# اثر شانه‌دار مهاجم دریای خزر (*Mnemiopsis leidyi*) بر ذخایر پنج گونه ماهی مهم تجاری در سواحل جنوبی دریای خزر

**حسن فضلی**[1*]
**حسن نصرالله زاده**[2]
**نیما پورنگ**[3]
**ابالقاسم روحی**[4]
**فرشته اسلامی**[5]

۴،۲،۱. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر، ساری، ایران
۵،۳. استادیار، موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ایران

* **نویسنده مسئول مکاتبات**
hn_fazli@yahoo.com

تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۱۲/۵
تاریخ پذیرش: ۱۳۹۴/۱/۲۱
کد مقاله: ۱۳۹۴۰۱۰۲۷۹

**این مقاله برگرفته از طرح پژوهشی است.**

## چکیده

طی دهه های اخیر به دلیل تغییر سطح آب دریای خزر، ورود آلاینده‌های زیست‌محیطی و گونه‌های مهاجم، ساختار اکوسیستم دریای خزر به‌شدت تغییر کرده است. در این مطالعه اثرات شانه‌دار مهاجم (*Mnemiopsis leidyi*) دریای خزر بر روی عملکرد اکوسیستم در سواحل ایرانی دریای خزر با استفاده از میزان ذخایر گونه‌های مهم شیلاتی در سه دوره اول (۱۳۷۹-۱۳۷۵-دوره مرجع)، دوم (۱۳۸۵-۱۳۸۰) و سوم (۱۳۹۰-۱۳۸۶)، به ترتیب به‌عنوان سه دوره قبل از گسترش کامل شانه‌دار، دوره توسعه و سازگاری مورد بررسی قرار گرفته است. نتایج نشان داد بین سه گونه از کیلکا ماهیان، میزان ذخایر ماهی کیلکای آنچوی از بیش از ۱۸۵ هزار تن در سال ۱۳۷۵ به ۱۵۸ هزار تن در سال ۱۳۷۸ و به کمتر از ۲۰۰ تن در سال ۱۳۹۰ رسید. میزان ذخایر ماهی کیلکای چشم درشت نیز از ۵۰ هزار تن در سال‌های ۱۳۷۶ الی ۱۳۷۷ به کمتر از ۶ هزار تن در سال ۱۳۸۰ کاهش یافت. ولی میزان ذخایر ماهی کیلکای معمولی از ۲۰ هزار تن در سال ۱۳۷۵ به بیش از ۱۱۰ تن در سال ۱۳۸۸ افزایش یافت. ذخایر دو گونه کف‌زی خوار یعنی ماهی سفید و کفال طلائی دارای روندی مشابه بود، به‌طوری‌که، ابتدا روندی افزایشی و سپس روند کاهشی داشته است. کیلکا ماهیان بخصوص کیلکای آنچوی عامل اصلی تغییرات در ترکیب ذخایر گونه‌های مذکور هستند. طی سه دوره مذکور عملکرد اکوسیستم متغیر بود. درمجموع عملکرد اکوسیستم در طبقه بدون اثر ($E_0$) در دوره اول به طبقات اثر ضعیف تا متوسط (به ترتیب $E_1$ و $E_2$) در دو دوره دوم و سوم متغیر بود. حذف عملکرد دو گونه کلیدی (کیلکای آنچوی و چشم) می‌تواند سبب کاهش شدید در ذخایر آبزیان طبقات بالاتر یعنی ماهیان خاویاری و فک دریای خزر بشود.

**واژگان کلیدی:** شانه‌دار مهاجم، عملکرد اکوسیستم، ذخایر ماهیان، دریای خزر، *Mnemiopsis leidyi*.

## مقدمه

در راستای تغییر زیستگاه، معرفی عمدی یا اتفاقی یک‌گونه جدید توسط انسان منجر به بحران‌های تنوع زیستی در جهان شده است. گونه‌های مهاجم به‌طور مستقیم و یا غیرمستقیم ترکیب و تنوع اجتماعات محلی و به‌طور چشمگیری عملکرد اکوسیستم را تغییر داده و بعضی اوقات سبب فجایع اقتصادی شدیدی می‌شوند (Grosholz *et al*., 2000). در خصوص گونه‌های مهاجم دریایی علی‌رغم وجود مستنداتی مبنی بر روند افزایشی این گونه‌ها در اکوسیستم‌های دریایی (Carlton, 1996; Cohen and Carlton, 1998)، به نسبت شناخت اندکی در مورد موفقیت و یا عدم موفقیت گونه‌های مهاجم در این محیط‌ها و پیامدهای آن‌ها بر روی اجتماعات محلی وجود دارد (Byers, 2000).



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

مثل بعضی از گونه‌های غیربومی، گونه‌های مهاجم موفق تر از سایر گونه‌ها هستند (Reichard and Hamilton, 1997). بعضی از اکوسیستم‌ها برای گونه‌های مهاجم نیز مستعدتر می‌باشند. شاید یکی از دلایل مقاومت بیشتر این جوامع زیستی (اکوسیستم‌ها) در برابر گونه‌های مهاجم تنوع بیشتر آن‌ها باشد (Elton, 1958). مطالعات اخیر نیز این موضوع تائید می‌کند که در اکوسیستم‌های که از نظر تنوع گونه‌ای فقیر هستند در مقایسه با اکوسیستم‌های غنی، شدیدتر مورد هجوم گونه‌های مهاجم قرار می‌گیرند (Usher, 1988).

در دهه‌های گذشته گونه‌های جدید و مهاجم از گروه‌های مختلف پلانکتون‌ها و بنتوز ها وارد دریای خزر شده‌اند (Shiganova *et al.*, 2005). در سال‌های اخیر نیز یک‌گونه شانه‌دار *Mnemiopsis leidyi* به لیست گونه‌های مهاجم به دریای خزر افزوده شد. این شانه‌دار متعلق به گروه شانه‌داران بوده و در حقیقت از جمله ماکروزئوپلانکتون ها محسوب می‌شود (Shiganova *et al.*, 2004). این جانور دارای دامنه تحمل شوری زیاد بین ۲ تا ۳۸ گرم در هزار بوده و همچنین دارای دامنه تحمل حرارتی زیاد بین ۲ تا ۳۲ درجه سانتی‌گراد هستند. اکسیژن پایین حتی ۰/۳–۰/۲ میلی‌گرم در لیتر را تحمل نموده و گوشت‌خوار و هتروتروف هستند (Purcell *et al.*, 2001).

به‌طورکلی قسمت اعظم آبزیان دریای خزر را ماهیان رودکوچ تشکیل می‌دهند که از آن جمله تاس‌ماهیان، کپور ماهیان، اُردک‌ماهی، اسبله، خانواده Cobitidae، خارماهی، سوف و غیره می‌باشند. باارزش‌ترین آن‌ها عبارت‌اند از فیل‌ماهی، تاس‌ماهی، ازون برون، شیب، ماهی آزاد، شگ ماهیان، ماهی سفید، کپور دریایی، کلمه و سوف می‌باشند. خانواده شگ ماهیان (Clupeidae) از ۱۸ گونه و زیرگونه (۱۴ گونه دریایی و ۴ گونه در دریا و رودخانه) تشکیل‌شده است (نادری جلودار و عبدلی، ۱۳۸۳). گروه عمده‌ای از ماهیان سطح زی دریای خزر به خانواده‌های شگ ماهیان (Clupeidae) تعلق دارند. این خانواده در دریای خزر دارای دو جنس کیلکا ماهیان (*Clupeonella*) و شگ ماهیان (*Alosa*) می‌باشند. فراوان‌ترین ماهیان دریای خزر سه گونه کوچک از خانواده شگ ماهیان Clupeidae بنام کیلکا می‌باشند و در دریای خزر سه گونه از آن شامل کیلکای آنچوی (Clupeunella engrauliformis Svetovidov,1941)، چشم درشت (*C. grimmi* Kessler,1877) و چشم معمولی (*C. cultriventris* Borodin,1904 ) زیست می‌نمایند (پورغلام و همکاران، ۱۳۷۵). کیلکا ماهیان (بخصوص کیلکای آنچوی) نقش و جایگاه مهمی هم در صید و هم ازنظر تأمین غذای سایر آبزیان مثل ماهیان خاویاری و بخصوص فک دریای خزر دارد (Daskalov and Mamedov, 2007) و درواقع نان دریای خزر محسوب می‌شود. به طوری که در دهه‌های ۱۹۶۰ الی ۱۹۷۰ میزان صید سالانه کیلکا ماهیان بیش از ۳۰۰ هزار تن و فقط کیلکای آنچوی تغذیه‌شده توسط سایر آبزیان حدود ۴۰۰ هزار تن گزارش شده است (Daskalov and Mamedov, 2007).

