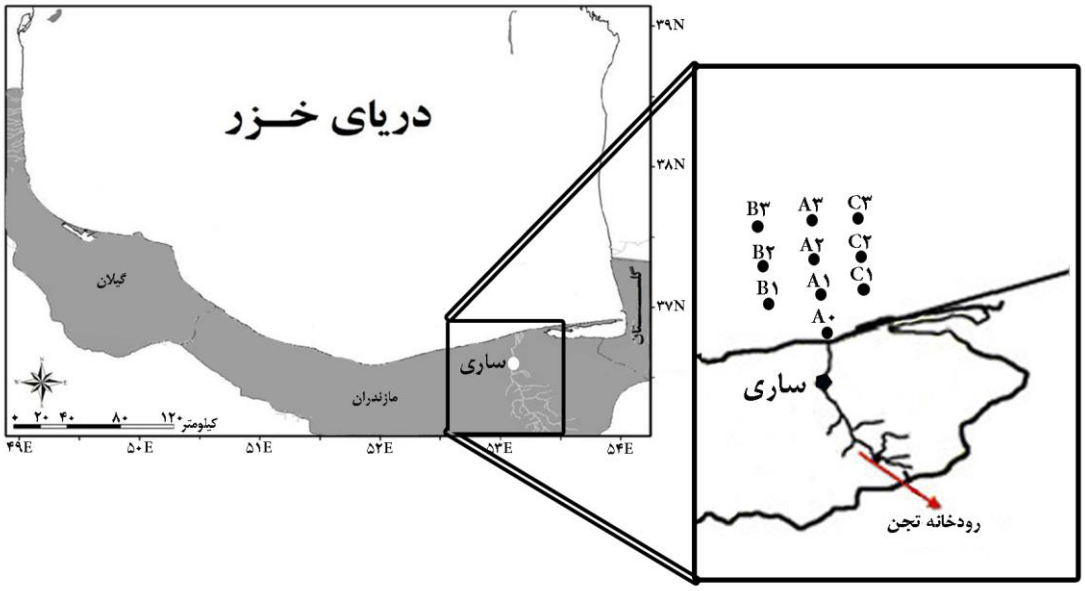
شوری بیشتری دارد، می‌تواند ناشی از این امر باشد (Shariati, 1994). به‌طورکلی تنوع دریای خزر نسبت به سایر دریاها پایین است، احتمالاً به این دلیل که شوری آن برای گونه‌های دریایی خیلی پایین و برای گونه‌های آب شیرین نسبتاً بالاست (Dumont, 2000).

با توجه به اهمیت کرم‌های حلقوی در شبکه‌های غذایی بوم‌سامانه‌های آبی و عدم وجود اطلاعات کافی در مورد ساختار اجتماعات آن‌ها در بخش‌های مختلف دریای خزر، این پژوهش با هدف پایش تنوع زیستی و ساختار پراکنش اعضای این شاخه‌ی با اهمیت از کف‌زیان و تعیین غالبیت مکانی و زمانی آن‌ها در منطقه مطالعاتی صورت پذیرفته است.

مواد و روش‌ها

تحقیق حاضر در محدوده‌ای به مساحت ۴۵ کیلومترمربع در آب‌های ساحلی شهر ساری (سواحل جنوبی دریای خزر)، صورت گرفت (شکل ۱). جهت بررسی تنوع و تراکم کرم‌های حلقوی کف‌زی درشت (ماکروبنتوز)، نمونه‌برداری در ۳ ترانسکت خطی و ۱۰ ایستگاه انجام پذیرفت که شامل ترانسکت مرکزی A (۳ ایستگاه)، ترانسکت غربی B (۳ ایستگاه) و ترانسکت شرقی C (۳ ایستگاه) با فاصله دو کیلومتر بین هر ترانسکت و در اعماق ۵، ۱۰ و ۲۰ متر و نیز ایستگاه A۱ در دهانه مصب رودخانه تجن با عمق ۱ متر می‌باشد (جدول ۱). ایستگاه‌های موردنظر با توجه به حضور ماکروبنتوزها، قابلیت دسترسی و مناسب بودن برای نمونه‌برداری، وضعیت جغرافیایی و میزان فعالیت‌های انسانی در منطقه انتخاب شدند. موقعیت دقیق ایستگاه‌ها با استفاده از نرم‌افزار مکان‌یابی جغرافیایی (GPS test) نصب‌شده روی تلفن همراه تعیین گردید.

نمونه‌برداری از رسوبات بستر، با استفاده از نمونه‌بردار ون وین گرب (Van Vin) با سطح مقطع ۲۲۵ سانتی‌مترمربع در فصل‌های پاییز و زمستان ۹۴ و بهار و تابستان ۹۵ با سه تکرار انجام گرفت. پس از شستشوی نمونه‌های رسوب با الک ۵۰۰ میکرون در محل نمونه‌برداری، نمونه‌ها در ظروف پلی‌اتیلنی جمع آوری شده و با فرمالین با حجم نهایی ۴ درصد رقیق‌شده با آب دریا تثبیت شد (Ghasemi *et al.*, 2013) و پس از ثبت مشخصات، به‌منظور جداسازی، شناسایی و شمارش، به آزمایشگاه دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی دانشگاه مازندران منتقل گردیدند. جداسازی کرم‌ها، درون پلیت شیشه‌ای و با استفاده از لوپ دوچشمی (Optica ساخت ایتالیا) انجام گرفت و پس از جداسازی در الکل ۹۶ درصد تا زمان بررسی و شمارش نگهداری شدند.



شکل ۱. نقشه محل نمونه‌برداری و ایستگاه‌های مطالعاتی

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

جدول ۱. مختصات ایستگاه‌های نمونه‌برداری فصلی در منطقه مطالعاتی

ترانسکت	ایستگاه	عمق (متر)	عرض جغرافیایی	طول جغرافیایی
غربی (B)	B۱	۵	۵۳° ۰۵' ۱۵"	۳۶° ۴۸' ۴۴"
	B۲	۱۰	۵۳° ۰۴' ۱۰"	۳۶° ۴۸' ۵۸"
	B۳	۲۰	۵۳° ۰۴' ۵۸ "	۳۶° ۴۸' ۱۰"
میانی (A)	A۰	۱	۵۳° ۰۵' ۵۴"	۳۶° ۵۰' ۴۹"
	A۲	۵	۵۳° ۰۶'۴۳"	۳۶°۵۱' ۰۹"
	A۳	۱۰	۵۳° ۰۶' ۴۲"	۳۶° ۵۱' ۰۸"
	A۴	۲۰	۵۳° ۰۶' ۲۷"	۳۶° ۵۱' ۰۷"
شرقی (C)	C۱	۵	۵۳° ۰۷' ۲۰"	۳۶° ۵۲' ۴۰"
	C۲	۱۰	۵۳° ۰۷' ۱۶"	۳۶° ۵۲' ۴۶"
	C۳	۲۰	۵۳° ۰۷' ۳۳"	۳۶° ۵۳' ۳۴"

به‌منظور شناسایی نمونه‌های جداسازی شده از کلیدهای شناسایی موجود استفاده گردید Fauchald, 1977; 1999; Delinad and Nazari, 2000; Al-Abbad, 2012). تراکم برحسب تعداد در واحد گرب محاسبه و به واحد سطح (مترمربع) تعمیم داده شد (Cinar *et al.*, 2005). فاکتورهای محیطی شامل شوری، دما، اسیدیته و اکسیژن محلول در سه تکرار در عمق نمونه‌برداری و با استفاده از دستگاه مولتی پارامتر سنج پرتابل آب (Az ۸۶۰۳ ساخت تایوان) اندازه‌گیری گردید. به‌منظور تعیین درصد کل مواد آلی (TOM) رسوبات خشک شده (در دمای ۷۰ درجه به مدت ۲۴ ساعت)، در کوره الکتریکی به مدت ۴ ساعت در دمای ۵۵۰ درجه سوزانده شد (Taheri *et al.*, 2004). سپس میزان مواد آلی کل برحسب درصد محاسبه گردید (معادله ۱).

$$TOM= (A-B)/(A-C)\times ۱۰۰ \qquad \text{معادله ۱}$$

در معادله فوق، A: وزن بوته چینی حاوی رسوبات خشک، B: وزن بوته پس از خروج از کوره و C: وزن بوته چینی خالی و خشک می‌باشد.

