وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور

عنوان:

شناسایی شبکه غذایی ماهیان پلاژیک کوچک در آبهای ایرانی دریای خزر

مجری مسئول :
آرزو وهاب نژاد

شماره ثبت
۵۲۳۴۳

وزارت جهاد کشاورزی
سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی
موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور- پژوهشکده اکولوژی دریای خزر –
پژوهشکده آبزی‌پروری آبهای داخلی

عنوان طر ح/پروژه : شناسایی شبکه غذایی ماهیان پلاژیک کوچک در آبهای ایرانی دریای خزر
کد مصوب: ۹۲۱۵۲-۱۲-۱۲-۰
نام و نام خانوادگی نگارنده/ نگارندگان : آرزو وهاب نژاد
نام و نام خانوادگی مجری مسئول (اختصاص به پروژه ها و طرحهای ملی و مشترک دارد) : آرزو وهاب نژاد
نام و نام خانوادگی مجریان استانی: فرهاد کیمرام (مجری استان مازندران)، فرخ پرافکنده (مجری استان گیلان)
نام و نام خانوادگی همکار(ان): سیدامین‌اله تقوی‌مطلق، شهرام قاسمی، حسن فضلی، غلامرضا دریانبرد، حسن نصراله‌زاده‌ساروی، محمدعلی افرایی‌بندپی، آسیه مخلوق، کیوان عباسی، علیرضا میرزاجانی، سهراب مظلومی، دلارام گل‌مروی، جمیله جاوید محمدپور
نام و نام خانوادگی مشاور(ان) : -
نام و نام خانوادگی ناظر(ان) : -
محل اجرا : استان تهران
تاریخ شروع : ۹۲/۱۱/۱
مدت اجرا : ۲ سال
ناشر : موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور
تاریخ انتشار : سال ۱۳۹۶
حق چاپ برای مؤلف محفوظ است . نقل مطالب ، تصاویر ، جداول ، منحنی ها و نمودارها با ذکر مأخذ بلامانع است .

«سوابق طرح یا پروژه و مجری مسئول / مجری»

طرح/پروژه: شناسایی شبکه غذایی ماهیان پلاژیک کوچک در آبهای ایرانی دریای خزر

کد مصوب : ۹۲۱۵۲-۱۲-۱۲-۰

شماره ثبت (فروست) : ۵۲۳۴۳ تاریخ : ۹۶/۶/۲۹

با مسئولیت اجرایی سرکار خانم آرزو وهاب‌نژاد دارای مدرک تحصیلی دکتری در رشته بوم‌شناسی دریا می‌باشد.

پروژه توسط داوران منتخب بخش بیولوژی و ارزیابی ذخایر آبزیان در تاریخ ۹۶/۵/۱ مورد ارزیابی و با رتبه عالی تأیید گردید.

در زمان اجرای پروژه، مجری در :

ستاد ■ پژوهشکده □ مرکز □ ایستگاه □

با سمت عضو هیئت علمی در موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور مشغول بوده است.

عنوان	«فهرست مندرجات»	صفحه

چکیده ۱
۱-مقدمه ۲
۱-۱-کلیات ۲
۱-۲-وضعیت ذخایرماهیان دریای خزر ۵
۱-۲-۱-کیلکا ماهیان ۵
۱-۲-۲-ماهیان خاویاری ۶
۱-۲-۳-ماهیان استخوانی ۶
۱-۳-رژیم غذایی ۷
۱-۴-پارامترهای پویای جمعیت ۹
۱-۵- نرم افزار اکوپس ۱۱
۲-سابقه تحقیق ۲۱
۳-مواد و روشها (روش گردآوری اطلاعات) ۲۴
۳-۱- ورودی های نرم افزار اکوپس ۲۴
۳-۱-۱- پارامترهای رشد و مرگ و میر ۲۴
۳-۱-۲- تخمین وزن تودهزنده ۲۴
۳-۱-۳-میزان تولید ۲۵
۳-۱-۴-نسبت تولید/ وزن توده زنده(P/B) ۲۵
۳-۱-۵-نسبت مصرف/ وزن توده زنده(Q/B) یا میزان غذای مصرفی ۲۵
۳-۱-۶-ترکیب غذایی (DC) ۲۶
۳-۱-۷-کارایی اکولوژیک ۲۶
۳-۲- خروجی های برنامه اکوپس ۲۶
۳-۳-آزمون های آماری و صحت سنجی مدل ۲۸
۴- نتایج ۲۹
۴-۱- میزان غذای مصرفی و کارایی اکولوژیک ۲۹
۴-۲- تخمین برآورد اولیه از اکوپس ۳۱

عنوان	«فهرست مندرجات»	صفحه

۱-۲-۴- تخمین سطوح غذایی ۳۱
۲-۲-۴- ساختار مرگ و میر ۳۲
۳-۲-۴- شاخص سفره غذایی مشترک (همپوشانی) ۳۳
۴-۲-۴- شاخص ارجحیت غذایی ۳۴
۵-۲-۴- شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی ۳۴
۶-۲-۴- تعاملات متقابل بین گونه های مورد بررسی در تحقیق حاضر ۳۶
۷-۲-۴- آنالیز سیستم ۳۷
۵- نتیجه گیری ۳۹
۱-۵-شبکه غذایی دریای خزر ۳۹
۱-۱-۵-نقش ماهیان پلاژیک کوچک در مدل توازن توده زنده ۴۳
۲-۱-۵- ساختار مرگ و میر ماهیان دریای خزر ۴۵
۳-۱-۵- تغییر رژیم اکوسیستم و آبشار غذایی در دریای خزر ۴۵
پیشنهادها ۵۲
منابع ۵۳
پیوست ۵۴
چکیده انگلیسی ۶۷

چکیده

اکوپس یک ابزار توسعه ایی شبیه سازی پویا برای مدلسازی جریان رژیم غذایی در سراسر اکوسیستم است که برای توصیف ساختار تغذیه ایی دریای خزر به کار برده شد. در این مدل تعاملات تغذیه ایی با تاکید بر بیولوژی عادات غذایی در درون شبکه غذایی هر گونه استفاده گردید. بیست و پنج گونه در تحقیق حاضر آنالیز شدند و اطلاعات در این تحقیق بر مبنای گردآوری داده های کیلکا ماهیان، ماهیان استخوانی و ماهیان خاویاری از نتایج مطالعات انجام شده در ۱۵ سال اخیر در حوضه جنوبی دریای خزر بوده است.

میانگین متوسط سطح غذایی در هرم غذایی حاضر توسط برنامه اکوپس ۳/۱۷ تخمین زده شد. میانگین سطوح غذایی در تحقیق حاضر بین سیزده گونه مورد بررسی از ۲/۵۸ تا ۴/۰۴ متنوع بود که بالاترین مقدار مربوط به ماهی سوف و کمترین مقدار مربوط به ماهی سیاه کولی می‌باشد .

نرخ مرگ و میر کل از محدوده ۰/۵ در سال تا ۲/۵۶ در سال به ترتیب از کمترین مقدار برای ماهی سوف تا بیشترین مقدار برای ماهی کلمه متنوع بود. میزان غذای مصرفی برای گونه های مورد بررسی در حدود ۱۰۱/۵۶ در سال برآوردشد. که از این میزان ماهی کیلکای آنچوی (۳۲درسال)،کیلکای معمولی (۲۷/۳۰ در سال) و کفال طلایی(۷/۵ درسال) با بیشترین نرخ مصرف و تاسماهی ایرانی با (۰/۴ در سال) از کمترین نرخ غذای مصرفی در منطقه مورد بررسی برخوردار بودند.

شاخص اثرات متقابل غذایی (MTI) در تحقیق حاضر نشان می‌دهد ماهیان پلاژیک کوچک، به عنوان طعمه نقش اساسی در تغذیه جمعیت شکارچیان پلاژیک اعم شانه دار مهاجم دریای خزر، ماهی سیم، شاه‌کولی و ماهیان کفزی بزرگ مانند تاسماهی ایرانی دارد. شانه دار مهاجم همچنین به عنوان رقیب بزرگ غذایی، تغذیه از زئوپلانکتون‌ها برای کیلکا ماهیان محسوب می‌شود. طبق مدل اکوپس ماهیان پلاژیک کوچک همچنین دارای ارتباط مستقیم و اثرگذاری بر روی جمعیت بنتوزها و زئوپلانکتون ها نیز می‌باشد. همچنین بر اساس رقابت غذایی و هم سفره شدن با ماهیان سفید، کفال ماهیان، کلمه و همچنین جمعیت کیلکا ماهیان، تأثیر منفی بر توده زنده آنها خواهد گذاشت.

مقدار کارایی اکولوژیک محاسبه شده توسط نرم افزار اکوپس، در مدل حاضر بالا می‌باشد (0.5>) و اغلب برای ماهیانی است که در سطوح بالای غذایی قرار دارند. نتایج نشان می‌دهندکه این گروه ها بیش از حد بهره برداری شده و موجودات زنده کوچک در اکوسیستم به شدت صید می‌شوند. به طور کلی نتایج ارائه شده در تحقیق حاضر ، اعمال نفوذ ماهیان پلاژیک کوچک در پویایی جریان های تغذیه ایی اکوسیستم دریای خزر و سطح میانی شبکه غذایی را نشان می‌دهد.

کلمات کلیدی: سطوح غذایی ،غذای مصرفی ، مرگ و میر کل، تعاملات تغذیه ای، دریای خزر

۱-مقدمه

یکی از مهمترین وظایف حاکمیتی شیلات کشورها، حفظ ذخایر و تنوع زیستی آبزیان در اکوسیستم‌های آبی است. با توجه به محدودیت امکانات، عمده توجهات به گونه‌های مهم اقتصادی معطوف می‌گردد. گونه‌هایی که نقش بسزایی در اشتغال، کسب درآمدهای ارزی و یا اهمیت جهانی و بین المللی مشهورند.

دریای خزر یکی از بوم‌شناخت های آبی جهان از نظر ذخایر گونه های با ارزش چون ماهیان خاویاری،سفید، کلمه، کپور و سوف است که انواع ماهیان دریایی (شگ ماهیان، گاوماهیان، گل آذین ماهیان، کفال ماهیان) ، ماهیان رودخانه ای ، (انواع کپور و غیره)، ماهیان مهاجر (ماهیان خاویاری، ماهی آزاد) و نیمه مهاجر (بعضی از انواع کپور ماهیان ، سوف و اسبله) مشاهده می گردند . ذخایر و تنوع گونه‌ای ماهیان دریای خزر از نیمه دوم قرن بیستم دچار تغییرات اساسی گردید. کاهش سطح آب دریای خزر از سال ۱۹۳۰ شروع شد و باعث بهم خوردن شدید توازن طبیعی در اکوسیستم دریا که بوسیله احداث سد بر رودخانه ها، استفاده بی رویه از آب شیرین و آلودگی آبگیرهای شیلاتی شد که موجب کاهش فاجعه آمیز ذخایر شیلاتی و همچنین کاهش میزان صید ماهیان با ارزش اقتصادی منجمله گونه‌هایی از کپور ماهیان و سوف ماهیان شد (قلی اف ، ۱۹۹۷)بطوریکه ماهی سفید دارای کمترین سهم صید، پراکنش و شاخص اهمیت گونه‌ای در سواحل شرقی استان گلستان داشت. مقدار شاخص CPUE ماهی سفید طی سالهای ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۰ روندی افزایشی داشت بطوریکه بیشترین مقدار آن طی سالهای۱۳۷۵ تا ۱۳۷۸ با دامنه ۲۲۰/۳ تا ۳۸۴/۵ کیلوگرم در هر پره‌کشی در منطقه صیادی آستارا و طی سالهای ۱۳۸۷ تا ۱۳۹۰ با دامنه ۳۶۴/۳ تا ۵۶۶/۳ کیلوگرم در هر پره‌کشی در منطقه صیادی بابلسر مشاهده شد(دریانبرد، ۱۳۹۴)

استرس های چندعاملی از قبیل یوتریفیکیشن ها، از دست دادن تنوع زیستی به خاطر ورودگونه های مهاجم، ورود آلودگی ها، بهره برداری بیش از حد از ذخایر آبزیان و تغییرات اقلیمی در حال حاظر به عنوان رفتارهای قابل توجهی میباشند که تغییرات چشمگیری در محیط زیست جهانی و سیستم های اجتماعی میگذارند. با رشد مدارک حاکی از موقعیت بحرانی ذخایر آبزیان محققان ارزیابی ذخایر رویکرد جدید به سمت مدیریت ماهیگیری با در نظر گرفتن اکوسیستم دارند تا بتوانند تغییرات روی ساختار اکوسسیتم و عملکرد آن را با تغییرات اقلیمی و ماهیگیری شبیه سازی کنند.

۱-۱-کلیات

اکوسیستم دریای خزر پرتولید و منحصر به فرد است و اغلب جانداران بومی با تنوع بالا را در خود جای داده است. ماهیان دریای خزر به دلیل تنوع زیستگاه و مهاجرت به رودخانه، خصوصیات اکولوژیک متنوعی دارند. از این رو اکوسیستم دریای خزر برای ماهیگیری با اهمیت میباشد، اگرچه در سالهای اخیر ذخایر ماهیان و میزان صید به طور معنی داری کاهش پیدا کرده است .

در دهه های اخیر تغییرات قابل ملاحظه در خزر مشاهده شده که به دلیل فاکتورهای انسانی (آنتروپوژنیک) و طبیعی از قبیل: تغییرات شدید سطح دریا، فعالیت های تکتونیکی، وجود سدها در رودخانه های مهم، بهره بردرای نفت و گاز، آلودگی و صید بیش از حد بوده است که روی خصوصیات بیولوژی، شیمیایی و فیزیکی دریا اثر گذاشته است. یکی از مهمترین تهدیدات معرفی گونه شانه دار مهاجم دریای خزر است که کاهش شدیدی روی بیوماس زئوپلانکتون ها داشته و به همان نسبت روی کل ساختار جامعه پلاژیک و عملکرد آنها و تا حد زیادی صنعت ماهیگیری کیلکا را آسیب زده است.

به طور کلی برآیند نیروهای وارد شده به اکوسیستم دریای خزر، منجر به متلاشی شدن بسیاری از گونه های با اهمیت در خزر از قبیل ماهیان خاویاری و فوک خزر و یا همچنین منابع طبیعی خزر از قبیل زیستگاه ها و تنوع زیستی تحت رفتار آسیب دیدن قرار گرفته اند.

عبور از یک حالت پایدار به حالتی دیگر که به عنوان تغییر رژیم (رژیم شیفت) شناخته میشود، نه تنها در علوم طبیعی بلکه وجود تنوع در انواع هر منطقه به ثبات جامعه کمک می کند بطوری که افراد هر جمعیت نیازهای گوناگون خود را با حضور سایر انواع، برآورده می کند و دگرگونی های فیزیکی محیط را بهتر تحمل می نمایند اما به هرحال ثبات اکوسیستم نسبی است و عواملی نظیر رشد و توسعه جمعیت ها، عبور از مرحله بلوغ و تولید مثل و سرانجام مرگ و میر عواملی هستند که دگرگونی های دائم در وضع جامعه بوجود می آورند (Venegas et al., 2005).

این تغییر رژیم در بسیاری از سیستم‌های پیچیده نیز ثبت شده است (May et al., 2008; Venegas et al., 2005). قدرت علم در شناسایی تغییرات ناگهانی در اکوسیستم‌های واقعی، مدیون پیشرفت علم مدلسازی همراه با آمار زیستی می‌باشد.

با وجود اهمیت غیرقابل انکار چنین مدل‌های اکولوژیکی در امر مدیریت ذخایر بیولوژیک (چه در مدیریت کوتاه مدت و چه در مدیریت پایا و بلندمدت)، کاربرد چنین مدل‌هایی در سیستم مدیریتی دریای خزر مورد توجه و استفاده قرار نگرفته است، عمدتا ارزیابی ها از وضعیت اکوسیستم دریای خزر محدود به تحقیقات موضوعی و منفرد بوده و همه اجزا اکوسیستم را در برنداشته است در نتیجه اطلاعات محدود و ناقصی در زمینه فعل و انفعالات بین سطوح مختلف زنجیره غذایی در اکوسیستم حساس وجود دارد.

به طور مثال، مطابق بررسی های انجام گرفته تاثیرات ناشی از ورود شانه دار به دریای خزر بر روی اکثر گونه ها بصورت نامطلوبی نمود پیدا کرده است با توجه به تغذیه کیلکاماهیان از زئوپلانکتون ها و همسفره بودن این ماهیان با شانه داران، ذخایر این ماهیان به شدت و بصورت آنی تحت فشار مستقیم قرار گرفته است و بعید به نظر میرسد در صورت عدم توجه، ذخایر این ماهیان بتواند ترمیم یافته و به حد قبلی خود برسد. در نتیجهٔ این امر خسارات بسیاری به صنعت شیلات کشور ایران و سایر کشورهای حاشیه ایـن دریـا نیز وارد کرد (سبک آرا ،

۱۳۸۱؛ فضلی و روحی، ۱۳۸۱). از این رو تنها بوسیله مدل های اکولوژی میتوان اثرات دقیق ورود شانه دار مهاجم و سایر عوامل را در اکوسیستم دریای خزر تعیین کرد (Oguz et al., 2008).

لازم به ذکر میباشد که در سیستم‌های مدیریتی پیشرفته دنیا، نه تنها کاربرد اینگونه مدل‌های اکولوژیکی تثبیت یافته بلکه قدم‌های بیشتری در زمینه ایجاد مدل‌هایی برای اعلام خطر قبل ازحادثه درحال انجام است (Lindegren et al., 2013).

در مورد ماهیان خاویاری که با ارزشترین ذخایر موجود در دریای خزر هستند کلیه مطالعات انجام گرفته مطالعات مستقل و تک بعدی بوده که فقط اثر بهره برداری انسان بر این ذخایر را مشخص کرده، در صورتیکه اثرات برداشت از این گونه ها بر کل زنجیره اکوسیستم دریای خزر و همچنین اثرات برداشت از دیگر گونه ها از جمله کیلکا ماهیان و همچنین اثرات ورود شانه دار مهاجم و دیگر اثرات انسانی غیر از صید و صیادی منجمله اثرات آلودگی های وارده بر دریای خزر بر ذخایر این گونه های با ارزش که تقریبا برداشت اقتصادی از ذخایر این گونه ها متصور نیست، تعیین نشده است.

پروژه حاضر در نظر دارد اجزای اکوسیستم و جمعیت های مختلف ماهی در تعامل با اکوسیستم خزر را در یک مدل تغذیه ایی نسبتا ساده نشان دهد. اثرات شکار شدن و دیگر تعاملات چند گونه ایی به همراه تغییرات اقلیمی و همچنین فشارهای آنتروپوژنیک یک شرایط دشواری برای مدیران منابع شیلاتی ایجاد میکند که به سمت رویکرد و جهت های درست گام بردارند. مدل های اکوسیستمی یک سیستم قابل اعتماد از ارزیابی سناریوهای مختلف مثل شوری، دما، کلروفیل a و ... را پیش بینی میکند که توانایی آن حل مسائل تعاملات چند گونه ایی، شناسایی زیستگاه ها و به حساب آوردن عوامل استرس زای محیطی و انسانی است.

پروژه حاضر در نظر دارد که با تکیه به داده‌های موجود در ناحیه سواحل ایرانی خزر، اولین مدل اکولوژیکی بر روی اکوسیستم خزر با بررسی تغییرات در نقش اکولوژیک گونه ها، ساختار تغذیه ایی آنها و عملکرد اکوسیستم را با نرم افزار EwE)(ECOPATH & ECOSIM) ارائه داده و تا حدی شکاف در آنالیز داده‌ها و تصمیمات مدیریتی را پر نماید.

مدل ECOPATH & ECOSIM قابلیت شبیه سازی پویا در سطح اکوسیستم را دارد و اجازه میدهد که سطح مرگ و میر صیادی را طوری تنظیم کنیم که اکوسیستم پویایی با اهداف مناسب اقتصادی، اجتماعی و اکولوژی داشته باشیم. این مدل با پارامترهای اولیه کلیدی از مدل پایه اکوپس (مدل شبکه غذایی) ساخته میشود . با استفاده از معادلات دیفرانسیلی اکوسیم ، جریان نرخ توده زنده به عنوان تابعی از زمانهای مختلف توده زنده و میزان برداشت با بررسی اثرات گذشته و آینده ماهیگیری و اختلالات محیطی، بیان میشود (Walters et al. 2000). ورودهای نرم افزارEWE میتواند بعنوان پیش فرض، داده های تا ۵۰ سال قبل باشد، از جمله نوترینتها، پارامترهای محیطی، تلاش صیادی و حتی اطلاعات در زمینه فلزات سنگین، که در واقع به مدل شبکه غذایی ساخته شده با نرم افزار اکوپس تزریق میشوند و روند تغییرات بررسی میشود. پارامترهای مورد نیاز برای ساخت شبکه غذایی

توسط اکوپس شامل : زیتوده، مرگ و میر طبیعی و صیادی، نرخ غذای مصرفی، تولیدات اولیه و ترکیب عادات غذایی است. خروجی اکوسیم پس از اجرا شدن برنامه، اطلاعات مربوط به گروه های آسیب پذیر با توجه به ظرفیت برد آنها در اکوسیستم، مدل احیا –ذخیر (S/R ،گراف های پیش بینی مربوط به زی توده - غذای مصرفی/زی توده- نرخ مرگ و میر شکار شدن-مرگ و میر کل-درصد تغییرات طعمه ها- تولیدات و نرخ تولید به ازای غذای مصرفی است در صورت وارد شدن داده های سری زمانی تولیدات اولیه، نرخ صید و میزان زی توده به نرم افزار، منحنی تغیرات زی توده وپیش بینی میزان صید در آینده نشان داده خواهد شد (Walters et al., 2000; Christensen and pauly,1992).

تحقیقاتی که چند سطح غذایی را در اکوسیستم های دریایی و اثرات بالقوه بالا به پایین و فرآیندها و نیروهای تغییرات اقلیم و هیدروبیولوژی موثرروی شبکه غذایی نشان دهد، اغلب نادیده گرفته میشود. تحقیق و بررسی همزمان فاکتورهای هیدرولوژی کمک خواهد کرد تا درک عمیق تری از انعطاف شبکه غذایی در برابر اثر ترکیبی تغییرات محیطی و بهره‌برداری های انسانی از عملکرد اکوسیستم دریایی داشته باشیم.

۲-۱- وضعیت ذخایرماهیان دریای خزر

۱-۲-۱-کیلکا ماهیان

صید کیلکا ماهیان در سالهای اخیر نوسانات زیادی داشت. میزان آن از حداکثر ۹۵ هزار تن در سال ۱۳۷۸ کاهش شدیدی یافته و به ۲۶هزار تن در سال ۱۳۸۱ رسید و از آن پس تاکنون (سالهای ۹۴-۱۳۸۲) مقادیری بین ۲۵-۱۵ هزار تن از کیلکا ماهیان صید شده است. میزان صید سالانه هر شناور نیز از بیش از ۶۰۰ تن به کمتر از ۱۲۰ رسیده است. از طرف دیگر مطالعه شاخص‌های زیستی کیلکا ماهیان نشان می دهد که تغییرات شدیدی در ترکیب گونه ای، طول ، سن و جنسیت دیده می شود. این تغییرات بعد از هجوم شانه دار *Mnemiopsis leidyi* در دریای خزر مشاهده شده است (فضلی و همکاران، ۱۳۹۳).

کیلکا ماهیان، ماهیان پلاژیک میباشند و یکی از مناسبترین روشهای ارزیابی ذخایر این ماهیان استفاده از روش هیدروآکوستیک می باشد. در این روش علاوه بر برآورد میزان ذخیره پراکنش مکانی و زمانی هر یک از گونه ها تعیین می گردد. اولین مطالعات ارزیابی ذخایر به روش هیدروآکوستیک در سالهای ۱۳۷۳ الی ۱۳۷۶ توسط کارشناسان ایرانی و روسی در سواحل ایرانی دریای خزر اجراء شد. ولی متاسفانه بدلیل مشکلات متعدد و فقدان امکانات لازم در سالهای بعد تکرار نشده است. در واقع بهره برداری از ذخایر کیلکا ماهیان که در حال انجام است، بدون شناخت از نحوه پراکنش و میزان ذخایر آن صورت می گیرد. از طرف دیگر ترکیب گونه ای صید کیلکا ماهیان بشدت تغییر کرده است بطوریکه کیلکای آنچوی که بیش از ۸۰ درصد صید ایران را تشکیل می داد در حال حاضر درصد ناچیزی از صید را بخود اختصاص می دهد. از یکطرف این تغییرات و از طرف دیگر

برداشت بیش از حد مجاز می تواند لطمه شدیدی به ساختار جمعیت آنها و همچنین خسارات جبران ناپذیری به جامعه صیادی وارد نماید.

اگرچه شانه دار مهاجم یکی از عوامل اصلی کاهش شدید ذخایر و صید کیلکا ماهیان شناخته شده و سبب شد که صید این ماهیان از بیش از ۹۰ هزار تن به کمتر از ۲۰ هزار تن برسد و کاهش شدید فعالیت صیادی را بدنبال داشته باشد، ولی صید بیش از حد در اواخر دهه ۷۰ نیز در کاهش ذخایر این ماهیان نقش داشته است. ادامه بهره برداری با روند فعلی بدون شناخت از نحوه پراکنش و میزان واقعی ذخیره می تواند سبب خسارت بیشتر بر ذخایر این ماهیان گردد.

۲-۲-۱- ماهیان خاویاری

ماهیان خاویاری مهمترین موجودات آبزی در دریای خزرمی باشند که همواره بدلیل تولید خاویار بعنوان یک کالای لوکس با ارزش افزوده بسیار بالا مورد توجه کشورهای حاشیه دریای خزر قرار گرفته است. ضمن اینکه در چند سال گذشته میزان قابل توجهی از درآمد شیلات از صادرات خاویار این گونه ها تامین می گردید، این ماهیان با ارزش در اقتصاد حاشیه نشینان دریای خزر تاثیر بسزایی دارد. بطوریکه در سواحل جنوبی دریای خزر در استانهای شمالی کشور صدها نفر صیاد و کارگر صیدگاه‌ها، به همراه خانواده‌هایشان و همچنین پرسنل شاغل در زیر بخشهای شیلات درآمد شان از محل صید خاویار تامین می شود. متاسفانه برداشت از ذخایر بدون توجه به ذخایر قابل برداشت و همچنین میزان مجاز برداشت از ذخیره انجام گرفته و در سالهای اخیر بویژه پس از فرو پاشی شوروی سابق این ماهیان مورد صید بی رویه و همچنین صید قاچاق قرار گرفته اند به نحوی که میزان ذخایرآن طبق آمار موجود به میزان قابل توجهی کاهش یافته است این مهم باعث گردیده مجامع بین المللی توجه خاص به این گونه ها داشته باشند و نشست‌ها وجلسات بین المللی متعددی را جهت احیاء و حفظ هرچه بیشتر ذخایرماهیان خاویاری تشکیل دهند. کاهش صید به حدی بوده که توسط انجمن بین المللی Cites جزء گونه های در حال انقراض اعلام شده اند (مقیم و همکاران، ۱۳۸۳؛ خوشقلب، ۱۳۹۳؛ پورکاظمی، ۱۳۸۹ و توکلی و همکارن، ۱۳۹۴) .

۲-۲-۱- ماهیان استخوانی

بهره برداری از ذخایر ماهیان استخوانی علاوه بر تأمین بخش مهمی از نیاز پروتئینی جامعه، نقش بسیار مهمی در اشتغال و درآمد اقتصادی ساحل نشینان دریای خزر دارد. اقتصاد بیش از ۱۰ هزار نفر صیاد در ارتباط مستقیم با صید و صیادی می باشد و همچنین معیشت گروهی از مردم که در تولید و فروش ادوات صیادی و یا تجارت و خرید و فروش ماهی فعالیت دارند، بطور غیر مستقیم به آن وابسته است. در بین ماهیان استخوانی، ماهی سفید بیش از ۶۰ درصد از ترکیب صید را دارا می باشد و اقتصاد و درآمد جوامع صیادی، بیش از سایر گونه ها به

ماهی سفید وابسته است. اگر صید بی رویه و غیر مسئولانه انجام شده و ذخایر ماهی سفید کاهش شدید یابد، علاوه بر خارج شدن تولید بیش از ۱۱ هزار تن گوشت ماهی سفید، عواقب وخیمی در اقتصاد و اشتغال ساحل نشینان دریای خزر خواهد داشت و وضعیت اقتصادی قشر صیادان و دیگر صنایع وابسته به صیادی به مخاطره خواهد افتاد. در چند سال گذشته صید ماهی کپور مقام سوم را داشت ولی اخیرا پس از کفال ماهیان، شگ ماهیان بیشترین مقدار صید را دارند. بطوریکه مجموع صید سالانه این سه گونه بیش از ۹۰ درصد از صید سالانه را تشکیل می دهد. مابقی گونه های ماهیان استخوانی کمتر از ۱۰ درصد از ترکیب صید را دارا می باشند و مقدار ذخایر بسیاری از آنها بشدت کاهش یافته و در خطر انقراض می باشند.

۳-۱- رژیم غذایی

تعیین شبکه های غذایی و سطوح تغذیه ای، شناخت صحیحی از رژیم غذایی گونه های مختلف را ایجاب می کند. لیکن تاکنون در مورد نوع و مقدار غذای مصرفی بخش اعظم گونه ها، اطلاعات دقیقی در دست نمی باشد. حل این مسئله مشکل بوده لیکن به طرق مختلف می توان با آن برخورد نمود.

الف) مشاهده مستقیم: بدیهی است که این روش از نظر تئوری ساده ترین راه است ولی مشاهده مستقیم تغذیه ماهی در طبیعت امری غیر ممکن است.