اغلب، اثرات گونه غیربومی به‌صورت کاهش در کیفیت اکولوژیک اکوسیستم‌ها و درنتیجه تغییر در خصوصیات بیولوژیک، شیمیایی و فیزیکی یک اکوسیستم اتفاق می‌افتد. این تغییرات نامحدود شامل کاهش یا انقراض گونه‌های حساس و/یا کمیاب، تغییر اجتماعات محلی، بلوم جلبکی، تغییر شرایط بستر و مناطق ساحلی، تغییر اکسیژن و مواد مغذی، pH و شفافیت آب؛ تجمع آلاینده‌ها و .... می‌باشند. بنابراین آلودگی‌های زیستی ممکن است به اثرات بر روی اجزای ساختار اکوسیستم (زنده و غیرزنده) و عملکرد اکوسیستم‌های مورد هجوم گونه‌های غیربومی گسترش داده شود. در همین راستا Olenin و همکاران (۲۰۰۷) و همکاران رتبه‌بندی اثرات کمی یک‌گونه مهاجم بر روی یک اکوسیستم به سه قسمت مجزا تقسیم نمود: ۱– جوامع بیولوژیکی (تغییرات ساختاری و گونه‌ای)، ۲– ویژگی‌های زیستگاهی (شاخص‌های فیزیکی و شیمیایی) و ۳– عملکرد اکوسیستم (Olenin *et al.*, 2007). هدف از این مطالعه طبقه‌بندی اثرات شانه‌دار مهاجم بر روی عملکرد اکوسیستم در سواحل جنوبی دریای خزر بر اساس میزان ذخایر چهار گونه مهم تجاری شامل سه گونه کیلکای آنچوی، چشم درشت و معمولی، ماهی سفید و کفال طلائی در سواحل ایرانی دریای خزر طی ۱۳۷۵ تا۱۳۹۰ می‌باشد.

## مواد و روش ها

در این تحقیق از داده‌ها و اطلاعات موجود طی سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۰ در خصوص میزان ذخایر گونه‌های سفید، کفال طلائی، کیلکای معمولی، کیلکای چشم درشت و کیلکای آنچوی در سواحل ایران استفاده شد. برای برآورد میزان ذخیره، داده‌های بیولوژیک مربوط به پروژه‌های ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی و کیلکا ماهیان طی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۹۰ به‌عنوان داده‌های ورودی مورد استفاده قرار گرفت. به دلیل میزان صید بسیار کم و کافی نبودن تعداد نمونه ماهی کیلکای چشم درشت، میزان ذخیره این ماهی از سال ۱۳۸۱ به بعد محاسبه نشد.



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

برای برآورد میزان ذخایر هر یک از گونه‌ها از روش آنالیز کوهورت (Biomass-based cohort analysis) استفاده شد (Zhang and Sullivan, 1988)؛ که در این روش برای محاسبه زی‌توده در آخرین سال و آخرین کلاس سنی از فرمول زیر:

$$B_t = \frac{C_t(F_t + M - G_t)}{F_t(1 - e^{-(F_t + M - G_t)})}$$

و برای سایر سنین از فرمول:

$$B_{ij} = B_{i+1\,j+1}e^{(M-G_j)} + C_j\, e^{(M-G_j)/2}$$

و برای مرگ‌ومیر صیادی لحظه‌ای از فرمول زیر استفاده شد:

$$F_{ij} = \ln(\frac{B_j}{B_{i+1\,j+1}}) - M + G_j$$

که در این معادلات Bt زی‌توده در سن t، Ct صید در سن t، Ft مرگ‌ومیر صیادی ترمینال، Gj ضریب رشد لحظه‌ای در سن t، Bi+۱ j+۱ زی‌توده در سال i+۱ و سن j+۱، Cij صید در سال i و سن j، Fij ضریب مرگ‌ومیر صیادی لحظه‌ای در سال i و سن j. پارامترهای رشدی که برای محاسبه زی‌توده مورد استفاده قرار گرفت. برای ماهی سفید شامل: K، L∞ و t۰ به ترتیب ۰/۲۱ در سال، ۶۰/۰ سانتی‌متر و ۰ سال؛ برای کفال طلائی به ترتیب ۰/۱۸ در سال، ۶۱/۱ سانتی متر و ۰/۱۴- سال (فضلی، ۱۳۹۳)، برای کیلکای آنچوی به ترتیب ۰/۲۳۸، ۱۴۸ میلی‌متر و ۱/۳۴- در سال (Fazli *et al.*, 2007a)، کیلکای چشم درشت به ترتیب ۰/۲۸ در سال، ۱۴۲ میلی‌متر و ۱/۳۹- سال (Fazli *et al.*, 2009) و کیلکای معمولی به ترتیب ۱۳۱/۷ میلی‌متر، ۰/۲۵۸ در سال و ۱/۲۸۵- (Fazli *et al.*, 2007b) در نظر گرفته شد.

طبق گزارش Ivanov و همکاران (۲۰۰۰) شانه‌دار مهاجم به‌طور وسیعی در اواخر سال ۱۹۹۹ در دریای خزر مشاهده شد (Iva-nov *et al.*, 2000). در این مطالعه سه دوره اول (۱۳۷۹-۱۳۷۵)، دوم (۱۳۸۵-۱۳۸۰) و سوم (۱۳۹۰-۱۳۸۶) به ترتیب به‌عنوان سه دوره قبل از گسترش کامل شانه‌دار، دوره توسعه و سازگاری تقسیم‌بندی شد. در ضمن دوره زمانی قبل از گسترش کامل شانه‌دار به دریای خزر به‌عنوان دوره پایه‌ای و مرجع در اکوسیستم بدون اغتشاش در نظر گرفته‌شده است.

بر اساس داده‌های جمع‌آوری‌شده، ویژگی عملکرد اکوسیستم در پنج گروه طبقه‌بندی شد (Olenin *et al.*, 2007):

بدون اثر ($E_0$ ,No impact): بدون تأثیر قابل‌اندازه‌گیری.

اثر ضعیف ($E_1$ ,Weak impact): قابل‌اندازه‌گیری، ولی تغییرات ضعیف بدون کاهش یا افزایش در عملکرد اکوسیستم جدید.

اثر متوسط ($E_2$ ,Moderate impact): تغییر متوسط در عملکرد اکوسیستم و/یا افزایش و کاهش در تعداد گروه‌های عملکردی در قسمتی از واحد ارزیابی‌شده.

اثر قوی ($E_3$ ,Strong impact): دگرگونی شدید در عملکرد اکوسیستم زیستگاه در قسمتی از واحد ارزیابی‌شده، سازمان‌دهی مجدد شبکه غذائی درنتیجه افزایش یا کاهش گروه‌های عملکردی در داخل سطح تروفی.

اثر شدید ($E_4$ ,Massive impact): شدید، شیفت گسترده اکوسیستمی در شبکه غذائی و یا از دست رفتن نقش گروه‌های عملکردی اکوسیستم.

برای طبقه‌بندی اثرات اکوسیستمی از دامنه تغییرات (مثبت و منفی) ذخیره در سال‌های مختلف نسبت به سال مبدأ یعنی سال ۱۳۷۵ (که احتمالاً اثر شانه‌دار دارای حداقل اثر بر اکوسیستم دریای خزر بود) و دوره مبدأ یعنی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۷۹ به‌عنوان مقادیر مرجع استفاده شد. در این ارزیابی، میزان قدر مطلق تغییرات صید تا ۲۰ درصد در طبقه E۰؛ بین ۴۰-۲۰ درصد در طبقه E۱، بین ۶۰-۴۰ درصد در طبقه $E_2$؛ بین ۸۰-۶۰ درصد در طبقه E۳؛ و نهایتاً بیش از ۸۰ درصد در طبقه E٤ طبقه‌بندی شد.

