University of Hormozgan

Journal of Aquatic Ecology

ISSN Print: 2322-2751 ISSN Online: 2980-9355

Homepage: https://jae.hormozgan.ac.ir

Assessment the ecological status of aquatic ecosystems using AMBI and BENTIX ecological indicators in the southern part of the Caspian Sea: along the Tamishan and Glandroud rivers (Noor County)

Maryam Zakavi[1], Mehdi Ghodrati Shojaei[1]✉, Akbar Rashidi Ebrahim Hesari[1]

1. 1. Department of Marine Biology, Faculty of Natural Resources and Marine Sciences, Tarbiat Modares University, Noor, Iran .

Article Info

Article type:
Research Article

Article history:
Received: 29 October 2024
Accepted: 3 January 2025
ePublished: 25 January 2025

✉**Corresponding Author:**
mshojaei@modares.ac.ir

Keywords:
Benthic Macroinvertebrates, Ecological Indicators, Ecosystem Management, Caspian Sea.

ABSTRACT

The primary objective of this study was to assess the ecological status of the southern Caspian Sea coast (Noor city) using the AMBI and BENTIX indices. Invertebrate sampling was conducted at six stations situated at the mouths of the Glandroud and Tamishan rivers. These stations included near-shore, mid-shore, and offshore locations at distances of 500 m, 1000 m, and 1500 m from the coastline, respectively. Sampling was carried out using a Van Veen grab with three replicate collections at each station. The results showed that the phylum Mollusca, class Bivalvia, order Cardiida, and family Cardiidae were the most abundant, comprising 82%, 65%, 44%, and 41% of the sampled communities, respectively. Additionally, bivalves dominated in terms of both diversity and density, occurring in the majority of stations. Ecological assessments based on the AMBI index revealed that the Glandroud River was categorized as slightly disturbed, while the Tamishan River ranged from slightly disturbed to moderately disturbed. According to the BENTIX index, the Glandroud River was classified as moderately to slightly disturbed, while the Tamishan River was classified as disturbed. A comparative analysis using the AMBI index indicated that the Tamishan River exhibited higher pollution levels, leading to a higher prevalence of resistant and opportunistic species at those stations.

CC BY NC

Publisher: University of Hormozgan

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

EXTENDED ABSTRACT

Introduction

Human activities have a profound impact on marine and estuarine environments, making the monitoring, assessment, and management of ecological integrity essential for the long-term sustainability of these systems (Borja and Dauer, 2008). Anthropogenic stressors, along with climate change, are causing significant disruptions to marine species communities. Benthic invertebrate communities, which play a critical role in the Caspian Sea ecosystem, comprise a large proportion of the region's endemic species (Herman et al., 1999; Platell, Orr, and Potter, 2006). To effectively manage and assess these ecosystems, it is crucial to evaluate the ecological status of their individual components (Ponti, Colangelo, and Ceccherelli, 2007). Several methods exist for assessing macrobenthic invertebrate communities, including biodiversity indicators and ecological quality status indices, such as the AMBI, BENTIX, and B-IBI, along with models like the Rosenberg-Pearson model and the abundance-biomass curve. This study utilized the AMBI and BENTIX indices to assess the ecological status of the Southern Caspian Sea.

Materials and Methods

To sample benthic invertebrates in the southern Caspian Sea, two linear transects were selected, perpendicular to the coast, with six stations situated along the coast of Noor city, near the mouths of the Glandroud and Temishan rivers. Each transect included three stations at varying distances from the coast: 500 m, 1000 m, and 1500 m. The samples were identified, counted, and weighed to the species level when possible, with abundance calculated in terms of the number of individuals per square meter (Birstein, 1938; Birstein and Romanova, 1968; Logvinenko and Starobogatov, 1968; Kasymov, 1989; Milligan and Hulbert, 1995; Eleftheriou, 2013).

Results

A total of 29 species from the phyla Mollusca and Arthropoda were identified in this study. The results indicate that the Glandroud river, across all stations, is classified as slightly disturbed according to the AMBI classification. In contrast, the Temishan river is categorized as slightly disturbed to moderately disturbed, suggesting it is more polluted than the Glandroud river. Using the BENTIX index, the ecological classification of the studied stations in both transects showed that the Temishan river was classified between disturbed and undisturbed, while the Glandroud river fell within the moderate to slightly disturbed category.

Conclusion

The AMBI and BENTIX indices are highly sensitive to environmental changes, but their effectiveness can vary in areas with significant ecological variability. The unique characteristics of the Caspian Sea may influence the performance of these indices, potentially leading to distorted assessments of ecological status. Therefore, evaluating the biodiversity and ecological status of Caspian Sea ecosystems is critical for developing conservation, restoration, enhancement, and sustainable development strategies.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

بوم‌شناسی آبزیان
شاپا چاپی: ۲۷۵۱-۲۳۲۲ شاپا الکترونیکی: ۹۳۵۵-۲۹۸۰
https://jae.hormozgan.ac.ir
دانشگاه هرمزگان

ارزیابی وضعیت اکولوژیکی بوم‌سازگان آبی با استفاده از شاخص‌های بوم شناختی AMBI و BENTIX در بخش جنوبی دریای خزر: امتداد دو رودخانه تمیشان و گلندرود (شهرستان نور)

مریم زکوی[۱]، مهدی قدرتی شجاعی✉[۱]، اکبر رشیدی ابراهیم حصاری[۱]

۱. گروه زیست شناسی دریا، دانشکده منابع طبیعی و علوم دریایی، دانشگاه تربیت مدرس، نور، ایران.

اطلاعات مقاله

نوع مقاله:
مقاله پژوهشی

تاریخ دریافت: ۱۴۰۳/۰۸/۰۸
تاریخ پذیرش: ۱۴۰۳/۱۰/۱۴
تاریخ انتشار: ۱۴۰۳/۱۱/۰۶

✉ **نویسنده مسئول:**
mshojaei@modares.ac.ir

کلیدواژه‌ها:
درشت بی‌مهرگان کف‌زی،
شاخص‌های بوم‌شناختی،
مدیریت بوم سازگان،
دریای خزر.

چکیده

هدف از این پژوهش بررسی وضعیت اکولوژیکی سواحل جنوبی دریای خزر (شهرستان نور) با استفاده از شاخص‌های AMBI و BENTIX بود. نمونه‌برداری از بی‌مهرگان در شش ایستگاه و در دهانه رودخانه‌های گلندرود و تمیشان صورت گرفت. ایستگاه‌ها به ترتیب شامل ایستگاه‌های نزدیک به ساحل، میانی و دور از ساحل بودند که به فواصل ۵۰۰ متر، ۱۰۰۰ متر و ۱۵۰۰ متر از خط ساحلی انتخاب شدند. نمونه‌برداری از بی‌مهرگان به کمک گرب ون وین و با سه تکرار در هر ایستگاه انجام گرفته است. در پژوهش حاضر، شاخه Mollusca، رده Bivalvia، راسته Cardiida و خانواده Cardiidae به ترتیب با ۸۲، ۶۵، ۴۴ و ۴۱ درصد دارای بیشترین فراوانی بودند. همچنین دوکفه‌ای ها از نظر تنوع و تراکم در رتبه اول قرار داشته و در اکثر ایستگاه‌ها مشاهده شدند. نتایج ارزیابی بوم‌شناختی مناطق نمونه‌برداری نشان داد که براساس شاخص AMBI رودخانه گلندرود در وضعیت کمی آشفته و رودخانه تمیشان در وضعیت کمی آشفته تا آشفتگی متوسط قرار دارند. همچنین براساس شاخص BENTIX رودخانه گلندرود در وضعیت آشفتگی متوسط تا کمی آشفته و رودخانه تمیشان در وضعیت آشفته قرار داشتند. نتایج نشان داد که در مقایسه دو رودخانه، رودخانه تمیشان دارای آلودگی بیشتری نسبت به رودخانه گلندرود می‌باشد که یکی از علت های اصلی غالب شدن تعداد زیاد گونه های مقاوم و فرصت طلب در امتداد ان رودخانه است.

