



Khorramshahr University of Marine Science and Technology
Faculty of Marine Science and Oceanography
Department of Marine Biology

Ph.D. Thesis

**Modelling trophic structure and energy flows in the coastal ecosystem of the
Persian Gulf (Qeshm Island) using Ecopath with Ecosim**

Supervisors:

Dr. Ahmad Savari
Dr. Babak Doustshenas

Advisors:

Dr. Mehdi Ghodrati Shojaei
Dr. Kristy A.Lewis

By:

Maryam Hakimelahi

June 2018

Abstract

In the present study, the trophic structure for some species of the coastal ecosystem of south of the Qeshm Island was developed using the mass balance modeling software Ecopath (Version 6.5.1). In this model, 33 functional groups including fish, benthos, phytoplankton, zooplankton, seaweed and detritus were simulated. In total, 3757 samples of stomach contents were analyzed based on the weight and numerical methods. Bony fish and crustacean were found to be the main prey in most of the stomach contents. The mean trophic level in the study area was calculated to be 3.08. The lowest trophic level was belonged to *Liza klunzingeri*, (2.50) and the highest belong to *Trichiurus lepturus* (4.45). The range of total mortality varied from 1.11 per year for *T. Lepturus* to 3.55 per year for *Sillago sihama*. The lowest and highest Consumption/Biomass value was belonged to *Trichiurus lepturus* (2.94) and *Rastrelliger kanagurta* (11.60) respectively. In this study, the role of ecological groups in the food web was determined using Keystone Index. The results showed that benthos and subsequently phytoplankton and zooplankton are among the dominant ecological groups in the southern ecosystem of Qeshm Island. The Connectance Index and the System Omnivory Index of this ecosystem were estimated to be 0.14 and 0.15 respectively. Population dynamics studies especially the exploitation rate (E) showed that *Pomadasys kaakan*, *Rastrelliger kanagurta* and *Sillago sihama* are under fishing pressure. Overall, the indices of ecological relationships with the population dynamics parameters showed that the exploitation of the fisheries resources in the study area is not in a good condition. The results of Ecosim model using time series of mean biomass from 2004-2016, showed a decrease in the biomass of *Nemipterus japonicus*, *Otolithes ruber* and *Rastrelliger kanagurta*. In general, the results of this study showed that the current fish harvest on the population of carnivorous species is very high which in long term could decrease the number of fish recruitment and consequently the capacity and sustainability of Qeshm Island fishing. Moreover, the high exploitation of fishing resources in this area could have negative effect on top-down food web and gradually reduce the top predator species, and eventually resulted in changing the trophic level of the species and reduction of the top of the food web species, which could be resulted in damaging of the ecological balance and endangering long-term sustainable utilization.

Keywords: Population dynamics, Trophic levels, Food web, Keystone Index, Connectance Index, Ecopath with Ecosim, Persian Gulf.

بِسْمِ اللَّهِ الرَّحْمَنِ الرَّحِيمِ



دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی
گروه تریست شناسی دریا

پایان نامه دکتری رشته زیست شناسی دریا گرایش بوم شناسی دریا

مدل سازی ساختار غذایی و جریان انرژی در اکوسیستم ساحلی خلیج فارس
(جزیره قشم) با استفاده از آفالیزهای اکویت و اکوسیم

اساتید راهنما:

دکتر احمد سواری

دکتر بابک هوست شناس

اساتید مشاور:

دکتر مهدی قدرتی شجاعی

دکتر کریستی لوییس

پژوهشگر:

مریم حکیم الهی

خرداد ماه ۱۳۹۷

کلیه حقوق مادی و معنوی مترجم بر نتایج
مطالعات، ابتکارات و نوآوری‌های برآمده از
این پایان‌نامه متعلق به دانشگاه علوم و فنون
دریایی خرمشهر می‌باشد.

تعهد نامه اصالت اثر

ایجناب مریم حکیم الهی دانشجوی دکتری رشته زیست شناسی دریا گرایش بوم شناسی دریا دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر، دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی، گروه زیست شناسی دریا تعهد می‌نمایم که محتوای این پایان‌نامه نتیجه تلاش و تحقیقات خود بوده و از جایی کپی برداری نشده و به پاین رسانیدن آن نتیجه تلاش و مطالعات ایجناب بوده است.

یا تقدیم احترام

نام و نام خانوادگی دانشجوی

مریم حکیم الهی



دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر

دانشکده علوم دریایی و اقیانوسی

گروه زیست شناسی دریا

پایان نامه دکتری خانم مریم حکیم الهی شماره دانشجویی: ۹۳۳۴۵۰۳ رشته: زیست شناسی دریا. گرایش: بوم شناسی دریا تحت عنوان: مدل سازی ساختار غذایی و جریان انرژی در اکوسیستم ساحلی خلیج فارس (جزیره قشم) با استفاده از آنالیزهای اکوت و اکوسیم

هر تاریخ ۱۳۹۷/۰۳/۲۰ توسط هیأت داوران زیر بررسی و با درجه عالی به تصویب نهایی رسید.

- | | | |
|-----------------------------------------------------------|----------------------|-------|
| ۱- استاد راهنما (۱): دکتر احمد سواری | مرتبه علمی: استاد | امضاء |
| ۲- استاد راهنما (۲): دکتر بابک دوست شناس | مرتبه علمی: دانشیار | امضاء |
| ۳- استاد مشاور (۱): دکتر مهدی قدرتی شجاعی | مرتبه علمی: استادیار | امضاء |
| ۴- استاد مشاور (۲): دکتر کریستی لویسی | مرتبه علمی: استادیار | امضاء |
| ۵- داور (۱): دکتر نسرین سخایی | مرتبه علمی: دانشیار | امضاء |
| ۶- داور (۲): دکتر محمد علی سالاری علی آبادی | مرتبه علمی: دانشیار | امضاء |
| ۷- داور خارجی: دکتر سید امین الله تقوی مطلق | مرتبه علمی: دانشیار | امضاء |
| ۸- نماینده تحصیلات تکمیلی (استاد ناظر): دکتر سهیلا مطرودی | مرتبه علمی: استادیار | امضاء |

دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر
امضای مدیر تحصیلات تکمیلی دانشگاه
سخایی

سیاسگزاری

سیاس بی‌کران پروردگار یکتا را که هستی‌من بخشد و به طریق علم و دانش رهمونمان شد و به همین‌ی ره‌ول علم و دانش مقتدرمان نمود و خوشه جیی از علم و معرفت را روزیمان ساخت.

بر خود لازم می‌دانم از اساتید راهمای فرهیخته جناب آقای پرفسور احمد سواری و جناب آقای دکتر پایک دوست شاس که با راهمایی‌های کارساز و سازنده در تمام مراحل انجام پایان‌نامه مرا یاری رساندند، تقدیر و تشکر نمایم.

از جناب آقای دکتر مهدی قدرتی شجاعتی استاد مشاور گرامی، که از راهمایی‌های ارزنده ایشان در طول مراحل انجام پایان‌نامه بهره بردم نیز کمال تشکر را دارم.

از اساتید محترم داور، جناب آقای دکتر امین الله تقوی مطلق، جناب آقای دکتر محمد علی سلاری علی آبادی و سرکار خانم دکتر نسرین سخایی که زحمت داوری این پایان‌نامه را برعهده گرفتند و از نظرات ارزنده ایشان بهره بردم، سیاسگزاری می‌نمایم.

از جناب آقای دکتر زمانی مدیر گروه محترم، که بر حسن انجام کار نظارت داشتند قدردانی می‌نمایم. از کلیه اساتید محترم دانشگاه علوم و فنون دریایی خرمشهر کمال تشکر و قدردانی را دارم. از سرکار خانم زهرا یار احمدی، جناب آقای محمد ذراچه و تمامی دیگر یزرگواران و دوستان عزیزم که در این راه صمیمانه و خالصانه مرا یاری نمودند، کمال تقدیر و تشکر را دارم. و در نهایت سیاسگزاری خویش رایه خانواده‌ام به پاس محبت‌های بی‌دریغ و حمایت‌های ارزشمندشان در طول زندگی، تقدیم می‌نمایم.

مریم حکیم الهی

تقدیم به:

مادر عزیز و مهربانم و روح پاک پدرم

به پاس تمام ایثارهای بی دریغتان که در سختی ماد و شواری های زندگی، همواره همراهی و تسو زود و آکلر و پشتیبانی محکم و

مصلحتن بر ایم بوده اند

چکیده

در تحقیق حاضر، ساختار شبکه غذایی زیست‌بوم دریایی جنوب جزیره قشم با یکارگری نرم‌افزار اکویت مورد بررسی قرار گرفت. در این تحقیق رابطه غذایی ۳۳ گروه مختلف آزیان شامل ماهیان، کفزیان، فیثولانکتون‌ها، زئوپلانکتون‌ها، ماکر و جلبک‌ها و دتریتوس‌ها مدل‌سازی شد. در مجموع محتویات معده ۳۷۵۷ قطعه ماهی بر اساس روش وزنی و عددی مورد بررسی قرار گرفت. مطالعات بررسی محتویات معده نشان داد که ماهیان استخوانی و سخت‌پوستان عمده‌ترین گروه تشکیل‌دهنده محتویات معده ماهیان مورد بررسی بودند. میانگین سطح غذایی (Trophic level) در منطقه مورد مطالعه ۳/۰۸ محاسبه شد که کمترین میزان سطح غذایی مربوط به ماهی گاریز (*Liza klunzingeri*) به میزان ۲/۵۰ و بیشترین آن مربوط به ماهی یال اسبی سریزرگ (*Trichiurus lepturus*) به میزان ۴/۴۵ به دست آمد. نرخ مرگ و میر کل از کمترین مقدار برای ماهی یال اسبی سریزرگ به میزان ۱/۱۱ در سال تا بیشترین مقدار برای ماهی شورت به میزان ۳/۵۵ در سال متوع بود. کمترین و بیشترین میزان مصرف بر زی‌توده (Q/B) به ترتیب به ماهی یال اسبی سریزرگ (*Trichiurus lepturus*) به میزان ۲/۹۴ در سال و طلال (*Rastrelliger kanagurta*) به میزان ۱۱/۶۰ در سال اختصاص داشت. در این مطالعه نقش گروه‌های بوم‌شناختی در شبکه غذایی به کمک شاخص گونه‌های کلیدی (Keystone Index) که بر اساس نزدیک بودن به مقدار ۱ است، تعیین شد. نتایج نشان داد که در این شاخص کفزیان یا میزان ۱ و پس از آن فیثولانکتون‌ها یا میزان ۰/۹۴ و زئوپلانکتون‌ها یا میزان ۰/۸۹ جز، گروه‌های غالب بوم‌شناختی در زیست‌بوم جنوب جزیره قشم هستند. شاخص ارتباطپذیری (Connectance Index) و همه چیزخواری سیستم (System Omnivory Index) این زیست‌بوم به ترتیب ۰/۱۴ و ۰/۱۵ به دست آمد. مطالعات پویایی‌شناسی جمعیت گونه‌های آیزی مورد بررسی از جمله میزان نسبت بهره‌برداری نشان داد که سگمر معمولی (*Pomadasys kaakan*) (E=۰/۱۶)، طلال (*Rastrelliger kanagurta*) (E=۰/۱۶) و شورت (*Sillago sihama*) (E=۰/۱۶) تحت فشار شدید صیادی قرار دارند. نتایج حاصل از یکارگری مدل اکوسیستم، یا استفاده از سری‌های زمانی میزان زی‌توده گونه‌های مورد مطالعه طی سال‌های ۲۰۰۴-۲۰۱۶ روند کاهش میزان زی‌توده ماهی گوزیم دم‌رشته‌ای (*Acanthopagrus latus*)، شوریده (*Otolithes ruber*) و طلال (*Rastrelliger kanagurta*) را نشان داد. بر این اساس می‌توان نتیجه گرفت که بهره‌برداری فعلی از جمعیت ماهیان گوشتخوار، بیش از حد ظرفیت زیست‌بوم جنوب جزیره قشم برای بازسازی ذخیره و تکاوم پایدار بهره‌برداری صیادی است و می‌تواند تعادل سطوح غذایی از راس هرم غذایی به پایین هرم غذایی را تحت تاثیر

فرار دهد و منجر به کاهش تدریجی و چشم‌گیر گونه‌های راس هرم غذایی شود که اثرات آن می‌تواند از بین رفتن تعادل اکولوژیک و به خطر افتادن بهره‌داری پایدار در دراز مدت باشد.

کلمات کلیدی: پویایی‌شناسی جمعیت، سطوح غذایی، شبکه غذایی، گونه‌های کلیدی، شاخص ارتباط-پذیری، اکوت و اکوسیم، خلیج فارس.

فهرست مطالب

۱.....	فصل اول: مقدمه و کلیات
۱-۱.....	۱-۱-۱ مقدمه
۴.....	۱-۱-۱ بیان مسئله و ضرورت انجام تحقیق
۷.....	۲-۱ کلیات
۷.....	۱-۲-۱ موقعیت خلیج فارس، جزیره قشم
۸.....	۲-۲-۱ رژیم و روابط غذایی
۹.....	۳-۲-۱ سقره غذایی
۱۰.....	۴-۲-۱ مدل‌های ارزیابی ذخایر
۱۱.....	۵-۲-۱ نرم‌افزار اکویت
۱۵.....	فصل دوم: مروری بر پیشینه پژوهش
۲۴.....	فصل سوم: مواد و روش‌ها
۲۳.....	۱-۳ منطقه نمونه‌برداری
۲۵.....	۲-۳ روش نمونه‌برداری
۲۶.....	۳-۳ ابزارها و برنامه‌های مورد استفاده
۲۷.....	۴-۳ آنالیزهای آزمایشگاهی
۲۷.....	۵-۳ پارامترهای پویایی‌شناسی جمعیت
۲۷.....	۱-۵-۳ رابطه طول و وزن
۲۸.....	۲-۵-۳ محاسبه پارامترهای رشد (طول بی‌نهایت (L) و نرخ رشد (K))
۲۹.....	۳-۵-۳ آزمون فای پریم مونر و (M ⁺)
۳۰.....	۴-۵-۳ محاسبه مرگ و میر
۳۱.....	۱-۴-۵-۳ مرگ و میر کل (Z)
۳۱.....	۲-۴-۵-۳ مرگ و میر طبیعی (M)
۳۲.....	۳-۴-۵-۳ مرگ و میر صیادی (F)
۳۲.....	۴-۴-۵-۳ ضریب بهره‌برداری (E)
۳۲.....	۶-۳ بررسی رفتار و رژیم غذایی آیزلان مورد بررسی
۳۲.....	۱-۶-۳ روش شمارشی
۳۲.....	۱-۱-۶-۳ شاخص خالی بودن معده (VI)
۳۳.....	۲-۱-۶-۳ شاخص فراوانی نوع غذا (FP)

۳۳.....	۲-۶-۳ روش وزنی (WI)
۳۴.....	۷-۳ مدل تغذیه‌ای مورد استفاده
۳۴.....	۸-۳ ساختار مدل
۳۵.....	۹-۳ ورودی‌های نرم افزار اکویت
۳۵.....	۱-۹-۳ مگر و معایب عامل
۳۵.....	۲-۹-۳ وزن زی‌توده
۳۵.....	۳-۹-۳ نسبت تولید/ وزن زی‌توده (P/B)
۳۶.....	۴-۹-۳ نسبت مصرف/ وزن زی‌توده (Q/B)
۳۶.....	۵-۹-۳ ماتریکس ترکیب غذایی (DC)
۳۷.....	۱۰-۳ یالاسی کردن مدل
۳۷.....	۱۱-۳ اعتبار سنجی مدل
۳۸.....	۱۲-۳ ورودی مدل اکوسیم
۳۸.....	۱۳-۳ خروجی‌های مدل اکویت و اکوسیم
۳۸.....	۱-۱۳-۳ تخمین اولیه سطح غذایی (TL)
۳۹.....	۲-۱۳-۳ کارایی اکولوژیک (EE)
۳۹.....	۳-۱۳-۳ روابط متقابل بین گونه‌های مورد بررسی
۴۰.....	۴-۱۳-۳ شاخص همپوشانی (OI)
۴۰.....	۵-۱۳-۳ شاخص انتخاب پذیری (E)
۴۰.....	۶-۱۳-۳ شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی (MTI)
۴۱.....	۷-۱۳-۳ شاخص همه چیز خواری (OI)
۴۱.....	۸-۱۳-۳ Aspect Ratio
۴۲.....	۹-۱۳-۳ شاخص ارتباط پذیری (CI)
۴۳.....	۱۰-۱۳-۳ شاخص گونه‌های کلیدی
۴۳.....	۱۴-۳ آنالیزهای آماری
۴۵.....	فصل چهارم: نتایج
۴۵.....	۱-۴ پارامترهای زیست‌سنجی و بررسی رفتار تغذیه‌ای ماهیان نمونه برداری شده
۴۵.....	۱-۱-۴ ماهی یال اسبی سریزرگ (<i>Trichiurus lepturus</i>)
۵۴.....	۲-۱-۴ ماهی شوروت (<i>Sillago sihama</i>)
۶۱.....	۳-۱-۴ ماهی طلال (<i>Ra streliger ka nagur ta</i>)
۶۹.....	۴-۱-۴ ماهی گاریز (<i>Liza klunzingeri</i>)

۷۴.....	۵-۱-۴ ماهی شانگ زردپله (<i>Acanthopagrus latus</i>)
۸۰.....	۶-۱-۴ ماهی سنگر معمولی (<i>Pomadasys kaakan</i>)
۸۶.....	۲-۴ شباهت‌های تغذیه‌ای ماهیان نمونه برداری شده
۸۸.....	۳-۴ برآوردها یا استفاده از مدل اکوئیت
۸۸.....	۱-۳-۴ کارایی اکولوژیک و میزان غذای مصرفی
۸۹.....	۲-۳-۴ ماتریکس رژیم غذایی گونه‌های مورد بررسی در مدل اکوئیت
۹۱.....	۳-۳-۴ تخمین اولیه سطح غذایی
۹۳.....	۴-۳-۴ شاخص همپوشانی
۹۵.....	۵-۳-۴ شاخص انتخاب پذیری
۹۷.....	۶-۳-۴ شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی
۹۹.....	۷-۳-۴ روابط متقابل بین گونه‌های مورد بررسی
۱۰۰.....	۸-۳-۴ شاخص همه چیزخواری
۱۰۱.....	۹-۳-۴ شاخص گونه‌های کلیدی
۱۰۲.....	۱۰-۳-۴ آنالیز سیستم اکوئیت
۱۰۲.....	۴-۴ تحرر و جی مدل اکوسیم
۱۰۴.....	فصل پنجم: بحث و نتیجه‌گیری
۱۰۴.....	۱-۵ بررسی روابط اکولوژیک گونه‌های مورد مطالعه
۱۱۷.....	۲-۵ بررسی مدل اکوئیت
۱۲۳.....	۳-۵ بررسی مدل اکوسیم
۱۲۳.....	۴-۵ نتیجه‌گیری کلی
۱۲۴.....	پیشنهادات
۱۲۶.....	منابع و مآخذ

فهرست جدول‌ها

جدول ۳-۱	مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تحقیق حاضر	۲۴
جدول ۴-۱	مشخصات طولی و وزنی ماهی یال آسی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-)	۴۶
جدول ۴-۲	پارامترهای پویایی جمعیت ماهی یال آسی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-)	۴۸
جدول ۴-۳	شاخص وزنی (%W) ترکیب رژیم غذایی ماهی یال آسی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۵۱
جدول ۴-۴	شاخص فراوانی (%F) و شاخص عددی (%N) ترکیب رژیم غذایی ماهی یال آسی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۵۳
جدول ۴-۵	مشخصات طولی و وزنی ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۵۴
جدول ۴-۶	پارامترهای پویایی جمعیت ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۵۶
جدول ۴-۷	ترکیبات اصلی محتویات معده ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۵۸
جدول ۴-۸	مشخصات طولی و وزنی ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۶۱
جدول ۴-۹	پارامترهای پویایی جمعیت ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۶۳
جدول ۴-۱۰	ترکیب محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۶۵
جدول ۴-۱۱	مشخصات طولی و وزنی ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۶۹
جدول ۴-۱۲	پارامترهای پویایی جمعیت ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۷۱
جدول ۴-۱۳	ترکیب محتویات معده ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۷۳
جدول ۴-۱۴	مشخصات طولی و وزنی ماهی شانگ زردپاله در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۷۴
جدول ۴-۱۵	پارامترهای پویایی جمعیت ماهی شانگ زردپاله در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-)	۷۶
جدول ۴-۱۶	شاخص وزنی (%W) ترکیب رژیم غذایی ماهی شانگ زردپاله در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)	۷۹

جدول ۴-۱۷ شاخص فراوانی (%F) و شاخص عددی (%N) ترکیب رژیم غذایی ملعی شانگ زردباله در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵).....	۸۰
جدول ۴-۱۸ مشخصات طولی و وزنی ماهی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵).....	۸۱
جدول ۴-۱۹ پارامترهای پویایی جمعیت ملعی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵).....	۸۲
جدول ۴-۲۰ شاخص وزنی (%W) ترکیب رژیم غذایی ملعی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵).....	۸۵
جدول ۴-۲۱ شاخص فراوانی (%F) و شاخص عددی (%N) ترکیب رژیم غذایی ملعی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره نشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵).....	۸۶
جدول ۴-۲۲ تخمین اولیه میزان EE و Q/B برای گونه‌های ملعی مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره نشم.....	۸۸
جدول ۴-۲۳ ماتریکس رژیم غذایی گونه‌های مورد بررسی در مدل اکویت.....	۹۰
جدول ۴-۲۴ تخمین سطح غذایی گونه‌های مورد بررسی یا استقانه از نرم‌افزار اکویت.....	۹۲
جدول ۴-۲۵ شاخص همه چیزخواری برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره نشم.....	۱۰۰
جدول ۴-۲۶ آنالیز زیست‌بوم آب‌های جنوب جزیره نشم توسط نرم‌افزار اکویت.....	۱۰۲
جدول ۵-۱ مقایسه پارامترهای پویایی جمعیت ملعی یال آسیی سرزرد در مطالعه حاضر در مقایسه با سایر مطالعات مشابه.....	۱۰۶
جدول ۵-۲ مقایسه رژیم غذایی ماهی یال آسیی سرزرد در مطالعه حاضر با سایر مطالعات در مناطق مختلف.....	۱۰۷
جدول ۵-۳ مقایسه پارامترهای پویایی جمعیت ملعی طلال در مطالعه حاضر با سایر مطالعات مشابه.....	۱۱۲

فهرست شکل‌ها

- شکل ۱-۱ مدل جعبه‌ای مستخرج از مدل‌های تغذیه‌ای ۱۲
- شکل ۲-۱ برخی از اطلاعات مورد نیاز برای ارزیابی مورد بررسی در مدل اولیه ۱۳
- شکل ۳-۱ تصویری کلی از مراحل انجام مدل‌سازی ۱۴
- شکل ۱-۳ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جنوب جزیره قشم ۲۵
- شکل ۲-۳ شمایی از بررسی نمونه‌ها در مطالعه حاضر ۲۶
- شکل ۳-۳ شاخص Aspect Ratio در ارتباط با پاله دمی ۴۲
- شکل ۱-۴ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ملعی یال آسیبی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره قشم
(۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۴۶
- شکل ۲-۴ رابطه طول و وزن ماهی یال آسیبی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۴۷
- شکل ۳-۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی یال آسیبی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۴۹
- شکل ۴-۴ ترکیب غذایی محتویات معده ماهی یال آسیبی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره قشم
(۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۴۹
- شکل ۵-۴ درصد ترکیب غذایی محتویات معده ماهی یال آسیبی سریزرگ به تکنیک گره‌های یافت شده در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۵۰
- شکل ۶-۴ درصد وزن غذای مصرفی ماهی یال آسیبی سریزرگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۶) ۵۱
- شکل ۷-۴ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ملعی شورت در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۵۵
- شکل ۸-۴ رابطه طول و وزن ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۵۶
- شکل ۹-۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۶) ۵۷
- شکل ۱۰-۴ لقلام غذایی موجود در محتویات معده ماهی شورت یا اندازه متوسط (۱۶/۹۰-۱۱ سانتی‌متر) در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۰
- شکل ۱۱-۴ لقلام غذایی موجود در محتویات معده ماهی شورت یا اندازه بزرگ (۲۳/۹۰-۱۷ سانتی‌متر) در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۰

- شکل ۴-۱۲ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی طلال در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶). ۶۲
- شکل ۴-۱۳ رابطه طول و وزن ماهی طلال در جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۳
- شکل ۴-۱۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی طلال در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۶) - (۱۳۹۵) ۶۴
- شکل ۴-۱۵ درصد فراوانی پلانکتون‌های شاسایی شده در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۵
- شکل ۴-۱۶ وقوع فصلی اقلام غذایی موجود در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۸
- شکل ۴-۱۷ درصد وقوع فصلی اقلام غذایی موجود در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۶۸
- شکل ۴-۱۸ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی گاریز در جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۰
- شکل ۴-۱۹ رابطه طول و وزن ماهی گاریز در جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۱
- شکل ۴-۲۰ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی گاریز در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۶) - (۱۳۹۵) ۷۲
- شکل ۴-۲۱ درصد فراوانی پلانکتون‌های شاسایی شده در محتویات معده ماهی گاریز در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۳
- شکل ۴-۲۲ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی شانک زردیاله در جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶). ۷۵
- شکل ۴-۲۳ رابطه طول و وزن ماهی شانک زردیاله در جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۶
- شکل ۴-۲۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی شانک زردیاله در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۷
- شکل ۴-۲۵ ترکیب غذایی محتویات معده شانک زردیاله در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۷۸
- شکل ۴-۲۶ درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی شانک زردیاله در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۶) - (۱۳۹۵) ۷۸
- شکل ۴-۲۷ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی سنگر معمولی در آب‌های جوب جزیره قشم (۱۳۹۶) - (۱۳۹۵) ۸۱

- شکل ۴-۲۸ رابطه طول و وزن ماهی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره فشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۸۲..
- شکل ۴-۲۹ وضعیت معده از نظر حجم محتویات ماهی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره فشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۸۳.....
- شکل ۴-۳۰ ترکیب غذایی محتویات معده سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره فشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۸۴.....
- شکل ۴-۳۱ درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی سنگر معمولی در آب‌های جنوب جزیره فشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) ۸۴.....
- شکل ۴-۳۲ شباهت‌های تغذیه‌ای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۸۷.....
- شکل ۴-۳۳ مقایسه میزان غذای مصرفی به نسبت وزن زی‌توده گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۸۹.....
- شکل ۴-۳۴ سقره غذایی مشترک بین آریزان سطوح مختلف غذایی در گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۹۴.....
- شکل ۴-۳۵ میزان شاخص انتخاب‌پذیری برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۹۶...
- شکل ۴-۳۶ اثرات متقابل سطوح غذایی در شبکه غذایی گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۹۸.....
- شکل ۴-۳۷ روابط متقابل بین گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۹۹.....
- شکل ۴-۳۸ نقش گر و وضعی اکولوژیک در شبکه غذایی بین گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم ۱۰۱.....
- شکل ۴-۳۹ روند سریهای زمانی وزن زی‌توده مشاهده شده (دایره‌ها) و پیش‌بینی شده (خطوط) برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم (۲۰۱۶-۲۰۰۴) ۱۰۳.....
- شکل ۵-۱ هرم شبکه غذایی حاصل از مدل‌سازی زیست‌بوم مورد بررسی در مطالعه حاضر ۱۱۸.....

فصل اول: مقدمه و کلیات

۱-۱ مقدمه

تغیرات تدریجی در منابع آبی به دلیل عوامل و رویکردهای متعدد انسانی و عوامل مرتبط با اقلیم در سطح دنیا اثبات شده است (Lotze et al., 2006; Halpern et al., 2015). با توجه به اینکه این عوامل ساختار و عملکرد زیست‌بومها را تغییر می‌دهد (Jackson et al., 2001)، می‌تواند خدمات زیست‌بومی را که بشر از اقیانوس‌های سالم به دست می‌آورد، تحت تاثیر قرار دهد (Worm et al., 2006). ملاحظات و نگرانی‌هایی که در مورد وضعیت زیست‌محیطی زیست‌بومهای آبی وجود دارد، ضرورت نگاه یکپارچه‌تر مدیریت زیست‌بومها را اجتناب ناپذیر می‌کند. این نگاه نه تنها باید پویایی گونه‌های هدف بلکه موجودات غیرهدف، روابط و جریان‌های غذایی و عوامل زیست‌محیطی را نیز مد نظر قرار دهد (Pikitch et al., 2004). برای پیشرفت در این زمینه، تنظیم و تغییر روش‌های علمی و همچنین تغییر در شیوه یکپارچه کردن مسائل اقتصادی، اجتماعی و بوم‌شناختی در فرآیندهای مدیریتی ضروری است (Browman et al., 2005a, 2005b). در این زمینه جامعه علمی ابزارهای روش‌شناختی جدیدی همچون شاخص‌های بوم‌شناختی را توسعه داده است تا به کمک آنها وضعیت زیست‌محیطی زیست‌بومها را ردیابی کند و تصمیمات مدیریتی را شکل دهد (Cury and Christensen, 2004). در واقع، مباحث فزاینده توجیهی در مورد شاخص‌های بوم‌شناختی وجود دارند تا وضعیت و فشار موجود بر زیست‌بومهای آبی مورد بهره‌برداری، یا تاکید بر زیست‌بومهای دریایی را پایش کند (Rombouts et al., 2013). در ابتدا، شاخص‌ها به منظور در بر گرفتن ملاحظات بوم‌شناختی و یا هدف درک تاثیر فشارهای غالب همچون ماهیگیری توسعه داده شدند (Fulton et al., 2005). پیشرفت‌های بعدی شامل ایجاد چارچوبها و معیارهایی به منظور هدایت انتخاب

شاخص‌هایی بود که برای ارزیابی اثرات ماهگیری از طریق تحلیل‌های آستانه تأثیرگذاری اثرات ماهگیری یکار یرده می‌شوند و در نهایت نتایج این معیارها ارزیابی می‌شوند (Blanchard et al., 2010; Kleisner et al., 2013; Large et al., 2013). به تازگی، شاخص‌های ارزیابی زیست‌بوم‌ها گسترش یافته‌اند و تأثیر بر تنوع زیستی، دیگر مسائل اقتصادی - اجتماعی و تأثیرات تجمعی فعالیت‌های چندگانه انسانی را نیز در بر گرفته‌اند (Boldt et al., 2014; Large et al., 2015; Levin et al., 2009).

مدل‌های بوم‌شناختی نتایج گوناگونی را ارائه می‌دهند که می‌تواند برای محاسبه زیرگی شاخص‌های بوم‌شناختی و آگاهی از وضعیت زیست‌محیطی زیست‌بوم‌ها یکار یرده شوند (Allesina and Bondavalli, 2010; Valentini and Jordan, 2004). این مدل‌ها می‌تواند پویایی گونه‌های تجاری و غیرتجاری، برهمکنش‌های آن‌ها و محرک‌های عمده را در نظر بگیرند و از این‌رو ابزاری سودمند برای برنامه‌ریزی حفاظت و مدیریت استفاده پایدار دریایی باشد (Piroddi et al., 2015; Smith et al., 2015). مدل‌سازی زیست‌بوم یا استفاده از اکویت با اکوسیم یا ¹EWE یکی از این ابزارها است که مدل شبکه غذایی اکویت را یا واحدهای پویای زمانی و پویای زمانی-مکانی، به ترتیب اکوسیم و اکواسیس، ترکیب می‌کند (Christensen and Walters, 2004). رویکرد EWE اولین مدل شبیه‌سازی در سطح زیست‌بوم است که به عنوان یک ابزار کلیدی برای رویکرد زیست‌بومی از محیویت بالایی برخوردار است. تا کون بیش از ۴۰۰ مدل زیست‌بومی منتشر شده است که بیشتر آن‌ها در محیط آبی تعریف شده‌اند (Coll et al., 2015). نتایج حاصل از این مدل‌سازی‌ها، برای محاسبه شاخص‌های بوم‌شناختی به شکل گسترده استفاده شده‌اند (Coll and Libralato, 2012; Heymans et al., 2014). این امر EWE را به یک رویکرد مهم برای یافتن پاسخ برای سوالات مربوط به زیست‌بوم و همچنین برای مرتبط کردن یا دیگر روش‌های مدل‌سازی تبدیل می‌کند (Cercio et al., 2010). موسسه ملی اقیانوس‌شناسی و علوم جوی آمریکا در همین راستا، اکویت را به عنوان یکی از ۱۰ پیشرفت بزرگ علمی در تاریخ ۲۰۰۰ ساله این سازمان معرفی کرده است. مدیریت مبتنی بر زیست‌بوم^۲ رویکرد جدیدی است که تنها از طریق ساخت روابط بوم‌شناختی بین گونه‌ها میسر خواهد شد. هدف از این رویکرد، مدیریت در مایع، حفاظت از زیست‌بوم‌های دریایی و پایش مستمر آن‌ها است، به طوری که اثرات عوامل مختلف بر تمام اجزای این زیست‌بوم‌ها را مورد ملاحظه قرار

¹ Ecopath with Ecosim

^۲ Ecosystem-Based Management

دهند. این موضوع شامل مدیریت اثرات صیادی بر گونه‌های هدف، تولیدات گونه‌ها، صید ضمنی، گونه‌های در معرض خطر، گونه‌های حفاظت شده، زیستگاه‌ها و جوامع است (Pikitch et al., 2004).

زیست‌بوم یک واحد طبیعی متشکل از موجودات زنده و غیر زنده (خواص فیزیکی و شیمیایی) می‌باشد. گونه‌های درین هر زیست‌بوم با یکدیگر و با گونه‌های دیگر واحدهای زیست‌بوم، یا یک شبکه پیچیده به نام شبکه غذایی یا هم در ارتباط هستند (Hoese et al., 2006).

Pauly و همکاران (۱۹۹۸)، منابع صید جهانی آیزبان را از نظر سطوح غذایی و صید مورد بررسی فرار دادند. بررسی‌های آن‌ها نشان داد که ترکیب ماهیان صید شده از ماهی‌های بزرگ ماهی‌خوار به ماهی‌های بی‌مه‌رخوار کوچک و ماهیان پلانکتون‌خوار تغییر یافته است که می‌تواند به دلیل اثر صیادی بر کاهش شبکه غذایی باشد. آن‌ها تخمین زدند که سطح غذایی به واسطه ماهیگیری در هر دهه، به میزان ۰/۸ کاهش یافته است. مسئله مهم این است که علاوه بر جایگزینی گونه‌های کوچکتر به جای ماهی‌های بزرگ و یا ارزش، ممکن است تغییرات قابل ملاحظه‌ای در ساختار و عملکرد زیست‌بوم‌های دریایی نیز به وجود آید. یکی از اهداف عمده شیء‌سازی (مدل‌سازی) زیست‌بوم، محاسبه کمی پاسخ زیست‌بوم به بهره‌رسانی است و همچنین محاسبه اینکه چه تعداد از هر گونه مقروض را می‌توان از زیست‌بوم یک ناحیه مقروض برداشت کرد بدون آنکه به تغییرات نامطلوب و ناخواسته در ماهیت و حدود آن منجر شود. تصمیم درباره اینکه چه چیزی تغییرات نامطلوب در زیست‌بوم را شامل می‌شود، باید بر مبنای معیارهای اجتماعی، اقتصادی و بوم‌شناختی استوار باشد، که برخی از آن‌ها کمتر در قالب علوم سستی می‌گنجد (ولی الهی، ۱۳۸۵).

به منظور تعیین ظرفیت تولید یک ناحیه اقیانوسی معین و دستیابی به زی‌توده‌های معادل واقعی، مدل‌های غذایی باید در برگیرنده تمامی گونه‌ها باشد. اما بسیاری از گونه‌ها باید به گر وهای بوم‌شناختی گروه‌بندی شوند، تا به این وسیله ترکیب غذایی و علقات غذایی به عنوان عمده‌ترین معیار گروه‌بندی به شمار آید. بر این اساس نتایج حاصل از این مدل‌ها به صورت گسترده‌ای مورد استفاده قرار می‌گیرند.

مدل‌های غذایی به‌عنوان یک روش ساده برای بازسازی روابط غذایی در زیست‌بوم‌هایی هستند که در آن رابطه شکار و شکارچی حاکم است، و کاربرد آن گستره وسیعی از موجودات و سیستم‌های آیزبان را در بر می‌گیرد.

مطالعه حاضر در تلاش است تا با تعیین روابط بوم‌شناختی آیزیان مورد بررسی در مطالعه، زمینه‌های برآورد اثرات ماهیگیری بر زنجیره غذایی و نهایتاً بر زیست‌بوم را تعیین کند. نتایج حاصل از چنین بررسی‌هایی می‌تواند به تکمیل اطلاعات بوم‌شناختی برای مدیریت بهتر منابع آیزیان کمک کند. در این تحقیق قصد بر این است که پس از ایجاد یک پایگاه داده و تحلیل و بررسی آن‌ها، روابط گونه‌ها مدل‌سازی^۱ شوند و بر اساس این تجزیه و تحلیل مدل‌سازی، یک سیستم پشتیبانی برای تصمیم‌سازی و هدایت تصمیمات مدیریتی به وجود آید. بر این اساس ورودی‌های مدل شامل شاخص‌های پویایی جمعیت مانند نرخ رشد، طول بی‌نهایت، مرگ و میر کل، مرگ و میر طبیعی، مرگ و میر صید و ضریب بهره‌برداری، تخمین رژیم غذایی و رفتار تغذیه‌ای گونه‌ها، اندازه‌گیری شاخص‌های غذایی مانند شاخص همپوشانی، انتخاب‌پذیری، اثرات متقابل سطوح غذایی، همه چیزخواری و ... در آب‌های منطقه مورد بررسی در خلیج فارس بررسی خواهد شد. در نهایت خروجی‌های این تحقیق شامل سطح غذایی^۲، شاخص همه چیزخواری^۳، شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی^۴، شاخص ارجحیت غذایی^۵، شاخص همپوشانی^۶، شاخص ارتباط‌پذیری مدل^۷ خواهد بود تا مدیریت ماهیگیری را در بهره‌برداری پایدار از منابع و تصمیم‌سازی مناسب هدایت نماید.

۱-۱-۱) بیان مسئله و ضرورت انجام تحقیق

تخریاتی که انسان در محیط زیست‌های آبی از طریق صید و صیادی و آلودگی و دیگر اثرات ایجاد می‌کند، پیامدهایی بر جمعیت‌های آیزیان خواهد داشت. لذا معمولاً امکان ارزیابی کمی این تخریحات وجود ندارد این به دلیل تخریحات طبیعی و یا نوسانات زیست‌محیطی، همراه یا تخریاتی است که از فعالیت‌های انسانی حاصل می‌شود. آیزیان در همه زمان‌ها در معرض انواع تخریحات زیست‌محیطی هستند و تعیین تأثیر تخریحات ایجاد شده در افراد و روی جمعیت قابل بهره‌برداری به ندرت عملی خواهد بود. این موضوع باعث عدم امکان جدایی و تمایز سیگنال‌های ناشی از اثرات تخریحات انسانی و تخریحات ناشی از

^۱ Modeling
^۲ Trophic Level
^۳ Omnivory Index
^۴ Mixed Trophic Impact
^۵ Electivity Index
^۶ Overlap Index
^۷ Connectance Index

تش‌های دیگر خواهد بود. این موضوع مخصوصاً در جاهایی صدق است که اثرات تحریرات انسانی، ارتباط یا واکنش‌های درون زیست‌بوم دارند که به ندرت قابل توضیح و فهم هستند.

ارزیابی کمی روابط متقابل غذایی، در زیست‌بوم‌های دریایی نقش مهمی در مدیریت چند گونه‌ای دارند، زیرا تولیدات آیزین نتیجه جریان انرژی از تولیدکنندگان اولیه در سرتاسر شبکه غذایی است؛ بنابراین تعیین جریان انرژی در دسترس حاصل از سطوح پایین غذایی با اهمیت می‌باشد، که می‌تواند اهمیت نسبی هر یک از گونه‌ها را در شبکه غذایی نشان دهد (Christensen and Pauly, 1993; Nasir, 2000). شبکه غذایی در زیست‌بوم آبی یا توجه به اثر متقابل مصرف‌کننده‌ها (از بالا به پایین) و منابع (از پایین به بالا) و اثر فراوانی و ترکیب گونه‌ای، مورد مطالعه قرار گرفته است (Myers and Worm, 2003). روابط زیست‌شناختی در زیست‌بوم‌های دریایی، بین گونه‌ها و همچنین داخل گونه‌ها اثرات معی‌ناری روی پویایی ذخایر دارند و می‌تواند منجر به تغییرپذیری بالای فراوانی مشاهده شده در بازسازی و اندازه ذخیره گردند (Pauly et al., 2000).