فراوانی یک‌گونه غیربومی نسبت به فراوانی گروه اکولوژیکی مربوطه به شرح ذیل رتبه‌بندی می‌شود (Olenin *et al.*, 2007).

فراوانی پایین (Low numbers): زمانی که گونه مهاجم قسمت کوچکی از جامعه مرتبط را تشکیل می‌دهد.



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

فراوانی متوسط (Moderate numbers): زمانی که گونه غیربومی کمتر از نصف فراوانی جامعه بومی را تشکیل دهد.

فراوانی زیاد (High numbers): زمانی که گونه غیربومی بیش از نیمی از جمعیت جامعه مرتبط را تشکیل می‌دهد و از نظر شمارشی در جامعه مورد تهاجم غالب است.

رتبه‌بندی پراکنش نیز به شرح ذیل انجام شد (Olenin *et al*., 2007):

تک منطقه‌ای (One locality): زمانی که گونه غیربومی فقط در یک ایستگاه نمونه‌برداری از واحدهای مورد ارزیابی (خور، منطقه آبزی‌پروری، منطقه ساحلی یا کل دریا) مشاهده گردد.

چند منطقه (Several localities): گونه غیربومی در بیش از یک منطقه منتشر شده است اما در کمتر از نیمی از ایستگاه‌های مورد نمونه‌برداری دیده می‌شود.

اکثر مناطق (Many localities): گونه غیربومی در بیش از نیمی از ایستگاه‌ها مورد نمونه‌برداری مشاهده می‌شود.

کل مناطق (All localities): گونه غیربومی در همه یا تقریباً کل ایستگاه‌ها منتشر شده است.

ترکیب فراوانی و پراکنش پنج (ADR=Abundance and Distribution Range) کلاس در دامنه (A-E) را شامل می‌شود که رتبه‌بندی گونه غیربومی را از فراوانی پایین در چند منطقه (A) تا حضور تعداد زیاد در همه مناطق (E) شامل می‌شود (Olenin *et al*., 2007).

بر اساس اطلاعات موجود در مقالات و گزارش‌ها مرتبط (Roohi *et al*., 2013 Ivanov *et al*., 2000;) با در نظر گرفتن تراکم نسبی و یا زی‌توده و با توجه به این مسئله که شانه‌دار قبل از سال ۱۳۷۸ (۱۹۹۹ میلادی) وارد دریای خزر شده (ولی زمان ورود آن نامشخص است) حدود ADR با کمی ریسک و خطا در جدول ۱ خلاصه‌شده است.

**جدول ۱: حداکثر تراکم و حدود تراکم و توزیع (Abundance Distribution Rang, ADR) گونه شانه‌دار مهاجم (*Mnemiopsis leidyi*) طی دوره‌های مختلف در نواحی مختلف سواحل ایرانی دریای خزر.**

| ۱۳۷۵-۷۹ | | ۱۳۸۰-۸۵ | | ۱۳۸۷-۸۹ | |
|---|---|---|---|---|---|
| تراکم | ADR | تراکم | ADR | تراکم | ADR |
| عدم حضور - متوسط | A-C | متوسط - زیاد | C-E | متوسط | D |

برای مقایسه شاخص‌های مختلف در سه دوره زمانی مختلف از آزمون‌های آنالیز واریانس یک‌طرفه، توکی و برای انجام آزمون‌ها از نرم‌افزار SPSS ویرایش هجدهم استفاده شد.

## نتایج

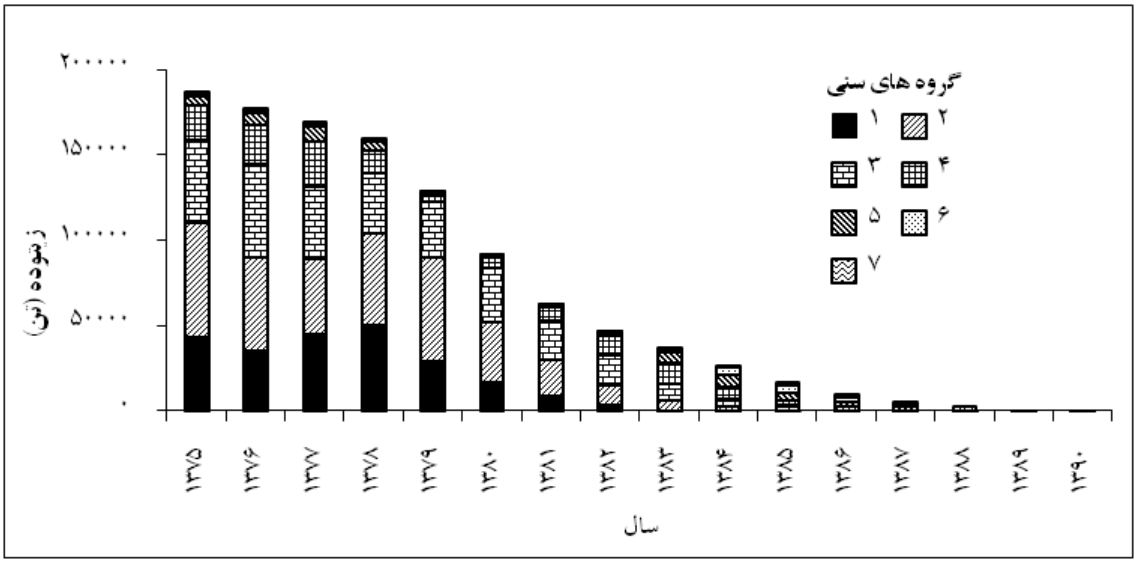
کیلکای آنچوی بیشترین ذخایر را قبل از حضور شانه‌دار در دریای خزر به خود اختصاص می‌دهد. بر اساس محاسبات انجام‌شده میزان زی‌توده این‌گونه در سواحل ایران بیش از ۱۸۵ هزار تن بود (شکل ۱). ابتدا میزان ذخایر این ماهی در سال ۱۳۷۸ به ۱۵۸ هزار تن کاهش داشت، سپس روند کاهشی به‌شدت افزایش یافت و در سال ۱۳۸۶ به کمتر از ۱۰ هزار تن و در سال ۱۳۹۰ به کمتر از ۲۰۰ تن رسید (شکل ۱). همان طوری که در شکل ۱ مشاهده می‌شود، در ابتدا دوره فراوانی نسبی ماهیان یک‌ساله (به‌عنوان رکروئیتمنت) زیاد است، ولی در سال‌های بعد میزان ذخایر ماهیان ۱ ساله با روند سریع‌تری کاهش یافت. بخصوص در سال‌های ۱۳۸۴ به بعد فراوانی این گروه سنی صفر بود و به این معنی می‌باشد که بازسازی و احیاء ذخایر این ماهی انجام نمی‌شود و یا خیلی کند بوده و قابل اغماض می‌باشد. مقایسه میانگین زی‌توده در سه دوره (دوره اول سال‌های ۱۳۷۹-۱۳۷۱، دوم ۱۳۸۵-۱۳۸۰ و سوم ۱۳۹۰-۱۳۸۶) نشان می‌دهد که بین آن‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته ($P>0/001$) و مقایسه دو بدو میانگین‌ها نیز نشان می‌دهد که بین همه گروه‌ها اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($P>0/05$ ؛ جدول ۱).

بعد از کیلکای آنچوی، کیلکای چشم درشت بیشترین میزان ذخایر را دارا بود (شکل ۲). میزان زی‌توده این ماهی در سال ۱۳۷۶ الی ۱۳۷۷ بیش از ۵۰ هزار تن بود. ولی به‌یک‌باره ذخایر این ماهی به‌شدت کاهش یافت و در سال ۱۳۸۰ ذخایر این ماهی کمتر از ۶ هزار تن برآورد شد. در سال‌های بعد به دلیل صید اندک و عدم تهیه نمونه کافی میزان ذخایر این ماهی قابل پیش‌بینی نبود. مثل کیلکای



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

آنچوی، فراوانی ماهیان یک‌ساله در این‌گونه نیز با شدتی بیشتری کاهش داشت. به طوری که بخصوص در سال ۱۳۸۰ ماهیان یک‌ساله اصلاً در صید مشاهده نشد و یا بسیار اندک بود. به دلیل کاهش شدید میزان صید و نبود نمونه کافی، میزان ذخیره این ماهی از سال ۱۳۸۱ به بعد برآورد نشد؛ بنابراین مقایسه میانگین‌های ذخیره در سه دوره مختلف صورت نگرفت.