جهت تعیین دانه‌بندی، نمونه رسوبات هر ایستگاه به مدت ۲۴ ساعت در دمای ۹۰ درجه در آون خشک شد. سپس مقدار ۲۵ گرم از رسوبات خشک با ۲۵۰ میلی‌لیتر آب مقطر و ۱۰ میلی‌لیتر محلول سدیم هگزا متافسفات مخلوط و پس از رسوب ذرات معلق، در آون ۷۰ درجه به مدت ۲۴ ساعت خشک شد (Holm and McIntyre, 1989). رسوبات خشک شده از سری الک‌های استاندارد ASTM با قطر منافذ ۶۲/۵، ۲۵۰، ۵۰۰ و ۲۰۰۰ میکرون با استفاده از دستگاه لرزاننده (shaker) به مدت ۱۵ دقیقه جداسازی گردید (آزمون تست- ساخت ایران). سپس رسوبات روی هر گروه از الک‌ها با ترازوی یک ده‌هزارم توزین شده و درصد مقدار شن (ذرات بزرگ‌تر از ۲۰۰۰میکرون)، ماسه (ذرات بین ۶۲/۵ تا ۲۰۰۰ میکرون) و سیلت-رس (ذرات کوچک‌تر از ۶۲/۵ میکرون) محاسبه گردید (Borhani *et al.*, 2013).

جهت بررسی و مقایسه تنوع گونه‌ای در ایستگاه‌ها، اعماق و فصول مختلف از شاخص‌های بوم‌شناختی شانون- وینر (معادله ۲)، سیمپسون (معادله ۳)، بریلوئین (معادله ۴) و مارگالف (معادله ۵) استفاده شد. شاخص شانون میزان غیرهمگنی جامعه، شاخص غالبیت سیمپسون میزان فراوانی و همگنی جامعه، شاخص بریلوئین و شاخص مارگالف غنای گونه‌ای را نشان می‌دهند.

$$H = -\sum_{I=1}^{s}\left[\left[\frac{n_i}{N}\right] Ln \left[\frac{n_i}{N}\right]\right] \qquad \text{معادله ۲ (Shannon and Wiener, 1998)}$$

n_i فراوانی هریک از گونه‌ها در نمونه و N تعداد کل افراد تشکیل‌دهنده‌ی تمام گونه‌ها در نمونه است.

$$\gamma = \sum_{I=1}^{s}(P_i)^2 \qquad \text{معادله ۳ (Simpson, 1949)}$$

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

P_i نسبت فراوانی هریک از گونه‌ها در نمونه است و از معادله‌ی $P_i = \frac{n_i}{N}$ محاسبه می‌شود. n_i تعداد افراد گونه‌ی i و N تعداد کل افراد تشکیل دهنده‌ی تمام گونه‌ها در یک نمونه است.

$$H_B = \frac{1}{N}\log\left(\frac{N!}{n_1!n_2!n_3!\ldots}\right)$$

معادله ۴ (Maguran, 1988; Zar, 1996)

در این معادله، HB: شاخص بریلوئین، N: تعداد کل افراد و ni: تعداد افراد متعلق به گونه i ام (n۱: تعداد افراد متعلق به گونه اول، n۲: تعداد افراد متعلق به گونه دوم و ...) می‌باشد

$$R = \frac{S-1}{LnN}$$

معادله ۵ (Margalef, 1958)

در معادله‌ی فوق، S برابر تعداد گونه‌ها و N نشان‌دهنده تعداد کل افراد گونه می‌باشد.

تجزیه‌وتحلیل آماری

ابتدا نرمال بودن داده‌های فراوانی بنتوزها (کم‌تاران و پرتاران به‌طور جداگانه)، مواد آلی کل، دانه‌بندی رسوبات، فاکتورهای محیطی (دما، اسیدیته، شوری، اکسیژن محلول) مورد آزمون قرار گرفتند. داده‌هایی که نرمال نبودند با استفاده از تبدیل باکس-کاکس (Box-Cox) نرمال شدند. سپس متغیرهای فراوانی بنتوزها (کم‌تاران و پرتاران به‌طور جداگانه)، مواد آلی کل، دانه‌بندی رسوبات و فاکتورهای محیطی هر یک به‌طور جداگانه در ایستگاه‌ها با اعماق مختلف و فصول مختلف با استفاده از تجزیه واریانس دوطرفه و آزمون توکی تجزیه و تحلیل شدند. بررسی همبستگی بین پارامترهای محیطی و فراوانی کرم‌ها با استفاده از آزمون همبستگی پیرسون انجام شد. جهت شناسایی و کاهش تعداد متغیرهای وابسته، از روش تحلیل مؤلفه اصلی (PCA) دوران متعامد واریماکس استفاده گردید. قبل از به‌کارگیری روش تحلیل مؤلفه‌ی اصلی، مناسب بودن داده‌ها جهت به کارگیری این روش با استفاده از آماره KMO (Kaiser-Meyer-Olkin) و آزمون بارتلت (Bartlett's test) تأیید شد.
نرمال بودن تمامی شاخص‌های محاسبه شده، ابتدا با استفاده از آزمون کولموگروف اسمیرنوف تأیید شدند. سپس تغییرات هر یک از شاخص‌ها به‌طور جداگانه در ایستگاه‌ها با اعماق مختلف و در فصول مختلف با استفاده از تجزیه واریانس دوطرفه و آزمون توکی تجزیه و تحلیل شدند. تجزیه و تحلیل آماری با نرم‌افزار R نسخه ۲,۱۵,۳ و محاسبه شاخص‌ها با استفاده از نرم‌افزار روش‌های بوم‌شناختی[1] نسخه ۷,۲ انجام شد. رسم نمودارها با استفاده از نرم‌افزار اکسل ۲۰۱۳ صورت پذیرفت.

نتایــج

در این مطالعه درمجموع ۸ جنس و گونه از کرم‌های حلقوی متعلق به خانواده‌های Nereididae، Ampharetidae، Spionidae، Capitellidae از رده‌ی پرتاران و Tubificidae و Naididae از رده کم‌تاران مشاهده و شناسایی گردید که میانگین فراوانی فصلی هریک در شکل ۲ نشان داده شده است. در فصل پاییز و زمستان *Capitella capitata* به ترتیب با ۲۵۰۰/۱۶±۲۸۰/۸۶ و ۲۱۷۹/۲۱±۳۱۳۴/۳۲ عدد در مترمربع بیشترین و *Prenereis* sp. با ۶۰/۹۰±۷۴/۹۶ و ۲۱/۴۰±۲۹/۷۳ عدد در مترمربع) کمترین فراوانی را در ایستگاه‌های دریایی به خود اختصاص دادند. بیشترین فراوانی در فصل بهار متعلق به *Streblospio gynobranchiata* (۷۲۸۸/۱۶±۴۹۲/۷۸ عدد در مترمربع) در ایستگاه مصبی و کمترین فراوانی در این فصل مربوط به *Capitella capitata* (۱۴/۸۱±۲۵/۶۶ عدد در مترمربع) بود. اما در فصل تابستان *Hypania invalida* بیشترین فراوانی (۱۳۰۰/۲۸±۱۶۹۲/۶۷ عدد در مترمربع) و *Prenereis* sp. کمترین فراوانی (۱۳/۱۷±۲۰/۲۱ عدد در مترمربع) را در ایستگاه‌های دریایی داشتند. هیچ نمونه‌ای متعلق به رده‌ی زالوها و یا آرکی‌آنلیدا در ایستگاه‌های مورد مطالعه مشاهده نگردید. اختلاف آماری معناداری بین فراوانی گونه‌های مشاهده شده در ایستگاه‌های مختلف وجود داشت. بیشترین میانگین فراوانی