به دلیل تنوع در روش‌های تغذیه‌ای گونه‌های مختلف، ارتباط تنگاتنگی بین چند زنجیره غذایی وجود دارد که این ارتباطات شبکه غذایی را ایجاد می‌کند. ارتباطاتی که می‌تواند منابع 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 غالباً به سادگی قابل مشاهده می‌باشد و تعداد آن را می‌توان تعیین نمود؛ لذا میزان مصرف یک گونه از گونه دیگر می‌تواند از طریق اندازه‌گیری محتویات معده و به دست آوردن مدل‌های مناسب، قابل مشاهده و اندازه‌گیری باشد. میزان مرگ و میر توسط شکارچی از طریق محتویات معده، اطلاعات ترکیب سسی صید و اطلاعات فراوانی طولی محاسبه می‌شود (Magnússon, 1999). پویایی ذخایر ماهی متأثر از شکارچیان و برداشت شیلاتی می‌باشد (Whipple et al., 2000). اثر ماهیان شکارچی روی زیست‌بوم‌های آبی می‌تواند معی‌نار باشد. مرگ و میر توسط شکارچی می‌تواند فراوانی محلی شکار را کاهش دهد و ممکن است بازسازی شکار در بعضی سیستم‌ها را محدود کند. شکار به وسیله ماهی، اغلب وابسته به اندازه، منجر به مرگ و میر در مراحل خاصی زندگی شکار می‌شود و به تحریرات احتمالی در پراکنش اندازه افراد می‌انجامد. برای شروع تعیین اثرات بالقوه شکار ماهی روی ساختار جامعه و جمعیت شکار، اطلاعات دقیق از عادات غذایی شکارچیان مهم مورد نیاز می‌باشد (Scharf and Schlicht, 2000). در مطالعات تئوری و تجربی در روابط گونه‌ای تأکید اصلی بر

شکار شده است چون مشاهده آن نسبتاً آسان است و احتمالاً مهمتر از رقابت می‌باشد. شکار اثر قابل اندازه‌گیری و معنی‌داری بر پویایی ذخایر و در درازمدت بر اندازه ذخایر دارد (Magnússon, 1999). مدل‌های تغذیه‌ای برای تجزیه و تحلیل بر هم‌کش تغذیه‌ای در سیستم صایع شیلاتی به‌کار می‌روند. کاربرد این مدل‌ها در بهره‌وسنج وسیع سیستم آیزیان می‌باشد که یک زیست‌بوم را در یک موفقیت پایدار در یک دوره زمانی شرح می‌دهد. بنابراین، می‌تواند به اهداف مشخص در اجرای اصول مدیریت یک زیست‌بوم کمک نماید و پیشی را برای تخریاتی که در طول زمان در زیست‌بوم به وجود می‌آید، فراهم کند. در واقع مدل‌های تغذیه‌ای از فرمول زیر پیروی می‌کند:

تولید = ذخیره زی‌توده + صید و صیادی + مرگ و میر طبیعی + دیگر مرگ و میرها (Christensen et al., 2000).

یکی از ویژگی‌های این مدل‌ها توانایی پیش‌بینی تخریاتی ناشی از تخریاتی اقلیم و گرمایش زمین بر روابط غذایی موجودات در شبکه غذایی می‌باشد (Lauria, 2010). از آنجا که دو متغیر دما و تغییر سطح دریاها و اقیانوس‌ها بر موجودات دریایی تأثیرگذار می‌باشد، تخریر در روابط غذایی و شبکه غذایی و همچنین روند سیر اثری نیز قابل پیش‌بینی است (Lauria et al., 2012). یا استفاده از این مدل‌ها می‌توان تخریاتی در روابط و شبکه غذایی را پیش‌بینی نموده و از نتایج حاصل به منظور بهره‌برداری بهره‌ای از صایع آیزیان در آینده استفاده کرد.

آسیب‌پذیری جوامع آیزیان، قابلیت محدود بازسازی ذخایر آن‌ها و از سوی دیگر نیاز جوامع انسانی، ما را بر آن می‌دارد تا همواره تخریاتی این جمعیت‌ها و روندهای موجود در آنها را زیر نظر داشته باشیم. یکی از راه‌های موجود برای رسیدن به این هدف، نمونه‌برداری و مطالعات مستمر و دوره‌ای است تا بتوان هر گونه تخریاتی احتمالی در جمعیت‌های مختلف را درک نمود. در واقع، در مورد تغذیه آیزیان مطالعات جامع و مفید بسیار اندک است. بنابراین چنین مطالعاتی یک نیاز ضروری می‌باشد. آنچه که مسلم است در زیست‌بوم‌های ایران از جمله خلیج فارس مطالعات این چینی که تأثیر گونه‌های آیزی بر یکدیگر و از طرفی زمینه‌های تعیین اثرات تخریاتی آب و هوایی و ماهیگیری بر تغذیه و رفتار گونه‌ها را بررسی کند خیلی محدود است. لذا، ضرورت یک‌پارگی مدل‌هایی که بتواند تأثیرات انسانی بر زیست‌بوم را تعیین و ارزیابی کند، امری ضروری و اجتناب‌ناپذیر است. امروزه در کلیه مناطق صیادی خلیج فارس فشار صیادی حاکم است که قطعاً در دراز مدت منجر به تخریاتی در سیستم‌های زنجیره غذایی خواهد شد. یا

یکارگری این مدل‌ها می‌تواند این اثرات را تا حدود زیادی پیش‌بینی نمود و مدیریت برداشت از منابع آبی را در راه بهره‌مندی پایدار از منابع آبی هدایت و راهمایی کرد.

اهداف تحقیق

- بررسی ساختار شبکه غذایی زیست‌بوم جنوب جزیره فشم در میای روابط غذایی گونه‌های مورد مطالعه (تولیدکنندگان اولیه، تولیدکنندگان ثانویه و مصرف‌کنندگان)
- شاخص‌های مربوط به پویایی جمعیت گونه‌های مورد مطالعه به عنوان پیش‌نیاز برای بررسی شبکه غذایی زیست‌بوم جنوب جزیره فشم

فرضیه‌ها

- ساختار شبکه غذایی زیست‌بوم جنوب جزیره فشم بر اساس شاخص‌های مورد مطالعه در تعادل بوم‌شناختی قرار دارد.
- پارامترهای پویایی جمعیت گونه‌های مورد مطالعه در جنوب جزیره فشم نشان‌دهنده برداشت بیش از حد ظرفیت زیست‌بوم است.

۲-۱ کلیات

۱-۲-۱ موقعیت خلیج فارس، جزیره فشم

خلیج فارس یک دریای حاشیه‌ای^۱ و نیمه بسته^۲ است که از نظر ساختار بوم‌شناختی و تقسیم‌بندی محیط‌های دریایی، در منطقه فلات فارس^۳ واقع شده است؛ آب و هوای آن خشک و نیمه استوایی بوده و دمای آن در هنگام زمستان معتدل و در تابستان بسیار گرم و شرجی می‌باشد. تنوع زیستی آیزان، تنوع محیط‌های آبی، جزایر متعدد، خورهای فراوان کوچک و بزرگ، گرمای زیاد و تخریب بالای آب از جمله مهم‌ترین مشخصات این مینج آبی هستند. در این مینج، فشم بزرگترین جزیره خلیج فارس و بزرگترین جزیره غیر مستقل دنیا، یا مساحتی بالغ بر ۱۴۹۱ کیلومتر مربع می‌باشد که غنی از آیزان و ذخایر

^۱ Marginal Sea
^۲ Semi-enclosed
^۳ Neritic

شیلاتی مهم است. چرخه حیات گونه‌های مختلف ایزین تا حد زیادی به شرایط زیست‌محیطی آنها بستگی دارد و از طرفی شرایط محیطی خلیج فارس نیز در طول سال به شدت تغییر می‌یابد؛ لذا نوسانات شدید عوامل محیطی آن از لابل تغییرات درجه حرارت، شوری و چگالی آب در طول سال و همچنین عوامل انسانی موجب نوسانات و آشفتگی محیط زیست دریایی این پهنه آبی شده و بر شرایط زیستی و پراکندگی ایزین این حوزه آبی تأثیر می‌گذارد (نیکویان، ۱۳۸۴).

۱-۲-۲ رژیم و روابط غذایی

تحلیل شبکه غذایی یکی از مهمترین پژوهش‌ها در ساختار جوامع ایزین است. مطالعه جبهه‌های یوایی تغذیه^۱ و روابط زیست‌ساختی بین گونه‌ها مثل شکار کردن و رقابت، به فهم چگونگی استفاده منابع مصرفی موجودات برای ساخت فاکتورهایی که روی فراوانی و پراکندگی آنها نقش دارند، کمک می‌کند (Deus and Petreire-Junior, 2003).

تولید ماده آبی به وسیله فیتوپلانکتون‌ها را عوامل زیادی چون ماده مغذی، نور، تلاطم دریا، اختلاط لایه‌های عمقی و ... کنترل می‌کند این عوامل در زمان و فضای مختلف بسیار متغیرند و اندازه‌گیری‌ها و محاسبات تولید مواد آبی اساسی را دشوار و غیر خطی می‌کند. روش‌های مصرف این فرآورده‌ها نیز در زمان و مکان‌های مختلف فرق می‌کند. زئوپلانکتون‌ها، پیتوزها و نکتون‌ها از جمله غذاهایی به شمار می‌آیند که مستقیماً مورد مصرف ماهیان قرار می‌گیرند. زئوپلانکتون‌ها و پیتوزها ممکن است نقش اساسی در تولید زی‌توده ماهیان داشته باشد که ظرفیت تولیدات ماهیان را در هر ناحیه در ایستادگی بزرگ تعیین می‌کند. داده‌های کمی درباره کف‌زین به ویژه سخت‌پوستان اپی‌پتیک و زئوپلانکتون‌خوارهای بزرگ (به ویژه Euphausiids) در بسیاری از نواحی ناکافی هستند و این امر بیشتر ناشی از تغییرات فضایی و آبی آنها می‌باشد (Laevastu and Hayes, 1981). زی‌توده کل ماهیان در یک ناحیه مقروض تغییر می‌کند، گرچه طی زمان این تغییرات ناچیز است، اما اعضای مفرد زی‌توده گونه‌ها ممکن است دچار تغییرات فاحشی شوند، بدین صورت که یکی کلهش و دیگری افزایش می‌یابد. این تغییرات تک تک گونه‌ها، همیشه ناشی از صیادی نیست و ممکن است بر اثر عوامل دیگری نظیر بی‌نظمی‌های زیست‌محیطی رخ

¹ Trophodynamic

دهند. زی‌توده کل ماهیلن، توسط ترکیب و موجودی مواد آلی تعیین می‌شود؛ به ویژه وجود این مواد به نمودار غذا (یتوز، فیتولانکتون، زئولانکتون و ...) بستگی دارند (Laevastu and Hayes, 1981).

تعیین شیکه‌های غذایی و سطوح تغذیه‌ای، ساخت صحیحی از رژیم غذایی گونه‌های مختلف ایجاد می‌کند. لیکن تاکنون در مورد نوع و مقدار غذای مصرفی یخس اعظم گونه‌ها، اطلاعات دقیقی در دست نیست. حل این مسئله مشکل می‌باشد. لیکن به طرق مختلف می‌توان یا آن را خورد نمود. این روش‌ها شامل موارد زیر است: ۱- مشاهده مستقیم: بدیهی است که این روش از نظر تئوری ساده‌ترین راه است، اما مشاهده مستقیم تغذیه ملعی امری غیرممکن است. ۲- بررسی محتویات معده: استفاده از این روش در مورد جانوران آبی نیز نسبتاً ساده است. لذا بایستی توجه داشت که این روش معایبی نیز دارد. غالباً مواد باقی‌مانده در معده به دشواری قابل تشخیص هستند و اگر موجود مورد بررسی تنها یخس‌های سیال شکار خود را جذب نموده باشد امکان اشتباه بسیار است. ۳- استفاده از رادیو ایزوتوپ‌ها: یا استفاده از رادیو ایزوتوپ‌هایی (مواد رادیواکتیو) نظیر فسفر-۳۲ یا سزیم-۱۳۷ می‌توان رژیم‌های غذایی موجودات زنده زنجیره‌های غذایی و شیکه‌های غذایی را مطالعه نمود. در این روش گیلعان و یا طعمه‌های گوشتخواران به رادیو ایزوتوپ‌ها آغشته شده و سپس مسیر انتقال این مواد در حلقه‌های مختلف زنجیره غذایی از طریق ردیابی یا دستگاه‌های مخصوص مشخص می‌گردند (Biswas, 1993).

در بررسی عدت غذایی ماهیان در اغلب موارد از روش برآورد رژیم غذایی بر اساس محتویات معده استفاده می‌شود که شامل فراوانی احتمالی و فراوانی نسبی طعمه‌های غذایی مختلف در معده است (Amundsen et al., 1996).

۱-۲-۳ سفره غذایی

در گذشته تعیین انتقال یازدهی و کارایی بین سطوح غذایی، موضوعی بود که گمان می‌کردند روی یک گونه صورت می‌گیرد، معمولاً استیاط از روی یتانسیل یازدهی محصولات شیلاتی بوده است. به طور کلی این طور فکر می‌کردند که با توافق روی کلهش سطوح مرگ و میر صیادی گونه‌های واحد، شاید بتوان در آینده پایداری و تیات را برای زیست‌بومها فراهم کرد.

در نانش بوم‌شناسی، هر یک از سطوح نیاشته‌گی مواد آلی یا انرژی را یک پله غذایی یا یک سطح غذایی^۱ می‌نامند و بالطبع تولیدکنندگان در سطح غذایی اول و هر یک از ردیفهای مصرف‌کننده، یک سطح دیگر تلقی می‌شوند. سطوح تغذیه‌ای یا سقرمهای غذایی پایه زنجیره غذایی هستند که موجب موجودات را در یک زیست‌بوم نشان می‌دهند (Christensen and Pauly, 1998). در روند زنجیره غذایی، برخی از سطوح غذایی آغازین زنجیره، در رده گیاهخواران^۲ قرار می‌گیرند در رده‌های بعد از گیاهخواران که در محیط دریا بیشترین جوامع فیتوپلانکتون‌خوار را تشکیل می‌دهند، تنوع گونه‌های تغذیه‌کنندگان بیشتر می‌شود. گوشتخواران^۳ از گیاهخواران و از سایر سطوح غذایی که حتی گوشتخوار هم هستند به عنوان غذا بهره می‌برند. همه چیزخواران^۴ از تولیدکنندگان و سایر مصرف‌کنندگان به عنوان منبع تأمین انرژی استفاده می‌کند (Biswas, 1993).

۱-۲-۴ مدل‌های ارزیابی ذخایر

مدل‌ها ارزیابی جهت کمک به درک بهتر پیچیدگی‌های جهان اطراف ما هستند؛ لذا یک مدل خوب - بایستی ساده و قابل درک باشد و در مدت زمان کوتاه نتایج قابل اعتماد بدهد و کمک به افزایش دانش گردد. ارزیابی‌های شیلاتی بر اساس دو نوع مدل‌سازی هستند. مدل‌سازی تک‌گونه‌ای و مدل‌سازی چند گونه‌ای. مدل‌های تک‌گونه‌ای 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 می‌باشد که این روش اغلب به طور گسترده اجرا شده است (Pauly and Christensen, 2000).

روش‌های مدیریت شیلاتی بر پایه مدل‌های پویایی شاسی جمعیت و رویکرد تک‌گونه‌ای از سال ۱۹۵۰ مورد استفاده قرار گرفت. در این روش‌ها ارزیابی ذخایر آیزلین معمولاً یا تأکید بر گونه‌های هدف صورت می‌گیرد و توصیه‌های مدیریتی خاصی مانند میزان صید مجاز سالانه ارائه می‌شود. یا این حال در طی دهه گذشته نقش زیست‌بوم در مدیریت شیلاتی مورد توجه فراوان قرار گرفته است و به عنوان یک ضرورت مطرح شده است. بخش عمده این نقش ناشی از تأثیری است که صید و صیادی بر زیست‌بوم می-

^۱ Trophic Level
^۲ Herbivores
^۳ Carnivores
^۴ Omnivores

گذارد. امروزه مدل‌های زیست‌بومی نه تنها به عنوان یک روش مکمل بلکه به عنوان راهکاری مستقل مورد استفاده قرار می‌گیرند.

مدل‌های چند گونه‌ای به طور عمده توسط آنالیز مجازی جمعیتها^۱ صورت می‌گیرند. آنالیز جمعیت مجازی اساساً آنالیز صید ماهیگیری تجاری است که با استفاده از آمار شیلاتی همراه با اطلاعات دقیق از ترکیب هر کوهورت (گروه‌های همزاد) یا صید به دست می‌آید (Christensen and Pauly, 1998). در طی چند دهه گذشته، مدل‌های بوم‌شناختی و چند گونه‌ای که الگوهای تعاملات غذایی را در شبکه‌های غذایی شرح می‌دهند، توسعه یافته‌اند؛ این مدل‌ها تلاش دارند تا تمام فرآیندهای مهم بوم‌شناسی را که روی تولید موثر هستند مانند در دسترس بودن غذا و مرگ و میر طبیعی را نشان دهند. این مدل‌ها برای جریان‌های تعاملات غذایی بین اجزای سازنده یک زیست‌بوم و ارزیابی اثرات مستقیم و غیر مستقیم صیادی مفید هستند. امروزه مدل‌های بسیار زیادی برای توسعه سطوح غذایی^۲ زیست‌بوم آیزان به وجود آمده است؛ به طوری که اساساً اغلب آن‌ها شبیه‌سازی‌های یادوام و سودمندان و یا قدرت پیشگویی واقعی می‌باشد (Christensen and Pauly, 1998).

مدل‌های تغذیه‌ای به عبارتی مدل‌هایی که بر پایه جریان رابطه تغذیه‌ای بین گروه‌های مختلف آیزان یا نهاده شده‌اند، بیشترین کاربرد را دارند. به کمک این مدل‌ها می‌توان تأثیرات گذشته و آینده ماهیگیری را بر زیست‌بوم‌ها سنجید.

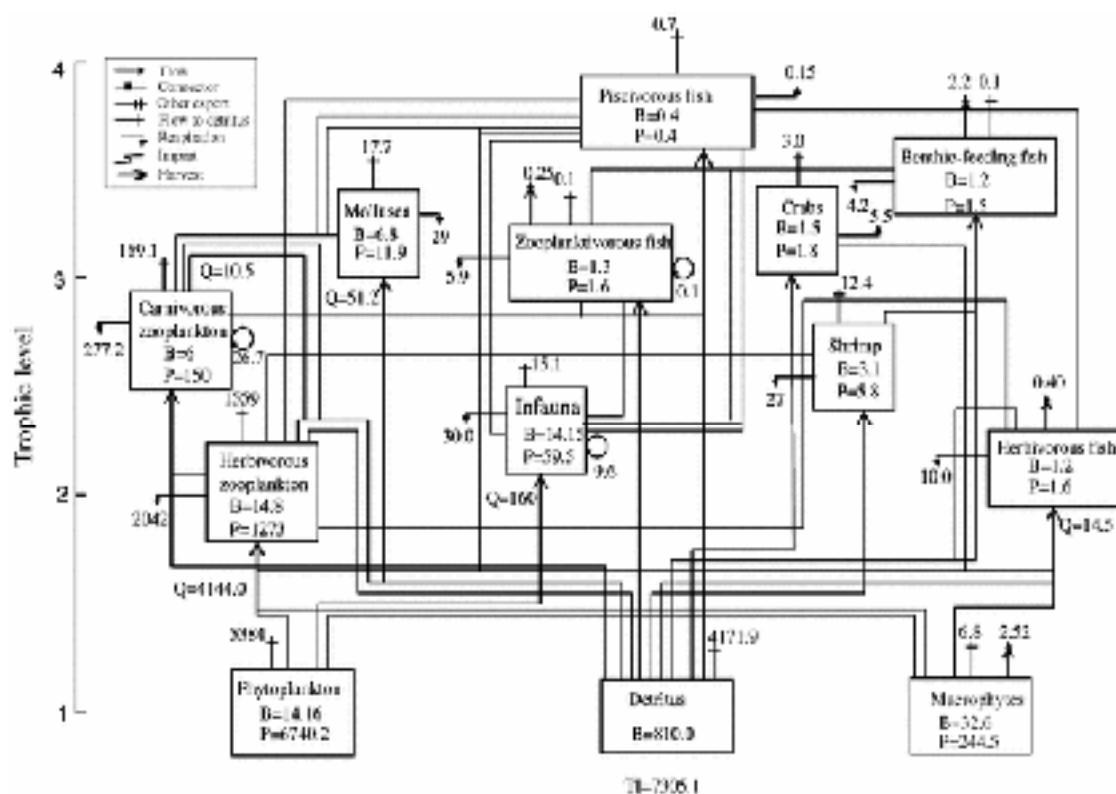
۱-۲-۵ نرم‌افزار اکوپیت

EWE^۳ به همراه Ecospace یا بیش از ۶۰۰۰ کاربرد در ۱۶۴ کشور جهان و نزدیک به ۵۰۰ مورد داوری مقالات (۱۲۰ مقاله در زمینه مدل‌سازی‌های بوم‌شناختی) تا به امروز متداول‌ترین پلتفرم مورد استفاده در مدل‌سازی زیست‌بوم‌ها بوده است. در این سلسله نرم‌افزارها، Ecopath جریان لحظه‌ای زی‌توده را در مجموعه‌ای از گروه‌های عامل (گروهی از آیزان که به واسطه شباهت نیچ اکولوژیک گرد هم آمده‌اند) (Polovin, 1984; Christensen and Pauly, 1992) توصیف می‌کند و این جریان‌ها را در طول زمان در هم ادغام می‌کند (Walters et al., 1997). این نرم‌افزار، توانایی ما را برای درک جمعیت‌های دریایی در کل یک زیست‌بوم و همچنین روند ملی‌گیری، متحول کرده است و تصویر لحظه‌ای از توازن ثابت توده‌ای

^۱ Virtual Population Analysis (MSVPA)
Trophic Level*

^۲ Ecopath with Ecosim

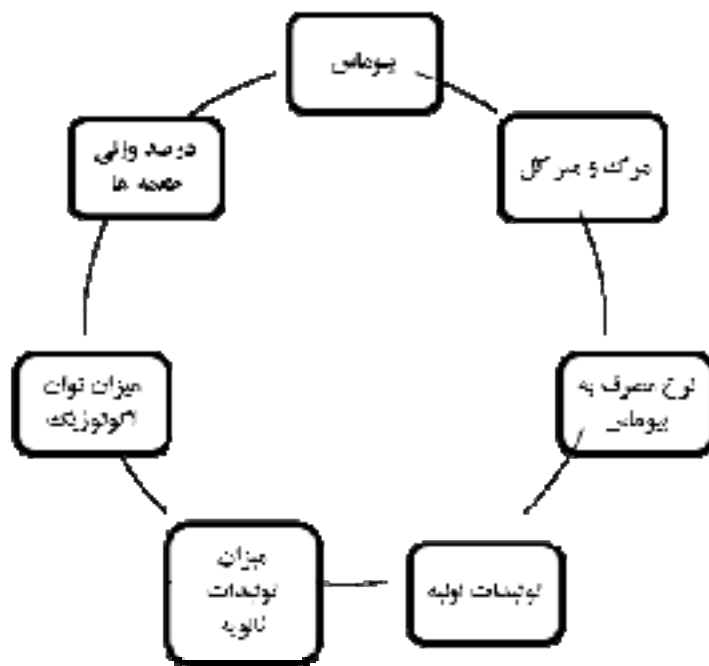
از مساج زیست‌بوم و روابط آن‌ها ایجاد می‌کند. EWE با کمک قوانین بصری شامل موازنه جرم، حفظ انرژی و کاربرد تئوری تغذیه (Walters and Martell, 2004)، شبکه غذایی پیچیده‌ای ساخته است که در علوم دریایی قابلیت ردیابی بیشتری فراهم کرده است. نمونه‌ای از این شبکه پیچیده در شکل ۱-۱ نشان داده شده است. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود، این مدل جعبه‌ای مستخرج از مدل‌های تغذیه‌ای است که نشان‌دهنده زی‌توده، تولید و مصرف در یک زیست‌بوم می‌باشد.



شکل ۱-۱ مدل جعبه‌ای مستخرج از مدل‌های تغذیه‌ای (Chen et al., 2011).

این ابزار در مدیریت ماهیگیری اهمیت زیادی دارد و می‌تواند به تحقق اهدافی که بارها و بارها ذکر شده و شامل پیوستگی ملاحظات زیست‌بوم یا مدیریت این عرصه‌ها است، کمک نماید این نرم‌افزار برای

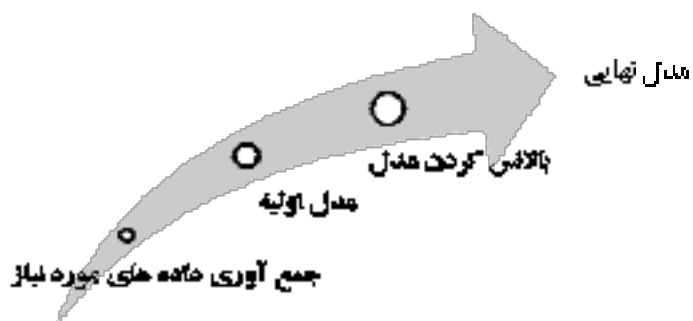
بیان مدل توازن توده^۱ در زیست‌بوم، می‌ی‌یر غذاهای خورده شده، نرخ غذای مصرفی، زی‌تونه و مرگ و میر ی‌ آورده می‌شود. شکل ۱-۲ ی‌رخی از اطلاعات مورد نیاز در نرم‌افزار اکویت را ی‌رای مدل اولیه نشان می‌دهد.



شکل ۱-۲ ی‌رخی از اطلاعات مورد نیاز ی‌رای آبریان مورد بررسی در مدل اولیه

پس از ی‌ه دست آوردن مدل اولیه، باید مدل را ی‌ر ی‌ایه شرایط زیست‌بوم یا لانس نمود و پس از آن، مدل قابل استفاده خواهد بود (شکل ۱-۳).

^۱ Mass-Balance



شکل ۱-۳ تصویر کلی از مراحل انجام مدل سازی

علاوه بر این، توسعه مدل های توازن توجه به طور کلی روی تشریح شرایط پایدار تمرکز دارد. برنامه کاربردی اکویت برای زیست بوم، از مناطق جغرافیایی پایین تا نواحی گرمسیری و از تالابها، رودخانه ها، دریاچه ها تا مصیبت ها، مرجل ها و دریاهای باز را پوشش می دهد (Pauly et al., 2000). از مزایای این مدل ۱- تعیین سطوح غذایی می باشد که تولیدات اولیه تا شکارچیلن بالاتر را دربر دارد، ۲- عبول آنالیز مجازی جمعیت است که تمرکز روی گونه های اقتصادی ذخایر ماهیان و تاکید بر روابط موجود در زیست بوم را دارد، ۳- ترکیب و همگون کردن مقادیر زیندی از اطلاعات پراکنده ماهیگیری است که به طور مداوم توسط شیلات جمع آوری می شود، ۴- استفاده گسترده از فرصت ها برای انجام مطالعات تطبیقی برای پاسخ به تأثیرات ماهیگیری بر زیست بوم است؛ که از همه مهمتر می باشد، از کاربردهای این نرم افزار پارامتری کردن داده ها، تجزیه و تحلیل مدل های غذایی و زیست بوم های آبی، ارزیابی زیست محیطی حتی در مناطق حفاظت شده، مقایسه زیست بوم در زمان های مختلف مثل قبل و بعد از شکوفایی جلبکی (پدیده کشد فرمز) می باشد (Pauly et al., 1998, 2000).

فصل دوم: مروری بر پیشینه پژوهش

امروزه مدل‌سازی شبکه غذایی، در زیست‌بوم‌های آبی به طور وسیعی توسط محققین در کشورهای مختلف انجام می‌گیرد. مدل تغذیه‌ای برای برآورد ارتباط بین گونه‌ها در بسیاری از عناصر اصلی بوم‌شناختی توسط (Polovina (1984 طراحی گردید. پس از آن با رویکردهای مختلف بوم‌شناختی و ترکیب چندین مدل توسط (Ulanowicz (1986 تجزیه و تحلیل جریان بین عناصر زیست‌بوم پشه‌دان انجام شد. از آن سال به بعد، مدل‌های بسیاری برای بررسی تغییرات زیست‌بوم در طی یک سال تا یک دهه مورد بررسی قرار گرفتند که می‌توان به مدل زیست‌بوم پرو نیز اشاره کرد. امروزه تجزیه و تحلیل سری‌های زمانی داده‌های بوم‌شناختی به طور فزاینده‌ای برای شبیه‌سازی زیست‌بوم‌ها به کار می‌رود (Abdurahiman et al., 2010; Pauly et al., 2000; Nascimento et al., 2012). این مطالعات متعدد روی مدل‌سازی شبکه غذایی زیست‌بوم‌ها، راه را برای مدیریت‌های چندگونه‌ای بر پایه زیست‌بوم هموار می‌کند مسلماً به دلیل اهمیت اقتصادی - اجتماعی زیست‌بوم‌های آبی کشورمان در تولید اشتغال، بکارگیری مدل اکوتی به همراه اکوسیم برای مدل‌سازی شبکه غذایی می‌تواند به بهبود اقدامات مدیریتی در زیست‌بوم آبی کشورمان از طریق ارزیابی پاسخ‌های چند گونه‌ای و شناسایی روابط تعدیل‌کننده زیست‌بوم کمک نماید.

مطالعات در داخل کشور

۱. Taghavimotlagh و همکاران (۲۰۱۴) روابط بوم‌شناختی برخی گونه‌های آبی را در زیست‌بوم ساحلی خلیج فارس مورد بررسی قرار دادند. نتایج این مطالعه نشان داد که تغییرات در زیست‌بوم شکار می‌تواند روی تنوع و در نهایت روی گروه‌های اصلی زنجیره غذایی تأثیر بگذارد.

۲. Razzaghi و همکاران (۲۰۱۶) با بررسی میانگین سطح غذایی در بذرگاه‌های آب‌های خلیج فارس طی سال‌های ۲۰۰۲ تا ۲۰۱۱ گزارش نمودند که تغییرات در شاخص میانگین سطح غذایی معکوس‌کننده

تغییرات در ساختار صیدگاهها است. همچنین بررسی الگوی زمانی میانگین سطح غذایی و شاخص تعادل در صیادی نشان داد که مایع ماهیگیری در آبهای ساحلی استان هرمزگان بیش از حد مورد استفاده قرار می‌گیرند. بنابراین، برنامه‌های مدیریت و حفاظت زیست‌محیطی می‌بایست برای این مایع ارزشمند اولویت‌بندی شوند.

۳. Behzadi و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی فاکتورهای بوم‌شناختی مرتبط با تغذیه و تعیین سطح غذایی سوکلا (*Rachycentron canadum*) در آبهای استان هرمزگان، میانگین سطح غذایی این ماهی را ۴۳۲ و میزان غذایی مصرفی بر بیوماس (Q/B) این گونه را ۶/۱۳ در سال گزارش نمودند.

۴. Rastgoo و همکاران (۲۰۱۷) با بررسی سطح تغذیه و عادات غذایی سپر ماهی (*Himantura gerrardi*) در بخش شمالی دریای عمان، میانگین سطح غذایی این ماهی را کمتر از ۴ گزارش نمودند.

۵. Navarro و Rastgoo (۲۰۱۷) با بررسی سطح غذایی گونه‌های ملعیان استخوانی و غضروفی آبهای خلیج فارس و دریای عمان گزارش نمودند که بین سطح غذایی و اندازه بدن آیزی همبستگی مثبت وجود دارد. این نتیجه نشان‌دهنده تغییرات در رژیم غذایی به علت تغییرات در ظرفیت شکارچیان است.

مطالعات در خارج از کشور

۶. Polovina (۱۹۸۴) زیست‌بوم مرجانی شمال غربی جزایر هاوایی را مدل‌سازی نمودند. نتایج نشان داد که میانگین تغیر در زی‌توده کل زیست‌بوم به طور معمول کمتر از ۸ درصد برای افزایش یا کاهش نهایتاً ۲۵ درصدی پارامتر P/B است. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که اعتبارسنجی تخمین‌های حاصل از یک‌بارگیری این مدل یا تخمین میزان زی‌توده و تولید یرخی از گونه‌ها توسط این مدل قابل انجام خواهد بود.

۷. Pauly و Christensen (۱۹۹۲) مقاله‌ای تحت عنوان اکویوت، نرم‌افزاری برای بالانس نمودن مدل‌های زیست‌بوم در حالت پایدار و برآورد ویژگی‌های شبکه غذایی ارائه نمودند. این محققین با مطالعه زیست‌بوم بخش غربی بالتیک گزارش نمودند که این نرم‌افزار شامل روش‌هایی برای تعادل‌سازی جریان در یک زیست‌بوم پایدار است و برای برآورد پارامترهای از دست رفته در کل سیستم و همین‌طور برای تخمین شاخص‌های تغذیه‌ای به کار می‌رود.

۸. Christensen (۱۹۹۶) با مطالعه روی مدیریت شیلاتی یا تاکید بر گونه‌های شکار و شکارگر گزارش نمود که مدل‌های چند گونه‌ای می‌تواند راهکارهای مدیریتی بهتری را در طولانی مدت ارائه دهد و حرکت به سمت اهداف بلند مدت را تسهیل نماید.
۹. Walters و همکاران (۱۹۹۷) ساختار مدل‌های پویای تغذیه‌ای زیست‌بوم‌های در حال بهره‌برداری را مطالعه نمودند. این محققین رویکردی را برای استفاده از نتایج ارزیابی‌های اکوتی برای ساخت مدل‌های زیست‌بوم پویا ارائه نمودند که می‌تواند برای شبیه‌سازی دیامیکی و آنالیزهای تغییر توازن بکار رود.
۱۰. Christensen (۱۹۹۸) با مطالعه روی تغییرات ناشی از ماهگیری در زیست‌بوم دریایی خلیج تایلند گزارش نمود که مدل اکوسیم می‌تواند برای پیش‌بینی تغییرات زیست‌بوم در اثر تغییرات ناشی از فشار صیادی مورد استفاده قرار بگیرد. به‌این استفاده از این مدل می‌تواند تغییرات ناشی از فشار صیادی، شدت تغییرات را در زیست‌بوم و تغییرات مداوم مشاهده شده در طول زمان را توضیح دهد.
۱۱. Shannon و همکاران (۲۰۰۰) مدل‌سازی اثرات ماهگیری را در زیست‌بوم بخش جنوبی یگونا ارائه دادند. این محققین گزارش نمودند که کلید پیش‌بینی اثرات صیادی روی زیست‌بوم، ساخت روش‌هایی است که تعامل اجزای زیست‌بوم یا یکدیگر را نشان دهد.
۱۲. Wolff و همکاران (۲۰۰۰) مدل جریان تغذیه‌ای مصب Caete که در منطقه مانگر و در شمال برزیل واقع شده است را برای استفاده پایدار از مایع لن، ارائه نمودند. این محققین رتبه‌بندی اجزای سیستم‌های مختلف، از لحاظ سهم آن‌ها در عملکرد سیستم را گزارش نمودند و نشان دادند که باکتری‌ها ۳۴٪، مانگر و ۱۹٪، خرچنگ (fiddler) ۱۳٪، فیتوپلانکتون و میکروفتیوتوز ۱۰٪، خرچنگ‌های مانگر و ۱۰٪ و باقی ۱۴ گروه عملکردی، ۱۴٪ را شامل می‌شوند.
۱۳. Arreguín-Sánchez و Vega-Cendejas (۲۰۰۱) جریان انرژی را در یک زیست‌بوم مانگر و در مکزیک مدل‌سازی نمودند. نتایج نشان داد که سهم بالایی از تولیدات اولیه به زیست‌بوم مجاور منتقل می‌شوند، در حالی که در داخل سیستم تنها ۴٪ باقی می‌ماند و ۷٪ به دتریتوس‌ها انتقال می‌یابد. در داخل مانگر و دتریتوس‌ها نقش مهمی را ایفا می‌کند و ۶۶٪ از جریان‌ها توسط سخت‌پوستان کوچک به ماهیان جدول انتقال می‌یابد. اثرات متقابل تغذیه‌ای نشان داد که دتریتوس و سطوح تغذیه‌ای پایین، تأثیر مثبتی روی اکثر گروه‌ها دارند؛ در حالی که با افزایش زی‌توده در قسمت‌های بالای شبکه غذایی (دیگر ماهیان و

ماهی خوارن) تاثیر منفی اتفاق افتاد. نرخ پایین کارایی اکولوژیک (EE^{**}) برای گروههای ماهی، نرخ پایین شکار را برای این گروهها نشان داد. در حالیکه نرخ بالایی P/B و Q/B نشان داد که مانگر و یک سیستم پر تولید یا ویژگی‌های خاص انتقالی بین مرحله بالغ و نابالغ است.

۱۴. Ortiz و Wolff (۲۰۰۲) مدل‌های تغذیه‌ای ۴ جمله کفزی را به صورت تجزیه و تحلیل مقایسه‌ای و ارزیابی مقدماتی راهبردهای مدیریتی در شیلی ارائه نمودند. نتایج آنالیز اولیه اثرات متقابل سطوح غذایی (MTI^{**}) نشان داد که سیاست‌های مدیریتی با هدف افزایش ساخت و سازهای انسانی، ذخایر دوکفهای *Argopecten purpuratus* و چلیک *Chondracanthus chamosi* را در زیستگاههای علفی و شن و ماسه-ای تحت تاثیر قرار داده و موجب حذف گونه ماهی *Malacoglanis gelatinosus* در زیستگاههای علفی می‌شوند.

۱۵. Zetina-Rejon و همکاران (۲۰۰۳) ساختار تغذیه‌ای و جریان انرژی را در تالاب Huizache-Caimanero واقع در ساحل مکزیکو بررسی نمودند. نتایج نشان داد که سطح غذایی مصرف‌کنندگان بین ۲ تا ۳/۶ است. زیرا این منطقه یک منطقه نوزادگاهی و حفاظت‌شده است و اغلب گروهها، افراد نابالغ را شامل می‌شوند. همچنین جریان انرژی، بیشتر در بخش‌های پایین‌تر شبکه غذایی مشاهده گردید.

۱۶. Alias و همکاران (۲۰۰۳) مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم بخش غربی ساحل شبه جزیره مالزی را ارائه نمودند این محققین با تجزیه و تحلیل شبکه غذایی گزارش نمودند که شاوهرهای صیادی دارای اثرات مستقیم و غیر مستقیم روی ارزیابی هستند که در زیست‌بوم، در سطوح تغذیه‌ای بالا قرار دارند.

۱۷. Vivekanandan و همکاران (۲۰۰۳) مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم بخش جنوب غربی سواحل هند را ارائه نمودند. نتایج نشان داد که سطح بالایی از شکار به ویژه برای شکارگران بزرگ و متوسط و تغذیه‌کنندگان از کف و دتریتوس خوارن وجود دارد. همچنین برآورد زی‌توده در مدل تغذیه‌ای یا برآورد زی‌توده حاصل از مطالعات ترال به روش مساحت جاروب شده قابل مقایسه است.

۱۸. Campos (۲۰۰۳) مدل زیست‌بوم خلیج San Pedro واقع در فیلیپین را ارائه نمود که بر پایه برآورد پارامترهای اولیه بود. این مدل نشان داد که میانگین سطح غذایی به دلیل فشار صیادی به میزان ۳/۲۵ کاهش یافته است.

