مقاله کامل علمی- ترویجی

بهره‌برداری و پرورش آبزیان
جلد نهم، شماره سوم، پاییز ۱۳۹۹
۱۵-۲۵
http://japu.gau.ac.ir
DOI: 10.22069/japu.2020.17094.1519

بررسی برخی از شاخص‌های صیادی از داده‌های صید در آب‌های شمالی دریای عمان (استان سیستان و بلوچستان)

سیداحمدرضا هاشمی*

مرکز تحقیقات شیلاتی آب‌های دور، مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، چابهار، ایران

تاریخ دریافت: ۱۳۹۸/۰۶/۱۳؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۸/۱۱/۰۱

چکیده

صیادی دارای اثرات مستقیم و غیرمستقیم بر ذخایر آبزی و کل اکوسیستم بوده و هم‌چنین ساختار و کارکرد شبکه‌های غذایی اکوسیستم‌های دریایی را دچار تغییر می‌کند. میانگین (± انحراف معیار) صید کل طی ۲۱ سال دوره مطالعه ۷۰۸۵۲± ۱۳۱۸۱۹ تن با مقدار ۹۵ درصد حدود اطمینان ۱۰۱۵۱۵- ۱۶۲۱۲۲ تن بوده و دارای روند افزایشی و معنی‌داری است (P<۰/۰۵ و R=۰/۸۹). میانگین شاخص سطح تروفیکی طی دوره مطالعه ٤/۲۳±۰/۰٤ بوده و روند تغییرات آن هم‌زمان با افزایش صید، دارای شیب نزولی و معنی‌داری است (P<۰/۰۵ و R=۰/۵۲). میانگین شاخص تعادل صیادی ۰/۲۵ ± ۰/٤٤ و روند تغییرات آن هم‌زمان با افزایش صید دارای روند افزایشی و معنی‌دار بوده (P<۰/۰۵ و R=۰/۸۵) و میانگین شاخص گوشتخواری ۰/۰۱ ± ۰/۹۹ و بدون تغییرات مشخص هم‌زمان با افزایش صید می‌باشد (P>۰/۰۵ و R=۰/۱۲). افزایش صید کل و شاخص تعادل صیادی و نیز کاهش شاخص سطح تروفیکی و شروع کاهش میزان صید نرم‌تنان و ماهیان غضروفی در این استان می‌تواند نشان‌دهنده تغییرات شدید ساختار گونه‌های ماهی در این منطقه باشد. با توجه به نتایج بالا می‌تواند گفت در شرایط موجود میزان صید از حالت بهینه خود خارج شده و کاهش بهره‌برداری و یا حداقل افزایش نیافتن بهره‌برداری پیشنهاد می‌گردد.

واژه‌های کلیدی: شاخص تعادل صیادی، شاخص سطح تروفیکی، شبکه‌های غذایی

* مسئول مکاتبه: seyedahmad91@gmail.com

مقدمه

در سال ۱۹۸۹ پس از چند دهه رشد مستمر، صید جهانی به سقف تولید خود رسید و در سال بعد روند نزولی در پیش گرفت. این افزایش صید تا مرز حدود ۱۰۰ میلیون تن نیز پیش رفته و در سال‌های اخیر متوسط تولید جهانی رقمی حدود ۹۳ میلیون تن بوده است (فایو، ۲۰۱۵). بیش از ۷٤ درصد منابع ماهیگیری اصلی جهان یا در بالاترین سطوح قابل برداشت خود و یا در حال کاهش بوده و حدود ۲۵ درصد بقیه هنوز در حال توسعه هستند. بر اساس مطالعات انجام شده، ۵۷ درصد منابع ماهیگیری شدیداً تحت بهره‌برداری، ۱۷ درصد در معرض صید بی‌رویه، حدود ۲ درصد دچار فروپاشی شده‌اند و ٦ درصد نیز در حال بازسازی هستند (پایولی و زیلر، ۲۰۱۵). بدین‌ترتیب بیش از ۸۰ درصد ذخائر شناخته شده صیادی نیازمند اقدامات و مدیریت فوری هستند. آب‌های جمهوری اسلامی ایران (با تأکید بر خلیج‌فارس و دریای عمان) نیز از افزایش روند فعالیت‌های صید و صیادی مستثنی نبوده و براساس آخرین آمار ارائه شده، میزان کل تولید آبزیان شیلاتی در کشور ایران از طریق صید و بهره‌برداری از ذخایر آب‌های جنوب کشور، بیش از ٦۹۱ هزار تن در سال ۱۳۹٦ بوده است و سهم صید استان سیستان و بلوچستان در آب‌های جنوب با بیش از ۳۰۱ هزار تن (حدود ٤٤ درصد از کل صید آب‌های جنوب کشور) و بیش‌ترین میزان رشد صید در آب‌های جنوب کشور به‌ویژه در زمینه صید ماهیان سطح‌زی درشت طی سالیان گذشته را داشته است، این استان بیش از ٦۰ درصد صید سطح زیان درشت (بیش از ۲۰٦ هزار تن در سال ۱۳۹٦) آب‌های جنوب کشور را داراست (سازمان شیلات ایران، ۲۰۱۷). در سال‌های اخیر نشانه‌های بارزی از برداشت بی‌رویه و غیرمنطقی از ذخایر عمده ماهیان و سایر آبزیان، شامل خسارت‌های جدی به اکوسیستم‌های آبی و زیان‌های اقتصادی موازی با فعالیت‌های شیلاتی به چشم می‌خورد.