ناشر: دانشگاه هرمزگان

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

مقدمه

دریای خزر با مساحت حدود ۳۹۰۰۰۰ کیلومتر مربع بزرگترین پهنه آب داخلی روی زمین و بزرگترین گستره آبی محصور در جهان است که با پنج کشور روسیه، آذربایجان، ایران، ترکمنستان و قزاقستان در ارتباط است. در طول ۴۰ سال گذشته، وضعیت زیست محیطی دریای خزر به دلیل تأثیر عوامل مختلف از جمله نوسانات سطح دریا، صید بیش از حد، آلودگی و ورود گونه‌های مهاجم به ویژه *Mnemiopsis leidyi* تغییر قابل توجهی داشته است (Bagheri *et al*., 2012; Leroy *et al*., 2022).

منطقه دریای خزر به عنوان یک مکان اصلی تولید نفت، در معرض بارهای آلودگی بزرگ ناشی از صنایع نفت و گاز قرار گرفته است (Madani *et al*., 2014; Zarezadeh *et al*., 2017). علاوه بر این، توسعه سریع شهرنشینی، توسعه صنعتی و کشاورزی در نواحی ساحلی و همچنین رقابت سیاسی و اقتصادی در استفاده از منابع دریای خزر (Madani and Gholizadeh, 2011) شرایط زیست محیطی در دریا را تشدید کرده است (Kostianoy and Kosarev, 2005).

در مقیاس جهانی، با توجه به تأثیر بسیار فعالیت‌های انسانی بر محیط‌های دریایی و مصب رودخانه‌ها، نظارت، ارزیابی و مدیریت یکپارچگی بوم‌شناختی برای ارتقای پایداری بلندمدت این سیستم‌ها ضروری است (Borja and Dauer, 2008). عوامل تنش‌زای انسانی در کنار پدیده‌های مرتبط با تغییرات اقلیم، اختلالات مهمی را در سطح جوامع گونه‌های دریایی به وجود می‌آورند. در محیط‌های ساحلی، مواد آلاینده بسته به خواص فیزیکی–شیمیایی خود، به ذرات معلق در آب متصل می‌شوند که در نهایت در سطح رسوبات ته‌نشین و تجمع می‌یابند و در اثر تغذیه برخی بی‌مهرگان به سطوح تغذیه‌ای بالاتر منتقل می‌شوند (Burton Jr, 2002). جوامع بی‌مهرگان کف‌زی یکی از اجتماعات زیستی خزر می‌باشد که بخش بزرگی از گونه‌های بومی خزر را شامل می‌شوند (Herman *et al*., 1999; Platell *et al*., 2006). به طور کلی بی‌مهرگان کف زی اغلب برای ارزیابی شرایط بوم‌شناختی مورد استفاده قرار میگیرند (O'Brien *et al*., 2016). به دلیل آنکه ۱) جمع‌آوری آنها به شکل ساده صورت می‌گیرد. ۲) با چشم غیرمسلح قابل مشاهده‌اند. ۳) دارای چرخه زندگی نسبتاً طولانی هستند. ۴) همچنین مقاومت نسبی بسیاری از آنها نسبت به آلودگی‌ها مشخص شده است (Pearson, 1978; Shojaei *et al*., 2021).

به منظور مدیریت و ارزیابی بوم‌سازگان‌ها، ارزیابی وضعیت اکولوژیکی اجزای تشکیل‌دهنده آنها ضروری می‌باشد (Ponti et al., 2007). به این منظور روش‌های متفاوتی با استفاده از جوامع درشت بی‌مهرگان کف‌زی وجود دارد که از آن جمله می‌توان به نشانگرهای تنوع زیستی و نشانگرهای وضعیت کیفیت اکولوژیک مانند AMBI ، BENTIX، B-IBI و مدل‌هایی مانند مدل Rosenberg-Pearson و منحنی بیومس–زی‌توده اشاره کرد. در این مطالعه از نشانگرهای AMBI و BENTIX برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی منطقه موردمطالعه استفاده شد. AMBI شاخص زیستی دریایی بر اساس توزیع فراوانی افراد جوامع بسترهای نرم بر پایه پنج گروه بوم‌شناختی آنها می‌باشد. این شاخص در برابر انواع آلودگی‌های شیمیایی هم در مصب‌ها و هم در خوریات کاربرد دارد (Borja *et al*., 2000). AMBI برای گروه بزرگی از منابع تأثیرگذار بر بوم‌سازگان شامل ریزش‌های حفاری، تشکیلات بندری و لنگرگاه‌ها، ورود فلزات سنگین، بازسازی محیط و سیستم‌های آلوده تحت تأثیر عوامل آشفتگی، فرآیندهای لایروبی، استخراج شن و ماسه و ریزش‌های نفتی برای بسیاری از نواحی با موقعیت‌های جغرافیایی مختلف کاربرد دارد. به طور کلی، این کار مطابق با اندازه‌گیری‌های ساختار جامعه و روش‌های چند متغیره مورد استفاده در ارزیابی اثرات انسانی انجام شد (Borja, 2004; Borja and Muxika, 2005). شاخص BENTIX یک شاخص زیستی دریایی مبتنی بر مفهوم گونه‌های شاخص است و همچنین به منظور طبقه‌بندی وضعیت اکولوژیکی محیط‌زیست دریایی با استفاده از عناصر کیفی بی‌مهرگان بزرگ توسعه یافته است. این شاخص برای ارزیابی تأثیرات ناشی از عوامل استرس عمومی طراحی شده است و بین اختلالات طبیعی و انسانی تفاوتی قائل نمی شود (Simboura *et al*., 2007).

تاکنون پژوهشگران و محققین بسیاری در نقاط مختلف دنیا بوم‌سازگان‌های آبی را از جنبه‌های گوناگون مورد مطالعه و بررسی قرار داده اند. Simboura (۲۰۰۷) و همچنین Borja و همکاران (۲۰۰۰) بیش از ۲۰۰۰ گونه شاخص را با توجه به میزان مقاومت آنها به استرس شناسایی نمودند. در پژوهشی از Xu و همکاران (۲۰۲۱) وضعیت کیفیت بوم‌شناختی اعماق دریا جوامع بی‌مهرگان کف‌زی با استفاده از شاخص‌های کارکردی در جنوب دریای زرد چین مورد مطالعه گرفته است. براساس نتایج حاصل،

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

تنوع گونه‌ها در طول پاییز کمی بیشتر از تابستان بود. نتایج ارزیابی زیستی، بر اساس 'H، AMBI و M-AMBI نشان داد که بیشتر مناطق در دریای زرد جنوبی می‌توانند به عنوان وضعیت متوسط یا خوب طبقه‌بندی شوند (Xu *et al*., 2021). در سالهای اخیر پژوهش‌های متوعی در راستای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی بوم‌سازگان دریای خزر صورت گرفته است. برای نمونه: در پژوهشی با هدف کاربرد برخی از شاخص‌های زیستی بر روی جوامع کف‌زی در سواحل جنوب شرقی دریای خزر (تالاب گمیشان) انجام گرفته است. نتایج نشان داد که بر اساس دو شاخص زیستی AMBI و BENTIX این منطقه در تابستان دارای بیشترین و در پاییز کمترین میزان آشفتگی زیست محیطی را دارند (Basatnia *et al*., 2015). در پژوهشی به منظور بررسی وضعیت اکولوژیکی بسترهای نرم در خلیج گرگان، توزیع زمانی و مکانی بی‌مهرگان کف‌زی و ارتباط آن‌ها با تنش‌های محیطی مورد بررسی قرار گرفته است. با توجه به نتایج به دست آمده، آنالیز شاخص‌ها (AMBI و BENTIX) وضعیت بوم‌شناختی بخش غربی خلیج گرگان بهتر از سایر بخش‌ها ارزیابی شده بود (Zaferani and Ghasem, 2015). همچنین پژوهشی با هدف بررسی بوم‌شناختی جوامع بی‌مهرگان کف‌زی در خط ساحلی دریای خزر (آستارا، انزلی، چمخاله، رامسر، سی سنگان، بابلسر، امیرآباد و خواجه نفس) با استفاده از شاخص‌های بوم‌شناختی AMBI وBENTIX برای ارزیابی وضعیت بوم‌شناختی منطقه مورد مطالعه استفاده شده است. بر اساس نتایج نشانگرهای زیستی منطقه چمخاله بیشترین و منطقه سی‌سنگان کمترین آشفتگی زیستی را داشتند (Mehdipour *et al*., 2018).