^{**} Ecotrophic Efficiency
^{**} Mixed Trophic Impact

۱۹. Garcés و همکاران (۲۰۰۳) مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم ساحلی بخش غربی Sabah و Sarawak واقع در مالزی را ارائه نمودند. این محققین میانگین سطح غذایی (TL^۴) در این منطقه را ۳/۳ گزارش نمودند.
۲۰. Lin و همکاران (۲۰۰۴) مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم خلیج Kuosheng در بخش شمالی تایوان را ارائه نمودند. نتایج نشان داد از آنجایی‌که چرخه مواد و انرژی فرایند مهمی را در عملکرد زیست‌بوم‌های طبیعی دارند، حدود ۹۶٪ از چرخه جریان‌ها در خلیج Kuosheng، وابسته به دتریتوس‌ها هستند.
۲۱. Velasco و همکاران (۲۰۰۵) مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم آبی بخش جنوبی برزیل را بررسی نمودند. نتایج نشان داد که صیادی اثر منفی روی زی‌توده شکارگران و اثر مثبت روی گروه‌های ماهی رقیب و بهره‌برناری شده و همچنین میگوها دارد.
۲۲. Coll و همکاران (۲۰۰۶) جریان تغذیه‌ای، ساختار زیست‌بوم و اثرات صیادی در دریای کاتالان جنوبی واقع در بخش شمال غربی مدیترانه را مدل‌سازی نمودند. در این بررسی گروه‌های عملکردی به ۴ سطح غذایی طبقه‌بندی شدند که در بالاترین سطح غذایی، anglerfish دلقن‌ها، ماهیان پلاژیک بزرگ و Hake بالغ قرار دارند. نتایج نشان داد که این زیست‌بوم تحت تاثیر بخش‌های پلاژیک است، به طوریکه ماهیان ساردین و آنجوی بخش غالب زی‌توده و صید ماهی را به خود اختصاص داده‌اند. دتریتوس‌ها و گروه‌های دتریتوس‌خوار نقش کلیدی را در زیست‌بوم ایفا نمودند. همین‌طور تعاملات مهمی بین بخش پلاژیک و کفزیان برقرار است.
۲۳. Sandberg (۲۰۰۷) ساختار و فرایدهای شبکه غذایی زیست‌بوم دریای بالتیک را تجزیه و تحلیل نمود. نتایج نشان داد که تولید نیئا بالاتر باکتری‌ها نسبت به تولید اولیه، منجر به تفاوت‌های سیستماتیک در جریان کربن بین حوزه‌های آبی می‌شود. همچنین در این منطقه جریان از تولیدکنندگان اولیه به زنجیره غذایی بالاتر (زنویلانکتون و می‌سیدها) نیئا مشابه شبکه غذایی میکروبی بین مناطق مورد مطالعه است.
۲۴. Villanueva و همکاران (۲۰۰۸) روابط تغذیه‌ای زیست‌بوم آبی دریاچه Kivu را مدل‌سازی نمودند. نتایج نشان داد که منابع غذایی اصلی به‌طور کامل استفاده نمی‌شوند، زیرا کارایی انتقال در هر سطح غذایی (TL) بین ۴/۵ تا ۹/۴ درصد متغیر است. همچنین نتایج نشان داد که زنویلانکتون‌ها به علت فراوانی

^۴ Trophic Level

زنویدلانکتون‌خواران، نقش مهمی را در انتقال مواد آلی از سطح غذایی پایین به سطوح بالاتر تغذیه‌ای ایفا می‌کند.

۲۵. Panikkar و Feroz Khan (۲۰۰۹) اثر گونه‌های مهاجم را روی ساختار شبکه غذایی و ویژگی‌های زیست‌بوم منطقه گرمسیری هند ارزیابی نمودند. نتایج نشان داد که جریان‌های تغذیه‌ای در این منطقه، در ۴ سطح غذایی وجود دارند و ساختار شبکه غذایی در این زیست‌بوم توسط موجودات سطوح تغذیه‌ای پایین غالب است و بیشترین سطح غذایی برای شکارگران بالا، $2/57$ است. بالاترین شاخص همه چیزخواری برای گربه ماهیل بومی به میزان $0/422$ و سپس ماهی غریبومی تیلایای موزامبیک به میزان $0/402$ مشاهده شد. تیلایای Nile و Pearl spots ها بیشترین همپوشانی را نشان دادند که به دلیل رقابت بالای بین ماهی مشابه است.

۲۶. He و Chen (۲۰۱۱) یک مدل بوم‌شناختی برای زیست‌بوم مصنوعی بخش شمالی خلیج Hangzhou در چین ارائه نمودند و ساختار زیست‌بوم و اثرات صیادی را مورد تجزیه و تحلیل قرار دادند. این مدل نشان داد که عملکرد ساختار تغذیه‌ای مانند یک زیست‌بوم معمول ساحلی رفتار می‌کند. این زیست‌بوم مصنوعی دارای مقدار زیادی انرژی ذخیره (O) است که نشان می‌دهد، می‌تواند اختلالات غیر قابل پیش‌بینی را پشتیبانی نماید.

۲۷. Bundy و Araújo (۲۰۱۲) اثر تغییرات محیطی، صیادی و پویایی تغذیه را روی زیست‌بوم بخش غربی Scotian Shelf در کانادا بررسی نمودند. این محققین گزارش نمودند که ۱- تغییرات آب و هوایی (گرم شدن کره زمین) اثر منفی بر تولید در گونه‌ها و زیست‌بوم دارند. ۲- این اثرات ممکن است به علت اثرات ترکیبی تعاملات تغذیه‌ای و بهره‌برداری، افزایش یابد. ۳- ارزیابی‌های شیلاتی می‌بایست برای تغییرات زیست‌محیطی و اقلیمی و همچنین اثرات زیست‌بوم در سطح وسیع‌تر صورت بگیرد.

۲۸. Tecchio و همکاران (۲۰۱۳) ساختار شبکه غذایی و آسیب‌پذیری زیست‌بوم دریایی بخش شمال غربی دریای مدیترانه را مدل‌سازی نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که کلفش زی‌توده ملعی و وضعیت زیست‌بوم در این منطقه نتیجه توالی فرآیندی است که در طول زمان اتفاق افتاده است و در معرض تأثیرات انسانی و بهره‌برداری ملعگیری قرار گرفته است.

۲۹. Heymans و همکاران (۲۰۱۴) الگوهای جهانی شاخص‌های بوم‌شناختی شبکه‌های غذایی دریایی را با رویکرد مدل‌سازی بررسی نمودند. نتایج نشان داد که سطوح مرجع برای شاخص‌های زیست‌بوم می‌-

بایست برای زیست‌بوم‌های محصر بقرند و یا زیست‌بوم‌هایی از همان نوع (مؤخیت مشابه، نوع زیست‌بوم و...) ایجاد شود و نه در مقایسه یا سایر زیست‌بوم‌ها باشد.

۳۰. Chaalali و همکاران (۲۰۱۵) یک روش جدید مدل‌سازی را برای درک مؤخیت شبکه غذایی زیست‌بوم‌های دریایی با استفاده از ارزیابی عدم قطعیت ارائه نمودند. این محققین شبکه غذایی را توسط جریان‌ات اصلی در پایه شبکه غذایی و همین‌طور وجود سهم بالایی از مشارکت تولیدکنندگان اولیه و دتریتوس‌ها، برای جریان‌ات ورودی کل زیست‌بوم توصیف نمودند.

۳۱. Angelini و همکاران (۲۰۱۶) پیچیدگی یک مدل زیست‌بوم را برای آزمون اقدامات مدیریتی مطالعه نمودند. نتایج این مطالعه نشان داد که شکارگران عامل اصلی تنظیم زی‌توده طعمه‌ها هستند که به نظر می‌رسد محافظت از بالغین، بهترین گزینه در دسترس برای مدیریت است.

۳۲. Dutta و همکاران (۲۰۱۷) ساختار و دیامیک تغذیه‌ای زیست‌بوم بهره‌برداری شده شمال خلیج بنگال (مصوب Sundarban) واقع در هند را با استفاده از نرم‌افزار اکویت بررسی نمودند. برای ایجاد مدل تغذیه‌ای این زیست‌بوم، ۱۵ گروه عامل تعریف گردید. با توجه به نتایج به دست آمده، میانگین سطح غذایی در منطقه مورد مطالعه ۲/۷۱۶ و کارایی اکولوژیک (EE) در محدوده ۰/۴۲۴ تا ۰/۹۶۱ گزارش گردید. همچنین مشخص شد که Penaeid prawn، ماهیان پلاژیک کوچک و متوسط در این زیست‌بوم بیشترین گروه بهره‌برداری شده را شامل می‌شوند. در منطقه ساحلی بخش شمالی این خلیج، شبکه غذایی عمدتاً پلانکتون‌خواران و دتریتوس‌خواران هستند و فیتوپلانکتون‌ها و دتریتوس‌ها تقریباً تمام گروه‌های عامل را تحت تاثیر قرار می‌دهند و شکارچیان بالا اساساً در سیستم وجود ندارند. زئوپلانکتون‌ها و کفزیان به دلیل رفتار گروشتخواری، اثر منفی روی خود دارند از آنجایی‌که این بوم سامانه دارای سطح غذایی و کارایی اکولوژیک پایین است، لذا مدیریت درست می‌تواند کارایی این زیست‌بوم را که دارای بهره‌برداری بیش از حد است بهبود بخشد.

۳۳. Bornatowski و همکاران (۲۰۱۷) نقش بوم‌ساختی و سیر تاریخی شکارچین بزرگ پلاژیک را در زیست‌بوم فیانیوس اطلس جیبی با استفاده از نرم‌افزار اکویت بررسی نمودند. طبق نتایج گزارش شده، کاهش چشمگیری در میانگین سطح غذایی صید و میانگین طول کل ماهیان در صیدگاه‌ها مشاهده شد. همچنین شیبه‌سازی مدل نشان داد که میزان زی‌توده کوسه ماهیان می‌تواند پس از کاهش شدید تلاش صیادی بهبود یابد.

۳۴. Mutsert و همکاران (۲۰۱۷) با استفاده از مدل‌سازی زیست‌بوم، نواص مدیریتی ساحلی را روی ارزیان و صیادی ساحلی بررسی نمودند. این محققین گزارش نمودند، نتایج مدل‌سازی زیست‌بوم می‌تواند به عنوان ابزار پشتیبان تصمیماتی برای کمک به ارزیابی و مقایسه اقدامات مدیریتی مورد استفاده قرار یگیرد.
۳۵. Piroddi و همکاران (۲۰۱۷) تغییرات تاریخی زیست‌بوم دریایی مدیترانه را بر اسس نقش مدل‌سازی و تاثیر تولیدات اولیه و تغیرات صیادی در طول زمان بررسی نمودند. این محققین گزارش نمودند که شاخص‌های زیست‌محیطی مانند زی‌تونه جوامع، سطوح تغذیه‌ای، صید و شاخص‌های تنوع چنین تغییراتی را معکس می‌کند و در طول زمان تخریب زیست‌بوم را شامل می‌شوند.
۳۶. Sagarese و همکاران (۲۰۱۷) با مطالعه روی پیشرفت به سمت نسل بعدی مدل زیست‌بومی برای شمال خلیج مکزیک به این نتیجه رسیدند که مدل اکویت به همراه اکوسیم می‌تواند به بهبود اقدامات مدیریتی در زیست‌بوم از طریق ارزیابی پاسخ‌های چند گونه‌ای و شاسایی روابط تعدیل‌کننده زیست‌بوم کمک نماید.
۳۷. Bumbeer و همکاران (۲۰۱۷) روی پیش‌بینی تاثیر مهاجم *Pterois volitans* در زیست‌بوم ساحلی جنوب یوزل مطالعه نمودند. این محققین گزارش نمودند که با استفاده از این مدل می‌توان پیش‌بینی نمود که گونه مهاجم *lionfish* تاثیر شدیدی روی شبکه غذایی این زیست‌بوم دریایی دارد، که این تاثیرات به دلیل ۱- کاهش جمعیت شکار و در نتیجه کاهش غذا برای شکارچیان بومی است. ۲- اثر مستقیم و احتمالا اثرات تغذیه‌ای به صورت آشناری دارند ماهیان مر جانی بیشترین تاثیر را پذیرا شدند که شامل برخی گروه‌های یوم‌شاخکی و اقتصادی مهم مانند خانواده‌های لوتجانیده و گروپر بود. با این حال، انتظار می‌رود که برخی از ساز و کارها در راهبرد صیادی صیادلن تاثیر یگذارند. ذیفعان می‌بایست هوشیار باشد که گونه مهاجم *lionfish* می‌تواند یتانسیل یوم‌شاخکی را تحت تاثیر قرار دهد و تاثیرات اجتماعی - اقتصادی داشته باشد. در نتیجه می‌بایست ذورا راهبردهای متعدد و سیاست‌های لازم برای ۱- جلوگیری از ورود و استقرار *lionfish* و ۲- ایجاد زیست‌بوم مقاوم به این موضوع و دیگر گونه‌های بیگانه اعمال گردد.
۳۸. O'Farrell و همکاران (۲۰۱۷) با مدل‌سازی زیست‌بوم خلیج مکزیک و بررسی وضعیت فعلی و نیازهای آینده برای مدیریت بر پایه زیست‌بوم و فعالیت‌های بهره یبشهاد نمودند، ایجاد کتابخانه‌هایی در ارتباط با مدل‌های زیست‌بومی و بررسی نواص اطلاعات، به محققین کمک خواهد نمود که به سوال‌های مدیریتی منابع خاص در مناطق دریایی مختلف در جهان پاسخ دهد.

۳۹. Serpetti و همکاران (۲۰۱۷) یا بررسی تاثیر گرم شدن اقیانوس‌ها روی مدیریت میخی بر زیست‌بوم، به اهمیت تغییرات زیست‌محیطی روی مدیریت میخی بر زیست‌بوم از طریق تغییر در میزان ذخایر در کل صید پی بردند.

۴۰. Shirakihara و Sakamoto (۲۰۱۷) یا مطالعه روی پویایی زیست‌بوم خلیج توکیو یا تاکید بر سطوح تغذیه‌ای بالا یا استفاده از نرم‌افزار اکویت و اکوسیم، دریافتند که زیست‌بوم خلیج توکیو توسط فیتوپلانکتون‌ها کنترل می‌شود و همچنین مشاهده شد که کاهش در میزان زی‌توده آن منجر به کاهش در میزان زی‌توده سایر گروه‌های عملکردی می‌شود. این بدین معنی است که برای طراحی راهبردهای مدیریتی زیست‌بوم نیاز به مدل‌های وابسته است. همچنین این محققین دریافتند که کمبود اکسیژن تاثیر جدی روی پویایی زیست‌بوم در گذشته نداشته و همین‌طور فقدان فعالیت‌های صیادی منجر به افزایش میزان زی‌توده گروه‌های بهره‌بر داری شده نخواهد شد.

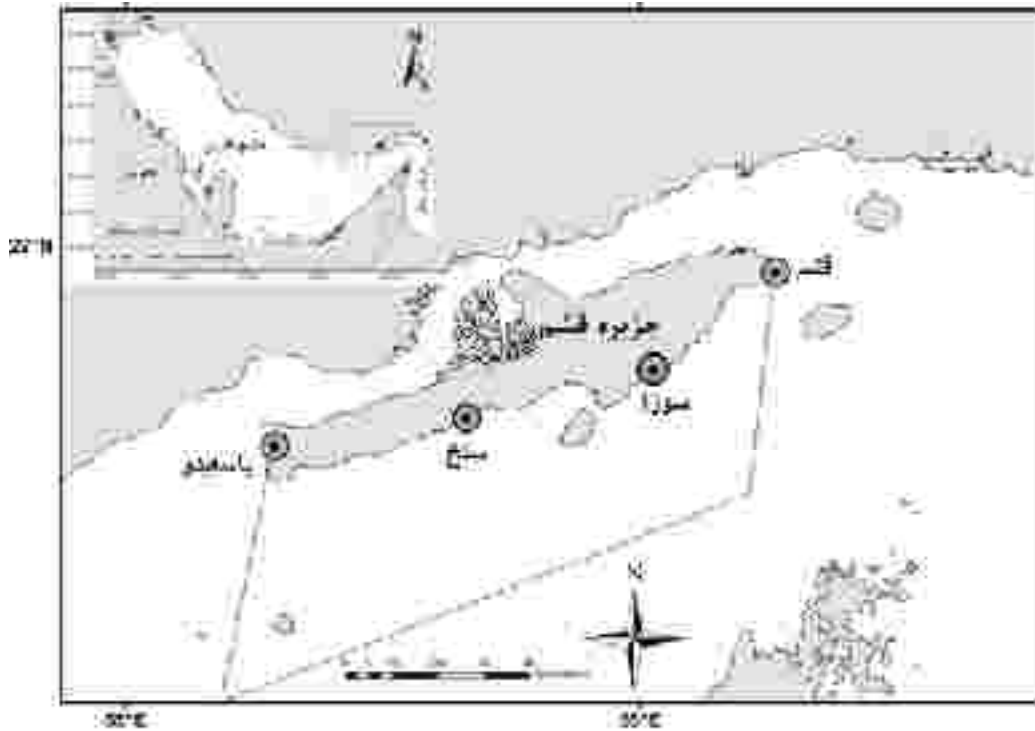
فصل سوم: مواد و روش‌ها

۳-۱ منطقه نمونه‌برداری

مطقه مورد مطالعه جنوب جزیره قشم انتخاب شد. جزیره قشم ($10^{\circ} 56' E$, $26^{\circ} 55' N$) بزرگترین جزیره خلیج فارس و بزرگترین جزیره غیرمتصل دنیا، با مساحتی بالغ بر ۱۴۹۱ کیلومتر مربع است. ایستگاه‌های قشم، سوزا، ساخ و یاسعدو در سواحل جنوبی جزیره قشم برای نمونه‌برداری مورد استفاده قرار گرفتند (شکل ۱-۳). نمونه‌برداری به صورت تصادفی و ماهانه در یک دوره یک‌ساله (فروردین‌ماه ۱۳۹۵ تا اسفندماه ۱۳۹۶) انجام گرفت. مختصات جغرافیایی هر یک از ایستگاه‌ها در جدول ۳-۱ نشان داده شده است.

جدول ۳-۱ مختصات جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در تحقیق حاضر

نام ایستگاه	طول جغرافیایی	عرض جغرافیایی
قشم	$14^{\circ} 37,50'' E$	$26^{\circ} 58' 37,76'' N$
سوزا	$03^{\circ} 35,03'' E$	$26^{\circ} 46' 21,31'' N$
ساخ	$42^{\circ} 09,63'' E$	$26^{\circ} 41' 03,39'' N$
یاسعدو	$16^{\circ} 32,09'' E$	$26^{\circ} 38' 02,24'' N$



شکل ۳-۱ موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های نمونه‌برداری در جنوب جزیره قشم

۳-۲ روش نمونه‌برداری

تعداد ۶ گونه ماهی به شرح زیر برای استفاده در مدل اکویت انتخاب شدند که شامل ماهی یال اسپری سریزرگ (*Trichiurus lepturus*) از خانواده Trichiuridae، شورت (*Sillago sihama*) از خانواده Sillaginidae، طلال (*Rastrelliger kanagurta*) از خانواده Scombridae، گاریز (*Liza klunzingeri*) از خانواده Mugilidae، شانگ زردباله (*Acanthopagrus latus*) از خانواده Sparidae، سگمر معمولی (*Pomadasy kaakan*) از خانواده Haemulidae می‌باشد (شکل ۳-۲). نکاتی که در انتخاب این گونه‌ها مدنظر قرار گرفتند شامل ۱- فراوانی و ثبات دسترسی در هر ماه، ۲- حضور در سطوح مختلف غذایی، ۳- تنوع در رژیم غذایی، ۴- تنوع در زیستگاه بودند. به منظور پوشش تمامی کلاس‌های طولی آیزان مورد مطالعه، نمونه‌ها توسط تمامی ابزارهای صیادی مورد استفاده در منطقه مورد بررسی شامل تور گوشگیر، فلاپ، گرگور و مشت جمع‌آوری شدند.

شکل ۲-۳ شمایی از بررسی نمونه‌ها در مطالعه حاضر

۳-۳ ابزارها و برنامه‌های مورد استفاده

- خط‌کش زیست‌سجی
- ترازوی دیجیتال برای توزین نمونه‌های آبی یا نخت (۰/۰۱ گرم،
- فرمالین ۴٪ و الکل ۷۰٪ جهت تثبیت محتویات معده،
- میکروسکوپ ایورت ولوپ جهت شناسایی نمونه‌ها،
- برنامه نرم‌افزاری EWE، نسخه 6.5.1 جهت انجام آنالیزهای تغذیه‌ای و شاخص‌های زیست‌بوم،
- برنامه نرم‌افزاری FiSAT II، نسخه 1.0.0 جهت محاسبه پارامترهای رشد،
- برنامه نرم‌افزاری Primer، نسخه 6 جهت نشان دادن شباهت تغذیه‌ای بین گونه‌های مورد بررسی،

۴-۳ آنالیزهای آزمایشگاهی

در مجموع ۳۷۵۷ قطعه ماهی از ۶ گونه فوق‌الذکر در جنوب جزیره قشم به صورت تازه از فروردین‌ماه ۱۳۹۵ تا اسفندماه ۱۳۹۶ جهت زیست‌سجی و بررسی‌های آزمایشگاهی به آزمایشگاه پژوهشکده خلیج فارس و دریای عمان منتقل شدند. همچنین بخشی از شاسایی محتویات معده نمونه‌ها در آزمایشگاه دانشگاه تربیت مدرس (نور) انجام گرفت. یا استفاده از تخته بیومتری طول کل، طول جنگالی، طول یاله دم، ارتفاع یاله دم (به جز برای ماهی یال اسبی سر بزرگ) و طول مخرجی (تھا برای ملعی یال اسبی سر بزرگ) یا دقت یک سانتی‌متر و وزن کل بر حسب گرم اندازه‌گیری و ثبت شدند. وزن معده یا محتویات محتویات معده به تھایی و وزن طعمه یا نفت ۰/۰۱ گرم توسط ترازوی دیجیتال اندازه‌گیری شدند. محتویات معده یا فرمالین ۴ درصد و الکل ۷۰ درصد تثبیت شدند و محتویات ماکروسکوپی و میکروسکوپی معده یا استفاده از لوب و میکروسکوپ جداسازی و شاسایی شدند (Berg, 1979). جهت شاسایی طعمه‌ها از کلیشهای شاسایی معتبر شامل Carpenter و همکاران (۱۹۹۷)، Grethe و همکاران (۱۹۹۶)، Al-kandari و همکاران (۲۰۰۹)، صانعی (۱۳۸۰)، Al-Yamani (۱۹۸۹ و ۲۰۰۶) استفاده شد و به روش شمارشی و وزنی ثبت شدند (Hyslop, 1980). چون فاصله صید تا زمن بررسی محتویات معده، یا به شرایط موجود و شیوه ماهیگیری طولانی بود، بخشی از محتویات معده ماهیان هضم شده بودند. ولی در نهایت پس از بررسی دقیق بقایای برخی از غذاهای مصرفی و شمارش ماهیان درصد محتویات شاسایی شده محاسبه گردیدند.

۵-۳ پارامترهای یورابی‌شناسی جمعیت

۱-۵-۳ رابطه طول و وزن

وزن ماهی تحت تاثیر طول بدن افزایش می‌یابد، پس می‌توان گفت طول و وزن یا هم نسبت دارند. برای محاسبه رابطه طول و وزن از رابطه ۳-۱ که رابطه توانی است، استفاده شد (King, 1995).

$$W = aL^b \text{ رابطه } ۳-۱$$

در این رابطه توانی، W وزن بر حسب گرم، L طول بر حسب سانتی‌متر؛ a مقدار ثابت و b نمای رابطه توانی است. این فرمول به نام فرمول آلومتر معروف است. همچنین به b، ثابت آلومتریک گفته می‌شود.

(Cadima, 2003). قانون ایزومتری که اصل سنجش رشد نیز خوانده می‌شود، در جامع‌ترین شکل آن ساده‌ترین قانون ممکن مربوط به رشد نسبی است. زیرا به طور ساده بیان می‌کند که نسبت افزایش نسبی متغیر y (در اینجا W) به افزایش نسبی متغیر x (در اینجا L) مقناری ثابت است (Bertalanffy, 1938). اگر یک جاندار در تمامی ابعاد بدن به صورت یکسان رشد کند، به معنی رشد همگون^۱ است. یعنی به فرضی ۲ برابر شدن طول، تغییر وزن آن با افزایش در حجم آن ($۳^۳$) همسو خواهد بود. بنابراین در رشدهای ایزومتریکی، یک رابطه از جسی توان سوم مابین طول و وزن برقرار است. در نتیجه مقدار b نزدیک [یا برابر] عدد ۳/۰ خواهد بود. از آنجا که نمودار مبنی بر فرمول رابطه طول و وزن یک معنی توانی یا غیرخطی خواهد بود و ترسیم و تفسیر آن دشوار است (King, 1996)، می‌توان یا تغییر آن به یک رابطه لگاریتمی (Le Cern, 1951) یا لگاریتم طبیعی (King, 1996) (Ln) آن را به شکل خطی به صورت رابطه ۲-۳ درآورد.

رابطه ۲-۳ $Log W = Ln a + bLn L$ و یا

$$Ln W = Ln a + b(Ln Fl)$$

در رابطه فوق $Ln W$ لگاریتم طبیعی وزن، $Ln Fl$ لگاریتم طبیعی طول جنگلی، $Ln a$ ضریب شکست معنی و b شیب خط معنی است. در مورد محدوده b پیشه‌های گوناگونی ارائه شده است. آنچه که روشن است این است که در رشد ایزومتریکی مقدار b برابر یا بسیار نزدیک به ۳ است (Sparre and Venema, 1998). اگر آزمون آماری t پائولی (Pauly, 1984b)، اختلاف معنی‌دار یا عدد ۳ نشان نداد نشانه رشد ایزومتریکی است. از همین روی آن را قانون مکعب^۲ می‌نامند (Biswas, 1993). به منظور سنجش این اختلاف از رابطه ۳-۳ استفاده شد (Pauly, 1984b).

$$t = [(s.dx) / (s.dy)] * [(1b-31) / (\sqrt[3]{1-r^2})] * [\sqrt[3]{n-2}] \quad \text{رابطه ۳-۳}$$

در این رابطه $s.dx$ انحراف معیار لگاریتم طبیعی طول جنگلی، $s.dy$ انحراف معیار لگاریتم طبیعی وزن، b شیب خط، r^2 ضریب تعیین و n حجم نمونه است.

۲-۵-۳ محاسبه پارامترهای رشد (طول بی‌نهایت (L_{∞}) و نرخ رشد (K))

L_{∞} طولی است که ماهیان یک ذخیره مورد نظر اگر به طور نامحدود رشد کند به آن طول خواهد رسید (Ingles & Pauly, 1984). به بیان دیگر، L_{∞} بیشه اندازه‌ای است که یک حیوان به طور متوسط به آن

^۱ Isometric
^۲ Cube Law

می‌رسد در صورتی که صیادی آن را نگیرد یا حیوان درنده‌ای آن را شکار نکند یا به بیماری کشنده‌ای دچار نشود. (Gulland, 1991).

K به بیان ساده سرعت رسیدن به اندازه بی‌نهایت (طول مجانب یا وزن بی‌نهایت) است. اگر تعریف گولاند (Gulland, 1991) از L_{∞} را که استوار بر عدم صید و خوردن شدن و بیماری ماهی است را بپذیریم، می‌توان k را به عنوان نرخ رسیدن ماهی به این طول توصیف نمود باید خاطر نشان کرد که پارامتر k وابسته به عوامل فیزیولوژیک است (Pauly, 1984a) و تحت تاثیر عوامل تشریحاتی ویژه افزایش مصرف اکسیژن، افزایش می‌یابد (Pauly, 1980). از همین روی گلهی آن را فاکتور تشریح نیز می‌نامند (Ingles & Pauly, 1984).

از این گذشته به k، پارامتر انحصاری فون پرتالنی نیز گفته می‌شود (Sparre & Venema, 1998). همچنین از طریق k می‌توان به برآوردی از مرگ و میر طبیعی یا M دست یافت (Cushing, 1981). تخمین اولیه L_{∞} از روش پاول ودرال استفاده گردید.

- محاسبه پارامترهای رشد به روش الفلن (۱):

برنامه الفلن یا چند روش، بهترین پارامتر انحصاری K مطابق بر هیستوگرامهای طولی را محاسبه می‌کند. برای محاسبه پارامترهای رشد از روش الفلن استفاده شد. در این روش داده‌ها ابتدا بازسازی می‌شوند و طی این مرحله فله‌ها و فخرها مشخص می‌شوند. در بازسازی محلی فراوانی طولی ابتدا یک میانگین متحرک از داده‌ها گرفته می‌شود و سپس مقدار هر ستون نسبت به آن سنجیده می‌شود. اگر مقدار ستون از میانگین متحرک بیشتر بود فله محسوب شده و عددی مثبت را از آن خود می‌نماید و اگر مقدار ستون کمتر از میانگین متحرک باشد فخر محسوب شده، عددی منفی را به خود اختصاص می‌دهد. در استفاده از روش الفلن ایدئال‌ترین جفت پارامترهای رشد (K و L_{∞}) زمانی است که مقدار عددی R_n بیشترین باشد.

$$R_n = 10 \text{ ESP/ ASP/ } 10$$

در رابطه فوق ASP مجموع فله‌ها و ESP مجموع فخرها است.

۳-۵-۳ آزمون فای پریم مونرو (Φ)

فای (Φ) پارامتری برای سنجیدن رشد در ماهیان و بی‌مهرگانی است که رشد آن‌ها از مدل فون-پرتالنی پیروی می‌کند (Munro and Pauly, 1983). بر این اساس مقدار فای از حاصل جمع لگاریتم k

و ۲/۳ لگاریتم وزن بی‌نهایت یا W_{∞} به دست می‌آید و برای ماهیان هم‌گونه و حتی هم‌خانواده دارای مقدار مشخصی است. با توجه به اینکه میزان فای پریم در گونه‌های مربوط به یک خانواده همساز و یا نزدیک به هم همتا مزایای به دست آوردن فای در این است که با دانستن مقدار آن در یک گونه، می‌توان به نرخ رشد (k) به شرط دانستن میزان W_{∞} دست یافت. از طرف دیگر طریقی نظر محققین مذکور، از آنجا که مقدار فای مستقیماً به رشد و در نتیجه متابولیسم و مصرف غذا مربوط می‌شود، دانستن مقدار آن می‌تواند در پی برنن به تبدلات انرژی در زیستگاه یا جایگاه اکولوژیک مربوطه راهگشا باشد (Munro and Pauly, 1983). بر همین اساس محققین مذکور فرمول پیشنهادی خود را به طول بی‌نهایت (L_{∞}) نیز گسترش دادند و مقدار به دست آمده را فای پریم نامیدند. فای پریم مونرو و که با نماد Φ' نشان داده می‌شود توسط رابطه ۳-۴ محاسبه می‌گردد.

$$\Phi' = \text{Log } K + 2 \text{ Log } L_{\infty} \quad \text{رابطه ۳-۴}$$

Munro و Pauly (۱۹۸۳) گزارش نمودند که مقادیر Φ' برای یک خانواده و گونه، از نامنه خاصی برخوردار است. چنانچه مقدار محاسبه شده خارج از این محدوده فرار بگیرد، بیانگر عدم صحت نتایج آرایه شده است (Sparre and Venema, 1998). با توجه به اینکه طول بی‌نهایت (L_{∞}) رابطه معکوسی با K دارد، میزان فای پریم مونرو و برای گونه‌های یکسان تقریباً ثابت است (Pauly and Munro, 1984). در نهایت به منظور مقایسه پارامترهای رشد به دست آمده (K و L_{∞}) یا سایر تحقیقات انجام شده، می‌توان از آزمون فای پریم مونرو استفاده نمود (Pauly and Munro, 1984).

۳-۵-۴ محاسبه مرگ و میر

فاکتورهای متعدد محیطی بر آیزیلن تأثیر گذار هستند و شناسی بقای افراد در یک جمعیت را کاهش می‌دهد. این فاکتورها شامل شرایط نامساعد، کمبود غذا، بیماری‌ها و به عنوان مهمترین عامل، شکارچیان هستند. مرگ و میر آیزیلن شامل مرگ و میر طبیعی و مرگ و میر صیادی است، که به مجموع آن‌ها مرگ و میر کل گفته می‌شود.

$$Z = 1 - 4 - 5 - 3 \text{ مرگ و میر کل } (Z)$$

مرگ و میر کل یا استفاده از نرم افزار FiSAT II از روش پاول - ودرال و رسم محلی خطی صید محاسبه شد (Gayanilo and Pauly, 1997). سن هر فرد یا طول مشخص و پارامترهای رشد از فرمول زیر محاسبه گردید.

$$t = t_0 - 1 / K \text{Ln} [1 - (L_t / L_{\infty})]$$

در این روش محلی لگاریتم طبیعی تعداد افراد در برابر سن نسبی رسم شده و شیب محلی برابر مرگ و میر کل است. معادله این محلی به صورت زیر می باشد:

$$\text{Ln} (f / dt) = a - Z$$

f: فراوانی در هر کلاس طولی

dt: اختلاف زمانی

a: مقدار ثابت

Z: مرگ و میر

۳-۵-۴-۲ مرگ و میر طبیعی (M)

این نوع مرگ و میر در نتیجه عواملی غیر از صیادی از قبیل شکار شدن به وسیله سایر موجودات، بیماری، تشن تخم ریزی، گرمسگی و سن یا لا اتفاق می افتد (Sparre and Venema, 1998). در این تحقیق برای محاسبه مرگ و میر طبیعی از رابطه تجربی پائولی (رابطه ۳-۵) استفاده شد پائولی در سال ۱۹۸۰ با استفاده از رگرسیون چند متغیره بین نرخ رشد، طول بی نهایت، میانگین درجه حرارت سطحی آب (درجه سلسیوس)، مرگ و میر طبیعی گونه های مختلف را در مناطق مختلف محاسبه نمود. میزان انحراف معیار مرگ و میر طبیعی در این رابطه ۰/۲۴۶ است (Pauly, 1980).

$$\text{رابطه ۳-۵} \quad \text{Log } M = ۰/۰۰۶۶ - ۰/۲۷۹ \text{ Log } L_{\infty} + ۰/۰۶۵۴۳ \text{ Log } K + ۰/۴۶۳۴ \text{ Log } T$$

در این رابطه T میانگین دمای آب، M ضریب مرگ و میر طبیعی سالیانه، K نرخ رشد، L_{∞} طول بی نهایت می باشد. این معادله علاوه بر پارامترهای رشد نیازمند میانگین دمای آب محیطی است که ماهی در آن زندگی می کند که بر اساس داده های به دست آمده دمای محیطی آب خلیج فارس ۲۶/۵ منظور گردید.

۳-۵-۴-۳ مرگ و میر صیادی (F)

مرگ و میر صیادی از کسر نمودن مرگ و میر طبیعی از مرگ و میر کل محاسبه می شود (Sparre and Venema, 1998).

ضریب بهره‌برداری از تقسیم مرگ و میر صیادی بر مرگ و میر کل به دست می‌آید (Pauly, 1980). در محاسبه این ضریب بهترین حالت زمانی است که مقدار E برابر با ۰/۵ به دست آید و مرگ و میر صیادی یا مرگ و میر طبیعی برابر باشد $F = M$. چنانچه ذخیره تحت فشار صیادی باشد $E > 0/5$ خواهد بود و اگر بهره‌برداری از ذخیره‌های کم باشد $E < 0/5$ است (Pauly, 1980).

۶-۳ بررسی رفتار و رژیم غذایی آبزیان مورد بررسی

برای بررسی رفتار تغذیه‌ای گونه‌های مورد بررسی در این تحقیق، روش شمارشی و روش وزنی مورد استفاده قرار گرفت (Hyslop, 1980).

۱-۶-۳ روش شمارشی

روش شمارشی^۱ بر اساس شمارش اقلام غذایی موجود در محتویات دستگاه گوارش است. در این روش، شاخص خالی بودن معده و شاخص وقوع شکار بررسی گردید (Hyslop, 1980).

۱-۱-۶-۳ شاخص خالی بودن معده (VI)

شاخص خالی بودن معده^۲ تخمینی از پرخطوری آیزی را نشان می‌دهد (Euzen, 1987, Chrisafi et al., 2007). این شاخص از رابطه ۶-۳ محاسبه می‌شود.

$$VI = (ES / TS) \times 100 \quad \text{رابطه ۶-۳}$$

در این رابطه VI شاخص خالی بودن معده، ES^۳ تعداد معده‌های خالی و TS^۴ تعداد معده‌های مورد مطالعه هستند. اگر VI بین ۰ و ۲۰ باشد آیزی مورد نظر پرخطور می‌باشد. اگر VI بین ۲۰ و ۴۰ باشد، آیزی مورد نظر نیکن پرخطور است. اگر VI بین ۴۰ و ۶۰ باشد، آیزی مورد نظر تغذیه متوسطی دارد. اگر

^۱ Numerical Method
^۲ Vacuity Index
^۳ Empty Stomach
^۴ Total Stomach

VI بین ۶۰ و ۸۰ باشد، آیزی مورد نظر نسبتاً کم‌خور می‌باشد و اگر VI بین ۸۰ و ۱۰۰ باشد نتیجه آن است که آیزی مورد نظر کم‌خور است (Euzen, 1987).

۳-۶-۱-۲ شاخص فراوانی نوع غذا (FP)

شاخص فراوانی نوع غذا^۱ نشان‌دهنده وفور طعمه در محیط است که نقش عمده‌ای در تخصیص آن‌ها به عدول طعمه اصلی، فرعی و انتقالی در آیزبان دارد (Euzen, 1987; Chrisafi et al., 2007). این شاخص از رابطه ۳-۷ محاسبه می‌شود.

$$FP = (NSJ / NS) \times 100 \quad \text{رابطه ۳-۷}$$

در این رابطه، FP شاخص فراوانی نوع غذا، NSJ تعداد معده‌های دارای شکار مورد نظر و NS تعداد کل معده‌های دارای شکار است (Hyslop, 1980). اگر مقدار این شاخص بیشتر از ۵۰٪ باشد، طعمه مشاهده شده غذای اصلی است. مقادیر بین ۱۰ و ۵۰٪ نشان می‌دهد که طعمه غذای فرعی موجود مورد بررسی است و اگر مقدار این شاخص کمتر از ۱۰٪ باشد، طعمه غذای انتقالی است.

۳-۶-۲ روش وزنی (WI)

در روش وزنی^۲، وزن هر یک از طعمه‌ها اندازه‌گیری می‌شود و به صورت درصد وزن طعمه به وزن معده همراه یا کل هم‌ان محتویات به دست می‌آید (رابطه ۳-۸).

$$WI = (Wi / Wi) \times 100 \quad \text{رابطه ۳-۸}$$

در این رابطه Wi وزن طعمه است (Hyslop, 1980).

۳-۷ مدل تغذیه‌ای موره استفاده

مدل تغذیه‌ای این امکان را برای کاربران فراهم می‌نماید تا تعاملات تغذیه‌ای و سایر اثری در زیست-یوم را کمیّت‌سجی نموده و ارتباطات تغذیه‌ای بین گروه‌های عامل را مستدسازی کند (Christensen and Walters, 2004). این مدل ابتدا یا استقانه از یک سری معادلات خطی، استاندارد شده و سپس تعادل زی‌توده و انرژی را تدریج می‌کند. معادله تعادل زی‌توده به شکل رابطه ۳-۹ بیان می‌شود.

^۱ Food Preference Index
^۲ Gravimetric Method

$$B \times \left[\frac{P}{Q} \right]_i \times EE_i = \sum_{r=1}^n \left[\frac{Q}{P} \right]_r \times DC_r + EX_i$$

در این معادله P_i تولید گروه i و B_i , B_z به ترتیب وزن زی‌توده گروه i ، z را نشان می‌دهد؛ EE_i کارایی اکولوژیک گروه i را نشان می‌دهد؛ $(P/B)_i$ نسبت تولید به وزن زی‌توده گروه i و $(Q/B)_z$ نسبت مصرف به وزن زی‌توده برای شکارچیان زاست. DC_z درصد مشارکت طعمه i در رژیم غذایی z را نشان می‌دهد. EX_i وزن ناد (صادرات) گروه i از جمله صید، تجمع وزن زی‌توده و مهاجرت خالص است.