جلگه ساحلی ایران در دریای عمان در محدوده‌ای بین ۵۷ تا ٦۱/۲۵ درجه شرقی در طول جغرافیایی ۲۵/۰۳ تا ۲٦/۱۳ درجه شمالی در عرض جغرافیایی قرار دارد که از حدود منطقه سیریک در استان هرمزگان تا گواتر در استان سیستان و بلوچستان امتداد دارد که طول خط ساحلی آن در حدود ٦۳۷ کیلومتر است (دریانبرد و همکاران، ۲۰۰٤). حداکثر عمق دریا در محدوده آب‌های ساحلی ایران در این ناحیه به بیش از ۲۰۰۰ متر می‌رسد (کیمرام و همکاران، ۱۳۸۸). میانگین دمای سالانه آب دریای عمان حدود ۲۷ درجه سانتی‌گراد است به‌طوری‌که دمای آب در دریای عمان در ماه‌های تیر و مرداد به حداکثر مقدار خود یعنی ۳٤ درجه سانتی‌گراد و در دی‌ماه به حداقل مقدار خود یعنی ۱۹ درجه سانتی‌گراد می‌رسد. مقدار شوری سطح آب دریای عمان ۳٦ قسمت در هزار است که این مقدار در خلیج‌فارس به‌علت تبخیر زیاد به‌خصوص در قسمت مرکزی از ۳۷ به ٤۰ قسمت در هزار تغییر می‌کند (کیمرام و همکاران، ۲۰۰۹).

فشار ماهیگیری بر روی گونه‌های ماهی هدف از طریق رقابت، شکار و کاهش دسترسی به مواد غذایی برای شکارچیان بر کل اکوسیستم تأثیر می‌گذارد (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکاران، ۲۰۱۷). ماهیگیری تبدیل به یک تهدید مهم برای حفاظت ماهی‌های اقتصادی و گونه‌های ارزشمند تبدیل شده است (جونز و چانگ، ۲۰۱۷؛ چانگ و همکاران، ۲۰۰۵). داده‌های سازمان شیلات، روند افزایش تلاش ماهیگیری در دریای خلیج‌فارس و دریای عمان طی سال‌های گذشته را نشان می‌دهد (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکارن، ۲۰۱۷؛ مشجور و همکاران، ۲۰۱۸). در این مطالعه، در طول دوره (۱۳۷٦ تا ۱۳۹٦) استان سیستان و بلوچستان (آب‌های ایران) به تغییرات سطح تروفیکی[1] و تعادل صیادی[2] مورد بررسی قرار گرفت. مطالعات مختلف تاکنون در

1- Mean trophic level (MTL)
2- Fishing in Balance index (FiB)

شاخص تغییرات سطح تروفیکی و تعادل صیادی صورت گرفته است (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکاران، ۲۰۱۷). این نتایج می‌تواند برای مدیریت بهتر این ماهیان ارزشمند و درک چگونگی تغییرات آن‌ها مورد استفاده قرار گیرد.

مواد و روش‌ها

در این پژوهش اطلاعات داده‌های صید گونه‌ها اصلی صید آب‌های استان سیستان و بلوچستان، براساس داده‌های رسمی سازمان شیلات ایران جمع‌آوری شد (سازمان شیلات ایران، ۲۰۱۷). روش‌های مختلفی برای بررسی وضعیت صیادی در دسترس است و در این مطالعه براساس روند صید و سری زمانی وضعیت صیادی استان سیستان و بلوچستان را مورد بررسی قرار می گیرد.

شاخص سطح تروفیکی (MTI): شاخص سطح تروفیکی (MTI) از داده‌های ماهیگیری و داده‌های رژیم غذایی ماهی‌های مختلف ماهی‌های صید شده برآورد می‌گردد. این شاخص موقعیت ارگانیسم‌ها را در شبکه‌های غذایی اکوسیستم‌های آبزی نشان می‌دهد. سطح غذایی گونه شکارچی i (TLi)[1]، مقداری از شکار j در زنجیره غذایی شکارچی i (DCij)[2]، میزان صید گونه i در سال j (Yij) می‌باشد (کریستنسن و پایولی، ۱۹۹۲؛ باثال و پایولی، ۲۰۰۸). سطح غذایی هر گونه با توجه به مقادیر سایت فیش بیس (www.fishbase.org) به‌دست آمد (جدول ۱).

$$TLi = 1+\sum j\ (TLi.\ DCij)$$

$$MTIj = \Sigma TLijYij\ /\ \Sigma Yij$$

جدول ۱- گونه، نام علمی، دسته، گروه و سطح غذایی ماهیان مورد استفاده در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.