**شکل ۱: میزان ذخایر کیلکای آنچوی به تفکیک سن طی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۹۰ در سواحل ایرانی دریای خزر.**

**جدول ۱: میانگین سالانه میزان زی‌توده کیلکای آنچوی در سه دوره مختلف و مقایسه دوبه‌دو آن‌ها.**

| گونه | دوره (سال) | تعداد (سال) | میانگین | انحراف معیار |
|---|---|---|---|---|
| کیلکای آنچوی | ۱۳۷۵-۷۹ | ۵ | ۱۶۳۲۸۱/$^{c}$۵ | ۲۲۳۲۱/۸ |
| | ۱۳۸۰-۸۵ | ۶ | ۴۵۹۰۱/$^{b}$۳ | ۲۶۸۲۳/۰ |
| | ۱۳۸۶-۹۰ | ۵ | ۳۶۰۰/$^{a}$۴ | ۳۹۱۹/۶ |
| کیلکای معمولی | ۱۳۷۵-۷۹ | ۵ | ۳۱۷۸۲/$^{a}$۸ | ۸۵۱۴/۱ |
| | ۱۳۸۰-۸۵ | ۶ | ۵۹۹۸۳/$^{b}$۴ | ۱۶۸۶۸/۱ |
| | ۱۳۸۶-۹۰ | ۵ | ۹۷۵۵۶/$^{c}$۱ | ۱۲۶۶۵/۳ |
| ماهی سفید | ۱۳۷۵-۷۹ | ۵ | ۳۶۹۳۰/$^{a}$ | ۶۰۲۲/۲ |
| | ۱۳۸۰-۸۵ | ۶ | ۵۰۹۹۷/$^{ab}$۵ | ۱۲۷۴۲/۹ |
| | ۱۳۸۶-۹۰ | ۵ | ۵۲۶۵۴/$^{b}$۹ | ۷۹۳۸/۷ |
| ماهی کفال طلائی | ۱۳۷۵-۷۹ | ۵ | ۱۹۰۸۶/$^{a}$۵ | ۳۰۷۲/۶ |
| | ۱۳۸۰-۸۵ | ۶ | ۱۹۰۷۸/$^{a}$۷ | ۱۶۹۷/۴ |
| | ۱۳۸۶-۹۰ | ۵ | ۱۴۹۱۱/$^{b}$۹ | ۴۰۲/۵ |

حروف انگلیسی مقایسه دو بدو گروه‌ها را در سطح ۵ درصد خطا نشان می‌دهد.

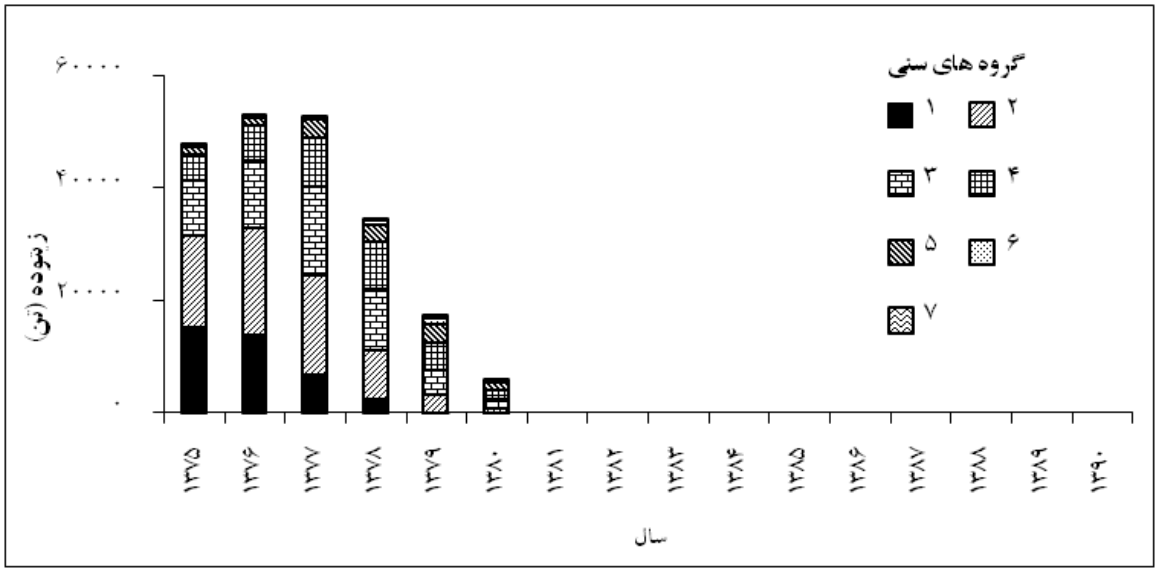
ساختار جمعیت و زی‌توده کیلکای معمولی گونه کاملاً متفاوت با دو گونه قبلی می‌باشد (شکل ۳). میزان ذخایر این ماهی در ابتدا دوره یعنی سال ۱۳۷۵ حدود فقط ۲۰ هزار تن بود. در طول دوره میزان ذخایر این‌گونه همواره روندی افزایشی داشته است. به طوریکه در سال ۱۳۸۸ میزان ذخایر این‌گونه بیش از ۱۱۰ هزار تن بود. نتایج نشان می‌دهد که فراوانی ماهیان یک‌ساله نیز روندی افزایشی داشته است و درمجموع ذخایر این‌گونه در مدت به‌خوبی احیاء شده است. مقایسه میانگین زی‌توده در سه دوره نشان می‌دهد که بین آن‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته ($P>0/001$) و مقایسه دو بدو میانگین‌ها نیز نشان می‌دهد که بین همه گروه‌ها اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($P>0/05$؛ جدول ۱).



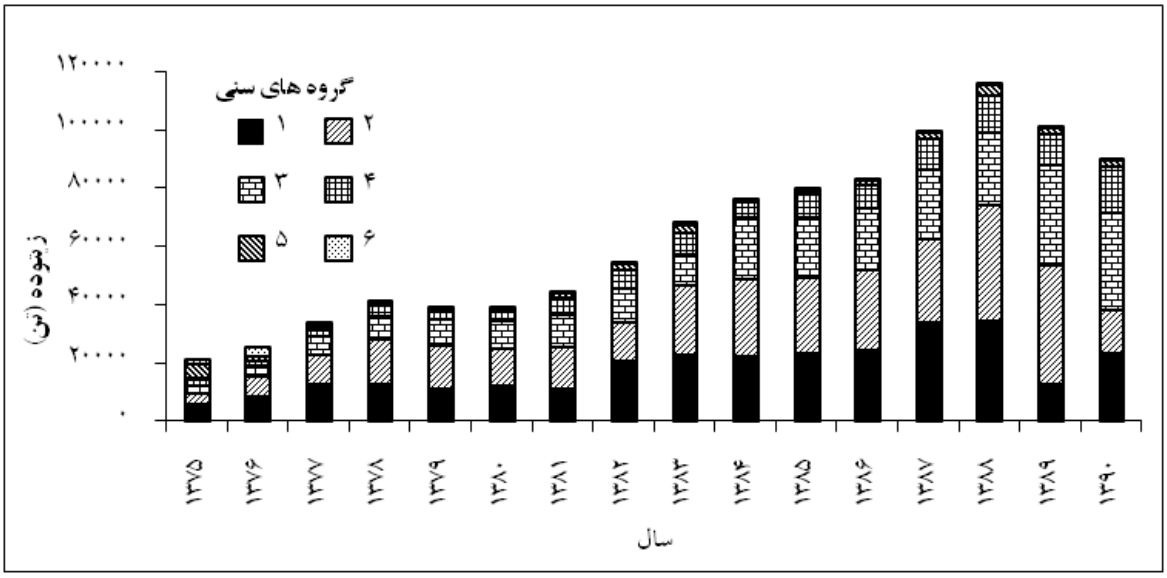
[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

میزان ذخایر ماهی سفید ابتدا روند کاهش داشت و از حدود ۴۰ هزار تن در سال ۷۶-۱۳۷۵ به ۳۵ هزار تن در سال ۱۳۸۰ رسید، ولی در سال ۱۳۸۵ به‌شدت افزایش یافت و حدود ۶۷ هزار تن برآورد شد. در سال‌های بعد مجدداً روند کاهشی داشت، بهطوریکه در سال ۱۳۹۰ به حدود ۴۳ هزار تن کاهش یافت (شکل ۴). مقایسه میانگین زی‌توده در سه دوره نشان می‌دهد که بین آن‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته ($P > ۰/۰۳۲$) و مقایسه دو بدو میانگین‌ها نیز نشان می‌دهد که بین دوره‌های اول و سوم اختلاف معنی‌دار می‌باشد ($P > ۰/۰۵$؛ جدول ۱).