ب)بررسی محتویات *معده:* استفاده از این روش در مورد جانوران آبزی نیز نسبتاً ساده است. معهذا بایستی توجه داشت که این روش معایبی نیز دارد. غالباً مواد باقیمانده در معده به دشواری قابل تشخیص است و اگر موجود مورد بررسی تنها بخش‌های سیال شکار خود را جذب نموده باشد امکان اشتباه بسیار است.

ج) استفاده از رادیو ایزوتوپ ها: با استفاده از رادیو ایزوتوپ ها(مواد رادیو اکتیو) نظیر فسفر -۳۲ یا سزیم -۱۳۷، می توان رژیم های غذایی موجودات زندهٔ زنجیره های غذایی و شبکه های غذایی را مطالعه نمود. در این روش گیاهان و یا طعمه های گوشتخواران به رادیو ایزوتوپ ها آغشته شده و سپس مسیر انتقال این مواد در حلقه های مختلف زنجیرهٔ غذایی از طریق ردیابی با دستگاههای مخصوص مشخص می گردد. روشی است دقیق که هیچ یک از روش‌های دیگر ویژگی‌های آن را ندارد (Biswas, 1993).

در بررسی عادت غذایی ماهیان در اغلب موارد دو روش برآورد رژیم غذایی بر اساس محتویات معده وجود دارد که شامل فراوانی احتمالی و فراوانی نسبی طعمه‌های غذایی مختلف در معده می‌باشد (Amundsen et al., 1996).

برای تعیین رفتار غذایی گونه های ماهی از شاخص های RLG (نسبت طول روده به طول کل ماهی)،شاخص سیری یا شدت تغذیه و برای تعیین استراتژی تغذیه از تفسیر نموداری کاستلو استفاده می‌شود، با استفاده از این روش، اطلاعات مربوط به اهمیت طعمه، استراتژی تغذیه و اجزای درونی و یا میان جمعیتی با توجه به عرض

منطقه زیستی با ارائه تصویری فراهم می گردد. بطوری که آنالیز ها بر پایه دو وجهی فراوانی طعمه خاص و فرکانس حضور انواع مختلف طعمه در رژیم غذایی است (Amundsen et al., 1996).

اکوسیستم یک واحد طبیعی متشکل از موجودات زنده و غیر زنده می باشد که از بسیاری اکوسیستم های کوچکتر ساخته شده است و گونه های درون آن با یکدیگر و با گونه های دیگر واحدهای اکوسیستم با یک شبکه پیچیده به نام شبکه غذایی در ارتباط هستند (Bergh and Barkai, 1993). مطالعه جنبه های پویایی تغذیه[1] و روابط بیولوژیکی بین گونه ها مثل شکار کردن و رقابت به فهم چگونگی استفاده منابع مصرفی موجودات برای شناخت فاکتورهایی که روی فراوانی و پراکنش آنها نقش دارند، کمک می کند (Deus and Petrere-Junior, 2003).

ارزیابی کمی روابط متقابل تغذیه ایی در اکوسیستم های دریایی دارای نقش های مهمی در مدیریت شیلاتی چند گونه ایی دارد، چون تولیدات ماهی نتیجه جریان انرژی از تولید کنندگان اولیه سرتاسر شبکه غذایی است؛ بنابراین تعیین جریان انرژی در دسترس از سطوح پایین غذایی با اهمیت می باشد که می تواند اهمیت نسبی هر یک از گونه‌ها را در شبکه غذایی نشان دهد(Christensen and Pauly, 1992; Nasir, 2000). شبکه غذایی در اکوسیستم آبی با توجه به اثر متقابل مصرف کننده ها (از بالا به پایین[2]) و منابع (از پایین به بالا[3]) و اثر فراوانی و ترکیب گونه‌ای، مورد مطالعه قرار گرفته است (Myers and Worm, 2003). تعاملات بیولوژیک در اکوسیستم های دریایی، بین گونه ها و همچنین داخل گونه ها اثرات معنی داری روی پویایی ذخایر دارند و می تواند منجر به تغییرپذیری بالای فراوانی مشاهده شده در بازسازی و اندازه ذخیره گردد (Pauly and Christensen, 2000).

به دلیل تنوع در روش های تغذیه ایی گونه های مختلف ارتباط تنگاتنگی بین چند زنجیره غذایی وجود دارد، این ارتباطات شبکه غذایی را ایجاد میکند. ارتباطاتی که می تواند وقایع مرتبط با زنجیره غذایی را توجیه نماید که همان شکار و شکارچی، تغذیه به شیوه انگلی و رقابت یا همکاری برای تغذیه از منبع مشترک است. رابطه شکار و شکارچی در طبیعت غالبا به سادگی قابل مشاهده می باشد و تعداد آن را می توان تعیین کرد؛ لذا میزان مصرف یک گونه از گونه دیگر می تواند از طریق اندازه گیری محتویات معده و بدست آوردن مدل های مناسب از هضم یا دفع معده قابل مشاهده و اندازه گیری باشد. میزان مرگ و میر توسط شکارچی از طریق محتویات معده، اطلاعات ترکیب سنی صید و اطلاعات فراوانی طولی محاسبه می شود (Magnússon, 1999).

پویایی ذخایر ماهی متاثر از شکارچیان و برداشت شیلاتی می باشد (Whipple et al, 2000). اثر ماهیان شکارچی روی اکوسیستم های آبی می تواند معنی دار باشد. مرگ و میر توسط شکارچی می تواند فراوانی محلی شکار را کاهش دهد و ممکن است بازسازی شکار در بعضی سیستم ها را محدود کند. شکار بوسیله ماهی اغلب وابسته به اندازه، منجر به مرگ ومیر در مراحل خاص زندگی شکار می شود و به تغییرات احتمالی در پراکنش اندازه افراد

[1]Tropho-Dynamic
[2] Top Down Model
[3]Bottom Up Model

می انجامد. برای شروع تعیین اثرات بالقوه شکار ماهی روی ساختار جامعه و جمعیت شکار، اطلاعات دقیق از عادت غذایی شکارچیان مهم مورد نیاز می باشد (Scharf and Schlicht, 2000). در مطالعات تئوری و تجربی در تعامل گونه ای تأکید اصلی بر شکار شده است چون مشاهده آن نسبتا آسان است و احتمالا مهمتر از رقابت می باشد. شکار اثر قابل اندازه گیری و معنی داری بر پویایی ذخایر و در دراز مدت بر اندازه ذخایر دارد (Magnusson, 1988).

٤-١- پارامترهای پویایی جمعیت

ارزیابی ذخایر از نقطه نظر ماهیگیری بسیار مهم است، زیرا بهره برداری زیاد از گونه های بخصوص یا گروه های با اندازه ای معین منجر به کاهش جدی ذخایر خواهد شد، در حالیکه ممکن است بهره برداری کم سبب کاهش غذای موجودات زنده، که ناشی از تراکم جمعیت بالای حاصل از مهاجرت افراد از نواحی مناسب دیگر است باشد (Ebisawa, 1990). در پویای منابع آبزی بهره برداری شده، مفهوم اصلی "ذخیره" است. ذخایر ماهی به کمیتی از ماهیان متعلق به یک گونه گفته می شود که در یک ناحیه معین یافت می شوند، در حقیقت ذخیره زیر مجموعه ای از یک گونه است با پارامترهای رشد و مرگ و میر یکسان که در یک منطقه جغرافیایی خاص سازش یافته اند (Sparre and Venema, 1992).زی‌توده یک ذخیره با رشد و احیا افزایش می یابد و با مرگ و میر طبیعی و صیادی کاهش می یابد، مفهوم ذخیره با مفهوم پارامترهای مرگ و میر رابطه نزدیکی دارد. پارامترهای زیست شناختی از قبیل رشد، مرگ و میر و اندازه ذخیره از فاکتورهای مهم تعیین کننده تولید هستند، هر چند زمان تخم ریزی و احیا نیز در تصمیم گیری های مدیریتی حائز اهمیت است. داده های فراوانی طولی، صید در واحد تلاش و اطلاعات محیطی که روابط بین گونه های هدف و محیط را نشان می دهند در تخمین پارامترهای رشد دارای اهمیت فراوان هستند (King, 1995). مدل های مورد استفاده در ارزیابی ذخایر به دو نوع مدل غیرآنالیزی[1] و مدل آنالیزی[2] تقسیم می شوند. مدل های آنالیزی، پارامترهای زیستی را در قالب مدل های ریاضی توجیه و تفسیر می کنند (Gulland, 1991) و به دلیل این که اطلاعات ریز کمی و کیفی ذخیره را مورد استفاده قرار می دهند بیشتر قابل اعتماد هستند و درصد خطا در آنها بسیار کمتر است، به طوریکه پارامترهای رشد و نرخ مرگ و میر اساس و زیر بنای این مدل می باشند. در مدل های غیر آنالیزی پارامترهای کمتری مورد استفاده قرار می گیرد و فرض بر این است که ذخیره همگن و دست نخورده است و ترکیب طول و سن در نظر گرفته نمی شود (Sparre and Venema, 1992). اندازه گیری طول و وزن ماهیان در بررسی های مختلف زیست شناسی استفاده می شود. معمولاً طول کل به طور تنگاتنگی با برخی پارامترها همچون وزن، مرگ و میر و ... بستگی دارد و همچنین ارتباط طول و وزن در تمام گونه ها وجود دارد؛ زیرا در برخی از مراحل ارزیابی ذخایر، طول ماهی

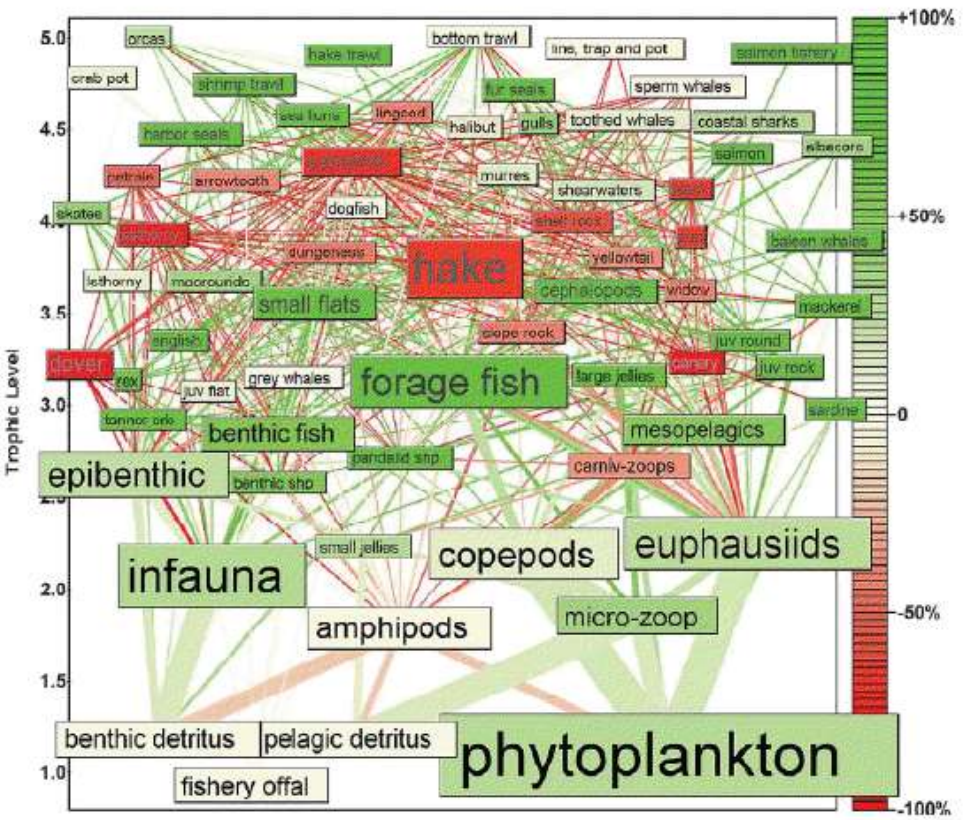
[1] Holistic
[2] Analytic

نسبت به وزن ماهی تغییر می کند (Biswas, 1993). محاسبه پارامترهای طول بینهایت (L_∞) و نرخ رشد (K) نقش مهم دیگری را در تعیین پارامترهای پویایی جمعیت یک گونه دارد و از طرف دیگر، شناخت اولیه بیولوژیک و مطالعات انجام گرفته در خصوص آبزیان تا حدود زیادی بر دقت محاسبات می افزاید (Pauly, 1980). پارامترهای رشد تحت تأثیر درجه حرارت هستند، به علت تأثیر گذاری شرایط محیطی نظیر درجه حرارت، اکسیژن محلول، شوری و سایر عوامل محیطی دیگر بر متابولیسم ماهیان، پارامترهای رشد برای یک گونه در نقاط مختلف متفاوت می باشد، از طرف دیگر مقدار K به طور لگاریتمی با افزایش درجه حرارت افزایش می یابد و مقدار L_∞ با افزایش درجه حرارت، کاهش می یابد (Sparre and Venema, 1992).

ارزیابی ماهیگیری بر اساس دو مدل سازی است: تک گونه ایی و چند گونه ایی. مدل های تک گونه ای تنها در تجزیه و تحلیل و نمایندگی یک گونه از جمعیت بر اساس فرآیندهای رشد، مرگ و میر، الگوی احیا، و اثرات صیادی روی آن گونه می باشند که این روش اغلب به طور گسترده اجرا شده است (Pauly and Christensen, 2000). روش‌های مدیریت شیلاتی بر پایه مدل های پویایی شناسی جمعیت و رویکرد تک گونه ای از سال ۱۹۵۰ مورد استفاده قرار گرفت. در این روش ها ارزیابی ذخایر آبزیان معمولا با تاکید بر گونه های هدف صورت می گیرد و توصیه های مدیریتی خاصی مانند میزان صید مجاز سالانه ارایه می شود. با این حال در طی دهه گذشته نقش اکوسیستم در مدیریت ماهیگیری مورد توجه فراوان قرار گرفته است و به عنوان یک ضرورت مطرح شده است. بخش عمده این نقش ناشی از تاثیری است که صید و صیادی بر روی اکوسیستم می گذارد. امروزه مدل‌های اکوسیستمی نه تنها به عنوان یک روش مکمل بلکه به عنوان راهکاری مستقل مورد استفاده قرار می‌گیرند.مدل های چند گونه ایی به طور عمده توسط آنالیز مجازی جمعیت ها صورت می گیرد. آنالیز مجازی جمعیت اساسا آنالیز صید ماهیگیری تجاری است که با استفاده از آمار شیلاتی همراه با اطلاعات دقیق از ترکیب هر کوهورت (گروه های همزاد) با صید بدست می آید (Pauly and Christensen, 1998). در طی چند دهه گذشته، مدل های اکولوژی و چند گونه ای که الگوهای تعاملات غذایی را در شبکه های غذایی شرح می دهد توسعه یافته اند، این مدل‌ها تلاش دارد تا تمام فرآیند های مهم اکولوژی را که بر روی تولید موثر هستند مانند در دسترس بودن غذا و مرگ و میر طبیعی را نشان دهد. این مدل ها برای جریان های تعاملات غذایی بین اجزای سازنده یک اکوسیستم و ارزیابی اثرات مستقیم و غیر مستقیم صیادی مفید هستند. امروزه مدل های بسیار زیادی برای توسعه سطوح غذایی[1] اکوسیستم آبزیان به وجود آمده به طوریکه اساس اغلب آنها شبیه سازی های بادوام و سودمندانه و با قدرت پیشگویی واقعی می باشد (Pauly and Christensen, 1998).

مدل های تغذیه ای به عبارتی مدل هایی که بر پایه جریان رابطه تغذیه ای بین گروه های مختلف آبزیان بنا نهاده شده اند بیشترین کاربرد را دارند (شکل ۱-۳). به کمک این مدل ها می توان تاثیرات گذشته و آینده ماهیگیری را بر اکوسیستم سنجید.

[1] Trophic Level



شکل ۱-۳:جایگاه موجودات دریایی‌مختلف دراکوسیستم مشخص با استفاده ازمدل‌های‌تغذیه‌ای

(اقتباس از Pauly and Christensen, 1998)

۵-۱- نرم افزار اکوپس[1]

نرم افزار اکوپس EWE یک دستاورد ساده برای تجزیه و تحلیل بر هم کنش تغذیه‌ای در سیستم منابع شیلاتی است. این نرم افزار بر اساس کار ابتدایی Polovina (۱۹۸۴) و کاربرد آن در پهنه‌ی وسیع اکوسیستم آبزیان می-باشد. این یک رویکرد توازن توده زنده[2] است که یک اکوسیستم را در یک موقعیت پایدار در یک دوره زمانی شرح می دهد. توسعه بعدی این مدل پایدار در یک سیستم پویای اکوسیستم در طول زمان، ECOSIM نامیده می شود که قادر است تغییرات اکوسیستم را در سراسر زمان شبیه سازی کند. این دو مدل از اجزای مهم تعاملات تغذیه ای در اکوسیستم هستند. بنابراین می توانند به اهداف منظم در اجرای اصول مدیریت اکوسیستم کمک کنند و می‌تواند بینشی را برای تغییراتی که سراسر زمان در اکوسیستم به وجود می آید فراهم کند. در واقع نرم افزاراکوپس از فرمول زیر تبعیت میکند:

مبنای نرم افزار اکوپس، بر اساس دو رابطه زیر باشد.

- معادله اول میزان تولیدات کل Pi برای هر گروه i از فرمول زیر محاسبه میشود.

$$Pi = Yi + M2i \times Bi + Ei + BAi + M0i \times Bi$$

[1]Ecopath
[2]Mass-Balance

میزان کل تولید توده زنده (اسمی)= میانگین توده زنده (محاسبه شده) + برداشت شیلاتی (صید)+ مرگ و میر طبیعی +نرخ مهاجرت خالص

که در آن Pi به عنوان تولیدات کل، Yi برابر نرخ کل برداشت شیلاتی (صید) است، $M2i$ نرخ شکار شدن برای هر گروه i، Ei نرخ خالص مهاجرت است، BAi نرخ توده زنده تجمعی ، $M0i$ نرخ دیگر مرگ و میرها، ، $(P/B)i$, نرخ تولید به میانگین توده زنده می‌باشد.

- معادله دوم انرژی تعادل جرم توده زنده برای هر گروه را توصیف میکند:

Consumption = production + respiration+unassimilated food

مصرف= میزان تولید+تنفس+ میزان غذای جذب نشده (هضم نشده) (Christensen et al., 2000).

مدل اکوپس نیاز به چهار آیتم اصلی از چهارآیتم زیر به عنوان ورودی دارد شامل میانگین توده زنده، نسبت تولید به میانگین توده زنده (و یا مرگ و میر کل)، نسبت مصرف به میانگین توده زنده وکارآیی اکولوژیک. کارآیی اکولوژیک سهم تولید را بیان می‌کند (عبارت است از نتیجه قابلیت‌های هریک از موجودات زنده آن در استفاده از منابع‌غذایی و تبدیل‌کردن آن به توده زنده) (Slobodkin, 1961).

اگر تمام چهار آیتم یا پارامتر اصلی در دسترس باشند برای هر گروه می توان نرخ مهاجرت خالص و توده زنده تجمعی را نیزمحاسبه کرد.

خروجی این نرم افزار تخمین سطوح تروفی، شاخص اثرات مخلوط غذایی،شاخص همپوشانی، شاخص ارجحیت غذایی و شاخ همه چیز خواری است که در زیر به شرح آنها پرداخته شده است.

۱-۵-۱-سطح غذایی (TL)[1]

از بررسی ترکیب عادات غذایی، برای تعیین سطح غذایی آن ها استفاده میگردد. سطوح غذایی بیانگر جایگاه موجودات در شبکه غذایی است (Pauly and Christensen, 2000). سطوح غذایی از ترکیب نوع غذای مصرفی این گونه ها و با استفاده از برنامه اکوپس استفاده خواهد شد. برنامه اکوپس سطوح غذایی (TROPH) ماهی های مورد نظر را با وارد کردن سطوح غذایی طعمه و درصد وزنی آنها تخمین می‌زند. تخمین سطوح غذایی از فرمول زیر تبعیت می‌کند:

$$\mathbf{TROPHi} = \mathbf{1} + \sum_{\mathbf{j=1}}^{\mathbf{G}} (\mathbf{DCij} \times \mathbf{TROPHj})$$

که در آن:

DCij کسری از طعمه j در ترکیب نوع غذا شکارچی i، TROPHj سطوح غذایی j، G تعداد رده های شناسایی شده ازطعمه می باشد. عادات غذایی از تعداد مختلفی حلقه تشکیل شده اند و معمولا تعداد حلقه ها حداقل ۳ تا ۵ عدد میباشد . زنجیره غذایی مستقل از یکدیگر نبوده و در یک جامعه طبیعی گونه های زیادی از موجودات

[1] Trophic level

زنده را میتوان یافت که از انواع مختلف منابع غذایی استفاده می کنند یعنی بعضی از حلقه ها بین آنها مشترکند. در نتیجه زنجیره های غذایی با هم تداخل می یابند و یک شبکه غذایی را تشکیل میدهند. دامنه Troph از ۲ برای گیاهخواران/دترتیوس خواران تا ۵ برای گوشتخواران/ماهی خواران متنوع می‌باشد. اگرچه دامنه ۵ بسیار نادر است و تنها برای ماهیان بسیار بزرگ نظیر کوسه ها بدست می‌آید (Pauly et al., 1998).

-شاخص همه چیزخواری[1]

شاخص همه چیز خواری (OI) در سال ۱۹۸۷ طراحی شده بود که به نسخه اولیه نرم افزار اکوپس هم اضافه گردید. این شاخص به عنوان واریانس سطوح غذایی گروه های شکارچی محاسبه می‌شود (Pauly et al.,۱۹۹۸) :

$$OI_i = \sum_{j=1}^{n} (TL_j - (TL_i - 1))^2 \cdot DC_{ij}$$

در این رابطه، TL'j سطوح غذایی طعمه j ، TL'i سطوح غذایی شکارچی i و DCij کسری ازفراوانی طعمه j که عادات غذایی شکارچی j را تشکیل میدهد. زمانیکه مقدار عددی شاخص OI صفر شود، نشان دهنده اختصاصی بودن تغذیه شکارچی است به طوریکه تنها از یک سطح غذایی تغذیه می‌کند . مقدار عددی بزرگ این شاخص نشان دهنده این است که شکارچی از سطوح های غذایی بسیاری تغذیه میکند. ریشه دوم Omnivory index در واقع انحراف (خطا) استاندارد از سطوح غذایی است و عدم اطمینان را از شاخص Oi و تنوع نمونه ها نشان می دهد.

- شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی[2]

این شاخص توصیف می‌کند چطور هر گروهی (با در نظر گرفتن اثر ماهیگیری) روی تمام گروه های یک اکوسیستم اثر می گذارد، در برگیرنده اثرات مستقیم و غیر مستقیم هم شکارگری و هم تعاملات رقابتی میباشد که توسط نرم افزار اکوپس محاسبه می شود(Pauly et al., 1988) : بنابراین برای ارزیابی اثرات شکار و شکارگر در شبکه غذایی استفاده میشود.

MTIji = DCji − FCij

که در آن DCji ترکیب غذایی نامیده می شود که چه مقدار i عادات غذایی شکارچی j را تشکیل می دهد، FCij اصطلاح ترکیب غذایی میزبان می باشد که نسبت شکارچی j به شکار i میباشد. ترکیب غذایی نشان دهنده این است که چه مقدار از هر گروه در میزان صید شرکت دارند . ترکیب غذایی میزبان نشان دهنده این است که چه مقدار از هر گروه در رابطه شکار و شکاری شرکت دارند.

[1]Omnivory Index
[2]Mixed Trophic Impact

-شاخص ارجحیت غذایی[1]

در شاخص ارجحیت غذایی میزان E بین ۱- و ۱+ متغیر است. لذا چنانچه برآورد صورتگرفته اعداد منفی را نشان دهد، بیانگر عدم ترجیح غذایی توسط شکارگر، اعداد مثبت نشاندهندهی ارجحیت غذایی و عدد صفر بیانگر تصادفی بودن غذای خورده شده توسط شکارگر است (Zavala-Camin, 1996)

-شاخص سفره غذایی مشترک (همپوشانی)[2]

شاخص همپوشانی تغذیه ای یا سفره غذایی مشترک یکی از نشانه های رقابت بین گونه ها بر سر منبع غذااست. وقتی هیچگونه تشابه تغذیه ای میان گونه های مورد مطالعه وجود نداشته باشد، این شاخص از فرضیه Pianka overlap index پیروی میکند که فرمول آن به شرح زیر می‌باشد (Winemiller and Pianka, 1990):

$$O_{jk} = \sum_{i=1}^{n} (p_{ji} \cdot p_{ki}) / \sqrt{(\sum_{i=1}^{n} p_{ji}^2 p_{ki}^2)}$$

که در آن *Pji و Pki فراوانی منابع i* که توسط گونه *j و k,* به ترتیب مصرف میشوند میباشد. مقدار این شاخص بین صفر و یک می‌باشد، زمانی که بیشترین شباهت تغذیه ای وجود داشته باشد، مقدار آن ۱ است. عدد بین دو حد صفر و یک نشاندهنده ی همپوشانی نسبی در روند بهره برداری از منابع غذایی مشترک است.

شاخص ارتباط پذیری مدل [3]

شاخص ارتباط پذیری به عنوان شاخصی برای بررسی پایداری اکوسیستم ها به کار می‌رود، واحد آن درصدمی‌باشد. به عنوان نسبت تعداد افرادی که ارتباط واقعی دارند به ارتباط های احتمالی در شبکه غذایی می‌باشد. از فرمول زیر تبعیت می کند

$$\text{CONNECT} = \left[\frac{\sum_{j \neq k}^{n} c_{ijk}}{\frac{n_i (n_i - 1)}{2}} \right] (100)$$

که در آن cijk ارتباط بین مسیرj و K(متصل برابر صفر و غیر متصل برابر ۱) مطابق با هر مسیر i میباشد، ni تعداد مسیرهای به وجود امده در شبکه غذایی بین تعاملات شکار-شکارچی در هر سطح غذایی است. دامنه تغییرات بین $0 \leq \text{CONNECT} \leq 100$ می‌باشد و در ارتباط با غنای گونه ایی اکوسیستم می‌باشد هر چه میزان برآورد شده

[1] Electivity Index

[2] Overlap index

[3] connectance index

توسط نرم افزار کم باشد غنای گونه ایی در اکوسیستم بیشتر می‌باشد. علاوه بر این هر چه اکوسیستم پیچیده باشد تمایل آن به سمت ناپایداری و حساس شدن اکوسیستم را نشان می‌دهد (Walters et al., 2002).

-شاخص همه چیز خواری سیستم[1]

شاخص فوق چگونگی و توزیع اندازه گیری تعامل تغذیه بین سطوح تغذیه ای را نشان می‌دهد. شاخص Omnivory همچنین برای هر گروه مصرف کننده به طور جداگانه محاسبه و معیاری از واریانس برآورد سطح تغذیه ای برای هرگروه است (Christensen et al., 2000). هدف اصلی از توسعه نرم افزار EWE (ECOPATH and ECOSIM) توانایی رسیدن به اثرات ماهیگیری روی گونه های غیر هدف با هدف محدود کردن این اثرات بوده است به طوریکه با ارزیابی تک گونه ایی نمی توان آن را بررسی نمود. گونه ایی که برای یک ماهیگیری صید ضمنی محسوب می شود و اهمیت چندانی ندارد برای یک ماهیگیری دیگر حیاتی بوده و چنانچه محل تخلیه صید این دو ماهیگیری متفاوت باشد موجب بروز ناهماهنگی هایی می‌شود از این رو برهم کنش‌های بین گونه ایی و درک اینکه گونه مورد نظر، چه جایگاهی در زیست بوم خود دارد از اهمیت ویژه ایی در ارزیابی ذخایر آبزیان برخوردار است (Christensen et al., 2000).

از مزایای این مدل: تعیین سطوح غذایی که تولیدات اولیه تا شکارچیان بالاتر را در بر دارد، آنالیز مجازی جمعیت، تمرکز روی گونه های اقتصادی ذخایر ماهیان و تاکید بر روابط موجود در اکوسیستم، امکان بررسی‌اثر برداشت بیش از اندازه یک آبزی خاص بر ذخایر سایرآبزیان و اکوسیستم (عنوان مثال می‌توان اثر برداشت بی‌رویه ساردین ماهیان را بر ذخایر تون ماهیان سنجید)، ترکیب و همگون کردن مقادیر زیادی از اطلاعات پراکنده ماهیگیری که به طور مداوم توسط شیلات جمع آوری می شود، کاربرد گسترده در ارزیابی ذخایر آبزیان مثلا امکان پیش‌بینی بیوماس آبزیان برای سال‌های آتی (توسط مدل اکوسیم) و از همه مهمتر استفاده گسترده از فرصت ها برای انجام مطالعات تطبیقی برای پاسخ به تاثیرات ماهیگیری بر اکوسیستم می باشد.