گونه	نام علمی	دسته	گروه اکولوژیک	سطح غذایی
پرستو	*Trachinotus mookalee*	استخوانی	کفزی	۳/۸
چمن	*Lutjanus malabaricus*	استخوانی	کفزی	٤/٥
حسون	*Saurida tumbil*	استخوانی	کفزی	٤/٤
حلوا سفید	*Pumpus argenteus*	استخوانی	کفزی	۳/۳
حلوا سیاه	*Parastromateus niger*	استخوانی	کفزی	۲/۹
خارو	*Chirocentrus dorab*	استخوانی	کفزی	٤/٤
راشگو	*Eleutheronema tetradactylum*	استخوانی	کفزی	٤/۱
زمین کن	*Platycephalus indicus*	استخوانی	کفزی	۳/٦
سرخو	*Lutjanus johni*	استخوانی	کفزی	٤/۲
سلطان ابراهیم	*Nemipterus japonicus*	استخوانی	کفزی	٤/۱
سنگسر	*Pomadasys kaakan*	استخوانی	کفزی	۳/٥
شانک	*Acanthopagrus latus*	استخوانی	کفزی	۳/۸
شعری	*Lethrinus nebulosus*	استخوانی	کفزی	۳/۸
شوریده	*Otolitus ruber*	استخوانی	کفزی	۳/٦
شبه شوریده	*Johnius belangerii*	استخوانی	کفزی	۳/۳

1- Trophic Level of species *i*
2- The fraction of prey (j) in the diet of predator species (i)

ادامه جدول ۱-

گونه	نام علمی	دسته	گروه اکولوژیک	سطح غذایی
صافی	*Siganus sutor*	استخوانی	کفزی	۲/۳
طوطی	*Scarus ghobban*	استخوانی	کفزی	۲/٤
عروس	*Drepane longimana*	استخوانی	کفزی	۳/٥
کفشک	*Pseudorhombus elevatus*	استخوانی	کفزی	۳/٥
کوتر	*Sphyraena jello*	استخوانی	کفزی	٤/٥
گربه‌ماهی	*Plicofollis tenuispinis*	استخوانی	کفزی	٤
گیش	*Caranx sexfasciatus*	استخوانی	کفزی	٤/٥
میش	*Argyrosomus hololepidotus*	استخوانی	کفزی	٤/٥
هامور	*Epinephelus coioides*	استخوانی	کفزی	٤
یال اسبی	*Trichiurus lepturus*	استخوانی	کفزی	٤/٤
بیاح	*Liza macrolepis*	استخوانی	سطح زی درشت	۲/٦
تون منقوش	*Auxis thazard*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٤
زرده	*Euthynnus affinis*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٥
سارم	*Scomberoides commersonnianus*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٤
سوکلا	*Rachycentron canadum*	استخوانی	سطح زی درشت	٤
شیر	*Scomberomorus commerson*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٥
قباد	*Scomberomorus gattatus*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/۳
گیدر	*Thunnus albacares*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٤
مارلین	*Kajikia audax*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٥
هوور	*Thunnus tonnogol*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٥
گالیت	*Coryphaena hippurus*	استخوانی	سطح زی درشت	٤/٤
ساردین سند	*Sardinella sindensis*	استخوانی	سطح زی کوچک	۲/۹
طلال	*Rastrelliger kanagurta*	استخوانی	سطح زی کوچک	۳/۲
گواف	*Nematalosa nasus*	استخوانی	سطح زی کوچک	۲/۲
میگو	*shrimp*	سخت پوست	کفزی	۲/۷
خرچنگ	*Portunus segnis*	سخت پوست	کفزی	۳/٤
ماهی مرکب	*Sepia pharaonis*	نرم تن	کفزی	۳/٦
لابستر	*Panulirus homarus*	سخت پوست	کفزی	۲/۷
سفره	*Aetobatus narinari*	غضروفی	کفزی	٤
سوس ماهی	*Rhynchobatus djiddensis*	غضروفی	کفزی	۳/٦
کوسه	*Carcharlinus dussumieri*	غضروفی	کفزی	٤
اره‌ماهی	*Pristis zijsron*	غضروفی	کفزی	٤

گونه‌های صیدشده به سه سطح غذایی مختلف تقسیم می‌شوند، که شامل گونه‌های گیاهخوار و همه‌چیزخوار (گونه‌های با سطح غذایی کم‌تر از ۳/۲۵)، گونه‌های گوشت‌خوار سطح متوسط (گونه‌های با سطح غذایی بیش‌تر از ۳/۲۵ و کم‌تر از ٤) و گونه‌های گوشت‌خوار سطح بالا (گونه‌های با سطح غذایی بیش‌تر از ٤) می‌باشند (باثال و پایولی، ۲۰۰۸).

شاخص تعادل صیادی (FiB): شاخص تعادل صیادی بر توازون داشتن فرایند صید و صیادی در یک منطقه دلالت داشته و با توجه به رابطه زیر محاسبه می‌شود. مقادیر منفی این شاخص بر کم‌تر از حد بهینه بودن صید و مقادیر مثبت بر بیش از حد بهینه بودن صیادی در یک منطقه دلالت دارد (پایولی و همکارن، ۲۰۰۰). صید گونه i در سال‌های مختلف (Yi)، سطح غذایی گونه i (TLi) و صید گونه در سال اول سری زمانی (Y0)، سطح غذایی گونه در سال اول سری زمانی (TL0) و کارایی سطوح غذایی (TE)[1] که در اینجا یک دهم است.

$$FiB=\log[Yi(1/TE)\ TLi]-\log[Y0(1/TE)\ TL0]$$

شاخص گوشتخواری (PI)[2]: شاخص گوشتخواری عبارتند از میزان صید گونه‌های گوشتخوار به صید تمامی گونه‌ها (گوشتخوار و پلانکتونخوار) است. صید گونه گوشتخوار در سال K (PK)[3] و صید گونه پلانکتون‌خوار در سال K (ZK) است (ویلمز و پایولی، ۲۰۰٤).