تغییرات ذخایر ماهی کفال طلائی کاملاً متفاوت با سایر گونه‌ها بود (شکل ۵). میزان ذخایر این‌گونه ابتدا از حدود ۱۶ هزار تن در سال ۷۶-۱۳۷۵ با یک‌روند کاملاً افزایشی به حداکثر میزان خود یعنی حدود ۲۱ هزار تن در سال ۱۳۷۹ رسید، سپس با یک‌روند کاهشی به ۱۴/۵ هزار تن در سال ۱۳۹۰ کاهش یافت. مقایسه میانگین زی‌توده در سه دوره نشان می‌دهد که بین آن‌ها اختلاف معنی‌داری وجود داشته ($P > ۰/۰۰۱$) و مقایسه دو بدو میانگین‌ها نیز نشان می‌دهد که دوره سوم با دو دوره اول و دوم اختلاف معنی‌دار دارد ($P > ۰/۰۵$؛ جدول ۱).



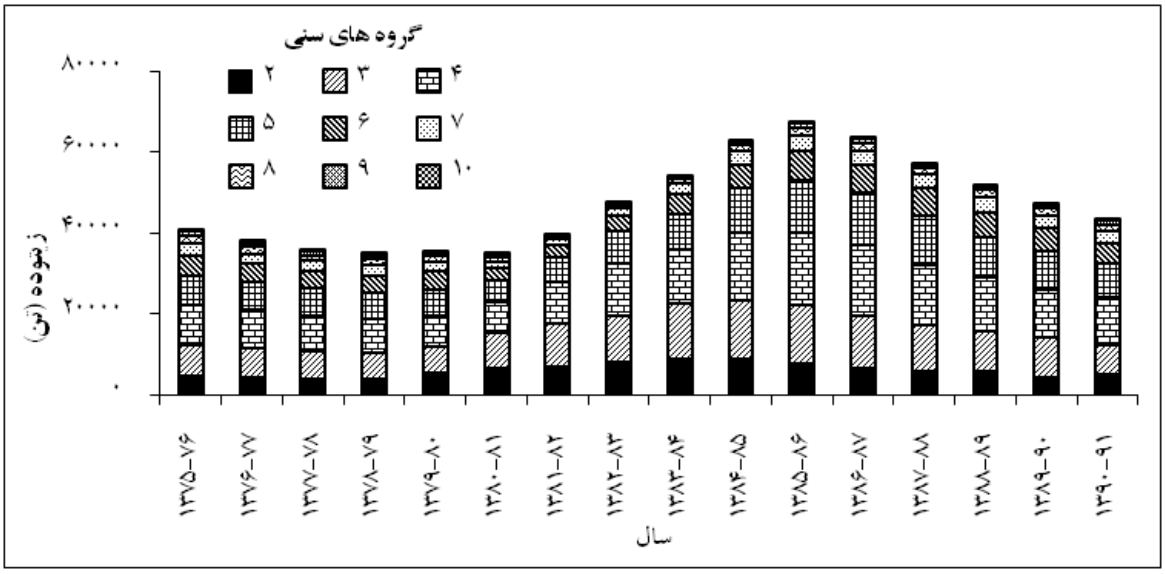

**شکل ۲: میزان ذخایر کیلکای چشم درشت به تفکیک سن طی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۸۰ در سواحل ایرانی دریای خزر.**



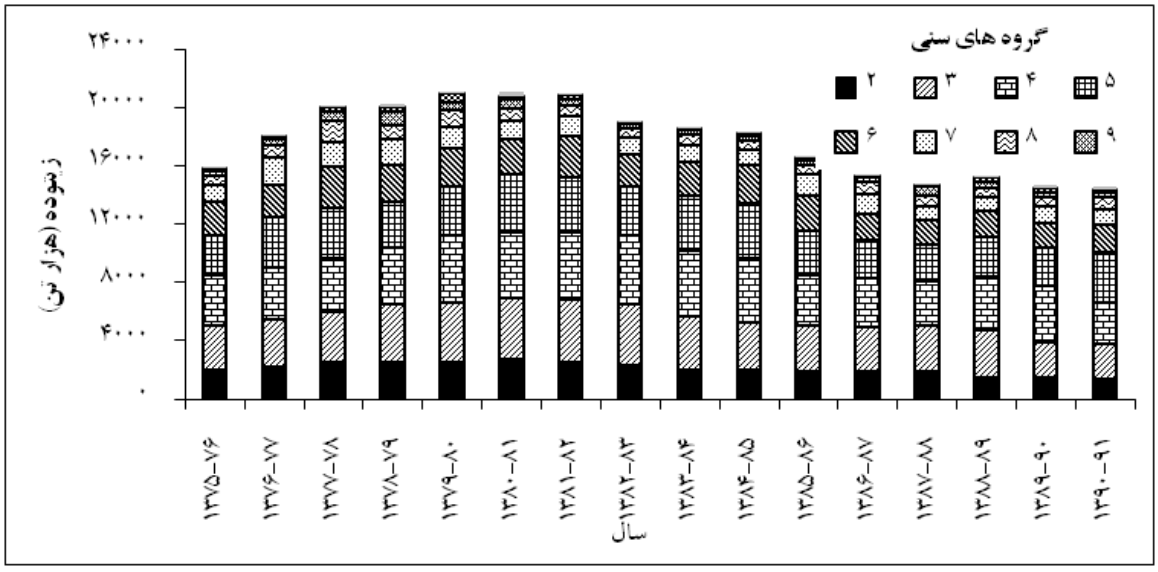

**شکل ۳: میزان ذخایر کیلکای معمولی به تفکیک سن طی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۹۰ در سواحل ایرانی دریای خزر.**



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]




**شکل ۴: مقدار ذخایر در سنین مختلف ماهی سفید در سواحل ایرانی دریای خزر طی سال‌های بهره‌برداری ۷۶-۷۵ الی ۱۳۹۱-۱۳۹۰.**




**شکل ۵: مقدار ذخایر در سنین مختلف ماهی کفال طلائی در سواحل ایرانی دریای خزر طی سال‌های بهره‌برداری ۷۶-۱۳۷۵ الی ۱۳۹۱-۱۳۹۰.**

برای طبقه‌بندی اثرات اکوسیستمی از دامنه تغییرات (مثبت و منفی) صید در سال‌های مختلف هم نسبت به سال مبدأ یعنی سال ۱۳۷۵ (که احتمالاً اثر شانه‌دار دارای کمترین اثر بر اکوسیستم دریای خزر بود) و هم میانگین سالانه زی‌توده در دوره اول (سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۷۹) به‌عنوان مقادیر مرجع در نظر گرفته شد. نتایج به‌دست‌آمده در جداول ۲ و ۳ خلاصه‌شده است.

با توجه به جدول شماره ۳، ویژگی عملکرد اکوسیستم بر مبنای زی‌توده هر یک از گونه‌ها و کل ذخیره این ماهیان در پنج گروه طبقه‌بندی شد (جدول ۴). نتایج نشان می‌دهد که در دو دوره گسترش و سازگاری شانه‌دار در دریای خزر ویژگی عملکرد اکوسیستمی ماهی سفید و کفال طلائی در طبقه بین $E_0$ و $E_1$، با حداقل اثرپذیری؛ کیلکای معمولی $E_0$ دارای بدون اثر و کیلکای آنچوی بین $E_2$ و



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

$E_٤$، چشم درشت $E_٤$، با اثرپذیری خیلی شدید مواجهه بودند. درمجموع ارزیابی کل ذخیره این گونه‌ها در سواحل ایرانی دریای خزر نشان ماهی که ویژگی عملکرد اکوسیستمی بین $E_١$ و $E_٢$ بوده و احتمالاً شانه‌دار تأثیر متوسط منفی بر روی ذخایر داشته است (جدول ۴).