از کاربردهای این نرم افزار پارامتری‌کردن داده‌ها، تجزیه و تحلیل مدل‌های غذایی و اکوسیستم‌های آبی، ارزیابی زیست محیطی حتی در مناطق حفاظت شده، مقایسه اکوسیستم در زمان‌های متفاوت مثل قبل و بعد از بلوم جلبکی (پدیده کشند قرمز) می‌توان نام برد (Pauly and Christensen, 1998).استفاده از برنامه اکوپس محدودیت های زیر را نیز در پی خواهد داشت (Christensen and Walters, 2004):

۱- در برآورد پیش بینی تولید بالقوه آبزیان، قابل اعتماد نخواهد بود. از آنجا که اکولوژیست ها از مدت ها به دنبال راه های ساده برای پیش بینی پتانسیل توان تولید منابع آبزی از پایین شبکه غذایی به سطوح بالای غذایی هستند، داده های ورودی اکوپس تنها قادر به برخی پیش بینی ها خواهد بود و می‌تواند مرزهای

[1] system omnivory index

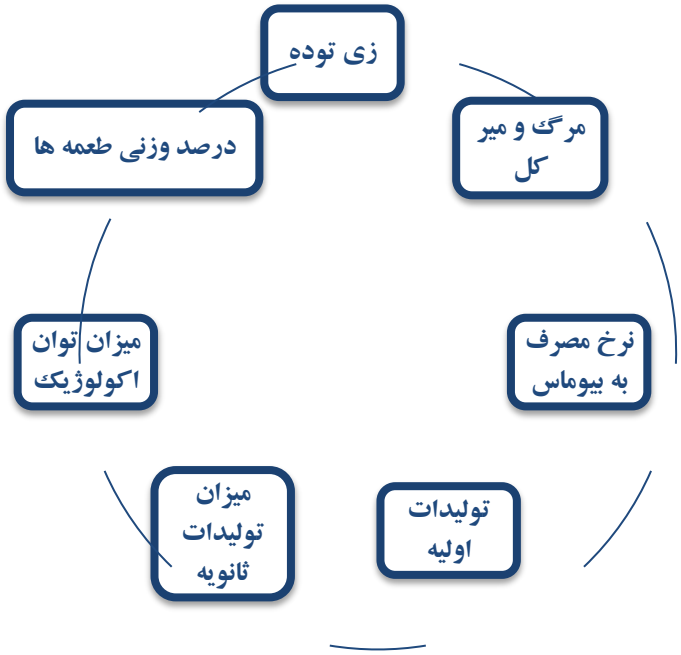
وسیعی برای پتانسیل فراوانی و تولیدات در اکوسیستم مورد بهره برداری ارائه دهد که برای برنامه‌ریزی مدیریت ماهیگیری مفید واقع شود. به طوریکه با مشخص شدن جایگاه آبزیان در هرم غذایی و انتقال انرژی از حلقه زئوبنتوز به حلقه تولید ماهیان (حدود ۱۰ درصد) (Odum, 1973) و با محاسبه میزان تولید سالیانه ماکروبنتوزها می‌توان میزان تولید سالیانه آبزیان بنتوز خوار را محاسبه نمود.

۲- برنامه اکوپس قادر به پیش‌بینی توده زنده هرگونه از آبزیان بدون اطلاعات در دسترس، نخواهد بود. برای تخمین توده زنده نیازمند پیش فرض کارایی اکولوژیک و نرخ مرگ و میر کل برای هر گونه می‌باشد.که با فرض محاسبه کارایی اکولوژیک بازهم نتیجه خروجی اکوپس قابل اعتماد نخواهد بود.

۳- از آنجا که هسته اصلی مدل تجزیه و تحلیل مجازی جمعیت ها[1] استفاده از اطلاعات سنی می‌باشد، برنامه اکوپس بر خلاف مدل آنالیز مجازی جمعیت قادر به تولید الگوی فراوانی کوهورت، فراوانی ذخیره و داده های طولی-سن نمی‌باشد.

۴- مدل اکوپس اثرات فصلی را در تولید، مرگ و میر و عادات غذایی، نادیده می گیرد و زمان بندی یک ساله را برای عملیات نمونه برداری و بررسی داده ها در نظر می گیرد.

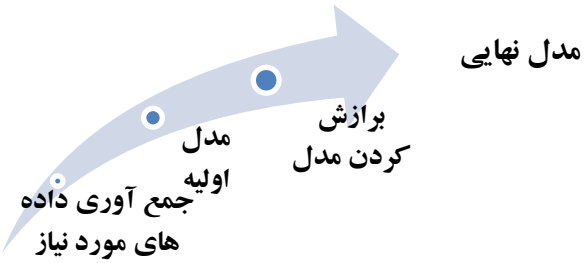
شکل های زیر برخی از اطلاعات موردنیاز برای مدل اولیه را نشان‌می‌دهد (شکل های ۲-۱ ، ۳-۱ و ۴-۱):



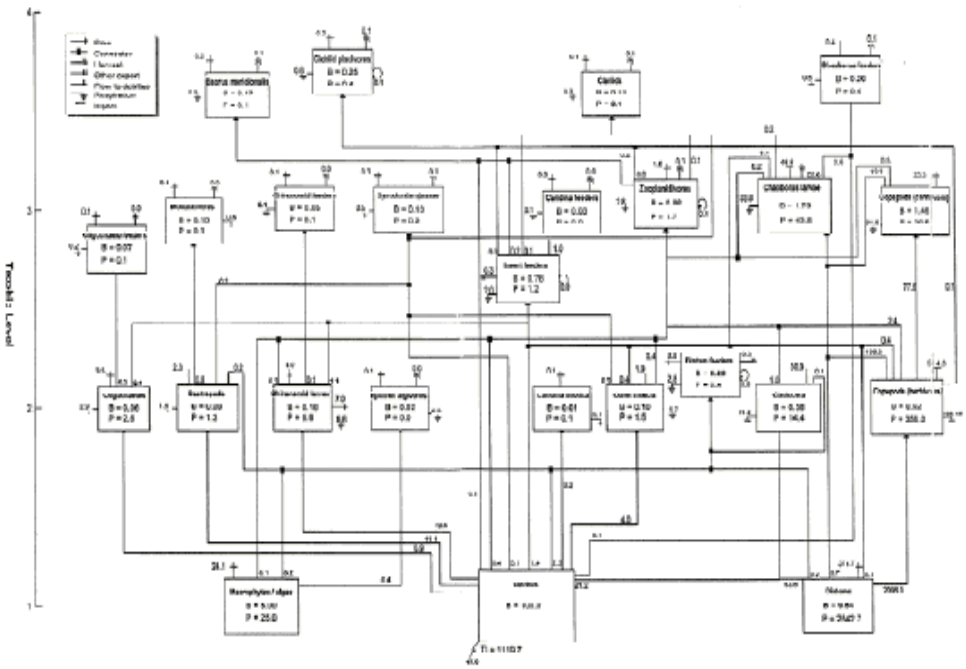
شکل ۲-۱: داده های اولیه جهت پارامتری کردن نرم افزار

[1] Virtual Population Analysis (MSVPA)

پس از بدست آوردن مدل اولیه، باید مدل را بر پایه شرایط اکوسیستم دریای خزر (میزان تولیدات اولیه و میزان تلاش صیادی) برازش کرد و پس از آن قابل استفاده خواهد بود و در نهایت مدل جعبه‌ای مستخرج از مدل‌های تغذیه‌ای که نشاندهنده توده زنده ،تولید و مصرف دراکوسیستم است به نمایش گذاشته می شود (شکل ۳-۱).



شکل ۳-۱: مراحل اجرای نرم افزار اکوپس



شکل ٤-۱: مدل جعبه‌ای مستخرج ازمدل‌های تغذیه‌ای

(اقتباس از Pauly and Christensen, 1998)

پارامترهای اصلی ورودی نرم افزار شامل میزان توده زنده، میزان غذای مصرفی، نسبت تولید/بیوماس، کارایی اکولوژیک و عادات غذایی برای هر گروه از مواد غذایی در جدول ۱-۱ تا ۱-۳ درج شده است که تمامی

اطلاعات مربوط به طعمه ها، از مطالعات دیگر مستخرج شده است. پس از دسته بندی تمامی اطلاعات وارد نرم افزار اکوپس شد و سپس نرم افزار متعادل گردید.

جدول ۱-۱: میزان توده زنده، نرخ Q/Bو P/B گردآوری شده گونه های مختلف آبزیان در دریای خزر حاصل از نتایج سایر گزارشات

منطقه	منبع	Q/B(yr-1)	P/B (yr-1)	توده زنده (t/km2)	نام گونه	نام لاتین
آبهای ایرانی دریای خزر	فضلی، ۱۳۹۰	_	1.1	0.02433234	ماهی سفید	*Rutilus kutum*
"	فضلی، ۱۳۹۰	_	1.13	0.007519288	کفال طلایی	*Liza aurata*
"	بندانی، ۱۳۹۱؛ فضلی، ۱۳۹۰؛ sedaghat, 2013	_	1.3	0.001180415	کپور	*Cyprinus carpio*
"	فضلی، ۱۳۹۰	-	2.56	7.89E-05	کلمه	*Rutilus rutilus*
"	فضلی، ۱۳۹۰	-	1.07	1.32E-06	گربه ماهی	*Silurus glanis*
"	فضلی، ۱۳۹۰	-	0.68	0.000307894	سیاه کولی	*Vimba vimba*
		-	0.68	6.58E-05	شاه‌کولی	*Alburnus chalcoides*
"	عبدالملکی، ۱۳۸۳؛ رحمانی، ۱۳۸۷	-	0.92	2.75E-05	سیم	*Abramis brama*
"	عبدالملکی، ۱۳۸۳	-	0.5	1.87E-05	سوف	*stizostedion lucioperca*
سواحل جنوب غربی دریای خزر	امینیان و شفیعی ثابت، ۱۳۸۹	-	1.02	6.30E-07	ماش ماهی	*Aspius aspius*
"	بخشعلی زاده، ۲۰۱۱؛	-	0.45	7.41E-05	تاسماهی ایرانی	*Acipenser persicus*
"	پرافکنده، ۱۳۸۸؛ جانباز، ۱۳۹۳	-	1.2	0.04747774	ماهی کیلکای معمولی	*Clupeonella cultriventris*
"	پرافکنده، ۱۳۸۸؛ جانباز، ۱۳۹۳	-	1.67	9.85E-05	ماهی کیلکای آنچوی	*Clupeonella engrauliformis*
آبهای ایرانی دریای خزر و مدیترانه	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ Kevrekidis, 2009؛	21.98	3.35	21.98	دوکفه ایها	Bivalves

نام لاتین	نام گونه	توده زنده (t/km2)	(yr-1) P/B	Q/B(yr-1)	منبع	منطقه
					Sarikhanil and Javanshir, 2010؛	
Cirripeds	مژه‌پایان (کشتی چسب)	2.2	7.1	12.93	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱	آبهای ایرانی دریای خزر
Amphipods	ناجورپایان	0.079	6.3	42	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱	آبهای ایرانی دریای خزر
Nereis	نرئیس	3	9.7	64.667	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱	آبهای ایرانی دریای خزر
Foraminifera	روزن‌داران	25.68	34	290	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ Sadoughet al., 2013	آبهای ایرانی دریای خزر
Mnemiopsis leidyi	شانه دار مهاجم	10.037	10.8	1.234	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱	آبهای ایرانی دریای خزر
Oligochaeta	کرمهای کم-تار	2.7	9.6	64.667	Javanshir et al., 2008؛ روحی، ۱۳۹۲؛ باقری و عبدالملکی، ۱۳۸۱	آبهای ایرانی دریای خزر
Mysidae	مایسیدها	7.2	7.1	12.93	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ Javanshir et al., 2008	آبهای ایرانی دریای خزر
Copepods	کپه پودها	4.1	6.3	42	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ روحی، ۱۳۹۲؛ Javanshir et	آبهای ایرانی دریای خزر

منطقه	منبع	Q/B(yr-1)	P/B (yr-1)	توده زنده (t/km2)	نام گونه	نام لاتین
	al., 2008					
آبهای ایرانی دریای خزر	سلیمان رودی، ۱۳۹۲؛ Javanshir et al., 2008	42	6.4	0.146	کوماسه	Pseudocumidae
"	تهامی، ۱۳۹۲؛ Shapoori et al., 2009	-	223	125.51	فیتوپلانکتون	Phytoplankton
"		312.86	34.4	22.5	زئوپلانکتون	Zeoplankton
"	سلیمان رودی، ۱۳۹۲			51.29		Detritus

علاوه بر جمع آوری اطلاعات محتویات معده گونه های مورد بررسی در این تحقیق ازنتایج سایر تحقیقات، مابقی گونه ها که به عنوان طعمه در معده های ماهی های مورد بررسی حضور داشتند، اطلاعات در خصوص تغذیه آنها از منابع مختلف گردآوری شد: نظیر ماهی کپور معمولی (متین فر و همکاران، ۱۳۸۹)، ماهی سفید (Afraeibandpei et al., 2009)، کیلکا ماهیان (پرافکنده حقیقی، ۱۳۸۸)، شاه کولی (رجبی نژاد و آذری تاکامی، ۱۳۸۹)، ماهی کفال (عبدالملکی، ۱۳۹۳؛ زندآور و نوروس، ۱۳۹۳)؛ ماهی سیم (Den Berg et al., 1993)،ماهی سوف (عبدالملکی، ۱۳۸۳)،ماهی کلمه (بندانی، ۱۳۹۱)، کرم های پرتار و کم تار (Fauchald, 1979; Robinson et al., 2005)، خرچنگ (Standford and Pitcher, 2000)، صدف (Mohammad et al., 2005).

۲-سابقه تحقیق

در حال حاضربا توجه به اهمیت و ارزش منابع آبزی و همچنین عوامل مخرب اکوسیستم خزر تاکنون مطالعات مشابهی صورت نگرفته است. در خلیج فارس، تقوی مطلق و همکاران (۱۳۹۲) و وهاب نژاد(۱۳۹۳) شبکه غذایی و روابط اکولوژیک ماهیان اقتصادی خلیج فارس را با استفاده از مدل اکوپس بررسی کردند .

عناوین تحقیقات مشابه صورت گرفته در خارج از کشور به شرح زیر میباشد:

Mackinson (۲۰۱۳) تغییرات طولانی مدت در اکوسیستم دریای شمال به همراه تغییرات محیطی را مدلسازی کرد.

Johannesen و همکاران (۲۰۱۲) داده های زمانی طولانی مدت دریای بارنتز (BS) در مقابل فشار صید و تغییرات آب و هوایی روی پلانکتون، ماهیان پلاژیک، ماهیان کفزی و روابط متقابل بین سطوح غذایی در چهار دهه گذشته (۱۹۷۰-۲۰۰۹) تجزیه و تحلیل کردند.

Tomczak et al (۲۰۱۱) آنالیز شبکه اکولوژی و تغییرات شاخص های شبکه غذایی را در دریای بالتیک انجام دادند.

Shannon et al (۲۰۰۰) پویایی شاخص های اکولوژی را با استفاده از مدل شبکه غذایی و با برازاندن داده های سری زمانی فراوانی و صید شبیه سازی کردند. مطالعه Casini (۲۰۰۸) با استفاده از داده‌های زمانی- مکانی موجود در ناحیه بالتیک بود که نه تنها اثرات صید بی رویه ماهی کاد، به عنوان گونه شکارچی مهم و راس، در شکل گیری آبشار تغذیه‌ای چند سطحی تعیین گشت بلکه اثر همزمان تغییرات هیدرولوژیکی بلند مدت مثل تغییر شوری، دما و میزان اکسیژن در تغییر زیست بوم گونه‌های مرتبط با هم تخمین زده شد.

Daskalov and Mackinson (۲۰۰۷) اکوسیستم دریای شمال را با رویکرد مدیریت ماهیگیری مبتنی بر اکوسیستم تشریح کردند.

Litzow and Ciannelli (۲۰۰۷) حساسیت سطوح مختلف تغذیه های به تنش انسانی و تغییرات آب و هوایی در عملکرد اکوسیستم های پلاژیک را اندازه گیری کردند. مطالعه Heike (۲۰۰۶) چندین دریا و خلیج از قبیل دریای بالتیک، وادن، آدریانیک، خلیج ماساچوست، دلواری، پاملیکو، گالوستون، سن فرانسیسکو و مورتون را برای بهبود نسبی سطوح تغذیه ایی و بازگردادن ساختار و عملکرد اکوسیستم با مدیریت مبتنی بر اکوسیستم و حفاظت دریایی نشان داده شد. Perry et al (۲۰۰۵) اثرات تغییر اقلیم در تغییر و توزیع شکارچیان راس مانند ماهی ها و سطوح غذایی پایین تر بررسی کرد. مطالعه Peck et al (۲۰۰۴) حساسیت الگوی زیستی به دما در گونه های دریایی قطب جنوب را بررسی کرد.

Shannon و همکاران (۲۰۰۴) در مطالعه خود تغییر شیفت آنچوی-ساردین را در اکوسیستم بنگولا شبیه سازی کردند.نتایج تحقیق نشان داد تغییرات صید ماهیان پلاژیک بین دهه سالهای ۱۹۸۰ و ۱۹۹۰ نقش بزرگی در

تغییرات فراوانی آنچوی و ساردین داشته است و همچنین تغییرات در دسترسی طعمه مزوزئوپلانکتون در آنچوی و ساردین به علت تغییرات عوامل طبیعی باعث تغییر شیفت بین آنچوی و ساردین شد.

- Wabnitz و همکاران (۲۰۰۹) بازسازی جمعیت *Chelonia mydas* با بررسی کاهش زیستگاه ها علف های دریایی و اثرات روی اکوسیستم در کارائیب را بررسی کردند.
- Shanon و همکاران (۲۰۰۹) پویایی شاخص های اکولوژی با استفاده از مدل شبکه غذایی با در نظر گرفتن داده های زمانی فراوانی و صید تشریح کردند.
- Lauria و همکاران (۲۰۱۰) اثرات ماهیگیری و تغییرات آب و هوایی را روی شکارچیان مهم راس شبکه غذایی با نرم افزار اکوپس و اکوسیم در اکوسیستم دریایی سلتیک مدل‌سازی کردند.
- حضور فوک Harbor و اثر جمعیت آنها روی افزایش توده زنده ماهی های قابل بهره برداری در جرجیا و همچنین در رقابت با ماهیگیری برای گونه های آبزیان قابل بهره برداری گزارش شد (Lingbo و همکاران ۲۰۱۰). نتایج نشان داد فوک ها به طور عمده از گونه های هدف ماهیگیری مانند هیک و هرینگ اقیانوس آرام، تغذیه می‌کردند در حالیکه هرینگ ها طعمه اصلی ماهی هیک نیز می‌باشد. با استفاده از نرم افزار اکوپس تغییرات مرگ و میر صیادی ماهی هرینگ، خارج کردن جمعیت فوک و تست آنالیز حساسیت برای ماهی هرینگ انجام شد. با افزایش فراوانی ماهی هرینگ جمعیت فوک ها افزایش خواهد یافت و با کاهش جمعیت هرینگ جمعیت فوک نیز کاهش می یابد. از این رو نتایج مدل پیشنهاد می‌دهد که کل بیوماس جمعیت ماهیان تجاری منطقه در عدم حضور فوک ها ممکن است کاهش یابد. زمانیکه هرینگ های جوان آسیب پذیری کمتری را نسبت به شکار شدن توسط ماهی هیک نشان دهند خارج شدن فوک از منطقه اثر منفی کمتری روی جمعیت ماهی هرینگ خواهد گذاشت که نشان می‌دهد بقا در مدت این مرحله زندگی برای فراوانی ماهی هرینگ بسیار با اهمیت میباشد در نهایت با خارج شدن فوک از اکوسیستم، اکوسیستم جرجیا توسط ماهی هیک غالب خواهد شد(Lingbo و همکاران ۲۰۱۰).
- Angelini (۲۰۱۱) ساختار اکوسیستم و تجزیه تحلیل ترفیک را در مناطق تخلیه صید اکوسیستم آنگولا (جنوب غرب آفریقا) مدلسازی کرد.
- De mutsert و همکاران (۲۰۱۲) با استفاده از اکوپس و اکوسیم تغییرات اجتماعات نکتون را در پاسخ به ورود آب شیرین به مصب Louisiana شبیه سازی کردند.
- Jia و همکاران (۲۰۱۲) ساختار تغذیه ایی و جریان انرژی را در دریاچه کم عمقی که ماکروفیت ها غالبیت داشتند با استفاده از مدل تعادل توده زنده اکوپس شبیه سازی کردند.
- مطالعه Hadayet Ullah و همکاران (۲۰۱۲) در خلیج بنگال میانگین سطوح غذایی را بین ۱ (برای تولید کنندگان اولیه) تا ۳/۸۵ (برای کوسه) با استفاده از نرم افزار اکوپس تخمین زدند. در این تحقیق انتقال انرژی از سطوح پایین غذایی در هرم غذایی بسیار بالا بوده و کارایی اکولوژیکی تمامی مصرف کنندگان

کمتر از ۰/۹۹ بدست آمد که نشان میداد مصرف کنندگان بیش از حد مورد بهره برداری قرار گرفته اند. کل میزان کارایی اکولوژیکی ۵/۹ درصد بدست آمد.

نتایج مطالعهPauly و Watson (۲۰۰۵) در بررسی و تفسیر شاخص سطح غذایی دریایی به عنوان یکی از معیارهای تنوع زیستی نشان داد که مقایسه دو نقشه جهانی از سطوح غذایی از سال ۱۹۵۰ تاکنون تغییرات قابل ملاحظه ایی داشته ، به طوریکه تغییرات ۵۰ سال اول تفاوت زیادی در سطوح غذایی نشان داده که اثر fishing down کاملا وجود دارد در حالیکه در ۵۰ سال دوم با توجه به مقدار cut-off یا توقف صیادی، سطوح غذایی (۳/۲۵) نشان داد که تنوع و فراوانی ماهیان پلاژیک ریز کاهش جهانی داشته است. بر طبق این موارد میانگین سطح غذایی به جای شاخص سطوح غذایی دریایی استفاده می‌شود که مورد قبول کنوانسیون تنوع زیستی نیز قرار گرفت .

۳- مواد و روش‌ها (روش گردآوری اطلاعات)

یکی از اصلی ترین بخش های هر پژوهش را چگونگی جمع آوری دادههای مرتبط میباشد چنانچه به شکل منظم وصحیح صورت پذیرد تجزیه و تحلیل و نتیجه گیری از داده ها با سرعت و دقت خوبی انجام خواهد شد، روش گردآوری اطلاعات پژوهش در تحقیق حاضر کتابخانه‌ای بوده است. در این تحقیق به دنبال جمع آوری یا گردآوری داده های جدید نبوده بلکه نسبت به جمع آوری اطلاعاتی که از قبل تهیه شده اند و در نتایج گزارش‌های نهایی انجام شده در منطقه جنوبی دریای خزر از سال ۱۳۷۵ تا ۱۳۹۴ و مقالات منتشر شده موجود بوده، اقدام گردید. با توجه به اهمیت مطالعات گذشته نگر به دلیل موجود بودن اطلاعات و صرفه جویی در وقت، متاسفانه در تحقیق حاضر ناقص بودن و دردسترس نبودن عمده ی اطلاعات از اشکالات عمده میتواند باشد گاهی ملاحظات اخلاقی مانع از دستیابی به اطلاعات مورد نظر شد. قدیمی و کهنه بودن اطلاعات نیز در برخی موارد مطرح شد.

۱-۳-ورودی های نرم افزار اکوپس

برای تخمین سطوح غذایی و روابط متقابل بین آبزیان مورد مطالعه از برنامه اکوپس (Version 6.3) استفاده شد. ورودی های اصلی نرم افزار شامل پارامترهای رشد (نرخ رشد، طول بی‌نهایت، وزن بینهایت و مرگ و میر)، وزن توده زنده، نسبت تولید/ وزن توده زنده (P/B)، نسبت مصرف/ وزن توده زنده(Q/B)، ترکیب غذایی هر یک ازگونه های موردنظرمی‌باشد که نحوه محاسبه آنها در زیر بیان شده است (Christensen and Pauly, 1993):

۱-۱-۳- پارامترهای رشد و مرگ و میر

برای بررسی تغییرات میانگین طول کل و وزن کل وتعیین ارتباط آنها از معادله توانی استفاده شد (Sparre and Venema 1992). طول بینهایت حداکثر طولی است که ماهی در شرایط مناسب می‌تواند به آن برسد (King, 1995). این پارامتر با استفاده از توزیع فراوانی طولی، از روش ELEFAN موجود در برنامه FiSAT به پیروی از روش Powell Wetheral محاسبه شد (Gayanilo and Pauly, 1997). ضریب رشد که برابر با شیب منحنی است با استفاده از مدل ELEFAN در برنامه FiSAT به پیروی از معادله ون برتالانفی محاسبه شد(Pauly, 1980).

ضریب مرگ و میر کل در واحد زمان است که شامل مجموع مرگ و میر طبیعی و صیادی می باشد. با توجه فراوانی طولی ماهیان صید شده، مرگ و میر کل با استفاده از روش پاول-ودرال و رسم منحنی خطی صید توسط نرم افزار FISAT محاسبه شد (Gayanilo and Pauly, 1997). مرگ و میر طبیعی از فرمول تجربی پائولی محاسبه شد.

۲-۱-۳- تخمین وزن توده‌زنده

وزن توده زنده گونه‌های ماهی مورد بررسی (به کلیات رجوع شود) در این تحقیق از نتایج گزارشات ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی، کیلکا ماهیان وماهیان غضروفی دریای خزرکه توسط موسسه تحقیقات علوم شیلاتی

کشور، استخراج شد (عبدالملکی و همکاران، ۱۳۸۳؛ عبدالملکی و همکاران، ۱۳۸۴؛ غنی نژاد و مقیم، ۱۳۷۲؛ غنی نژاد، ۱۳۷۷؛ غنی نژاد و همکاران، ۱۳۸۱؛ فضلی، ۱۳۹۰؛ فضلی، ۱۳۹۱؛ فضلی، ۱۳۹۳؛ فضلی، ۱۳۹۴).

۳-۱-۳-میزان تولید

در این تحقیق تولیدات اولیه با استفاده از مطالعه Shapouri و همکارن (۲۰۰۹) معادل ۱۲۵/۵۱ میلی گرم کربن در لیتر در جنوب دریای خزر در نظر گرفته شد.

٤-۱-۳-نسبت تولید/ وزن توده زنده(P/B)

در جمعیت ماهی ها این نسبت معادل مرگ و میر کل می باشد و واحد آن در سال است که از روش منحنی خطی صید محاسبه شد (Christensen and Pauly, 1993) . در این تحقیق به علت عدم دسترسی به اطلاعات سن و وزن بی‌مهر های کفزی در دریای خزر از پیش فرض های گزارش (Brey, 2001) برای مرگ ومیر کل و نسبت تولید به مصرف بی‌مهرها استفاده شد (Christensen et al., 2000).

٥-۱-۳-نسبت مصرف/ وزن توده زنده(Q/B) یا میزان غذای مصرفی

این شاخص برای اندازه گیری ضریب و میزان بازدهی اکولوژیک غذای مصرفی مورد استفاده قرار می گیرد. میزان غذای مصرفی، مقدار غذایی است که توسط جمعیت یک گونه در یک دوره زمانی خاص خورده می‌شود (Palomares and Pauly, 1999):

$$\text{Log } Q/B = 7/964 + 0/204 \log W\infty - 1/965\ T + 0/083\ Ar + 0/532\ h + 0/398\ d$$

جدول ۱-۳: اطلاعات جمع آوری شده از شاخص Aspect ratio

شاخص Aspect ratio	نام گونه	نام لاتین
۱/۹۰	ماهی سفید	*Rutilus kutum*
۱/۳۳	کفال طلایی	*Liza aurata*
۱/۳۳	کپور	*Cyprinus carpio*
۱/۹۰	کلمه	*Rutilus rutilus*
۱/۳۲	گربه ماهی	*Silurus Glanis*
۱/۹۰	سیاه کولی	*Vimba vimba*
۱/۹۰	شاه‌کولی	*Alburnus chalcoides*
۱/۹۰	سیم	*Abramis brama*
۱/۳۲	سوف	*luciopercaSander*
۱/۹۰	ماش ماهی	*Aspius aspius*
۱/۶۳	تاسماهی ایرانی	*Acipenser persicus*
۱/۹۰	ماهی کیلکای معمولی	*Clupeonella cultriventris*
۱/۹۰	ماهی کیلکای آنچوی	*Clupeonella engrauliformis*

در این رابطه$W\infty$ وزن بی نهایت، Ar (که برابر با h2/s می باشد) که در آن h ارتفاع باله دمی بر حسب سانتی متر و s مساحت ناحیه باله دمی می‌باشد. h: در گیاهخواران برابر با یک و در پوده‌خوارها و گوشتخواران برابر با صفر می‌باشد. d: در پوده‌خوارها برابر با یک و در گیاه‌خواران و گوشتخواران برابر با صفر می باشد (Palomares and Pauly, 1999). در تحقیق حاضر اطلاعات مربوط به شاخص Ar از Fish base[1] جمع آوری شد و وزن بینهایت از نتایج سایر گزارشات محاسبه شد و در فرمول مذکور جایگزین گردید (جدول ۱-۳).

٦-۱-۳-ترکیب غذایی (DC)[2]

از آنجایی که شبکه غذایی، گونه هایی با کارکردهای اکولوژیک متفاوتی را در یک اکوسیستم به هم متصل می‌کند و با توجه به اینکه در مورد نوع و مقدار غذای مصرفی بخش اعظم گونه ها، اطلاعات دقیقی در دست نمی‌باشد، اطلاعات ترکیب غذایی برای فهم پویایی اکوسیستم بسیار با اهمیت است (Palomares and Pauly, 1999). از این رو درصد وزن طعمه های هر ماهی در مقابل آن در مدل قرار می‌گیرد، در این مدل مجموعه درصد وزنی محتویات معده هر گونه باید برابر با یک شود.

۷-۱-۳-کارایی اکولوژیک[3]

کسری از کل تولیدات است که به مصرف شکارچی می‌رسد یا توسط صیاد صید می‌گردد. این کسر برای اغلب گروه‌ها نزدیک ۱ خواهد بود، به جز فیتوپانکتون‌ها که EE=0/5 و کلپ‌ها که EE=0/1 است (Christensen and Pauly, 1993).

۲-۳-خروجی های برنامه اکوپس

پس از برازنده شدن (فیت) مدل، برنامه یکسری خروجی را ارائه و به تصویر می‌کشد شامل: سطح غذایی، شاخص اثرات مختلط غذایی، شاخص انتخاب پذیری، شاخص همپوشانی، تصویر گرافیکی تعاملات شکار و شکارچی و آنالیز سیستم می‌باشد (برای اطلاعات بیشتر به کلیات مراجعه شود).