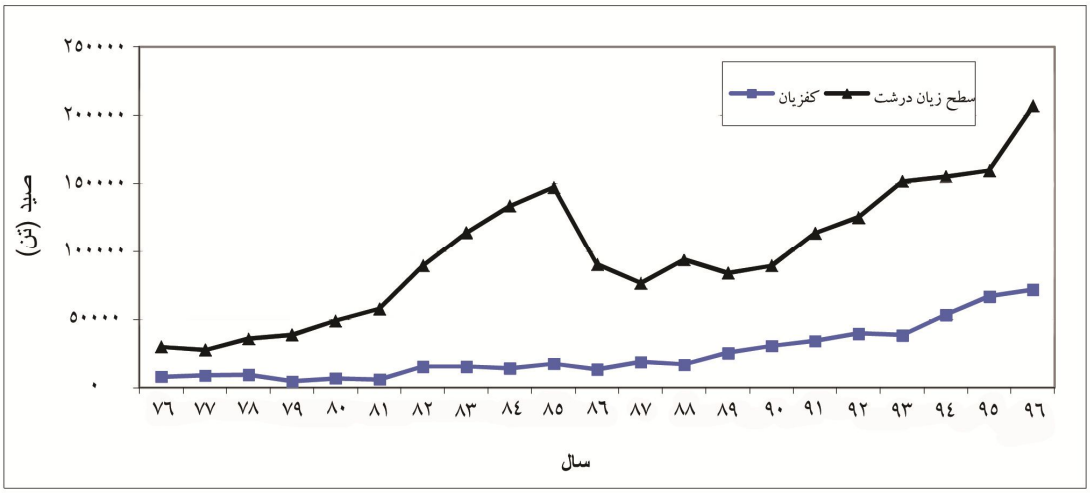
$$PI=\sum_{j=1}^{n} Pk\ /(\sum_{j=1}^{n} Pk+\sum_{j=1}^{n} Zk)$$

داده‌های صید به گروه‌های مختلفی چون ماهیان استخوانی (کفزیان، سطح زیان کوچک و درشت)، سخت‌پوستان، نرم‌تنان، ماهیان غضروفی جهت درک بهتر تغییرات تقسیم گردید. تجزیه و تحلیل آماری با استفاده از نرم‌افزار SPSS 21، آزمون همبستگی (اسپیرمن)، رگرسیون خطی (بین صید و سال) و سطح معنی‌داری ۰/۰۵ به‌دست آمد.