**جدول ۲: درصد تغییرات میزان زی‌توده گونه‌های مهم طی سال‌های ۱۳۹۰-۱۳۷۶ نسبت به سال ۱۳۷۵ (Reference value) در حوزه جنوبی دریای خزر.**

| سال | گونه/گروه | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | سفید | طلائی | آنچوی | چشم درشت | معمولی | جمع |
| ۱۳۷۶ | -۶/۷ | +۱۴/۰ | -۵/۲ | +۱۰/۸ | +۲۱/۱ | -۰/۲ |
| ۱۳۷۷ | -۱۲/۲ | +۱۶/۴ | -۹/۲ | +۱۰/۵ | +۵۹/۹ | -۰/۱ |
| ۱۳۷۸ | -۱۴/۳ | +۲۶/۹ | -۱۴/۷ | -۲۷/۷ | +۹۵/۸ | -۷/۱ |
| ۱۳۷۹ | -۱۲/۷ | +۳۲/۳ | -۳۱/۳ | -۶۳/۴ | +۸۳/۶ | -۲۲/۸ |
| ۱۳۸۰ | -۱۳/۸ | +۳۲/۲ | -۵۱/۴ | -۸۷/۶ | +۸۶/۱ | -۳۸/۵ |
| ۱۳۸۱ | -۲/۴ | +۳۱/۵ | -۶۶/۹ | - | +۱۰۹/۲ | -۴۶/۷ |
| ۱۳۸۲ | +۱۶/۴ | +۱۹/۵ | -۷۵/۴ | - | +۲۲۵/۹ | -۴۶/۵ |
| ۱۳۸۳ | +۲۳/۳ | +۱۷/۲ | -۸۰/۹ | - | +۲۶۱/۲ | -۴۳/۴ |
| ۱۳۸۴ | +۵۴/۲ | +۱۴/۶ | -۸۶/۲ | - | +۲۷۹/۷ | -۴۱/۴ |
| ۱۳۸۵ | +۶۵/۹ | +۴/۲ | -۹۱/۱ | - | +۲۹۴/۵ | -۴۲/۱ |
| ۱۳۸۶ | +۵۶/۴ | -۳/۱ | -۹۴/۸ | - | +۳۷۶/۰ | -۴۴/۹ |
| ۱۳۸۷ | +۴۰/۲ | -۷/۶ | -۹۷/۳ | - | +۴۵۳/۶ | -۴۳/۳ |
| ۱۳۸۸ | +۲۷/۶ | -۴/۱ | -۹۸/۸ | - | +۳۸۳/۰ | -۴۰/۴ |
| ۱۳۸۹ | +۱۶/۵ | -۷/۹ | -۹۹/۶ | - | +۳۲۷/۰ | -۴۷/۳ |
| ۱۳۹۰ | +۶/۸ | -۸/۸ | -۹۹/۹ | - | +۷۶/۶ | -۵۲/۶ |

علامت مثبت (+) نشانه افزایش و علامت منفی (-) نشانه کاهش نسبت به مقادیر مرجع (Reference value) می‌باشد.

**جدول ۳: درصد تغییرات میزان زی‌توده گونه‌های مهم طی سال‌های ۱۳۹۰-۱۳۸۰ نسبت به میانگین دوره ۱۳۷۹-۱۳۷۵ (Reference value) در حوزه جنوبی دریای خزر.**

| سال | گونه/گروه | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | سفید | طلائی | آنچوی | چشم درشت | معمولی | جمع |
| ۱۳۸۰ | -۵/۱ | +۱۰/۳ | -۴۴/۷ | -۹۶/۶ | +۲۲/۴ | -۳۴/۵ |
| ۱۳۸۱ | +۷/۴ | +۹/۷ | -۶۲/۳ | - | +۳۷/۵ | -۴۳/۲ |
| ۱۳۸۲ | +۲۸/۱ | -۰/۳ | -۷۱/۹ | - | +۷۱/۰ | -۴۳/۰ |
| ۱۳۸۳ | +۴۵/۷ | -۲/۳ | -۷۸/۲ | - | +۱۱۴/۳ | -۳۹/۷ |
| ۱۳۸۴ | +۶۹/۸ | -۴/۵ | -۸۴/۲ | - | +۱۳۷/۵ | -۳۷/۷ |
| ۱۳۸۵ | +۸۲/۷ | -۱۳/۱ | -۸۹/۹ | - | +۱۴۹/۷ | -۳۸/۴ |
| ۱۳۸۶ | +۷۲/۲ | -۱۹/۲ | -۹۴/۰ | - | +۱۵۹/۴ | -۴۱/۴ |
| ۱۳۸۷ | +۵۴/۴ | -۲۲/۹ | -۹۶/۹ | - | +۲۱۲/۹ | -۴۰/۰ |
| ۱۳۸۸ | +۴۰/۴ | -۲۰/۱ | -۹۸/۶ | - | +۲۶۴/۰ | -۳۶/۷ |
| ۱۳۸۹ | +۲۸/۳ | -۲۳/۲ | -۹۹/۵ | - | +۲۱۷/۹ | -۴۳/۹ |
| ۱۳۹۰ | +۱۷/۶ | -۲۴/۰ | -۹۹/۹ | - | +۱۸۰/۸ | -۴۹/۶ |

علامت مثبت (+) نشانه افزایش و علامت منفی (-) نشانه کاهش نسبت به مقادیر مرجع (Reference value) می‌باشد.



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

**جدول ۴: تعیین عملکرد اکوسیستم بر مبنای میزان زی‌توده گونه‌های مهم طی سال‌های ۱۳۹۰-۱۳۸۰ نسبت به قبل از گسترش شانه‌دار (*Mnemiopsis leidyi*) مهاجم در دریای خزر.**

| سال | گونه/گروه | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | سفید | طلائی | آنچوی | چشم درشت | معمولی | جمع |
| ۱۳۸۰ | $E_0$ | $E_0$ | $E_2$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_1$ |
| ۱۳۸۱ | $E_0$ | $E_0$ | $E_3$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |
| ۱۳۸۲ | $E_0$ | $E_0$ | $E_3$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |
| ۱۳۸۳ | $E_0$ | $E_0$ | $E_3$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_1$ |
| ۱۳۸۴ | $E_0$ | $E_0$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_1$ |
| ۱۳۸۵ | $E_0$ | $E_0$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_1$ |
| ۱۳۸۶ | $E_0$ | $E_0$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |
| ۱۳۸۷ | $E_0$ | $E_1$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |
| ۱۳۸۸ | $E_0$ | $E_1$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_1$ |
| ۱۳۸۹ | $E_0$ | $E_1$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |
| ۱۳۹۰ | $E_0$ | $E_1$ | $E_4$ | $E_4$ | $E_0$ | $E_2$ |

## بحث و نتیجه گیری

طبق گزارش Reise و همکاران (۲۰۰۶)، در مرحله ورود (Arrival) گونه‌های مهاجم با یک یا چند نمونه وارد یک منطقه شده و سپس در مرحله استقرار (Establishment) گروه کوچکی از آن‌ها شروع به تولیدمثل می‌نمایند. بعد گونه مهاجم ممکن است وارد مرحله گسترش (Expansion) شده و نهایتاً وارد مرحله سازگاری خواهد شد. شناخت مرحله‌ای که گونه مهاجم قرار دارد و اثرات آن مورد ارزیابی قرار می‌گیرد، بخصوص وقتی‌که همان‌گونه مهاجم با مناطق دیگر و یا برعکس مقایسه می‌شود، اهمیت دارد (Reise, *et al.*, 2006). اگرچه اطلاع دقیقی از زمان ورود شانه‌دار مهاجم دریای خزر در دست نیست ولی طبق گزارش Roohi و همکاران (۲۰۱۳) میزان تراکم (فراوانی و زی‌توده) شانه‌دار مهاجم طی سال‌های ۱۳۷۹ الی ۱۳۹۰ نشان می‌دهد این‌گونه در سال‌های مذکور احتمالاً در دو مرحله گسترش و سازگاری قرار داشته است. نتایج مشابه در مناطق شرقی و جنوب شرقی اکوسیستم دریای خزر نیز گزارش شد. طبق گزارش Olenin و همکاران (۲۰۰۷)، پس از ورود شانه‌دار به دریای خزر در سال ۱۹۹۹، در سال ۲۰۰۴ تقریباً در مرحله سازگاری بود.