[1] Ecological Methodology

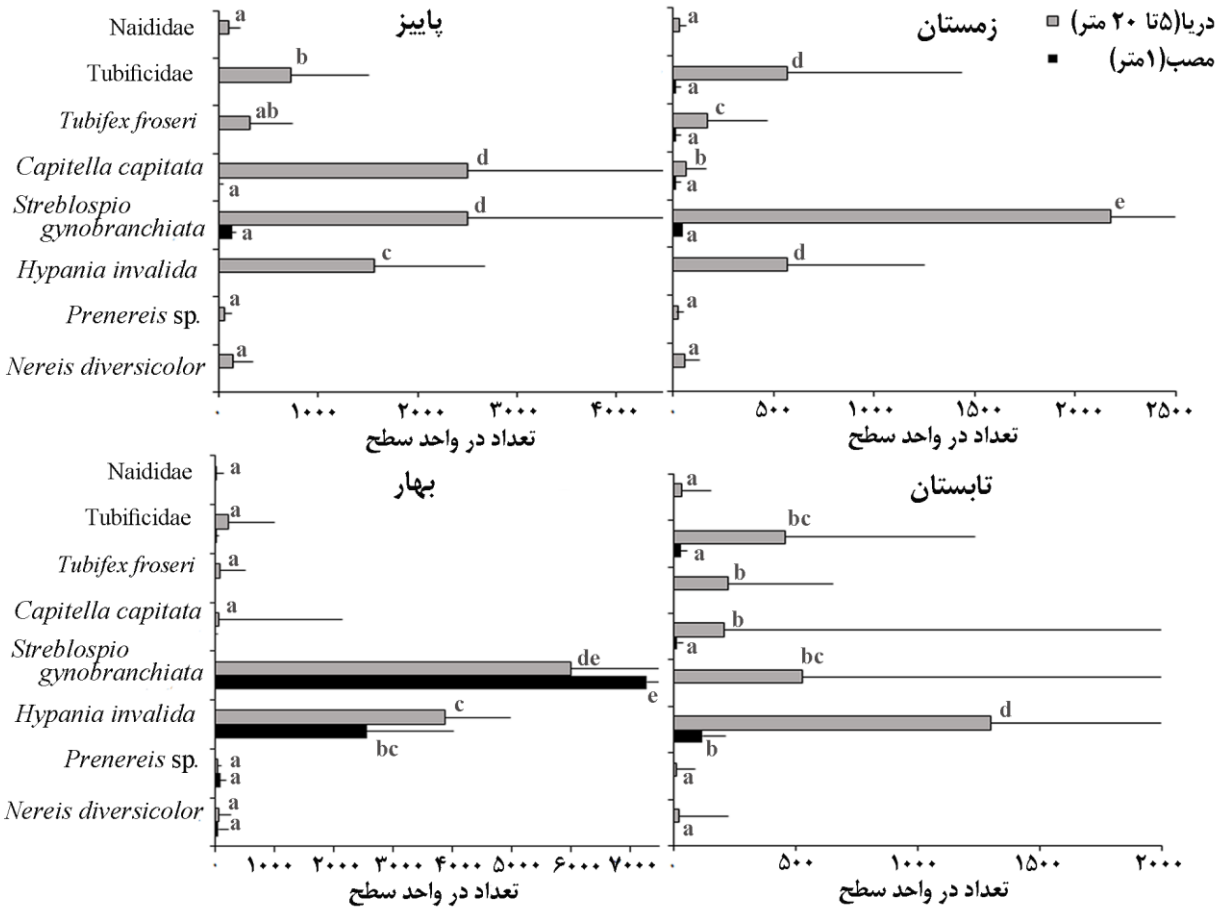
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

سالانه متعلق به *Streblospio gynobranchiata* (۲۷۱۰/۱۰±۳۵۴/۶۹ عدد در مترمربع) و کم‌ترین میانگین فراوانی مربوط به *Prenereis* Sp. (۳۰/۷۴±۱۵/۱۷ عدد در مترمربع) بود.

پرتاران در فصل بهار نسبت به سایر فصول در تمامی ایستگاه‌ها و اعماق مختلف، از جمعیت بیشتری برخوردار بودند. در این فصل، تفاوت معناداری بین فراوانی مجموع پرتاران در اعماق مختلف مشاهده نشد. در فصل‌های پاییز و زمستان فراوانی پرتاران در ایستگاه‌هایی با عمق ۱۰ و ۲۰ متر به‌طور معناداری بیشتر از ایستگاه‌هایی با عمق ۱ و ۵ متر بوده است (شکل ۳). اگرچه شکل ۳ نشان می‌دهد که فراوانی کم تاران در فصل بهار کاهش قابل‌تشخیصی نسبت به سایر فصول داشته است، بااین‌وجود در تحلیل آماری اطلاعات، اثر فصل بر جمعیت کم‌تاران مشاهده نشد و نوسانات فصلی فراوانی کم‌تاران در منطقه مطالعاتی معنادار نبود. فراوانی کم‌تاران در اعماق ۱۰ و ۲۰ متر نسبت به اعماق ۱ و ۵ متر در فصل پاییز و زمستان به‌طور معنی‌داری بیشتر بود. در فصل تابستان جمعیت کم تاران تنها در عمق ۲۰ متری نسبت به سایر اعماق بیشتر بوده است و در فصل بهار تفاوت معنی‌داری بین اعماق مشاهده نشد (شکل ۳).

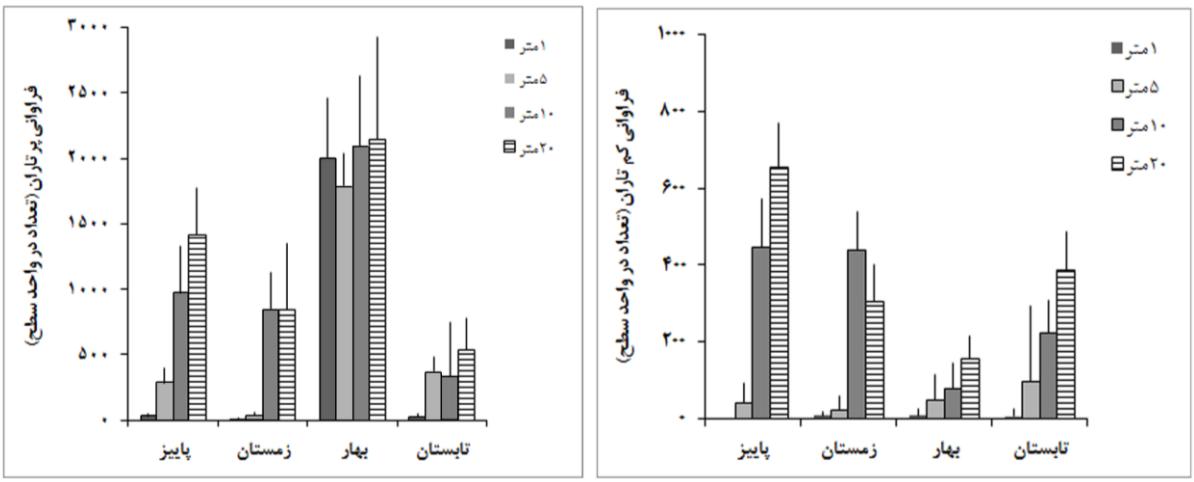
مقدار شاخص شانون- وینر در فصل تابستان در مقایسه با فصل بهار بالاتر بود، اما در فصول دیگر تفاوت معنی‌داری وجود نداشت. این شاخص در ایستگاه‌هایی با اعماق ۵، ۱۰ و۲۰ متری نسبت به ایستگاه مصبی با عمق ۱ متر و همچنین در ایستگاه‌هایی با عمق ۲۰ متری نسبت به ایستگاه‌هایی با عمق ۵ متری، به‌طور معنی‌داری بیشتر بود. به‌طورکلی، مقدار این شاخص با افزایش عمق ایستگاه‌ها افزایش یافت. میانگین شاخص شانون بین ۱/۸۸ - ۰/۵۴ متغیر بوده و بیشترین مقدار آن در فصل پاییز و تابستان و در عمق ۲۰ متری مشاهده گردید.



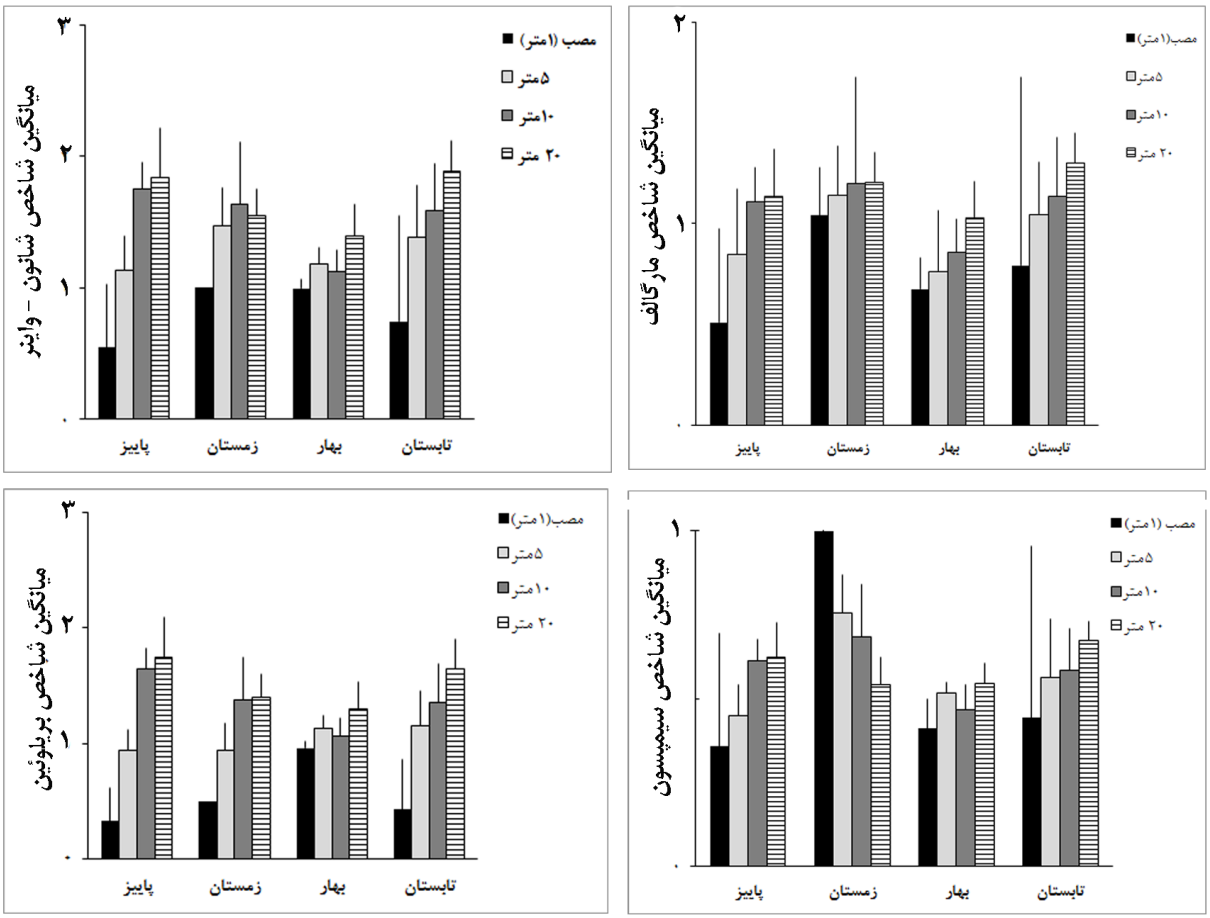
شکل ۲. میانگین فراوانی فصلی کرم‌های حلقوی مشاهده شده در رسوبات منطقه مطالعاتی (ساری)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]