در مدل تغذیه‌ای، داده‌های ورودی کلیدی برای هر گروه شامل B , P/B , Q/B , EE است. از این مدل ۳ پارامتر از ۴ پارامتر شناخته شده و معلوم است و تنها EE تخمین زده می‌شود. علاوه بر این، ترکیب رژیم غذایی هر گروه شکارچی نیز مورد نیاز است.

۳-۸ ساختار مدل

بر اساس تشابهات تغذیه‌ای، ویژگی‌های زیستگاهی، میزان اهمیت در صید و نقش ایقایی در یک شبکه غذایی ساده شده (Lin et al., 2013)، تعدادی گروه عامل در مدل زیست‌بوم آب‌های جوی جزیره قشم تعریف شدند. این گروه‌ها شامل ماهیان (معمولاً ماهیان اقتصادی و از آب‌های سطحی، کفزی و...)، سرپایان، میگوها، خرچنگها، پتوزها، زئوپلانکتون‌ها، فیتوپلانکتون‌ها و دتریتوس‌ها هستند. تمام پارامترها برای یک‌سال استاندارد شدند. داده‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر به عنوان ورودی‌های در مدل مورد استفاده قرار گرفتند.

۳-۹ ورودی‌های نرم‌افزار اکویت

۳-۹-۱ گروه‌های عامل^۱

گونه‌های بسیار زیادی در یک زیست‌بوم وجود دارند که تقسیم‌بندی آن‌ها بر اساس عملکردشان در یک زیست‌بوم، کار مشکلی است. غذای ماهیان را می‌توان به غذای پلاژیک (پلانکتون و نکتون) و پتیک تقسیم کرد. برای تقسیم‌بندی گروه‌های نارای عملکرد مشترک، زیستگاه (ستون آب یا رسوبات)، اندازه، نوع غذا و راه‌های متنوع تغذیه بکار برده می‌شوند که در واقع به نوعی خصوصیات شبکه غذایی را نمایان

^۱ Functional Group

می‌سازند (Pauly and Christensen, 2000). در این مدل، تمامی گونه‌های مورد بررسی به همراه طحله‌های آن‌ها در گروه‌های یوم‌شاکتی بر اساس زیستگاه و ساز تقسیم‌بندی شدند.

۲-۹-۳ وزن زی‌توده

داده‌های وزن زی‌توده برای ماهی‌ها و بی‌مهرگان توسط روش مساحت جاروب شده یا استفاده از مقدار میانگین صید بر واحد سطح در ترال کف محاسبه می‌گردد (Tang et al., 2006). وزن زی‌توده فیتوپلانکتون به وزن تر تبدیل می‌گردد (بر اساس وزن کرین) و وزن کرین فیتوپلانکتون از متوسط غلظت کاروفیل a که از عمقی یکپارچه و تایت حاصل شده است، به دست می‌آید (Lin et al., 2013). وزن زی‌توده دتریتوس با استفاده از یک رابطه تجربی توسعه یافته به وسیله Pauly و Christensen (۱۹۹۳) محاسبه می‌گردد، که نیازمند مقادیر عمق یوتروفی و تولید اولیه می‌باشد که تولید اولیه بر حسب gC/m^2 و عمق یوتروفی بر حسب متر محاسبه می‌شود (Chen, 2004).

وزن زی‌توده آریان مورد بررسی در این تحقیق از نتایج مساحت جاروب شده توسط گشت‌های تحقیقاتی موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور که در خلیج فارس انجام گرفته، استخراج گردید (ولی نسب و همکاران، ۱۳۹۵).

۳-۹-۳ نسبت تولید/وزن زی‌توده (P/B)

نسبت تولید به وزن زی‌توده (P/B) معادل نرخ مرگ و میر کل (Z) است (Allen, 1971)؛ که حاصل جمع مرگ و میر طبیعی (M) (Pauly, 1980) و مرگ و میر صیادی است. واحد آن بر حسب سال است که از روش محلی خطی صید بر اساس اطلاعات سنی و طولی صید محاسبه می‌شود (Beverton and Holt, 1957)، که در این مطالعه بر اساس اطلاعات فراوانی طولی گونه‌های مورد بررسی محاسبه شد.

۴-۹-۳ نسبت مصرف/وزن زی‌توده (Q/B)

میزان غذای مصرفی، مقدار غذایی است که توسط جمعیت گونه‌ها در یک دوره زمانی خاص خورده می‌شود. این شاخص برای اندازه‌گیری ضریب و میزان بازدهی اکولوژیک غذای مصرفی مورد استفاده قرار می‌گیرد که از رابطه ۳-۱۰ محاسبه گردید (Palomares and Pauly, 1989).

$$\text{رابطه ۳-۱۰} \quad \text{Log } Q/B = 7.964 + 0.204 \log W_{\text{م}} - 1.965 T + 0.083 Ar + 0.532 h + 0.398 d$$

در این رابطه W حداکثر وزنی است که یک ماهی در طول عمر خود به آن خواهد رسید. به عبارتی وزن سن‌ترین ماهی از یک گونه خاص است که از رابطه طول و وزن یا ثرار دادن طول بی‌نهایت در رابطه محاسبه می‌گردد (Sparre and Venema, 1992). همچنین در رابطه فوق Ar نشان‌دهنده سطح فعالیت ماهی است و در ارتباط با مصرف متابولیک می‌باشد (Ar برابر با h^2/s است که در آن h ارتفاع باله دم و s مساحت ناحیه باله دم می‌باشد)، h در گیاه‌خواران برابر با یک و در دتریتوس‌خواران و گوشت‌خواران برابر با صفر می‌باشد. همچنین d در دتریتوس‌خواران برابر با یک و در گیاه‌خواران و گوشت‌خواران برابر با صفر است.

برای گروههایی که P/B و Q/B در دسترس نیست، مقادیر یا استفاده از مدل‌های ایجاد شده برای زیست‌بوم‌های نواحی مجاور به دست می‌آید (Lin et al., 2004). در مطالعه حاضر این دو پارامتر برای گروههای سخت‌پوست و پلانکتونی به کمک یافته‌های (Mohamed 2005) که در آب‌های دریای عرب محاسبه شده است استفاده گردید.

۳-۹-۵ ماتریکس ترکیب غذایی (DC)^۲

ترکیب غذایی یکی از مهمترین ورودی‌ها در نرم‌افزار اکویت است که برای تخمین سطح غذایی موجودات بکار می‌رود (Pauly and Christensen, 2000). از آنجایی‌که شبکه غذایی، گونه‌هایی یا کارکردهای بوم‌ساختی متفاوتی را در یک زیست‌بوم به هم متصل می‌کند و همچنین با توجه به این‌که اطلاعات دقیقی در ارتباط با نوع و مقدار غذای مصرفی بخش اعظمی از گونه‌ها در دسترس نیست، لذا اطلاعات ترکیب غذایی برای فهم پویایی زیست‌بوم بسیار یا اهمیت است (Palomares and Pauly, 1989). در این ماتریکس درصد وزن طعمه‌های هر جانور در مدل ثرار می‌گردد که می‌بایست مجموع درصد وزنی محتویات معده هر گونه برابر با یک شود. ماتریکس ترکیب رژیم غذایی که در مدل لحاظ می‌گردد بر اساس آنالیز محتویات معده نمونه‌های بررسی شده و یا بر اساس مقالات پدست می‌آید (Zhang et al., 2010). در این تحقیق علاوه بر شناسایی محتویات معده گونه‌های مورد بررسی، اطلاعات تخریه مابقی گونه‌ها که به عنوان طعمه در معده‌های ماهی‌های مورد بررسی حضور داشتند از گزارش ارائه شده توسط Grandcourt و همکاران (۲۰۰۶)، Hajisamae و همکاران (۲۰۰۳)، Fauchald و همکاران

^۲ Aspect Ratio
^۱ Diet Composition

(۱۹۷۹)، Sabrah (۲۰۰۶)، Mohamed و همکاران (۲۰۰۵)، Pitcher و Standford (۲۰۰۰)، Mackinson و Daskalov (۲۰۰۷)، Sirajul Islam و Khalaf (۱۹۸۲) و سالاریور و همکاران (۱۳۸۷) استخراج گردید.

۱۰-۳ بالانس کردن مدل

اولین قدم برای بالانس کردن مدل، بررسی EE تخمین زده شده برای هر گروه است که آیا بیش از ۱ است یا خیر؟ به ناچار و در برخی موارد میزان EE ها برای برخی از گروهها هنگامی که ورودی اولیه محاسبه شده باشد یا کمتر از ۱ خواهد بود؛ این موضوع بر این نکته دلالت می‌کند که میزان شکار و یا برناشت گروه یا گروه‌های مورد سوال از میزان تولید زیستی فراتر هستند. آنالیز حساسیت مدل به منظور بهبود کیفیت تخمین‌ها و کمیت‌سنجی عدم اطمینان از داده‌های ورودی برای مدل استفاده می‌شوند (Christensen and Walters, 2004).

۱۱-۳.....اعتبارسنجی مدل

پس از ورود اطلاعات و پارامتری شدن داده‌ها، نرم‌افزار اکویت استاندارد شد. به‌منظور داشتن بهترین برآزش اولیه از مدل پارامتری شده، تخیرات کمی روی علقات غذایی، وزن زی‌توده و مرگ و میر انجام گردید در نهایت، برنامه یک آنالیز سیستم را همراه با شاخص‌های کاربردی به عنوان خروجی نهایی داد که مهمترین این شاخص‌ها میانگین سطح غذایی^۱ در مدل حاضر است.

۱۲-۳ ورودی مدل اکوسیم

این مدل قادر است تخیرات زیست‌بوم را در طول زمان شبیه‌سازی نموده و پیشگویی‌های مدل را با داده‌های مرجع مقایسه کند از این رو، روند سری‌های زمانی زی‌توده تخمین زده شده از سال ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۶ برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره قشم به عنوان ورودی به مدل دانه شد (ولی نسب و همکاران، ۱۳۹۵).

۱۳-۳ خروجی‌های مدل اکویت و اکوسیم

^۱ Trophic level

آنالیزهای تغذیه‌ای و شاخص‌های زیست‌بوم

جریل انرژی در یک زیست‌بوم می‌تواند به اشکال مختلف مانند تغذیه، مصرف، تنفس و همچنین تبدیل به دتریتوس‌ها در سطوح مختلف شبکه غذایی صورت بگیرد. مجموع فرایندهای بالا به عنوان شاخص توان عملکردی یک زیست‌بوم تعریف شده‌اند که می‌تواند به عنوان ابزاری برای سنجش کارایی زیست‌بوم‌ها نیز مورد استفاده قرار بگیرند (Libralato et al., 2006).

۳-۱۳-۱ تخمین اولیه سطح غذایی (TL)

سطح غذایی، از بررسی ترکیب عناصر غذایی تخمین زده می‌شود. سطوح غذایی بیانگر جایگاه موجودات در شبکه غذایی است که از ترکیب نوع غذای مصرفی این گونه‌ها تخمین زده می‌شود که از رابطه ۳-۱۱ تبعیت می‌کند (Pauly and Christensen, 1997).

$$\text{TROPH}_i = 1 + \sum_{j=1}^n (\text{DC}_{ij} \times \text{TROPH}_j) \quad \text{رابطه ۳-۱۱}$$

در این رابطه DC_{ij} کسری از طعمه زدر ترکیب نوع غذای شکارچی i است. TROPH_j سطح غذایی زاست. G تعداد رده‌های شاسایی شده از طعمه است. عناصر غذایی از تعداد مختلفی حلقه تشکیل شده‌اند که معمولاً تعداد حلقه‌ها از ۳ تا ۵ عدد می‌باشد. زنجیره‌های غذایی مستقل از یکدیگر نبوده و در یک جامعه طبیعی، گونه‌های زیادی از موجودات زنده را می‌توان یافت که از انواع مختلف منابع غذایی استفاده می‌کند. این بدان معنی است که برخی از حلقه‌ها بین آن‌ها مشترک هستند. نامه سطح غذایی از ۲ برای گیاه‌خواران / پوده‌خواران تا ۵ برای گوشت‌خواران متبوع است. اگرچه نامه ۵ بسیار نادر است و تنها برای گروه‌های راس و نزدیک راس هرم غذایی که شامل ماهیان بسیار بزرگ نظیر کوسما است به دست می‌آید (Pauly et al., 1998).

۳-۱۳-۲ کارایی اکولوژیک (EE)

کارایی اکولوژیک^۱ کسری از کل تولیدات است که به مصرف شکارچی می‌رسد. مقدار این کسر بین صفر و یک متغیر است. اگر این کسر یک باشد بدین معنی است که روی جانور مورد نظر فشار صیادی وجود ندارد (Christensen and Pauly, 1993). در این کسر نسبت تولید به وزن زی‌توده (P/B) برای یا مرگ و میر کل است. به عبارت دیگر $Z = M + F + OM$ است که در این رابطه Z برای یا مرگ و میر

^۱ Ecotrophic Efficiency

کل، M برابر با مرگ و میر طبیعی، F برابر با مرگ و میر صیدی و OM برابر با دیگر مرگ و میرها است. یا جایگزین نمودن P/B به جای Z و فرار دادن مقدر مرگ و میر طبیعی و صیدی، کارایی اکولوژیک به صورت رابطه ۳-۱۲ می‌شود (Christensen and Pauly, 1993).

$$\text{رابطه ۳-۱۲} \quad EE = 1 - OM / (P/B)$$

۳-۱۳-۳ روابط متقابل بین گونه‌های موره بررسی

تفاعلات متقابل بین شکارچیان و طعمه به صورت گرافیکی در قالب شبکه غذایی به تصویر کشیده می‌شود. در این قالب، سطوح غذایی از ۱ تا ۵ نشان داده شده‌اند که شکار - شکارچی یا توجه به سطوح غذایی و موقعیت بوم‌شناختی خود در جایگاه‌های مورد نظر فرار می‌گیرند. تمامی گونه‌ها همراه یا زی‌توده آن‌ها مشخص می‌شوند و تعاملات غذایی هر یک از گروه‌ها یا مسیرهایی به هم مرتبط می‌شوند.

۳-۱۳-۴ شاخص همپوشانی (OI)^۱

شاخص همپوشانی بیان‌کننده سقره غذایی مشترک بین گونه‌های ایزی است که یا مشاهده فراوانی متفاوت طعمه‌ها در معده گونه‌های مختلف قابل تخمین است. این شاخص از رابطه ۳-۱۳ پیروی می‌کند (Pianka, 1973).

$$\text{رابطه ۳-۱۳} \quad O_{jk} = \sum_{i=1}^n (P_{ji} \cdot P_{ki}) / \sqrt{(\sum_{i=1}^n P_{ji}^2 \cdot \sum_{i=1}^n P_{ki}^2)}$$

در این رابطه P_{ji} و P_{ki} نسبت فراوانی مایع i مصرف شده توسط به ترتیب گونه‌های j و k است. نامنه این شاخص بین ۰ و ۱ متغیر است. لذا، عند صفر نشان‌دهنده عدم وجود مبع غذایی مشترک بین گروه‌های شکار و شکارچی و عدد ۱ نشان‌دهنده همپوشانی کامل بین گروه‌های شکار و شکارچی است و در نتیجه بیشترین شباهت تغذیه‌ای را دارا هستند.

۳-۱۳-۵ شاخص انتخاب پذیری (E)^۲

شاخص انتخاب‌پذیری ترجیح غذایی شکارچیان را برای طعمه‌هایشان به صورت یک تصویر گرافیکی نشان می‌دهد که از رابطه ۳-۱۴ محاسبه می‌شود (Chesson, 1983).

$$\text{رابطه ۳-۱۴} \quad E_i = (r_i - P_i) / (r_i + P_i)$$

^۱ Overlap Index
^۲ Electivity Index

در این رابطه t_i فراوانی نسبی طعمه در رژیم غذایی شکارچی و P_i فراوانی نسبی طعمه در زیست‌بوم است. مقادیر این شاخص، یا رنگ پس زمینه سفید (-۱) تا قرمز (۱) در یک تصویر گرافیکی نشان داده می‌شوند. هرچه مقادیر به -۱ نزدیک‌تر باشد نشان‌دهنده اجتناب از شکار و هرچه به صفر نزدیک‌تر باشد، نشان‌دهنده فراوانی نسبی شکار در زیست‌بوم و نزدیک بودن به +۱ اولویت شکار برای شکارچی را نشان می‌دهد (Zavala-Camin, 1996).

۳-۱۳-۶ شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی (MTI)^۱

شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی توصیف می‌کند که چطور هر گروهی (یا در نظر گرفتن اثرات شکار و شکارچی) روی دیگر گروه‌های یک زیست‌بوم اثر می‌گذارد و در برگیرنده اثرات مستقیم و غیرمستقیم هم شکارگر و هم تعاملات رفتاری هستند. خروجی این شاخص به صورت یک تصویر گرافیکی است که از رابطه ۳-۱۵ محاسبه می‌شود (Christensen and Pauly, 1993).

$$MTI_i = DC_{ij} - FC_{ij} \quad \text{رابطه ۳-۱۵}$$

در این رابطه DC_{ij} نشان‌دهنده میزان زدر رژیم غذایی شکارچی i است که نشان‌دهنده میزان شرکت هر گروه در میزان صید است. FC_{ij} ترکیب غذایی میزبان است که نسبت شکارچی i به شکار j است که نشان‌دهنده میزان شرکت هر گروه در رابطه شکار و شکارچی است. در تصویر گرافیکی این شاخص، سلول‌های به رنگ مشکی اشاره به اثر مثبت و بهره‌مندی متقابل دو گونه از هم و سلول‌های به رنگ سفید اشاره به اثرات منفی یک گونه بر گونه دیگر هستند (Pauly et al., 1998).

۳-۱۳-۷ شاخص همه چیزخواری (OI)^۲

این شاخص به عنوان واریانس سطوح غذایی از گروه‌های شکار مصرف‌کننده و از رابطه ۳-۱۶ محاسبه می‌شود (Pauly et al., 1993).

$$OI_i = \sum_j (TL_j - (TL_i - 1))^2 \cdot DC_{ij} \quad \text{رابطه ۳-۱۶}$$

در این رابطه، TL_j سطح غذایی طعمه j ، TL_i سطح غذایی شکارچی i و DC_{ij} کسری از فراوانی طعمه j که غذای شکارچی i را تشکیل می‌دهد. زمانی که مقدار عددی شاخص OI صفر شود،

^۱ Mixed Trophic Impact
^۲ Omnivory Index

نشان‌دهنده اختصاصی بودن تغذیه شکارچی است به طوری که تنها از یک سطح غذایی تغذیه می‌کند. مقدار عددی بزرگ این شاخص نشان‌دهنده این است که شکارچی از سطوح غذایی بسیاری تغذیه می‌کند. ریشه دوم این شاخص در واقع خطای استاندارد از سطوح غذایی است و عدم اطمینان را از شاخص OI و تنوع نمونه‌ها نشان می‌دهد (Pauly et al., 1998).

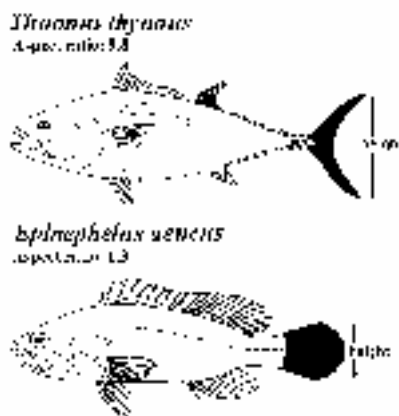
۳-۱۳-۸ شاخص Aspect Ratio

این شاخص، سطح فعالیت ماهی را در رابطه با متابولیسم ماهی نشان می‌دهد و با باله دمی در ارتباط است. هرچه ارتفاع باله دمی بیشتر باشد، میزان غذای مصرفی بیشتر خواهد بود (شکل ۳-۳). همچنین این شاخص ارتباط مستقیم با سرعت ماهی دارد؛ به طوری که ماهیانی که میزان این شاخص در آن‌ها بالا است (مانند تون ماهیان که نارای سرعت بالایی هستند)، از نرخ متابولیسم بالاتری برخوردارند و غذای بیشتری را مصرف می‌کند. همین‌طور ماهیانی که میزان این شاخص در آن‌ها پایین است، از نرخ متابولیسم کمتر و نرخ غذای مصرفی پایینی برخوردار هستند (Pauly et al., 1998). این شاخص از رابطه ۳-۱۷ به دست می‌آید.

$$\text{Aspect Ratio} = \frac{h^2}{s}$$

رابطه ۳-۱۷

در این رابطه h ارتفاع باله دمی و s مساحت ناحیه باله دمی می‌باشد.



شکل ۳-۳ شاخص Aspect Ratio در ارتباط با باله دمی

۳-۱۳-۹ شاخص ارتباطپذیری (CI)^۱

شاخص ارتباطپذیری مدل برای بررسی پایداری زیست‌بوم‌ها یکار می‌رود و در ارتباط یا غای گونه‌های زیست‌بوم است. این شاخص به عنوان نسبت تعداد افرادی بیان می‌شود که در شبکه غذایی ارتباط واقعی دارند به تعداد افرادی که در این شبکه ارتباط‌های احتمالی دارند که از رابطه ۳-۱۸ محاسبه می‌شود (Keitt et al., 1997).

$$\text{CONNECT} = \left(\frac{\sum_{i,j,k} c_{ijk}^2}{\sum_{i,j,k} c_{ijk}} \right) (100) \quad \text{رابطه ۳-۱۸}$$

در این رابطه، c_{ijk} نشان‌دهنده ارتباط بین میزبان i و k (اتصال = ۰ و غیر اتصال = ۱) مطابق با هر میزبان i است، D_{ij} تعداد میزبان‌های i به وجود آمده در شبکه غذایی بین تعاملات شکار-شکارگر در هر سطح غذایی است. واحد این شاخص، درصد می‌باشد. از آنجایی که نامنه این شاخص بین ۰ و ۱ متغیر است لذا، هرچه میزان برآورد شده توسط نرم‌افزار کمتر باشد غای گونه‌ای در زیست‌بوم بیشتر است (Odum, 1969; Christensen et al., 2005). از طرف دیگر، هر چه زیست‌بوم پیچیده‌تر باشد تمایل آن به سمت ناپایداری و حساس شدن را نشان می‌دهد (Christensen and Walters, 2004).

۳-۱۳-۱۰ شاخص گونه‌های کلیدی

در یک زیست‌بوم گونه‌هایی وجود دارند که نقش مهمی در شبکه غذایی ایفا می‌کند. این نقش ممکن است به عنوان شکار، شکارچی یا نارا بودن فراوانی خیلی زیاد در زیست‌بوم به وجود آید. این گونه‌های کلیدی می‌تواند از طریق بررسی نقش همپوشانی نسبی (E_i) در تقابل یا کلیدی بودن (KS_i) تشخیص داده شوند (Libralato et al., 2006). تاثیر همپوشانی از طریق رابطه ۳-۱۹ به دست می‌آید.

$$E_i = \sqrt{\sum_{j=1}^n c_{ij}^2} \quad \text{رابطه ۳-۱۹}$$

در اینجا m_{ij} تاثیرات خالص همه میزبان‌های ممکن در شبکه غذایی در ارتباط یا شکار i و شکارچی j را نشان می‌دهد. شاخص کلیدی بودن یک گونه (KS_i) تابعی از MTI کل و وزن زی توده آن گونه می‌باشد (Power et al., 1996) و یا رابطه ۳-۲۰ نشان داده می‌شود.

$$KS_i = \log (E_i(1-P_i)) \quad \text{رابطه ۳-۲۰}$$

^۱ Connectance Index
^۲ Keystoneness

در این رابطه P_i نسبت وزن زی‌توده گروه عامل i به وزن زی‌توده کل شبکه غذایی است.

۳-۱۴ آنالیزهای آماری

رابطه طول و وزن نمونه‌ها یا استفاده از آزمون رگرسیون خطی بررسی شدند (King, 1996). همچنین از آزمون آماری t پائولی برای سنجش رشد همگون یا ناهمگون بودن نمونه‌ها استفاده شد (Pauly, 1984b). برای نشان دادن شباهت‌های تغذیه‌ای بین گونه‌های مورد بررسی از آزمون 1 PCoA استفاده گردید (Anderson, 2006).

فصل چهارم: نتایج

در مجموع ۳۷۵۷ قطعه ماهی از ۶ گونه مختلف شامل یال اسبی سریزرگ (*Trichiurus lepturus*), شورت (*Sillago sihama*), طلال (*Rastrelliger kanagurta*), گاریز (*Liza klunzingeri*), شانک زردپاله (*Acanthopagrus latus*), سنگر معمولی (*Pomadasy kaakan*) که در جنوب جزیره نشیم نمونه-

Coordinates Analysis¹ Principal

برناری شدند، مورد زیست‌سنجی قرار گرفتند. روند تحلیل شبکه غذایی و ساختار جوامع آبریان از طریق تعیین شاخص‌های پویایی جمعیت مانند نرخ رشد، طول بی‌نهایت، مرگ و میر کل، مرگ و میر طبیعی، مرگ و میر صیادی و ضریب بهره‌برناری، تخمین رژیم غذایی و رفتار تغذیه‌ای گونه‌ها، اندازه‌گیری شاخص‌های تغذیه‌ای مانند شاخص همپوشانی، انتخاب‌پذیری، اثرات متقابل سطوح غذایی، همه چیزخواری و ... در آب‌های منطقه مورد بررسی در خلیج فارس انجام گردید که نتایج زیست‌سنجی و تحلیل شبکه غذایی به شرح زیر آمده است.

۱-۴ پارامترهای زیست‌سنجی و بررسی رفتار تغذیه‌ای ماهیان نمونه‌برهاری شده

۱-۱-۴ ماهی پال اسبی سربرزگ (*Trichiurus lepturus*)



در طول دوره تحقیق ۴۸۶ قطعه ماهی پال اسبی سربرزگ به صورت تصادفی و ماهانه در یک دوره یک-ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برناری و مورد زیست‌سنجی قرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی-

متری دسته‌بندی شدند (جدول (۱-۴)). میانگین طول

کل \pm (انحراف معیار) این ماهی $78/09 \pm (10/85)$ سانتی‌متر به دست آمد. اوج فراوانی طولی در کلاس‌های ۷۶-۹۰ سانتی‌متر بود و فراوانی تجمعی این کلاس‌های طولی از ۳۹٪ تا ۸۹٪ متغیر بود. به عبارت دیگر ۳۹٪ از نمونه‌های زیست‌سجی شده، کمتر از ۷۶ سانتی‌متر و ۸۹٪ از نمونه‌های زیست‌سجی شده کمتر از ۹۰ سانتی‌متر بودند.

جدول ۴-۱ مشخصات طولی و وزنی ماهی یال آسبی سرورگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

تعداد	وزن (گرم)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)	طول (سانتی‌متر)		میانگین طول \pm (انحراف معیار)
	حداکثر	حدالقل		حداکثر	حدالقل	
۴۸۶	۷۸۹	۱۲۰	$369/15 \pm (144/04)$	۹۶/۵۰	۵۰/۵۰	$78/09 \pm (10/85)$

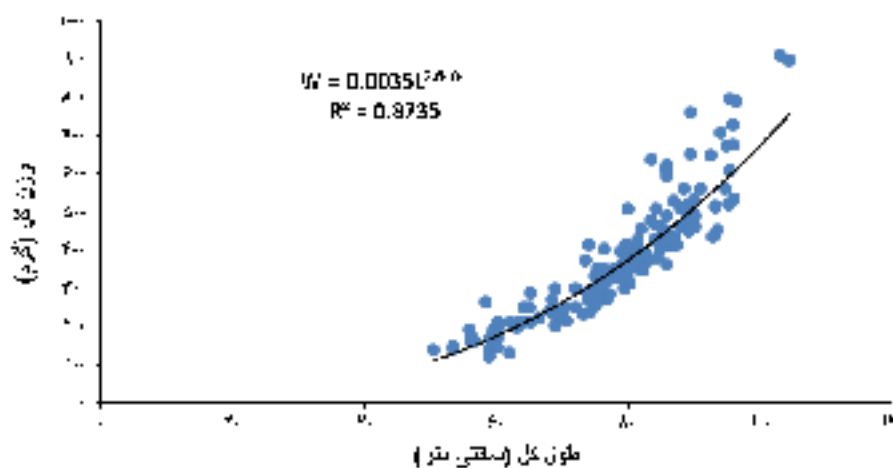
از طرف دیگر ننده‌های طولی دسته‌بندی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی یال آسبی سرورگ در آب‌های جنوب جزیره قشم در شکل ۴-۱ نشان داده شده است.



شکل ۴-۱ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی یال آسبی سرورگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن این ماهی یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده، محاسبه گردید. در این تحقیق میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی یال آسیی سرریزگ به ترتیب ۰/۰۰۳ و ۲/۶۴- به دست آمد. آزمون t پانولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده (۲/۶۴) و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان داد ($P < 0/05$) که نشان‌دهنده رشد ناهمگون و یا آلومتریک در این گونه است. به عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام اجزای بدن به صورت یکسان انجام نمی‌شود. شکل ۴-۲، رابطه طول و وزن ماهی یال آسیی سرریزگ را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۲ رابطه طول و وزن ماهی یال آسیی سرریزگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای یویایی جمعیت

یا یکارگیری نرم‌افزار FiSAT II و استفاده از روش القان، پارامترهای رشد و مرگ و میر این ماهی به شرح جدول ۴-۲ محاسبه شدند.

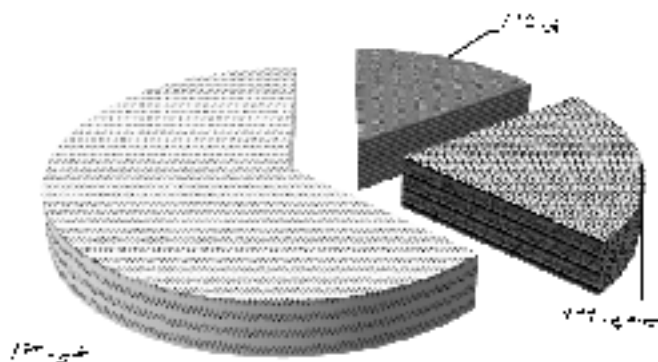
جدول ۴-۲ پارامترهای پویایی جهت ماهی یال آسیی سرریزگ در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

گروه	طول بی‌نهایت (L _∞)	نرخ رشد (K)	نمای پیرام مؤثره (Φ')	مرگ و میر صیادی (F)	مرگ و میر طبیعی (M)	مرگ و میر کل (Z)	صرب بهره‌برداری (E)
	سائتی (متر)	در سال)	(در سال)	در سال)	در سال)	در سال)	
یال آسیی سرریزگ	۱۰۷/۴۰	۰/۲۵	۳/۴۵	۰/۶۲	۰/۴۹	۱/۱۱	۰/۵

- رژیم غذایی

در این بررسی محتویات معده ۴۸۶ قطعه ماهی یال آسیی سرریزگ مورد بررسی و آنالیز قرار گرفتند و رفتار تغذیه‌ای آن‌ها بررسی شدند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان گوشتخوار طبقه‌بندی می‌شود. معده نمونه‌ها به سه دسته پر، نیمه پر و خالی تقسیم‌بندی شدند که ۱۵ درصد معده‌ها پر، ۲۲ درصد آن‌ها نیمه پر و ۶۳ درصد خالی بودند (شکل ۴-۳). شاخص خالی بودن معده (VI^۱) برای ماهی یال آسیی سرریزگ برابر ۶۲/۵۵ درصد یعنی است آمد که این ماهی را در زمره ماهیان نسبتاً کم‌خور قرار می‌دهد.

^۱ Vacuity Index



شکل ۳-۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی یال اسبی سربرنگ در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

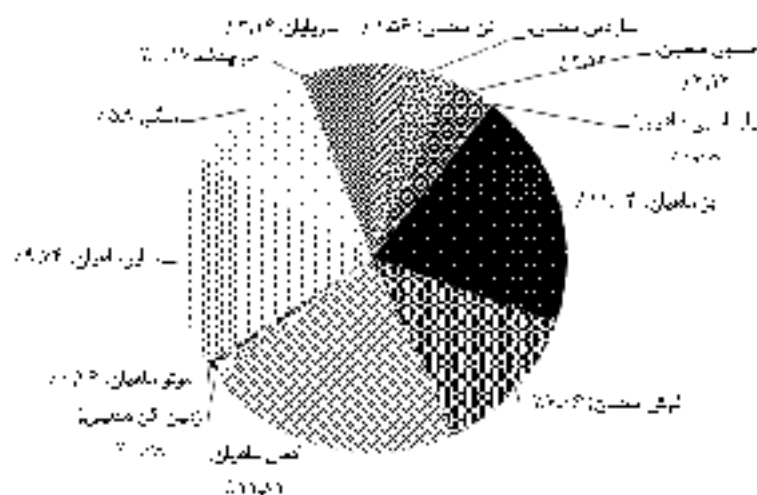
از تعداد کل ماهیان بررسی شده، سه گروه غذایی ماهیان، سخت‌پوستن و سرپایان در محتویات معده ماهی یال اسبی سربرنگ مشاهده گردید که معیان یا ۴۶/۴۵ درصد، بیشترین فراوانی را داشتند و سخت‌پوستن و سرپایان به ترتیب با ۶/۰۷ و ۳/۱۴ درصد رتبه‌های بعدی را به خود اختصاص دادند (شکل ۴-۴).



شکل ۴-۴ ترکیب غذایی محتویات معده ماهی یال اسبی سربرنگ در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

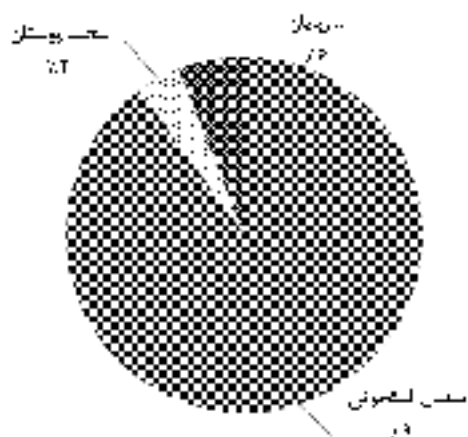
در بین گروه‌های ماهی موجود در محتویات معده ماهی یال آسیی سرپرگ، خانواده‌های تن ماهیان Scombridae، ساردین ماهیان Clupeidae، خنجر ماهیان Synodontidae، یال آسیی ماهیان Trichiuridae، یز ماهیان Mullidae، گیش ماهیان Carangidae، کفال ماهیان Mugilidae، زمین‌کن ماهیان Platycephalidae، موتو ماهیان Engraulidae شناسایی شدند. در بین گروه سخت‌پوستان تنها یک گونه از خانواده Penaeidae شناسایی گردید که بخشی از سخت‌پوستان شامل میگوها و خرچنگها شناسایی نشدند. از گروه سر پایان، ۳ جنس متعلق به خانواده‌های Sepiidae، Loliginidae و Octopodidae شناسایی شدند.

از میان خانواده‌های مورد بررسی، خانواده کفال ماهیان یا ۱۱/۸۱ درصد فراوانی، نسبت به خانواده‌های مورد بررسی بیشترین فراوانی و سپس یز ماهیان (۱۱/۰۲ درصد) و گیش ماهیان (۷/۰۶ درصد) به ترتیب فراوانی قرار داشتند (جدول ۱). خانواده یال آسیی ماهیان یا ۰/۰۸ درصد کمترین فراوانی را در بین خانواده‌های مورد بررسی به خود اختصاص دادند. همچنین، ۲۲/۱۳ درصد از ماهیان به دلیل فرآیند هضم، غیرقابل شناسایی بودند که درصد قابل توجهی از فراوانی کل ماهیان را نشان می‌دهد (شکل ۴-۵).



شکل ۴-۵ درصد ترکیب تعدادی محتویات معده ماهی یال آسیی سرپرگ به تفکیک گروه‌های یافت شده در آب‌های جنوب دریای قاسم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

همچنین نتایج درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی یال اسبی سربرنگ در شکل ۴-۶ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می‌شود ماهیان استخوانی از لحاظ درصد وزنی بالاترین میزان (۹۰٪) را به خود اختصاص داده‌اند.



شکل ۴-۶ درصد وزن غذای مصرفی ماهی یال اسبی سربرنگ در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) همان طور که در جدول ۳-۴ مشاهده می‌شود، میانگین درصد وزنی طعمه‌ها نشان داد که کتال ماهیان یا ۵۰/۷۵ درصد و گیس ماهیان یا ۱۷/۶۸ درصد بیشترین میانگین وزنی را در بین وزن طعمه‌ها دارا بودند.

جدول ۳-۴ شاخص وزنی (%W) ترکیب رژیم غذایی ماهی یال اسبی سربرنگ در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

ماهیان	%W
<i>Rastrelliger kanagurta</i> ^۱	۸/۶۴
<i>Sardinella longiceps</i> ^۲	۷/۴۲
<i>Saurida tumbil</i> ^۳	۸/۴۳
<i>Trichiurus lepturus</i>	۱/۴۸
<i>Upeneus sulphureus</i> ^۴	۱۳/۲۸

۱ کتال
 ۲ سبب لیسونی
 ۳ ماهیان
 ۴ ماهی

<i>Atule mate</i> ^۱	۱۷/۶۸
<i>Liza klunzingeri</i> ^۲	۵۰/۷۵
<i>Platycephalus sp.</i> ^۳	۰/۶۹
<i>Thryssa sp.</i> ^۴	۰/۶۸
سایر ماهیان	۱۹/۶۷
<hr/>	
<i>Penaeus semisulcatus</i> ^۵	۰/۰۸
سایر بیگونا	۴/۷۳
کرمچنگ	۰/۴۹
<hr/>	
<i>Sepia sp.</i>	۰/۰۳
<i>Loligo sp.</i>	۸/۷۳
<i>Octopus sp.</i>	۰/۳۷

- ترجیحات غذایی

اطلاعات درصد فراوانی حضور گردهای غذایی نشان داد که ماهیان بیشترین فراوانی (۴۶/۴۵ درصد) را در معدههای مورد بررسی دارند (جدول ۴-۴). در بین گونه‌های مورد بررسی، خانواده میس ماهیان بالاترین سهم فراوانی حضور (۵۷/۴۰ درصد) را نشان دادند که به عنوان غذای اصلی در میان اقلام غذایی ماهی یال اسبی سربرگ معرفی می‌گردند و پس از آن از ماهیان یا ۲۰/۴۳ درصد فراوانی حضور را از کل معدههای مورد بررسی نشان دادند که به عنوان غذای فرعی محسوب می‌شوند. خانواده کفال ملعیان، خسوف ماهیان و ساردین ماهیان از نظر فراوانی حضور در مراتب پندی فرار داشتند که به ترتیب ۱۰/۷۴ درصد، ۴/۸۶ درصد و ۴/۴۹ درصد حضور را نسبت به تعداد کل معدهها نشان دادند.