- سطح غذایی یا سطح تروفی (TL)

دامنه سطح غذایی از ۲ برای گیاهخواران/پوده خواران تا ۵ برای گوشتخواران/ماهی خواران متنوع می‌باشد. اگرچه دامنه ۵ بسیار نادر است و تنها برای ماهیان بسیار بزرگ نظیر کوسه ها بدست می‌آید (Pauly et al., 1998).

[1] www.fishbase.org
[2] Diet composition
[3] Ecotrophic efficiency

- شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی(MTI)

خروجی این شاخص به صورت تصویر گرافیکی به نمایش در می‌آید که درواقع توصیف می‌کند چطور هر گروهی (با در نظر گرفتن اثر ماهیگیری) روی تمام گروه های یک اکوسیستم اثر می‌گذارد و در برگیرنده اثرات مستقیم و غیر مستقیم هم شکارگری و هم تعاملات رقابتی می‌باشد. خطوط به سمت بالا نشان دهنده اثر مثبت و خطوط به سمت پایین نشان دهنده اثر منفی یک گونه بر گونه دیگر می‌باشد.

-شاخص همه چیزخواری(OI)

خروجی این شاخص به صورت یک جدول می‌باشد که تمامی گروه های شکار و شکارچی در آن لحاظ شده اند. مقدار عددی این شاخص بین صفر و یک می‌باشد ، هر چه عدد بدست آمده به صفر نزدیک باشد نشان دهنده اختصاصی بودن تغذیه شکارچی است به طوریکه تنها از یک سطح غذایی تغذیه میکند . مقدار عددی که به یک نزدیک باشد نشان می‌دهد که شکارچی از سطوح های غذایی بسیاری تغذیه می‌کند.

-شاخص انتخاب پذیری

این شاخص ترجیح غذایی شکارچیان را برای طعمه هایشان در قالب یک جدول نشان می‌دهد مقادیر شاخص انتخاب پذیری با رنگ پس زمینه سفید (۱-) تا قرمز (۱)نشان داده می‌شود هر چه مقادیر به-۱ نزدیک باشند نشان دهنده اجتناب از شکار، هر چه به صفر نزدیک باشند نشان دهنده فراوانی نسبی شکار در اکوسیستم و نزدیک بودن به +۱ اولویت شکار برای شکارچی را نشان می‌دهد.

-شاخص همپوشانی

این شاخص آشیانه (کنج) همپوشانی تغذیه ایی (سفره غذایی مشترک) برای گروه های بوم شناختی (شکارچی-شکار) را به طور جداگانه هم در قالب یک جدول و هم به صورت گرافیکی نشان می‌دهد. با توجه به دامنه شاخص همپوشانی بین ۰ و ۱، نزدیک بودن به واحد ۱، بالا بودن همپوشانی تغذیه ایی بین گروه های شکارچی و شکار را نشان می‌دهد .

-شبکه غذایی

تعاملات متقابل بین شکارچیان و طعمه به صورت گرافیکی در قالب شبکه غذایی به تصویر کشده می‌شود، در سمت چپ این شکل سطوح غذایی از ۱ تا ۵ نشان داده شده که شکارچی- شکار با توجه به سطوح غذایی و موقعیت اکولوژیک خود در جایگاه های مورد نظر قرار میگیرند ، تمامی گونه ها با دایره هایی نمایش داده شده اند که این دایره ها همان توده زنده آنها می‌باشد و تعاملات غذایی هر یک از گروه ها با مسیرهایی به هم مرتبط شده اند.

- شاخص همه چیز خواری سیستم (SOI)[1]

شاخص همه چیز خواری سیستم کل مدل را از لحاظ اختصاصی بودن تغذیه می‌سنجد که دامنه آن بین ۰ تا ۱۰۰ می‌باشد. این شاخص به عنوان یک جایگزین و معیاری برای نحوه تعاملات و توزیع آن در سطوح غذایی می‌باشد اگر این میزان صفر باشد به این معنی است که شکارچیان در کل سیستم بسیار اختصاصی عمل می‌کنند و تنها از یک سطح غذایی تغذیه می‌کنند(Christensen et al., 2000).

۳-۳- صحت سنجی مدل

پس از وارد کردن ورودی ها، نرم افزار اکوپس پارامتری می‌شود برای اینکه بهترین برازنده اولیه از مدل را پس از پارامتری داشته باشیم تنها با تنظیم تغییرات کمی روی عادات غذایی، وزن توده زنده و مرگ و میر صیادی انجام می‌گیرد و در انتها برنامه یک آنالیز سیستم را به عنوان خروجی نهایی می‌دهد که یک‌سری شاخص های کاربردی در آن لحاظ شده است که مهمترین آن میانگین سطح غذایی در مدل حاضر می‌باشد.

[1] System Omnivory Index

٤-نتایج

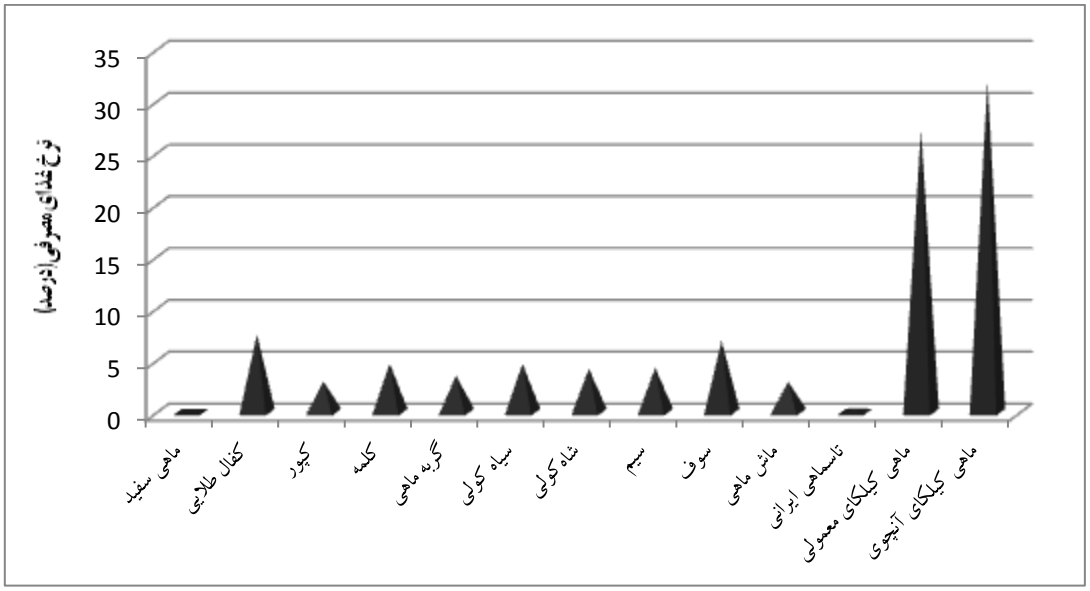
٤-١-میزان غذای مصرفی و کارایی اکولوژیک

نتایج تخمین نرخ غذای مصرفی و کارایی اکولوژیک پس از پارامتری کردن نرم‌افزار برای ماهیان مورد مطالعه در جدول ۱-۴ نشان داده شده است. برآورد میزان غذای مصرفی برای گونه های مورد بررسی در حدود ۱۰۱/۵۶ در سال محاسبه شد که از این میزان ماهی کیلکای آنچوی (۳۲درسال)،کیلکای معمولی (۲۷/۳۰ در سال) و کفال طلایی(۷/۵ درسال) با بیشترین نرخ مصرف و تاسماهی ایرانی با (۰/۴ در سال) از کمترین نرخ غذای مصرفی در منطقه مورد بررسی برخوردار بودند (شکل ۱-۴ و جدول۱-۴).

در مدل حاضر ماهیانی است که در سطوح بالای غذایی قرار دارند، مقدار کارایی اکولوژیک محاسبه شده توسط نرم افزار اکوپس،بالا می‌باشد (0.5<)

جدول ٤-١: تخمین نرخ غذای مصرفی و کارایی اکولوژیک

نام گونه	کارایی اکولوژیک	نرخ غذای مصرفی (در سال)
ماهی سفید	۰/۵۶	۳/۴۰
کفال طلایی	۰/۶۹	۷/۵۰
کپور	۰/۸۲	۳
کلمه	۰/۶۹	۴/۷۰
گربه ماهی	۰/۳۱	۳/۵۶
سیاه کولی	۰/۳۷	۴/۷۰
شاه‌کولی	۰/۴۴	۴/۲۰
سیم	۰/۶۹	۴/۳۰
سوف	۰/۶۴	۶/۹۰
ماش ماهی	۰/۶۶	۳
تاسماهی ایرانی	۰/۹	۰/۴۰
ماهی کیلکای معمولی	۰/۵۷	۲۷/۳۰
ماهی کیلکای آنچوی	۰/۵۳	۳۲



شکل ۱-٤مقایسه میزان غذای مصرفی گونه های مورد بررسی درآب‌های جنوبی دریای خزر

ماتریکس رژیم غذایی

درصد وزن محتویات ماهیان مورد مطالعه در تحقیق حاضر به همراه وزن مواد غذایی که طعمه های آنها مصرف می‌کنند واز منابع مختلف جمع آوری شد (رجوع شود به فصل اول کلیات) در مقابل آن در مدل قرار گرفت (جدول ۲-۴) .

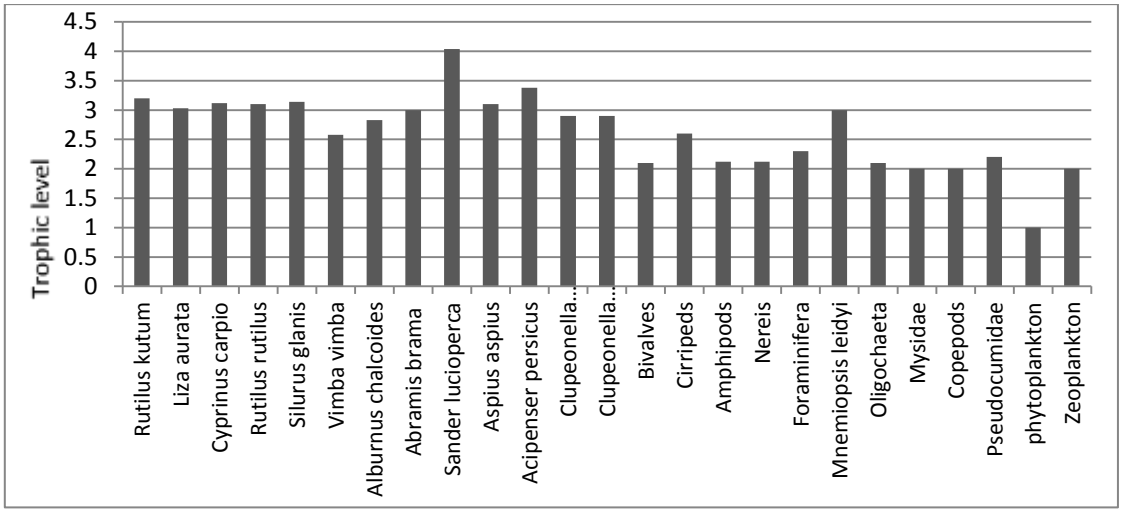
جدول ۲-٤: ماتریکس رژیم غذایی گونه های ماهی مورد بررسی مختلف ماهی های مورد مطالعه (طعمه و شکارچی) در مدل اکوپس

	Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	25
1	*Rutilus kutum*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
2	*Liza aurata*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
3	*Cyprinus carpio*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
4	*Rutilus rutilus*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
5	*Silurus glanis*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
6	*Vimba vimba*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
7	*Alburnus chalcoides*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
8	*Abramis brama*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
9	*stizostedion lucioperca*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
10	*Aspius aspius*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
11	*Acipenser persicus*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
12	*Clupeonella cultriventris*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
13	*Clupeonella engrauliformis*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
14	Bivalves	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
15	Cirripeds	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
16	Amphipods	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
17	Nereis	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
18	Foraminifera	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
19	*Mesomysis lenkyi*	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
20	Oligochaeta	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
21	Mysidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
22	Copepods	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
23	Pseudocumidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
24	Phytoplankton	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
25	Zooplankton	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
26	Detritus	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
27	Sum	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

۲-٤-تخمین برآورد اولیه از اکوپس

۱-۲-٤- تخمین سطوح غذایی[1]

پس از وارد کردن داده های اولیه در نرم افزار اکوپس، داده ها پارامتری سازی و مدل برازش شد. پارامترهای ورودی و تخمین اولیه مقدار سطوح غذایی گونه های مورد بررسی در این تحقیق در شکل۲-۴ و جدول (۳-۴) نشان داده شد. آنچه واضح است گونه های مورد مطالعه در این تحقیق از رژیم و عادات غذایی متفاوتی تغذیه کرده اند. بررسی معده ماهیان و سایر آبزیان نشان داد که در مجموع ۴ سطوح غذایی برای هرم (شبکه) غذایی بدست آمد، پایه شبکه غذایی با سطح غذایی ۱ با گروه فیتوپلانکتون به عنوان تولید کننده های اولیه آغاز می-شود، سطوح غذایی۲ گروه گیاهخواران تشکیل می‌دهند که عمدتا گروه های بنتیک و زئوپلانکتون ها می-باشند. در این سطح از گروه ماهیان استخوانی فقط ماهی سیاه کولی (TL=۲/۵۸) و شاه‌کولی (TL=۲/۸۳) قرار داشتند که به علت داشتن عادات غذایی پلانکتون‌خواری در این سطح قرار می‌گیرند . سطوح غذایی ۳ عمدتا گونه های گوشتخوار را تشکیل می‌دهد که از گروه بی‌مهر ها تنها شانه دار مهاجم (TL=۳) قرار داشت. اکثر ماهیان مورد بررسی در سطح غذایی ۳ قرار گرفته اندکه بالاترین مقدار مربوط به ماهی سوف با سطح غذایی ۴/۰۴ و تاسماهی ایرانی با سطح غذایی ۳/۳۸ می‌باشد به عباراتی آنها را میتوان به عنوان شکارچیان نزدیک به راس شبکه غذایی در این مدل نامید که همگی دارای عادت غذایی گوشتخواری نیز هستند و از سخت پوستان با تنوع بالا (سخت پوستان عالی) و مخصوصاً ماهی ها (تمایل به ماهی خواری) تغذیه داشته اند.



شکل ۲-٤:تخمین سطوح غذایی توسط نرم افزار اکوپس برای آنالیز اکوسیستم دریای خزر

[1] Trophic Level

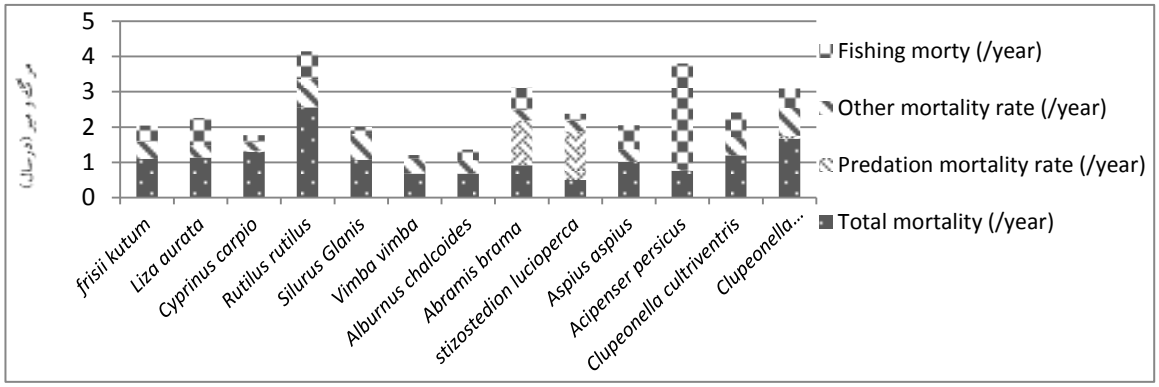
جدول ۳-٤: تخمین پارامترهای اصلی توسط نرم افزار اکوپس برای آنالیز اکوسیستم دریای خزر

Group name	Trophic level	Biomass (t/km^2)	Production / biomass (/year)	Consumption / biomass (/year)	Ecotrophic efficiency	Production / consumption
Rutilus kutum	3.20	0.024332	1.1	3.4	0.86	0.32
Liza aurata	3.03	0.007519	1.13	7.5	0.79	0.15
Cyprinus carpio	3.12	0.001180	1.3	3	0.82	0.43
Rutilus rutilus	3.10	7.893186	2.56	4.7	0.89	0.54
Silurus glanis	3.14	1.3246306	1.07	3.56	0.81	0.29
Vimba vimba	2.58	0.0003078	0.68	4.7	0.87	0.14
Alburnus chalcoides	2.83	6.5801805	0.68	4.2	0.94	0.16
Abramis brama	3	2.7513405	0.92	4.3	0.79	0.21
Sander lucioperca	4.04	1.87305	0.5	6.9	0.84	0.07
Aspius aspius	3.1	6.3026707	1.02	3	0.96	0.34
Acipenser persicus	3.38	7.4065305	0.76	0.4	0.93	1.9
Clupeonella cultriventris	2.97	0.0474777	1.2	27.3	0.87	0.043
Clupeonella engrauliformis	2.95	9.85163	1.67	32	0.93	0.052
Bivalves	2.1	21.98	3.35	21.98	0.63	0.15
Cirripeds	2.6	2.2	7.1	12.93	0.97	0.54
Amphipods	2.12	0.079	6.3	42	0.97	0.15
Nereis	2.12	3	9.7	64.66	0.94	0.149
Foraminifera	2.3	25.68	34	290	0.5	0.11
Mnemiopsis leidyi	3	10.037	10.8	1.23	0.001	8.75
Oligochaeta	2.1	2.7	9.6	64.66	0.97	0.14
Mysidae	2	7.2	7.1	12.93	0.97	0.54
Copepods	2	4.1	6.3	42	0.97	0.15
Pseudocumidae	2.2	0.146	6.4	42	0.97	0.152381
phytoplankton	1	125.51	223	0	0.57	
Zeoplankton	2	22.5	34.4	312.86	0.81	0.1099533
Detritus	1	51.29			0.0334282	

۲-۲-٤- ساختار مرگ و میر

مهمترین گروه طعمه ها کیلکاماهیان، ماهی سوف و بنتوزها در تحقیق حاضر نشان داده شده است (شکل ۳-۴). بالاترین نرخ مرگ و میر ناشی از شکار کردن[1] توسط ماهی سوف و سیم اتفاق افتاده است. بالاترین نرخ مرگ و میر صیادی روی ماهیان شکارچی مانند تاسماهی ایرانی، کفال طلایی دیده شده است.

[1] Predation mortality

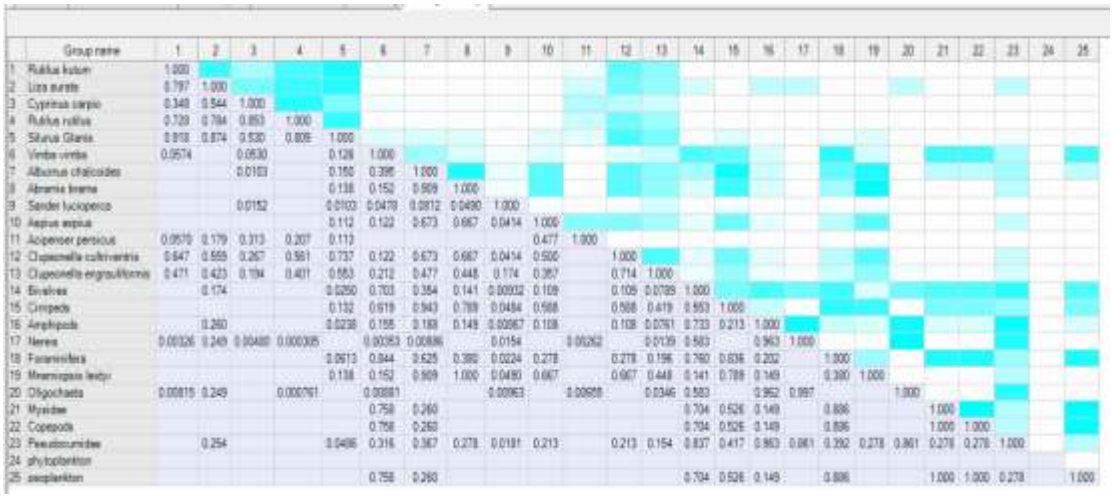


شکل ۳-٤: ساختار مرگ و میر ماهیان دریای خزر

۳-۲-٤- شاخص سفره غذایی مشترک (همپوشانی)[1]

طعمه های مشاهده شده در عادات غذایی ماهیان میتواند در معده ماهیان دیگر با فراوانی متفاوتی وجود داشته باشد که این موضوع در جدول ۴-۴نشان داده شده است . در آن با توجه به مقادیر شاخص Pianka محدوده ۰ و ۱ برای این شاخص در نظر گرفته شده که نزدیک بودن به واحد ۱، بالا بودن همپوشانی را نشان می‌دهد. در مدل حاضر نزدیک بودن حلقه های غذایی مشترک بین ماهی سیم با شاه‌کولی، ماهی سفید با کفال طلایی و گربه ماهی، کپور با کلمه، شاه کولی با ماش، تاسماهی ایرانی با ماش دیده شد. جدول ۵-۴ مقادیر عددی شاخص را محاسبه کرده است.

جدول٤-٤: شاخص همپوشانی برای گروه های بوم شناختی



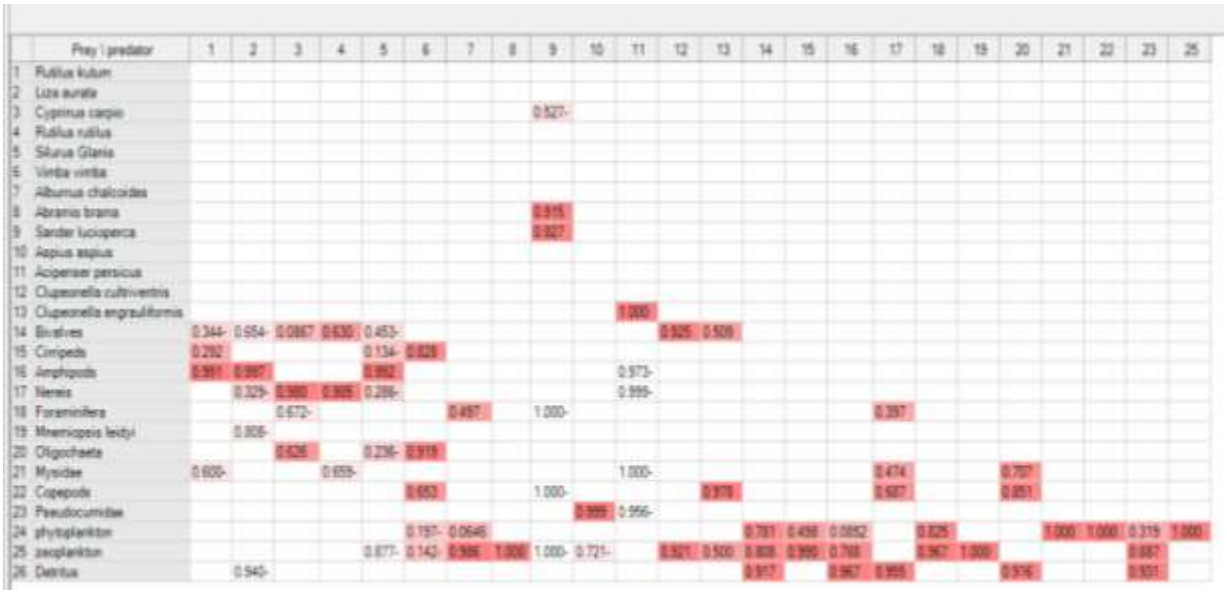
	Group name	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25
1	Rutilus kutum	1.000																								
2	Liza aurata	0.797	1.000																							
3	Cyprinus carpio	0.348	0.544	1.000																						
4	Rutilus rutilus	0.729	0.784	0.853	1.000																					
5	Silurus Glanis	0.918	0.874	0.530	0.809	1.000																				
6	Vimba vimba	0.9574		0.0530		0.126	1.000																			
7	Alburnus chalcoides			0.0103		0.150	0.395	1.000																		
8	Abramis brama					0.138	0.152	0.909	1.000																	
9	Sander lucioperca			0.0152		0.0103	0.0478	0.0812	0.0490	1.000																
10	Aspius aspius					0.112	0.122	0.673	0.667	0.0414	1.000															
11	Acipenser persicus	0.0570	0.179	0.313	0.207	0.113					0.477	1.000														
12	Clupeonella cultriventris	0.647	0.555	0.267	0.561	0.737	0.122	0.673	0.667	0.0414	0.500		1.000													
13	Clupeonella engrauliforms	0.471	0.423	0.194	0.401	0.553	0.212	0.477	0.448	0.174	0.357		0.714	1.000												
14	Bivalves		0.174			0.0250	0.703	0.354	0.141	0.00932	0.109		0.109	0.0789	1.000											
15	Cirripeds					0.132	0.619	0.943	0.789	0.0484	0.568		0.568	0.419	0.553	1.000										
16	Amphipods		0.260			0.0238	0.155	0.188	0.149	0.00967	0.108		0.108	0.0761	0.733	0.213	1.000									
17	Nereis	0.00326	0.249	0.00480	0.000305		0.00353	0.00886		0.0154		0.00262		0.0139	0.583		0.963	1.000								
18	Foraminifera					0.0613	0.844	0.625	0.380	0.0224	0.278		0.278	0.196	0.760	0.636	0.202		1.000							
19	Mesomysis lenzi					0.138	0.152	0.909	1.000	0.0490	0.667		0.667	0.448	0.141	0.789	0.149		0.380	1.000						
20	Oligochaeta	0.00815	0.249		0.000761		0.00881			0.00963		0.00658		0.0346	0.583		0.952	0.997			1.000					
21	Mysidae						0.758	0.260							0.704	0.526	0.149		0.886			1.000				
22	Copepods						0.758	0.260							0.704	0.526	0.149		0.886			1.000	1.000			
23	Pseudocumidae		0.254			0.0486	0.316	0.367	0.278	0.0181	0.213		0.213	0.154	0.837	0.417	0.963	0.861	0.392	0.278	0.861	0.278	0.278	1.000		
24	phytoplankton																									
25	zooplankton						0.758	0.260							0.704	0.526	0.149		0.886			1.000	1.000	0.278		1.000

[1]Overlap index

٤-۲-٤- شاخص ارجحیت غذایی

جدول ۵-۴ مقدار محاسبه شده شاخص را نشان می‌دهد. این شاخص در واقع ارجحیت غذایی شکارچیان را نشان میدهد همانطور که در این جدول مشاهده می‌شود هر چه رنگ پس زمینه قرمز تیره‌تر می شود (< ۰)، میزان ارجحیت غذایی افزایش می‌یابد و هر چه رنگ پس زمینه قرمز کم رنگ می‌شود (<۰) از میزان ارجحیت کاسته میشود. همانطور که مشاهده می‌شود برای ماهی سفید و کفال طلایی طعمه ناجورپایان، برای ماهی کپور کرم های کم تار و پرتار، برای ماهی کلمه طعمه کرم های پرتار (نرئیس)، برای گربه ماهی طعمه آمفی‌پود، برای سیاه‌کولی طعمه مژه پایان و کرم‌های کم تار، برای ماهی سوف طعمه های ماهی سیم و سوف و برای ماهی کیلکای معمولی نرمتنان به عنوان طعمه ارجحیت دارند.

جدول ٥-٤: مقدار شاخص انتخاب پذیری تخمین زده شده با نرم افزار اکوپس برای گروه های بوم شناختی در تحقیق حاضر



Prey \ predator	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	25
1 Rutilus kutum																								
2 Liza aurata																								
3 Cyprinus carpio									0.527-															
4 Rutilus rutilus																								
5 Silurus Glanis																								
6 Vimba vimba																								
7 Alburnus chalcoides																								
8 Abramis brama									0.915															
9 Sander lucioperca									0.927															
10 Aspius aspius																								
11 Acipenser persicus																								
12 Clupeonella cultriventris																								
13 Clupeonella engrauliformis											1.000													
14 Bivalves	0.344-	0.954-	0.0867	0.630	0.453-							0.925	0.539											
15 Cirripeds	0.202				0.134-	0.828																		
16 Amphipods	0.991	0.997			0.992						0.573-													
17 Nereis		0.329-	0.980	0.905	0.286-						0.999-													
18 Foraminifera			0.672-				0.497		1.000-								0.397							
19 Mnemiopsis leidyi		0.926-																						
20 Oligochaete			0.626		0.236-	0.919																		
21 Mysidae	0.600-			0.659-							1.000-						0.474			0.707				
22 Copepods						0.653			1.000-				0.978				0.607			0.851				
23 Pseudocumidae										0.999	0.996-													
24 phytoplankton						0.797-	0.0646							0.701	0.458	0.0852		0.825			1.000	1.000	0.319	1.000
25 zooplankton					0.877-	0.143	0.936	1.000	1.000-	0.721-		0.921	0.500	0.928	0.990	0.768		0.967	1.000				0.687	
26 Detritus		0.940-												0.917		0.967	0.955			0.976			0.931	

×: مقادیر شاخص انتخاب پذیری با رنگ پس زمینه سفید (۱-) تا قرمز (۱)نشان داده شده است، -۱ نشان دهنده اجتناب از شکار، صفر نشان دهنده فراوانی نسبی شکار در اکوسیستم و +۱ اولویت شکار برای شکارچی را نشان میدهد.