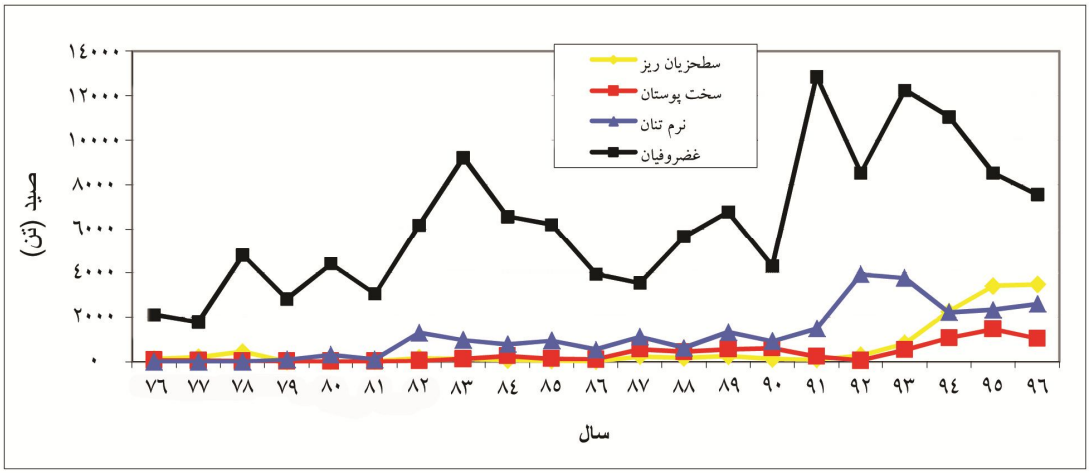
نتایج

میانگین (± انحراف معیار) صید کل طی ۲۱ سال دوره مطالعه ۷۰۸۵۲±۱۳۱۸۱۹ تن با مقدار ۹۵ درصد حدود اطمینان ۱۰۱۵۱۵–۱٦۲۱۲۲ تن بوده و براساس آزمون رگرسیون خطی (جهت بررسی تغییرات صید و سال) دارای روند افزایشی و معنی‌داری است (P<۰/۰۵ و R=۰/۸۹) و میانگین صید ماهیان کفزی، سطح‌زی درشت، سطح‌زی ریز، سخت‌پوستان، نرم‌تنان و ماهیان غضروفی به‌ترتیب ۱۹٦۷۲±۲٤۷٤٦ تن، ٤۹۲٤±۹۸٦۳٤ تن، ۱۰٦±۵۹۰ تن، ٤۰۹±۳۵٦ تن، ۱۱٦۱±۱۲۰۷ تن، ٦۲۸۳±۳۲۰٤ تن به‌دست آمد (شکل‌های ۱ و ۲). گروه ماهیان غضروفی و نرم‌تنان روند کاهشی و گروه سطح زیان درشت، ریز، کفزیان و سخت‌پوستان افزایش را نشان داده و بیش‌ترین افزایش مربوط به سطح زیان درشت می‌باشد. گونه‌های صیدشده در سه سطح غذایی همه‌چیزخوار، گوشتخوار متوسط و گوشتخوار سطح بالا افزایش را نشان می‌دهد ولی بیش‌ترین مقادیر افزایش صید مربوط به سطح شکارچیان یا گوشتخوار سطح بالایی اکوسیستم می‌باشد (شکل ۳).

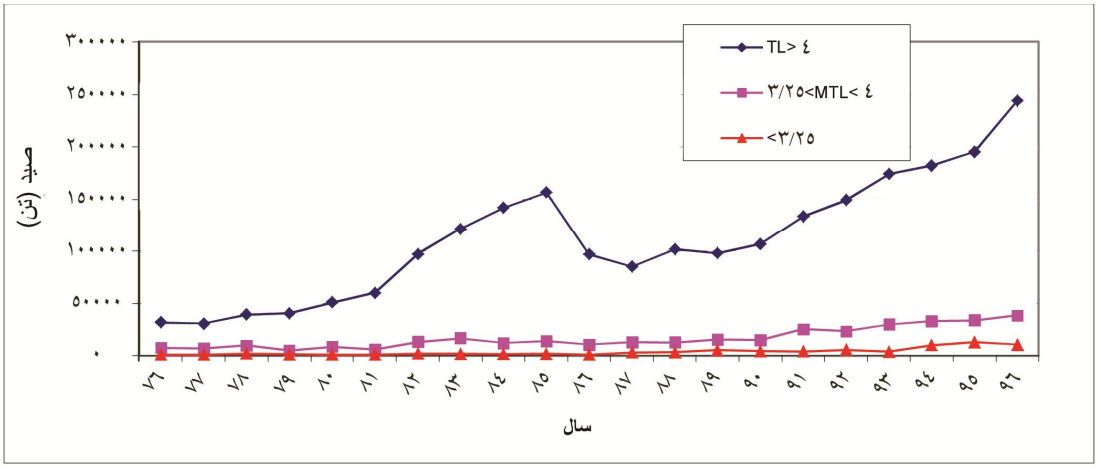
1- Trophic Efficiency (TE)
2- Piscivory index (PI)
3- (*PK*) the catch of piscivorous fish in year *k*



شکل ۱- بررسی روند و میزان صید گونه‌های سطح‌زی درشت و کفزیان در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.

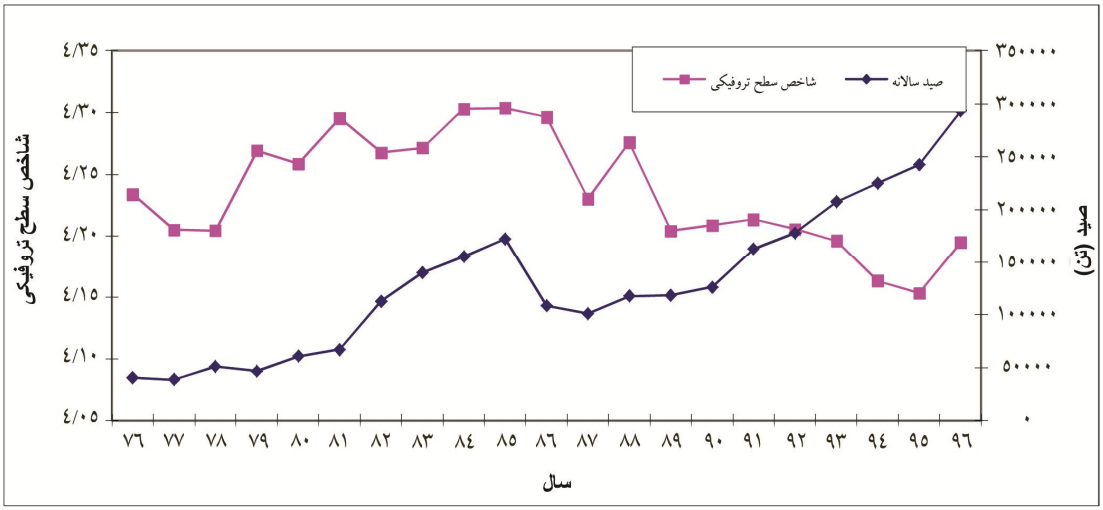


شکل ۲- بررسی روند میزان صید گونه‌های سطح‌زی کوچک، نرم‌تنان، سخت‌پوستان و ماهیان غضروفی در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.