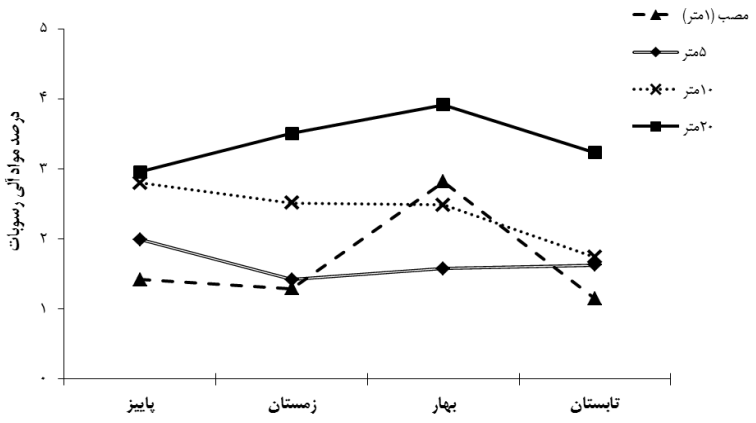
شکل ۳. میانگین تغییرات فصلی فراوانی پرتاران و کم‌تاران در اعماق مختلف منطقه مطالعاتی (ساری)



شکل ۴. تغییرات فصلی شاخص‌های تنوع و غنای گونه‌ای کرم‌های حلقوی در اعماق مختلف منطقه مطالعاتی (ساری)

بیشترین درصد مواد آلی رسوبات (۳/۹۲) در عمق ۲۰ متر، در فصل بهار و کمترین درصد آن (۱/۲۹) در عمق ۱ متر (دهانه مصب) و در فصل زمستان مشاهده گردید (شکل ۵). به‌طورکلی، درصد مواد آلی در رسوبات بستر با افزایش عمق افزایش یافته و مقدار میانگین آن در عمق ۲۰ متری نسبت به اعماق ۱، ۵ و ۱۰ متری به‌طور معنی‌داری بیشتر بود، به‌استثنای عمق ۱ متری (دهانه مصب) که درصد مواد آلی در این عمق در فصل بهار افزایش چشمگیری را نشان داد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]



شکل ۵. میانگین تغییرات فصلی درصد کل مواد آلی در رسوبات بستر اعماق مختلف منطقه مطالعاتی (ساری)

اعماق مختلف در تمام ایستگاه‌ها ازنظر تغییرات دمایی تفاوت معنی‌داری با یکدیگر نداشتند و تنها در فصل تابستان دما در عمق ۲۰ متری به‌طور معناداری کمتر از اعماق ۱، ۵ و ۱۰ متری بود. تفاوت معناداری در دمای آب بین فصول مختلف سال مشاهده گردید ($p<0/05$). حداکثر دمای آب در فصل تابستان در عمق ۵ متری (۰/۵۵± ۲۳/۰۰ درجه سانتی‌گراد) و حداقل دما نیز در فصل زمستان و در مصب (عمق ۱ متری) (۰/۲۵±۱۰/۰۷ درجه سانتی‌گراد) اندازه‌گیری شد.

میزان اکسیژن محلول در فصل پاییز و زمستان به‌طور معناداری بیشتر از تابستان بود ($p<0/05$). در فصل تابستان مقدار اکسیژن محلول در دهانه مصب (۱ متر) و نیز در عمق ۲۰ متری به‌طور معناداری کمتر از اعماق ۵ و ۱۰ متری بود. در سایر اعماق تفاوت معناداری در میزان اکسیژن محلول مشاهده نگردید. حداکثر میزان اکسیژن محلول (۰/۲۴±۸/۳۹ میلی‌گرم بر لیتر) در عمق ۲۰ متر در فصل پاییز و حداقل مقدار آن (۰/۲۵±۴/۵۲ میلی‌گرم بر لیتر) در عمق ۲۰ متری در فصل تابستان ثبت گردید. میزان اسیدیته آب بین ۰/۱۶±۶/۳۸ تا ۰/۲۸±۷/۴۲ متغیر بوده و در اعماق و فصول مختلف تفاوت معناداری نشان نداد ($p>0/05$).

جدول ۲. نوسانات (میانگین ± انحراف معیار) پارامترهای محیطی اندازه‌گیری شده در فصول و اعماق مختلف در منطقه مطالعاتی (ساری)

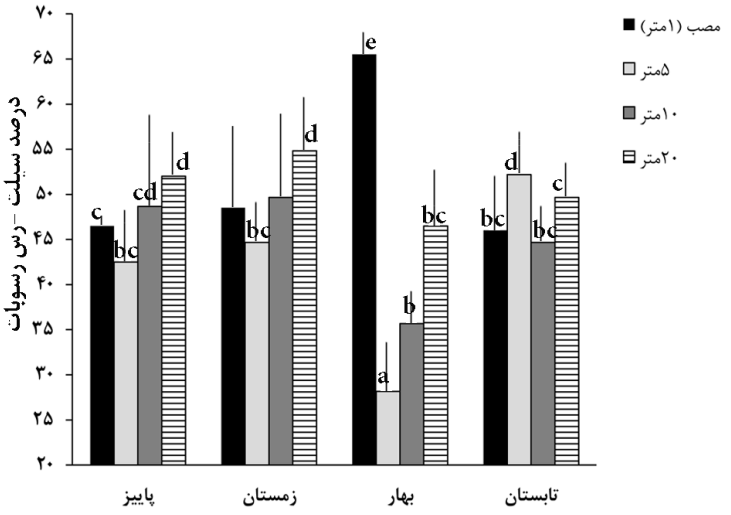
فصل	عمق (متر)	دما (درجه سانتی‌گراد)	اکسیژن محلول (میلی‌گرم بر لیتر)	اسیدیته	شوری (ppt)
بهار	۱	۱۶/۴۳±۰/۳۵	۶/۵۳±۰/۰۶	۷/۰۷±۰/۰۶	[a]۸/۱۷±۰/۱۲
	۵	۱۶/۴۴±۰/۹۹	۷/۹۳±۱/۳۸	۷/۰۲±۰/۶۳	[b]۱۲/۲۰±۱/۲۳
	۱۰	۱۶/۴۳±۰/۴۲	۷/۸۲±۰/۶۶	۷/۰۱±۰/۴۰	[b]۱۳/۰۰±۰/۴۷
	۲۰	۱۶/۳۶±۰/۵۹	۷/۶۷±۰/۷۴	۷/۱۰±۰/۰۷	[b]۱۲/۷۶±۰/۱۴
تابستان	۱	[ab]۱۹/۶۳±۰/۴۲	[a]۴/۹۰±۰/۱۰	۷/۱۷±۰/۰۶	[a]۹/۹۷±۰/۱۵
	۵	[b]۲۳/۰۰±۰/۵۵	[b]۶/۵۶±۰/۹۲	۷/۳۰±۰/۲۳	[b]۱۲/۹۳±۰/۶۷
	۱۰	[b]۲۱/۸۲±۱/۲۴	[b]۶/۶۶±۰/۱۹	۷/۲۸±۰/۳۷	[b]۱۳/۱۳±۰/۲۴
	۲۰	[a]۱۷/۱۸±۰/۴۴	[a]۴/۵۲±۰/۲۵	۶/۳۸±۰/۱۶	[b]۱۳/۲۶±۰/۲۲
پاییز	۱	۱۷/۰۷±۰/۰۶	۷/۳۰±۰/۳۶	۷/۱۷±۰/۰۶	[a]۱۰/۱۳±۰/۰۶
	۵	۱۷/۷۹±۰/۴۶	۷/۷۱±۰/۶۶	۷/۴۲±۰/۲۸	[b]۱۲/۷۶±۰/۸۸
	۱۰	۱۶/۹۶±۰/۵۳	۸/۲۲±۰/۵۵	۷/۳۷±۰/۴۰	[b]۱۳/۰۶±۰/۴۹
	۲۰	۱۷/۰۰±۰/۲۹	۸/۳۹±۰/۲۴	۷/۲۰±۰/۲۲	[b]۱۳/۱۸±۰/۱۱
زمستان	۱	۱۰/۰۷±۰/۲۵	۷/۷۰±۰/۱۰	۷/۱۰±۰/۱۰	[a]۱۰/۰۷±۰/۱۵
	۵	۱۰/۴۰±۰/۲۲	۷/۹۱±۰/۴۵	۷/۲۲±۰/۱۵	[b]۱۲/۲۸±۰/۳۷
	۱۰	۱۰/۱۸±۰/۲۷	۸/۱۷±۰/۴۶	۷/۲۴±۰/۲۰	[b]۱۲/۴۲±۰/۱۹
	۲۰	۱۰/۱۰±۰/۱۰	۷/۸۱±۰/۵۱	۷/۰۶±۰/۱۱	[b]۱۲/۴۹±۰/۲۵