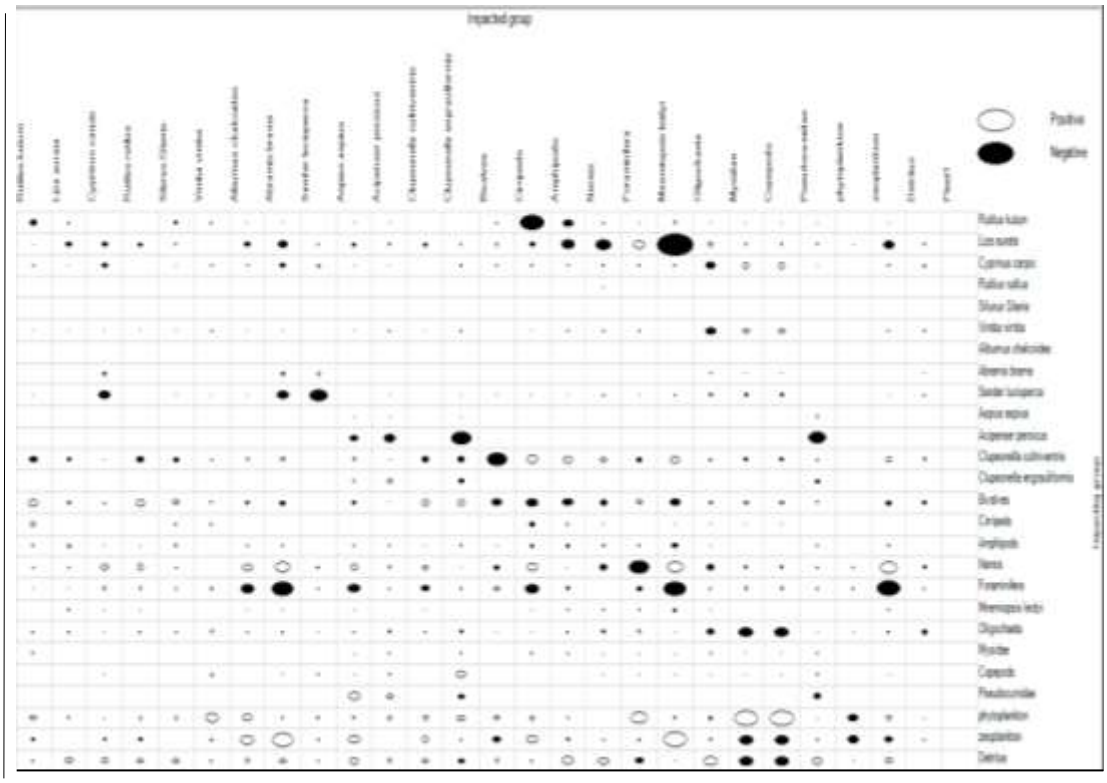
٥-۲-٤- شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی[1]

شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی در اکوپس به صورت کمی پیش بینی می کند که چگونه یک گونه بر گونه دیگر پس از تغییرات کوتاه مدت در اکوسیستم اثر خواهد گذاشت. شکل۴-۴ اثرات مستقیم و غیر مستقیم گونه ها با یکدیگر را با افزایش ناچیز توده زنده گروه‌ها در سمت چپ هیستوگرام نشان می‌دهد، خطوط اشاره شده به سمت بالا اثر مثبت و بهره مندی متقابل دو گونه از هم و خطوط اشاره شده به سمت پایین، اثرات

[1] Mixed Trophic Impact

منفی(مصرف) می‌باشند. در واقع خطوط، اثرات نسبی و رقابت پذیری بین گونه ها را نشان می‌دهند. در شکل۲-۴ شکارچیان راس شبکه در این سیستم اثر منفی روی طعمه ترجیحی خود دارند مانند: افزایش توده زنده ماهی سفید اثر منفی بر روی جمعیت کیلکای آنچوی،کفال ماهیان و هم ذخیره خود خواهد گذاشت. افزایش توده زنده کپورماهیان اثر منفی بر روی جمعیت کفال ماهیان، کپورماهیان و سوف خواهد گذاشت همچنین افزایش توده زنده ماهی سیم بیشترین اثر منفی را بر روی جمعیت کفال طلایی، سوف و روزن داران می‌گذارد که احتمالا آنها غذای یکسانی را به اشتراک می‌گذارند. کیلکا ماهیان در رقابت غذایی برای منابع غذایی پلانکتون با ماهیان کلمه، سفید، کفال ماهیان، اسبله و خود کیلکا ماهیان می‌باشد و از طرفی اثر مثبتی بر روی جمعیت شکارچی خود مانند تاسماهی ایرانی و شانه دار مهاجم دریای خزر می‌گذارد.

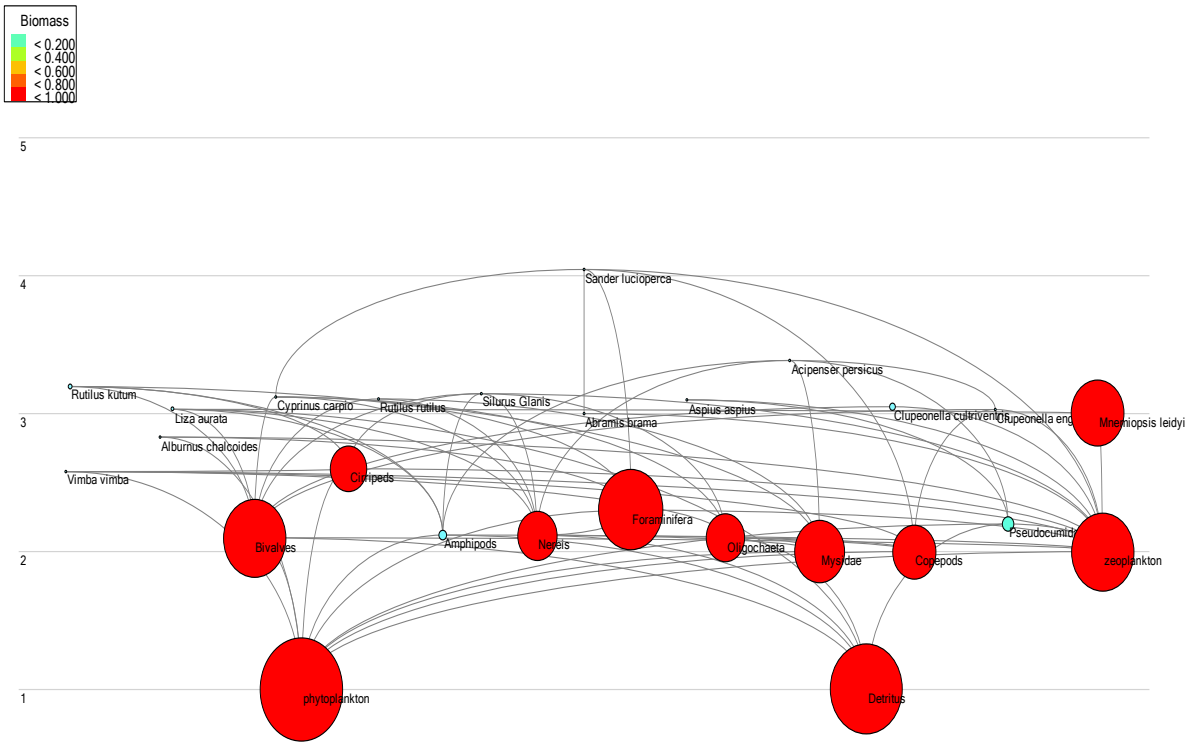
در این میان افزایش توده زنده برخی گروه‌های دیگر مانند ماهی سیاه‌کولی و گربه ماهیان هیچ اثری روی سیستم نمی‌گذارند یا مانند افزایش توده زنده ماهی سیم اثر بسیار جزئی روی تمامی گروه ها دارند که احتمالا ممکن است به دلیل جمعیت بسیار کوچک در اکوسیستم و یا به دلیل نقص اطلاعات موجود این اثر به وجود آمده باشد. در اکوسیستم دریای خزر شکارچیانی مانند ماهی سوف و سیم اغلب تاثیر منفی بر اکوسیستم را از طریق همنوع خواری می‌گذارند. گروه های دیگر مورد بررسی که در سطوح غذایی بالاتر وجود دارند مانند تاسماهی ایرانی بر روی جمعیت آنچوی ماهیان و گروه‌های پایین شبکه غذایی مانند کوماسه ها اثر منفی می‌گذارد. در این میان جمعیت برخی از گروه های بی مهره به عنوان شکارچی مانند شانه دار مهاجم جمعیت ماهیانی از قبیل کفال طلایی، کیلکا ماهیان و کرم‌های پرتار را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین گروه های مژه پایان، مایسیدها، روزن‌داران و کپه‌پودها اثر مثبتی بر روی افزایش جمعیت ماهیان استخوانی دریای خزر دارند.



شکل ٤-٤ :اثرات تغذیه‌ای مثبت و منفی در شبکه غذایی بین گونه های مورد بررسی

٦-٢-٤-تعاملات متقابل بین گونه های مورد بررسی در تحقیق حاضر

شکل۵-۴مدل روابط متقابل شکار-شکارچی را که از نرم افزار اکوپس حاصل شده است را به نمایش میگذارد. در این مدل روابط متقابل تغذیه ای گونه ها با خطوطی که درصد میزان استفاده از طعمه می‌باشد، نشان داده شده است. این نمودار نه تنها نحوه ارتباط متقابل زنجیره های تغذیه و ۴ سطح تغذیه را مجسم می کند، بلکه نماینده این واقعیت است که برخی از موجودات زنده اصلی موقعیت واسطی را بین سطوح تغذیه احراز می کنند. سمت چپ نمودار سطوح غذایی از ۱ تا ۵ و مربع ها نشان دهنده میزان توده زنده گونه ها در سطوح غذایی مربوط به خود هستند. با توجه به این مدل، اکوسیستم دریای خزر دارای ۴ سطح تروفی می‌باشد که ماهی سوف به عنوان شکارچی نزدیک به راس شبکه غذایی و بعد تاسماهی ایرانی با بالاترین میزان سطوح غذایی در شبکه غذایی گونه های مورد بررسی در این تحقیق در آب های دریای خزر حضور دارند.



شکل۵-٤:نمایش روابط متقابل بین شکار-شکارچی (نقش موجودات دریایی مختلف در اکوسیستم دریای خزر با استفاده از مدل تغذیه ای)

۷-۲-٤- آنالیز سیستم

میانگین متوسط سطح غذایی توسط برنامه اکوپس ۳/۱۷ تخمین زده شد (جدول ۷-۴). شاخص ارتباط پذیری[1] با توجه به محدوده ۰ تا ۱۰۰، در این تحقیق برابر ۰/۱۱ بدست آمد که درواقع امکان ارتباط مسیرهای متصل کننده بین گروه ها را نشان می‌دهد. شاخص همه چیز خواری[2] توزیع تعاملات غذایی را با سطح غذایی نشان می‌دهد با توجه به محدوده ۰ تا ۱، در این تحقیق برابر۰/۰۹ تخمین زده شد که نشان می‌دهد شکارچیان از چندین سطوح های غذایی تغذیه می کنند.

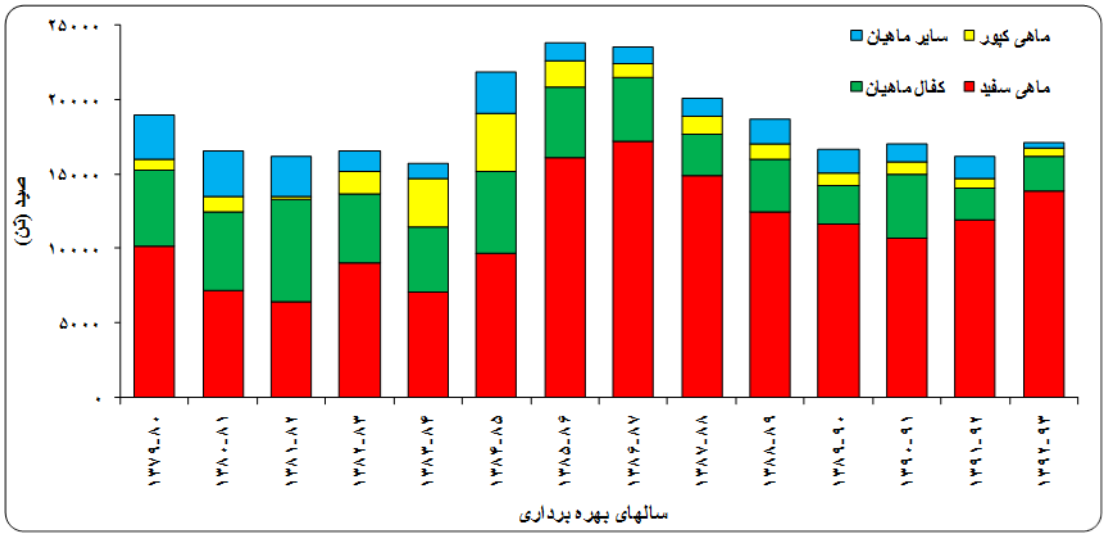
[1] Connectance Index
[2] System Omnivory Index

جدول ۷- ٤: آنالیز سیستم توسط نرم افزار اکوپس برای اکوسیستم دریای خزر

Parameter	Value
Sum of all consumption	15655.29
Sum of all exports	15359.55
Sum of all respiratory flows	10545.97
Sum of all flows into detritus	15890.75
Total system throughput	57451.56
Sum of all production	29967
Mean trophic level of the catch	3.17
Gross efficiency (catch/net p.p.)	
Calculated total net primary production	27988.73
Total primary production/total respiration	2.653975
Net system production	17442.76
Total primary production/total biomass	124.2766
Total biomass/total throughput	0.00392
Total biomass (excluding detritus)	225.2132
Total catch	
Connectance Index	0.1168
System Omnivory Index	0.097768

۵- نتیجه گیری

در بسیاری از اکوسیستم‌های دریایی تعداد بسیاری از گونه‌ها در سطوح پایین غذایی قرار دارند. شکارچیان بالقوه ای آنها را ماهی‌ها، پرندگان دریایی و یا پستانداران دریایی تشکیل می‌دهند که از سطوح غذایی رأس شبکه یا نزدیک به رأس شبکه تغذیه می‌کنند اگرچه در اکوسیستم های پرتولید و مخصوصاً سیستم های فراجهنده، سطوح غذایی میانی که توسط ماهیان کوچک پلانکتون خوار اشغال شده، تعیین کننده تر هستند و عمدتاً تنها یک گونه یا تعداد اندکی را دارا می‌باشند (Bakun, 1996). از سال ۱۹۵۰ تا ۱۹۸۴ میزان صید گروه‌های مختلف ماهیان در آب‌های جنوبی دریای خزر همواره کمتر از ۱۰۰۰۰ تن در سال بوده و عمدتاً ماهیان سفید، کلمه، سوف، شگ ماهیان، کفال ماهیان و ماهیان خاویاری توده اصلی صید را تشکیل می‌دادند. در دهه ۸۰ کیلکا ماهیان به سبد صید دریای خزر اضافه شد که از این دهه به بعد کیلکا ماهیان نقش اصلی در صید کل ایران در دریای خزر را دارا می‌باشند. از سال ۱۹۹۹ به بعد ساختار صید ماهیان در آب‌های جنوبی دریای خزر به شدت تغییر کرد. صید کیلکا ماهیان بشدت کاهش یافت و در سال ۲۰۰۳ به پایین‌ترین سطح خود (حدود ۱۵۰۰۰ تن) رسید. در سال‌های بعد نیز میزان صید کیلکا ماهیان بین ۱۵ تا ۲۷ هزارتن در نوسان بوده است. همچنین صید سایر گونه ها نیز بین ۱۵-۲۳ هزارتن متغیر بوده و توده اصلی صید را نیز ماهی سفید و کفال ماهیان تشکیل می‌دهد (فضلی و همکاران، ۱۳۹۴؛ دریانبرد، ۱۳۹۳) (شکل ۱-۵).



شکل ۱-۵: مقدار صید کل ماهیان استخوانی به تفکیک گونه با احتساب صید خارج از کنترل در سواحل ایرانی دریای خزر

۱-۵- شبکه غذایی دریای خزر

آنچه واضح است گونه های مورد مطالعه در تحقیق حاضر از رژیم و عادات غذایی متفاوتی برخوردار بوده اند، طبق مطالعات متعدد انجام شده طی ۱۵ سال گذشته بر روی عادات غذایی ماهیان دریای خزر مشخص شده که

در مجموع ۴ سطوح غذایی برای هرم (شبکه) غذایی وجود دارد به طوریکه سطوح غذایی ۲ و ۳ نقش بسزایی در انتقال انرژی و همچنین به عنوان طعمه و یا شکارچی در ذخیره بازی میکنند.

پایه شبکه غذایی با سطح غذایی ۱ با گروه فیتوپلانکتون به عنوان تولید کننده های اولیه آغاز می‌شود، سطوح غذایی۲ را گروه گیاهخواران تشکیل می‌دهند که عمدتا گروه‌های بنتیک و زئوپلانکتون ها می‌باشند. در این سطح از گروه ماهیان استخوانی ماهی سیاه کولی (TL=۲/۵۸) ، شاه‌کولی (TL=۲/۸۳) و شگ ماهیان (TL=۲/۹۷) قرار گرفته اند که به دلیل داشتن عادات غذایی پلانکتون‌خواری ، در سطح ۲ غذایی قرار میگیرند.

ماکروبنتوزها در دریای خزر به عنوان تولیدکنندگان ثانویه می‌باشند که بیشترین زی توده ماهیان سطوح بالاتر را به دنبال رهاسازی زیاد ماهیان انگشت قد در دریای خزر، به خصوص خانواده تاسماهیان و ماهی سفید را فراهم می‌کند، طبق جدول ۴-۱ در تحقیق حاضر، عمدتا در سطح ۲ غذایی قرار می‌گیرند. کاهش زی‌توده تولید کنندگان ثانویه در دریای خزر منجر به کاهش رشد ماهیان تجاری اعم از ماهی سفید، کلمه، تاسماهی ایرانی و فیل ماهی شده است که به طور عمده در دوران نوجوانی از ماکروبنتوزهای کفزی تغذیه می‌کنند. طبق تحقیق Javanshir و همکاران (۲۰۰۸) نیز ارتباط ساختار زی‌توده اجتماعات و تولیدات ماکروبنتوزها با مراحل اولیه ماهی ها نشان داده شده است که پیشنهاد داده شده است مدیریت نواحی ساحلی به خصوص در زمان رهاسازی ماهی ها و حتی سپری شدن مراحل اولیه ماهی های رودکوچ میبایست مورد توجه قرار گیرد.

نرمتنان دو کفه‌ای (Bivalves) در شبکه غذایی تحقیق حاضر دارای سطوح غذایی در حدود ۲/۱۰ می‌باشند و از لحاظ تغذیه فیتوپلانکتون خوار فیلترکننده محسوب می‌شوند که انرژی را از بخش پلاژیک به بخش بسترزی در شبکه غذایی منتقل می‌کنند این فرایند "benthification" نیز نامیده می‌شود (Mayer et al., 2014)، به طوریکه حمایت های غذایی را برای مصرف کنندگان پلاژیک کاهش داده و به همان اندازه ماهیگیری را تحت تاثیر قرار خواهند داد. این نرمتنان نیچ غذایی مشابهی با زئوپلانکتون ها دارند و هر دو گروه کمک به کیفیت آب با کاهش فراوانی فیتوپلانکتون از طریق چریدن دارند، زئوپلانکتون انرژی را به شبکه غذایی پلاژیک منتقل کرده و برای سطوح غذایی بالاتر حمایت می‌کنند در حالیکه نرمتنان انرژی را از شبکه غذایی پلاژیک توسط فیتوپلانکتون ها به مصرف کنندگان کف زی از قبیل ناجورپایان، کرم‌های نرئیس و حتی ماهیان کفزی خوار منتقل میکند (Magoulick and Lewis, 2002)

نرمتنان در تحقیق حاضر طبق شاخص اثرات متقابل غذایی (MTI) (جدول۴-۴) اثر مثبت بر روی جمعیت کفال ماهیان، کپورماهیان، کیلکا ماهیان و ماهی کلمه به واسطه تغذیه ماهیان از آنها خواهد داشت و به دلیل رقابت غذایی با سایر بی‌مهره‌گان کفزی اثر منفی بر روی جمعیت آنها اعم از مژه پایان، کرم ها کم تار و پرتار و شانه دار مهاجم دریای خزر خواهد گذاشت. مطالعات متعددی نشان داده است برخی از گونه های ماهی میتوانند به صورت مستقیم نرمتنان و سایر بی‌مهره‌گان همراه با آنها را مورد تغذیه قرار دهند که به طور بالقوه جمعیت ماهیان را افزایش داده و ماهیگیری را مورد حمایت قرار دهد (Watzin et al., 2008; Magoulick and Lewis, 2002)

سطوح غذایی شانه دار مهاجم *M. leidyi* در تحقیق حاضر توسط مدل اکوپس برابر ۳ بدست آمد و به عنوان مصرف کننده از سطوح ۲ غذایی مطرح است، طبق شاخص اثرات متقابل غذایی (MTI) (جدول۴-۴) این گونه بر جمعیت ماهیان از قبیل کفال طلایی، کیلکا ماهیان و همچنین بر روی جمعیت کرم‌های پرتار، مایسیدها و زئوپلانکتون ها اثر مستقیم می‌گذارد که ممکن است یا بر اساس رقابت روی منابع غذایی مشترک و یا استفاده مستقیم از آنها به عنوان طعمه باشد. نتایج تحقیقات Finenko و همکاران (2006) نشان داد که فشار زیاد وارد شده از طرف شانه دار بر روی موجودات زئوپلانکتون و به ویژه گروه سخت پوستان اجازه افزایش مجدد به آنها را نخواهد داد و در نتیجه بازگشت به دوره مطلوب تغذیه ای در حوزه جنوبی دریای خزر نیز پیش بینی نخواهد شد، مگر تا زمانیکه شانه دار از این دریا به روش‌های کنترل بیولوژیک صحیح حذف گردد و یا نهایتاً جمعیت آنها در حد بسیار پایینی به دلیل فقر غذایی کاسته شود (روحی و همکاران ، ۱۳۹۲). طبق مطالعات روحی و همکاران (۱۳۹۲) بیان شده است تغییرات چرخه حیات (فیتوپلانکتون-زئوپلانکتون-ماهیان پلانکتون‌خوار) در دریای خزر اتفاق افتاده است و همان طوری که با ورود *M. leidyi* در دریای سیاه و ازدیاد آن در طی سال‌های ۱۹۷۰ تا ۱۹۸۰ سبب بر هم خوردن زنجیره غذایی در این دریا گردیده و هم اکنون در دریای خزر به جای ماهیان به عنوان مصرف کننده تولید ثانویه به دریا مطرح است .

گزارش Shiganova و همکاران (۲۰۰۱) نشان داد با بلوم و افزایش شانه دار، میزان ذخایر و صید گونه ها به شدت کاهش یافت، بیشترین کاهش ها بر روی جمعیت آنچوی دریای سیاه و ماکرل دریای مدیترانه دیده شد که در طی تابستان تخم ریزی کرده و متحمل کاهش فراوانی زئوپلانکتون ها نیز شدند، کپه پود به عنوان غذای اصلی آنچوی دریای سیاه است اما از سال ۱۹۸۹ به شدت کاهش یافت که جای خود را به لارو استراکود، نرمتنان و مژه پایان داد به همین ترتیب نرخ رشد و هم آوری آنچوی کاهش یافت، در دریای مدیترانه ماکرل به طور کلی در صید تجاری ناپدید شد.

اکثر ماهیان مورد بررسی در سطح غذایی ۳ قرار گرفته اندکه بالاترین مقدار مربوط به ماهی سوف با سطح غذایی ۴/۰۴ و تاسماهی ایرانی با سطح غذایی ۳/۳۸ می‌باشد به عباراتی آنها را میتوان به عنوان شکارچیان نزدیک به راس شبکه غذایی در این مدل نامید که همگی دارای عادت غذایی گوشتخواری نیز هستند و از سخت پوستان با تنوع بالا (سخت پوستان عالی) و مخصوصاً ماهی ها (تمایل به ماهی خواری) تغذیه داشته اند.

میانگین سطح غذایی ماهی سفید در تحقیق حاضر ۳/۲ بدست آمد که با توجه به عادت غذایی این ماهی شامل طعمه های *Cerastoderma lamarki* ،شکم‌پایان، سخت پوستان، تخم ماهی ها وناجورپایان (Afraeibandpei et al., 2010)، وابستگی این ماهی عمدتاً تنها از سطح غذایی II میباشد.

میانگین سطوح غذایی ماهی کفال طلایی در تحقیق حاضر۳/۰۳ بدست آمد که عمدتاً از نرمتنان دوکفه-ای،گاماروس و کرم نرئیس (زندآور و نوروزی، ۱۳۹۳) و بصورت برابر از مواد پوسیده، پری‌فیتون (عبدالملکی، ۱۳۹۳) شامل سطوح غذایی I و II می‌باشد، تغذیه دارد.

میانگین سطح غذایی ماهی کلمه در تحقیق حاضر ۳/۱ بدست آمده که عمدتاً با وجود تغذیه از شکم‌پایان، کرمهای پرتار، سخت پوستان و فیتوپلانکتون ها وابستگی غذایی به سطوح غذاییI و II دارند. باتوجه به نتایج طبق شاخص اثرات غذایی مختلط (شکل۲-۴) در تحقیق حاضر، شکارچیان راس شبکه در این سیستم اثر منفی روی طعمه ترجیحی خود داشتند مانند: افزایش توده زنده ماهی سفید اثر منفی بر روی جمعیت کیلکای آنچوی،کفال ماهیان و هم ذخیره خود خواهد گذاشت. افزایش توده زنده کپورماهیان اثر منفی بر روی جمعیت کفال ماهیان، کپورماهیان و سوف خواهد گذاشت همچنین افزایش توده زنده ماهی سیم بیشترین اثر منفی را بر روی جمعیت کفال طلایی، سوف و روزن داران می‌گذارد که احتمالا آنها غذای یکسانی را به اشتراک می-گذارند.

طبق شاخص اثرات غذایی مختلط (شکل۲-۴)کیلکا ماهیان در رقابت غذایی برای منابع غذایی پلانکتون با ماهیان کلمه، سفید،کفال ماهیان، اسبله و خود کیلکا ماهیان می‌باشد و از طرفی اثر مثبتی برروی جمعیت شکارچی خود مانند تاسماهی ایرانی و شانه دار مهاجم دریای خزر و ماهی سوف می‌گذارد به طوریکه با حذف عملکرد دو گونه کیلکای آنچوی و چشم درشت می‌تواند سبب کاهش شدید در ذخایر آبزیان طبقات بالاتر یعنی ماهیان خاویاری و فک دریای خزر شود که از چالش های فرا روی منابع تنوع زیستی در این دریا محسوب می‌شوند به طوریکه کاهش کیلکا ماهیان و کم شدن ذخیره غذایی فک‌ها ، ضعیف شدن آنها در فصل سرما، پایین آمدن عمر و افزایش مرگ و میر آنها را به دنبال خواهد داشت.

با توجه به نتایج مدل اکوپس در این میان افزایش توده زنده برخی گروه‌های دیگر مانند ماهی سیاه‌کولی و گربه ماهیان هیچ اثری روی سیستم نمی‌گذارند یا مانند افزایش توده زنده ماهی سیم اثر بسیار جزئی روی تمامی گروه ها دارند که احتمالا ممکن است به دلیل داشتن جمعیت بسیار کوچک در اکوسیستم و یا به دلیل نقص اطلاعات موجود این اثر به وجود آمده باشد. در اکوسیستم دریای خزر شکارچیانی مانند ماهی سوف و سیم اغلب تاثیر منفی بر اکوسیستم از طریق همنوع خواری می‌گذارند. گروه های دیگر مورد بررسی که در سطوح غذایی بالاتر وجود دارند مانند تاسماهی ایرانی بر روی جمعیت آنچوی ماهیان و گروه‌های پایین شبکه غذایی مانند کوماسه ها اثر منفی می‌گذارد. در این میان جمعیت برخی از گروه‌های بی‌مهره به عنوان شکارچی مانند شانه دار مهاجم، جمعیت ماهیان از قبیل کفال طلایی، کیلکا ماهیان و کرم‌های پرتار را نیز تحت تأثیر قرار می‌دهد. همچنین گروه های مژه پایان، مایسیدها، روزن‌داران و کپه‌پودها اثر مثبتی بر روی افزایش جمعیت ماهیان استخوانی دریای خزر دارند.

برآورد میزان غذای مصرفی برای گونه های مورد بررسی در حدود ۱۰۱/۵۶ در سال محاسبه شد که از این میزان ماهی کیلکای آنچوی (۳۲درسال) ،کیلکای معمولی (۲۷/۳۰ در سال) و کفال طلایی(۷/۵ درسال) با بیشترین نرخ مصرف و تاسماهی ایرانی با (۰/۴ در سال) از کمترین نرخ غذای مصرفی در منطقه مورد بررسی برخوردار بودند (شکل ۱-۴ و جدول۱-۴). مقدار کارایی اکولوژیک محاسبه شده توسط نرم افزار اکوپس، در مدل حاضر

بالا می‌باشد (0.5>) و اغلب برای ماهیانی است که در سطوح بالای غذایی قرار دارند. نتایج نشان میدند که این گروه ها بیش از حد بهره برداری شده و موجودات زنده کوچک در اکوسیستم به شدت صید می‌شوند.

۱-۱-۵- نقش ماهیان پلاژیک کوچک در مدل توازن توده زنده[1]

شبکه غذایی در آب‌های جنوبی دریای خزر دارای ۴ سطوح غذایی می‌باشند (رنج سطح غذایی از ۱ تا ۴/۰۴ در مدل حاضر) که در این میان تنها تولید کنندگان اولیه، زئوپلانکتون‌ها، بنتوزها و دترتیوس در سطوح پایینتر قرار می گیرند.