کیلکا ماهیان عموماً زئوپلانکتون خوار هستند، ولی سه گونه دارای عادات غذایی متفاوت می‌باشند. غذای عمده کیلکای آنچوی از راسته Copepoda بوده و *Eurytemora* به‌تنهایی ۷۰ درصد میانگین غذای سالانه را تشکیل می‌دهد. در ترکیب غذایی کیلکای چشم درشت زئوپلانکتون های نواحی عمیق‌تر شامل *Limnocalanus grimaldi*، *Eurytemora grimmi* (مراحل ۵ و ۶) و بعضی از گونه‌های Mysidae که در مقایسه با سایر زئوپلانکتون ها بزرگ‌تر هستند و دارای مهاجرت‌های عمودی روزانه وسیع‌تری هستند نقش اصلی را دارند. تغذیه کیلکای معمولی متفاوت از دو گونه دیگر بوده و در حقیقت به وجود آن‌ها در مناطق ساحلی و در قسمت‌های کم‌عمق بستگی دارد. ترکیب زئوپلانکتون ها در این مناطق بیشتر از مناطق عمیق‌تر می‌باشد. این‌گونه دارای دامنه غذایی گسترده بوده معمولاً از همه گونه‌های زئوپلانکتونی تغذیه می‌کند (جانباز و همکاران،۱۳۹۲؛ Prikhodko, 1981). کفال ماهیان دیتریت خوار هستند و ماهی سفید از کف‌زیان به‌خصوص از دوکفه‌ای‌ها به‌ویژه *Cerastorderma lamarki* تغذیه می‌کنند (Afraei Bandpei *et al.*, 2009).

با توجه به نتایج ارائه شده، قبل از ورود و یا گسترش شانه‌دار (دوره اول) کیلکای آنچوی و چشم درشت نقش اصلی را در اکوسیستم دریای خزر داشتند. فراوانی تنوع گونه‌ای و فراوانی غذای اصلی این دو گونه (*Eurytemora*) زیاد بود. در دوره اول، گونه *Eurytemora grimmi* که گونه بومی دریای خزر می‌باشد، به‌عنوان گونه کلیدی غالب بود. همچنین گروه کوپه پودا شامل گونه‌های *Acartia tonsa, Nauplius calanoida, Limnocalanus grimaldii* از گروه کلادوسرا گونه *Podon polyphemoides* و همچنین گروه Lamellibranchia larva (Bivalvia larvae) و دیگر جنس‌ها کم‌وبیش حضور داشتند؛ اما در دوره‌های دوم و سوم *Eurytemora grimmi* منقرض‌شده و فراوانی سایر گونه‌ها به‌شدت کاهش یافت. از



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

گروه کوپه پودا فقط A. tonsa در نمونه‌ها حضورداشته و کاملاً غالب شد (اسلامی، ۱۳۹۳).

در دوره اول چرخه انرژی در اکوسیستم کامل بود. زئوپلانکتون ها با تراکم و تنوع زیاد مورد تغذیه سه گونه کیلکا ماهیان در مناطق مختص خود قرار گرفته و به‌تناسب کیلکا ماهیان مورد تغذیه سطوح بالای هرم غذایی قرار می‌گرفتند. در دوره دوم به دلیل گسترش شانه‌دار مهاجم و تغذیه شدید از زئوپلانکتون، فراوانی تنوع و زی‌توده زئوپلانکتون کاهش یافت. این امر سبب کاهش ذخایر دو گونه کیلکای آنچوی و تخریب ذخایر کیلکای چشم درشت شد (Fazli *et al*., 2009a,b). کیلکا معمولی که از دامنه غذایی وسیع‌تری برخوردار است خود را با شرایط جدید وفق داد و نه‌تنها ذخایر آن کاهش پیدا نکرد بلکه روند افزایشی نیز داشت (جانباز و همکاران، ۱۳۹۲).

در دوره سوم تنوع و تراکم زئوپلانکتونها به‌شدت کاهش یافت. گونه زئوپلانکتونی که مورد تغذیه دو گونه کیلکای آنچوی و چشم قرار می‌گرفت کاملاً محو شدند و تنها گونه غالب زئوپلانکتون (*A. tonsa*) که فقط مورد تغذیه کیلکای معمولی قرار می‌گیرد، باعث افزایش بیشتر ذخایر و درنتیجه صید این ماهی شد.

روند کاهشی میزان زی‌توده شانه‌دار در دوره سوم می‌تواند ناشی از کمبود غذا (زئوپلانکتون) این‌گونه مهاجم باشد. طبق گزارش Shiganova و همکاران (۲۰۰۳)، دما، شوری، غذا و شکارچی چهار عامل تأثیرگذار بر جمعیت شانه‌دار در دریای خزر می‌باشد. تاکنون شکارچی اختصاصی این موجود یعنی *Beroe ovata* در دریای خزر مشاهده نشد (Zaitsev and Ozturk, ۲۰۰۱)، بنابراین از بین ۴ عامل اصلی محدودکننده شانه‌دار مهاجم، غذای قابل‌دسترس مهم‌ترین نقش را در تغییرات جمعیت شانه‌دار در دریای خزر ایفا می‌کند.

بعلاوه، در حوزه جنوبی دریای خزر (سواحل ایران)، گزارش‌ها متعددی در خصوص تغییر ساختار اکولوژیکی را گزارش نموده‌اند. بر اساس تحقیقات انجام‌شده، افزایش سطح تروفیکی از اولیگوتروف به مزو–یوتروف (Nasrollahzadeh *et al*., 2008)، افزایش میزان اکسیژن محلول، ایجاد شکوفایی جلبکی (Nasrollahzadeh *et al*., 2011)، افزایش شاخص شانون در فیتوپلانگتون و کاهش شاخص شانون در زئوپلانکتون، ورود گونه‌های با پتانسیل تهاجمی در لیست گونه‌های غالب فیتوپلانگتون (مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰؛ روشن طبری، ۱۳۹۲)، افزایش نسبت زی‌توده فیتوپلانگتون به زئوپلانکتون از کمتر از ۵، به بیشتر از ۱۰ (Nasrolahzadeh *et al*., 2011) و افزایش تراکم گونه‌های رسوب خوار ماکروبنتوز را در سال ۱۳۸۸ نسبت به سال‌های پیش از ورود شانه‌دار، گزارش شده است؛ بنابراین باید پذیرفت حداقل در حوزه جنوبی دریای خزر، بعد گسترش شانه‌دار، اکوسیستم شدیداً دچار اغتشاش و دگرگونی شده است؛ و ازنقطه‌نظر عملکرد اکوسیستم، عملکرهای اصلی یعنی گونه‌های مهم پلاژیک از سیستم حذف‌شده و متعاقب آن جمعیت گونه هایی که از این گروه تغذیه می‌کردند نیز به‌شدت کاهش و بالعکس ذخایر ماهیان کف زی خوار مثل ماهی سفید و کفال طلائی افزایش داشته است؛ بنابراین عملکرد اکوسیستم از $E_0$ در آغاز دوره اول کم‌کم به $E_1$ در سال ۱۳۸۰ (آغاز دوره دوم) و سپس به $E_2$ در پایان دوره تنزل یافت. مطالعاتی که سایر مناطق دریای خزر صورت گرفته تقریباً نتایج مشابه ای را نشان می‌دهند. بر اساس گزارش Olenin و همکاران (۲۰۰۷) در مناطق شرقی و جنوب شرقی اکوسیستم دریای خزر عملکرد اکوسیستم در گروه $E_0$-$E_4$ طبقه‌بندی شدند.

## منابع


**اسلامی، ف.، روحی، ا.، دهقان، س.، فضلی، ح.، نصراله زاده، ح.، روشن طبری، م.، باقری، س.، پورغلام، ر.، پورنگ، ن.، دوستدار، م.، مخلوق، آ.، تهامی، ف. و طهماسبی، م.، ۱۳۹۳.** ارزیابی کمی اثرات *Mnemiopsis leidyi* به‌عنوان یک آلاینده زیستی بر روی ساختار مجموعه‌های اکولوژیک با تأکید بر مجموعه‌های پلانکتونی. انتشارات موسسه تحقیقات شیلات ایران.