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

در همه‌ی فصول مقدار شوری در دهانه‌ی مصب (عمق ۱ متری) نسبت به سایر اعماق، کاهش معناداری نشان داد و کمترین میزان شوری (۸/۱۷±۰/۱۲) نیز در فصل بهار در دهانه مصب اندازه‌گیری شد. حداکثر میزان شوری (۱۳/۲۶±۰/۲۲) در عمق ۲۰ متری و در فصل تابستان ثبت گردید.

حداکثر درصد سیلت- رس (۶۵/۵±۱۳/۴۴) در فصل بهار، در عمق ۱متر (دهانه مصب) و حداقل آن (۲۸/۱۷± ۴/۶۲) در فصل بهار و در عمق ۵ متر اندازه‌گیری شد. ایستگاه با عمق ۱ متری (دهانه مصب) در فصل بهار در مقایسه با ایستگاه‌هایی با اعماق ۵، ۱۰ و ۲۰ متری، به‌طور معنی‌داری دارای درصد سیلت- رس بیشتری بود و در عمق ۵ متری در مقایسه با اعماق ۱۰ و ۲۰ متری درصد سیلت- رس کمتر بود (شکل ۶). به‌طورکلی، به‌استثنای دهانه‌ی مصب رودخانه تجن، سایر ایستگاه‌ها در فصل پاییز و زمستان نسبت به فصل بهار و تابستان دارای درصد سیلت- رس بیشتری بود. حداکثر درصد ماسه (۴۵/۵۰ ±۷/۷۸) در فصل تابستان و در دهانه مصب (عمق ۱ متر) و حداقل آن نیز (۱۴/۳۳±۴/۴۱) در همان فصل و در عمق ۲۰ متری ثبت گردید.



شکل ۶. میانگین تغییرات فصلی درصد سیلت-رس در رسوبات بستر در اعماق مختلف منطقه مطالعاتی (ساری)

مقادیر همبستگی بین فاکتورهای محیطی اندازه‌گیری شده و فراوانی گروه‌های پرتاران و کم‌تاران در جدول ۳ نمایش داده شده است. نتایج نشان داد که بین فراوانی پرتاران با اکسیژن محلول، درصد ماسه در بستر و مقدار مواد آلی موجود در رسوبات، همبستگی مثبت و معنی‌داری وجود دارد. از طرفی، فراوانی کم‌تاران علاوه بر درصد ماسه در بستر و مقدار مواد آلی موجود در رسوبات، با شوری نیز همبستگی مثبت و معنی‌داری نشان داد، درحالی‌که فراوانی کم‌تاران با میزان اکسیژن محلول، همبستگی معناداری نداشت.

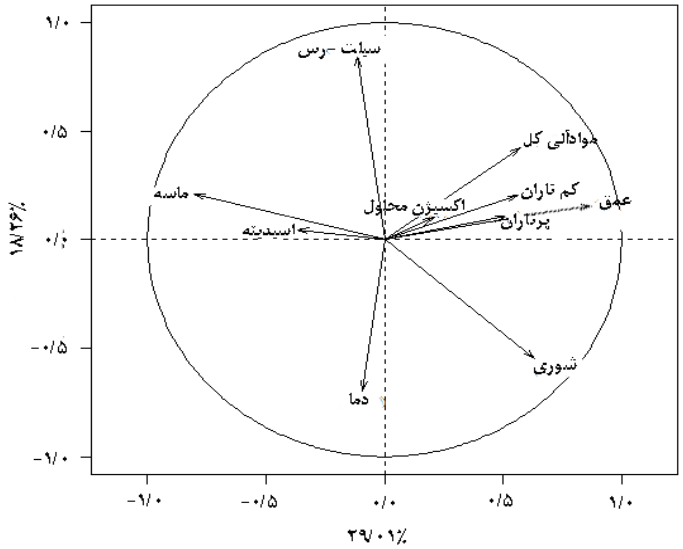
جدول ۳. نتایج همبستگی پیرسون بین فاکتورهای محیطی و فراوانی پرتاران و کم‌تاران در منطقه مطالعاتی

فاکتورهای محیطی	اکسیژن محلول	اسیدیته	شوری	درصد شن	درصد سیلت-رس	مواد آلی کل	فراوانی پرتاران	فراوانی کم‌تاران
دما	-۰/۳۵	۰/۰۴۴	۰/۲۱	۰/۰۲	-۰/۳۷	-۰/۱۸	۰/۰۱	-۰/۰۶
اکسیژن محلول		۰/۲۸	۰/۳۰	-۰/۰۴	-۰/۰۹	-۰/۰۳	۰/۳۰	۰/۱۱
اسیدیته			-۰/۰۹	۰/۲۸	۰/۱۲	۰/۲۳	-۰/۰۷	-۰/۰۶
شوری				-۰/۵۳	-۰/۴۶	۰/۰۸	۰/۰۹	۰/۲۴
درصد ماسه					۰/۲۳	-۰/۲۹	۰/۲۹	۰/۲۹
درصد سیلت-رس						۰/۲۱	-۰/۰۷	۰/۱۳
مواد آلی کل							۰/۲۹	۰/۲۴

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

نتایج ماتریس دوران یافته عامل برای تمامی پارامترهای مؤثر بر فراوانی کم تاران و پرتاران در شکل ۷ نشان داده شده است. فاکتورهایی با مقادیر ویژه بزرگ‌تر از یک برای چرخش واریامکس[1] و برای تمامی متغیرها مقادیر بارگذاری بزرگ‌تر از ۰/۵ به‌عنوان متغیرهای مؤثر و معنی‌دار انتخاب شدند. تحلیل عاملی نشان داد که درمجموع ۳ مؤلفه اصلی ۶۲/۲۷ درصد از کل تغییرات را توضیح می‌دهند. مؤلفه اول ۲۹/۰۱ درصد، مؤلفه دوم ۱۸/۲۶ درصد و مؤلفه سوم ۱۵/۰۰ درصد از کل تغییرات را شامل می‌شوند. مؤلفه اول بارگذاری مثبت و قوی متغیر عمق، بارگذاری مثبت و متوسط متغیر شوری، مواد آلی کل، فراوانی پرتاران و کم تاران و نیز بارگذاری منفی درصد ماسه را نشان داد. مؤلفه دوم بارگذاری مثبت و قوی درصد سیلت- رس و بارگذاری منفی دما و شوری را نشان داد. مؤلفه سوم بارگذاری مثبت و قوی اکسیژن محلول و اسیدیته را نشان داد.
به‌طورکلی، نتایج تحلیل مؤلفه‌ی اصلی نشان داد که عمق، مواد آلی کل و شوری اثر مثبت و درصد ماسه اثر منفی بر فراوانی کم تاران و پرتاران داشت.