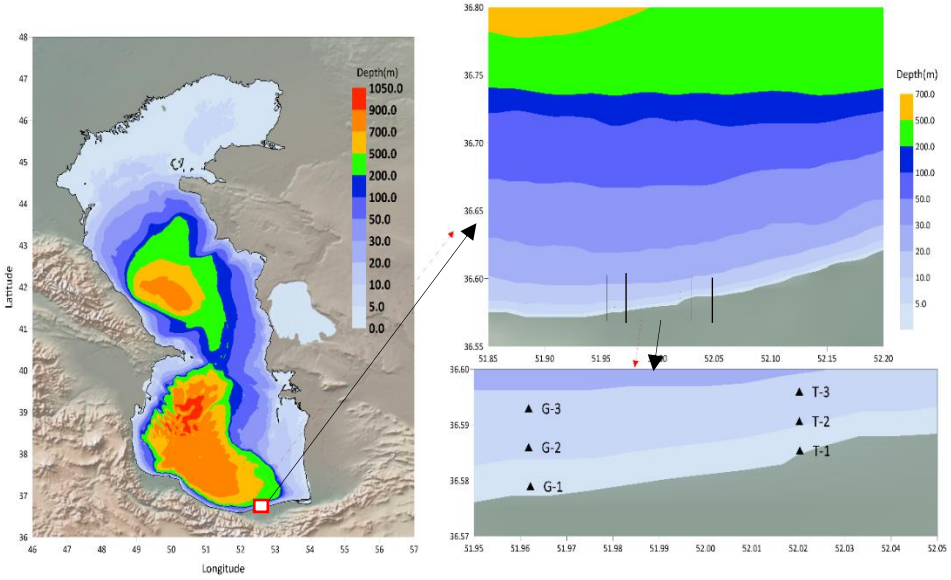
به منظور شناسایی و ارائه راهکارهای مناسب جهت کاهش اثرات انسانی و طبیعی به بوم‌سازگان‌های دریایی، نیازمند آن است تا اثرات اکولوژیکی بر تغییر زیستگاه و جوامع دریایی بستر دریا مورد ارزیابی قرار گیرد. از این رو، مطالعه ما کیفیت اکولوژیکی بخش جنوبی بوم‌سازگان دریای خزر را با استفاده از شاخص‌های کیفی کف‌زی شامل AMBI و BENTIX بر اساس جوامع بی‌مهرگان کف‌زی مورد بررسی قرار گرفت.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش، برای نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کف‌زی در بخش جنوبی دریای خزر، دو ترانسکت خطی عمود بر ساحل (شامل ۶ ایستگاه) در سواحل شهرستان نور (در امتداد دهانه رودخانه‌های گلندرود و تمیشان) انتخاب شده است. در هر ترانسکت سه ایستگاه نزدیک به ساحل میانی و دور از ساحل به فواصل ۵۰۰ متر، ۱۰۰۰ متر و ۱۵۰۰ متر انتخاب شد (شکل۱ و جدول ۱). نمونه‌برداری از بی‌مهرگان کف‌زی به کمک گرب ون وین به ابعاد ۱۵/۸۲ × ۱۵/۸۲ سانتی مترمربع در فصل تابستان (سال ۱۴۰۲) با سه تکرار در هر ایستگاه انجام گرفته است. داده‌های حاصل از نمونه برداری موجودات کف‌زی در هر ایستگاه به عنوان ماتریس ایستگاه –گونه در نظر گرفته شد.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]



شکل ۱. مناطق مورد مطالعه در این پژوهش

جدول ۱. مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری شده در رودخانه‌های تمیشان و گلندرود

نام ایستگاه	طول جغرافیایی (درجه)-شرقی	عرض جغرافیایی (درجه)-شمالی
ایستگاه ۱ تمیشان	۵۲/۰۲۰۲	۳۶/۵۸۵۴
ایستگاه ۲ تمیشان	۵۲/۰۲۰۴	۳۶/۵۹۰۰
ایستگاه ۳ تمیشان	۵۲/۰۲۰۶	۳۶/۵۹۴۴
ایستگاه ۱ گلندرود	۵۱/۹۶۲۲	۳۶/۵۷۹۰
ایستگاه ۲ گلندرود	۵۱/۹۶۱۸	۳۶/۵۸۳۴
ایستگاه ۳ گلندرود	۵۱/۹۶۳۶	۳۶/۵۸۷۹

نمونه‌های هر ایستگاه در ظرفی جداگانه که مشخصات ایستگاه نمونه‌برداری بر روی آن نوشته شده بود، ریخته شد و پس از تثبیت با اتانول ۸۰ درصد جهت بررسی به آزمایشگاه انتقال داده شد. در آزمایشگاه نمونه‌ها از الک با چشمه ۰/۵ میلی متری (۵۰۰ میکرون) عبور داده شده و موجودات آن جداسازی و در آزمایشگاه با استفاده از دستگاه استریومیکروسکوپ مدل SZL6745T-B8LS نمونه‌ها تا حد امکان در سطح گونه شناسایی، شمارش و وزن شدند و در نهایت تراکم بر حسب تعداد در واحد سطح مقطع گرب محاسبه و سپس به یک متر مربع تعمیم داده شد (Birstein, 1938; Birstein and Romanova, 1968; Eleftheriou, 2013; Kasymov, 1989; Logvinenko and Starobogatov, 1968; Milligan and Hulbert, 1995).

برای ارزیابی وضعیت بوم‌سازگان دریای خزر شاخص‌هایی نظیر AMBI مورد بررسی قرار گرفتند. این شاخص با استفاده از نرم افزار AMBI نسخه (۶) موجود در پایگاه اطلاعاتی http://ambi.azti.es محاسبه شدند. باتوجه به شاخص AMBI، گونه-های کف‌زی را می‌توان به پنج گروه بوم‌شناختی با توجه به میزان حساسیت آنها به سطح حساس تنش‌ها (EGI) تا سطح مقاوم (EGV) طبقه‌بندی می‌نمود. برای هر کدام از گروه بوم‌شناختی، یک امتیاز محاسبه می‌شود (جدول۲ و رابطه۱).

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]
[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

رابطه ۱

$$AMBI = \frac{\{(0.0\times\%GI)+(1.5\times\%GII)+(3.0\times\%GIII)+(4.5\times\%GIV)+(6.0\times\%GV)\}}{100}$$

(I: گروه‌های خیلی حساس به غنی‌سازی مواد آلی، GII: گروه‌های بی‌تفاوت نسبت به غنی‌سازی مواد آلی، GIII: گروه‌های مقاوم نسبت به افزایش غنی‌سازی موادآلی، GIV: گروه‌های فرصت‌طلب دسته دوم، GV: گروه‌های فرصت‌طلب دسته اول، GS:گروه‌های حساس به آلودگی، GT: گروه‌های مقاوم در برابر آلودگی.)

به دنبال جدیدترین فهرست گونه‌های AMBI (در دسامبر ۲۰۲۰)، بیشتر گونه‌های جمع‌آوری شده در گروه‌های مختلف بوم-شناختی طبقه‌بندی شدند. تخصیص برخی از گونه‌ها، از جمله برخی گونه‌های بومی، بر اساس نظر متخصص یا بر اساس انتخاب گونه‌های دیگر در همان جنس بوده است (Borja and Dauer, 2008).

جدول۲. زیر بخش‌های ویژگی کارکردی AMBI.