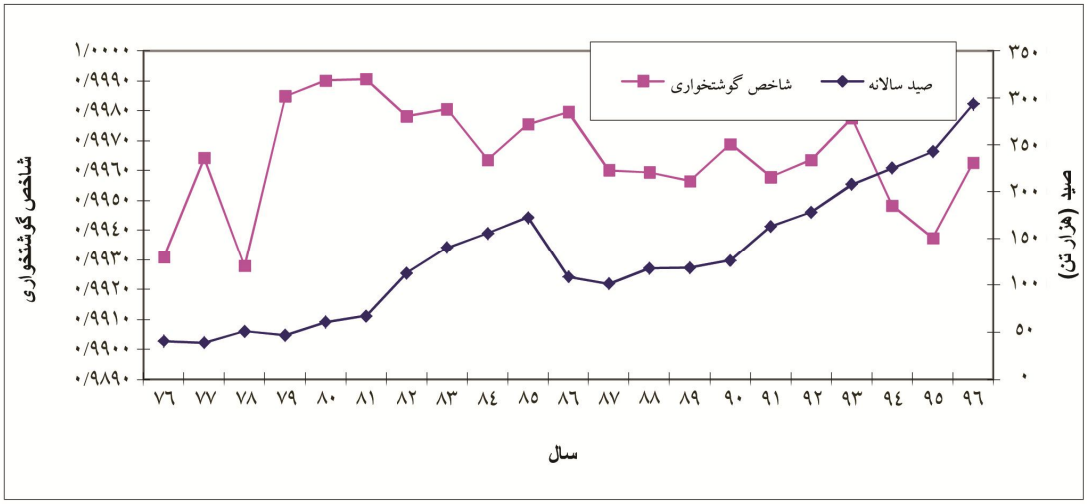
شکل ۳- بررسی روند میزان صید سطوح مختلف اکولوژیکی در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.

میانگین (انحراف معیار) شاخص سطح تروفیکی طی دوره مطالعه ٤/٢٣±٠/٠٤ و با مقدار ٩٥ درصد حدود اطمینان ٤/٢١-٤/٢٤ بوده و روند تغییرات آن هم‌زمان با افزایش صید از سال ١٣٨٥، دارای شیب نزولی و معنی‌داری است (P<٠/٠٥ و R=٠/٥). میانگین شاخص تعادل صیادی ٠/٤٤±٠/٢٥ (با حدود اطمینان ٠/٥٤-٠/٣٣) و روند تغییرات آن هم‌زمان با افزایش صید دارای روند افزایشی و معنی‌دار بوده (P<٠/٠٥ و R=٠/٨٥) و میانگین شاخص گوشتخواری ٠/٩٩±٠/٠١ (٠/٩٩-٠/٩٨) و دارای تغییرات غیرمعنی‌دار با افزایش صید می‌باشد (P>٠/٠٥ و R=٠/١٢)(شکل‌های ٤، ٥ و ٦).



شکل ٤- بررسی روند شاخص سطح تروفیکی و میزان صید در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.

شکل ٥- بررسی روند شاخص تعادل صیادی و میزان صید در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.



شکل ٦- بررسی روند شاخص گوشتخواری و میزان صید در آب‌های استان سیستان و بلوچستان.

بحث و نتیجه‌گیری

صید بی‌رویه یا بهره‌برداری شدید از اجتماع ماهیان اقتصادی می‌تواند برکل زنجیره غذایی تأثیر بگذارد (تراورس و همکاران، ۲۰۱۰). صیادی دارای اثرات مستقیم و غیرمستقیم بر ذخایر آبزی و کل اکوسیستم بوده و از جمله اثرات مستقیم بروی ساختار اجتماع، رشد، تولیدمثل و توزیع گونه‌های هدف و نیز اثرات غیرمستقیمی بر روی جمعیت‌های گونه‌های بی‌مهره و ماهیان غیرهدف و زیستگاه آن‌ها دارد (ارياس-گونزالز و همکاران، ۲۰۰٤). هم‌چنین صیادی ساختار و کارکرد شبکه‌های غذایی اکوسیستم‌های دریایی را دچار تغییر می‌کند (پایولی و همکاران، ۲۰۰۲).