شکل ۷. نتایج ماتریس دوران یافته عاملی برای پارامترهای مؤثر بر فراوانی کم‌تاران و پرتاران در رسوبات منطقه مطالعاتی (ساری)

بحث

مطالعات پیشین در منطقه تحقیقاتی تاکنون ۸ گونه از پرتاران را در تاریخچه‌ی زیستگاه خزری گزارش نموده است (Ghasemi *et al.*, 2014). اما در مطالعه حاضر تنها ۵ گونه پرتار مشاهده شد. تا قبل از سال ۲۰۰۵، Ampharetidae و Nereidae خصوصاً *Hypania invalida*، جمعیت غالب پرتاران در منطقه جنوب خزر را تشکیل می‌داد (Ghasemi *et al.*, 2014) ، اما نتایج این پژوهش نشان می‌دهد که در اغلب فصول سال *Streblospio gynobranchiata* گونه‌ی غالب پرتاران در منطقه مطالعاتی بوده و *H. invalida* در رتبه دوم ازنظر فراوانی قرار دارد، به‌استثنای فصل تابستان که *H. invalida* فراوانی بیشتری داشته است (شکل ۲). این نتایج با یافته‌های گزارش شده در مطالعات Taheri و همکاران (۲۰۰۷ و ۲۰۱۲) و نیز Ghasemi و همکاران (۲۰۱۴)، مبنی بر غالبیت *S. gynobranchiata* در سواحل جنوب دریای خزر مطابقت دارد. نخستین گزارش از حضور گونه‌ی *S. gynobranchiata* در مناطق جنوبی دریای خزر در سال ۱۳۸۴ منتشر شد (Taheri *et al*., 2004). گونه‌های مهاجم متعددی به روش‌های مختلف تاکنون وارد دریای خزر شده‌اند (Bij de Vaate *et al.*, 2002). *S. gynobranchiata* از طریق کانال ولگا-دن که در سال ۱۹۵۴ گشوده شد، به دریای خزر وارد شد؛ درحالی‌که *N. diversicolor* به‌صورت دستی و با هدف افزایش منابع غذایی ماهیان تجاری به دریای خزر معرفی گردید (Ghasemi *et al.*, 2013). به دلیل میدان اکولوژیکی مشابهی که *S. gynobranchiata* با *H. invalida* دارد - هردو پوده‌خوار سطح زی می‌باشند- لذا این دو گونه به‌نوعی رقیب هم محسوب می‌گردند. با توجه به اینکه در مطالعه‌ی حاضر

[1] varimax rotation

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]
[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

S. gynobranchiata ۵۸٪ از فراوانی کل پرتاران در نمونه‌های مشاهده شده را به خود اختصاص داده است، به نظر می‌رسد در رقابت با *H. invalida* که ۳۶٪ فراوانی پرتاران را تشکیل می‌دهد، در این منطقه برتری و غالبیت یافته است.

در این پژوهش، تنها یک گونه کم‌تار مورد شناسایی قرار گرفت و سایر کم‌تاران در حد خانواده متعلق به دو خانواده Tubificidae و Naididae شناسایی شدند. در مطالعه‌ای که در سال ۲۰۱۷ انجام شد، ۶ گونه کم‌تار در جنوب دریای خزر گزارش شده بود (Parr *et al.*, 2007) درحالی‌که در سال ۲۰۱۱ تنها وجود دو گونه کم تار در سواحل نور گزارش گردید (Taheri and Foshtomi, 2011).

نتایج نشان داد که پرتاران در فصل بهار از جمعیت بیشتری برخوردار بودند که این امر مربوط به چرخه تولیدمثلی این کرم‌ها می‌باشد. پرتاران بخش عمده‌ی رژیم غذایی ماهیان کفزی خوار را تشکیل می‌دهند و در اواخر زمستان به دلیل کاهش فشار شکارچیان (ماهیان کفزی خوار) جمعیت پرتاران افزایش یافته و هم‌زمان با فصل بهار و زادآوری آن‌ها تعداد افراد به‌طور معنی‌داری افزایش می‌یابد (Ghasemi *et al.*, 2014; Karpinsky, 2010). از طرفی، وقوع شکوفایی بهاره پلانکتونی که سبب ته‌نشست بقایای اجساد پلانکتون‌ها خصوصاً در پایان فصل بهار و اوایل تابستان می‌گردد نیز منبعی برای تأمین مواد آلی مورد نیاز این کرم‌ها بوده و درنتیجه سبب افزایش چشمگیر در فراوانی جمعیت آن‌ها می‌گردد (Taheri *et al.*, 2006). اگرچه افزایش مواد آلی در رسوبات سبب افزایش رشد و تولیدمثل پرتاران و کم تاران می‌گردد (Ghasemi *et al.*, 2014)؛ اما چنانچه مواد آلی در رسوبات بسیار زیاد افزایش یابند، به دلیل مصرف اکسیژن در فرایند تجزیه مواد آلی و فعالیت‌های باکتریایی، شرایط هیپوکسی یا فقدان اکسیژن در رسوبات ایجاد شده و خود، سبب کاهش جمعیت کفزیان می‌گردد. همان‌گونه که از مقایسه شکل ۳ استنباط می‌گردد، جمعیت پرتاران و کم‌تاران در فصل تابستان نسبت به بهار کاهش نشان می‌دهد و این می‌تواند ناشی از تراکم بالای مواد آلی در رسوبات پس از شکوفایی پلانکتونی بهاره باشد. نتایج مشابهی در مطالعات Ghasemi و همکاران در سال ۲۰۱۴ و نیز Kundu و همکاران در سال ۲۰۱۰ گزارش گردیده است.

نتایج تحلیل مؤلفه‌های اصلی نشان داد که بعد از فاکتور عمق، مواد آلی رسوبات، مؤثرترین فاکتور در فراوانی پرتاران و کم تاران می‌باشد (شکل ۷). همچنین به نظر می‌رسد افزایش درصد مواد آلی رسوبات (TOM) در فصل بهار (شکل ۵)، در افزایش جمعیت پرتاران که از این مواد آلی به‌عنوان منابع غذایی اصلی استفاده می‌نمایند مؤثر می‌باشد. همبستگی مثبت بین افزایش جمعیت پرتاران و درصد مواد آلی موجود در رسوبات که در مطالعه حاضر مشاهده شد (جدول ۳ و شکل ۵)، در مطالعات متعددی پیش از این نیز اثبات گردیده است (Darvish bastami *et al.*, 2013; Carregosa *et al.*, 2014; Ghasemi *et al.*, 2014; Gholami and Nabavi, 2015). در فصل پاییز و زمستان، فراوانی پرتاران در ایستگاه‌هایی با عمق ۱۰ و ۲۰ متر افزایش می‌یابد (شکل ۳) که با توجه به روند افزایش مواد آلی رسوبات در این اعماق در فصل پاییز و زمستان و نیز جنس دانه‌بندی بستر که افزایش درصد سیلت- رس را در این اعماق نشان می‌دهد، افزایش فراوانی پرتاران دور از انتظار نمی‌باشد؛ زیرا تراکم و فراوانی کفزیان تا حد زیادی تحت تأثیر جنس بستر است (Jalili *et al.*, 2011). پرتاران عموماً بسترهایی با درصد سیلت-رس بالاتر که حاوی مواد آلی بیشتری هستند را برای زیستن ترجیح می‌دهند. هرچه قطر ذرات تشکیل دهنده بستر کوچک‌تر باشد، به دلیل افزایش نسبت سطح به حجم توانایی بالاتری در جذب مواد آلی خواهند داشت (Darvish bastami *et al.*, 2013).