در اکوسیستم های Upwelling، سطوح غذایی ماهیان پلاژیک کوچک بین ۲/۶۰ تا ۲/۸۰ می‌باشد که نشان دهنده لینک غذایی قوی این گروه با پلانکتون ها می‌باشند (Pauly and Christensen, 1995). ماهیان پلاژیک کوچک در اکوسیستم دریای خزر همانند سایر اکوسیتم های دیگر (Rice, 1995; Cury et al., 2000)، مانند کمربند باریکی[2] کنترل بر روی شبکه غذایی از طریق چرای شکارچیان پلاژیک از ماهیان پلاژیک کوچک (کنترل از بالا-پایین) و نیز دسترسی به پلانکتون ها (کنترل پایین به بالا) می‌باشد.

در حال حاضر با توجه به حذف گونه *Eurytemora spp.*[3] ازچرخه غذایی کیلکای معمولی و غالبیت گونه *Acartia tonsa*[4] در اکوسیستم دریای خزر بویژه درمناطق ساحلی، تغذیه از گونه اخیر را برای کیلکای معمولی بعنوان یک زیستگاه غذایی مناسب اجتناب ناپذیر مینماید (جانبازوهمکاران،۱۳۹۵). لذا در سال ۱۳۸۸ با آنکه بعضی از گروه های زئوپلانکتون به خصوص Acartia با افزایش تراکم خود توانستند در بعضی از فصول تا حدی کاهش تراکم زئوپلانکتون (ناشی از تغذیه ی شدید (*M. leidyi*) را برطرف نمایند، اما به نظر میرسد که پایین بودن تنوع گونه ای در زئوپلانکتون از یک سو و بالا بودن تنوع گونه ای و تراکم فیتوپلانکتون از سوی دیگر نقش مهمی در کم شدن و محدود نمودن روابط تغذیه ای بین دو گروه پلانکتونی (زئوپلانکتون و فیتوپلانکتون) و در نتیجه کنترل بالا- پایین فیتوپلانکتون داشته است. Acartia با فراوانی بیش از ۸۰ درصد، در فصول مختلف بیشترین حضور را در محتویات معده کیلکا ماهیان داشته است (باقری و عباسی، ۱۳۸۷). کاهش کنترل بالا- پایین و به عبارتی عدم انتقال مناسب تولیدات از فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون با افزایش نسبت زیتوده فیتوپلانکتون به زئوپلانکتون در سال ۱۳۸۸ به سال های قبل از ورود *M. leidyi* در مطالعه نصراله زاده و همکاران (۱۳۹۱) نیز نشان داده شده است (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۲). این تغییرات همزمان با تغییر در ذخایر ماهیان پلاژیک همانند ماهی کیلکای

[1] *mass-balance*
[2] wasp-waist
[3] زئوپلانکتون
[4] زئوپلانکتون

آنچوی به سمت بهره برداری بی رویه و برداشت از کیلکای معمولی و در آب‌های بالاتر از ۴۰ متر ازکیلکای چشم درشت همراه بوده است.

کیلکا ماهیان به خصوص کیلکای معمولی جایگاه ویژه ای در اکوسیستم دریای خزر دارد، از یک سو این ماهی به عنوان یک مصرف کننده اصلی از زئوپلانکتون و از سوی دیگر به عنوان طعمه ماهیان شکارچی دریای خزر و فک ها محسوب می شود (Kideys et al., 2001)، حتی برخی محققین این ماهیان را به عنوان نان دریای خزر معرفی کرده اند. این ماهیان علاوه بر نقش مهمی که در صید کل دریای خزر دارا هستند، نقش اساسی نیز در تغذیه سایر آبزیان بخصوص ماهیان خاویاری و فک دریای خزر دارند (فضلی و همکاران، ۱۳۹۴). همانطورکه شاخص اثرات متقابل غذایی (MTI) در تحقیق حاضر (شکل ۴-۴) نشان می‌دهد ماهیان پلاژیک کوچک، به عنوان طعمه نقش اساسی در تغذیه جمعیت شکارچیان پلاژیک اعم شانه دار مهاجم دریای خزر، ماهی سیم، شاه‌کولی و ماهیان کفزی بزرگ مانند تاسماهی ایرانی دارد. شانه دار مهاجم همچنین به عنوان رقیب بزرگ غذایی، تغذیه از زئوپلانکتون‌ها برای کیلکا ماهیان محسوب می‌شود. طبق مدل اکوپس ماهیان پلاژیک کوچک همچنین دارای ارتباط مستقیم و اثرگذاری بر روی جمعیت بنتوزها و زئوپلانکتون ها نیز می‌باشد. همچنین بر اساس رقابت غذایی و هم سفره شدن با ماهیان سفید، کفال ماهیان، کلمه و همچنین جمعیت کیلکا ماهیان، تأثیر منفی بر توده زنده آنها خواهد گذاشت.

نرخ غذای مصرفی کیلکا ماهیان در مدل اکوپس در تحقیق حاضر بین ۲۷ تا ۳۲ در سال تخمین زده شد که به دلیل نحوه تغذیه از سطوح پایین غذایی بالاترین میزان را به خود اختصاص داده است. طبق نتایج تحقیقات فضلی(۱۳۹۳)، کیلکا ماهیان دریای خزر در دهه‌های گذشته سالانه بین ۳۰۰ تا ۵۰۰ هزار تن از ذخایر کیلکا ماهیان مورد تغذیه سایر آبزیان قرار گرفت.

در مطالعات Fazli et al (۲۰۰۹) دو عامل صید بی رویه و هجوم شانه دار مهاجم از دلایل اصلی کاهش شدید این ذخایر بیان شده است. طبق نتایج گزارشات متعدد از سال ۱۳۸۲ تاکنون، بدلیل کاهش شدید صید دو گونه اصلی یعنی کیلکای آنچوی و چشم درشت، محل صید کیلکا ماهیان از مناطق عمیقتر به مناطق ساحلی تر تغییر یافته است که عمدتا بر روی ذخایر کیلکای معمولی متمرکز می باشد. این جابجائی یعنی کاهش شدید فشار صید بر روی دو گونه کیلکای آنچوی و بخصوص کیلکای چشم درشت (که عمدتا در مناطق بیش از ۷۰ متر زیست می کند) حتی بعد از یک دهه نیز سبب احیاء ذخایر این ماهیان نشده است. بنابراین در حال حاضر عامل اصلی محدود کننده جمعیت این دو گونه صید نبوده بلکه شرایط جدید اکولوژیک می باشد که در دریای خزر ایجاد شده است. این شرایط ممکن است بطور مستقیم و یا غیر مستقیم توسط شانه دار مهاجم ایجاد شده باشد.

۲-۱-۵- ساختار مرگ و میر ماهیان دریای خزر[1]

طبق پیش بینی مدل اکوپس مهمترین گروه ماهیان به عنوان طعمه، کیلکاماهیان و ماهی سوف معرفی شده است. بالاترین نرخ مرگ و میر ناشی از شکارگری[2]توسط ماهی سوف، سیم و به مقدار ناچیز کیلکای آنچوی اتفاق افتاده است (جدول ۳-۴). بالاترین نرخ مرگ و میر صیادی روی ماهیان شکارچی مانند تاسماهی ایرانی، کلمه و کفال طلایی دیده شده است. در مدل اکوپس در خصوص ماهی سفید میزان مرگ و میر صیادی و سایر مرگ و میر ها نسبت به سایر ماهیان استخوانی به میزان کمتری دیده می‌شود که میتوان به تکثیر مصنوعی و بازسازی ذخایر این ماهی از طریق تولید و رهاسازی سالانه میلیون‌ها عدد بچه ماهی نسبت داد که موجب پایداری نسبی ذخایر آن شد (دریانبرد، ۱۳۹۲). نرخ مرگ و میر صیادی ماهی سیاه کولی در مدل اکوپس بسیار ناچیز است که به دلیل جمعیت بسیار اندک این گونه در اکوسیستم می‌باشد.

۳-۱-۵-تغییر رژیم اکوسیستم و آبشار غذایی در دریای خزر

شکارگری یک موقعیت پایدار در شبکه غذایی دریایی است اما این فرایند توسط عوامل محیطی نیز تنظیم می-شوند که می‌تواند در تعیین تغییرات فراوانی ماهی ها با اهمیت باشد (Cury *et al.*, 2005). اغلب شکارگری هایی که در طبیعت اتفاق افتاده به دلیل همپوشانی شدید در عادات غذایی بین گونه ها است، از این رو یک گونه در روابط اکولوژیک جایگزین گونه دیگر خواهد شد. بسیاری از گونه‌های ماهی به عنوان طعمه هستند و در چنین شرایطی، کاهش شدید در میان گونه های شکارچی، قبل از افزایش تراکم طعمه ها رخ می‌دهد (Polunin and Jennings, 1998). در این زمان، اگر چندین گونه نقش شکارچی داشته باشند انتظار میرود گونه خاص یا گروه های وابسته بیشتری درگیر باشند. در چنین موقعیتی نشان می‌دهد که کنترل از بالا به پایین درشبکه غذایی با شکارچیان خاصی وجود دارد و اثر زیادی روی جمعیت طعمه ها خواهد گذاشت (Pinnegar *et al.*, 2000). در واقع، اغلب آبشارهای غذایی[3] آشکار در اکوسیستم های بزرگ، در نتیجه حذف گروه های وابسته به شکارچیان رأس اتفاق می‌افتد (; Daskalov, 2002; Frank *et al.*, 2005).

آبشار های غذایی در نتیجه جابه جایی الگو در فراوانی یا وزن زی توده در لینک های غذایی در شبکه غذایی رخ می‌دهد (Myers *et al.*, 2007). برای یک شبکه غذایی با چهار سطح غذایی ، همانند تحقیق حاضر (اکوسیستم دریای خزر) ، فراوانی شکارچیان رأس ، فراوانی مصرف کنندگان میانه سطح غذایی راکاهش و فراوانی تولیدکنندگان اولیه را افزایش می‌دهد در این حالت حذف شکارچیان رأس، باعث فراوانی مصرف کنندگان ثانویه و کاهش تولیدکنندگان خواهد شد (Pinnegar *et al.*, 2000).

---

[1] بدیهی است کنترل آمار و میزان صید انجام شده فقط از عملکرد صیادان مجاز ورسمی حاصل شده است.

[2] Predation mortality

[3] trophic cascades

تغییر در اکوسیستم دریای خزر همراه با تغییر در آبشار غذایی توسط صید و صیادی بی رویه و تغییرسطح آب دریا از سال‌های ۱۳۲۰ تا ۱۳۶۰ شروع شد که شرایط را برای ذخائر ماهیان استخوانی به علت از بین رفتن مناطق چراگاهی و نوزادگاهی، کم شدن آب تالاب‌های ساحلی و کاهش ورود آب رودخانه‌ها به دریای خزر، کاهش میزان تولیدات اولیه شده و مختل شدن زنجیره غذایی وخیم‌تر نموده و باعث شدت یافتن روند کاهشی ذخائر آنها گردید (سادلایف، ۱۹۶۵).

براساس آمار صید موجود از ماهیان استخوانی، در چند دهه اخیر ترکیب گونه‌ای این ماهیان تغییر کرده و از مقدار صید و ذخایر بسیاری از گونه‌ها مانند ماهی آزاد، ماهی سس، ماهی سیم و ماش ماهی بشدت کاسته شده و در خطر نابودی قرار گرفته‌اند (غنی نژاد و همکاران ، ۱۳۷۷؛ غنی نژاد و همکاران، ۱۳۸۱؛ عبدالملکی و همکاران، ۱۳۸۴؛ بلیایوا و همکاران، ۱۹۸۹؛ دریانبرد، ۱۳۹۲) . متاسفانه برداشت از ذخایر بدون توجه به ذخایر قابل برداشت و همچنین میزان مجاز برداشت از ذخیره انجام گرفته و در سال‌های اخیر این ماهیان مورد صید بی رویه و همچنین صید قاچاق قرار گرفته اند به نحوی که میزان ذخایرماهیان خاویاری طبق آمار موجود به میزان قابل توجهی کاهش یافته است بطوریکه استحصال خاویار ایران از ۲۶۲ تن در سال ۱۳۷۱ به کمتر از ۴ تن در سال ۱۳۹۰ رسیده که کاهش چشمگیری داشته است. این مهم باعث گردیده مجامع بین المللی توجه ای خاص به این گونه ها داشته باشند و نشست ها وجلسات بین المللی متعددی را جهت احیاء و حفظ هرچه بیشتر ذخایرماهیان خاویاری تشکیل دهند. کاهش صید به حدی بوده که توسط انجمن بین المللی **Cites** جزء گونه های در حال انقراض اعلام شده اند (مقیم و ولی نسب ، ۱۳۸۰؛ ولی نسب و مقیم ، ۱۳۸۱؛ مقیم و خوشقلب، ۱۳۸۱ ؛ توکلی و مقیم، ۱۳۸۲).

اولین تغییر رژیم در پی کم شدن اکوسیستم دریای خزر از شکارچیان رأس از سال های۱۳۷۵بوده و پس از آن اکوسیستم با کاهش فراوانی شکارچیان رأس ماهی‌خوار به حالت ثابت در آمد (پورغلام و همکلاران، ۱۳۷۵؛ پیری و همکاران، ۱۳۷۸؛ توکلی و همکاران، ۱۳۸۹؛ رضوی صیاد، ۱۳۶۹؛ قلی اف، ۱۹۹۷؛ مقیم و همکاران، ۱۳۷۳؛ مقیم و همکاران، ۱۳۷۶؛ غنی نژاد و همکاران، ۱۳۷۵؛ غنی نژاد و همکاران، ۱۳۷۷؛ غنی نژاد و مقیم، ۱۳۷۲). فراوانی پلانکتون خوارها، کاهش زئوپلانکتون و بالا بودن وزن توده زنده فیتوپلانکتون از سال های ۱۳۸۸ می‌باشد به طوریکه زی توده گروه های مختلف زئوپلانکتون ۵ برابر کاهش یافت (نصراله زاده و همکاران، ۱۳۹۲).

این تغییر با افزایش توده زنده بعضی از گروه های فیتوپلانکتون (به دلیل کاهش مصرف توسط زئوپلانکتون)، معرفی گونه های جدید پلانکتونی، برهم خوردن موازنه ی بوم شناختی در تجمعات پلانکتونی و کاهش شدید ماهیان زئوپلانکتون خوار و ماهیان غضروفی همراه بوده است (دریانبرد، ۱۳۹۴؛ فضلی و همکاران، ۱۳۸۹؛ مخلوق و همکاران، ۱۳۹۰؛ Karpinsky et al., 2005).

دومین تغییر همزمان با متلاشی شدن ذخایر ماهیان پلانکتون خوار و ظهور شانه دار مهاجم بوده است که در نتیجه آبشار غذایی گسترده ای با اثرات متناوب روی زئو و فیتو پلانکتون و شیمی آب رخ داده است. به دلیل گسترش شانه‌دار مهاجم و تغذیه شدید از زئوپلانکتون، فراوانی، تنوع و زی‌توده زئوپلانکتون ها کاهش یافت که این امر سبب کاهش ذخایر دو گونه کیلکای آنچوی و تخریب ذخایر کیلکای چشم درشت شد (Fazli et al., 2009). کیلکای معمولی که از دامنه غذایی وسیعتری برخوردار است خود را با شرایط جدید وقف داد و نه تنها ذخایر آن کاهش پیدا نکرد بلکه روند افزایشی نیز داشت (جانباز و همکاران، ۱۳۹۲)

کفال ماهیان دیتریت خوار بوده و میزان ذخایر ماهی کفال طلائی طی دو سال بهره برداری ۹۰-۱۳۸۹ و ۹۱-۱۳۹۰ بترتیب ۱۴۶۰۰ و ۱۴۴۰۰ تن بوده است . نتایج مطالعات نشان داد که در طی دو دهه گذشته میزان ذخایر ماهی کفال طلائی ابتدا از حدود۱۲۵۰۰تن در سال ۱۳۷۱ به ۲۱۰۰۰ تن در سال ۸۰-۱۳۷۹ افزایش، سپس روندی کاهشی داشته و در سال ۱۳۹۰ به ۱۴۴۰۰ تن رسید (Fazli et al., 2012) . در خصوص افزایش صید و ذخائر کفال طلائی در طی ۸۱ -۱۳۷۵، با ورود شانه دار *M. leidyi* به دریای خزر و تغییرات اکولوژیک حاصل از آن در ارتباط می باشد، شانه دار که بشدت از زئوپلانکتون‌ها و تخم و لارو ماهیان تغذیه می‌کند (Kideys and Romanova , 2001)، در ماه‌های گرم سال گسترش وسیعی یافته و دارای تراکم بالائی است (روحی و فضلی ، ۱۳۸۱) . نکته جالب اینکه پس از ورود و طغیان شانه دار *M. leidyi* به دریای سیاه و کاهش ذخایر انواع ماهیان و بخصوص شگ ماهیان، میزان صید کفال ماهیان در این دریا بطور معنی داری افزایش یافته است. بطوریکه میزان صید از ۲۳۵۸ تن در سال ۱۹۹۲ به ۱۰ هزار تن در سال ۱۹۹۹ رسید (Kideys, 2000). لذا بنظر می رسد افزایش جمعیت و ذخیره کفال طلائی از طریق استفاده گسترده از منابع غذائی، محیطی و ایجاد رقابت بین گونه ای باعث گردیده که ذخایر کفال پوزه باریک با محدودیت هائی مواجه گردیده و کاهش یابد .

از طرف دیگر از زمانیکه شانه دار مهاجم در دریای خزر ظاهر شده، کل اجزاء اکوسیستم را تحت تاثیر قرار داده است (Roohi et al. 2010; Ganjian et al. 2010) . بطوریکه طبق شاخص اثرات مختلط غذایی (MTI)(شکل ۴-۴) در تحقیق حاضر، روی جمعیت گونه های پلاژیک کیلکای آنچوی، کیلکای چشم درشت و همچنین کفال طلایی اثر منفی گذاشت. طبق مطالعات غنی نژاد و همکاران (۱۳۸۸) در این رابطه بیشترین نقش مربوط به کاهش بسیار شدید ذخایر کیلکا ماهیان بعنوان شکارچیان تخم و لارو کفال طلائی بوده که منجر به بقای بیشتری از تخم و لارو کفال طلائی و افزایش تعداد و ذخیرهٔ این گونه شد. از این رو، علاوه بر تغذیه شانه‌دار از تخم و لارو کفال پوزه باریک، تغذیه این مهاجم از زئوپلانکتون‌ها می‌تواند نوعی رقابت غذایی را بین شانه‌دار و لارو ماهی بوجود آورد و فقر غذایی موجب کاهش ضریب بقاء کفال ماهیان شود. همچنین رهاسازی انبوه بچه ماهیان سفید نیز می‌تواند رقابت غذایی را بین ماهی سفید و سایر ماهیان استخوانی مانند سیم، سس، ماش بوجود آورده و بر بازسازی ذخایر آن تأثیر نامطلوبی بگذارد (دریانبرد، ۱۳۹۳). در مدل اکوپس طبق مقادیر عددی شاخص همپوشانی (جدول ۵-۴)، نزدیک بودن حلقه های غذایی مشترک بین ماهی سیم با شاه‌کولی،

ماهی سفید باگربه ماهی و کفال طلایی ، کپور با کلمه، شاه کولی با ماش، تاسماهی ایرانی با ماش دیده شد. نتایج مطالعات Afraei bandpei و همکاران (۲۰۰۹) نیز نشان داد کفزیان به خصوص دو کفه ای ها به عنوان غذای اصلی ماهی سفید معرفی شده است که با توجه به جدول شاخص انتخاب پذیری (جدول ۶-۴) در تحقیق حاضر ناجورپایان و مایسیدها در رژیم غذایی این ماهی دارای ارجحیت می‌باشند.

مطالعات متعددی طی سال های گذشته نشان می‌دهد که فشارصیادی، همراه با عوامل بیرونی دیگر مثل تغییرات آب و هوا و گونه مهاجم، می‌تواند تمام شبکه غذایی را از قبیل ساختار و عملکرد تغییر دهند که موجب بروز تغییر رژیم اکوسیستم[1] شودکه بازخوردآن ممکن است بر روی ماهیگیری همراه با اثرات منفی اقتصادی و اجتماعی باشد (Aladin and Plotnikov, 2000). معمولا متلاشی شدن ذخایر ماهیان تجاری و از طرفی ماهیان بااهمیت که سفره غذایی مردمان محلی را نیز تأمین می‌کنند، قسمتی از تغییرات رژیم در اکوسیستم ها خواهند بود. به طور مثال تغییرات ذخایر ماهی کاد در شمال غربی آتلانتیک (Hutchings, 2000)، در دریای شمال (Cook *et al.*, 1997) و دریای بالتیک (Köster *et al.*, 2005) به خوبی دیده شده است. این متلاشی شدن باعث کاهش شدید صید و اجتماعات ماهیگیری شد (Lindegren *et al.*, 2009). مطالعات دیگر حاکی از آن است که اثر آبشاری ناشی از صید و صیادی بی رویه به طور غیر مستقیم باعث به پایان رسیدن دوران ماهیگیری و به تناسب اثر منفی اجتماعی می‌باشد. به طوریکه در بین ماهیان استخوانی دریای خزر، ماهی سفید بیش از ۶۰ درصد از ترکیب صید را دارا می باشد و اقتصاد و درآمد جوامع صیادی، بیش از سایر گونه ها به ماهی سفید وابسته است. اگر صید بی رویه و غیر مسئولانه انجام شده و ذخایر ماهی سفید کاهش شدید یابد، علاوه بر خارج شدن تولید بیش از ۱۱ هزار تن گوشت ماهی سفید، عواقب وخیمی در اقتصاد و اشتغال ساحل نشینان دریای خزر خواهد داشت و وضعیت اقتصادی قشر صیادان و دیگر صنایع وابسته به صیادی به مخاطره خواهد افتاد.

تغییرات شدید رژیم اکوسیستم همچنین می‌تواند روی محیط اقتصادی و به تناسب اجتماعی با شروع حادثه شانه دار مهاجم همراه باشد (Richardson *et al.*, 2009). از این رو حادثه ورود شانه دار مهاجم به طور اصلی میتواند صید و بهره برداری بیش از حد و متلاشی شده ذخایر بومی غالب ماهیان فیلترکننده مانند آنچوی و ساردین ماهیان را به علت جایگزین نشدن با گونه های دیگر در پی داشته باشد (Gibbons and Richardson, 2009). به طور مثال اکوسیستم دریایی بالا جهنده[2] در شمال بنگلادش همراه با مرگ و میر صیادی ذخایر ساردین ماهیان و غالب بودن شانه دار مواجه است(Lynam *et al.*, 2006) و در ژاپن به دنبال حضور ژلی فیش غول آسا [3]، جمعیت بومی ساردین ماهیان متلاشی شده است که باعث کاهش فشار شکارگری بر روی ژلی فیش و افزایش منابع غذایی در دسترس شده است.(Kawasaki, 1993). همچنین فراوانی شانه دار مهاجم در دریای سیاه و دریای خزر و

[1] regime shifts
[2] upwelling
[3] giant Nomura jellyfish

به دنبلال آن منجر به متلاشی شدن ذخایر آنچوی شد (Daskalov *et al.*, 2007) و افزایش بیش از یک دهه فراوانی ژلی فیش در دریای برینگ، کاهش ماهی هرینگ را به دنبال داشت (Brodeur *et al.*, 2008).

در اکوسیستم‌های گوناگون، تغییر در فراوانی گونه ها، بدون تغییر بزرگ در ساختار اکوسیستم یا عملکرد آن ممکن است رخ دهد (رقابت گونه ای و تنوع، عادات غذایی و حمل و نقل انرژی)(Cury and Shannon, 2004)، در اغلب اکوسیستم های بزرگ موضوع بهره برداری، اختلالات ناشی از انسان ها در دراز مدت و تنوع گونه های بکر و دست نخورده، ساختار و سطوح غذایی را به طور اساسی تغییر می‌دهد، بسیاری از گونه های نزدیک به رأس شبکه غذایی و پستانداران بزرگ تحت ماهیگیری شدید، دچار تغییر خواهند شد. در این موقعیت ها، ماهیان به عنوان طعمه و گونه های بی مهره توسط کنترل شکارچی، آزاد شده و افزایش می‌یابند و در نتیجه ماهیگیری، گونه هدف حذف خواهند شد. که در نهایت، موقعیت غالب در شبکه غذایی اکوسیستم ها، توسط شکارچیان نزدیک به راس شبکه غذایی مانند گونه غیرخوارکی ژلی فیش ها و اخیرا در دریای سیاه و دریای خزر و شمال بنگلادش و دیگر سیستم های بهره برداری شده دیده میشود(Richardson *et al.*, 2009).

بررسی داده های پارامترهای زیستی (فیتوپلانکتون، زئوپلانکتون و ماکروبنتوزها) در سال های اخیر و نیز مقایسه آن ها با مطالعات پیشین بیانگر پایداری اثر استرس (اعم از بیولوژیکی و آنتروپوژنیکی) بر تغییر الگوی جمعیتی (روابط کمی بین گونه های موجود) و ساختاری (ترکیب گونه ای و گونه های غالب فصلی) بر آن ها می باشد. به عبارت دیگر بسیاری از گونه ها و موجودات زنده (اعم از ماکروسکوپی و میکروسکوپی) دریای خزر، همچنان در معرض عوارض بعد از ورود شانه دار مهاجم، قرار دارند. همچنین آلاینده های زیست محیطی در حال افزایش می باشد و بعضاً بیش از حد مجاز می باشند (نجف پور، ۱۳۹۱).

آنالیز شبکه غذایی شامل پویایی نوترینت ها و محیط فیزیکی نیز می‌باشد (Colvin *et al.*, 2012)، مدل های اکوسیستمی فراگیر مانند مدل اکوپس که اجزای اصلی مدل را نشان می‌دهند (Steele *et al.*, 2012) میتواند اثرات تغییر اقلیم و فاکتورهای غیرزنده دیگری را با مدل‌های شبکه غذایی ترکیب کند درحالیکه یافته های ما از مطالعات جمع آوری شده در منطقه ایرانی دریای خزر در تحقیق حاضر حاکی از محدودیت هایی اعم از داده های سری زمانی نوترینت ها، مرگ و میرها، فاکتورهای فیزیکی از رسوبات و سایر پارامترها بوده که بتوان مدل پویایی را ترسیم کرد.

در جدول۱-۵ آنالیزسیستم دریای خزر در تحقیق حاضر (جدول۷-۴) با نتایج سایرمدل‌های اکوپس مقایسه شد، مقادیر تولیدات، مصرف و میزان تنفس در آب‌های جنوبی دریای خزر در مقایسه با سایراکوسیستم‌ها، به طریقی در حد متوسط قرار دارد. نرخ مصرف تولیدات اولیه (عمدتاً توسط زئوپلانکتون) در دریای شمال بالاتر ازسایر اکوسیستم‌ها بوده درنتیجه جریان کل انرژی به سمت دترتیوس درمقایسه با سایرسیستم‌ها در اکوسیستم دریای خزر، بسیار کم است، به این معنی است کارایی مصرف شبکه غذایی درآن سیستم‌ها کاملا وابسته به تولیدکنندگان اولیه می‌باشد.

این حالت منعکس کننده بالاترین درصد تولیدات اولیه درآن سیستم هاست که میزان صید ماهیگیری را حمایت می‌کند (معیاری برای اندازه‌گیری کارایی انتقال انرژی ازتولید اولیه به ماهی است). بررسی آنالیز سیستمی پیشنهاد می‌دهد که در دریای خزر،عمل شکارگری کاملا بااهمیت است و بخش بزرگی از جریان توده زنده برای حمایت سیستم مصرف می‌شود.

جدول ۱-۵: مقایسه اکوسیستم های مشابه با دریای خزر

Parameter	South caspian	North caspian	North Sea	Irish Sea	English channel
Total biomass(excluding detritus)(t/km2)	225.2132	57	554	377	227
Sum of all consumption (t/km2/year)	1565.29	2238	6157	11503	1361
Sum of all respiratory flows(t/km2/year)	1054.97	1386	2658	4223	716
Sum of all flows into detritus(t/km2/year)	1589	1738	3867	3889	7435
Total system throughput(t/km2/year)	57451.56	6528	12768	17630	16359
Sum of all production(t/km2/year)	2996	2953	4692	5505	7815
Mean trophic level of the catch	3.17	3.62	3.6	3.57	2.57
Utilization of primer yproduction	0.69	0.57	0.99	0.37	0.07
Calculated total net primary production	2798.73	2551	2607	1958	7547
Total primary production/total respiration	2.65	2.6	0.98	0.46	10.54
Total primary production/total biomass	124.27	44.5	4.71	5.19	33.29
Total biomass/total throughput	0.03	0.01	0.04	0.02	0.01
Total catch	39647(t)	1.13(t/km2/year)	5.88(t/km2/year)	1.47(t/km2/year)	3.12(t/km2/year)
Connectance Index	0.116	0.16	0.22	0.19	0.13
System Omnivory Index	0.097	0.16	0.23	0.36	0.17
منابع	تحقیق حاضر	Daskalov *et al*., 2009	Mackinson, and Daskalov, 2007	Pinnegar *et al*., 2005	Le Quesne *et al*.,2008

به نظر می‌رسد طبق جدول روند توسعه ای اکوسیستم ها (مدل توالی اکوسیتمی) (ODUM, 1976) (پیوست۱)، سیستم دریای خزر در مرحله Maturation قرار داشته باشد که با توجه به استرس‌های موجود در اکوسیستم نیازمند مدیریت صحیح (EBBM) [1] درجهت حفاظت از پیچیدگی طبیعت، ساختار وعملکرد اکوسیستم دریای خزر باشد.