جدول ۴-۴ شاخص فراوانی (%F) و شاخص عددی (%N) ترکیب رژیم غذایی ماهی یال اسبی سربرگ در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

ماهیان	%F	%N
--------	----	----

سردین ماهیان
کفال
کرمچنگ
کفال
ساردین ماهیان

<i>Ra streliger kanagurta</i> ^۱	۱/۹۳	۱/۵۶
<i>Sardinella longiceps</i> ^۲	۴/۴۹	۲/۱۲
<i>Saurida tumbil</i> ^۳	۴/۸۶	۲/۱۲
<i>Trichiurus lepturus</i>	۰/۱۹	۰/۰۸
<i>Upeneus sulphureus</i> ^۴	۲۰/۴۳	۱۱/۰۲
<i>Atule mate</i> ^۵	۵۷/۴۰	۷/۰۶
<i>Liza klunzingeri</i> ^۶	۱۰/۷۴	۱۱/۸۱
<i>Platycephalus sp.</i> ^۷	۱/۴۷	۰/۶۸
<i>Thryssa sp.</i> ^۸	۰/۴۹	۰/۲۶
سایر ماهیان	۲۲/۱۳	۹/۷۴
سخت پوستان		
<i>Pena eus semisulcatus</i> ^۹	۹/۸۰	۲/۲۱
سایر سخت‌پوستها	۹/۴۷	۳/۶۹
قرچک	۰/۸۳	۰/۱۷
سرپایان		
<i>Sepia sp.</i>	۰/۰۸	۰/۰۹
<i>Loligo sp.</i>	۶/۰۷	۲/۷۱
<i>Octopus sp.</i>	۰/۳۵	۰/۳۴

۴-۱-۲ ماهی شورت (*Sillago sihama*)

تعداد ۷۹۵ قطعه ماهی شورت به صورت تصادفی و ماهانه در یک دوره یک‌ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برداری



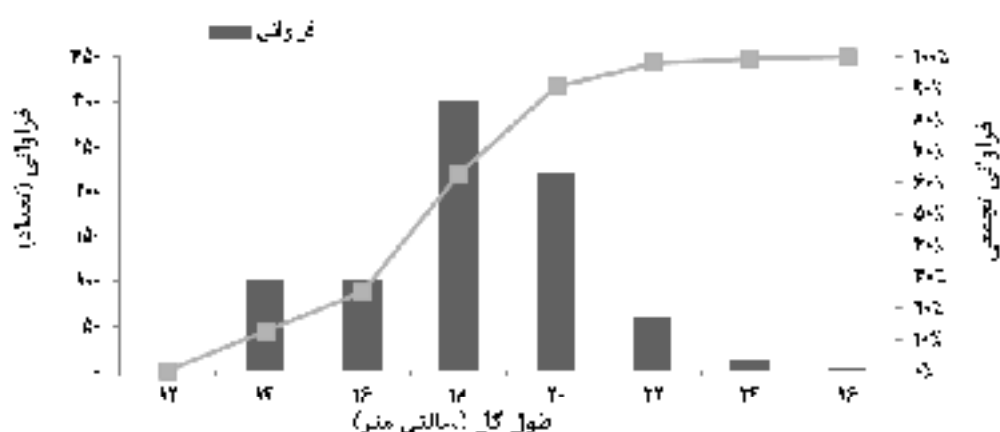
- ۱) خالخال
- ۲) سارنگین رونق‌دهی
- ۳) خنجر
- ۴) موز ملبی
- ۵) نمونین موش‌سها
- ۶) گل‌روز
- ۷) زهرت‌کنز
- ۸) کتچوی
- ۹) سنجوی بوری

و مورد زیست‌سجی فرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی‌متری دسته‌بندی شدند (جدول ۴-۵). میانگین طول کل \pm (انحراف معیار) این ماهی $17/39 \pm (2/43)$ سانتی‌متر به دست آمد. اوج فراوانی طولی در کلاس‌های ۲۰-۱۸ سانتی‌متر بود که فراوانی تجمعی این کلاس‌های طولی از ۶۳٪ تا ۹۱٪ متغیر بود.

جدول ۴-۵ مشخصات طولی و وزنی ماهی شورث در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

میانگین طول \pm (انحراف معیار)	طول (سانتی‌متر)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)	وزن (گرم)		تعداد
	حداکثر	حدال		حداکثر	حدال	
$17/39 \pm (2/43)$	حداکثر	حدال	$41/68 \pm (17/84)$	حداکثر	حدال	۷۹۵
	۲۵/۶۰	۱۲/۴۰		۱۳۱/۲۸	۱۳/۲۸	

داده‌های طولی دسته‌بندی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی شورث در آب‌های جنوب جزیره لشم در شکل ۴-۷ نشان داده شده است.

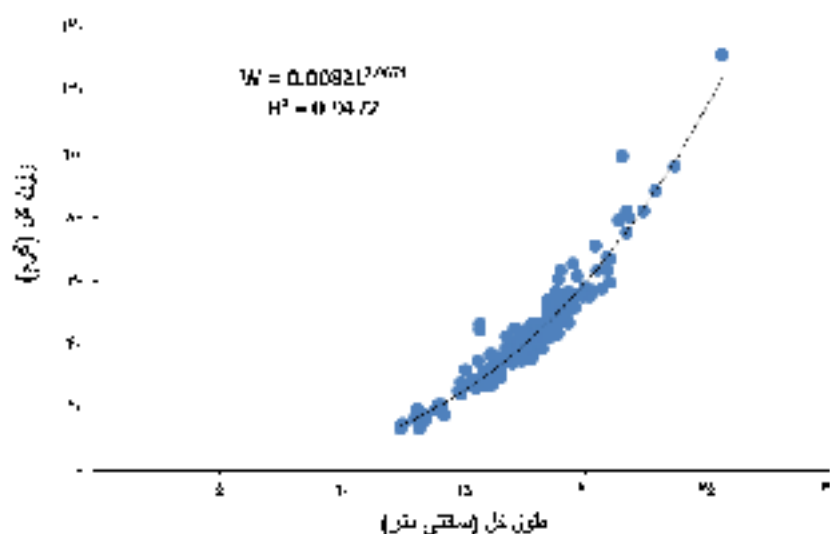


شکل ۴-۷ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی شورث در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن این ماهی یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده محاسبه گردید. در این تحقیق میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی شورث به ترتیب $0/008$ و $2/96$ به دست آمد. آزمون t پانولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده ($2/96$) و عدد 3 در سطح ۹۵ درصد

نشان داد ($P > 0.05$) که نشان‌دهنده رشد همگن و یا ایزومتریک در این گونه است. به عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکسان انجام می‌شود. شکل ۴-۸، رابطه طول و وزن ماهی شورث را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۸ رابطه طول و وزن ماهی شورث در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای پویایی جمعیت

یا پیکارگری نرم افزار FiSAT II و استفاده از روش القان، پارامترهای رشد و مرگ و میر ملعی شورث به شرح جدول ۴-۶ تخمین زده شدند.

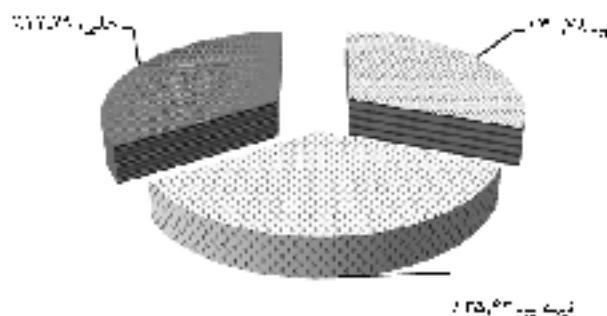
جدول ۴-۶ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی شورث در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

صرب	مرگ و میر	مرگ و میر	مرگ و میر	فای پریم	درخ رشد	طول بی‌کهایت	گونه
بهره‌برداری	کل	طبیعی	صیادی	موثر و	(K)	(L _∞)	
(E)	(Z)	(M)	(F)	(φ')	در سال)	سانتی‌متر)	
	در سال)	در سال)	در سال)				

شورت	۲۶/۹۱	۰/۴۷	۲/۵۳	۲/۴۶	۱/۰۹	۳/۵۵	۰/۱۶
------	-------	------	------	------	------	------	------

- رژیم غذایی

در این بررسی محتویات معده ۷۹۵ قطعه ماهی شورت مورد آزمایش قرار گرفتند و تخنیه آن‌ها بررسی شدند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان پلانکتون‌خوار طبقه‌بندی می‌شوند. ۳۰/۷۸ درصد معده‌ها پر، ۳۵/۴۳ درصد آن‌ها نیمه پر و ۳۳/۷۹ درصد خالی بودند (شکل ۴-۹). شاخص خالی بودن معده (VI) برای ماهی شورت برابر با ۳۰/۹۴ درصد پعدست آمد که می‌توان این ماهی را در زمره ملعیان نسبتاً پر خور قرار داد.



شکل ۹-۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی شورت در آب‌های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

یا بررسی رژیم غذایی ملعی شورت مشخص گردید که غذای اصلی این ماهیان یا مشامی‌های شامل Cyanophyceae (چلیک سبز-آبی)، Bacillariophyceae (دیاتومه) و Dinophyceae (دایوفلاژله) است.

- ترجیحات غذایی

اندام غذایی مصرفی و درصد فراوانی حضور شکار در محتویات معده ماهی شورت در فصول مختلف سال در جدول ۴-۷ آمده است. براین اساس، دیاتومه‌ها در فصل‌های پاییز، زمستان و بهار یا میزان به ترتیب ۷۶/۲۰، ۶۸/۴۰ و ۳۵/۷۱ درصد بیشترین مقدار را دارا بودند.

جدول ۴-۷ ترکیبات اصلی محصولات معدده ماهی شور در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

الانم غذایی	الانم (درصد)									
	بهار		تابستان		پاییز		زمستان		الانم	
	NM (%)	FO (%)	NM (%)	FO (%)	NM (%)	FO (%)	NM (%)	FO (%)	NM (%)	FO (%)
دیاتومه										
<i>Surirella</i> sp.	-	-	-	-	۰/۳۲	-	۶/۹۰	۷/۸۹	۶/۳۳	۳/۸۰
<i>Gyrosigma</i> sp.	-	-	-	-	۵۲/۲۹	۳۸/۱۰	-	-	۳/۷۳	۱۰/۱۳
<i>Amphora</i> sp.	۱/۸۵	۷/۱۴	-	-	۵/۵۲	۲۳/۸۱	۱/۴۰	۲/۶۳	۱/۷۰	۸/۸۶
<i>Pleurosigma</i> sp.	-	-	-	-	۲۹/۲۲	۱۴/۲۹	-	-	۲/۰۹	۳/۸۰
<i>Cymbella</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۱/۱۹	۱۳/۱۶	۱/۰۹	۶/۳۳
<i>Navicula</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۲۸/۰۷	۲۳/۶۸	۲۵/۶۷	۱۱/۳۹
<i>Cerataulina</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۱/۵۲	۲/۶۳	۱/۴۰	۱/۲۷
<i>Pinularia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۳۸	-	۰/۳۵	-
<i>Cymatopleura</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۱۳	۲/۶۳	۰/۱۱	۱/۲۷
<i>Hemidiscus</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۳/۰۵	۲/۶۳	۲/۷۹	۱/۲۷
<i>Coscinodiscus</i> sp.	۴۴/۴۴	۲۸/۵۷	-	-	-	-	۱۵/۸۴	۷/۸۹	۱۵/۰۴	۸/۸۶
<i>Rhizosolenia</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۰۵	۲/۶۳	۰/۰۵	۱/۲۷
<i>Peridinium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۰۵	۲/۶۳	۰/۴۶	۱/۲۷
جمع کل	۴۶/۲۹	۳۵/۷۱	-	-	۸۷/۳۵	۷۶/۲	۵۹/۰۳	۶۸/۴	۶۰/۸۱	۵۹/۵۲
جلیک سیر-آبی										
<i>Oscillatoria</i> sp.	۱/۸۵	۷/۱۴	-	-	-	-	-	-	۰/۰۲	۱/۲۷
داینو فلاژله										

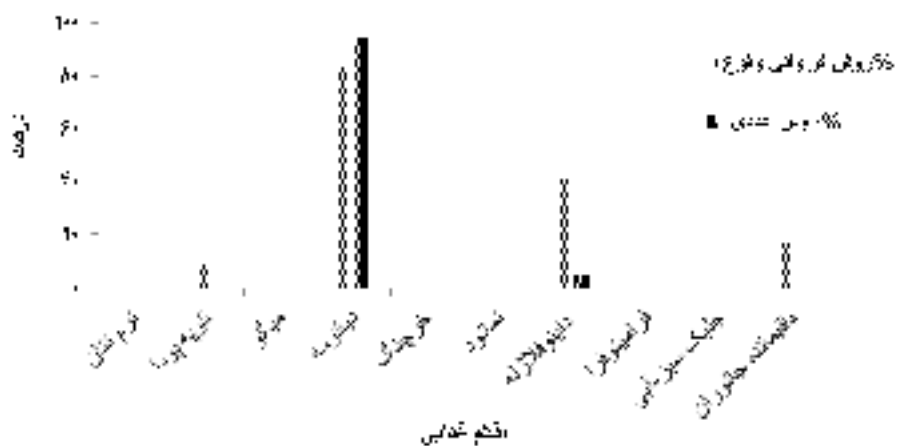
<i>Alexanderium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۰۲	۲/۶۳	۰/۰۲	۱/۲۷
<i>Polykrika</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۲/۵۳	۵/۲۶	۲/۳۲	۲/۵۳
<i>Dinophysis</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۰۵	-	۰/۰۵	-
<i>Prorocentrum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۱/۵۰	۷/۸۹	۱/۳۷	۳/۸۰
<i>Pyrocyst</i> sp.	-	-	-	-	-	-	۰/۵۰	۲/۶۳	۰/۴۶	۱/۲۷
جمع کل	-	-	-	-	-	-	۴/۶۰	۱۸/۴۱	۴/۲۲	۸/۸۷
دوگانه‌ای	۱/۸۵	۷/۱۴	-	-	-	-	-	-	۰/۰۲	۱/۲۷
کوپه‌په‌په	۳۵/۲۰	۲۸/۵۷	-	-	-	-	۳۵/۷۹	۷/۸۹	۳۳/۱۷	۸/۸۶
میگو	-	-	۳۳/۳۳	۳۳/۳۳	-	-	-	-	۰/۰۴	۲/۵۳
خرچنگ	-	-	۶۶/۶۷	۶۶/۶۷	-	-	-	-	۰/۰۹	۵/۰۶
نماتده	۱/۸۵	۷/۱۴	-	-	۰/۹۷	۴/۷۶	-	-	۰/۰۹	۲/۵۳
فرامینی‌ولر	-	-	-	-	-	-	۰/۵۰	۲/۶۳	۰/۴۶	۱/۲۷
یالی‌مانده‌های جانوری	۱۲/۹۶	۱۴/۲۹	-	-	۱۱/۶۸	۱۹/۰۵	۰/۰۵	۲/۶۳	۱/۰۴	۸/۸۶

روش عددی (NM)^۱ روش فراوانی وقوع شکار (FO)^۲

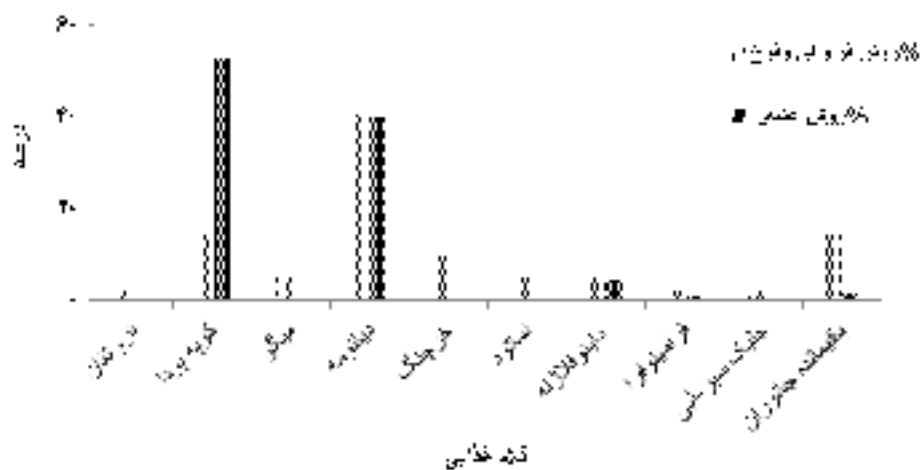
بر اساس تقسیم‌بندی ماهی شورت به سه گروه اندازه‌ای کوچک (۱۰/۹۰-۵ سانتی‌متر)، متوسط (۱۱-۱۶/۹۰ سانتی‌متر) و بزرگ (۱۷-۲۳/۹۰ سانتی‌متر)، ارقام غذایی موجود در محتویات معده در شکل-های ۴-۱۰ و ۴-۱۱ نشان داده شده است. بر این اساس، در گروه یا اندازه کوچک (۱۰/۹۰-۵ سانتی‌متر) هیچ‌گونه ارقام غذایی مشاهده نشدند. همین‌طور تفاوتی بین عادات غذایی در گروه‌های یا اندازه متوسط و بزرگ وجود نداشت. با این حال دیاتومه‌ها بیشترین حضور را در گروه یا اندازه متوسط (۱۶/۹۰-۵ سانتی‌متر) (۱۱) به میزان ۸۳/۳۰ درصد در روش فراوانی وقوع شکار و به میزان ۹۰/۳۹ درصد در روش شمارشی دارا هستند.

^۱ Numerical method

^۲ Frequency occurrence method



شکل ۴-۱۰- درصد گونه‌های موجود در محتویات معده ماهی شورث یا اندازه متوسط (۱۱-۱۶/۹۰ سانتی‌متر) در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)



شکل ۴-۱۱- درصد گونه‌های موجود در محتویات معده ماهی شورث یا اندازه بزرگ (۱۷-۲۲/۹۰ سانتی‌متر) در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

۳-۱-۴ ماهی پلال (*Rastrelliger kanagurta*)

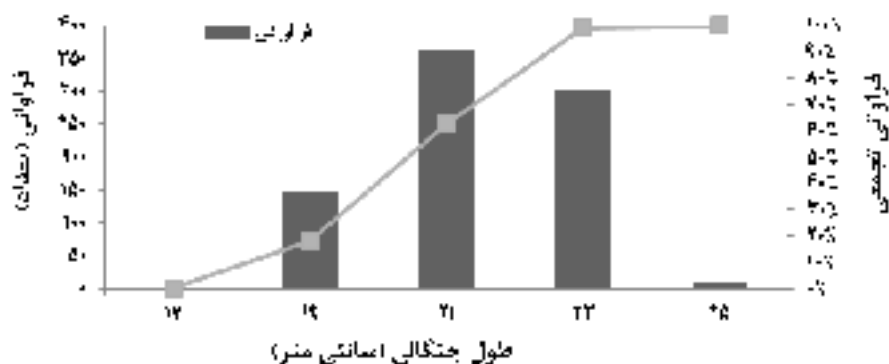


۷۵۶ قطعه ماهی پلال به صورت تصادفی و ماهانه در یک دوره یک‌ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برداری و مورد زیست‌سنجی قرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی‌متری دسته‌بندی شدند (جدول ۴-۸). میانگین طول جنگالی \pm (انحراف معیار) این ماهی $20/55 \pm (1/33)$ سانتی‌متر به دست آمد. اوج فراوانی طولی در کلاس‌های ۲۱-۲۳ سانتی‌متر بود و فراوانی تجمعی این کلاس‌های طولی از ۶۲٪ تا ۹۹٪ متغیر بود.

جدول ۴-۸ مشخصات طولی و وزنی ماهی پلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

تعداد	وزن (گرم)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)	طول (سانتی‌متر)		میانگین طول \pm (انحراف معیار)
	حداکثر	حدالل		حداکثر	حدالل	
۷۵۶	حداکثر	حدالل	$153/85 \pm (28/01)$	حداکثر	حدالل	$20/55 \pm (1/33)$
	۲۲۸/۵۱	۹۶		۲۳/۲۰	۱۷/۸۰	

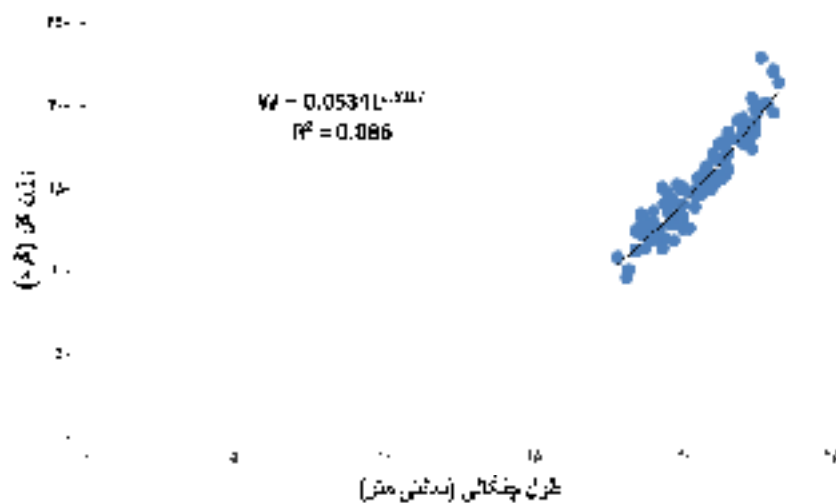
داده‌های طولی دسته‌بندی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی پلال در آب‌های جنوب جزیره لشم در شکل ۴-۱۲ نشان داده شده است.



شکل ۴-۱۲ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی پلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن ماهی طلال با استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده محاسبه گردید. میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی طلال در این تحقیق به ترتیب ۰/۰۵۳ و ۲/۶۳ به دست آمد. آزمون t پائولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده (۲/۶۳) و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان داد ($P < 0/05$) که نشان‌دهنده رشد ناهمگون و یا آلومتریک در این گونه است. به عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکسان انجام نمی‌شود. شکل ۴-۱۳ رابطه طول و وزن ماهی طلال را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱۳ رابطه طول و وزن ماهی طلال در جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای پویایی جمعیت

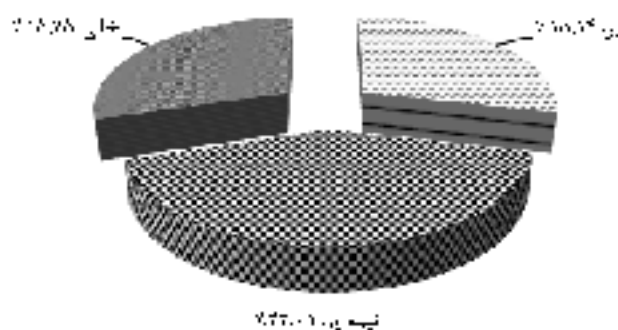
یا یکارگیری نرم‌افزار FiSAT II و استفاده از روش الفان، پارامترهای رشد و مرگ و میر ماهی طلال به شرح جدول ۴-۹ تخمین زده شدند.

جدول ۴-۹ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

صرب	مرگ و میر	مرگ و میر	مرگ و میر	فای پریم	نرخ رشد	طول بی‌کهایت	گونه
یوره‌پردازی	کل	طبیعی	صیادی	مؤثره	(K)	(L _∞)	
(E)	(Z)	(M)	(F)	(Φ')	(در سال)	(سنتی متر)	
	(در سال)	(در سال)	(در سال)				
۰/۶	۳/۲۸	۱/۱۵	۲/۱۳	۲/۴۶	۰/۴۹	۲۴/۴۲	طلال

- رژیم غذایی

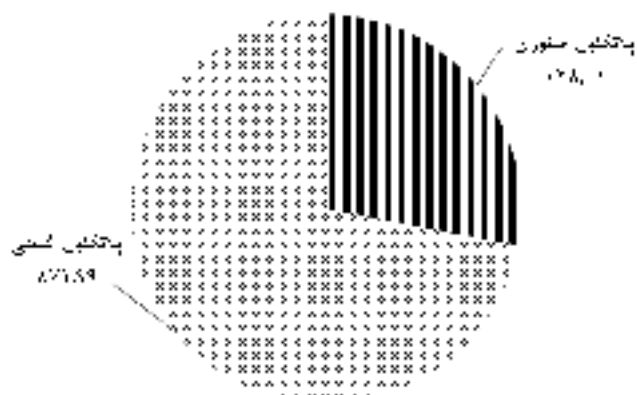
در این مطالعه تغذیه ۷۵۶ قطعه ماهی طلال مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان پلانکتون‌خوار طبقه‌بندی می‌شود. معده‌ها به سه دسته پر، نیمه پر و خالی تقسیم‌بندی شدند که ۱۵/۱۴ درصد معده‌ها پر، ۲۲/۰۱ درصد ل‌ها نیمه پر و ۱۵/۷۵ درصد خالی بودند (شکل ۴-۱۴). شاخص خالی بودن معده (VI) برای ماهی طلال برابر یا ۳۶/۱۵ درصد به دست آمد که می‌توان این ماهی را در زمره ماهیان نسبتاً پرخور قرار داد.



شکل ۴-۱۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

با بررسی رژیم غذایی ماهی طلال مشخص گردید که اقلام غذایی یافت شده در معده‌های مورد بررسی شامل پلانکتون‌های گیاهی و جانوری است. پلانکتون‌های جانوری، ۲۸/۰۱ درصد و پلانکتون‌های

گیاهی ۷۱/۹۹ درصد از محتویات معده ماهی طلال را تشکیل می‌دهد (شکل ۴-۱۵). مهم‌ترین غذای اصلی این ماهی یا مشا گیاهی شامل دیاتومه (Bacillariophyceae) و دایوفلاژله (Dinophyceae) به میزان ۷۱/۹۹ درصد به روش عددی و ۶۶/۶۷ درصد به روش فراوانی وقوع شکار است.



شکل ۴-۱۵ درصد فراوانی پلانکتون‌های شناسایی شده در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره انتم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- ترجیحات غذایی

الزام غذایی مصرفی و درصد فراوانی حضور شکار در محتویات معده ماهی طلال در فصول مختلف سال در جدول ۴-۱۰ آمده است. بر این اساس، در میان ارقام غذایی یا مشا گیاهی *Coscinodiscus* sp. یا ۴۶/۹۲ درصد به روش عددی و ۱۲/۸۸ درصد به روش فراوانی وقوع بیشترین میزان را به خود اختصاص داد.

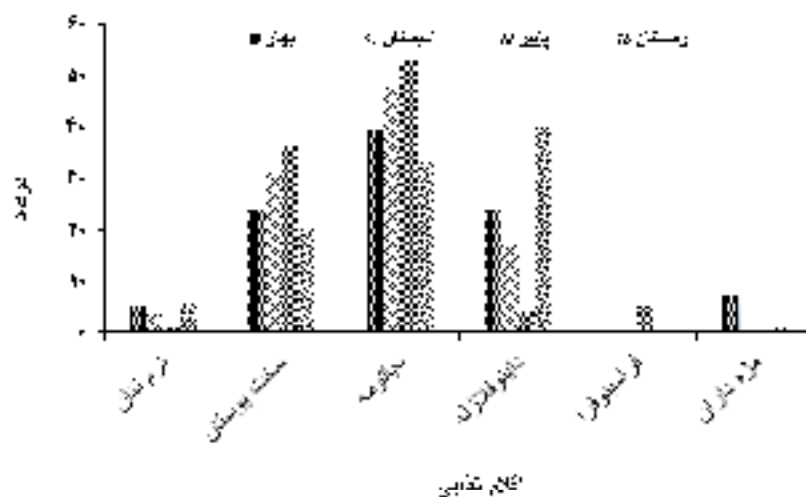
جدول ۴-۱۰ ترکیب محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره انتم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

الزام غذایی	روش عددی		روش فراوانی وقوع	
	تعداد	درصد	تعداد	درصد
مزه داران				
Tintinnidae	۹۱۰	۲/۵۳	۲۰	۲/۸۶

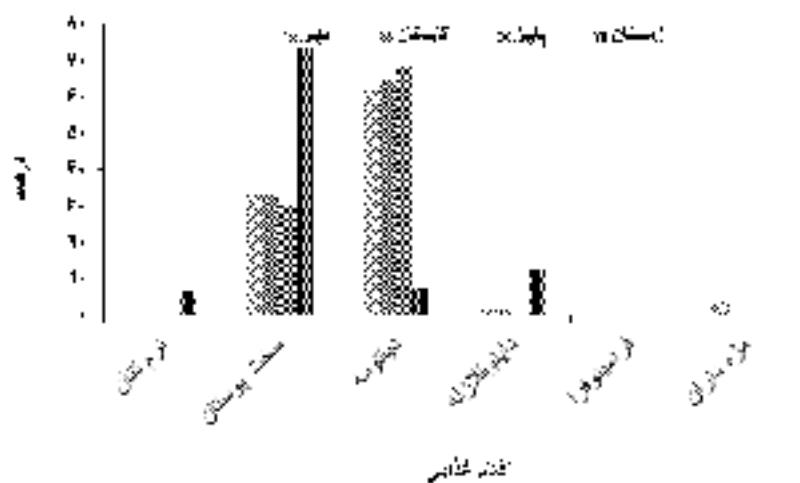
سخت‌پوستان				
کوبوریا	۲۷۲۴	۷/۵۷	۴۰	۵/۷۲
تخم	۱۵۵۱	۴/۳۱	۴۵	۶/۴۴
<i>Alpheus</i> sp.	۱۳۰۰	۳/۷۲	۱۲	۱/۷۲
Harpacticoida	۱۲۴	۰/۳۴	۱۸	۲/۵۸
لبریا	۷۹۴	۲/۲۱	۲۶	۳/۷۲
باله‌داران سخت‌پوستان	۵۱۵	۱/۴۳	۳۱	۴/۴۳
ذو شاخه				
<i>Amphora</i> sp.	۱۰۵	۰/۲۹	۳۰	۴/۲۹
<i>Cerataulina</i> sp.	۱۹	۰/۰۵	۱	۰/۲۹
<i>Nitzschia</i> sp.	۳	۰/۰۱	۲	۰/۱۴
<i>Leptocylindrus</i> sp.	۳	۰/۰۱	۱	۰/۱۴
<i>Melosira</i> sp.	۲۵	۰/۰۷	۱	۰/۱۴
<i>Proboscia</i> sp.	۱۳۰	۰/۳۶	۱	۰/۱۴
<i>Helicotheca</i> sp.	۳۰	۰/۰۸	۱	۰/۱۴
<i>Pinnularia</i> sp.	۳۳	۰/۰۹	۱۱	۱/۵۷
<i>Bellerochea</i> sp.	۷۸	۰/۲۱	۴	۰/۵۷
<i>Bacteriastrium</i> sp.	۱	۰/۰۱	۱	۰/۱۴
<i>Coscinodiscus</i> sp.	۱۶۸۹۰	۴۶/۹۲	۹۰	۱۲/۸۸
<i>Guinardia</i> sp.	۳۵۰۷	۹/۷۴	۵۳	۷/۵۸
<i>Gyrosigma</i> sp.	۳۶۱	۱/۰۰	۳۴	۴/۸۶
<i>Navicula</i> sp.	۱۸۳	۰/۵۱	۱۶	۲/۲۹
<i>Pleurosigma</i> sp.	۳۷۰	۱/۰۳	۵۵	۷/۸۷
<i>Rhizosolenia</i> sp.	۸۲۸	۲/۳۰	۹	۱/۲۹

<i>Surirella</i> sp.	۷۰	۰/۱۹	۲۱	۳/۰۰
دایاتومها				
<i>Ceratium</i> sp.	۲۲۹	۰/۶۴	۲۸	۴/۰۱
<i>Dinophysis</i> sp.	۱۳۲۷	۳/۶۹	۳۱	۴/۴۳
<i>Noctiluca</i> sp.	۷۶۰	۲/۱۱	۱۲	۱/۷۲
<i>Polykrikos</i> sp.	۹۰	۰/۲۵	۳	۰/۴۳
<i>Prorocentrum</i> sp.	۴۱	۰/۱۱	۳	۰/۴۳
<i>Peridinium</i> sp.	۶۷۳	۱/۸۷	۴۸	۶/۸۷
<i>Pyrocystis</i> sp.	۱۶۱	۰/۴۵	۹	۱/۲۹
Forams				
نرگسها	۱۸	۰/۰۵	۱۰	۱/۴۳
درمستان				
درکتابچهها	۲۰۵۷	۵/۷۱	۲۴	۳/۴۳
شکریهها	۴۹	۰/۱۴	۷	۱/۰۰

همان‌طور که در شکل ۴-۱۶ مشاهده می‌شود، دیاتومها در دو فصل پاییز و تابستان به ترتیب با ۵۳/۳ و ۴۸/۱ درصد بیشترین میزان درصد وقوع را دارا بودند، در حالی که بیشترین درصد نایوفلاژلها در فصل زمستان به میزان ۴۰ درصد مشاهده شدند. بیشترین درصد وقوع سخت‌پوستان در طول پاییز (یا ۳۶/۲۶ درصد) و نرگسها در فصل زمستان (یا ۵/۸۳ درصد) بود. درصد وقوع فصلی الاام غذایی موجود در محتویات مده ماهی طلال در شکل ۴-۱۷ نشان داده شده است. بر این اساس سخت‌پوستان غذای ترجیحی این گونه به شمار می‌آید.

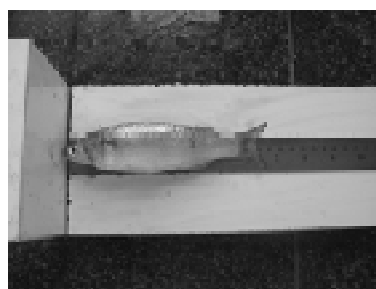


شکل ۴-۱۶. وقوع فصلی الیام غذایی موجود در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)



شکل ۴-۱۷. درصد وقوع فصلی الیام غذایی موجود در محتویات معده ماهی طلال در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

۴-۱-۴ ماهی گارپز (*Liza klunzingeri*)

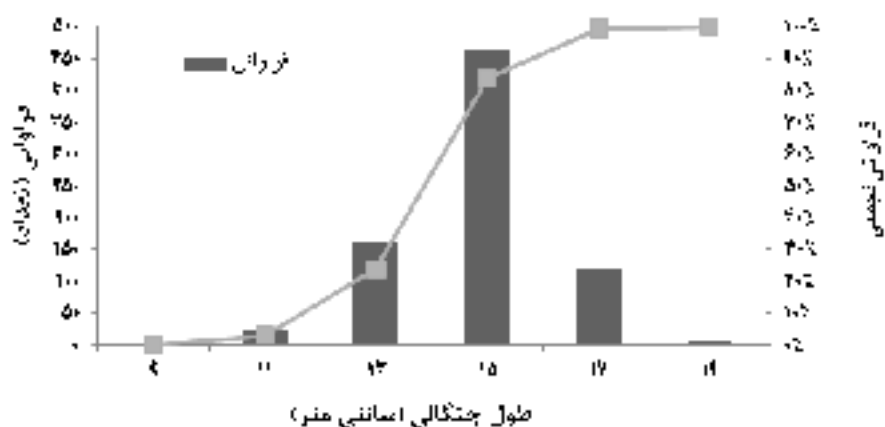


۷۷۶ قطعه ماهی گاریز به صورت تصادفی و ماهانه در یک دوره یک‌ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برداری و مورد زیست-سجی قرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی‌متری دسته‌بندی شدند (جدول ۴-۱۱). میانگین طول جنگالی $\pm 13/83$ (انحراف معیار) این ماهی (۱/۳۰) سانتی‌متر به دست آمد. اوج فراوانی طولی در کلاس ۱۵ سانتی‌متر بود که فراوانی تجمعی این کلاس طولی ۸۴٪ به دست آمد.

جدول ۴-۱۱ مشخصات طولی و وزنی ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

میانگین طول \pm (انحراف معیار)	طول (سانتی‌متر)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)	وزن (گرم)		تعداد
	حداکثر	حدالل		حداکثر	حدالل	
$13/83 \pm (1/30)$	۱۸/۳۰	۹/۲۰	$36/48 \pm (9/89)$	۷۳/۶۲	۱۰/۶۰	۷۷۶

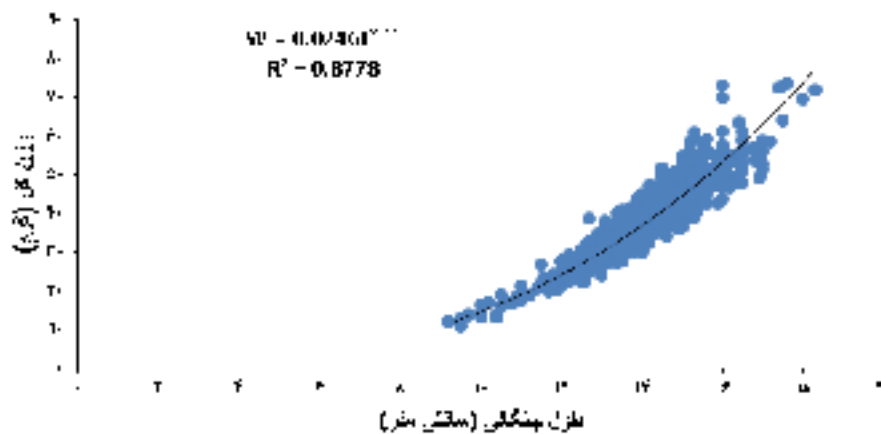
داده‌های طولی دسته‌بندی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم در شکل ۴-۱۸ نشان داده شده است.



شکل ۴-۱۸ توزیع فراوانی طولی و تجمع‌بندی ماهی گاریز در جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن این ماهی با استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده محاسبه گردید. میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی گاریز در این تحقیق به ترتیب ۰/۰۲۴ و ۲/۷۷ به دست آمد. آزمون t پائولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده (۲/۷۷) و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد ($P > 0.05$) که نشان‌دهنده رشد همگون و یا ایزومتریک در این گونه است. به عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکسان انجام می‌شود. شکل ۴-۱۹، رابطه طول و وزن ماهی گاریز را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۱۹ رابطه طول و وزن ماهی گاریز در جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای پویایی جمعیت

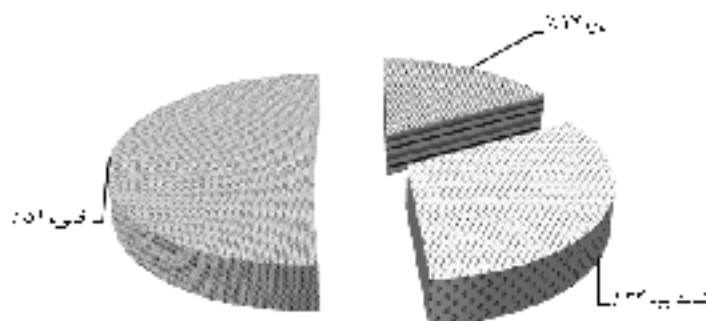
یا یکارگیری نرم افزار FiSAT II و استفاده از روش القان، پارامترهای رشد و مرگ و میر ماهی گاریز به شرح جدول ۴-۱۲ محاسبه شدند.

جدول ۴-۱۲ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

گونه	طول بی‌کهایت (L _∞) (ساکم‌متر)	نرخ رشد (K) (در سال)	فای پریم (Φ' _p) مؤثره	مرگ و میر صیادی (F) (در سال)	مرگ و میر طبیعی (M) (در سال)	مرگ و میر کل (Z) (در سال)	ضریب بهره‌برداری (E)
گاریز	۱۹/۳۴	۰/۵۵	۲/۳۱	۰/۷۹	۱/۳۳	۲/۱۲	۰/۳

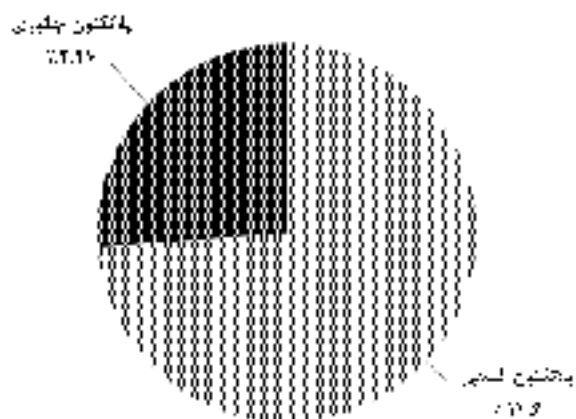
رژیم غذایی

در این مطالعه، تخدیه ۷۷۶ قطعه ماهی گاریز مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان پلانکتون‌خوار طبقه‌بندی می‌شود. معده‌ها به سه دسته پر، نیمه پر و خالی تقسیم‌بندی شدند که ۱۷ درصد معده‌ها پر، ۳۲ درصد آن‌ها نیمه پر و ۵۱ درصد خالی بودند (شکل ۴-۲۰). شاخص خالی بودن معده (VI) برای ماهی گاریز برابر با ۳۹/۸۲ درصد به دست آمد که می‌توان این ماهی را در زمره ماهیان نسبتاً پرخور قرار داد.



شکل ۴-۲۰ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) یا بررسی رژیم غذایی ماهی گاریز، اقلام غذایی یافت شده در معده‌های مورد بررسی شامل پلانکتون‌های جانوری و گیاهی بودند، که پلانکتون‌های جانوری، ۴/۴۷ درصد و پلانکتون‌های گیاهی ۱۲/۶ درصد از محتویات معده ماهی گاریز را تشکیل دادند (شکل ۴-۲۱). غذای اصلی این ماهیان یا مشا گیاهی

مهمترین اقلام غذایی در معده این ماهی بود که شامل دیاتومه (Bacillariophyceae) به میزان ۱۲/۶ درصد به روش عددی و ۵۸/۳۸ درصد به روش فراوانی وقوع شکار است.