بررسی جمعیت کم‌تاران نشان می‌دهد که فراوانی اعضای این رده، در پاییز و زمستان در ایستگاه‌های عمیق‌تر بیشتر بوده است و این امر می‌تواند ناشی از تغذیه ماهیان از این گروه از کفزیان باشد. ماهیانی که برای تولیدمثل در اواخر زمستان به‌تدریج به آب‌های ساحلی و کم‌عمق وارد می‌شوند و با افزایش فشار تغذیه روی جمعیت کفزیان سبب کاهش فراوانی آن‌ها در مناطق کم‌عمق می‌گردند (Shariati, 1994). از سوی دیگر یکنواختی و پایداری شرایط محیطی در اعماق بیشتر و کاهش استرس‌های محیطی در این اعماق نسبت به مناطق کم‌عمق نیز، می‌تواند دلیلی برای افزایش فراوانی این گروه از کفزیان در اعماق ۱۰ و ۲۰ متر نسبت به اعماق ۱ و ۵ متر باشد. این امر در مطالعات Borhani و همکاران در سال ۱۳۹۲ نیز مورد اشاره قرار گرفته است. نمودارهای مربوط به فراوانی گونه‌های مختلف کرم‌های حلقوی در منطقه مطالعاتی (شکل ۲) نشان می‌دهد که ایستگاه مصبی (عمق ۱ متر) تقریباً در همه‌ی فصول، فراوانی بسیار کمتری نسبت به ایستگاه‌های دریایی داشته است. در مصب به دلیل افزایش تلاطم و ناپایداری بستر و سرعت ته‌نشینی انواع ذرات، جنس بستر بیشتر ماسه‌ای است و بستر اغتشاش بسیار

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

بیشتری دارد که این امر محیط را برای زیست کف‌زیان نامناسب می‌سازد. در فصل بهار میزان مواد آلی موجود در رسوبات منطقه‌ی مصبی به علت حجم بالای مواد آلی وارد شده از رودخانه‌ی تجن و بالا بودن تولید اولیه در این منطقه، افزایش چشمگیری را نشان می‌دهد (شکل ۵) و همین امر می‌تواند از دلایل افزایش فراوانی پرتاران در منطقه مطالعاتی در فصل بهار باشد (شکل ۳). Borhani و همکاران نیز در تحقیقی که در سال ۱۳۹۲ در مناطق مصبی رودخانه بابل رود انجام دادند به نتایج مشابهی دست یافتند. Gholami و Nabavi (۲۰۱۵) و نیز Taheri و همکاران (۲۰۱۲) نیز در بحث پیرامون نتایج مطالعات خود به این نکته اشاره نموده‌اند.

در آب‌های لب‌شور (مانند دریای خزر) دو متغیر محیطی شوری و میزان اکسیژن محلول، اصلی‌ترین نقش را در پراکنش و فراوانی جوامع کف‌زی ایفا می‌کنند (Ronnberg and Bonsdorff, 2004). همان‌گونه که جدول ۲ نشان می‌دهد، در فصل بهار کمترین میزان شوری در منطقه مطالعاتی ثبت گردیده است که این امر نیز می‌تواند از علل تغییر در فراوانی پرتاران و افزایش جمعیت آن‌ها در منطقه باشد. Ghasemi و همکاران (۲۰۱۴) و Taheri و همکاران (۲۰۱۲) نیز در خصوص تأثیر نوسانات فصلی شوری بر فراوانی کف زیان، به نتایج مشابهی اشاره نموده‌اند.

در مطالعه اخیر هیچ‌گونه همبستگی بین تراکم پرتاران و کم‌تاران با دما مشاهده نگردید؛ درحالی‌که در مطالعه Taheri و همکاران (۲۰۱۲)، تراکم پرتاران همبستگی منفی با دما داشته است و این امر احتمالاً مربوط به تفاوت در منطقه مطالعاتی آن‌ها می‌باشد؛ زیرا مطالعه‌ی مذکور در خلیج گرگان انجام شده که ازلحاظ شرایط محیطی بسیار بی‌ثبات بوده و نوسان پارامترهای فیزیکی محیط به دلیل عمق کم و محصور بودن خلیج بسیار چشمگیر است.

نتایج پژوهش حاضر همچنین نشان می‌دهد که میانگین فراوانی هر دو گروه پرتاران و کم‌تاران با درصد سیلت-رس و میزان مواد آلی بستر همبستگی مثبت داشته است. پرتاران با میزان اکسیژن محلول نیز رابطه همبستگی مثبت و معنی‌دار نشان دادند درحالی‌که فراوانی کم‌تاران با این فاکتور همبستگی نداشت و به‌جای آن، با شوری همبستگی مثبت نشان داد (جدول ۳). این امر می‌تواند مؤید این موضوع باشد که زیستگاه اصلی کم‌تاران، محیط‌های دریایی با شوری نسبتاً بالاتری نسبت به دریای خزر می‌باشد و پایین بودن میزان شوری در دریای خزر می‌تواند از دلایل کاهش تنوع اعضای این رده از کرم‌های حلقوی در این بوم سامانه آبی باشد. بااین‌وجود، توجه به این مهم ضروری است که عوامل متعددی ازجمله رقابت، مرگ و میر، چرخه‌های تولیدمثلی، مهاجرت شکارچیان و عوامل مؤثر بر جمعیت شکارچیان و ... بر تراکم کف‌زیان نقش غیرقابل انکاری دارند و بنابراین در نظرگرفتن یک رابطه‌ی ساده بین تراکم کف‌زیان و فاکتورهای فیزیکوشیمیایی محیط نمی‌تواند از درجه اطمینان صد درصد برخوردار باشد.

شاخص تنوع شانون– وینر و مارگالف نشان داد که کرم‌های حلقوی در فصل تابستان بیشترین و در فصل زمستان کمترین تنوع گونه‌ای را در منطقه مطالعاتی داشته‌اند. شاخص تنوع شانون- وینر و شاخص غنای گونه‌ای مارگالف به بررسی کیفیت زیستگاه ازنظر تعداد گونه‌ها و فراوانی گونه‌ها می‌پردازد. هرچه مقدار شاخص غنای گونه‌ای بیشتر باشد، ثبات محیط بالاتر بوده و اغتشاش و استرس در محیط کمتر است. مقدار شاخص شانون- وینر با افزایش تعداد گونه‌های جامعه زیاد می‌شود و بین صفر تا ۵ متغیر است. درواقع هرچه مقدار عددی شاخص شانون کمتر باشد، گویای شرایط سخت و پراسترس جامعه است (Ejtehadi *et al*., 2001). همان‌طور که نتایج مربوط به شاخص شانون- وینر نشان می‌دهد، مقدار این شاخص در مصب نسبت به ایستگاه‌های دریایی کمتر بوده و با افزایش عمق مقدار این شاخص افزایش یافته است (شکل ۴). مقدار شاخص مارگالف نیز با افزایش عمق افزایش یافته و در عمق ۲۰ متر نسبت به اعماق کمتر، افزایش نشان می دهد. این امر به دلیل وجود ثبات نسبی در شرایط محیطی در اعماقِ بیشتر می‌باشد. مصب یکی از پراسترس‌ترین مناطق اکوسیستم‌های دریایی محسوب می‌شود که همواره تحت تأثیر نوسانات شدید فاکتورهای فیزیکوشیمیایی محیط قرار دارد. از طرفی بار آلاینده‌هایی که توسط رودخانه حمل می‌شود نیز بر میزان آشفتگی و استرس در محیط‌های مصبی می‌افزاید؛ لذا پایین بودن شاخص غنای گونه‌ای در مناطق مصبی دور از انتظار نیست. مقدار شاخص بریلوئین نیز با افزایش عمق افزایش یافته و بیشترین مقدار آن در فصل پاییز و در عمق ۲۰ متری ثبت گردید. شاخص بریلوئین همانند شاخص شانون به گونه‌های نادر حساس بوده و مقدار عددی آن به‌ندرت از ۴/۵ تجاوز می‌کند. در مقایسه شاخص بریلوئین با شاخص شانون می‌توان گفت که هردو تخمین‌های مشابهی از

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

تنوع دو مکان دارند؛ بااین‌وجود، شاخص بریلوئین عموماً مقدار عددی کمتری را نشان می‌دهد. شاخص بریلوئین مجموعه‌های مشخصی را توصیف می‌کند درحالی‌که شاخص شانون، تنوع قسمت‌های نمونه‌برداری نشده را به‌خوبی مناطق نمونه‌برداری شده برآورد می‌کند. علت استفاده توأم از این دو شاخص این است که در صورت تغییر نسبت سهم افراد به‌طور یکسان، در مقدارِ عددی شاخص شانون تغییری حاصل نمی‌شود ولی شاخص بریلوئین قادر به نشان دادن این تغییر است (Ejtehadi *et al*., 2001). شاخص هتروژنیتی سیمپسون در زمستان بیشترین مقدار را در مصب نشان داد و با افزایش عمق از هتروژنیتی بستر کاسته شد (شکل ۴). شاخص سیمپسون به‌شدت متوجه گونه‌های غالب در نمونه است ولی به غنای گونه‌ای حساسیت اندکی دارد و مقدار آن از صفر تا یک تغییر می‌کند. اعداد نزدیک به صفر نمایانگر کمترین یکنواختی و اعداد نزدیک به یک بیشترین یکنواختی را نشان می‌دهند (Ejtehadi *et al*., 2001).