مطالعه حاضر نشان داد که اجزای اکوسیستم و جمعیت ماهی های مختلف در دریای خزر در تعامل نسبتا پیچیده ای قرار دارند که با مدل اکوپس، روابط آن به نمایش درآمد. اثر شکارگری و دیگر تعاملات چندگونه ای به همراه تغییرات آب و هوایی، فشار انسانی، چالش های دشواری برای اکوسیستم و مدیران منابع زیستی فراهم کرده است که نیازمند راه کار و جهت دهی است. رویکرد مدل سازی اکوسیستم پیشنهاد می‌دهد، حتی در

[1] The ecosystem-based bioresources management

مرحله اولیه توسعه و بدون محدودیت، به طور آشکار توانایی برقراری تعاملات چندگونه ای، حفاظت از زیستگاه‌ها و بررسی استرس های آنتروپوژنیک در فرایند ارزیابی سناریوهای مدیریتی منابع زیستی وجود دارد.

نتایج حاصل از تجزیه و تحلیل در تحقیق حاضر نشان می دهد که مهم ترین عامل تعیین کننده بر همه سناریوهای ممکن، صید غیرقانونی (IUUC) است، بنابراین کنترل صید غیرقانونی با هدف اولیه مدیریت اکوسیستم مبتی بر منابع آبزی (EBBM) [1] می‌بایست منطبق باشد، به خصوص زمانیکه استراتژی‌هایی برای احیای ذخایر ماهیان خاویاری و سایر ماهیان استخوانی در نظر گرفته میشود. درواقع وظیفه اصلی مدیریت اکوسیستم مبتی بر منابع آبزی (EBBM) در منطقه دریای خزر می‌بایست فراهم آوردن ابزارهای جدید پشتیبان کننده مانند معرفی سیستم پایش، کنترل و بازرسی (MCS)برای مدیریت ماهیگیری باشد.

فرایند شکارگی، رقابت گونه ای و تاثیر توزیع مکانی جمعیت های مختلف آبزیان، برنامه ریزی مکانی و مدیریت در دریای خزر را می‌طلبد. تهیه طرح مدیریتی و استراتژی EBBM، نیاز به موازنه بین بازسازی ذخایر ماهیان با ارزش شکارچی (مانند سوف، خاویاری و..) و کاهش ماهیان کوچک به عنوان طعمه دارد تا منجر به کاهش زی‌توده و صید کل به علت رقابت گونه ها (افزایش فشار شکارکردن) نشود.

مدل اکوپس در تحقیق حاضر به صورت آزمایشی طراحی شده است که بتواند پس زمینه ایی از سیستم دریای خزر را نشان دهد.

پیشنهادها

- برای تحلیل وضعیت سفره غذایی و داشتن تصویری از شبکه غذایی در آب های دریای خزر بهتر است که نمونه برداری منسجم و با حجم بالای نمونه و به طور مداوم (۱۰ ساله) صورت گیرد که خود مستلزم اعتبارات کافی می باشد.
- با بررسی محتویات معده گونه های ماهیان کفزی و پلاژیک (مرغوب) و تعیین گونه های بنتیک و پلاژیک غذایی آنها و سپس انجام بررسی و اندازه گیری تولید سالانه گونه هایی که غذای عمده این ماهیان را تشکیل میدهد میتوان پتانسیل صید گونه های ماهی مورد نظر را در سال برآورد نمود.
- انجام همزمان برآورد توده زنده و مقدار قابل برداشت ماهیان در اندازه و دوره های سنی مختلف از طریق برآورد تولید ثانویه ماکروبنتوزها و سایر روشهای متداول ارزیابی ذخایر جهت مقایسه نتایج و بهبود روشهای موجود در این زمینه در اکوسیستم دریای خزر توصیه میگردد.
- به منظور برآورد دقیقتر میزان سطوح غذایی از طریق اندازه گیری تولید ماکروبنتوزها و تولید اولیه فیتوپلانکتون ها لازم است که نوسانات سال به سال را حداقل برای ۳ تا ۵ سال متوالی بدست آورد تا به رقم دقیقتری از میزان سطوح غذایی دست یافت.
- به منظور برآورد میزان غذای مصرفی و داشتن بانک داده از گونه ها طی یک دوره زمانی، توصیه میگردد در مباحث پویایی شناسی جمعیت علاوه بر بیومتری طول و وزن ماهی ها، طول و ارتفاع باله دمی نیز همزمان انجام پذیرد و همچنین در بررسی تغذیه نیز علاوه بر روش **Numerical** روش وزنی هم انجام گیرد تا بتوان پایگاه داده یکپارچه برای تک تک گونه ها داشت.

منابع

- استکی، عباسعلی. ۱۳۸۳. بوم شناسی ماهیان. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۲۴۴ ص.
- افرایی بندپی، م. ۱۳۸۸. بررسی سن، رشد، رژیم غذایی، تولیدمثل و رسیدگی جنسی ماهی سفید در سواحل جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۵۱ ص.
- آکادمی علوم قزاقستان. ۱۹۹۴. تنوع زیستی منابع زنده دریای خزر. ۱۵۸ ص.
- باقری، س .و عباسی، ک.، . 1331 بررسی رژیم غذایی کیلکاماهیان در سواحل دریای خزر .نخستین همایش ملی منابع شیلاتی دریای خزر، دانشگاه گرگان، صفحه ۹۶
- بلیایوا وهمکاران .۱۹۸۹.دریای خزر . آکادمی علوم اتحاد شوروی .مسکو (به زبان روسی) پروژه ارزیابی ذخایر۷۷-۷۶
- بندانی،غ.عباسی،ک.قاسمی،ش.لاریجانی،م.دریانبرد،غ.قدیرنژاد،ح.عبدلملکی،ش.طالشیان،ح.۱۳۹۲ بررسی بیولوژی (تغذیه، تخم ریزی و رشد) ماهی کلمه *Rutilus rutilus caspius* درآبهای ایرانی جنوب دریای خزر، گزارش نهایی مرکز تحقیقات ذخایرآبزیان آبهای داخلی-گرگان
- بندانی،غ.عبدالملکی،ش.یلقی،س.قاسمی،ش.قربانی،ر.توکلی،م.پرافکنده،پ.دریانبرد،ر.لاریجانی،م.نهرور،م. کر،ع.خدمتی،ک.طالشیان،ح.۱۳۸۵. بررسی بیولوژی (سن، رشد، رژیم غذایی و تولیدمثل ماهی کپور (*Cyprinus carpio*) در سواحل جنوبی دریای خزر، گزارش نهایی مرکز تحقیقات ذخایرآبزیان آبهای داخلی-گرگان
- بهروز خوشقلب، م ر .، ۱۳۹۳. بررسی آماری و زیستی ماهیان خاویاری در حوضه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۲۰۲ص
- پورغلام و همکاران. ۱۳۷۵. ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان به روش هیدروآکوستیک. مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران.
- پورغلام، ر.، سدوف، و. ، یرملچف، و. ا.، بشارت، ک. و فضلی، ح.، ۱۳۷۵ .ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان بروش هیدروآکوستیک. موسسه تحقیقات شیلات ایران، ۱۲۵ صفحه.
- پورکاظمی، م .، ۱۳۸۹ .تحلیلی بر وضعیت ذخایر ماهیان خاویاری و تولید خاویار کشور(عملکرد، چالش ها و برنامه ها. ۱۸ص
- پورکاظمی، م. ۱۳۷۹. مدیریت و بازسازی ذخایر پایدار. مجموعه مقالات بازسازی ذخایر. معاونت تکثیر و پرورش آبزیان، اداره کل آموزش و ترویج. ص ۳۰ـ۱۷.
- پیری، م.، رضوی‌صیاد، ب.، غنی‌نژاد، د. و ملکی‌شمالی، م. ۱۳۷۸. ماهیان استخوانی دریای خزر (آبهای ایران) گذشته، حال، آینده توسعه پایدار. مرکز تحقیقات شیلاتی گیلان.

- تقوی، ا. ۱۳۷۷. روش‌های مناسب حفاظت از منابع آبزیان. مجموعه مقالات ماهیگیری مسئولانه. شرکت سهام شیلات ایران. ص ۵۵ـ۴۱.
- توکلی ، م. و مقیم ، مهدی . ۱۳۸۲. گزارش سفر به روسیه و گشت تحقیقاتی ارزیابی ذخایر ماهیان خاویاری در آبهای خزر شمالی (گشت تابستان ۱۳۸۲). انستیتو تحقیقات بین المللی ماهیان خاویاری دکتر دادمان.
- توکلی ، م؛ پرافکنده حقیقی ،ف؛ بهروزخوش قلب ، م؛ عبدالملکی، ش. ۱۳۹۴. وضعیت بهره برداری از ماهی ازون برون در آبهای ایرانی دریای خزر طی سالهای ۹۴-۱۳۸۰، مجله آبزیان دریای خزر سال اول/ شماره ۱ /تابستان
- توکلی, م. وهمکاران., ۱۳۸۹. بررسی ذخایر ماهیان خاویاری در حوضه جنوبی دریای خزر (آبهای ایران)(۸۸-۱۳۸۵) . موسسه تحقیقات شیلات ایران.
- توکلی، م. ا.، خوشقلب، م. ب.، کر، د. و قدیرنژاد، س. ح.،۱۳۸۹ .بررسی ذخایر ماهیان خاویاری در حوزه جنوبی دریای خزر (آبهای ایران) (۸۸-۱۳۸۵ .(موسسه تحقیقات شیلات ایران،۱۴۵ صفحه
- جانباز، ع.ا.، فضلی، ح.، پرافکنده، ف.، عبدالملکی، ش.، مقیم، م.، کر ، د.، افرائی، م.ع.، دریانبرد، ر.، باقری، س.، خدمتی ، ک.، شعبانی، خ.، نهرور، م.ر.، راستین. ، ر، رستمیان، م.ت. ۱۳۹۰. پروژه بررسی خصوصیات زیستی کیلکا ماهیان (سن، رشد و تغذیه و تولید مثل) در حوزه جنوبی دریای خزر. وزارت جهاد کشاورزی. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی. موسسه تحقیقات شیلات ایران
- جانباز، ع.ا.، فضلی، ح.، پرافکنده، ف.، قاسمی، ش.، عبدالملکی، ش.، مقیم، م.، کر ، د.، پورغلام، ر.، نیک پور، م.، باقرزاده، ف.، خدمتی ، ک.، آذری، ع.، نهرور، م.ر.، راستین. ، ر، غنی نژاد، د. ۱۳۹۲. پروژه بررسی خصوصیات زیستی کیلکا ماهیان در سواحل ایرانی دریای خزر بمنظور بهره برداری پایدار . وزارت جهاد کشاورزی. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی. موسسه تحقیقات شیلات ایران
- دریانبرد، غ. ۱۳۹۱. بررسی برخی از شاخصهای بیولوژیکی ماهیان استخوانی در سواحل جنوبی دریای خزر. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر.
- دریانبرد، غ.، ۱۳۹۴. ارزیابی ذخایر ماهی سفید (*Rutilus kutum*) در آب‌های ایرانی دریای خزر. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۰۰ ص.
- دریانبرد، غ.، عبدالملکی، ش.، کر، د. و بندانی، غ. ۱۳۸۸. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی در سواحل ایرانی دریای خزر (۸۶ـ۱۳۸۴). مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۵۸ ص.
- رضوی صیاد، ب. ۱۳۶۹. ارزیابی ذخایر و مدیریت ماهیان استخوانی و اقتصادی دریای مازندران. شرکت سهامی شیلات ایران.
- رضوی‌صیاد، ب. ۱۳۶۹. ارزیابی و مدیریت ذخایر ماهیان استخوانی و اقتصادی دریای مازندران. مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان. ۸۶ ص.

- رضوی‌صیاد، ب. ۱۳۷۸. مقدمه‌ای بر اکولوژی دریای خزر. موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. ۹۰ ص.
- روحی، ا؛باقریان، ف و خداپرست؛ ن، ۱۳۹۲. پویایی جمعیت و پراکنش زئوپلانکتون گروه سختپوستان حوزه جنوبی دریای خزر، مجله علمی -پژوهشی زیست شناسی دریا، سال پنجم، شماره نوزدهم،۳۵-۴۴
- زندآور، ه و نوروزی، م. ۱۳۹۳. درسواحل جنوب غربی دریای خزر سواحل استان گیلان *Liza aurata* مشخصات نویسندگان مقاله بررسی تغذیه ماهی کفال طلایی. دومین همایش ملی مهندسی و مدیریت کشاورزی، محیط زیست و منابع طبیعی پایدار
- سادلایف، ک.، ۱۹۶۵ .گزارش فنی اقتصادی در مورد تولید ذخایر ماهی های شیلاتی در دریای خزر. قسمت آبهای ایرانی. سازمان تحقیقات شیلات ایران. ۴۳ صفحه.
- سبک آرا، ج.، ۱۳۸۱پراکنش زئوپلانکتون ها در نواحی ساحلی دریای خزر و تاثیر *Mnemiopsis leidy* برآنها. نخستین همایش ملی شانه داران دریای خزر، ساری ۳۰ صفحه
- شریعتی، ا. ۱۳۷۱. در ترجمه ماهیان دریای خزر و حوزه آبریز آن، کازانچف، اِ. ان. (مؤلف). شرکت سهامی شیلات ایران. ۱۷۱ ص.
- عبدالملکی، ش. ۱۳۹۳. بررسی ذخایر کفال ماهیان در سواحل ایرانی دریای خزر.سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور ۷۰
- عبدالملکی، ش.، غنی‌نژاد، د.، بورانی، م.، پورغلامی، ا.، دریانبرد، غ. و بندانی، غ. ۱۳۸۴. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر درسال ۸۴ـ۱۳۸۳. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران. ۱۴۵ ص.
- عبدالملکی، ش. و غنی نژاد، د.، ۱۳۸۶ .ارزیابی ذخایر ماهی سفید در سواحل ایرانی دریای خزردر سال ۸۳-۱۳۸۲ .مجله علمی شیلات ایران. شماره ۱ .صفحات ۱۱۴- ۱۰۳
- عبدالملکی، ش.، غ. دریانبرد. و غ. بندانی. ۱۳۸۴. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۸۴ـ۱۳۸۳. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر.
- غنی نژاد، د. و مقیم، م. ۱۳۷۲. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر. مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان. ۶۵ ص.
- غنی نژاد، د.، م. مقیم. و ح. فضلی. ۱۳۷۳. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۷۳ـ۱۳۷۲. مرکز تحقیقات شیلات استان گیلان.
- غنی نژاد،د.عبدالملکی،ش.صیاد بورانی،م.پورغلامی،ا.فضلی،ح.بندانی،غ وعباسی،ک.۱۳۸۱.ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر،گزارش نهایی.موسسه تحقیقات علوم شیلاتی ایران
- غنی‌نژاد، د.، عبدالملکی، ش.، بورانی، م.، پورغلامی، ا.، فضلی، ح.، عباسی، ک. و بندانی، غ. ۱۳۸۲. ارزیابی ذخایرماهیان استخوانی دریای‌خزر در سال ۸۲ـ۱۳۸۱. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای‌خزر. ۱۷۳ ص.

- غنی‌نژاد، د.، عبدالملکی، ش.، بورانی، م.، پورغلامی، ا.، فضلی، ح.، عباسی، ک.، بندانی، غ. و پیری، ح. ۱۳۸۱. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۸۱ـ۱۳۸۰. مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر. ۱۶۹ ص.
- غنی‌نژاد، د.، مقیم، م. و عبدالملکی، ش. ۱۳۷۹. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۸۰ـ۱۳۷۹. مرکز تحقیقات شیلات گیلان. ۱۴۹ ص.
- غنینژاد، د.؛ مقیم، م . و پرافکنده، ف.، ۱۳۷۵ .ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۷۵ـ۱۳۷۴ .مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان، بندر انزلی . ۷۳ صفحه .
- غنینژاد، د.؛ مقیم، م . و عبدالملکی، ش.، ۱۳۷۷ .ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۷۷ـ۱۳۷۶ . مرکز تحقیقات شیلاتی استان گیلان، بندر انزلی . ۷۴ صفحه.
- فضلی ، ح.، صیاد بورانی، م و جانباز،ع .ا. ۱۳۸۳. بررسی شاخص های زیستی کیلکای چشم درشت دریای خزر (*Clupeonell agrimmi*)در صید تجاری ایران طی سالهای ۱۳۷۶-۱۳۸۰. مجله علمی شیلاتایران. سال سیزدهم. شماره ۴.
- فضلی ،ح. جانباز ،ع.ا.پرافکنده ،ف.صیادرضوی ،ب. کر،د.طالشیان ،ح و باقرزاده ،ف. ۱۳۸۶. مونیتورینگ (بیولوژی و صید) کیلکا ماهیان در مناطق صید تجاری سال ۸۳-۸۱. وزارت جهاد کشاورزی. سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی. موسسه تحقیقات شیلات ایران.۰۲-۰۷۱۰۳۴۲۰۰۰-۸۱.
- فضلی ،ح. جانباز ،ع.ا.کیمرام، ف.، عبدالملکی، ش.، خدمتی، ک.۱۳۹۱ . بررسی تغییرات ذخایرماهی کیلکای آنچوی (*Clupeonella engrauliformis*) درسواحل ایرانی دریای خزرطی سالهای۱۳۷۴ تا۱۳۹۰. مجله علمی شیلات ایران. سال بیست و یکم. شماره ۴.
- فضلی ح. و روحی ا.، ۱۳۸۱. تأثیر احتمالی ورود *Mnemiopsis leidyi* بر روی ترکیب گونه ای ، صید و ذخایر کیلکا ماهیان در حوزه جنوبی دریای خزر۸۰-۷۶ . مجله علمی شیلات ایران. بهار ۱۳۸۱ شماره ۱.
- فضلی ح. و ک.بشارت ، ۱۳۷۷ . ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان بروش هیدروآکوستیک و مونیتورینگ مناطق صید،گزارش نهایی طرح تحقیقاتی .مرکز تحقیقات شیلاتی استان مازندران ، ص ۱۰۵
- فضلی، ح. ۱۳۹۰. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی در سواحل جنوبی دریای خزر (۸۹ـ۱۳۸۶). موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۹۰ ص.
- فضلی، ح. ۱۳۹۱. پویائی جمعیت ماهیان استخوانی حوضه جنوبی دریای خزر. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر. (در حال انتشار)
- فضلی، ح. ۱۳۹۴ الف. بررسی ذخایر ماهی سفید و سایر گونه‌های ماهیان اقتصادی کمیاب آب‌های ایرانی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۶۲ ص.

- فضلی، ح. ۱۳۹۴ ب. پویایی جمعیت ماهیان استخوانی حوضه جنوبی دریای خزر. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور. ۷۲ ص.
- فضلی، ح. بشارت، ک. ۱۳۷۷. ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان به روش هیدروآکوستیک و مونیتورینگ مناطق صید تجاری. مرکز تحقیقاتی شیلات استان مازندران.
- فضلی، ح. بشارت، ک. ۱۳۷۷. ارزیابی ذخایر کیلکا ماهیان به روش هیدروآکوستیک و مونیتورینگ مناطق صید تجاری. مرکز تحقیقاتی شیلات استان مازندران.
- فضلی، ح. بورانی، م و جانباز، ع. ۱۳۸۱. مونیتورینگ کیلکا ماهیان در مناطق صید تجاری. پژوهشکده اکولوژی دریای خزر.
- فضلی، ح.؛ فارابی، م.و.؛ دریانبرد، غ.ر.؛ گنجیان، ع.؛ واحدی، ف.؛واردی، ا.؛ هاشمیان، ع.؛ روشن طبری، م.؛ روحی، ا.،۱۳۸۹ .تجزیه وتحلیل داد ههای هیدرولوژی و هیدروبیولوژی دریای خزر طی سالهای۸۵-۱۳۷۴ . انتشارات پژوهشکده اکولوژی دریای خزر،ساری .۱۹۸صفحه.
- قاسمی .ش ،۱۳۸۷ . پویایی جمعیت وارزیابی ذخایر کپور دریایی در آب های ایرانی خزر،رساله دکترای تخصصی رشته بیولوژی دریا دانشگاه آزاد واحد علوم تحقیقات تهران
- قلی اف، د. ب. ا. ۱۹۹۷. کپور ماهیان و سوف ماهیان حوضه جنوبی و میانی خزر (ساختار جمعیتها، اکولوژی، پراکنش و تدابیری جهت بازسازی ذخایر). ترجمه: یونس عادلی، ۱۳۷۷. مرکز تحقیات شیلاتی استان گیلان. ۴۴صفحه.
- مخلوق، آ.؛ نصراله زاده ساروی، ح.؛ پورغلام، ر.؛ و رحمتی، ر.، ۱۳۹۰معرفی گونه های سمی و مضر جدید فیتوپلانکتون در آبهای سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر، مجله علوم زیستی واحد لاهیجان(۲)۹۳-۷۷ .
- مقصود لو ع .پرنیا ن .س.سعید پور.ب. جعفری نژاد .م.جهانبخش. م . خان پور. و اخلی م.۱۳۸۷. بررسی فک دریای خزر معاونت برنامه ریزی استانداری گلستان -۴۳ صفحه مجری ساز مان حفاظت محیط زیست گلستان –گرگا ن
- مقیم، م و ولی نسب ، ت . ۱۳۸۰. گزارش گشت تحقیقاتی در زمینه پراکنش ، میزان فراوانی وساختار کیفی ماهیان خاویاری دریای خزر . پژوهشکده اکولوژی دریای خزر .
- مقیم، م.، فضلی، ح.، توکلی، م. بهروز خوش قلب، م. ۱۳۸۳ .گزارش نهایی پروژه بررسی آماری و بیولوژیکی ماهیان خاویاری درسالهای ۱۳۷۹ .موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۵۹ صفحه.
- مقیم، م؛ غنی نژاد،د؛ فضلی، ح. ۱۳۷۳. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی سواحل جنوبی دریای خزر، مجله علمی پژوهشی شیلات، ۳(۱):۱۲-۱۹
- نجف پور،ش. ۱۳۹۱.بررسی آلاینده های زیست محیطی (سموم ارگانوکلره، فلزات سنگین، هیدروکربورهای نفتی) درسواحل منطقه جنوبی دریای خزر.موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور،۱۴۶ص

- نصراله زاده ساروی، ح.؛ مخلوق، ا.؛ پورغلام، ر.؛ رحمتی، ر.، ۱۳۹۱، الف .استراتژی گونه های غالب فیتوپلانکتون با تاکید بر طبقه بندی اندازه آنها در سواحل ایرانی حوزه جنوبی دریای خزر .اقیانوس شناسی (۱۰): ۵۷-۴۵.
- نوعی، م. و د. غنی نژاد. ۱۳۷۰. ارزیابی ذخایر ماهیان استخوانی دریای خزر در سال ۷۰-۱۳۶۹. مرکز تحقیقات شیلات گیلان.
- وثوقی غ . ح مستجیر، ب.، ۱۳۷۱ .ماهیان آب شیرین .انتشارات دانشگاه تهران ، صفحات ۵۷-۵۳
- ولی نسب، ت و مقیم، م. ۱۳۸۱. گزارش سفر به روسیه – تجزیه و تحلیل داده های گشت تحقیقاتی (بهار ۱۳۸۱) منابع زنده دریای خزر و تدوین گزارش نهایی آن . موسسه تحقیقات شیلات ایران .
- Abdurahiman, K.P., Zacharia, P.U., Nayak, T. H. and Mohamed, K.S., 2007. Tropho dynamics Of The Spotfin Flathead *Grammoplites Suppositus* (Troschel 1840) From The Southeast Arabian Sea, *Asian Fisheries Science,* 20:125-143
- Ahmad, A.T.B., Isa, M.M. Ismail, M.S., and Yusof, S., 2003. Status of demersal fishery resources of Malaysia. p. 83-135. In: G. Silvestre, L. Garces, I. Stobutzki, M. Ahmed, R.A. Valmonte-Santos, C. Luna, L. Lachica-Aliño, P. Munro, V. Christensen and D. Pauly (eds.) Assessment, management and future directions for coastal fisheries in Asian countries. WorldFish Center Conference Proceedings, 67.
- Akhtar, y., 2008. Feeding habitat and nematode parasites of some fishes of Karachi coast. phD thestis , Jinnah university for women Karachi, 252p.
- Aladin N. B., Plotnikov I. S. (2000) Danger of Large-scale Ecological Catastrophy in the
- Al-Daham, N. K.; Mhamed, A. R. M. and Al-Dubaykel, A. Y. (1993). Estuarine life of yellowfin seabream, *Acanthopagrus latus* (sparidae) in Southern Iraq. Marina Mesopotamica, 8(1): 137-152.
- Al-Husaini M., S. Al-Ayoub, J. and Dashti., 2001. A Age validation of nagroor,pomadsys kaakan (cuvier, 1830) (family: haemulidae) in Kuwaiti waters. Fisheries Reasearch, 53: 71-81.
- Ali, T.S , Mohamed, A.R.M. and Hussaim, N.A., 1993. Trophic interrelationship of the demersal fish assemblage in the northwest Arabian Gulf, Iraq. Asian fisheries science, 6: 255-264.
- Al-Kiyumi, F., Mehanna, S. F. and Al- Kharusi, L. 2013. Growth, mortality and yield per recruit of the king soldier bream *Argyrops spinifer* (Sparidae) from the Oman coast of the Arabian Sea. Iranian Journal of Fisheries Science 12(4), 737-748
- Allen, G.R., 1985. FAO species catalogue. Snappers of the world. An annotated and illustrated catalogue of lutjanid species known to date. FAO Fish. Synop. 125(6):208 p.
- Allen, G.R., Midgley, S.H. and Allen, M., 2002. Field guide to the freshwater fishes of Australia. Western Australian Museum, , Perth, Western Australia, 394 p.
- Almatar, S., 1993. A comparison of length-related and age-related growth parameters of Newaiby *Otolithes ruber* in Kuwait waters. Naga ICLARM Q. 16(1):32-34.
- Amaratunga, T., 1983. The role of cephalopods in the marine ecosystem, p. 379-412. In: J.F. Caddy (ed.) Advances in assessment of world cephalopod resources. FAO Fish. Tech. Pap. 231.
- Ammundsen, P. A., Gabler, H. M.., Staldvik, F. J. 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach content data modification of the Costello (1990) method. Journal of Fish Biology. 48: 607-614
- Amtyaz, H. and Khan, M. A., 2005. Observation on the food and feeding habits of Spotted grunt fish, *Pomadasys maculatum* (Bloch, 1797) (Family: Pomadasyidae) from Karachi coast. International, Journal of biology and biotechnology, 2(4): 875-881.
- AmtyazSafi, M. Atiqullah Khan, M. Zaheer Khan, M. Usman Ali Hashmi., 2013. Observations on the Food and Feeding Habits of Striped piggy, *Pomadasys stridens* (Forsskal, 1775) (Family; Pomadasyidae) from Karachi Coast, Pakistan. International Journal of Fauna and Biological Studies, 1 (1): 7-14
- Assadi, H. and Dehghani, R.P., 1997. Atlas of the Persian Gulf and the Sea of Oman fishes. Iranian Fisheries Research and Training Organization, Iran.
- Babbitt, K.J., and Meshaka, W.E., 2000. Benefits of eating conspecifics:effects of background diet on survival and metamorphosisin the Cuban treefrog (*Osteopilus septentrionalis*). Copeia,2000: 469–474.

- Bachok, Z., Mansor, M.I. and Noordin, R.M., 2004. Diet composition and food habits of demersal and pelagic marine fishes from Terengganu waters, east coast of Peninsular Malaysia. Naga, WorldFish Center Q. 27, (3&4):41-47.
- Bagenal T.B., 1978. Methods of assessment of fish production in fresh waters. Blackwell Scientific Publ.
- Bagheri, S., 2006. Invasive ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian Sea feeding, respiration, reproduction and predatory impact on the Zooplankton community. Marine Ecology Progress Series, 314: 171–185.
- Bakhoum, S. A., 2007. Diet overlap of immigrant narrow–barred Spanish mackerel *Scomberomorus commerson* (Lac., 1802) and the largehead hairtail ribbon fish*Trichiurus lepturus* (L., 1758) in the Egyptian Mediterranean coast .Animal Biodiversity and Conservation 30.2 (2007)
- Bakhsh, A.A. 1994. Reproductive Biology of Lizard Fish, *Saurida tumbil* (Forskal) in the Jizan Region of the Red Sea, Journal of Kuwait marine science. vol. 7, Special Issue: Symp. on Red Sea Mar . Environ . , I eddah, 1994, pp. 169-178 (1416 A .H. /1 996 A.D .)
- Bakun, A., 1996. Patterns in the Ocean: Ocean Processes and Marine Population Dynamics. University of California Sea Grant, San Diego, California, USA, in cooperation with Centro de Investigaciones Biologicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico. 323 pp.
- Banerji, S.K. and T.S. Krishnan, 1973. Acceleration of assessment of fish populations and comparative studies of similar taxonomic groups. p.158-175. In Proceedings of the Symposium on Living Resources of the Seas Around India. CMFRI Special Publication, Cochin, India.
- Ben-Tuvia, A, and McKay, R.,1986. Haemulidae. p. 858-864. In P.J.P. Whitehead, M.-L. Bauchot, J. C. Hureau, J. Nielsen and E. Tortonese (eds.) Fishes of the north-eastern Atlantic and the Mediterranean. Volume 2. UNESCO, Paris.
- Berg, J., 1979. Discussion of the methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the food of Gobiusculus flavescent (Gobidae). Mar. Biol, 50: 263-273.
- Berg, S. 1948. Freashwater fishes of the USSR and adjacent countries. Jerusalem. Vol. 3.
- BERGH, M.O. & BARKAI, A. (1993). The management and utilisation of South Africa's living marine resources : Principles, concepts and policy options. Unpublished Paper, Department of Zoology, University of Cape Town, Cape Town.
- Bianchi G., 1985. Field Guide to Commercial Marineand Brackish Water Species of Pakistan, FAO.
- Biswas, S.P., 1993. Manual of Methods in Fish Biology. 1st Edn., South Asian Publishers Pvt. Ltd., New Delhi, ISBN: 1-881318-18-4, 157 p.
- Boyd, I., Wanless, S. and Camphuysen, C.J., 2006. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 378 pp.
- Bozec, Y.M., Kulbicki, M., Chassot, E. and Gascuel, D., 2005. Trophic signature of coral reef fish assemblages: Towards a potential indicator of ecosystem disturbance. Aquat. Living resours. 18: 103-109.
- Caddy, J.F. and Garibaldi, L., 2000. Apparent changes in the trophic Composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database, Ocean Coastal Manage, 43 : 615–655
- Castello, J.P., Haimovici, M., Odebrecht, C. & Vooren, C.M.,1997. The continental Shelf and Slope. In Subtropical convergence environments. The coast and sea in the south western Atlantic (ed.U. See liger et al.), 171-178.
- Castello, M. J. 1990. Brief communication predator feeding strategy and prey importance, a new graphical analysis. British Isles Fisheries Science. 261-263.
- CBD. 2004. Annex I, Decision V In The 2020 Biodiversity Target: a Framework for Implementation. Decisions from the Seventh Meeting of the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity, Kuala Lumpur, 9e10 and 27 February 2004. Secretariat of the CBD, Montreal.
- Chacko, P.I. 1949 Food and feeding habits of the fishes of the Gulf of Manaar. Proc. Indian. Acad. Sci., 29(B):83-97.
- Chambers, C.A. and Dick, T.A., 2005. Trophic structure of one deep-sea benthic fish community in the eastern Canadian Arctic: application of food, parasites and multivariate analysis. Environmental Biology of Fishes, 74: 365-378.
- Chilton, D. G. and Richard, J. Beamish. 1982. Age determination methods for fishes studies by the Ground fish program at the Pacific Biological Station. Con. Sep 20. Pub 1. Aguat. Sci. 60: 102p.
- Chris J. Harvey, Sean P. Cox, Timothy E. Essington, Sture Hansson, and James F. Kitchell., 2003. An ecosystem model of food web and fisheries interactions in the Baltic Sea. ICES Journal of Marine Science 60:939-950
- Chrisafi, E., Kaspiris, P and Katselis, G. 2007. Feeding habits of sand smelt Atherina boyeri, Risso (1810) in Trichonis lake (Western Greece). Journal of Applied Ichthyology, 23: 209-214.