ویژگی	توضیح	زیربخش‌ها (EG)	تعاریف
تحمل یا پایداری (AMBI)	شاخصی برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی بوم‌سازگان و یا منطقه	گروه I	گونه‌های خیلی حساس به مواد آلی که در مناطق غیرآلوده حضور دارند
		گروه II	گونه‌های بی‌تفاوت به غنای‌مواد آلی که همیشه با تراکم کم با تغییرات غیرقابل توجه در تمام زمان وجود دارند.
		گروه III	گونه‌هایی که غنای بیش از حد محیط را تحمل می‌کنند. این گونه‌ها در شرایط طبیعی وجود دارند اما جمعیت آنها با افزایش غنای محیط تحریک می‌شود.
		گروه IV	گونه‌های فرصت‌طلب دسته دوم
		گروه V	گونه‌های فرصت‌طلب دسته اول

شاخص دوم مورد استفاده برای بررسی وضعیت اکولوژیکی بوم‌سازگان در این پژوهش شاخص BENTIX است. این شاخص پنج گروه بوم‌شناختی را به دو دسته ساده می‌کند، گروه گونه‌های حساس (GS)، که شامل GI و GII روش AMBI است و گروه گونه‌های مقاوم (GT)، که شامل GIII، GIV و GV است. این شاخص با استفاده از (رابطه۲) و در آدرس (https://www.hcmr.gr/en/the-bentix-index/) محاسبه گردید (جدول۳) (Chainho *et al*., 2007; Simboura and

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

Zenetos, 2002). با استفاده از AMBI و BENTIX می‌توان به وضعیت اکولوژیکی بوم‌سازگان‌ها پی برد (Bolta and Flynn, 2013).

$$BENTIX = \frac{\left(6\times\left(\%GS\right)+2\times\left(\%GT\right)\right)}{100}$$

رابطه ۲

$$GS = GI + GII$$

$$GT = GIII + GIV + GV$$

جدول۳. ارزیابی وضعیت و شرایط بوم‌شناختی بوم‌سازگان‌ها براساس شاخص‌های زیستی

گروه‌بندی بوم‌شناختی	AMBI	BENTIX
غیر آشفته (**High**)	۰ - ۱/۲	۴/۵ – ۶
کمی آشفته (**Good**)	۱/۲ – ۳/۳	۳/۵ – ۴/۵
آشفتگی متوسط (**Moderate**)	۳/۳ – ۴/۳	۲/۵ – ۳/۵
آشفته (**Poor**)	۴/۳ – ۵/۵	۲ - ۲/۵
خیلی آشفته (**Bad**)	۵/۵ – ۶	۰-۲

نتایج

در مطالعه حاضر، در مجموع ۲۹ گونه متعلق به ۲ شاخه Mollusca و Arthropoda چهار رده Bivalvia،Thecostraca ، Gastropoda، Malacostraca ، هشت راسته Cardiida، Littorinimorpha ، Amphipoda، Myida، Balanomorpha، Cycloneritida، Decapoda ،Mytilida و ده خانواده در دو منطقه مورد مطالعه (رودخانه تمیشان و گلندرود) شناسایی شدند (جدول۴).

جدول٤. نام و طبقه‌بندی گونه‌های شناسایی شده از درشت بی‌مهرگان کف‌زی در رودخانه تمیشان و گلندرود

گونه	شاخه	رده	راسته	خانواده
Monodacna albida **(Logvinenko & Starobogatov, 1967)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
Didacna trigonoides **(Pallas, 1771)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
Dreissena grimmi **Andrusov, 1890**	Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae
Dreissena polymorpha andrusovi **(Brusina, 1897)**	Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae
Mytilaster lineatus **(Gmelin, 1791)**	Mollusca	Bivalvia	Mytilida	Mytilidae

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

***Dreissena polymorpha polymorpha* (Pallas, 1771)**	Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae
***Dreissena elata* Andrusov, 1897**	Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae
***Monodacna colorata* (Eichwald, 1829)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Didacna protracta protracta* (Eichwald, 1841)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Didacna baeri* (Grimm, 1877)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Cerastoderma glaucum* (Bruguière, 1789)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Abra segmentum* (Récluz, 1843)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Semelidae
***Monodacna caspia* (Eichwald, 1829)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Dreissena caspia* Eichwald, 1855**	Mollusca	Bivalvia	Myida	Dreissenidae
***Didacna barbotdemarnii* (Grimm, 1877)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Adacna vitrea* (Eichwald, 1829)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Didacna parallella* Bogachev, 1932**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Didacna profundicola* Logvinenko & Starobogatov, 1966**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Hypanis plicata* (Eichwald, 1829)**	Mollusca	Bivalvia	Cardiida	Cardiidae
***Ulskia ulskii* (Clessin & W. Dybowski, 1887)**	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae
***Caspiohydrobia subconvexa* (Logvinenko & Starobogatov, 1969)**	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae
***Caspiohydrobia turrita* (Logvinenko & Starobogatov, 1969)**	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae
***Theodoxus major* Issel, 1865**	Mollusca	Gastropoda	Cycloneritida	Neritidae
***Laevicaspia derzhavini* (Logvinenko & Starobogatov, 1969)**	Mollusca	Gastropoda	Littorinimorpha	Hydrobiidae
***Palaemon elegans* Rathke, 1836**	Arthropoda	Malacostraca	Decapoda	Palaemonidae
***Dikerogammarus aralychensis* (Birstein, 1932)**	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Gammaridae
***Stenogammarus carausui* Derzhavin & Pjatakova, 1962**	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pontogammaridae
***Stenogammarus similis* (G.O. Sars, 1894)**	Arthropoda	Malacostraca	Amphipoda	Pontogammaridae
***Amphibalanus improvisus* (Darwin, 1854)**	Arthropoda	Thecostraca	Balanomorpha	Balanidae

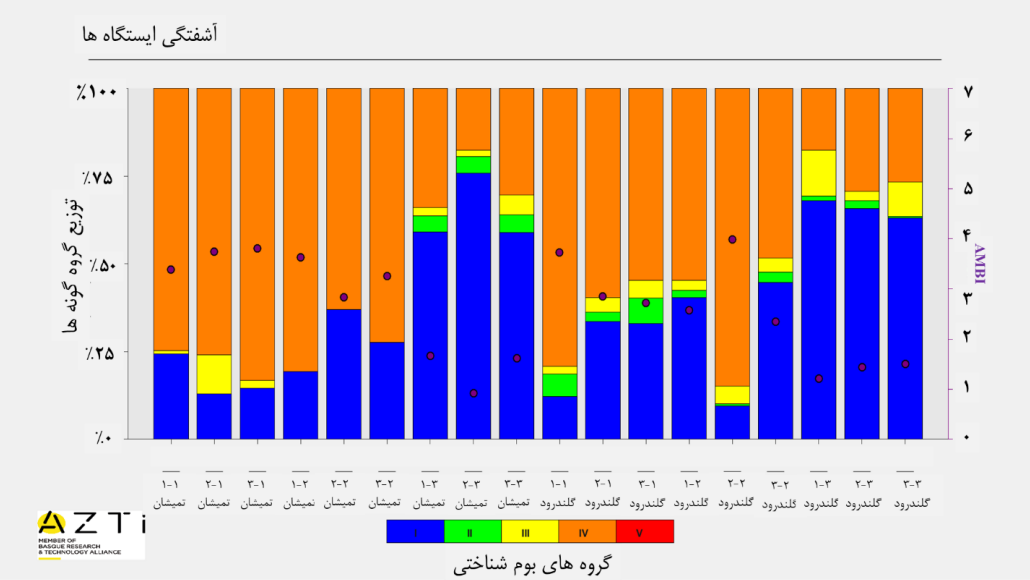
[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

در این پژوهش، گونه‌های جمع‌آوری شده برای محاسبه شاخص AMBI به پنج گروه بوم‌شناختی تقسیم شدند. گروه‌های بوم‌شناختی (IV) و (I) به ترتیب بیشترین گونه‌های مناطق مورد مطالعه طی این نمونه‌برداری را در بر می‌گرفتند. بیشترین میزان گونه‌ها در ترانسکت دوم (رودخانه گلندرود) به گروه بوم‌شناختی (IV) تعلق داشت. کمترین میزان گونه‌ها در این ترانسکت شامل گروه بوم‌شناختی (II) است. گروه V در هر دو رودخانه برابر صفر بود. در نزدیک ساحل میزان شاخص AMBI بالا بود. (هرچه به دریا نزدیک می‌شویم این میزان کمتر می‌شود یعنی دریا به شرایط ایده‌آل نزدیک می‌شود).

در هر دو رودخانه بیشترین میزان حضور گونه‌ها به ترتیب مربوط به گروه IV، I، III و گروه II بود. در گروه I به ترتیب از ایستگاه نزدیک ساحل به ایستگاه دور از ساحل میانگین تعداد گونه‌ها افزایش پیدا کرد. در گروه IV نیز تعداد گونه‌ها از ایستگاه نزدیک ساحل به ایستگاه دور از ساحل کاهش پیدا کرد. در بقیه گروه‌ها روند مشخصی در رودخانه تمیشان مشاهده نشد ولی در رودخانه گلندرود در گروه II تعداد گونه‌ها از ایستگاه نزدیک ساحل به ایستگاه دور از ساحل کاهش پیدا کرد درحالی که در گروه III این روند افزایشی بود (شکل ۲ و ۳).