**پورغلام، ر.، سدوف و.، و.ا. یرملچف و. ا.، بشارت، ک. و فضلی ح.، ۱۳۷۵.** ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان به روش هیدرو آکوستیک، وزارت جهاد کشاورزی. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، موسسه تحقیقات شیلات ایران مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران، صفحه ۱۲۵.

**جانباز، ع.ا .، فضلی، ح.، پور غلام ،ر.، کر، د. و عبدالملکی، ش.، ۱۳۹۲.** ارزیابی صید و ذخایر ماهی کیلکای معمولی در سواحل ایرانی دریای خزر طی سال‌های ۱۳۷۵ الی ۱۳۹۰. مجله علمی شیلات ایران، ۲۲(۳): صفحات۲۱-۱۳.

**روشن طبری، م.، پورغلام، ر.، نصراله زاده ساروی، ح.، سلیمانی رودی، ع.، خداپرست، ن.، اسلامی، ف.، رضوانی، غ.، عوفی، ف.، مخلوق، آ.، سبک آرا، ج.، کیهان ثانی، ع.، الیاسی، ف.، مکرمی، ع .، شیخ الاسلامی، ع.، رضایی، م. و رحمتی، ر.،۱۳۹۲.** بررسی تنوع، زی‌توده و فراوانی زئوپلانکتون در منطقه جنوبی دریای خزر (سال ۱۳۸۸). موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.

**فضلی،۱۳۹۳.** پویایی جمعیت ماهیان استخوانی حوضه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، ۸۹۰۸-۱۲-۷۶-۱.

**مخلوق، آ.، نصراله زاده ساروی، ح.، فارابی، س.م. و.، روشن طبری، م.، اسلامی، ف.، رحمتی، ر.، تهامی، ف.، کیهان‌ثانی، ع.ر.،**




[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

**دوستدار، م.، خداپرست، ن.، گنجیان، ع. و مکرمی، ع.، ۱۳۹۰.** پروژه بررسی تنوع، بیوماس و فراوانی فیتوپلانگتون در منطقه جنوبی دریای خزر (سال۱۳۸۸). موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.

**نادری جلودار، م. و عبدلی، ا، ۱۳۸۳.** اطلس ماهیان حوضه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۸۰ ص.

**Afraei Bandpei, M. A., Mashhor, M., Abdolmaleki, S. and El-Sayed, M. A. F., 2009.** Food and feeding habits of Caspian Kutum (*Rutilus frisii kutum* (Cyprinidae)) in Iranian waters of theCaspian Sea. Cybium, 33(3): 193- 198.

**Byers, J. E., 2000.** Competition between two estuarine snails: implications for invasions of exotic species. Ecology, 81: 1225–1239.

**Carlton, J. T., 1996.** Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. Biological Conservation, 78:97–106.

**Cohen, A. N. and Carlton, J. T., 1998.** Accelerating invasion rate in a highly invaded estuary. Science, 279:555–558.

**Daskalov, G. M. and Mamedov, E. V., 2007.** Integrated fisheries assessment and possible causes for the collapse of anchovy kulak in the Caspian Sea. ICES Journal of Marine Science, 64: 503-511.

**Elton, C. S., 1958.** The ecology of invasions by animals and plants. Methuen, London, UK.

**Fazli, H., Zhang, C. I., Hay, D. E. and Lee, C. W., 2009**. Fishery Biological Characteristics and Changes in Annual Biomass of Bigeye Kilka (*Clupeonella grimmi*) in the Caspian Sea. Asian Fisheries Science. 22: 923-940

**Fazli, H., Zhang, C. I., Hay, D. E., Lee, C. W., Janbaz, A. A. and Borani, M. S., 2007a.** Population ecological parameters and biomass of anchovy kilka (*Clupeonella engrauliformis*) in the Caspian Sea. Fisheries Science ,73:285-294.

**Fazli, H., Zhang, C. I., Hay, D. E., Lee, C. W., Janbaz, A. A. and Borani, M. S., 2007b**. Population ecological parameters and biomass of common kilka (*Clupeonella cultriventris caspia*) in the Caspian Sea. Iranian Journal of Fisheries Science , Vol.7,No.1.47-70.

**Grosholz, E., 2002.** Ecological and evolutionary consequences of coastal invasions. Trends in Ecology and Evolution, 17 (1): 22–27.

**Ivanov, V. P., Kamakin, A. M., Ushivtzev, V. B., Shiganova, T., Zhukova, O., Aladin, N., Wilson, S .I., Harbison, G. R. and Dumont, H. J., 2000**. Invasion of the Caspian Sea by the comb jellyfish *Mnemiopsis leidyi* (Ctenophora). Biological Invasions, 2: 255–258.

**Nasrollahzadeh, H. S., Din, Z. B., Foong, S. Y.and Makhlough, A., 2008.** Spatial-temporal distribution of macro Chemistry and Ecology, 24(4): 233-246.

**Nasrollahzadeh, H. S., Makhlough, A., Pourgholam, R., Vahedi, F., Qanqermeh, A. and Foong, S. Y., 2011**. The study of *Nodularia spumigena* bloom event in the southern Caspian Sea, Applied ecology and environmental research, 9:141–155.

**Olenin, S., Minchin, D. and Daunys, D., 2007.** Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. Marine Pollution Bulletin, 55 (7-9): 379-394.

**Prikhod'ko, B. I., 1981**. Ecological features of the Caspian Kilka (Genus *Clupeonella*). Scripta Publishing *Co*.,PP., 27-35.

**Purcell, J. E., Shiganova, T. A., Decker M. B. and Houde, E. D., 2001.** The ctenophore Mnemiopsis in native and exotic habitats: U. S. estuaries versus the Black Sea basin. Hydrobiologia, 451: 145-176.

**Reichard, S. H. and Hamilton, C. W., 1997.** Predicting invasions of woody plants introduced into North America. Conservation Biology, 11: 193–203.

**Reise, K., Olenin, S. and Thieltges, D. W., 2006.** Are aliens threatening European aquatic coastal ecosystems? Helgoland Marine Research, 60 (2): 77-83.

**Roohi, A., Pourgholam, R., Ganjian Khenari, A., Kideys, E. A., Sajjadi, A. and Abdollahzade Kalantari, R., 2013.** Factors Influencing the Invasion of the Alien Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* Development in the Southern Caspian Sea, ECOPERSIA (International Journal of Natural Resources and Marine Sciences, IJNRMS), 1 (3): 299-313.

**Shiganova, T. A., Sapozhnikov, V. V., Musaeva, E. I., Domanov, M. M., Bulgakova, Yu. V., Belov A. A., Zazulya, N. I., Zernova, V. V., Kuleshov, A. F., Sokol'skii, F., Imirbaeva, R. I. and Mikuiza, A. S.,**



[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]

**2003.** Factors Determining the Conditions of Distribution and Quantitative Characteristics of the Ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the North Caspian. Oceanology, 43(5): 676–693.

**Shiganova, T. A., Musaeva, E. I., Pautova, L. A. and Bulgakova Yu. V., 2005.** The Problem of Invaders in the Caspian Sea in the Context of the Findings of New Zoo- and Phytoplankton Species from the Black Sea. Biology Bulletin, 32(1): 65–74.

**Shiganova, T. A., Dumont, H. J., Sokolsky, A. F.and Kamakin, A. M., 2004.** In Aquatic Invasions in the Black, Caspian and Mediterranean Seas, Dumont, H., Shiganova, T., and Niermann, U., Eds., Kluwer Academic, pp. 71–111.

**Usher, M. B., 1988.** Biological invasions of nature reserves: a search for generalizations. Biological Conservation, 44: 119–135.

**Zaitsev, Y. and Ozturk, B. eds., 2001.** Exotic species in the Agean, Marmara, Black and Caspian Seas. Turkish marine research foundation, Istanbul, 267 P.

**Zhang, C. I. and Sullivan, P. J., 1988.** Biomass-based cohort analysis that incorporates growth. Transactions of American Fisheries Society, 117: 180–189.

[ Downloaded from jmb.ahvaz.iau.ir on 2026-06-07 ]