- Christensen, V. and Pauly, D. (1992) ECOPATH II – a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling 61, 169-185
- Christensen, V. and Walters CJ., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. Ecological Modelling. 172:109-139.
- Christensen, V., Walters, C.J.and Pauly, D., 2000. Ecopath with Ecosim: A User's Guide. Fisheries Center. Univeristy of British Columbia, Vancouver and ICLARM, Malaysia.
- Christensen, V. and Pauly, D. 1992. Trophic Models of Aquatic Ecosystems,
- Cinco, E. and Silvestre, G., 1994**.** Population parameters and exploitation ratios of fishes caught in San Miguel Bay, Philippines. In: G. Silvestre, C. Luna and J. Padilla (eds.) Multidisciplinary assessment of the fisheries in San Miguel Bay, Philippines (1992- 1993). ICLARM Technical Report 47. International Center for Living Aquatic Resources Management, Makati, Philippines
- Colvin, M.E., Pierce, C.L., Stewart, T.W., Grummer, S., 2012. Strategies to control a common carp (Cyprinus carpio) population by pulsed commercial harvest. North Am. J. Fish. Manage. 32, 1251–1264.
- Crout, N. M.J., Taristano, D. and Wood, A. T., 2009. Is my model too complex Evaluating model formulation using model reduction.Environ. Modeling & software, 24: 1-7.
- Cui, X, Grebmeier, J.M, and Cooper, L.W., 2012. Feeding ecology of dominant groundfish in the northern Bering Sea, Polar Biology, 35(9): 1407-1419 pp
- Daskalov, G.M., Mackinson, S., Cheng, H.Q., Pinnegar, J.K., 2009. Evaluation of the usefulness of Marine Protected Areas (MPAs) for management of recovery of fish stocks and ecosystems in the North Sea. In: Palomares, M.L.D., Morissette, L., Cisneros- Montemayor, A., Varkey, D., Coll, M., Piroddi, C. (eds.), Ecopath 25 Years Conference Proceedings: Extended Abstracts, pp. 50-51. Fisheries Centre Research Reports 17(3). Fisheries Centre, University of British Columbia [ISSN 1198-6727]. 167 p.
- Deus,C. P. and Petrere-Junior,M. 2003. seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. Instituto Internacional de Ecologia. 2003-11-01
- Devadoss, P., Pillai, P.K.M., Natarajan, P.and Muniyandi, K., 1977. Observations on some aspects of the biology and fishery of *Psettodes erumei* (Bloch) at Porto Novo. Indian J. Fish. 24(1/2):62-68.
- Duarte, a and Garc´ıa,C.B., 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. Ecological Modelling 172 (2004) 323–338.
- Dudley, S.F.J. and Cliff, G. 1993, Sharks caught in the protective gill nets off Natal, South Africa. The blacktip shark Carcharhinus limbatus (Valenciennes). S. Afr. J. Mar. Sci. 13 ،237-254.
- Ebisawa, A., 1990. Reproductive biology of Lethrinus nebulosus (Pisces: Lethrinidae) around the Okinawan waters. Nippon Suisan Gakkaishi, 56: 1941–1954
- Edwards, R.R.C., Ghaddaf, A. and Shaher, S., 1991. The demersal fish stocks and the biometrics of fish on the P.D.R. Yemen shelf of the Gulf of Aden. UNESCO Project 703/PDY/40.
- El-Sayed, A. and Abdel-Bary, K., 1995. Population biology of sparid fishes in Qatari waters : 4. Growth and mortality of long spine seabream (Argyrops spinifer). Qatar University Science Journal, 15 (2): 457-461
- Elshorbagy, w., 2005. Overview of marine pollution in the Arabian Gulf with emphasis on pollutant transport modeling, Associate Professor Civil and Environmental Engineering Department United Arab Emirates University, , alain, UAE
- Euzen, O., 1987. Food habit and diet composition of some fish of Kuwait. Kuwait Bulletin Science. 9 :65-85
- Fauchald, K., 1979. The Diet Of Worms : A Study Of Polychaete Feeding Guilds. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev, 17: 193-284
- Fazli H. 2007. Population dynamics and stock assessment of kilka (genus: Clupeonella) in Iranian waters of the Caspian Sea (PhD thesis). Pukyong National University, Pusan. 145 p.
- Fazli, H., Zhang, C.I., Hay, D.E., and Lee, C.W., 2009a.Stock assessment and management implications of anchovy kilka (*Clupeonell aengrauliformis*) in Iranian waters of the Caspian Sea, Fisheries Research, 100:103-108.
- Fazli, H., Zhang, C.I., Hay, D.E., and Lee, C.W., 2009b. Fishery biological characteristics and changes the annual biomass of bigeye kilka (Clupeonella grimmi) in the Caspian Sea. Asian Fisheries Science. 22, 923-940.
- Fehri-Bedoui, R. and Gharbi, H., 2008. Sex-ratio, reproduction and feeding habits of *Pomadasys incises* (Haemulidae) in the Gulf of Tunis (Tunisia), ACTA ADRIAT, 49(1): 5 - 19, 2008
- Finenko, G., Kideys, A. E., Anensky, B., Shiganova, T., Roohi, A., Roushantabari, M., Rostami, H. and
- Fischer, W. and Bianchi, W., 1984. Marine resources service fishery resources and environment division. FAO Fisheries Department, Rome, Italy. 3(4).
- Fischer, W., Sousa, I., Silva, C., de Freitas, A., Poutiers, J.M., Schneider, W., Borges, T.C., Feral, J.P. and Massinga, A., 1990. Fichas FAO de identificaçao de espécies para actividades de pesca. Guia de campo das

espécies comerciais marinhas e de águas salobras de Moçambique. Publicaçao preparada em collaboraçao com o Instituto de Investigaçao Pesquiera de Moçambique, com financiamento do Projecto PNUD/FAO MOZ/86/030 e de NORAD. Roma, FAO. 1990. 424 p.

- Frank, K.T., Choi, J.S., Petrie, B. and Leggett, W.C., 2005. Trophic cascades in a formerly cod dominated ecosystem. Science, 308: 1621-1623.
- Garcia, S.M. and Grainger, R.G.R., 2005. Gloom and doom? The future of marine capture fisheries.Phil. Trans. R. Soc. B . 360, 21–46
- Garres, L.R., Man, A. and Ahmad, A,. 2012. Trophic model of the coastal fisheries ecosystem off the west coast of sabah and Sarawak, Malaysia. Academia. Edu, 3(45)
- Grant, San Diego, California, USA, in cooperation with Centro de Investigaciones Biologicas de Noroeste, La Paz, Baja California Sur, Mexico. 323 pp.
- Gulland, J.A., 1991. Fish Stock Assessment. FAO/Wiley Series on Food and Agriculture, 223 p.
- Hajisamae, S., Chou, L.M. and Ibrahim, S., 2003. Feeding habits and trophic organization of the fish community in shallow waters of animpacted tropical habitat. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 58 : 89–98
- Hakraborty, S.K., R.S. Biradar, A.K. Jaiswar and R. Palaniswamy, 2005. Population parameters of some commercially important fishery resources of Mumbai coast. Central Institute of Fisheries Education, Deemed University, Versova, Mumbai, 63 p
- Hammar, J., 2000. Cannibals and parasites: conflicting regulators ofbimodality in high latitude Arctic charr, *Salvelinus alpinus*. Oikos,88: 33–47.
- Harrison, T.D., 2001. Length-weight relationships of fishes from South African estuaries. J. Appl. Ichthyology. 17(1):46-48.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their Application. J. Fish Biol. 1980:17,41 1-429
- Ingles, J. and D. Pauly, 1984. An atlas of the growth, mortality and recruitment of Philippines fishes. ICLARM Tech. Rep. 13. 127 p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines.
- Jarzhombek, A.A., 2007. Compilation of studies on the growth of Acanthopterygii. Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO). 86 p.
- Javanshir, A; Shapoori, M; Jamili, S. 2008. Diversity of bentic invertabrates fauna and secondary production in southern caspian sea basin, case sttudy on tajan river estuary. Journal of fisheries and aquatic science:3(6):353-365
- Jennings, S., Kaiser, M. J. and Reynolds, J. D., 2001. Marine Fisheries Ecology, Blackwell, Oxford: UK
- Johannesson, K. A. and Miston, R. B. 1983. Fisheries Acoustres a practical manual for Aquatic Biomass Estimation. FAO. Rome.
- Karpinsky, M.G.; Shiganova, T.A.; Katunin, D.N., 2005. Introduced species. The handbook of Environment Chemistry, 5: 271.
- Khanna, S.S. and Singh, H.R., 2006. Fish biology and fisheries. 507:165-173.
- Kideys, A. E., Ghasemi, S., Ghaninejad, D., Roohi, A. and Bagheri, S., 2001. Strategy for combating *Mnemiopsis leidyi* in the Caspian waters of Iran. Final report, 15 p.
- King, M., 1995. Fisheries Biology, Assessment and Management. Fishing News Book. 342 p.
- Kislaioglu, M and Gibson, R.N., 1977. The feeding relationship of shallow water fishes in a Scottish sea loch. Journal of fish biology, 11:257-266
- Lau, P.P.F. and Li, L.W.H. 2000 Identification guide to fishes in the live seafood trade of the Asia-Pacific region. World Wide Fund for Nature, Hong Kong. 137 p.
- Le Quesne, W.J.F., Arreguin-Sanchez, F., Albanez-Lucero, M., Cheng, H., Cruz Escalona,V.H., Daskalov, G., Ding, H., Gonzalez Rodriguez, E., Heymans, J.J., Jiang, H.,Lercari, D., Lopez-Ferreira, C., Lopez-Rocha, J.A., Mackinson, S., Pinnegar, J.K.,Polunin, N.V.C., Wu, J., Xu, H. and Zetina-Rejon, M.J. 2008. Analysing ecosystemeffects of selected marine protected areas with Ecospace spatial ecosystem models.Fisheries Centre Research Reports 16(2). Fisheries Centre, University of BritishColumbia
- Lima-Junior, S. E. and Goitein, R., 2001.a new method for the analysis of fish stomach contents. Acta Scientiarum, 23,421-424.
- Lindegren, M. et al. 2012. Early Detection of Ecosystem Regime Shifts: A Multiple Method Evaluation for Management Application. Plos One 7:38410
- Lindenmayer, D. B, J. Fischer. and R. Hobbs., 2007. The need for pluralism in landscape models: areply to Dunn and Majer. *Oikos*, 116: 1419- 1421.Jeffers, J. N. R. (1982). Modelling. Londen: Chapmanand Hall.

- Mackinson, S and Daskalov, G. 2007. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. Sci. Ser. Tech Rep. Cefas Lowestoft, 142, 196pp
- Mackinson, S. and Daskalov,G., 2007. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterisation. Sci. Ser. Tech Rep., Cefas Lowestoft, 142: 196pp
- Magnusson, D., 1988. Individual development from an interactional perspective: A longitudinal study. Vol. 1 in the series Paths through life (D. Magnusson, Ed.). Hillsdale, NJ: Erlbaum
- Magnússon, K.G. 1999. Biological interactions in fish stocks: models and reality. Rit Fiskideildar, 16 ، 295-305.
- Magoulick, D.D., Lewis, L.C., 2002. Predation on exotic zebra mussels by native fishes: effects on predator and prey. Freshwater Biol. 47, 1908–1918.
- Marais, J.F.K., 1984. Feeding ecology of major carnivorous fish from four eastern Cape estuaries. S. Afr. J. Zool. 19(3):210-223.
- Marcela C. Nascimento 1,2, Gonzalo Velasco 3, Thomas A. Okey 4,5, Villy Christensen 6 And A. Cecília Z. Amaral., 2012. Trophic Model Of The Outer Continental Shelf And Upper Slope Demersal Community Of The Southeastern Brazilian Bight, Scientia Marina (in press).
- Mathews, C.P. and Samuel, M., 1991. Growth, mortality and length-weight parameters for some Kuwaiti fish and shrimp. Fishbyte, 9(2):30-33
- Mathews, C.P., and Samuel, M., 1985. Stock assessment and management of newaiby, hamoor and hamra in Kuwait. p. 67-115. In C.P. Mathews (ed.) Proceedings of the 1984 Shrimp and Fin Fisheries Management Workshop. Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait.
- Matthew R. W. and Reznick, D. N., 2007. Effects of predators determine life history evolution in a killifish, PNAS , January 15: 15(2).
- Manujkomar, P.P., 2004. Some aspects on the biology of Nemipterus japonicus (Bloch) from Veraval in Gujarat. Indian journal of fisheries, 51(2): 185-191
- May, R. M., S. A. Levin, and G. Sugihara. 2008. Complex systems: Ecology for bankers. Nature 451: 893-895
- Mayer, C.M., et al., 2014. Benthification of freshwater lakes: exotic mussels turning ecosystems upside down. In: Nalepa, T.F., Schlosser, D. (Eds.), Quagga and Zebra Mussels: Biology, Impacts, and Control. CRC Press, Boca Raton, FL, United States, pp. 575–585.
- ODUM H. T.,1967a. Work circuits and system stress, en Symposium on Primary Productivity and Mineral Cycling in Natural Ecosystems H. E. Young, Ed. (Univ. of Maine Press, Orono, p. 81
- Oguz, T., Salihoglu, B., Fach, B., 2008. A coupled planktoneanchovy population dynamics model assessing nonlinear controls of anchovy and gelatinous biomass in the Black Sea. Marine Ecology Progress Series 369, 229e256.
- OPIZE, S., 1996. Trophic Interactions in Caribbean Coral Reefs, International Center for Living Aquatic Resources Management, ICLARM TECH, rep43, 141p
- Palomares, M.L.D. and Pauly. D., 1989 A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. Aust. J. Mar. Freshwat. Res. 40(3):259-273.
- Pauly, D. 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. J. Cons. CIEM. 39 (2): 92-175.
- Pauly, D. 1984. Length-converted catch curves. A powerful tool for fisheries research in the tropics (Part II). ICLARM Fishbyte, 23, 9–10.
- Pauly, D. and Sala, P., 2000. Estimating trophic levels from individual food items. in FishBase 2000: Concepts, Design and Data Sources, R. Froese and R. D. Pauly, Eds., ICLARM, Manila, Philippines.
- Pauly, D., A. Cabanban and F.S.B. Torres Jr., 1996. Fishery biology of 40 trawl-caught teleosts of western Indonesia. p. 135-216. In D. Pauly and P. Martosubroto (eds.) Baseline studies of biodiversity: the fish resource of western Indonesia. ICLARM Studies and Reviews 23
- Pauly, D., and Aung, S., 1984. Population dynamics of some fishes of Burma based on length-frequency data. Bur/77/003/. FAO Field Doc. No. 7. 22 p. FAO, Rome.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., Torres, F., 1998 . fishing down marine webs. Journal science, new series, 279(5352), 860-863
- Pauly, D., Froese, R., and Albert, J.S., 1998. The BRAINS table. p. 195-198. In R. Froese and D. Pauly (eds.) FishBase 98: concepts, design and data sources. ICLARM, Manila, Philippines. 298 p.
- Pauly, D., Sambilay, V. And Opitz, S. 1993. Estimates of Relative Food Consumption by Fish and Invertebrate Populations, Required for Modelling the Bolinao Reef Ecosystem, Philippines, P.236-251

In:V.Christensen and D. Pauly(eds). Trophic models of aquatic ecosystem. ICLARM Conference Proceedings 26.
- Pauly, V. Christensen, J. Dalsgaard, R. Froese and F. Torres Jr., 1998. Fishing down marine food webs, Science 279 : 860–863 pp.
- Persad, P. and Webber, M., 2009. The Use of Ecopath Software to Model Trophic Interactions within the Zooplankton Community of Discovery Bay, Jamaica. The Open Marine Biology Journal, 3: 95-104
- Pinnegar, J., Blanchard, J. Mackinson, S., Scott, R. And Duplisea, D., 2005. Affects of aggregation and removing weak links in food web models on predictions of system stability and resilience. Ecol. Model., 184: 229-248.
- Pitcher, T. and Cochrane, K., 2002. The Use of Ecosystem Models to Investigate Multispecies Management Strategies for Capture Fisheries. Fisheries Centre Research Reports., 10(2):159P
- Raymond, R., Bahram Razavi. Peter Walczak. 1972. Biological data collected for kilka, Clupeonella sp. 1971-72 commercial fishing season, Fisheries Research Institute Bandar Anzali. Iran.
- Ricker, W.E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bull. Fish. Res. Bd. Can., 191: 1-382.
- Rumohr, H., Brey, T., And Ankar, S., 1987. A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates in the Baltic Sea. Baltic Mar. Biol. Pub., 9: 1-56.
- Russell, B.C. 1990. Nemipterid fishes of the world. (Threadfin breams, whiptail breams, monocle breams, dwarf monocle breams, and coral breams). Family Nemipteridae. An annotated and illustrated catalogue of nemipterid species known to date. FAO Fish. Synops. 12(125):1-149.
- Saila, S.B., Recksiek, C.W. and Prager, M.H. 1988. Fishery Science Application System. A Compendium of Microcomputer Programs and Manual of Operation. Elsevier, New York.
- Schaefer, M.B. 1954. Some aspects of the dynamics of populations important to the management of commercial marine fisheries. Inter-American Tropical Tunas Commission Bulletin 1, 25–56.
- Schultz, N., 1992. Preliminary investigations on the population dynamics of *Otolithes ruber* (Sciaenidae) on Sofala Bank, Mozambique. Rev. Invest. Pesq. (Maputo) 21:41-49.
- Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rainforest stream in Southeastern Brazil. Brazil Journal Biology. 63(4):579-88.
- Shackell, N., Kenneth T., Jonathan A. D. Fisher., Petrie, B. and Leggett, W.C., 2009. Decline in top predator body size and changing climate alter trophic structure in an oceanic ecosystem, preceding the royal socity biological science. 277(1686): 1353-1360
- Shiganova. T.A; Mirzoyan, Z.A; Studenikia, Sp. 2001.population development of the invader ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the blak sea in other seas of the meditarean basin , marine biology, 139:431-445
- Simrad. 1991. Simrad EK 500 scientific Eco Sounder. Simrad Co. Norway.
- Sparre, P. and S.C. Venema.1998.Introduction to tropical fish stock assessment Part I: Manual. FAO Fish. Tech. Pap. 306/1, Rome. p. 376 (1998).
- Sparre, P., Ursin, E., Venema, S. C. 1989. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. FAO. Rome. 376p
- Sparre, P., Venema, S.C., 1992. Introduction to tropical fish stock assessment**,** FAO Fisheries Technical Paper, 450 p
- Springer, A.M., Estes, J.A., van Vliet, G.B., Williams, T.M., Doak, D.F., Danner, E.M., Forney, K.A. and Pfister, B., 2003. Sequential megafaunal collapse in the North Pacific Ocean: an ongoing legacy of industrial whaling? Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 100, 12223-12228.
- Srinath, M. 2003. An appraisal of the exploited marine fishery resources of India. In: M.
- Standford, R. and Pitcher, T., 2000. The English Channel: amixed fishery, but which mix is best? Faculty of Graduate Studies: Resource Management and EnvironmentalStudies - Fisheries, 179.
- Steele, J.H., Hoffman, E.E., Gifford, D.J., 2012. End-to-end models: management applications. Prog. Oceanogr. 102, 1–4.
- Stephen, J., Blaber1, M., David T. and John P. Salini1., 1994. Diet and dentition in tropical ariid catfishes from Australia, Environment biology of fish, 40(2)
- Svetovidov, A. N. 1963. Fauna of USSR fishes. Vol II, No. 1, Clupeidae, IPST, Jerusalem.
- Tiews, K., Mines, A. and Ronquillo, I.A., 1972. On the biology of Saurida tumbil (Bloch 1801), Family Synodontidae in Philippine waters. The Philipp. J. of Fish. 10(1-2):1-29.
- Torres, F.S.B. Jr. 1991. Tabular data on marine fishes from Southern Africa, Part I. Length-weight relationships. Fishbyte 9(1):50-53.

- Urtizberea, A., Fiksen, O., Folkvord, A. and Irigoien X. 2008., Modelling growth of larval anchovies including diel feeding patterns, temperature and body size, Oxford Journals, Life Sciences , Journal of Plankto Research30(12): 1369-1383 Pp
- urty, V.S., Apparao, T., Srinath, M., Vivekanandan, E., Nair, K.V.S., Chakraborty, S.K., Raje, S.G. and Zachariah, P.U., 1992. Stock assessment of threadfin breams (*Nemipterus* spp.) of India. Indian Journal of Fish, 39(1, 2):9-41
- Van der Elst, R.P. and Adkin, F., 1991. Marine linefish: priority species and research objectives in southern Africa. Oceanogr. Res. Inst., Spec. Publ. No.1. 132 p.
- Van der Elst, R.P. and F. Adkin (eds.), 1991. Marine linefish: priority species and research objectives in southern Africa. Oceanography. Res. Inst., Spec. Publ. No.1. 132
- Venegas, J. G. et al. 2005. Self-organized patchiness in asthma as a prelude to catastrophic shifts. Nature 434: 777-782
- Von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. Hum. Biol., 10, 181-243.
- Walters, C.J., Christensen, V. and Pauly, D. 1997 **.**Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7, 139-172
- Walters, C.J., Christensen, V., Pauly, D., 2002. Searching for optimum fishing strategies for fisheries development, recovery and sustainability. In: Pitcher, T.J., Cochrane, K. (Eds.), The Use of Ecosystems Models to Investigate Multispecies Management Strategies for Capture Fisheries. Fish. Centre Res. Rep. 10 (2), 156, 11–15.
- Watzin, M.C., Joppe-Mercure, K., Rowder, J., Lancaster, B., Bronson, L., 2008. Significant fish predation on zebra mussels Dreissena polymorpha in Lake Champlain, U.S.A. J. Fish Biol. 73, 1585–1599.
- Whipple, W., Link, J.S., Garrison, L.P. and Fogarty, M.J., 2000. Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems**.** Marine biology research**,**1(1): 22–40
- Whitehead, P.J.P. 1985. FAO species catalogue, Vol 17. Part 1. FAO, Rome.
- Winemiller, K.O. and E.R. Pianka. 1990. Organization in natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. Ecological Monographs 60: 27-55
- Wok, K. Y. K and I.-H. Ni., 1999. Reproduction of cutlassfishes *Trichiurus* spp. From the South China Sea, Marine Ecology Progress Series, 176: 39-47
- Zavala-Camin, L. A. 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá. 125pp.
- Zhang, C.I. and Lee, J.B. 2001. Stock assessment and management implications of horse mackerel (Trachurus japonicus) in Korean waters, based on the relationships between recruitment and the ocean environment. Progress in Oceanography, 49, 513-537.
- Zhang, C.I. and Megrey B.A. 2006. A revised Alverson and Carney model for estimating the instantaneous rate of natural mortality. Transactions of the American Fisheries Society, 135, 620-633.
- Zhang, C.I., Sullivan PJ. 1988. Biomass-based cohort analysis that incorporates growth. Transactions of American Fisheries Society, 117, 180–189.
- Zwolinski, J. P., Oliveira, P. B., Quintino, V. and Stratoudakis, Y., 2010. Clupeidae potential habitat and environmental forcing off western Portugal. ICES Journal of Marine Science, 67: 1553–1564.

پیوست

جدول ۱: مدل توالی اکوسیستمی

Ecosystem attributes	Developmental stages	Mature stages
Community energetics		
1. Gross production/community respiration (P/R ratio)	Greater or less than 1	Approaches 1
2. Gross production/standing crop biomass (P/B ratio)	High	Low
3. Biomass supported/unit energy flow (B/E ratio)	Low	High
4. Net community production (yield)	High	Low
5. Food chains	Linear, predominanting grazing	Weblike, predominantly detritus
Community structure		
6. Total organic matter	Small	Large
7. Inorganic nutrients	Extrabiotic	Intrabiotic
8. Species diversity: variety component	Low	High
9. Species diversity: equitability component	Low	High
10. Biochemical diversity	Low	High
11. Stratification and spatial heterogeneity (pattern diversity)	Poorly organized	Well-organized
Life history		
12. Niche specialization	Broad	Narrow
13. Size of organism	Small	Large
14. Life cycles	Short, simple	Long, complex
Nutrient cycling		
15. Mineral cycles	Open	Closed
16. Nutrient exchange rate, between organisms and environment	Rapid	Slow
17. Role of detritus in nutrient regeneration	Unimportant	Important
Selection pressure		
18. Growth form	For rapid growth (*r-selection*)	For feedback control (*K-selection*)
19. Production	Quantity	Quality

Abstract:

A mass-balance Ecopath model of coastal areas in the Caspian Sea has been constructed for a quantitative description of the trophic structure of the ecosystem. The model is used to estimate the important biological parameters and relationships among the different ecologically important groups. Twenty five species were used in the present analysis. The model is based on the data collected of Kilka fisheries, beach seining (Bony fish fisheries), and set Gillnet (Sturgeon Fisheries) and also dietary information. Total landings along the Iranian portion of southern Caspian coast reached 39647 t, including sturgeon (41 t), kilka (22873 t) and bony fishes (16733 t) in 2014. Two species of kilka (Common kilka and Anchovy) are important commercially in the Caspian Sea, together accounting in the past decade for > 60 % of the total catch, as well as being a crucial part of the food chain.

The mean average trophic level was estimated at 3.17 by Ecopath software. In this research, the mean level were studied between eight species varied from 2.56 to 4.04, *Sander lucioperca* occupy the highest and the *as vimba vimba* was the lowest level.

The ranges of total mortality varied from 0.5 to 2.56 per years. The food consumption rate was estimated about 101.56 per year

Mixd trophic level index (MTI) showed small pelagic fishes as prey, have crucial role in feeding of pelagic predators population such as invasion of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi*, bream fish and benthic fish such as sturgeon. In general, niche overlap was greater in more species such as *Alburnus chalcoides*, *Rutilus rutilus*, *Clupeonella cultriventris*, *Rutilus kutum* and *M. leidyi* who consumed large amounts of plankton. In conclusion small pelagic fish exert a major control on the trophic dynamics of the Caspian Sea ecosystems and constitute midtrophic-level populations.

Keyword: Trophic level, Food consumption, Total mortality, Interactions and Caspian Sea

Ministry of Jihad – e – Agriculture
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute- Caspian Sea Ecology Research Center-Inland Waters Aquaculture Research Center

---

Project Title: Marine Food Web Dynamics of Small -Sized Pelagic Fish in the Caspian Sea (Iranian's water)
Approved Number:0-12-12-92152
Author: Arezoo Vahabnezhad
Project leader Researcher: Arezoo Vahabnezhad
Author Province(s): Farhad Keymaram (Executor of Mazandaran), Farokh Parafkandeh Haghighi (Executor of Guilan)
Collaborator(s): S.A. Taghavimotlagh, Sh. Ghasemi, H. Fazli, Gh.R. Daryanabard, H. Nasroallah zadeh saravi, M.A. Afraei bandpei, A. Makhlough, K. Abbasi, A.R. Mirzajani, S. Mazloomi, D. Golmarvi, J. Javidpour
Advisor(s): -
Supervisor: -
Location of execution: Tehran province
Date of Beginning : 2014
Period of execution : 2 Years
Publisher: Iranian Fisheries Science Research Institute
Date of publishing : 2017

All Right Reserved. No Part of this Publication May be Reproduced or Transmitted without indicating the Original Reference

MINISTRY OF JIHAD - E - AGRICULTURE
AGRICULTURAL RESEARCH, EDUCATION & EXTENSION ORGANIZATION
Iranian Fisheries Science Research Institute

Project Title:

Marine Food Web Dynamics of Small -Sized Pelagic Fish in the Caspian Sea (Iranian's water)

Project Researcher:

Arezoo Vahabnezhad

Register NO.
52343