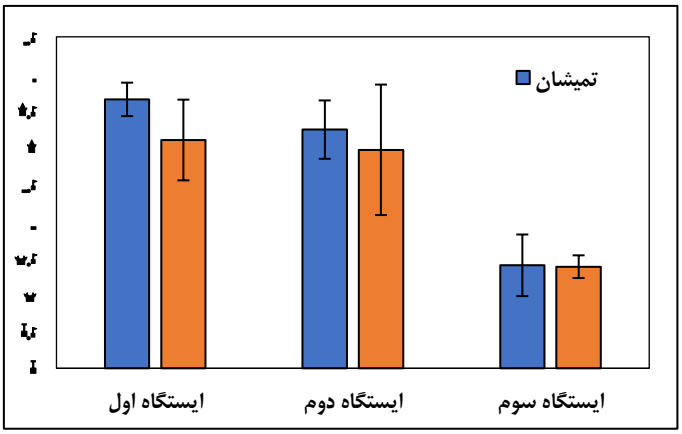
نتایج پژوهش حاضر نشان داد که رودخانه گلندرود شامل تمام ایستگاه‌های آن در طبقه‌بندی AMBI در حالت کمی آشفته طبقه‌بندی می‌شوند درحالی که رودخانه تمیشان در طبقه‌بندی AMBI در وضعیت کمی آشفته تا آشفتگی متوسط قرار می‌گیرند. بنابراین نتایج نشان داد که در مقایسه دو رودخانه، رودخانه تمیشان دارای آلودگی بیشتری نسبت به رودخانه گلندرود می‌باشد (جدول۵).



شکل۲. گروه بندی بوم شناختی جوامع کف زی براساس شاخص کیفیت بوم شناختی AMBI (براساس ایستگاه ها و تعداد تکرارها) (دایره ها نشان دهنده میانگین توزیع گونه در هر تکرار می باشد.)

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]



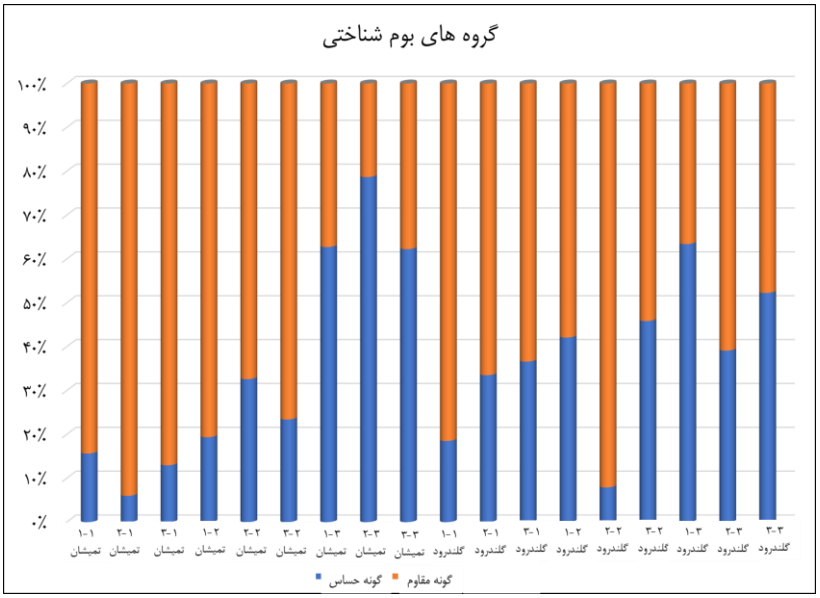
شکل۳. میانگین و انحراف معیار شاخص AMBI برای دو رودخانه تمیشان و گلندرود

جدول۵. درصد مشارکت گونه‌ها بر اساس شاخص AMBI

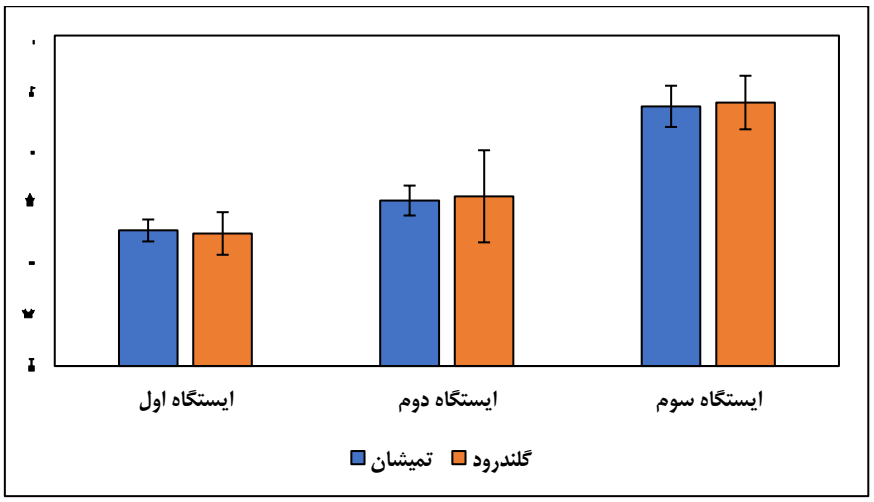
ایستگاه‌ها	میانگین گروه I	میانگین گروه II	میانگین گروه III	میانگین گروه IV	میانگین گروه V
			گلندرود		
۱	۲۶/۲۳	۵/۴	۳/۹	۶۴/۵	۰
۲	۳۲/۵	۱/۹	۳/۹۳	۶۲/۶۳	۰
۳	۶۵/۶۶	۱/۳	۸/۵	۲۴/۵۳	۰
کل	۴۱/۱۳	۲/۸۷	۵/۴۵	۵۰/۵	۰
			تمیشان		
۱	۱۷/۳	۰	۴/۷	۷۸	۰
۲	۲۸/۰۳	۰	۰	۷۱/۹۶	۰
۳	۶۴/۶	۴/۷۶	۳/۳	۲۷/۲۶	۰
کل	۳۸/۸۸	۲/۲۳	۴/۰۶	۵۴/۸۱	۰

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]



شکل٤. گروه‌بندی بوم‌شناختی جوامع کفزی براساس شاخص کیفیت بوم‌شناختی BENTIX



شکل٥. میانگین و انحراف معیار شاخص BENTIX برای دو رودخانه تمیشان و گلندرود

جدول٦. درصد مشارکت گونه بر اساس شاخص BENTIX

رودخانه	میانگین BENTIX	میانگین EQR	میانگین گونه-های حساس	میانگین گونه-های مقاوم
		گلندرود		
۱	۳/۱۸	۰/۵۳	۰/۲۹	۰/۷۰
۲	۳/۲۷	۰/۵۴	۰/۳۱	۰/۶۸
۳	۴/۰۶	۰/۶۷	۰/۵۱	۰/۴۸

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]
[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

		تمیشان		
۱	۲/۴۶	۰/۴۱	۰/۱۱	۰/۸۸
۲	۳	۰/۵۰	۰/۲۵	۰/۷۴
۳	۴/۷۱	۰/۷۸	۰/۶۷	۰/۳۲

برای محاسبه شاخص BENTIX از دو گروه بوم‌شناختی حساس و مقاوم به تنش استفاده شد. نتایج نشان داد که در هر دو ترانسکت میزان این شاخص از ساحل به دریا افزایش پیدا می کند (شکل‌های ۴ و ۵). به طور کلی نتایج حاصل از طبقه بندی بوم‌شناختی ایستگاه‌های مورد مطالعه با استفاده از شاخص BENTIX در دو ترانسکت مختلف نشان داد که ایستگاه‌های مربوط به رودخانه‌های تمیشان در طبقات بوم‌شناختی آشفته تا غیرآشفته و گلندورد در طبقات بوم‌شناختی آشفتگی متوسط تا کمی آشفته طبقه‌بندی شدند. همچنین در هر دو رودخانه میانگین حضور گونه‌های مقاوم برخلاف گونه‌های حساس در ایستگاه‌های ۱ و ۲ بیشتر از ایستگاه ۳ بوده است (جدول۶).