شکل ۴-۲۱ درصد فراوانی پلانکتون‌های شناسایی شده در محتویات معده ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

ترجیحات غذایی

اقلام غذایی مصرفی و درصد فراوانی حضور شکار در محتویات معده ماهی گاریز در جدول ۴-۱۳ آمده است. بر این اساس، در میان اقلام غذایی یا مثلاً میلهی *Cyclotella* sp. یا ۳/۹۹ درصد به روش عددی و ۱۳/۴۱ درصد به روش فراوانی وقوع، بیشترین میزان را به خود اختصاص داد.

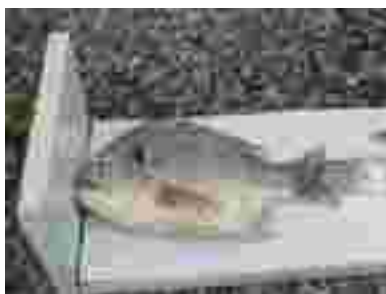
جدول ۴-۱۳ ترکیب محتویات معده ماهی گاریز در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

اقلام غذایی	روش عددی		روش فراوانی وقوع	
	تعداد	درصد	تعداد	درصد
لارو	۱۲	۰/۲۹	۸	۴/۰۵
کوپپودا	۳۱	۰/۷۴	۲۳	۱۱/۶۵
روئیکر	۱۱	۰/۲۶	۱۱	۵/۵۷
دافنی	۷	۰/۱۷	۷	۳/۵۵
باقی‌مانده سخت‌پوش	۲۴	۰/۵۷	۱۹	۹/۶۲
کرم نلین	۲۰	۰/۴۸	۱۶	۸/۱۰
کرم‌ها	۸۲	۱/۹۶	۳۸	۱۹/۲۵

دیانومه

<i>Proboscia</i> sp.	۱۴	۰/۳۶	۲	۰/۵۶
<i>Chaetoceros</i> sp.	۳۰	۰/۷۶	۲۵	۶/۹۸
<i>Nitzschia</i> sp.	۸۰	۲/۰۳	۳۲	۸/۹۴
<i>Melosira</i> sp.	۸	۰/۲۰	۶	۱/۶۸
<i>Pinnularia</i> sp.	۹	۰/۲۳	۲	۰/۵۶
<i>Cyclotella</i> sp.	۱۵۷	۳/۹۹	۴۸	۱۳/۴۱
<i>Bacteriastrum</i> sp.	۱۱	۰/۲۸	۲	۰/۵۶
<i>Rhizosolenia</i> sp.	۶	۰/۱۵	۲	۰/۵۶
<i>Coscinodiscus</i> sp.	۲۱	۰/۵۳	۱۷	۴/۷۵
<i>Guinardia</i> sp.	۴	۰/۱۰	۲	۰/۵۶
<i>Gyrosigma</i> sp.	۸۱	۲/۰۶	۳۰	۸/۳۸
<i>Navicula</i> sp.	۲۴	۰/۶۱	۱۷	۴/۷۵
<i>Pleurosigma</i> sp.	۲۴	۰/۶۱	۱۱	۳/۰۷
تکاملی نشده	۲۷	۰/۶۹	۱۳	۳/۶۳

۴-۱-۵ ماهی شانگ زردپاله (*Acanthopagrus latus*)



۵۲۸ قطعه ملعی شانگ زردپاله به صورت تصادفی و ملعانه در یک دوره یک ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برداری و مورد زیست‌سجی قرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی‌متری دسته‌بندی شدند (جدول ۴-۱۴). میانگین طول جنگالی $\pm(۴/۹۲)$ ۲۷/۰۳ سانتی‌متر به دست آمد اوج فراوانی طولی در کلاس‌های بین ۲۶-۳۴ سانتی‌متر بود و فراوانی تجمعی این کلاس‌های طولی از ۴۵٪ تا ۹۵٪ متخیر بود.

جدول ۴-۱۴ مشخصات طولی و وزنی ملعی شانگ زردپاله در آب‌های جنوب جزیره اشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

تعداد	وزن (گرم)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)		طول (سانتی‌متر)		میانگین طول \pm (انحراف معیار)	
	حدالین	حداکثر	حدالین	حداکثر	حدالین	حداکثر	حدالین	حداکثر
۵۲۸	حدالین	حداکثر	۵۱۵/۸۸ \pm (۲۵۷/۱۲)	حدالین	حداکثر	حدالین	حداکثر	۲۷/۰۳ \pm (۴/۹۲)

	۳۶/۸۰	۱۶/۸۰		۹۶۸	۱۱۶	
--	-------	-------	--	-----	-----	--

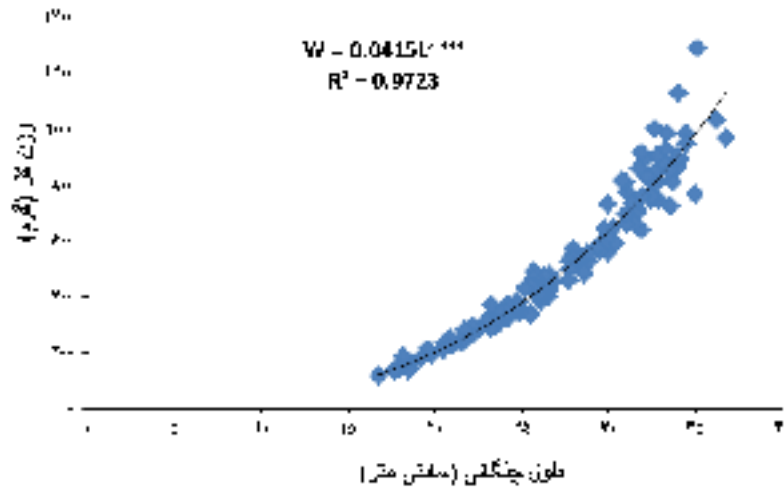
داده‌های طولی دسته‌بندی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی شانک زردیاله در آبهای جنوب جزیره قشم در شکل ۴-۲۲ نشان داده شده است.



شکل ۴-۲۲ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی شانک زردیاله در جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن این ماهی با استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده محاسبه شدند. میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی شانک زردیاله در این تحقیق به ترتیب $0/041$ و $2/83$ به دست آمد. آزمون t پارتولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده ($2/83$) و عدد 3 در سطح 95 درصد نشان داد ($P < 0/05$) که نشان‌دهنده رشد ناهمگون و یا آلومتریک در این گونه است. به عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکساز انجام نمی‌شود. شکل ۴-۲۳، رابطه طول و وزن ماهی شانک زردیاله را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۲۳ رابطه طول و وزن ماهی شانک زردیاله در جنوب جریره اشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای پویایی جمعیت

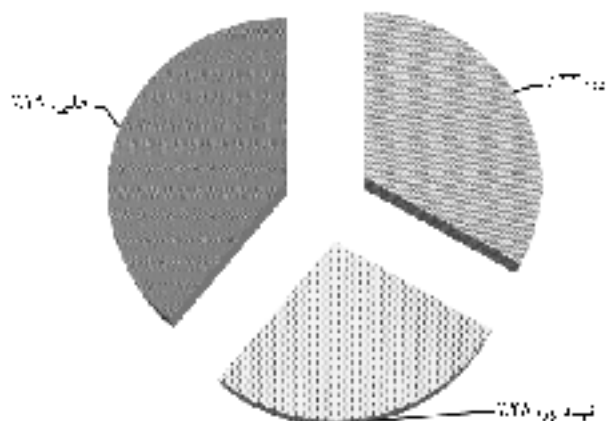
با یکارگیری نرم افزار FISAT II و استفاده از روش القان، پارامترهای رشد و مرگ و میر ماهی شانک زردیاله به شرح جدول ۴-۱۵ محاسبه شدند.

جدول ۴-۱۵ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی شانک زردیاله در آب‌های جنوب جریره اشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

صرب	مرگ و میر کل	مرگ و میر طبیعی	مرگ و میر صیادی	فای پریم مؤثر و	نرخ رشد (K)	طول بی‌نهایت (L _∞)	گونه
(E)	(Z)	(M)	(F)	(φ')	در سال)	سانگی‌متر)	
۰/۴	۱/۷۲	۰/۸۹	۰/۸۳	۲/۷۷	۰/۴۰	۳۸/۴۵	شانک زردیاله

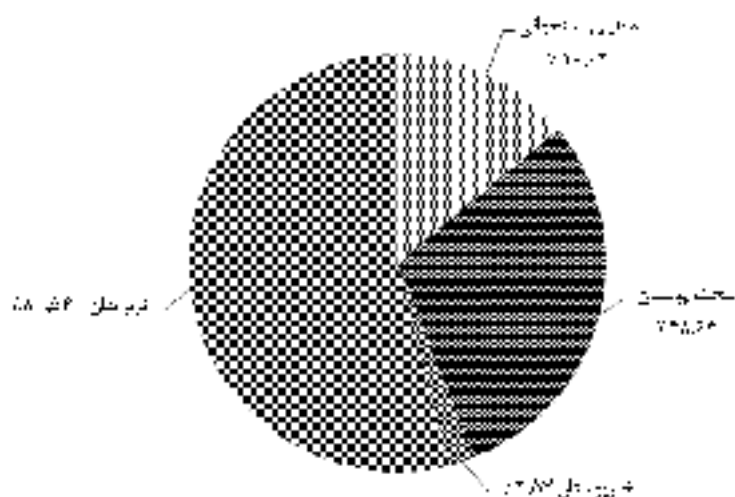
- رژیم غذایی

در این مطالعه تغذیه ۵۲۸ قطعه ماهی شانگ زردپاله مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان گوشتخوار طبقه‌بندی می‌شود. معده‌ها به سه دسته پر، نیمه پر و خالی تقسیم‌بندی شدند که ۳۳ درصد معده‌ها پر، ۲۸ درصد آن‌ها نیمه پر و ۳۹ درصد خالی بودند (شکل ۴-۲۴). شاخص خالی بودن معده (VI) برای ماهی شانگ زردپاله برابر ۳۶ درصد به دست آمد که دلالت بر این دارد که ماهی شانگ زردپاله را می‌توان در زمره ماهیان نسبتاً پر خور دسته‌بندی نمود.

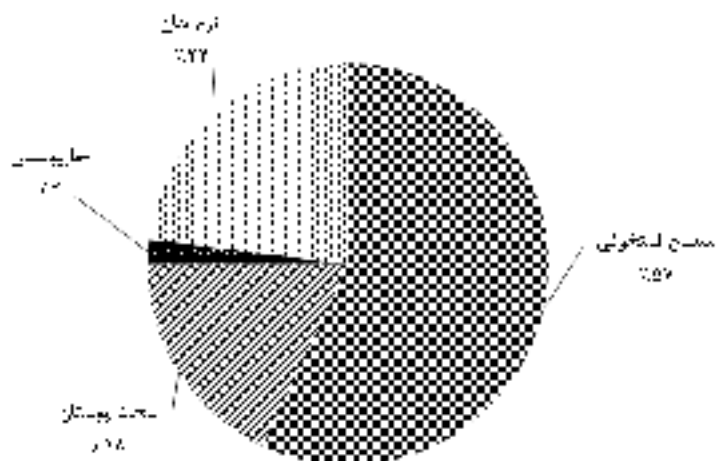


شکل ۴-۲۴ وضعیت معده از نظر حجم محتویات در ماهی شانگ زردپاله در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

بررسی رژیم غذایی ماهی شانگ زردپاله مشخص کرد که اقلام غذایی در معده‌های مورد بررسی شامل ماهیان استخوانی (۰.۱۸/۰.۲)، سخت‌پوستان (۰.۳۸/۰.۶۳)، خارپوستان (۰.۲/۰.۵۷) و نرم‌تان (۰.۸۰/۰.۵۴) هستند (شکل ۴-۲۵).



شکل ۴-۲۵ ترکیب غذایی محتویات معده شانک زردپاله در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶) همچنین نتایج درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی شانک زردپاله در شکل ۴-۲۶ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود ماهیان استخوانی از لحاظ درصد وزنی بالاترین میزان (۵۷٪) را به خود اختصاص داده‌اند.



شکل ۴-۲۶ درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی شانک زردپاله در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

همان‌طور که در جدول ۴-۱۶ مشاهده می‌شود، میانگین درصد وزنی طعمه‌ها نشان داد که گوزیم ماهیان یا ۶/۹۳ درصد و چنوک ماهیان یا ۶/۷۳ درصد بیشترین میانگین وزنی را در بین وزن طعمه‌ها دارا بودند.

جدول ۴-۱۶ شاخص وزنی (% W) ترکیب رژیم غذایی ماهی شانک زردبلاه در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

ماهیان	% W
Synodontidae	۱/۹۲
Engraulidae	۱/۷۶
Gerreidae	۶/۷۳
Nemipteridae	۶/۹۳
سایر ماهیان	۲۲/۸۴
سخت پوستان	
میگو	۴/۹۹
کرم چنگ	۷/۳۷
نرم‌تنان	
دوتکته‌ها	۸/۳۲
تک‌تک‌ها	۷/۴۹
خارپوستان	
نویا	۱/۳۰

- ترجیحات غذایی

الزام غذایی مصرفی و درصد فراوانی حضور شکار در محتویات معده ماهی شانک زردبلاه در جدول ۴-۱۷ آمده است. همان‌طور که در جدول ۴-۱۷ نشان داده شده است، در میان الیام غذایی نرم‌تنان یا ۷۰/۵۴ درصد به روش عنودی و ۸۰/۲۲ درصد به روش فراوانی وقوع بیشترین میزان را به خود اختصاص دادند.

جدول ۴-۱۷ شاخص فراپایی (% F) و شاخص عددی (% N) ترکیب رژیم غذایی ماهی شانگ زردبلا در آب-های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

مغزیان	% F	% N
Synodontidae	۵/۹۳	۶/۹۵
Engraulidae	۳/۵۸	۵/۶۵
Gerreidae	۱/۴۲	۱/۴۰
Nemipteridae	۱/۶۲	۱/۴۳
سایر مغزیان	۵/۴۷	۲/۵۹
سخت پوستان		
میگو	۱۹/۲۱	۲۱/۴۴
کرچک	۳۴/۱۷	۱۷/۱۹
کرم‌کنان		
دوتکه‌ای‌ها	۵۴/۴۶	۳۹/۵۲
شکم‌پایان	۲۷/۷۶	۳۱/۰۲
خارجی‌پوشان		
نویا	۲/۸۲	۲/۵۷

۴-۱-۶ ماهی سنگسر معمولی (*Pomadasys kaakan*)

در طول دوره نمونه‌برداری ۴۱۶ قطعه ماهی سنگسر معمولی به صورت تصادفی و ملغانه در یک دوره یک‌ساله (۱۳۹۵-۱۳۹۶) نمونه‌برداری و مورد زیست‌سجی قرار گرفتند و در کلاس‌های طولی ۲ سانتی‌متری دسته‌بندی شدند (جدول ۴-۱۸). میانگین طول کل \pm (انحراف معیار)

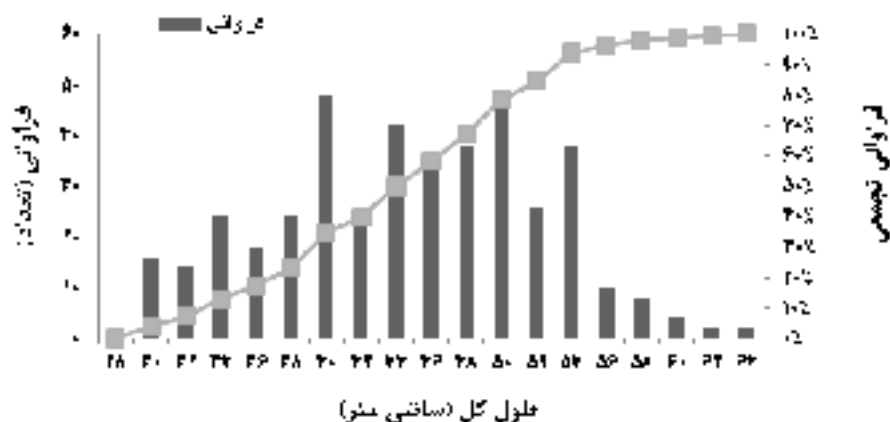


این ماهی $43/77 \pm (7/50)$ سانتی‌متر به دست آمد. اوج فراوانی طولی در کلاس‌های بین ۴۰-۵۴ سانتی-متر بود که فراوانی تجمعی این کلاس‌های طولی از ۳۵٪ تا ۹۴٪ به دست آمد.

جدول ۴-۱۸ مشخصات طولی و وزنی ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

تعداد	وزن (گرم)		میانگین وزن \pm (انحراف معیار)	طول (سانتی‌متر)		میانگین طول \pm (انحراف معیار)
	حداکثر	حدالل		حداکثر	حدالل	
۴۱۶	۲۶۹۱	۳۲۲	$\pm(۶۲۴/۳۱)$ ۱۳۰۴/۲۹	۶۲/۵۰	۲۸/۳۰	$\pm(۷/۵۰)$ ۴۳/۷۷

داده‌های طولی دست‌پدی شده و فراوانی تجمعی کلاس‌های طولی ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم در شکل ۴-۲۷ نشان داده شده‌اند.

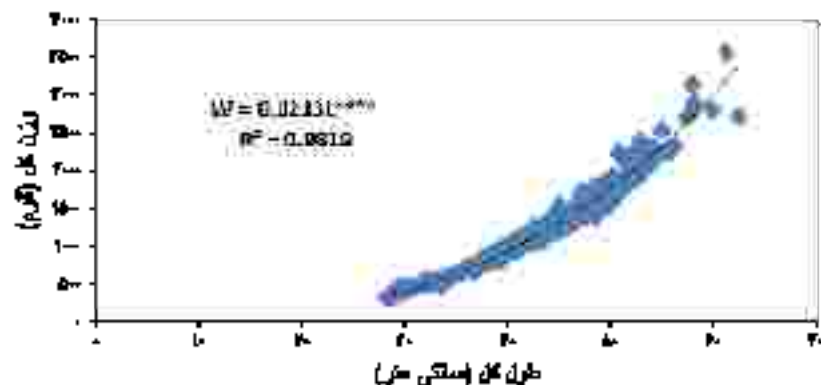


شکل ۴-۲۷ توزیع فراوانی طولی و تجمعی ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

- رابطه طول و وزن

رابطه طول و وزن ماهی سنگسر معمولی با استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده محاسبه گردید. میزان a و b محاسبه شده در رابطه طول و وزن ماهی سنگسر معمولی در این تحقیق به ترتیب $۰/۰۲۱$ و $۲/۸۹$ به دست آمد. آزمون t پانولی اختلاف معنی‌داری را بین مقدار b محاسبه شده ($۲/۸۹$) و عدد ۳ در سطح ۹۵ درصد نشان نداد ($P > ۰/۰۵$) که نشان‌دهنده رشد همگون و یا ایزومتریک در این گونه است. به

عبارت دیگر رشد این ماهی در تمام ایام بدن به صورت یکسان انجام می‌شود. شکل ۴-۲۸، رابطه طول و وزن ماهی سنگسر معمولی را نشان می‌دهد.



شکل ۴-۲۸ رابطه طول و وزن ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

- پارامترهای پویایی جمعیت

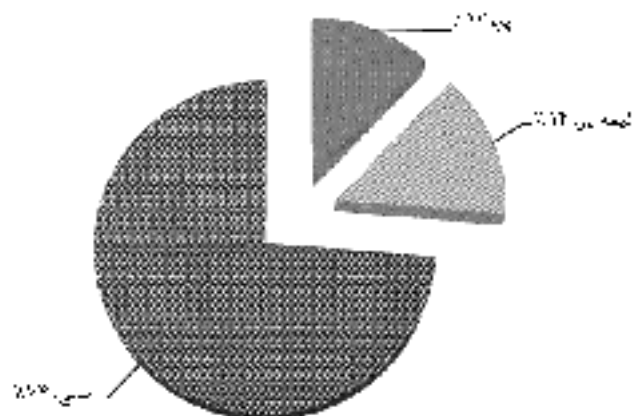
یا کارگیری نرم‌افزار FiSAT II و استفاده از روش القان، پارامترهای رشد و مرگ و میر ماهی سنگسر معمولی به شرح جدول ۴-۱۹ محاسبه شدند.

جدول ۴-۱۹ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

گونه	طول بسیکتهایت (L _∞) سانتی‌متر)	نرخ رشد (K) در سال)	نای پریم موتور (φ')	مرگ و میر صیادی (F) در سال)	مرگ و میر طبیعی (M) در سال)	مرگ و میر کل (Z) در سال)	صرب بهره برداری (E)
سنگسر معمولی	۶۴/۷۶	۰/۳۱	۳/۱۱	۲/۴	۰/۶۵	۳/۰۵	۰/۷

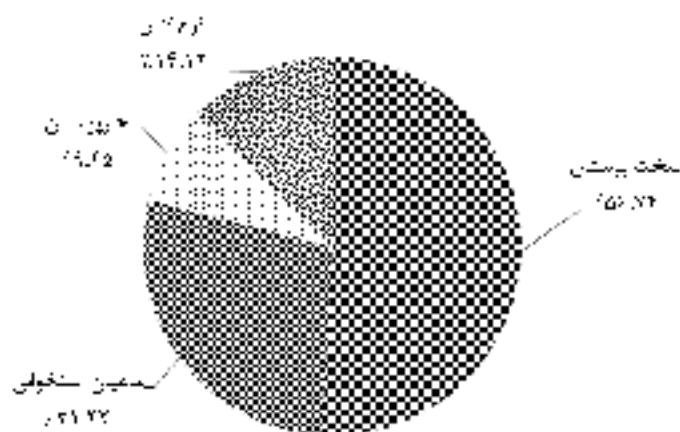
- رژیم غذایی

در این بررسی، تخنیه ۴۱۶ قطعه ماهی سنگسر معمولی مورد آزمایش قرار گرفتند. نتایج مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی در گروه ماهیان گوشتخوار طبقه‌بندی می‌شود. معده‌های سه دسته پر، نیمه پر و خالی تقسیم‌بندی شدند که ۱۲ درصد معده‌ها پر، ۱۴ درصد آن‌ها نیمه پر و ۷۴ درصد خالی بودند (شکل ۴-۲۹). شاخص خالی بودن معده (VI) برای ماهی سنگسر معمولی برابر با $71/87$ درصد به دست آمد که می‌توان این ماهی را در زمره ماهیان نسبتاً کم‌خور قرار داد.

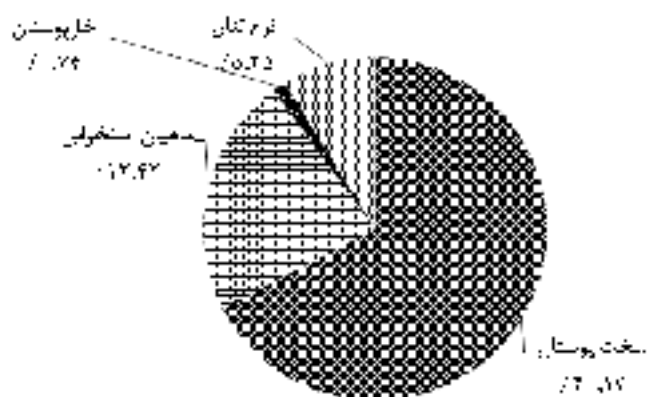


شکل ۴-۲۹ وضعیت معده از نظر حجم محتویات ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۶-۱۳۹۵)

یا بررسی رژیم غذایی ماهی سنگسر معمولی اقلام غذایی یافت شده در معده‌های مورد بررسی شامل سخت‌پوستان (۵۶/۷۴٪)، ماهیان استخوانی (۳۱/۲۲٪)، خاریپوستان (۹/۳۵٪) و نرم‌تان (۱۴/۱۲٪) بودند (شکل ۴-۳۰).



شکل ۴-۳ ترکیب غذایی محتویات معده سنگسر معمولی در آبهای جنوب جزیره اشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)
 همچنین نتایج درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی سنگر معمولی در شکل ۴-۳ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می شود سخت پوستن از لحاظ درصد وزنی بالاترین میزان (۴۰/۱۲٪) را به خود اختصاص داده اند.



شکل ۴-۳ درصد وزن غذای مصرفی توسط ماهی سنگسر معمولی در آبهای جنوب جزیره اشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)
 (۱۳۹۵)

همان‌طور که در جدول ۴-۲۰ مشاهده می‌شود، میانگین درصد وزنی طعمه‌ها نشان داد که میگوها یا ۱۷/۱۹ درصد بیشترین میانگین وزنی را در بین وزن طعمه‌ها ناراً بودند.

جدول ۴-۲۰ شاخص وزنی (% W) ترکیب رژیم غذایی ماهی سنگسر معمولی در آب‌های جنوب جزیره لشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

الزام غذایی	% W
ستاره دریایی	۰/۷۴
ماهی هضم شده	۱۰/۶۷
صدف کار دیده	۳/۰۹
کره	۰/۰۹
حارثون	۲/۰۷
مله‌یان	
استخوانی	
Sillaginidae	۰/۹۲
Engraulidae	۱/۸۳
سخت پوستان	
<i>Squilla</i>	۱۷/۱۹
<i>mantis</i>	
قرچک	۲۲/۹۳

- ترجیحات غذایی

الزام غذایی مصرفی و درصد فراوانی حضور شکار در محتویات معده ماهی سنگسر معمولی در جدول ۴-۲۱ آمده است. بر اساس بررسی انجام شده، در میان الیام غذایی، سخت‌پوستن یا ۲۰/۳۴ درصد به روش عنقدی و ۷۹/۸۴ درصد به روش فراوانی و نوع بیشترین میزان رایج اختصاص دادند.

جدول ۴-۲۱ شاخص فراوانی (%F) و شاخص عددی (%N) ترکیب رژیم غذایی ماهی سنگسر معمولی در آب-های جنوب جزیره قشم (۱۳۹۵-۱۳۹۶)

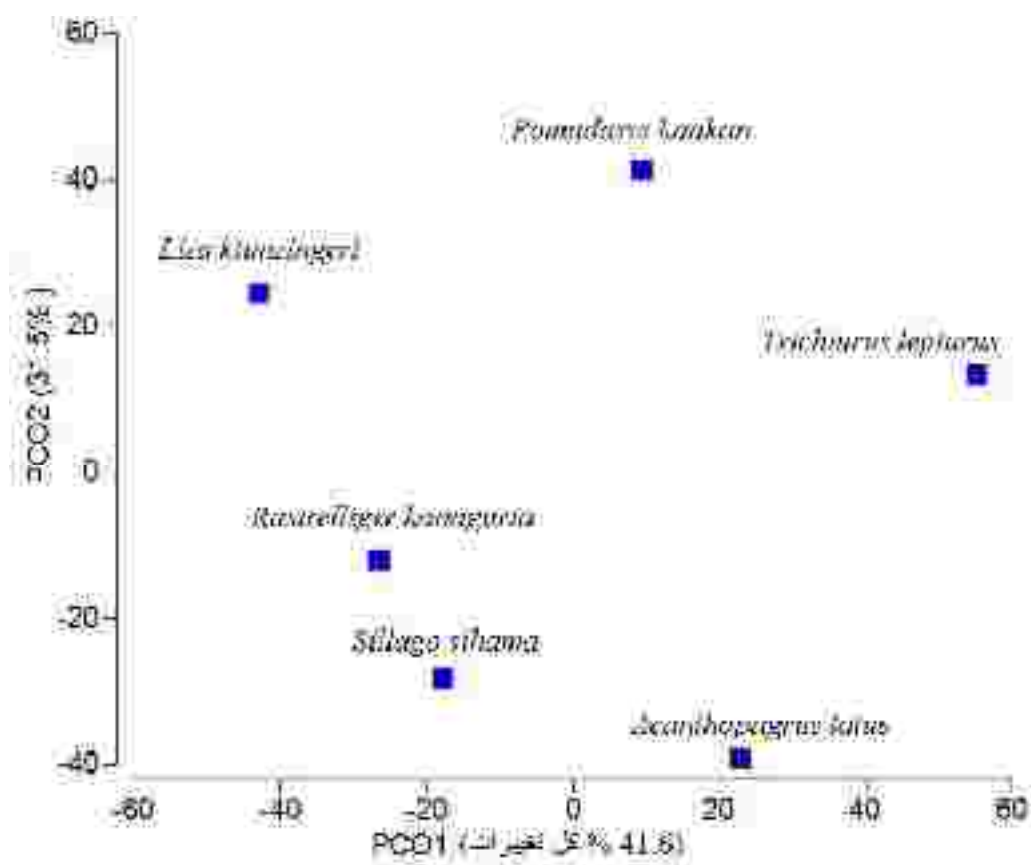
الزام غذایی	% F	%N
ستاره دریایی	۳۲/۸۳	۹/۳۵
ماهی عقیم شده	۱۷/۸۲	۶/۴۰
صدف کارنده	۱۵/۳۲	۱/۴۹
کرم	۱۹/۱۱	۷/۴۴
حلزون	۱۴/۱۷	۵/۱۹
ماهیان		
استخوانی		
Sillaginidae	۲۰/۸۲	۵/۵۷
Engraulidae	۱۶/۳۶	۵/۶۵
سخت پوستان		
<i>Squilla</i>	۱۴/۸۶	۹/۳۲
<i>mantis</i>		
ترچنگ	۴۷/۱۶	۱۱/۰۲

۴-۲-۲ شباهت‌های تغذیه‌ای ماهیان نمونه‌بره‌اری شده

برای بررسی شباهت‌های تغذیه‌ای گونه‌های مورد مطالعه در این تحقیق از روش^۱ PCoA استفاده شد. این روش به کمک ماتریکس شباهت^۲ مکل‌هایی را به هر گروه از داده‌ها (در تحقیق ما نوع گونه‌ها) بر اساس شباهت‌های موجود آن‌ها (در تحقیق ما شباهت‌های تغذیه‌ای) نسبت می‌دهد. نزدیک بودن گر وها به یکدیگر در فضای دو بعدی موجود، نشان‌دهنده شباهت‌های بیشتر تغذیه‌ای آن گر وها به یکدیگر است و برعکس. شکل ۴-۳۲ شباهت تغذیه‌ای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره قشم را نشان می‌دهد. در این شکل، محور اول و دوم در مجموع ۷۳ درصد از کل تغییرات را نشان می‌دهد. به عنوان مثال ماهی شوروت و طلال که در فاصله نزدیکی نسبت به هم روی نمودار قرار دارند، دارای تغذیه مشابهی

^۱ Principal Coordinates Analysis matrix ^۲ Similarity

هستند. در حالی که این گونه‌ها نسبت به مثلاً ماهی پال آسیبی در فاصله دورتری فرار گرفته‌اند که نشان‌دهنده متفاوت بودن نوع تغذیه آن‌ها است.



شکل ۴-۲۲ شباهت‌های عددی‌های گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره لشم

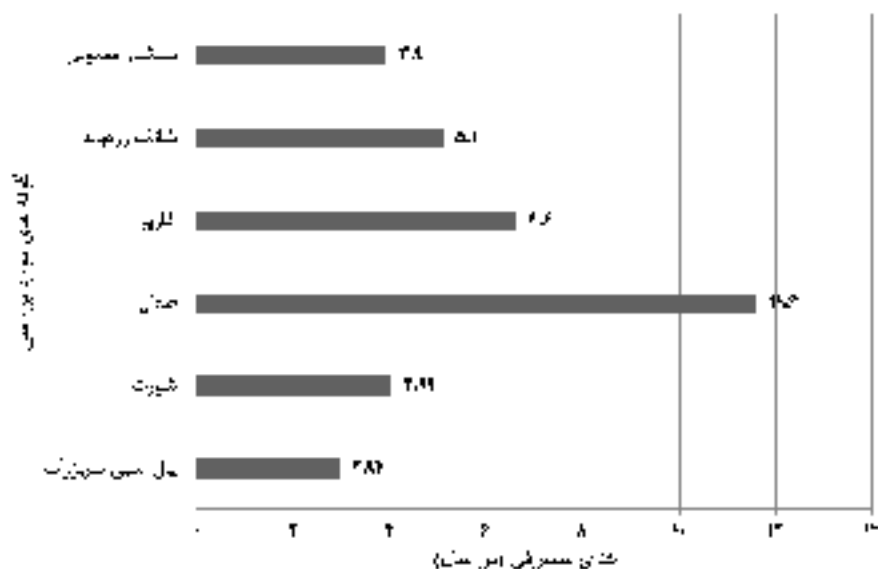
۳-۴ برآوردها با استفاده از مدل اکویت

۳-۴-۱ کارایی اکولوژیک و میزان غذای مصرفی

نتایج میزان غذای مصرفی به نسبت وزن زی توده (Q/B)، کارایی اکولوژیک (EE) و همچنین شاخص Aspect ratio (Ar) که برای مشخص شدن سطح فعالیت ملعی است و وزن بی نهایت (W_{∞}) که حداکثر وزنی است که یک ماهی در طول عمر خود به آن خواهد رسید، برای گونه های ملعی مورد بررسی در آب های جنوب جزیره قشم در جدول ۴-۲۲ آمده است. بر اساس نتایج به دست آمده از بررسی گونه های مورد مطالعه، ماهی طلال بیشترین میزان (۱۱/۶۰) و ماهی یال اسبی سریزرگ کمترین میزان (۲/۹۴) غذای مصرفی را در منطقه مورد بررسی به خود اختصاص دادند (شکل ۴-۳۳).

جدول ۴-۲۲ تخمین اولیه میزان EE و Q/B برای گونه های ملعی مورد بررسی در آب های جنوب جزیره قشم

Ar	W_{∞} (gr)	Q/B (/y)	EE	گونه
۱	۱۵۰/۵۵	۲/۹۴	۰/۸۸	یال اسبی سریزرگ
۱/۰۱	۸۶/۴۵	۳/۹۹	۰/۷۵	شورت
۴/۴۴	۳۵۳/۶۰	۱۱/۶۰	۰/۳۳	طلال
۱/۵۹	۱۰۵/۱۶	۶/۶۰	۰/۰۹	گاروژ
۲/۴۵	۱۷۴۹/۸۴	۵/۱۰	۰/۲۴	شاتک تردیلنه
۱/۳۱	۳۳۷۲/۳۷	۳/۹۰	۰/۲۲	سنگسر همطبی



شکل ۴-۲۲ مقایسه میزان تعدادی مصرفی به نسبت وزن از گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب خزر

۴-۳-۲ مائریکس رژیم غذایی گونه‌های مورد بررسی در مدل اکویست

همان‌طور که در جدول ۴-۲۳ مشاهده می‌شود، گونه‌های مورد مطالعه به همراه گونه‌هایی که اطلاعات آن‌ها جمع‌آوری شد، به همراه طعمه شکار شده توسط آن‌ها در ستونی یا نام Pray/predator در این جدول آمده است که از عدد ۱ تا ۳۰ مرتب شده‌اند (مثلاً گونه شماره یک ماهی *S. commerson* را نشان می‌دهد). ستون‌های بعدی که به همین ترتیب از ۱ تا ۳۰ مرتب شده‌اند، نشان‌دهنده گونه‌های ستن Pray/predator هستند. مثلاً ستون ۱ همان ماهی *S. commerson* را نشان می‌دهد.

۴-۳-۳ تخمین اولیه سطح غذایی

سطح غذایی (TL) بیان‌کننده موقعیت جانوران موجود در شبکه غذایی است. در این خصوص ابتدا دانه‌های اولیه در نرم‌افزار اکویت پارامتری شدند و پس از آن مدل مربوطه برآزش گردید پارامترهای ورودی و تخمین سطح غذایی گونه‌های مورد بررسی در این تحقیق با استفاده از نرم‌افزار اکویت برای آنالیز زیست‌بوم آب‌های جنوب جزیره قشم (خلیج فارس) در جدول ۴-۲۴ آمده است. آنچه واضح است گونه‌های مورد مطالعه در این تحقیق، دارای رژیم غذایی متفاوتی بودند و از طعمه‌های متفاوت، تغذیه نمودند. این مطالعه، ۴ سطح غذایی را در شبکه غذایی مطلقه مورد بررسی مشخص نمود. پایه شبکه غذایی یا گروه فیتوپلانکتون به عنوان منبع تولیدکننده اولیه در سطح غذایی ۱ آغاز می‌شود. سطح غذایی ۲ شامل گروه گیاه‌خواران است که عمدتاً گروه‌های کفزی و زئوپلانکتون‌ها را شامل می‌شود. این سطح غذایی شامل پلی‌کیت‌ها (TL=۲/۵۰)، شکم‌پایان (TL=۲)، دوکف‌های‌ها (TL=۲/۱۰)، میگوها (TL=۲/۸۶)، خرچنگ‌ها (TL=۲/۹۸) و ماهی گاریز (TL=۲/۵۰) می‌باشد. سطح غذایی ۳ عمدتاً شامل گونه‌های گوشت‌خوار شامل گوزیم دم‌رشته‌ای (TL=۳/۹۵)، یز ماهی (TL=۳/۶۱)، سگ‌ر معمولی (TL=۳/۶۵)، ساردین (TL=۳/۰۹)، شوریده (TL=۳/۴۸)، شهری گوش فرمز (TL=۳/۴۹)، شانک زردباله (TL=۳/۵۱)، زمین‌کن خالیاله (TL=۳/۳۷)، عروسی ماهی (TL=۳/۱۹)، شورت (TL=۳/۳۰)، طلال (TL=۳/۲۰)، ملعی مرکب (TL=۳) و اسکویید (TL=۳/۰۱) هستند. در سطح غذایی ۴، حضور بالای شکارچیان در راس شبکه غذایی دیده می‌شود که شامل ملعی شیر (TL=۴/۵۶)، یال اسبی سریزرگ (TL=۴/۴۵)، خنور معمولی (TL=۴/۱۶)، هامور معمولی (TL=۴)، گیش دم زرد (TL=۴/۲۰)، سرخو معمولی (TL=۴/۱۴)، چمن (TL=۴/۱۳) و کفشک تیزدندان (TL=۴/۴۱) هستند. در این تحقیق، پایین‌ترین میزان سطح غذایی گونه‌های ماهی، مربوط به گونه‌های پلانکتون‌خوار مانند ماهی گاریز، ساردین، شورت و طلال می‌باشد و بالاترین میزان مربوط به شکارچیان راس شبکه غذایی مانند ملعی شیر و یال اسبی سریزرگ هستند که همگی دارای عادات غذایی گوشت‌خواری می‌باشد و از سخت‌پوستان و مخصوصاً ماهی‌ها تغذیه می‌کند.