نتایج این مطالعه نشان‌دهنده آن است که هم‌زمان با تغییر میزان صید گونه‌ها، شاخص‌های صیادی گونه‌های در حال بهره‌برداری در منطقه نیز تغییر کرده است. بیش‌تر شدن میزان کل صید ممکن است در نتیجه افزایش تلاش صیادی و یا تغییر نوع روش صید یا افزایش کارایی یک روش صید باشد. مطالعه شاخص تغییرات تروفیکی (MTI) طی دوره مطالعه (سال‌های ۱۳۷٦-۱۳۹٦) نشان‌دهنده آن است که احتمالاً میزان صید موجود در این استان (آب‌های ایران بعد از حذف گونه‌های اقیانوسی چون تون هوور مسقطی و تون درشت چشم) بیش از حد بهینه رسیده است، هم‌چنین با کاهش شاخص تغییرات تروفیکی شاهد تغییر ترکیب صید و افزایش صید ماهیان با سطح تروفیکی کم مواجه هستیم. مطالعات مختلف دیگر آب‌های جنوب کشور در مورد تغییرات و روند شاخص سطح تروفیکی، نتایج مشابهی را طی سال‌های ۱۳۸۱ الی ۱۳۹۰ گزارش نموده‌اند (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکارن، ۲۰۱۷؛ مشجور و همکاران، ۲۰۱۸). کاهش شاخص تغییرات تروفیکی مربوط به تغییرات ترکیب صید و نیز افزایش صید ماهیان با سطح تروفیکی کم مربوط باشد (میلیسی و همکاران، ۲۰۰۵). شاخص سطح تروفیکی (غذایی) یک شاخص خوب برای بررسی وضعیت منابع صیادی تحت بهره‌برداری در مناطق مختلف است (میلیسی و همکاران، ۲۰۰۵). پائولی و همکاران (۲۰۰۰) تغییرات عمده‌ای در ترکیب و میزان صید در شمال‌شرقی اقیانوس اطلس گزارش کرده و بیان می‌دارند شاخص سطح تروفیکی از حدود ۳/۷ (۱۹٦۵ سال) تا ۲/۸ (۱۹۹۷ سال) تغییر نموده است.

شاخص تعادل صیادی (FIB) در این منطقه نشان‌دهنده روند صعودی است که با گسترش صید این ناحیه مرتبط بوده و می‌تواند نشان‌دهنده عدم تعادل فعالیت‌های صیادی در منطقه است و هم‌چنین با افزایش این شاخص، سلامت اکوسیستم با افزایش صید گونه‌های جانبی تهدید می‌شود (میلیسی و دفوو، ۲۰۰۲). شاخص تعادل صیادی به بررسی وضعیت صیادی در یک منطقه پرداخته و می‌تواند شاخص از آسیب صیادی بر اکوسیستم باشد (هورنبرگ و همکاران، ۲۰۱۳). مطالعات دیگر آب‌های جنوب کشور در مورد تغییرات شاخص تعادل صیادی طی سال‌های ۱۳۸۱ الی ۱۳۹۰، روند صعودی را طی دهه گذشته گزارش نموده‌اند (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکارن، ۲۰۱۷؛ مشجور و همکاران، ۲۰۱۸).

شاخص گوشتخواری طی دوره مطالعه (سال‌های ۱۳۷٦-۱۳۹٦) تغییرات محسوسی نداشته و به‌همین دلیل در این زمینه نتیجه‌گیری خاصی نمی‌توان گرفت. مطالعات دیگر آب‌های سیستان و بلوچستان و آب‌های جنوب کشور در مورد تغییرات شاخص گوشتخواری، روند کاهشی را طی سال‌های ۱۳۸۱ الی ۱۳۹۰ گزارش کرده و دلیل آن را افزایش صید و برداشت از سطوح بالایی هرم اکولوژیک ذکر نمودند (مشجور و کامرانی، ۲۰۱۵؛ رزاقی و همکارن، ۲۰۱۷؛ مشجور و همکاران، ۲۰۱۸). بررسی روند میزان صید سطوح مختلف اکولوژیکی دلالت بر آن دارد که سطوح بالایی شبکه غذایی (گونه‌های با سطح غذایی بیش‌تر از ٤) دارای بیش‌ترین میزان صید را داشته که با افزایش میزان صید سطح زیان درشت در استان مطابقت دارد.

افزایش صید کل و شاخص تعادل صیادی و نیز کاهش شاخص سطح تروفیکی و شروع کاهش میزان صید نرم‌تنان و ماهیان غضروفی در این استان می‌تواند نشان‌دهنده تغییرات شدید ساختار گونه‌های ماهی در این منطقه باشد. گونه‌های با طول عمر بالا، رشد کم و پراکنش پایین دارای بیش‌ترین آسیب‌پذیری ذاتی در برابر صید می‌باشند (جونز و چانگ، ۲۰۱۷؛ چانگ و همکاران، ۲۰۰۵). شاخص سطح تروفیکی به تغییرات سطوح غذایی در اکوسیستم تاکید داشته و هنگامی که شکارچیان سطوح بالایی شبکه غذایی کاهش پیدا نمایند به پدیده از بین رفتن شکارچیان یا صیادی کاهنده[1] اشاره دارد (شانون و همکاران، ۲۰۱٤). پائولی و همکاران (۱۹۹۸) معتقدند میانگین سطح غذایی گونه‌های صید شده در سرتاسر جهان بعد از صنعتی شدن صیادی کاهش یافته است. شاخص سطح تروفیکی (غذایی) از گونه‌های صیدشده در یک منطقه خاص و شاخص تعادل صیادی، دو شاخص با اهمیت در پدیده صیادی بوده که باعث کاهش سطح غذایی دریایی[2] می گردد. کاهش آبزیان سطح بالایی شبکه غذایی که دارای اندازه بزرگ، رشد کم و بلوغ دیر می‌باشند (آبزیان سطح پایینی شبکه غذایی دارای اندازه کوچک، رشد زیاد و بلوغ زود می‌باشند)، این پدیده کاهش سطح غذایی در اکوسیستم را تسریع می‌بخشد (باثال و پایولی، ۲۰۰۸). با توجه به نتایج بالا می‌تواند گفت در شرایط موجود میزان صید از حالت بهینه خود خارج شده و کاهش بهره‌برداری و یا حداقل افزایش نیافتن بهره‌برداری پیشنهاد می‌گردد.