بحث

در مطالعه حاضر، در مجموع ۲۹ گونه شامل دو شاخه، چهار رده، هشت راسته و ده خانواده از دو منطقه مورد مطالعه (محل ورودی رودخانه‌های تمیشان و گلندرود در بخش جنوبی دریای خزر) شناسایی شدند. شاخه Mollusca، رده Bivalvia، راسته Cardiida و خانواده Cardiidae به ترتیب با ۸۲، ۶۵، ۴۴ و ۴۱ درصد دارای بیشترین فراوانی (غالب‌ترین گروه‌ها) بودند. نرم تنان یکی از مهم‌ترین گروه‌های جوامع کفزی دریای خزر می‌باشند که در تمام نقاط آن پراکنش دارند (Parr *et al*., 2007; Roohi *et al*., 2010). بر اساس نتایج پژوهش حاضر، دوکفه‌ای ها از نظر تنوع و تراکم در رتبه اول قرار داشته و در اکثر ایستگاه‌ها مشاهده شدند. از میان این گروه دو گونه *Cerastoderma glaucum* و *Dreissena polymorpha polymorpha* به ترتیب دارای بیشترین فراوانی در واحد سطح بودند. لازم به ذکر است که به دلیل شرایط محیطی متفاوت، بخش‌های مختلف دریای خزر دارای ساختارهای متغیری از نظر جوامع درشت بی مهرگان کف زی هستند (Kasymov, 1994). علت تفاوت در تعداد گونه‌های گزارش شده در مطالعات مختلف می‌تواند ناشی از روش‌های نمونه‌برداری، زمان و مکان نمونه‌برداری و هم‌چنین تاثیر آلودگی‌های زیست‌محیطی باشد (Shojaei *et al*., 2016). در ارتباط با دو ترانسکت انتخاب شده، رودخانه تمیشان یکی از رودخانه‌های سواحل شهرستان نور می‌باشد که تقریبا در مرکز شهر قرار داشته و به شدت تحت تاثیر آلودگی‌های ناشی از فاضلاب‌های انسانی از مناطق اطراف و کودهای کشاورزی حاصل از زراعت زمین قرار دارند که بسته به فصول سال و بارش باران، میزان دبی این رودخانه که به دریا راه پیدا می‌کند می‌تواند متفاوت باشد. رودخانه بعدی که در شهر رویان قرار دارد رودخانه گلندرود نام دارد که یکی از مهم‌ترین دلایل مهم برای انتخاب این رودخانه، ورود پساب بازار ماهی‌فروشان در مجاورت آن می‌باشد که می‌تواند بر آلاینده‌های ورودی به آب دریا اثر بگذارند.

با توجه به تعداد کم گونه‌های گزارش شده در جنوب دریای خزر، ممکن است BENTIX و AMBI ارزیابی دقیق تری از شرایط محیطی نسبت به سایر شاخص‌ها ارائه دهند. نتایج مشابهی توسط Salas و همکاران (۲۰۰۴) به دست آمد. در نتیجه، نتایج ما حاکی از آن است که منطقه موردمطالعه از نظر جوامع بی‌مهرگان کفزی دارای تنوع زیستی بسیار پایینی است و صدف-های دوکفه‌ای از نظر تراکم کل مهمترین گروه در میان آنها می باشد. همچنین ممکن است عوامل دیگری مجموعه‌های ماکروفون را کنترل کنند.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

شاخص‌های بوم‌شناختی زیادی برای ارزیابی بوم‌سازگان‌های دریایی در طول دهه گذشته ایجاد شده‌اند. بسیاری از این شاخص‌های ارزیابی معمولا برای مناطق جغرافیایی خاص و یا زیستگاه‌های مشخصی توسعه پیدا کرده‌اند. در این پژوهش شاخص‌های AMBI و BENTIX برای ارزیابی وضعیت بوم‌شناختی سواحل جنوبی دریای خزر در محدوده شهرستان نور مورد استفاده قرار گرفتند. نتایج شاخص AMBI نشان داد که وضعیت بوم‌شناختی ایستگاه‌های مورد مطالعه ما در دهانه دو رودخانه تمیشان و گلندرود عمدتا به صورت آشفته متوسط یا آشفته کم هستند. در واقع تقریبا همه ایستگاه‌های مورد مطالعه از لحاظ بوم‌شناختی در وضعیت آشفته زیستی قرار گرفته‌اند. به همین ترتیب نتایج شاخص BENTIX نشان داد که وضعیت بسیاری از ایستگاه‌ها بخصوص رودخانه تمیشان از نقطه‌نظر زیستی، در وضعیت آشفته تا غیرآشفته قرار می‌گیرند. هرچند که ایستگاه‌های گلندرود از نقطه‌نظر وضعیت بوم‌شناختی شرایط بهتری داشتند. کمترین و بیشترین میزان میانگین در شاخص AMBI متعلق به ایستگاه‌های سه گلندرود و یک تمیشان بود. همچنین کمترین و بیشترین میزان میانگین در شاخص BENTIX در ایستگاه‌های ۱ و ۳ تمیشان مشاهده شد. نکته‌ای که حائز اهمیت است آن است که ایستگاه نزدیک ساحل در رودخانه گلندرود میزان نیترات آب به طور معنی داری از تمام ایستگاه‌های دیگر (رودخانه‌های گلندرود و تمیشان) بالاتر بود. علت این امر آن است که این ایستگاه محل ورودی پساب بازار ماهی‌فروشان رویان به دریا قرار گرفته است و این امر می‌تواند به شدت بر میزان نیترات ورودی آب تاثیر بگذارد. ضمن اینکه این رودخانه بخشی از فاضلاب خانگی منطقه رویان را نیز وارد دریا می‌کند که می‌تواند بر تعداد، تنوع و صفات کارکردی گونه‌ها تاثیر بسزایی داشته باشد.

در مطالعه‌ای که Taherizadeh و Sharifinia (۲۰۱۵) برای ارزیابی وضعیت کیفی خورهای آذینی، جاسک و خلاصی بر اساس شاخص BENTIX انجام شد، مشخص گردید که این خورها در شرایط نامطلوب قرار دارند و این شاخص برای ارزیابی وضعیت کیفیت بوم‌شناختی مناطق نیمه‌گرمسیری مناسب است.

Kamalifar و همکاران (۲۰۱۶) ، با استفاده از شاخص‌های تنوع زیستی، AMBI و M-AMBI بوم‌سازگان مانگرو منطقه بیدخون را از شرایط ضعیف تا عالی طبقه‌بندی کردند. ایستگاه‌ها با شرایط ضعیف به دلیل آلودگی‌های ناشی از تخلیه فاضلاب‌ها به این منطقه است. Shabiri Douzini و همکاران (۲۰۱۹)، بوم‌سازگان مانگرو مل‌گنزه را بر اساس شاخص‌های کیفیت بوم-شناختی در وضعیت خوب طبقه‌بندی کردند زیرا در این منطقه فراوانی گروه بوم‌شناختی II از بیشترین درصد برخوردار بودند. مطالعات دیگر نیز به ارزیابی بوم‌سازگان‌های دریایی در سواحل جنوبی کشور بر اساس شاخص‌های کیفیت بوم‌شناختی AMBI، M-AMBI و BENTIX پرداخته و گزارش کردند که این شاخص‌ها برای تعیین وضعیت کیفی بوم‌سازگان‌های کف‌زی مناسب هستند (Dehghan Madiseh *et al*., 2012; Miri *et al*., 2023; Shokat *et al*., 2010).

Mehdipour و همکاران (۲۰۱۸) در پژوهشی به ارزیابی وضعیت کیفی اکولوژیکی جوامع درشت بی مهرگان دریای خزر با سه شاخص اکولوژیکی و ارتباط آنها با عوامل محیطی پرداختند. براساس نتایج حاصل، شاخص AMBI در ارزیابی وضعیت اکولوژیکی در حوضه دریای خزر نسبت به M-AMBI و BENTIX موفق‌تر بود. علاوه بر این، AMBI حساسیت بالایی به تغییرات محیطی نشان داد. در واقع، طبقه‌بندی موفق این شاخص‌ها با شرایط اکولوژیکی منطقه بسیار مرتبط است (Mehdipour *et al*., 2018).