جدول ۴-۲۴ تخمین سطح غذایی گونه‌های مورد بررسی با استفاده از نرم‌الزار اکوپت

نام گونه	Trophic level	Biomass (t/km ²)	P/B (year)	Q/B (year)	EE	P/Q
۱ <i>Scomber amorus commerson</i>	۴.۵۴	۰.۴-	۱.۲-	۴.۰-	۰.۲۲	۰.۲۲
۲ <i>Trichiurus lepturus</i>	۴.۴۵	۰.۴-	۰.۶۲	۲.۴۴	۰.۴۸	۰.۲۵
۳ <i>Saurida tumbil</i>	۴.۱۴	۰.۳۴	۰.۶۴	۲.۴۸	۰.۳۸	۰.۲-
۴ <i>Epinephelus coioides</i>	۴.۰-	۰.۳۵	۰.۵۵	۱.۸-	۰.۴۲	۰.۲۱
۵ <i>Nemipterus japonicus</i>	۴.۴۵	۱.۴-	۰.۴۵	۲.۸-	۰.۴۴	۰.۲-
۶ <i>Upeneus vittatus</i>	۴.۴۱	۱.۴-	۱.۰۵	۲.۴۸	۰.۴۴	۰.۲-
۷ <i>Atule mate</i>	۴.۲-	۲.۴-	۰.۸-	۲.۶-	۰.۴۸	۰.۲-
۸ <i>Lutjanus johni</i>	۴.۱۴	۰.۲۲	۱.۰۴	۲.۴-	۰.۲۶	۰.۲۶
۹ <i>Lutjanus malabaricus</i>	۴.۱۲	۰.۰-۸	۰.۶۱	۲.۵-	۰.۴-	۰.۲۸
۱۰ <i>Pomadasys kaakan</i>	۴.۳۵	۰.۴-	۰.۶-	۲.۴-	۰.۲۲	۰.۴۱
۱۱ <i>Sardinella sindensis</i>	۴.۰-۴	۲.۴۵	۲.۰-۴	۲۴.۶-	۰.۴۴	۰.۱۱
۱۲ <i>Otolithes ruber</i>	۴.۴۸	۰.۲۴	۰.۶-	۴.۴-	۰.۴۵	۰.۲
۱۳ <i>Lethrinus nebulosus</i>	۴.۴۴	۰.۲۲	۱.۱۲	۴.۱-	۰.۴۴	۰.۴
۱۴ <i>Psettodes erumei</i>	۴.۴۱	۰.۰-۴	۰.۶۵	۸.۰-۴	۰.۴۸	۰.۱۸
۱۵ <i>Acanthopagrus latus</i>	۴.۵۱	۰.۰-۴	۰.۳۲	۵.۱-	۰.۴۴	۰.۴۱
۱۶ <i>Grammolites suppositus</i>	۴.۲۶	۰.۰-۴	۰.۶۵	۱۱.۱	۰.۵۵	۰.۰-۴
۱۷ <i>Parastromateus niger</i>	۴.۴۶	۰.۲۸	۰.۶۴	۶.۴-	۰.۵-	۰.۴۴
۱۸ <i>Drepane punctata</i>	۴.۴	۰.۲۸	۰.۶۴	۲.۶-	۰.۲۵	۰.۲۴
۱۹ <i>Sillago sihama</i>	۴.۲-	۰.۲۲	۱.۱۸	۲.۴۴	۰.۴۴	۰.۲-
۲۰ <i>Rastrelliger kanagurta</i>	۴.۲-	۰.۲۸	۲.۲-	۱۱.۴-	۰.۲۲	۰.۲۸
۲۱ <i>Liza klunzingeri</i>	۴.۵-	۰.۳۴	۱.۴۴	۴.۴-	۰.۱-	۰.۲-
۲۲ <i>Sepia pharaonis</i>	۴.۰-	۱.۴۴	۲.۰-	۲۵.۵-	۰.۲۶	۰.۰-۸
۲۳ Squid	۴.۰-۱	۰.۸۸	۲.۵-	۲۰.۲-	۰.۸-	۰.۰-۴
۲۴ Crab	۴.۴۸	۱.۶-	۵.۶-	۲.۰-	۰.۳۸	۰.۲۴
۲۵ Shrimp	۴.۸۴	۱.۵۲	۴.۶-	۴.۰-	۰.۴۴	۰.۱۵
۲۶ Benthos (other)	۴.۲۴	۴.۲۴	۲۲.۰-	۴.۰-	۰.۲۴	۰.۴۴
۲۷ Bivalve	۴.۱	۱۱.۴۴	۴.۸-	۱.۰-	۰.۰-۸	۰.۱۶
۲۸ Gastropoda	۴.۰-	۴.۶۴	۴.۸۸	۲۴.۴۴	۰.۰-۵	۰.۲۲
۲۹ Polychaete	۴.۵-	۴.۰-	۵.۰-	۲۵.۰-	۰.۴۱	۰.۱۱
۳۰ Zooplankton	۴.۰-	۴.۶-	۴.۰-	۲۴۵.۰-	۰.۴۴	۰.۲۴
۳۱ Seaweed	۱.۰-	۲.۶۶	۴.۰-۴	۰.۰-	۰.۲-	۰.۰-
۳۲ Phytoplankton	۱.۰-	۵.۶۶	۲۲.۵۶	۰.۰-	۰.۲-	۰.۰-
۳۳ Detritus	۱.۰-	۰.۰-	۱.۲-	۰.۰-	۰.۰-۶	۰.۰-

۴-۳-۴ شاخص همپوشانی

شاخص همپوشانی^۱ بیان‌کننده سقره غذایی مشترک بین گونه‌های آیزی است که طعمه‌ها می‌توانند یا فراوانی متفاوت در معده گونه‌های مختلف یافت شوند. از آنجایی که نامه این شاخص بین ۰ و ۱ متغیر است لذا، عدد صفر نشان‌دهنده عدم وجود هیچ غذایی مشترک بین گروه‌های شکارچی و شکار و عدد ۱ نشان‌دهنده همپوشانی کامل بین گروه‌های شکارچی و شکار است. در مدلی که در شکل ۴-۳۴ ارایه شده است، نزدیک بودن حلقه‌های غذایی مشترک بین ماهی شیر یا یال آسی سریزرگ، خسون معمولی، شورت، طلال و همین‌طور یال آسی سریزرگ یا خسون معمولی، شورت، طلال و همچنین ماهی خسون معمولی یا شورت و طلال، ماهی چمن یا هامور معمولی، ملعی سگر معمولی یا گوازیم دم رشته‌ای، ماهی گاریز یا گوازیم دم رشته‌ای مشاهده شد.

^۱ Overlap Index

۴-۳-۵ شاخص انتخاب‌پذیری

همان‌طور که در شکل ۴-۳۵ مشاهده می‌شود، مقادیر شاخص انتخاب‌پذیری^۱ یا رنگ پس‌زمینه سفید (۱-) تا قرمز (۱) نشان دانه شده‌اند و مقادیر مابین این نامه، کم‌رنگ‌تر هستند. این بدان معنی است که هرچه مقادیر به ۱ نزدیک‌تر شوند، رنگ پس‌زمینه قرمز‌تره می‌شود و میزان ترجیحات غذایی افزایش می‌یابد. همچنین هرچه رنگ پس‌زمینه کم‌رنگ‌تر شود، از میزان ترجیحات غذایی کاسته می‌گردد. همان‌طور که در این مدل مشاهده می‌شود ماهی شوریده از تمامی طعم‌های خود به طور یکسان تغذیه می‌کند و هیچ کدام از آنها را بر دیگری ترجیح نمی‌دهد و میزان تغذیه از هر کدام از این‌ها بستگی به در دسترس بودن آن‌ها ندارد. از طرف دیگر برای ملعی شیر، طعم‌های ماهی یا لاسی سرزیرگ، شورت و طلال ارجحیت دارند.

^۱ Electivity Index

Species	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	26	27	28	29	30
1. <i>Sceloporus torquatus</i>	92																													
2. <i>Triturus cristatus</i>	48	41																												
3. <i>Saxatilis</i>	100	100																												
4. <i>Zootoca vivida</i>	48	41	100																											
5. <i>Bombina orientalis</i>	48	100	100																											
6. <i>Bombina</i>	48	100	100																											
7. <i>Amphispelta</i>	102	111	141																											
8. <i>Amphispelta</i>																														
9. <i>Amphispelta</i>																														
10. <i>Amphispelta</i>																														
11. <i>Amphispelta</i>																														
12. <i>Amphispelta</i>																														
13. <i>Amphispelta</i>																														
14. <i>Amphispelta</i>																														
15. <i>Amphispelta</i>																														
16. <i>Amphispelta</i>																														
17. <i>Amphispelta</i>																														
18. <i>Amphispelta</i>																														
19. <i>Amphispelta</i>																														
20. <i>Amphispelta</i>																														
21. <i>Amphispelta</i>																														
22. <i>Amphispelta</i>																														
23. <i>Amphispelta</i>																														
24. <i>Amphispelta</i>																														
25. <i>Amphispelta</i>																														
26. <i>Amphispelta</i>																														
27. <i>Amphispelta</i>																														
28. <i>Amphispelta</i>																														
29. <i>Amphispelta</i>																														
30. <i>Amphispelta</i>																														
31. <i>Amphispelta</i>																														
32. <i>Amphispelta</i>																														
33. <i>Amphispelta</i>																														
34. <i>Amphispelta</i>																														
35. <i>Amphispelta</i>																														
36. <i>Amphispelta</i>																														
37. <i>Amphispelta</i>																														
38. <i>Amphispelta</i>																														
39. <i>Amphispelta</i>																														
40. <i>Amphispelta</i>																														
41. <i>Amphispelta</i>																														
42. <i>Amphispelta</i>																														
43. <i>Amphispelta</i>																														
44. <i>Amphispelta</i>																														
45. <i>Amphispelta</i>																														
46. <i>Amphispelta</i>																														
47. <i>Amphispelta</i>																														
48. <i>Amphispelta</i>																														
49. <i>Amphispelta</i>																														
50. <i>Amphispelta</i>																														

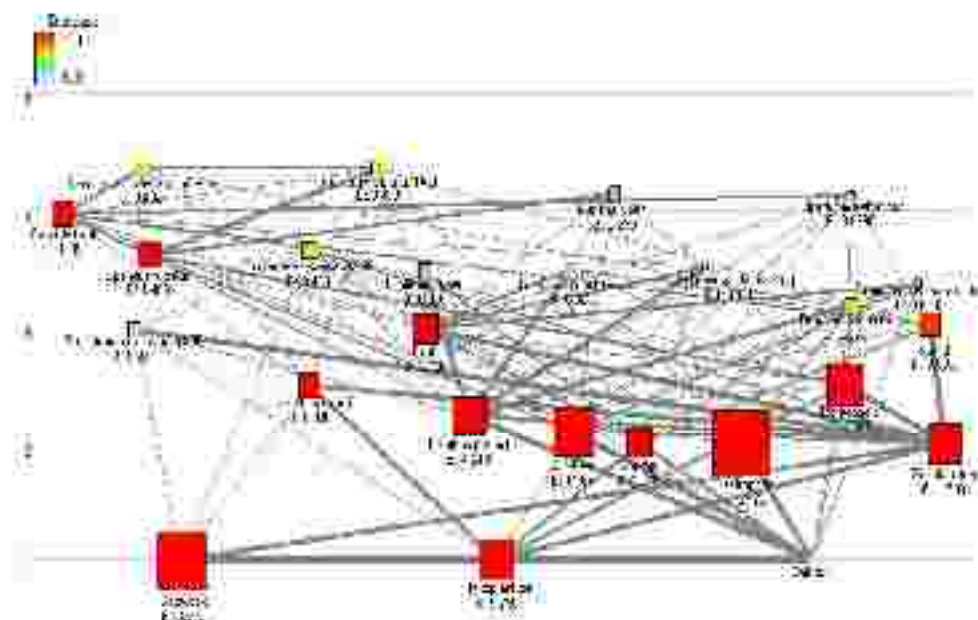
شکل ۴-۲۵ میزان شاخص انتخاب پذیری برای گونه های مورد بررسی در آب های جنوب جزیره لشم (هرچه رنگ پس زمینه روشن تر باشد، نشان دهنده اجتناب از شکار و هرچه رنگ پس زمینه تیره تر باشد نشان دهنده اطمینت شکار برای شکارچی است).

۴-۳-۶ شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی

اثرات متقابل سطوح غذایی^۱ در شکل ۴-۳۶ ارایه شده‌اند. همان‌طور که در این شکل مشاهده می‌شود، این مدل نشان‌دهنده اثرات مستقیم و غیر مستقیم گونه‌ها بر یکدیگر پس از ایجاد تغییرات در زیست‌بوم و یا تغییر ناچیز در زی‌توده آیزیان است. سلول‌های به رنگ مشکی اشاره به اثرات مثبت و بهره‌مندی متقابل دو گونه از هم و سلول‌های به رنگ سفید اشاره به اثرات منفی دو گونه بر هم دارند. در واقع این سلول‌ها اثرات نسبی و رقابت‌پذیری بین گونه‌ها را نشان می‌دهد. نتایج ترسیم مدل مطالعه حاضر نشان داد، شکارچیان راس شبکه غذایی اثر منفی روی طحمة ترنجبی خود دارند. به عنوان مثال افزایش زی‌توده ماهی شیر اثر منفی روی گیش دم‌زرد، سگبر معمولی، ساردین، شانگ زردپاله، شورت، طلال، یال‌اسبی سرز رنگ، سخت‌پوستان، نرم‌تان و پلی‌کیت‌ها دارند.

^۱ Mixed Trophic Impact

روابط متقابل آریزان مختلف در زیست‌بوم خلیج فارس با استفاده از مدل تغذیه‌ای در شکل ۴-۳۷ نشان داده شده است. در این مدل روابط متقابل تغذیه‌ای گونه‌ها یا خطوطی که درصد میزان استفاده از طعمه را نشان می‌دهند، نشان داده شده است. این مدل نه تنها نحوه ارتباط متقابل زنجیره‌های تغذیه‌ای و ۴ سطح غذایی را نشان می‌دهد، بلکه نشان‌دهنده این واقعیت است که برخی از موجودات زنده اصلی، موقعیت حد واسطی را بین سطوح مختلف تغذیه‌ای دارند. در این مدل، سلول‌ها نشان‌دهنده میزان زی-توده گونه‌ها در سطوح غذایی مربوط به خود هستند. در این مدل، ماهی شیر و یال آسیبی سر بزرگ به عنوان شکارچی راس شبکه غذایی و سپس ماهی خسوف، هامور معمولی، گیش دم زرد، سرخو معمولی، چمن و کفشک تیز دندان یا بالاترین میزان سطح غذایی در شبکه غذایی گونه‌های مورد بررسی در این تحقیق در آب‌های خلیج فارس قرار دارند.



شکل ۴-۳۷ روابط متقابل بین گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره کشم (سلول‌ها نشان‌دهنده میزان زی‌توده گونه‌ها در سطوح غذایی مربوط به خود و خطوط نشان‌دهنده درصد میزان استفاده از طعمه هستند).

۴-۳-۸ شاخص همه چیزخواری

شاخص همه چیزخواری (OI¹) توزیع تعاملات غذایی را با سطوح غذایی نشان می‌دهد. چنانچه این شاخص صفر باشد نشان‌دهنده تغذیه تنها از یک سطح غذایی است و هرچه میزان این شاخص افزایش یابد، نشان‌دهنده تغذیه از چندین سطح غذایی است. همان‌طور که در جدول ۴-۲۵ مشاهده می‌شود ماهی‌خسوف معمولی، هامور معمولی، یز ماهی، کفشک تزدندان، اسکویید و عروس ماهی مقبوط به عدول شکارچی اختصاصی (تنها از یک سطح غذایی) و ماهی گوازیم دم‌رشته‌ای، شورب، طلال و گاریز، شکارچیان هستند که از چندین سطح غذایی تغذیه می‌کند.

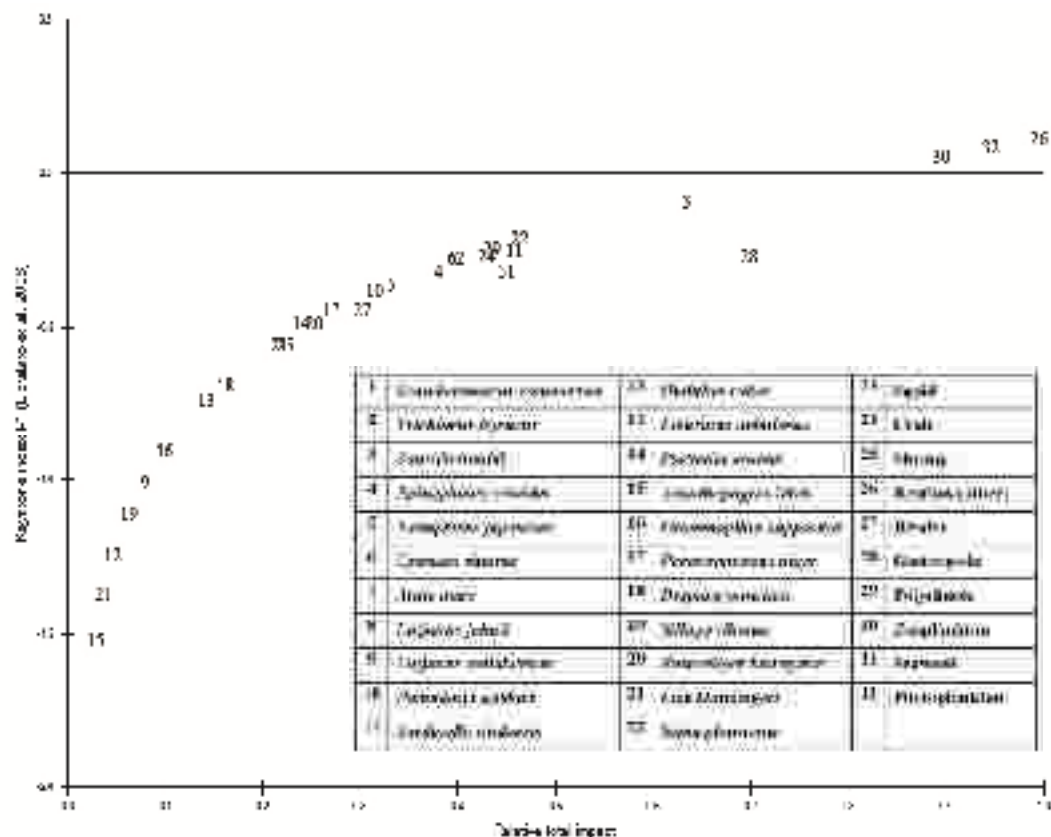
جدول ۴-۲۵ شاخص همه چیزخواری برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره لشم

نام گونه	OI
<i>Scomberomorus commerson</i>	۰.۲۶
<i>Trichiurus lepturus</i>	۰.۴
<i>Saurida tumbil</i>	۰.۰۹
<i>Epinephelus coioides</i>	۰.۰۹
<i>Nemipterus japonicus</i>	۰.۵۲
<i>Upeneus vittatus</i>	۰.۵
<i>Atule mate</i>	۰.۲۶
<i>Lutjanus johnii</i>	۰.۴
<i>Lutjanus malabaricus</i>	۰.۲۵
<i>Pomadourys kaakan</i>	۰.۱
<i>Sardinella sindensis</i>	۰.۴
<i>Otolithes ruber</i>	۰.۴
<i>Lethrinus nebulosus</i>	۰.۴
<i>Psettodes erumei</i>	۰.۰۹
<i>Acanthopagrus latus</i>	۰.۲
<i>Grammolites suppositus</i>	۰.۵۴
<i>Parastromateus niger</i>	۰.۲
<i>Drepane punctata</i>	۰.۴
<i>Sillago sihama</i>	۰.۴۴
<i>Rastraliger kanagurta</i>	۰.۴۴
<i>Liza klunzingeri</i>	۰.۲۵
<i>Sepia pharaonis</i>	۰.۱۱
Squid	۰.۰
Crab	۰.۴

۴-۳-۹ شاخص گونه‌های کلپدی

¹ Omnivory Index

شاخص گونه‌های کلیدی^۱ جهت اندازه‌گیری نقش گرم‌و‌های بوم‌شناختی در شبکه غذایی است که در شکل ۴-۳۸ مدل‌سازی شده‌اند. هرچه این شاخص به عدد ۱ نزدیک‌تر شود، نشان می‌دهد که گونه مورد نظر بالاترین اثر را در زیست‌بوم به جای می‌گذارد. در این مدل کفزیان به عنوان گرم‌و‌ه غالب و یا ارتباط تنزیعی بیشتر و پس از آن فیتوپلانکتون‌ها و زئوپلانکتون‌ها معرفی شده‌اند.



شکل ۴-۳۸ نقش گرم‌و‌های اکولوژیک در شبکه غذایی بین گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره لشم (هرچه به سمت راست نمودار پیش روم، نشان می‌دهد که گونه مورد نظر بیشترین اثر را در زیست‌بوم به جای می‌گذارد).

۴-۳-۱۰ آنالیز سیستم اکویتم

^۱ Keystone Index

همان‌طور که در جدول ۴-۲۶ مشاهده می‌شود، میانگین سطح غذایی برای زیست‌بوم آب‌های جنوب جزیره فشم ۳/۰۸ محاسبه گردید. شاخص ارتباط‌پذیری^۱ که واحد آن درصد است، با توجه به محدوده ۰ تا ۱، در این مطالعه برابر ۰/۱۴ به دست آمد که نشان‌دهنده امکان ارتباط میرهای متصل‌کننده بین گروه‌ها است، که می‌تواند نشان از غای گونه‌ای منطقه مورد بررسی باشد. همچنین، جهت سنجش مدل از لحاظ اختصاصی بودن تغذیه از شاخص همه چیزخواری سیستم^۲ استفاده می‌شود که در این مطالعه ۰/۱۵ به دست آمد. این شاخص به عنوان معیاری برای نحوه تعاملات و توزیع آن در سطوح غذایی می‌باشد. اگر میزان این شاخص صفر باشد بدین معنی است که شکارچیان در کل سیستم بسیار اختصاصی عمل می‌کند و تنها از یک سطح غذایی تغذیه می‌کند.

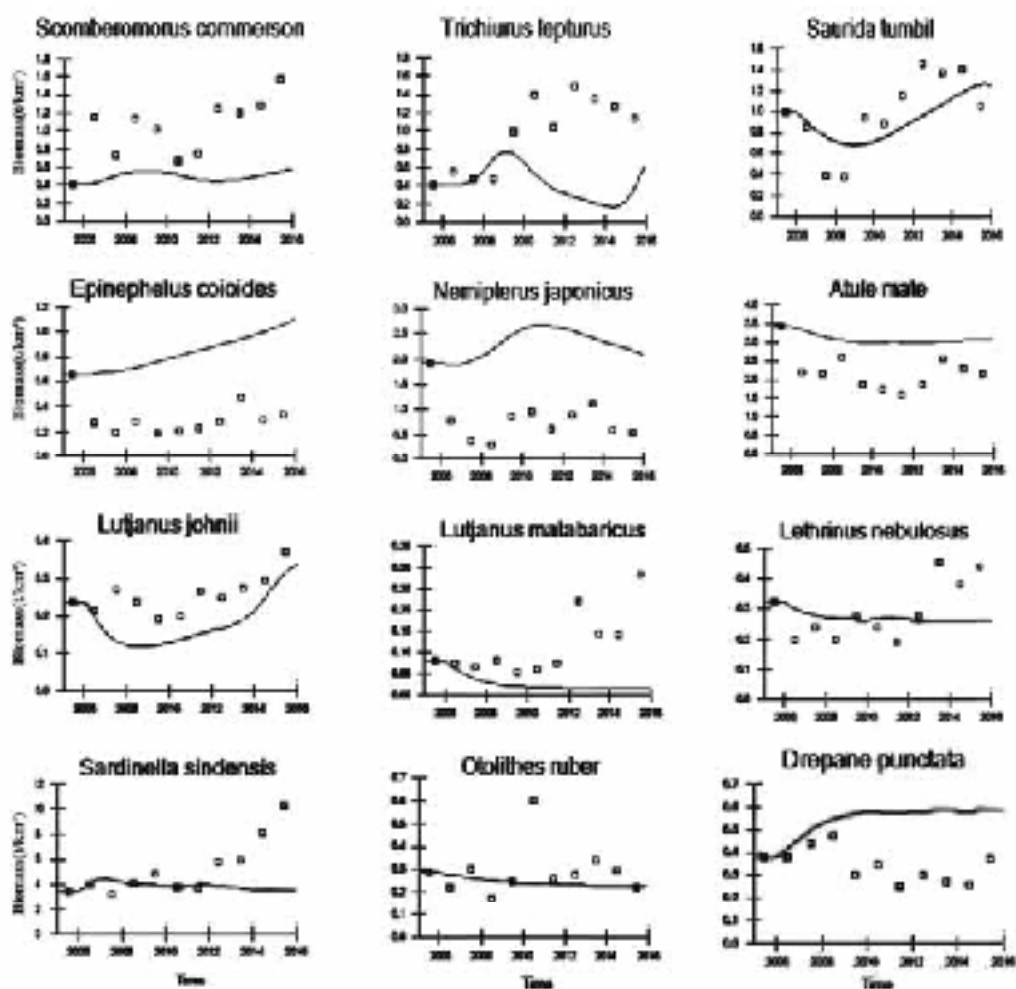
جدول ۴-۲۶ آنالیز زیست‌بوم آب‌های جنوب جزیره فشم توسط نرم‌افزار اکوپت

واحد	مقدار	پارامتر
t/km ² /yr	۲۳۰۹۹/۳۴	مجموع کل تولید
t/km ² /yr	۱۴۴۷۵/۵۶	مجموع کل مصرف
	۳/۰۸۰۸۷۵	میانگین سطح غذایی
	۴۳۸۶۹۳۴	تولید اولیه کل / زی‌توده کل
/yr	۰/۰۰۳۵۶۳۴۷۸	زی‌توده کل / تولید کل
t/km ²	۱۶۵/۷۷۸۹	کل زی‌توده (به جز زی‌توده)
	۰/۱۴۹۰۱۳۹	شاخص ارتباط‌پذیری
	۰/۱۵۱۷۹۱۲	شاخص همه چیزخواری سیستم

۴-۴ خروجی مدل اکوسیستم

این مدل قادر است تغییرات زیست‌بوم را در طول زمان شبیه‌سازی نموده و پیشگویی‌های مدل را با داده‌های مرجع مقایسه نماید. از این رو، روند سری‌های زمانی وزن زی‌توده مشاهده شده (دایره‌ها) و پیش‌بینی شده (خطوط) توسط مدل اکوسیستم از سال ۲۰۰۴ تا ۲۰۱۶ برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره فشم در شکل ۴-۳۹ نشان داده شده‌اند. نتایج این مدل نشان‌دهنده کاهش در زی‌توده گوزیم دمرشتی، شوریده و طلال است.

^۱ Connectance Index
^۲ System Omnivory Index



شکل ۴-۳۹ روند سری‌های زمانی وزن زی‌نوده مشاهده شده (دایره‌ها) و پیش‌بینی شده (خطوط) برای گونه‌های مورد بررسی در آب‌های جنوب جزیره اشم (۲۰۰۴-۲۰۱۶)

فصل پنجم: بحث و نتیجه‌گیری

تحقیق حاضر با هدف تحلیل شبکه غذایی گونه‌های ماهی شامل یال اسبی سر بزرگ (*Trichiurus lepturus*)، شوروت (*Sillago sihama*)، للال (*Rastrelliger kanagurta*)، گارین (*Liza klunzingeri*)، شانک زردباله (*Acanthopagrus latus*)، سمگر معمولی (*Pomadasys kaakan*) که در جنوب جزیره قشم نمونه‌برداری شدند، انجام شد؛ که یکی از جدیدترین و مهمترین پژوهش‌ها در ارتباط با تحلیل شبکه غذایی و ساختار جوامع آیزیان در این منطقه است. در این تحقیق، مدلی طراحی شد که ساختار غالب شبکه غذایی را در منطقه مورد بررسی نشان دهد و سطح غذایی هر یک از گونه‌ها را تعیین نماید. این روند از طریق تعیین شاخص‌های پویایی جمعیت مانند نرخ رشد، طول بی‌نهایت، مرگ و میر کل، مرگ و میر طبیعی، مرگ و میر صیادی و ضریب بهره‌برداری، تخمین رژیم غذایی و رفتار تغذیه‌ای گونه‌ها، اندازه-گیری شاخص‌های تغذیه‌ای مانند شاخص همپوشانی، انتخاب‌پذیری، اثرات متقابل سطوح غذایی، همه چیزخواری و ... در آب‌های منطقه مورد بررسی در خلیج فارس انجام گردید تا زمینه رویکرد مدیریت مبتنی بر زیست‌بوم جهت بهره‌برداری از ذخایر خلیج فارس فراهم گردد.

۵-۱ بررسی روابط اکولوژیک گونه‌های موره مطالعه

- ماهی یال اسبی سر بزرگ

در این مطالعه میانگین طول کل \pm (انحراف معیار) این ماهی $(10/85) \pm 78/09$ سانتی‌متر به دست آمد (جدول ۴-۱). Fofandi (۲۰۱۲) یا بررسی این گونه در آب‌های هند، میانگین اندازه طولی این ماهی را بیشتر از $52/1$ گزارش نمود که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد. همچنین، رابطه طول و وزن ماهی

یال آسیی سریزرگ یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد که رشد این ماهی در تمام ایعد یهن به صورت یکنان انجام نمی‌شود و به عبارتی ناهمگون است. این نتیجه یا آنچه Fofandi (۲۰۱۲) و Abdurahiman و همکاران (۲۰۰۴) در آب‌های هد گزارش نمودند مطابقت دارد. میزان S_L در این مطالعه به کمک روش القان $1.07/40$ سانتی‌متر محاسبه شد (جدول ۴-۲) که بیشتر از میزان گزارش شده توسط Misu (۱۹۵۸) در شرق چین و دریای زرد (۴۵/۵ سانتی‌متر)، Pauly و Ingles (۱۹۸۴) در فیلیپین (۷۸ سانتی‌متر) و Reuben و همکاران (۱۹۹۷) در هد (۱۰۶/۸۳ سانتی‌متر) بود. در حالی‌که، میزان S_L در این مطالعه کمتر از میزان گزارش شده توسط Fofandi (۲۰۱۲) (۱۳۱/۲۵ سانتی‌متر) و Narasimham (۱۹۹۴) در آب‌های هد (۱۴۵/۲ سانتی‌متر و ۱۳۸/۱ سانتی‌متر)، Dawson (۱۹۶۷) در خلیج مکزیک، Joseph و Somavanshi (۱۹۸۹) در آب‌های ساحلی یخن شمال غربی هد (۱۰۹ سانتی‌متر)، Chakraborty (۱۹۹۰) در یمنی (۱۲۹/۷ سانتی‌متر)، Thiagrajan و همکاران (۱۹۹۲) در سواحل غربی و شرقی هد (۱۲۹ سانتی‌متر و ۱۲۶ سانتی‌متر) و Abdussamad و همکاران (۲۰۰۶) در هد (۱۲۸/۲ سانتی‌متر) بود. از آنجایی‌که پارامترهای رشد تحت تاثیر درجه حرارت و دیگر فاکتورهای محیطی هستند، در نتیجه می‌تواند علت تفاوت در میزان طول بی‌نهایت و نرخ رشد در نقاط مختلف باشد (Jones, 1981). در جدول ۵-۱ مقایسه پارامترهای پویایی جمعیت ماهی یال آسیی سریزرگ در مطالعه حاضر، یا سایر مطالعات انجام شده در مورد این گونه آورده شده است.

از طرف دیگر میزان مرگ و میر صیادی (F)، مرگ و میر طبیعی (M)، مرگ و میر کل (Z) و میزان یرداشت بهیه (E) در مطالعه حاضر به ترتیب 0.062 ، 0.049 ، 0.111 و 0.05 تخمین زده شد (جدول ۴-۲) که یا نتایج دیگر مطالعات انجام شده (جدول ۵-۱) متفاوت است. دلیل این تفاوت می‌تواند هم ناشی از شرایط مختلف زیست‌بوم‌ها باشد و هم به الگوی بهره‌برداری در دیگر مناطق صید این گونه مرتبط باشد.

جدول ۵-۱ مقایسه پارامترهای پویایی جمعیت ماهی یال اسبی سرریز در مطالعه حاضر در مقایسه با سایر مطالعات مشابه

E	Z در سال	M در سال	F در سال	K در سال	L _∞ سالیانه	منبع
	۳/۱۶	۰/۴	۲/۷		۱۳۸/۱	Narasimham (1994)
				۰/۴	۱۴۸	Chakraborty (1997)
۰/۶۳	۲/۴۱	۰/۸۹	۱/۵۲	۰/۶۱	۱۰۶/۸۳	Reuben et al. 1997
۰/۷۱	۲/۶۶	۰/۷۷	۱/۸۹	۰/۱۵	۱۲۸	Mohite and Biradar (2001)
۰/۷۵	۳/۴۷		۳/۲۳	۰/۶۷	۱۲۷/۳	Khan (2006)
۰/۳	۰/۴۴	۰/۳۱	۰/۱۳	۰/۱۳	۱۳۱/۲۵	Fofandi (2012)
۰/۵	۱/۱۱	۰/۴۹	۰/۶۲	۰/۲۵	۱۰۷/۴۰	مطالعه حاضر

مطالعه حاضر نشان داد، میزان شاخص خالی بودن معده برای ماهی یال اسبی سرریز رگ برای ۶۲/۵۵ درصد است؛ بنابراین می‌توان این ملعی را در زمره ماهیان نیئا کم خور قرار داد، که با نتایج به دست آمده در مطالعه Rohit و همکاران (۲۰۱۵) روی این گونه در آبهای سواحل هند مطابقت دارد. نتایج حاصل از مطالعه حاضر گویای این است که ماهی یال اسبی سرریز رگ روی طیف وسیعی از آئین از جمله سه گروه غذایی ماهیان یا ۴۶/۴۵ درصد، سخت‌پوستان یا ۶/۰۷ درصد و سرپایین یا ۳/۱۴ درصد تغذیه می‌کند؛ در نتیجه ترجیحات غذایی این آیزی، تغذیه روی ماهیان است.

مطالعه رفتار تغذیه‌ای ماهی یال اسبی سرریز رگ توسط کمالی (۱۳۷۹) در آبهای استان هرمزگان، ترجیحات غذایی این آیزی را ماهی‌ها یا ۷۰/۱ درصد، سخت‌پوستان یا ۱۶ درصد و نرم‌تنان یا ۱۳/۹ درصد نشان داد که در نهایت ماهی‌ها را به عنوان غذای اصلی این آیزی معرفی نمود که با نتایج به دست آمده از مطالعه حاضر مطابقت دارد. نتایج به دست آمده از مطالعات دیگر محققین، روی رژیم غذایی این ماهی که در جدول ۵-۲ آمده است، نشان می‌دهد رفتار گونه‌های ماهی‌خوار در درجه اول وابسته به تغذیه از موجودات پلاژیک است که می‌تواند به دلیل کاهش در زمان جستجو برای یافتن طعمه باشد؛ این امر باعث مصرف کمتر انرژی برای یافتن نیازهای تغذیه‌ای آن‌ها می‌شود (De la Cruz-Torres et al., 2014). همچنین تنوع در ترکیب رژیم غذایی آن‌ها می‌تواند به علت حضور در مناطق مختلف جغرافیایی باشد که باعث توزیع فراوانی این گونه در مناطق مختلف می‌شود (Martins and Haimovici, 2000;)

(Wojciechowski, 1972). از طرف دیگر طیف گسترده طعمه‌های این ماهی می‌تواند به دلیل سازگاری-
هایی باشد که به واسطه چشم‌های بزرگ و یمن کشیده و دیدن باله دمی و دندان‌های تیز کسب نمودند
(Agnaldo et al., 2005).

جدول ۵-۲ مقایسه رژیم غذایی ماهی یال اسبی سر بزرگ در مطالعه حاضر با سایر مطالعات در مناطق مختلف

منبع	مکان مطالعه	نوع تغذیه	عادت غذایی
Rohit et al. 2015	دریای عرب	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست، سرپایین
Yan et al. 2011	دریای چین	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست، سرپایین
Chiou et al. 2006	تایوان	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست
Bittar et al. 2012	برزیل	گوشتخوار	ماهی، اسکنده، میگو
Bakhoum (2007)	مصر	گوشتخوار	ماهی، نغم ماهی، لقمه پود، کوبه- پود، میگو
Agnaldo et al. 2005	برزیل	گوشتخوار	ماهی (قنچری)، میگو، سرپایین
De la Cruz-Torres et al. 2014	مکزیک	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست، سرپایین
Portsev (1980)	اقیانوس هند	گوشتخوار	تنگ ماهیچ و یوفاسیده‌ها (در مرحله نوجوانی)
Munekiyo and Kuwahara (1985)	ژاپن	گوشتخوار	کوبه پودهای تالانگه (در مرحله نوجوانی)، آنچوری (در مرحله جوانی)
Martins et al. 2005	برزیل	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست، سرپایین
مطالعه حاضر	خلیج فارس	گوشتخوار	ماهی، سخت پوست، سرپایین

در این تحقیق ماهی یال اسبی سر بزرگ دامنه وسیعی از طعمه‌ها از گروه ماهیلان استخوانی را مورد
تغذیه قرار می‌دهد که تغذیه این آیزی در واقع نشان‌دهنده این است که رژیم غذایی ترکیبی^{۷۴} دارد و
گوشتخوار است. این نتیجه یا نتایج مطالعات دیگر محققین که در جدول ۵-۱ گزارش شده است، مطابقت
دارد.

بر اساس نتایج حاصل از اثرات متقابل سطوح غذایی در مطالعه حاضر، ماهی یال اسبی سر بزرگ
دارای مکانیسم رفتاری درون گونه‌ای و هم‌جس‌خواری است و در مکانیسم رفتاری بین گونه‌ای روی ماهی
سنگر معمولی یک اثر منفی روی نرخ رشد جمعیت این گونه دارد. Sin (۱۹۷۸) بیان نمود که مکانیسم

^{۷۴} Euryphagous

رفیاتی درون گونه‌ای در این گونه، ممکن است به دلیل سازش بوم‌ساختی در جهت امکان سهولت رفیایت بر سر مکان و غذا باشد.

همپوشانی تغذیه‌ای بین این گونه آزی یا ماهی حسون معمولی، شورت و طلال وجود دارد این شباهت تغذیه‌ای بین طعمه‌ها می‌تواند در رفیایت غذایی منجر به حذف گونه دیگر شود (Bakhoum, 2007).

شاخص انتخاب‌پذیری این ماهی در مطالعه حاضر نشان داد که الویت اصلی انتخاب طعمه برای این آزی، یز ماهی، گوزیم دم‌رشته‌ای و حسون است.

در این مطالعه، میانگین سطح غذایی ماهی یال‌اسبی سریزرگ ۴/۴۵ به دست آمد که یا میانگین به دست آمده در بخش غربی سواحل هند به میزان ۴/۴۵ (Portsev, 1980) مطابقت دارد و از نتایج حاصل از مطالعه Bakhoum (2007) در آب‌های مدیترانه که میزان سطح غذایی را ۴/۱۰ گزارش نمودند، کمتر است. این تفاوت در میانگین سطح غذایی این گونه می‌تواند به علت تفاوت در میزان برداشت، تفاوت رژیم غذایی در مناطق مختلف جغرافیایی، اندازه طعمه‌ها و میزان دسترسی غذا در محیط باشد (Akhtar, 2008).

با تجزیه و تحلیل آمار و اطلاعات صید این گونه (آب‌ار و اقتصادی معاونت صید و یادر ماهیگیری سازمان شیلات ایران)، روند صید این گونه از سال ۱۳۸۵ روندی افزایشی داشته است ($r=0/81$) که این روند افزایشی به دلیل تجهیز شاورهای صیادی برای بهره‌برداری اختصاصی از ذخایر این گونه می‌باشد. همچنین ضریب بهره‌برداری محاسبه شده در این تحقیق برای این گونه ($E=0/5$) دلالت بر این دارد که در حال حاضر الگوی بهره‌برداری از این گونه پایدار است، اما می‌بایست این موضوع را مد نظر قرار داد که افزایش روند تلاش صیادی برای بهره‌برداری از گونه‌های یا سطح غذایی یا لااگر منجر به تغییرات نسبی در فراوانی آن‌ها شود، به سمت گونه‌های یا سطح غذایی پایین‌تر جهت خواهد داد (Pauly et al., 1998).

در مجموع نتایج حاصل از تحقیق حاضر و مقایسه آن با نتایج محققین در دیگر مناطق، مبین نقش مهم این ملعی در زنجیره غذایی زیست‌بوم‌های آبی محل زیست این گونه است. از طرف دیگر این نتایج به ویژه در مدیریت مبتنی بر زیست‌بوم از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است، که یا مطالعه Rohit و همکاران (۲۰۱۵) روی زیست‌بوم سواحل Karnataka در دریای عرب مطابقت دارد.

- ماهی شوروت

در این مطالعه حداکثر طول و وزن ملعی شوروت به ترتیب ۲۵/۶۰ سانتی‌متر و ۱۳۱/۲۸ گرم به دست آمد (جدول ۴-۵). شعبانی و همکاران (۱۳۹۵) با بررسی برخی ویژگی‌های زیستی ماهی شوروت در سواحل غربی استان بوشهر حداکثر طول و وزن این ماهی را به ترتیب ۲۴/۶ سانتی‌متر و ۱۰۶ گرم گزارش نمودند. همچنین در بررسی دیگری که توسط Basavaraja و Vinod (۲۰۱۰) در آب‌های هند انجام شد، حداکثر طول و وزن این ماهی را به ترتیب ۲۱/۹۶ سانتی‌متر و ۷۷/۶۴ گرم گزارش نمودند. وجود این تفاوت در مطالعات مختلف می‌تواند ناشی از عوامل گوناگون مانند شرایط زیست‌محیطی منطقه، شرایط فیزیولوژیکی ماهی در زمان صید، شرایط تغذیه، تراکم جمعیت و تفاوت در نمونه‌برداری باشد (Yildirim et al., 2002; Beverton and Holt, 1957; Innal et al., 2015).