درمجموع به نظر می‌رسد تنوع گروه‌های پرتاران و کم‌تاران در منطقه مطالعاتی نسبت به مطالعات قبلی کاهش اندکی داشته است، درحالی‌که فراوانی گونه‌های غالب افزایش چشمگیری نشان می‌دهد. از طرفی، شرایط محیطی در بوم‌سامانه‌ی خزری کاملاً منحصربه‌فرد بوده و ثبات نسبی فاکتورهای محیطی در آن، سبب ایجاد شرایط مناسب برای غالبیت گونه‌های خاص گردیده است. به نظر می‌رسد پایش مداوم تنوع و فراوانی کف‌زیان خصوصاً رده‌های پر اهمیتی همچون پرتاران و کم‌تاران که نقش کلیدی در شبکه‌های غذایی و پایداری این زیستگاه دارند و به‌خوبی منعکس‌کننده‌ی سلامت بوم‌شناختی منطقه می‌باشند، از مهم‌ترین اولویت‌های پایش زیست‌محیطی در بوم سامانه‌ی خزری به شمار می‌آید.

منابــع

Al-Abbad, M.Y.M. 2012. New records of twelve species of Oligochaeta (Naididae and eolosomatidae) from the Southern Iraqi Marshes, Iraq. Jordan Journal of Biological Sciences. 5(2): 105-11.

Bij de Vaate, A., Jazdzewski, K., Ketelaars, H.A., Gollasch, S., Van der Velde, G. 2002. Geographical patterns in range extension of Ponto-Caspian macroinvertebrate species in Europe. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. 59(7): 1159-74.

Borhani Jeloodar, M., Esmaeili Fereidouni, A., Nabavi, S.M.B. 2013. Seasonal variations of density and biomass of macrobenthic fauna in shallow water coasts of the Caspian Sea and Babolroud estuary (Babolsar). Journal of Marine Biology. 5(2): 47-60.

Carregosa, V., Velez, C., Pires, A., Soares, A.M., Figueira, E., Freitas, R. 2014. Physiological and biochemical responses of the Polychaete *Diopatra neapolitana* to organic matter enrichment. Aquatic Toxicology. 155: 32-42.

Cinar, M.E., Ergen, Z., Dagli, E., Petersen, M.E. 2005. Alien species of spionid polychaetes (Streblospio gynobranchiata and Polydora cornuta) in Izmir Bay, eastern Mediterranean. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 85(04): 821-7.

Darvish Bastami, K., Bagheri, H., Soltani, F., Hamzepoor, A. 2013. Environmental quality assessment of the Caspian Sea coast (Sisangan) based on the AMBI index. Journal of Environmental Science and Engineering. 1(3): 69-78. (in Persian)

Dean, H.K. 2008. The use of polychaetes (Annelida) as indicator species of marine pollution: a review. Revista de Biología Tropical. 56(4): 11-38.

Delinad, L., Nazari, F. 2000. Caspian Sea invertebrate Atlas. Birshtain, Y.A., Vinograboba, L.G., Kondakov, N.N., Koon, M.S., Astakhova, T.V., Romanova, N.N. Iranian Fisheries Research Institute. Iran. 610 p. (in Persian)

Dumont, H. 2000. Endemism in the Ponto-Caspian fauna, with special emphasis on the Onychopoda (Crustacea). Advances in Ecological Research. 31: 181-96.

Ejtehadi, H., Sepehry, A., Akkafi, H.R. 2001. Methods of Measuring Biodiversity. 2^{end} edition. Ferdowsi University of Mashhad Publication. 228 p. (in Persian)

Fauchald, K. 1977. The polychaete worms; definitions and keys to the orders. families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County, Science Series 28. pp. 1-190.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

Ghasemi, A.F., Taheri, M., Jam, A. 2013. Does the introduced polychaete *Alitta succinea* establish in the Caspian Sea? Helgoland Marine Research. 67(4): 715.

Ghasemi, A.F., Clements, J.C., Taheri, M., Rostami, A. 2014. Changes in the quantitative distribution of Caspian Sea polychaetes: Prolific fauna formed by non-indigenous species. Journal of Great Lakes Research. 40(3): 692-8.

Gholami, Z., Nabavi, S.M.B. 2015. Influence the amount of total organic matter (TOM) and Grain sediment on dispersal of macrobenthic community in western Haffar River in Khoramshahr. Journal of Environmental Science and Technology. 17(3): 97-103. (in Persian)

Gregory, A. 2007. Response of macrobenthic communties to oil spills along Goa coast. PhD thesis. Mumbai University - National Institute of Oceanography. Goa. India. 87 p.

Holm, N.A., McIntyre, A.D. 1989. Methods for the Study of Marine Benthos. IBP Handbook Blackwell: Oxford.

Jalili, M., Negarestan, H., Safaeyian, SH. 2011. An investigation on macro benthic fauna of Southwestern of Anzali Lagoon and the relation of organic material to macro invertebrates. Journal of Oceanography. 1(4): 11-19. (in Persian)

Jaweir, H.J., Salman, J.M., Abaid, Z.H. 2014. Spatial and temporal distribution of benthic Oligochaeta in Euphrates River, middle of Iraq. Mesopotamia Environmental Journal. 1(1): 1-6.

Karpinsky, M. 2010. The Caspian Sea benthos: Unique fauna and community formed under strong grazingpressure. Marine Pollution Bulletin. 61(4): 156-161.

Kazanci, N., Girgin, S. 1998. Distribution of Oligochaeta species as bioindicators of organic pollution in Ankara Stream and their use in biomonitoring. Turkish Journal of Zoology. 22(1): 83-88.

Kundu, S., Mondal, N., Lyla, P., Ajmal Khan, S. 2010. Biodiversity and seasonal variation of macro-benthic infaunal community in the inshore waters of Parangipettai Coast. Environmental Monitoring and Assessment. 163(1): 67-79.

Maguran, A.E. 1988. Ecological diversity and its Measurement. Chapman & Hall. 179 p.

Mandal, F.B. 2012. Invertebrate Zoology. Prentice-Hall of India Pv. 368 p.

Margalef, R. 1958. Information theory in ecology. General Systematics. 3: 36-71.

Nybakken, J.W., Bertness, M.D. 2001. Marine Biology: an Ecological Approach. 5th edition. San Francisco: Benjamin Cummings. 516 p.

Parr, T., Tait, R., Maxon, C., Newton, F., Hardin, J. 2007. A descriptive account of benthic macrofauna and sediment from an area of planned petroleum exploration in the southern Caspian Sea. Estuarine Coastal and Shelf Science. 71(1): 170-180.

Rönnberg, C., Bonsdorff, E. 2004. Baltic Sea eutrophication: area-specific ecological consequences. Biology of the Baltic Sea: Springer. pp. 227-241.

Sarkar, S.K., Bhattacharya, A., Giri, S., Bhattacharya, B., Sarkar, D., Nayak, D.C., Chattopadhaya, A.K. 2005. Spatiotemporal variation in benthic polychaetes (Annelida) and relationship with environmental variables in a tropical estuary. Wetland Ecology and Management. 13: 55-67.

Shannon, C.E., Weaver, W. 1998. The Mathematical Theory of Communication. University of Illinois press, Urbana.

Simboura, N., Zenetos, A. 2002. Benthic indicators to use in ecological quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new biotic index. Mediterranean Marine Science. 3(2): 77-111.

Shariati, A. 1994. Ecology of the Caspian Lake. Kasymov, A. Iranian Fisheries Research Institute. 274 p.

Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. Nature. 163- 688.

Taheri, M., Seyfabadi, J., Abtahi, B., Yazdani Fashami, M. 2004. Morphological and biological characteristics of *Streblospio gynobranchiata*, on the northern coast of the Caspian Sea. Journal of Marine Science and Technology. 2(3,4): 23-29 (in Persian)

Taheri, M., Seyfabadi, J., Yazdani Foshtomi, M. 2006. Ecological study and species identification of polychaetes of Gorgan Bay (Bandargaz Coast). Iranian Journal of Biology. 20(2): 286-294. (in Persian)

Taheri, M., Yazdani, F.M., Seyfabadi, J. 2007. Ecological study and species identification of polychaetes of Gorgan Bay (Bandargaz Coast). Iranian Journal of Biology. 20(2): 277-295.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]

Taheri, M., Yazdani Foshtomi, M. 2011. Community structure and biodiversity of shallow water macrobenthic fauna at Noor coast, South Caspian Sea, Iran. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom. 91(3): 607-613.

Taheri, M., Foshtomi, M.Y., Noranian, M., Mira, S.S. 2012. Spatial distribution and biodiversity of macrofauna in the southeast of the Caspian Sea, Gorgan Bay in relation to environmental conditions. Ocean Science Journal. 47(2): 113-122.

Tait, R., Maxon, C., Parr, T., Newton, F., Hardin, J. 2004. Impact assessment and benthic recruitment following exploration drilling in the South Caspian Sea. SPE International Conference on Health, Safety, and Environment in Oil and Gas Exploration and Production, Society of Petroleum Engineers.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical Analysis. 3rd edition. Prentic-Hall, Englewood Cliffs, NJ. 662 p.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2025-08-02]

[DOR: 20.1001.1.23222751.1397.8.1.8.0]