مطالعات دیگری صورت گرفته است که در آن طبقه بندی شاخص‌های بوم‌شناختی به طور متناقض نشان داده شده است (Dong *et al*., 2021; Simboura and Zenetos, 2002; Xu *et al.*, 2021; Yan *et al.*, 2020). این نشان می‌دهد که برای یک بوم‌سازگان خاص، تکیه بر یک شاخص واحد برای طبقه‌بندی کیفیت بوم‌شناختی ممکن است به یک نتیجه‌گیری

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

منطقی منجر نشود و بهترین رویکرد استفاده مکمل از شاخص‌های مختلف است (Mulik *et al.*, 2020; Muxika *et al.*, 2007). این اختلاف ممکن است : ۱- طراحی این شاخص‌ها برای ارزیابی بوم‌سازگان‌های آب‌های ساحلی اروپاست، بنابراین ممکن است ویژگی‌هایی داشته باشند که سایر بوم‌سازگان‌ها ندارند (Qiu *et al.*, 2018; Xu *et al.*, 2021). ۲- محدودیت مرزی مختلف است (Borja and Tunberg, 2011; Gamito *et al.*, 2012). ۳- ترکیب موجودات کف‌زی در بوم‌سازگان‌های مختلف جهان متفاوت است و پاسخ آنها به اختلالات ممکن است متفاوت باشد (Borja *et al.*, 2000; Dong *et al.*, 2021; Mulik *et al.*, 2020).

لازم به ذکر است که گونه‌های غالب، شبکه‌های غذایی، ساختار زیستگاه، طول عمر و چرخه زندگی، میزان تولیدمثل و پتانسیل پراکندگی عوامل مهمی هستند که بر وضعیت کیفی اکولوژیکی اکوسیستم‌ها تأثیر می‌گذارند و باید در تحلیل مورد توجه قرار گیرند.

نتیجه‌گیری

شاخص‌های زیستی دریایی به طور گسترده ای برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی جوامع در دریای خزر استفاده شده است. در حالی که این شاخص یک ابزار ارزشمند برای ارزیابی وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم است، ولی محدودیت‌های نیز دارد که در هنگام بررسی و تفسیر نتایج مورد توجه قرار گیرد.

شاخص AMBI و BENTIX حساسیت بالایی به تغییرات محیطی نشان می دهد و از این رو اثربخشی آن می تواند در مناطقی با شرایط اکولوژیکی بسیار متغیر متفاوت باشد. فلذا ویژگی‌های منحصربه‌فرد دریای خزر، می‌تواند بر عملکرد این شاخصها تأثیر بگذارد و گاهی منجر به اخلال در ارزیابی‌های وضعیت اکولوژیکی شود.

همچنین این شاخص‌ها ممکن است در محیط‌هایی با غنای گونه‌ای کم، کارایی لازم را نداشته باشد. این محدودیت می‌تواند منجر به ضعف در انعکاس دقیق کیفیت زیست‌محیطی، به‌ویژه در مناطق تحت فشار طبیعی یا مناطقی با تأثیر انسانی کم شود. AMBI نمی تواند اختلالات طبیعی و انسانی را از هم تفکیک نماید. در مواردی که عوامل طبیعی به طور قابل‌توجهی بر ترکیب جامعه تأثیر می‌گذارند، AMBI ممکن است شرایط اکولوژیکی را به اشتباه طبقه‌بندی کند، که منجر به تخمین بیش از حد یا دست‌کم‌گرفتن وضعیت اکولوژیکی اکوسیستم شود. نکته مهم دیگر ان است که توانایی AMBI برای ثبت تغییرات زمانی در ساختار جامعه می‌تواند محدود است. از این رو به‌ویژه در سیستم‌هایی که تغییرات فصلی مشخصی دارند، تشخیص تغییرات تدریجی در کیفیت زیست محیطی امکان پذیر نیست. از این رو است که کاربرد AMBI به شدت به شرایط بوم شناختی محلی بستگی دارد و برای عملکرد بهینه نیاز به کالیبراسیون منطقه ای دارد. بدون این کالیبراسیون، این شاخصها ممکن است به طور دقیق وضعیت اکولوژیکی را به خوبی منعکس نکند.

بهره‌گیری پیوسته از این شاخص‌های زیستی در پایش و رصد تغییرات و متغیرهای زیستی و اکولوژیکی در جهت حفاظت از محیط‌های زیست دریایی به نهادهای حاکمیتی و زیست محیطی توصیه می‌شود. حتی یافته‌های اخیر توانمندی این شاخص اکولوژیک را در بازیابی جوامع زیست دریایی نشان می‌دهد. به طور کلی برای بررسی دقیق‌تر، چندین شاخص برای ارزیابی کیفیت جوامع بی‌مهرگان بوم‌سازگان مورد نیاز است. تعیین تنوع زیستی و وضعیت بوم‌شناختی بوم‌سازگان‌های دریای خزر، رویکردی برای تدوین برنامه‌های توسعه محور در جهت حفاظت، احیاء، بهسازی و توسعه پایدار این بوم‌سازگان‌ها است.

سپاسگزاری

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

این پژوهش با حمایت مالی بنیاد ملی علم ایران (INSF) طرح شماره ۹۹۰۰۳۱۰۳ انجام شده است.

منابع

Bagheri, S., Niermann, U., Sabkara, J., Mirzajani, A and Babaei, H., 2012. State of Mnemiopsis leidyi (Ctenophora: Lobata) and mesozooplankton in Iranian waters of the Caspian Sea during 2008 in comparison with previous surveys. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 11(4), pp. 732–754.

Basatnia, N., Hosseini, S.A., Ghorbani, R and Muniz, P., 2015. Performance comparison of biotic indices measuring the ecological status base on soft-bottom macroinvertebrates: a study along the shallow Gomishan lagoon (Southeast Caspian Sea). *Brazilian Journal of Oceanography*, 63 (4), pp. 363–378. http://dx.doi.org/10.1590/S1679-87592015074606304.

Birstein, J.A., 1938. Derzhavinella macrochelata n. gen. n. sp. novyi rod i vid Amphipoda iz severnogo Kaspija. *Zoologicheskii Zhurnal*, 17, pp. 180–183.

Birstein, J.A and Romanova, N.N., 1968. Otriad bokoplavy, amphipod. Atlas Bespozvo-nochnykh Kaspiiskogo Moria. *Pishchevaia Promyshle-nost, Moscow*, pp. 241–290.

Bolta, P.M.P., Flynn, M.N., 2013. Índice M-AMBI como ferramenta para diagnosticar a integridade ambiental costeira, aplicado a Baixada Santista-SP. RevInter Revista Intertox de Toxicologia, Risco Ambiental e Sociedade 6(1), pp. 45–77. http://dx.doi.org/10.22280/revintervol6ed1.142.

Borja, A., 2004. The biotic indices and the Water Framework Directive: the required consensus in the new benthic monitoring tools. *Marine Pollution Bulletin*, 48(3), pp. 405–408. https://doi.org/10.1016/J.MARPOLBUL.2003.10.024.

Borja, A., Franco, J and Pérez, V., 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40 (12), pp. 1100–1114. https://doi.org/10.1016/S0025-326X(00)00061-8.

Borja, A and Muxika, I., 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine Pollution Bulletin*, 50(7), pp. 787–789. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.040.

Borja, Dauer, 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8(4), pp. 331–337. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.05.004.

Borja, Tunberg, B.G., 2011. Assessing benthic health in stressed subtropical estuaries, eastern Florida, USA using AMBI and M-AMBI. *Ecological Indicators*, 11, pp. 295–303.

Burton Jr, G.A., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology*, 3(56), pp. 65–76.

Chainho, P., Costa, J.L., Chaves, M.L., Dauer, D.M and Costa, M.J., 2007. Influence of seasonal variability in benthic invertebrate community structure on the use of biotic indices to assess the ecological status of a Portuguese estuary. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (10), pp. 1586–1597. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.06.009.

Dehghan Madiseh, S., Esmaily, F., Marammazi, J.G., Koochaknejad, E and Farokhimoghadam, S., 2012. Benthic invertebrate community in Khur-e-Mussa creeks in northwest of Persian Gulf and the application of the AMBI (AZTI's Marine Biotic Index). *Iranian Journal of Fisheries Sciecnes*, 11 (3) , pp. 460-474. https://doi.org/10.22092/ijfs.2018.114218.

Dong, J.-Y., Zhao, L., Sun, X., Hu, C., Wang, Y., Li, W.-T., Zhang, P.-D and Zhang, X., 2021. Response of macrobenthic communities to heavy metal pollution in Laoshan Bay, China: A trait-based method. *Marine Pollution Bulletin*, 167, pp. 112292. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112292.