1- Fishing down (FD)
2- Fishing down marine food web (FDMFW)

منابع

1. Arias-Gonzales, E.J., Nunes-Lara, E., Gonzales-alas, C., and Galzin, R. 2004. Trophic models for investigation of fishing effect on coral reef ecosystems. Ecol. Model. 172: 1. 197-212.
2. Bhathal, B., and Pauly, D. 2008. Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950-2000. Fisheries Research, 91: 1. 26-34.
3. Cheung, W.W.L., Pitcher, T.J., and Pauly, D. 2005. A fuzzy logic expert system to estimate intrinsic extinction vulnerabilities of marine fishes to fishing. *Biological Conservation*, 124: 1. 97-111.
4. Christensen, V., and Pauly, D. 1992. ECOPATH II-a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. Ecological Modelling, 61: 3-4. 169-185.
5. Daryanabard, Gh., Hosseini, S.A., Mohammad Khani, H., and Kaymaram, F. 2004. Determining the effects of tuna traditional fishing and tuna industrial fishing on each other in the Oman Sea. Chabahar Offshore Fisheries Research Center, 131p.
6. FAO. 2015. Yearbook Fishery Statistics (Capture production). FAO publication.
7. Hornborg, S., Belgrano, A., Bartolino, V., Valentinsson, D., and Ziegler, F. 2013. Trophic indicators in fisheries: a call for re-evaluation. Biol. Lett. 9: 1. 20121050.
8. IFO. 2017. Report of fishery landing on Persian Gulf and Oman Sea, Iranian Fishery organization, 75p.
9. Jones, M.C., and Cheung, W.W.L. 2017. Using fuzzy logic to determine the vulnerability of marine species to climate change ICES J. Mar. Sci. 72: 3. 741-752.
10. Keymaram, F., Hosseini, A., Darwishi, M.P., and Taleb Zadeh, A. 2009. Report on the Study of Population Changes of large pelagic fish (yellowfin tuna, skipjack tuna, longtail tuna, narrow-barred Spanish mackerel, etc.) for optimal harvesting of resources in the Persian Gulf and Oman Sea. Iranian Fisheries Science and Research Institute in collaboration with Chabahar Offshore Fisheries Research Center and Persian Gulf and Oman Sea Ecological Research Institute, 126p.
11. Mashjoor, S., and Kamrani, E. 2015. Evaluation of the "fishing down marine food web" process in the north-west of Persian Gulf (Khuzestan Province) during the period of 2002-2011. Acta Oceanologica Sinica, doi: 10.1007/s13131-015-0726-4.
12. Mashjoor, S., Heidary Jamebozorgi, F., and Ehsan Kamrani, E. 2018. Fishery-induced Interannual Changes in the Mean Trophic Level, the Northern Sea of Oman off the Iranian Coast, 2002-2011. Ocean Sci. J. 2-12 p. http:// dx.doi.org/10.1007/s12601-018-0046-7.
13. Milessi, A.C., and Defeo, O. 2002. Long-term impact of incidental catches by tuna longlines: the black escolar (*Lepidocybium flavobrunneum*) of the southwestern Atlantic Ocean. Fisheries Research, 58: 2. 203-213.
14. Milessi, A.C., Arancibia, H., Neira, S., et al. 2005. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. Fisheries Research, 74: 1-3. 223-231.
15. Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres, F. 1998. Fishing down marine food webs. Science. 279: 860-863.
16. Pauly, D., Christensen, V., Froese, R., and Palomares, M. 2000. Fishing down aquatic food webs. American Scientist, 88: 1. 46-51.
17. Pauly, D., Christensen, V., Guénette, S., Pitcher, T.J., Sumaila, U.R., Walters, C.J., Watson, R., and Zeller, D. 2002. Towards sustainability in world fisheries. Nature, 418: 6898. 689-695.
18. Pauly, D., and Zeller, D. (Editors). 2015. Sea Around Us Concepts, Design and Data (www.seaaroundus.org).
19. Razzaghi, M., Mashjoor, S., and Kamarani, E. 2017. Mean trophic level of coastal fisheries landings in the Persian Gulf (Hormuzgan Province), 2002–2011. Chine. J. Oceanol. Limnol. http://dx.doi.org/ 10.1007/ s00343-017-5311-6.

20. Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J.J., Kleisner, K., Lynam, C.P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., and Shin, Y. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. Mar Ecol-Prog Ser. 512: 115-140.
21. Travers, M., Watermeyer, K., Shanon, L.J., and Shin, Y.J. 2010. Changes in food web structure under scenarios of overfishing in the southern Benguela: comparison of the Ecosim and OSMOSE modelling approaches. J. Marin. Syst. 79: 101-111.
22. Willemse, N.E., and Pauly, D. 2004. Reconstruction and interpretation of marine fisheries catches from Namibian waters, 1950 to 2000. In: Sumaila, U.R., Boyer, D., Skog, M., et al., eds. Namibia's Fisheries: Ecological, Economic and Social Aspects. The Netherlands: Eburon, pp. 99-112.