Eleftheriou, A., 2013. Methods for the study of marine benthos. *John Wiley & Sons*. DOI:10.1002/9780470995129.

Gamito, S., Patrício, J., Neto, J.M., Teixeira, H and Marques, J.C., 2012. Feeding diversity index as complementary information in the assessment of ecological quality status. *Ecological Indicators*,

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

19, pp. 73–78. https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2011.08.003.
Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J and Heip, C.H.R., 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29, pp. 195–240.
Kasymov, A.G., 1994. Ecology of the Caspian Lake. Baku, Azerbaijan: Azerbaijan Publishing House.
Kasymov, A.G., 1989. Abundance of zooplankton and zoobenthos in Baku Bay, Caspian Sea. *Oceanology*, 28 (4),pp. 524–526.
Kostianoy, A.G., Kosarev, A.N., 2005. The Caspian Sea Environment. *Springer Science & Business Media*.
Kamalifar, R., Aeinjamshid, K., Nurinejad, M., Dehghan-Mediseh, S. and Vazirizadeh, A., 2016. Ecological status assessment of Bidkhun mangrove swamp from Bushehr province, Persian Gulf, using macrofauna community structure. *Aquaculture, Aquarium, Conservation & Legislation*, *9*(1), pp.8-19.
Leroy, S.A.G., Gracheva, R and Medvedev, A., 2022. Natural hazards and disasters around the Caspian Sea. *Natural Hazards*, 114 (3), pp. 2435–2478. DOI: 10.1007/s11069-022-05522-5.
Logvinenko, B.M and Starobogatov, Y.I., 1968. Type mollusca. Atlas bespozvon. Caspisk, Morya.
Madani, K and Gholizadeh, S., 2011. Game theory insights for the Caspian Sea conflict, in: World Environmental and Water Resources Congress 2011: B*earing Knowledge for Sustainability*, pp. 2815–2819. DOI:10.1061/41173(414)293.
Madani, K., Sheikhmohammady, M., Mokhtari, S., Moradi, M and Xanthopoulos, P., 2014. Social planner's solution for the Caspian Sea conflict. *Group Decision and Negotiation*, 23(3), pp. 579–596. http://dx.doi.org/10.1007/s10726-013-9345-7.
Mehdipour, N., Gerami, M.H. and Nemati, H., 2018. Assessing benthic health of hard substratum macrobenthic community using soft bottom indicators and their relationship with environmental condition. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 17(4), pp. 641-656. https://dor.isc.ac/dor/20.1001.1.15622916.2018.17.4.3.7.
Milligan, M.R and Hulbert, J.L., 1995. Identification Manual for the Aquatic Oligochaeta of Florida: 1. Estuarine and Nearshore Marine Oligochaetes. Florida Department of Environmental Protection, Division of Water Facilities, *Tallahassee*, FL.
Miri, M., Seyfabadi, J., Shojaei, M.G., Rahimian, H., 2023. Assessing the ecological quality status of arid mangroves in the Gulf of Oman, Iran, using benthic indices of AMBI, M-AMBI, and BENTIX. *International Journal of Aquatic Biology*, 11(2), pp. 141–150.
Mulik, J., Sukumaran, S and Srinivas, T., 2020. Factors structuring spatio-temporal dynamics of macrobenthic communities of three differently modified tropical estuaries. *Marine Pollution Bulletin*, 150, pp. 110767. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110767.
Muxika, I., Borja, A and Bald, J., 2007. Using historical data, expert judgement and multivariate analysis in assessing reference conditions and benthic ecological status, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), pp. 16–29. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2006.05.025.
O'Brien, A., Townsend, K., Hale, R., Sharley, D and Pettigrove, V., 2016. How is ecosystem health defined and measured? A critical review of freshwater and estuarine studies. *Ecological Indicators*, 69, pp. 722–729. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.05.004.
Parr, T.D., Tait, R.D., Maxon, C.L., Newton III, F.C and Hardin, J.L., 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(1-2), pp. 170–180. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.07.018.
Pearson, T.H., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. *Marine Biology Annual Review*,16,pp. 229–311.
Platell, M.E., Orr, P.A and Potter, I.C., 2006. Inter-and intraspecific partitioning of food resources by six large and abundant fish species in a seasonally open estuary. *Journal of Fish Biology*, 69(1), pp. 243–262. http://dx.doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01098.x.
Ponti, M., Colangelo, M.A and Ceccherelli, V.U., 2007. Composition, biomass and secondary production of the macrobenthic invertebrate assemblages in a coastal lagoon exploited for

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]
[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]

extensive aquaculture: Valle Smarlacca (northern Adriatic Sea). Estuarine, *Coastal and Shelf Science*, 75 (1-2), pp. 79–89. https://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2007.01.021.

Qiu, B., Zhong, X and Liu, X., 2018. Assessment of the benthic ecological status in the adjacent waters of Yangtze River Estuary using marine biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 137, pp. 104–112. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.006.

Roohi, A., Kideys, A.E., Sajjadi, A., Hashemian, A., Pourgholam, R., Fazli, H., Khanari, A.G and Eker-Develi, E., 2010. Changes in biodiversity of phytoplankton, zooplankton, fishes and macrobenthos in the Southern Caspian Sea after the invasion of the ctenophore Mnemiopsis leidyi. *Biological Invasions*, 12 (7), pp. 2343–2361. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-009-9648-4.

Shabiri Douzini, F., Faghih Ahmadian, and Vaziri Zadeh, 2019. Assessment of Ecosystem Health in the Hara Forest of Mele Genzeh Using the Ecological Index Method for Macrobenthic Communities. *Scientific-Research Journal of Marine Biology*, 11(2), pp.33-40.

Shojaei, M.G., Gutow, L., Dannheim, J., Rachor, E., Schröder, A and Brey, T., 2016. Common trends in German Bight benthic macrofaunal communities: Assessing temporal variability and the relative importance of environmental variables. *Journal of Sea Research*, 107. https://doi.org/10.1016/j.seares.2015.11.002

Shojaei, M.G., Gutow, L., Dannheim, J., Schröder, A and Brey, T., 2021. Long-term changes in ecological functioning of temperate shelf sea benthic communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 249, pp. 107097. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.107097

Shokat, P., Nabavi, S.M.B., Savari, A and Kochanian, P., 2010. Ecological quality of Bahrekan coast, by using biotic indices and benthic communities. *Transitional Waters Bulletin*, 4 (1), pp. 25–34. http://dx.doi.org/10.1285/i1825229Xv4n1p25.

Simboura, N., Papathanassiou, E and Sakellariou, D., 2007. The use of a biotic index (Bentix) in assessing long-term effects of dumping coarse metalliferous waste on soft bottom benthic communities. *Ecological Indicators*, 7(1), pp. 164–180. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.11.006.

Simboura, N and 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), pp. 77–111. http://dx.doi.org/10.12681/mms.249.

Taherizadeh, M. and Sharifinia, M., 2015. Applicability of ecological benthic health evaluation tools to three subtropical estuaries (Azini, Jask and Khalasi) from the Iranian coastal waters. *Environmental earth sciences*, 74, pp.3485-3499.

Xu, J., Lu, X and Liu, X., 2021. Patterns of species and functional diversity of macrofaunal assemblages and the bioassessment of benthic ecological quality status in the southern Yellow Sea. *Marine Pollution Bulletin*, 171, pp. 112784. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112784.

Yan, J., Sui, J., Xu, Y., Li, X., Wang, H and Zhang, B., 2020. Assessment of the benthic ecological status in adjacent areas of the Yangtze River Estuary, China, using AMBI, M-AMBI and BOPA biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*, 153, pp.111020. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111020.

Zarezadeh, M., Mirchi, A., Read, L. and Madani, K., 2017. Ten bankruptcy methods forresolving natural resource allocation conflicts. In: S. Islam and K. Madani, eds. Water Diplomacy in Action: Contingent Approaches to Managing Complex Water Problems. London: Anthem Press, pp. 37–50. http://dx.doi.org/10.2307/j.ctt1jktqgh.9.

Zaferani, G., and Ghasem, S., 2015. The zonation of soft-bottom sediments in Gorgan Bay (Caspian Sea) using macrobenthos as indicator of ecological health. pp.184 pp. http://hdl.handle.net/1834/34282.

[Downloaded from jae.hormozgan.ac.ir on 2026-11-17]

[DOI: 10.61186/JAquaEco.14.4.57]