رابطه طول و وزن ماهی شوروت با استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد که رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکساز انجام می‌شود و به عبارتی همگون است. این نتیجه با آنچه حسین‌زاده و همکاران (۱۳۸۰) و عزیزان و همکاران (۱۳۹۳) در آب‌های خلیج فارس، Gowda و همکاران (۱۹۸۸): و Krishnamurthy و kaliamurthy (۱۹۷۸) در آب‌های هند گزارش نمودند مطابقت دارد. اما Annappaswamy و همکاران (۲۰۰۴) در مصب مالکی در هند، رشد همگون را در این ماهی تنها در جنس ماده و Shamsan و Ansari (۲۰۱۰) در آب‌های هند، رشد همگون را در این گونه تنها در جنس نر گزارش نمودند. به طور کلی اختلاف در روابط طول و وزن را می‌توان ناشی از عواملی مانند جنس، ویژگی‌های فیزیولوژیکی محیط و مرحله رسیدگی جنسی دانست (Dulcic and Karaljevic, 1996).

میزان K و L ماهی شوروت در این مطالعه به ترتیب ۰/۴۷ در سال و ۲۶/۹۱ سانتی‌متر محاسبه شد. نتایج به دست آمده در مطالعه حاضر با نتایج گزارش شده توسط Ingles و Pauly (۱۹۸۴) در آب‌های فیلیپین به میزان ۰/۷ برای K و ۲۳/۵ سانتی‌متر برای L ، Hu و همکاران (۲۰۱۵) یا مطالعه در آب‌های تایوان به میزان ۰/۶ برای K و ۲۶/۱ سانتی‌متر برای L و Radhakrishnan (۱۹۵۷) یا مطالعه در آب‌های هند به میزان ۰/۷ برای K و ۲۸/۱ سانتی‌متر برای L مغایرت نشان داد.

مطالعه حاضر نشان داد، میزان فعالیت تغذیه‌ای ماهی شوروت در طول فصول مختلف متفاوت است و در تابستان به شدت کاهش می‌یابد. بیشترین تعداد معددهای خالی در این گونه در طول فصل تابستان به

میزان ۵۳/۳٪ به دست آمد. همچنین بر اساس مطالعه Shamsan و Ansari (۲۰۰۸) فعالیت تغذیه‌ای این ماهی در طی فصول مختلف دارای نوسان است. یا توجه به اینکه این ماهی در فصل تابستان تخم‌ریزی می‌کند، بنابراین در این فصل حقره شکمی کاملاً توسط گاندهای رسیده اشغال می‌شود و معده خالی است (Kariman et al., 2009). مطالعات انجام شده توسط برخی محققین از جمله Shamsan و Ansari (۲۰۰۸)، Gowda و همکاران (۱۹۸۸)، Jayasankar (۱۹۹۱)، Reddy و Neelakantaan (۱۹۹۱) نشان داد که در ماههای گرم سال کاهش فعالیت تغذیه‌ای می‌تواند به علت افزایش فعالیت تخم‌ریزی این ماهی اتفاق بیفتد.

با بررسی رژیم غذایی ماهی شوروت در این مطالعه مشخص شد، غذای اصلی این ماهی عمدتاً دارای مشا گیاهی از جمله جلبک سبز-آبی (Cyanophyceae)، دیاتومه (Bacillariophyceae)، دایوفلازله (Dinophyceae) است که بیش از ۵۹/۵۲٪ را به خود اختصاص داده است. سخت‌پوستان شامل خرچنگ، میگو، کوبه‌پود، تخم و لارو بیشترین میزان غذا یا مشا حیوانی را به خود اختصاص دادند. Shamsan و Ansari (۲۰۰۸) یا بررسی محتویات معده ماهی شوروت در آب‌های هند گزارش نمودند که سخت‌پوستان مهمترین اقلام غذایی در معده این ماهی هستند که با یافته‌های Gowda و همکاران (۱۹۸۸) مطابقت دارد. در مطالعه حاضر، به میزان کمتر نرم‌تان، نماتودها و دیگر جانوران در رژیم غذایی این ماهی مشاهده شدند. کوبه‌پودها و خرچنگها به ترتیب در فصل‌های بهار و تابستان در رژیم غذایی این ماهی غالب بودند. این امر می‌تواند به علت فراوانی کوبه‌پودها و خرچنگها در طول این دوره باشد. همچنین این نکته می‌بایست در نظر گرفته شود که در مطالعات تغذیه می‌بایست اثرات فصلی نیز در نظر گرفته شود. زیرا تغییرات زمانی عوامل زیستی و غیر زیستی، باعث تغییر ساختار شبکه غذایی در طول سال می‌شوند (Kariman et al., 2009).

با توجه به نتایج مطالعه حاضر می‌توان ماهی شوروت را در گروه ماهیلان پلانکتین خوار طبقه‌بندی نمود. زیرا این گونه روی طیف وسیعی از موجودات پلانکتونی و کفزی تغذیه می‌کند که یا بررسی Radhakrishnan (1957) و Gowda و همکاران (۱۹۸۸) روی محتویات معده این ماهی مطابقت دارد. در حالی که دیگر محققین نظیر Mohammed و همکاران (۲۰۰۳)، Gunn و Milward (۱۹۸۵)، Shamsan و Ansari (۲۰۰۸)، Reddy (۱۹۹۱)، Weerts و همکاران (۱۹۹۷) و Hajisamae و همکاران (۲۰۰۶) این گونه را در دسته ماهیلان گوشت‌خوار معرفی نموده‌اند. نتایج دوروشی بررسی محتویات معده این ماهی در

این مطالعه، اهمیت معج گیلعی را به عنوان منبع غذای اصلی این گونه نشان داد. دیاتومه‌ها بیشترین حضور را در گروه طولی یا اندازه متوسط (۱۶/۹۰-۱۱) به میزان ۸۳/۳۰ درصد در روش فراوانی وقوع شکار و به میزان ۹۰/۳۹ درصد در روش شمارشی دارا بودند. این نتایج در تضاد یا نتایج حاصل از مطالعه Ansari و Shamsan (۲۰۰۸) بود. همچنین Ansari و Shamsan (۲۰۰۸) گزارش نمودند که رژیم غذایی ماهی یا افزایش طول بدن تغییر می‌کند. در مطالعه حاضر، در گروه‌های با اندازه بزرگتر ماهی، مواد غذایی پلانکتونی یا لایام غذایی کفزی نظیر کوبه بود، خرچنگ، میگو، نماتود و مشتقات حیوانی جایگزین شدند که با مطالعه Ansari و Shamsan (۲۰۰۸) مطابقت دارد.

میزان سطح غذایی این ماهی در تحقیق حاضر ۳/۳۰ محاسبه شد. Gunn و همکاران (۱۹۸۵) میزان سطح غذایی را برای ماهی شوروت در استرالیا ۳/۳۷ تخمین زدند. همین‌طور غذای اصلی این گونه از ماهیلن را زئوپتوزها معرفی نمودند. Hajisamae و همکاران (۲۰۰۴) میانگین سطح غذایی را برای این گونه در سنگاپور ۳/۱ و Bozec و همکاران (۲۰۰۵) این میانگین را در Caledonia، ۳/۴ گزارش نمودند. مقایسه نتایج تحقیق حاضر با نتایج سایر تحقیقات مشابه، گویای شباهت تغذیه‌ای این گونه با سایر مناطق است. ماهی شوروت بیشترین همپوشانی تغذیه‌ای را با ماهی گاریز و طلال نشان داد Prasert و همکاران (۲۰۰۵) بیان کردند که این گونه رفایت بسیار کم یا عدم رفایت با سایر گونه‌ها و یا هم گونه خود در زیست‌بوم به نمایش می‌گذارد.

- ماهی طلال

رابطه طول و وزن ماهی طلال یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد که رشد این ماهی در تمام ابعاد بدن به صورت یکسان انجام نمی‌شود و به عبارتی ناهمگون است. این نتیجه یا آنچه Amin و همکاران (۲۰۱۴) در آب‌های مالزی گزارش نمودند مطابقت دارد.

میزان L_{∞} در این مطالعه به کمک روش القان ۲۴/۴۲ سانتی‌متر محاسبه شد (جدول ۴-۹) که کمتر از میزان گزارش شده توسط Amin و همکاران (۲۰۱۴) در آب‌های مالزی (۲۷/۸۳ سانتی‌متر)، Mehanna (۲۰۰۱) در مصر (۳۰/۷۶ سانتی‌متر)، Rohit و Gupta (۲۰۰۴) در آب‌های هند (۳۰/۷۰ سانتی‌متر)، Abdussamad و همکاران (۲۰۱۰) در آب‌های هند (۳۳/۲۸ سانتی‌متر) و Al-Mahdawi و Mehanna (۲۰۱۰) در دریای سرخ (۳۲/۵ سانتی‌متر) بود. تفاوت در شاخص‌های رشد می‌تواند به دلیل اختلاف در

عواملی چون دستیابی به غذا و دما باشد که تاثیر زیادی در این امر دارند (Ragonese and Bianchini, 1998). از طرف دیگر میزان ذخیره غذایی قابل دسترسی به شدت بر طول بی‌نهایت تاثیر می‌گذارد. همچنین دگرگونی‌های دمای زیست‌محیطی، هم بر ضریب رشد و هم بر طول بی‌نهایت تاثیر گذار است و به نظر می‌آید که با افزایش دمای آب، میزان ضریب رشد بر اساس لگاریتم دما افزایش یافته و از سوی دیگر از میزان طول بی‌نهایت کاسته می‌شود. هر چند که این کاهش به نسبت کمتر از افزایش ضریب رشد است (Beverton and Holt, 1957). در جدول ۵-۳ پارامترهای پویایی جمعیت ماهی طلال در مطالعه حاضر یا سایر مطالعات مشابه آورده شده است.

جدول ۵-۳ مقایسه پارامترهای پویایی جمعیت ماهی طلال در مطالعه حاضر یا سایر مطالعات مشابه

E	Z در سال	M در سال	F در سال	K در سال	L _∞ سائتی متر	منبع
۰/۴۵	۴/۴۴	۲/۴۶	۱/۹۸	۱/۵۰	۲۷/۸۳	Amin et al. (2014)
				۰/۶۳	۳۰/۷۶	Mehanna (2001)
۰/۱۶۶	۷/۶۳	۲/۶۰	۵	۱/۸۰	۳۰/۷۰	Rohit and Gupta (2004)
۰/۱۸۶	۶/۰۴-۱۱/۸۵	۲/۵۲	۳/۵۲-۹/۳۳	۱/۶۳	۳۳/۲۸	Abdussamad et al. (2010)
۰/۱۶۱	۱/۹۱	۰/۷۵	۱/۱۶	۰/۵۸	۳۲/۵	Al-Mahdawi and Mehanna (2010)
۰/۱۶	۳/۲۸	۱/۱۵	۲/۱۳	۰/۴۹	۲۴/۴۲	مطالعه حاضر

شاخص خالی بودن معده ماهی طلال در مطالعه حاضر نشان داد که این ماهی از نظر تغذیاتی در گروه ماهیان نسبتاً پرخور قرار دارد. Dadzie و همکاران (۲۰۰۰) گزارش نمودند در اوج رسیدگی و بلوغ، تخمدان‌ها حجیم شده و کل حفره بدنی را می‌پوشاند و احتمالاً در این وضعیت دستگاه گوارش تحت فشار قرار گرفته و آیزی برای تغذیه یا مشکل رویر و خواهد بود.

مطالعه حاضر نشان داد که دیاتومها و دایوفلاژلها غذای ترجیحی این ماهی یا مشا گیاهی را شامل می‌شوند؛ جایی که بیشتر از ۴۶/۲۸ درصد از نمونه‌های مورد بررسی را نشان می‌دهد. Bagheri و همکاران (۲۰۱۳) گزارش نمودند که پلانکتون‌ها با ۹۳ درصد مهمترین غذای این گونه را در آبهای ساحلی استان هرمزگان شامل می‌شوند؛ که با نتایج بدست آمده در مطالعه حاضر مطابقت دارد. بیشترین

درصد وضع سخت‌پوستان در طول پاییز (یا ۳۶/۲۶ درصد) و نرم‌تن در فصل زمستان (یا ۵/۸۳ درصد) مشاهده شد. بر این اساس می‌توان گفت که سخت‌پوستان غذای ترجیحی این گونه به شمار می‌آید. Sree Renjima و همکاران (۲۰۱۶) گزارش نمودند که در سواحل جنوب شرقی دریای عرب این گونه به طور غالب از زئوپلانکتون‌ها تغذیه می‌کند و با رشد آن، رژیم غذایی این گونه به تغذیه از کوبه‌پونه‌های کالانوید تغییر خواهد کرد. بر اساس نتایج مطالعه حاضر، ماهی طلال را می‌توان در گروه ماهیان پلانکتون‌خوار طبقه‌بندی نمود. زیرا این گونه روی طیف وسیعی از موجودات پلانکتونی تغذیه می‌کند که یا بررسی Bagheri و همکاران (۲۰۱۳)، Bhimachar و George (۱۹۵۲)، Luther (۱۹۷۳)، Sivasadas و Bhaskaran (۲۰۰۹)، Supraba و همکاران (۲۰۱۶) روی محتویات معده این ماهی مطابقت دارد. ماهی طلال بیشترین همپوشانی تغذیه‌ای را با ماهی گاریز نشان داد. Prasert و همکاران (۲۰۰۵) بیان کردند که این گونه رقابت بسیار کم یا عدم رقابت یا سایر گونه‌ها و یا هم گونه خود در زیست‌بوم به نمایش می‌گذارد.

- ماهی گاریز

رابطه طول و وزن ماهی گاریز یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد که رشد این ماهی در تمام ایام بدن به صورت یکساز انجام می‌شود و به عبارتی همگون است. این نتیجه یا آنچه Abou-Seedo و همکاران (۲۰۰۲) در آب‌های کویت گزارش نمودند مطابقت دارد. میزان L_K و L_∞ در این تحقیق به کمک روش لکان به ترتیب ۱۹/۳۴ سانتی‌متر و ۰/۵۵ در سال محاسبه گردید (جدول ۴-۱۲). میزان L_K و L_∞ محاسبه شده برای این گونه در بخش جنوبی خلیج فارس (آب‌های کویت) به ترتیب ۲۴/۸ و ۰/۴۶ گزارش شده است (Dadzie et al, 2005). هر چند که معمولاً طول بین‌نهایت یا توجه به ابزار نمونه‌برداری، زمان نمونه‌برداری، میزان فشار صیادی بر ذخیره و عوامل زیست‌محیطی از مناطقی به منطقه دیگر متفاوت است و ضریب رشد نیز کم و بیش از نوساناتی برخوردار است. از طرفی پارامترهای رشد تحت تاثیر درجه حرارت هستند (Jones, 1981). به علت تأثیر گذاری شرایط محیطی نظیر درجه حرارت، اکسیژن محلول، شوری و سایر عوامل محیطی دیگر بر متابولیسم ماهیلن، پارامترهای رشد برای یک گونه در نقاط مختلف متفاوت می‌باشد میزان ذخیره غذایی قابل دسترس به طور شاخص بر طول بین‌نهایت تأثیر می‌گذارد (Sparre and Venema, 1998). مقادیر این

پارامترها حتی در یک منطقه واحد نیز ممکن است به علت تغییرات محیطی متفاوت باشد (King, 1995). همه این عوامل در کنار تراکم جمعیتی ذخیره، آلودگی‌های گوناگون و برخی دیگر گون‌ها در اکولوژی رفتاری جانور می‌تواند ضرایب و نرخ رشد آن را دگرگون کند. این مطالب نشان می‌دهد که اختلاف موجود در پارامترهای رشد محاسبه شده می‌تواند به واسطه شرایط ذکر شده باشد.

مقدار مرگ و میر کل ماهی طلال ۲/۱۲ در سال، مرگ و میر طبیعی ۱/۳۳ در سال و مرگ و میر صیادی ۰/۷۹ در سال برآورد گردید (جدول ۴-۱۲)، که در مقایسه با بخش جویی خلیج فارس (آب‌های کویت) که میزان مرگ و میر کل ۴/۶۱ در سال، مرگ و میر طبیعی ۱/۰۶ و مرگ و میر صیادی ۳/۵۶ در سال گزارش شده است (Dadzie et al., 2005) دارای اختلاف می‌باشد. که این تفاوت در بالاتر بودن مرگ و میر طبیعی در آب‌های کویت، می‌تواند به دلیل شرایط محیطی، دما و موجودات شکارچی باشد.

با بررسی رژیم غذایی ماهی گاریز اقلام غذایی یافت شده در معده‌های مورد بررسی شامل پلانکتون-های گیاهی و جانوری بودند. پلانکتون‌های جانوری، ۴/۴۷ درصد و پلانکتون‌های گیاهی ۱۲/۶ درصد از محتویات معده ماهی گاریز را تشکیل دادند. غذای اصلی این ماهیان با مشا گیاهی شامل دیاتومه (Bacillariophyceae) مهمترین اقلام غذایی در معده این ماهی بود. نتایج این مطالعه با آنچه Uddin و همکاران (۲۰۱۲) در آب‌های کویت گزارش نمودند مطابقت دارد.

میانگین سطح غذایی این ملعی در تحقیق حاضر ۲/۵۰ محاسبه شد که از عدد بدست آمده در آب‌های کویت به میزان ۲/۶ (Santini et al., 2015) کمتر بود این تفاوت در میزان سطح غذایی این گونه می‌تواند به علت تفاوت در میزان برداشت، تفاوت رژیم غذایی در مناطق مختلف جغرافیایی و میزان دسترسی غذا در محیط باشد (Akhtar, 2008).

- ماهی شانک زردباله

رابطه طول و وزن ملعی شانک زردباله یا استفاده از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد که رشد این ماهی در تمام ایحاد بدن به صورت یکسکن انجام نمی‌شود و به عبارتی ناهمگون است. این نتیجه با آنچه Hussain و Abdullah (۱۹۹۷)، Samuel و Matthews (۱۹۹۱) در آب‌های کویت گزارش نمودند مطابقت دارد.

در این مطالعه، میزان K و Ca به کمک روش القان به ترتیب ۰/۴۰ در سال و ۳۸/۴۵ سانتی‌متر محاسبه شدند (جدول ۴-۱۵). Samuel و Matthews (۱۹۹۱)، میزان K و Ca را در بخش جنوبی خلیج فارس (آب‌های کویت) به ترتیب ۰/۲ در سال و ۴۴/۵ سانتی‌متر، Morgan (۱۹۸۵) در آب‌های کویت، بین ۰/۲۳ تا ۰/۲۳ در سال و ۴۳ تا ۴۴/۵ سانتی‌متر، Grandcourt و همکاران (۲۰۰۴) در آب‌های ایوژینی ۰/۲۳ در سال و ۵۵ سانتی‌متر، Edwards و همکاران (۱۹۸۵) در خلیج عدن (بخش جنوبی خلیج فارس) ۰/۲۱ در سال و ۵۷/۸ سانتی‌متر، Al-Mamry و همکاران (۲۰۰۹) در دریای عرب ۰/۱۴ در سال و ۶۴/۶ سانتی‌متر گزارش نمودند. Jones (۱۹۸۱) گزارش نمود که پارامترهای رشد تحت تاثیر درجه حرارت قرار دارند.

در مطالعه حاضر، میزان مرگ و میر کل، مرگ و میر طبیعی و مرگ و میر صیادی برای ماهی شانک زردیاله به ترتیب ۱/۷۲ در سال، ۰/۸۹ در سال و ۰/۸۳ در سال به دست آمد (جدول ۴-۱۵) که در مقایسه با بخش جنوبی خلیج فارس (آب‌های کویت) که میزان مرگ و میر طبیعی برابر ۰/۳۱ توسط Matthews و Samuel (۱۹۹۱) گزارش شده است دارای اختلاف است. این تفاوت در بالاتر بودن مرگ و میر طبیعی در مطالعه حاضر می‌تواند به دلیل شرایط محیطی، دما و موجودات شکارچی باشد (Gulland, 1991).

در این مطالعه، میانگین سطح غذایی ماهی شانک زردیاله ۳/۵۱ تخمین زده شد. میانگین سطح غذایی توسط Nasir (۲۰۰۰) در آب‌های کویت، ۳/۱۵ گزارش گردید که با نتایج مطالعه حاضر مطابقت دارد.

بررسی رژیم غذایی ماهی شانک زردیاله در مطالعه حاضر مشخص کرد که اقلام غذایی در معده‌های مورد بررسی شامل ماهیان استخوانی (۱۸/۰۲٪)، سخت‌پوستن (۳۸/۶۳٪)، خارپوستن (۲/۵۷٪) و نرم‌تن (۸۰/۵۴٪) هستند که در این میان، نرم‌تن بیشترین میزان را به خود اختصاص دادند. در مطالعه‌ای که در آب‌های عراق توسط Al-Daham و همکاران (۱۹۹۳) انجام شد، مهمترین اقلام غذایی برای این گونه به ترتیب شامل جلبک، میگو، شکرپا، خرچنگ و تخم ماهی بود که در این میان جلبک‌ها بیشترین میزان را به خود اختصاص دادند. علت این تفاوت در دو منطقه می‌تواند به دلیل تفاوت‌های جغرافیایی، اندازه نمونه و میزان در دسترس بودن غذا باشد (Deshmukh, 1973). شاخص مشترک بودن سقره غذایی، هیچ شباهت تغذیه‌ای بین شکارچیان را در این مطالعه نشان نداد. شاخص انتخاب‌پذیری این گونه در مطالعه حاضر نشان داد که از طعمه‌های میگو، خرچنگ و ماهی‌خسین به طور متوسط تغذیه می‌کند و از نرم-

تل انتخاب ضعیفتری به عنوان طعمه دارد. بر اساس شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی، در مکانیسم رقابتی، این گونه اثر مثبت روی فراوانی ماهی حسون معمولی و گیش دم زرد و اثر منفی روی خرچنگ و کفزیان دارد.

- ماهی سنگسر معمولی

در این مطالعه میانگین طول کل \pm (انحراف معیار) این ماهی $(43/77 \pm 7/50)$ سانتی‌متر بدست آمد (جدول ۴-۱۸). پارسا و همکاران (۱۳۹۶) میانگین طول کل این ماهی را در آب‌های استان یوشهر $(42/7 \pm 4/95)$ سانتی‌متر گزارش نمودند. همچنین Fakhri و همکاران (۲۰۱۱) میانگین طول کل را در آب‌های استان یوشهر (43 ± 3) سانتی‌متر، Valinassab و همکاران (۲۰۱۱) حداکثر طول کل را در آب‌های استان هرمزگان ۶۱ سانتی‌متر و Al-Husaini و همکاران (۲۰۰۲) نامه طولی این گونه را در آب‌های کویت ۷۵-۱۶ سانتی‌متر گزارش نمودند. تفاوت‌های مشاهده شده در ترکیب طولی یک گونه در مناطق مختلف می‌تواند به دلیل خصوصیات زیست‌بوم و میزان فعالیت‌های صیادی، ابزار و روش صید در آن مناطق باشد که رشد آن گونه را تحت تاثیر قرار می‌دهد (Al-Husaini et al., 2002).

رابطه طول و وزن ماهی سنگسر معمولی یا استقانه از نمونه‌های جمع‌آوری شده در مطالعه حاضر نشان داد، رشد این ماهی در تمام ایحاد پشن به صورت یکسکن انجام می‌شود و به عبارتی همگون است که یا نتایج گزارش شده توسط پارسا و همکاران (۱۳۹۶) در آب‌های استان یوشهر مطابقت دارد.

در این مطالعه، میزان K و L به کمک روش القان به ترتیب ۰/۳۱ در سال و $64/76$ سانتی‌متر محاسبه شد (جدول ۴-۱۹)؛ که با اختلاف جزئی مطابق نتایج بدست آمده در مطالعه پارسا و همکاران (۱۳۹۶) در آب‌های استان یوشهر است ($L_{\infty}=63/5$, $K=0/21$).

مطالعه حاضر نشان داد، میزان شاخص خالی بودن معده برای این ماهی برابر $62/55$ درصد است که این ماهی را در زمره ماهیان نسبتاً کم‌خور قرار می‌دهد؛ که یا نتایج به دست آمده در مطالعه کمالی و همکاران (۱۳۸۹) روی این گونه در آب‌های استان هرمزگان مطابقت دارد.

در این مطالعه، با بررسی رژیم غذایی ملعی سنگسر معمولی اقلام غذایی یافت شده در معده‌های مورد بررسی شامل سخت‌پوستان ($56/74\%$)، ماهیان استخوانی ($31/22\%$)، خارپوستان ($9/35\%$) و نرم‌تن ($14/12\%$) بودند. در میان اقلام غذایی، سخت‌پوستان یا $20/34$ درصد به روش عددی و $79/84$ درصد به

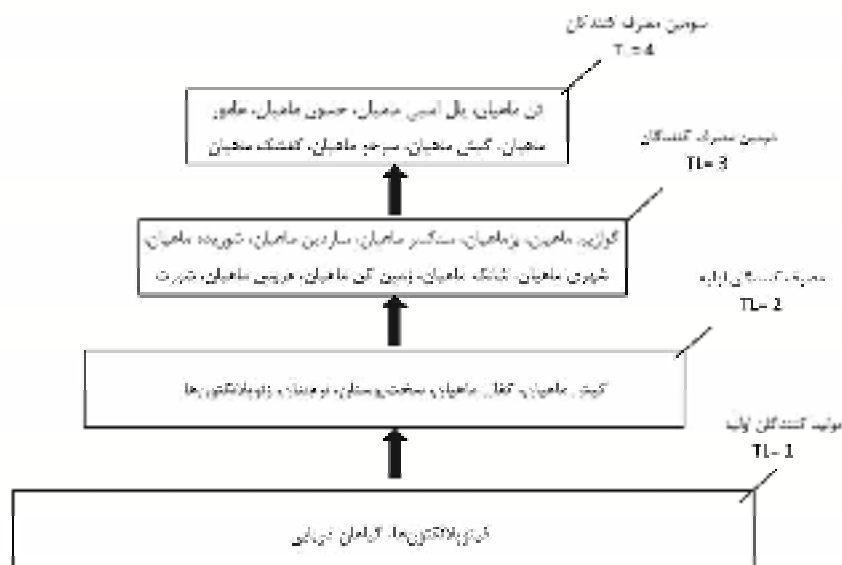
روش فراوانی وقوع بیشترین میزان رایه خود اختصاص دادند. Valinassab و همکاران (۲۰۱۱) با بررسی عادات تغذیه‌ای سگرم معمولی در آب‌های خلیج فارس گزارش نمودند که سخت‌پوستن، ماهی‌ها، نرم-تلن، خارپوستن اقلام غذایی محتویات معده این ماهی را تشکیل می‌دهد که سخت‌پوستن غذای اصلی این گونه را شامل می‌شوند و با تغییرات بوم‌شناختی خلیج فارس سازگار شده‌اند. همچنین Fischer و Bianchi (۱۹۸۴) یا مطالعه در آب‌های هند، Niameimandi (۱۹۹۰) یا مطالعه در آب‌های خلیج فارس، Talebzadeh و همکاران (۱۹۹۲) یا مطالعه در آب‌های خلیج فارس و دریای عمان، Kuitert و Tonzuka (۲۰۰۱) یا مطالعه در آب‌های اندونزی، کمالی و همکاران (۱۳۸۹) یا مطالعه در آب‌های خلیج فارس گزارش نمودند که سخت‌پوستن و ماهی‌ها به عنوان گروه‌های مهم غذایی برای این گونه به شمار می‌آید که سخت‌پوستن غذای اصلی این گونه را شامل می‌شوند.

نتایج تحقیق حاضر نشان داد که ماهی سگرم معمولی جز، ماهیان گوشتخوار است و طیف وسیعی از گونه‌ها شامل خرچنگ، عقربک، ماهیان استخوانی، ستاره دریایی، دوکفه‌ای، شکم‌پا و میگو را مورد تغذیه قرار می‌دهد. این یافته‌ها یا نتایج تحقیق کمالی و همکاران (۱۳۸۹) در آب‌های استان هرمزگان مطابقت دارد. نتایج حاصل از این تحقیق نشان داد که این ماهی از طعمه‌هایی یا سطوح غذایی II و III تغذیه می‌کند که مطابق با شاخص همه چیزخواری است. نتایج حاصل از محاسبه شاخص همپوشانی در مطالعه حاضر نشان داد که ملعی سگرم معمولی بیشترین شباهت تغذیه‌ای را با ماهی یال آسبی سریزرگ دارد.

محاسبه شاخص انتخاب‌پذیری این گونه نشان داد که این ماهی تمایل زیادی در انتخاب ماهی ساردین و طلال به عنوان طعمه اصلی خود دارد و از طعمه‌های بی‌مهره کفزی نظیر نرم‌تان و خارتان کمتر تغذیه می‌کند. تعیین شاخص اثرات متقابل سطوح غذایی نشان داد این ماهی هم یا تغذیه مستقیم از ساردین ماهیان و هم یا تغذیه روی طعمه‌های زن تأثیرات شدیدی روی آن‌ها دارد. میانگین سطح غذایی ماهی سگرم معمولی در تحقیق حاضر ۳/۶۵ به دست آمد که با نتایج به دست آمده توسط Van Adkin و der Elst (۱۹۹۱) در جنوب آفریقا (۳/۴۶) مطابقت دارد. علت این تفاوت جزئی را می‌توان به دلیل میزان تنوع ماده غذایی در دسترس در آب‌های خلیج فارس برای این گونه دانست.

۵-۲ بررسی مدل اکوپیت

سطح غذایی (TL) یک معیار کمی جهت بررسی و تجزیه و تحلیل زیست‌بوم است که به عنوان یک مختصر توصیفی برای بسیاری از پارامترها در زمینه‌های بوم‌شناختی و ماهیگیری یکار می‌رود (Gascuel et al., 2005). میانگین سطح غذایی در زیست‌بوم‌های در حال بهره‌برداری به عنوان یک شاخص پایداری استفاده می‌شود. ماهیگیری در ابتدا موجب حذف ماهیان یا جنس بزرگ و کند رشد می‌شود و سپس میانگین سطح غذایی ماهیان باقی‌مانده در یک زیست‌بوم را کاهش می‌دهد (Pauly et al., 2002). در حالتی که زیست‌بوم در حال فروپاشی و جایگزینی است، کاهش میانگین سطح غذایی می‌بایست همراه با کاهش صید گونه‌هایی باشد که در سطوح تغذیه‌ای بالا قرار دارند زیرا که در غیر این صورت این گونه‌ها از لحاظ اقتصادی مقصر خواهد شد (Essington et al., 2006). یکی از اهداف این پروژه تعیین سطح غذایی گونه‌های مورد بررسی بود که نتایج مطالعه حاضر نشان داد، ۸ گروه عامل در سطح غذایی ۴ قرار دارند. Dutta و همکاران (۲۰۱۷) یا بررسی ساختار زیست‌بوم خلیج بنگال در هند گزارش نمودند که اکثر گونه‌های ماهی در منطقه مورد مطالعه متعلق به سطح غذایی ۲ هستند و ۱۵ گروه عامل در آن منطقه در سطح غذایی ۴ قرار دارند همین‌طور میانگین سطح غذایی را در منطقه مورد بررسی ۲/۷۱۶ گزارش نمودند. هرم شبکه غذایی حاصل از مدل‌سازی زیست‌بوم مورد بررسی در مطالعه حاضر در شکل ۵-۱ ارائه شده است.



شکل ۵-۱ هرم شبکه غذایی حاصل از مدل سازی زیست بوم مورد بررسی در مطالعه حاضر

میانگین سطح غذایی در زیست بوم مطالعه حاضر ۳/۰۸۱ به دست آمد، که این میزان نزدیک به میانگین سطح غذایی حاصل از بررسی سواحل دریای عرب توسط Mohamed و همکاران (۲۰۰۸) به میزان ۳/۰۴ می باشد. همچنین میانگین سطح غذایی توسط Ullah و همکاران (۲۰۱۲) در تخلیج یگال به میزان ۲/۴۵، Bradford-Griveetal (۲۰۰۳) در نیوزلند به میزان ۴/۴۸، Arreguin-Sanchez و همکاران (۲۰۰۴) در تخلیج مکزیک به میزان ۲/۸۲، Vivekanandan و همکاران (۲۰۰۳) در زیست بوم ساحلی هند به میزان ۳/۶۱ و Dutta و همکاران (۲۰۱۷) در تخلیج یگال در هند به میزان ۲/۷۱ گزارش گردید. از این بررسی ها می توان نتیجه گرفت که میانگین سطح غذایی پایین نشان دهنده عدم حضور شکارچیان رلی هرم غذایی، در یک زیست بوم است (Dutta et al., 2017).

تفاعلات غذایی یکی از عوامل توزیع و فراوانی موجودات زنده در زیست بوم های آبی هستند (Hunter and Price, 1992). Shannon و همکاران (۲۰۰۰) یا مدل سازی اثرات ماهیگیری در زیست بوم بخش جنوبی یگولا گزارش نمودند که کلید پیشینی اثرات صیادی روی زیست بوم، ساخت روش هایی است که تعامل اجزای زیست بوم را با یکدیگر نشان دهد. ماهیان کوچک سطح زوی و کفزی ارتباط مستقیم غذایی یا ملعیان شکارچی یزرگ دارند. همچنین ملعیان سطح زوی ریز به عنوان شکارچی، رابطه غذایی

مستقیم یا فیتوپلانکتون‌ها، زئوپلانکتون‌ها و اپی‌فونا در راستای اهمیت غذایشان دارند (Duarte and Garc, 2004). در یک زیست‌بوم، ماهیان سطح‌زی و کف‌زی کوچک مانند کمربند یاریک^{۷۷} به عنوان گونه‌های حد وسط در سطوح تغذیه‌ای فرار می‌گیرند (Frank et al., 2005). در بررسی حاضر، ماهیانی نظیر ماهی ساردین، بز ماهی، گاریز، گیش ماهیلن کوچک، ماهی سنگر دارای فراوانی بالا در محتویات معده شکارچیان بودند. این ماهیلن احتمالاً در جهت کنترل آیشاری بالای یا به پایین^{۷۸} زنجیره غذایی در زیست‌بوم، روی فراوانی بتوزها، زئوپلانکتون‌ها و فیتوپلانکتون‌ها که طعمه‌هایشان هستند به عنوان تنظیم‌کننده عمل کرده و باعث پویایی زیست‌بوم می‌شوند (Frank et al., 2005). نوسانات جمعیت ماهیان پلاژیک به دلیل برداشت بی‌رویه و تخلیه شکارچیان آن‌ها از زیست‌بوم، ممکن است پیامدهای عمیقی بر پویایی زیست‌بوم از طریق اثر بر عملکرد آیشاری زنجیره غذایی داشته باشد (Springer et al., 2003).

نتایج مدل مطالعه حاضر و نتایج Kitchell و همکاران (۱۹۹۹، ۲۰۰۲) و Okey و همکاران (۲۰۰۷) نشان دادند، درجاتی از فراوانی اکولوژیکی^{۷۹} ممکن است در زیست‌بوم‌هایی وجود داشته باشد که تعداد زیادی گروه‌های شکارچی را که در راس شبکه غذایی فرار دارند، پشتیبانی می‌کند. در مدل حاضر ۱۲ گروه عامل در سطوح تغذیه‌ای بالا (۳/۵۱ - ۴/۵۶) تشخیص داده شدند که مجموعه متنوعی از طعمه‌ها را به اشتراک می‌گذارند. گرچه هر کدام از طعمه‌ها معمولاً تنها بخش کوچکی از جیره غذایی کلی را شامل می‌شوند و گروه‌هایی که در سطح غذایی بالا فرار دارند تنها کمتر از ۱ درصد زی‌توده کلی زیست‌بوم را تشکیل می‌دهند و در نتیجه، حذف زی‌توده نسبتاً کوچک یک گونه از این گروه شکارچیان، می‌تواند از طریق افزایش مصرف طعمه‌های در دسترس توسط گونه‌های دیگر که از همان طعمه تغذیه می‌کند جبران شود. بیشتر گروه‌های سطوح غذایی بالا و گونه‌های پرتولیدی که نسبت‌های P/B و Q/B بالایی دارند عملکرد بالایی از خود نشان می‌دهند (Maldeniya, 1996; Olson and Galvan-Magana, 2002; Griffiths et al., 2007). زمانی که نسبت بزرگی از زی‌توده یک سطح غذایی حذف شود، می‌تواند منجر به اثرات آیشاری تغذیه‌ای شدیدتری شود؛ این امر بدین دلیل است که برای به تعادل رسیدن زیست‌بوم، تغییرات بزرگتری در زی‌توده دیگر گونه‌های شکارچی و طعمه نیاز است؛ این نتیجه به یافته‌های مطالعه Kitchell و همکاران (۱۹۹۹) شباهت دارد. این محققین دریافتند، فشار صیادی که هم‌زمان

^{۷۷} Wasp-Waist
^{۷۸} Bottm-up
^{۷۹} Ecological Redundancy

به گرمه‌های بسیاری که در سطوح غذایی بالا قرار داشتند، تحمیل شده بود در مقایسه با حذف یک گونه انفرادی اثرات بوم‌شناختی بسیار شدیدتری در زیست‌بوم دریایی لایانوس آرام مرکزی خواهد داشت. همچنین، Schindler و همکاران (۲۰۰۲) نشان دادند که پاسخ‌های شبکه‌های غذایی دریایی در لایانوس آرام مرکزی در جاهایی که این اثرات بر گونه‌های دارای عمر طولانی که دارای زی‌توده بالا و رژیم غذایی اختصاصی هستند (مثل کوسه‌های آبی) در مقایسه با دیگر شکارچیان رلس هرم (همچنین ملعیان تن زردباله) که جیره غذایی متنوع‌تر و زملن نسل کوتاه‌تری دارند، احتمالاً قوی‌تر خواهد بود.

مدل حاصل از مطالعه حاضر نشان داد که عمده‌ترین شکارچیان گرمه‌های حد وسط شبکه غذایی یا به عبارتی شکارچیان ماهیان سطح‌زی ریز شامل ملعی شیر، یال اسی سریزرگ، حصی، گوازیم دم‌رشته‌ای و سرخو معمولی هستند حدود ۵۹ درصد از تغذیه ماهی شیر را ماهی طلال (۶۴٪)، شورت (۲۳٪)، گاریز (۶٪)، یزملعی (۶٪) و ساردین (۱٪) تشکیل دادند. همچنین ۷۰ درصد از تغذیه ماهی یال اسی سریزرگ را یزماهی (۹۱٪)، ساردین (۶٪) و گاریز (۳٪) شامل شدند. در تغذیه ماهی حصی نیز ۱۶ درصد از کل محتویات معده مربوط به ماهیان سطح‌زی ریز بود که در این میان یزملعی (۶۴٪)، گاریز (۲۸٪) و ساردین (۸٪) بیشترین حضور را داشتند. این نتایج نشان‌دهنده اهمیت سطح‌زیان ریز به عنوان یک منبع غذایی بسیار خوب برای این ماهیان است؛ از این‌رو جایگاه بوم‌شناختی بسیار مهمی را در این مطلقه به خود اختصاص داده‌اند. با توجه به جایگاه بوم‌شناختی ماهیان سطح‌زی ریز در زیست‌بوم دریایی، بایستی که روند صید سطح‌زیان ریز به طور آگاهانه دنبال شود. در این تحقیق ماهیانی که از سطوح پایینی آب تغذیه می‌کند نظیر شوریده، سگسر، حصی، شانک زردباله و ماهیان کاملاً کفزی نظیر کفشک تیزدندان، زمین‌کن خال‌باله و حلوا سیاه، عمدتاً روی فراوانی بتوزها در زیست‌بوم تأثیرگذار هستند. در واقع این شکارچیان اغلب تراکم طعمه را کاهش می‌دهد که به طور غیرمستقیم منابع در دسترس برای بقای طعمه افزایش می‌یابد (Matthew et al., 2007).

در این تحقیق ۱۰۰٪ از کل محتویات معده ماهی شوریده ۹۶٪ از کل محتویات معده ماهی حلوا سیاه، ۵۵٪ از کل محتویات معده ماهی کفشک تیزدندان، ۲۲٪ از کل محتویات معده ماهی زمین‌کن خال‌باله، ۱۸٪ از کل محتویات معده ماهی سگسر معمولی و ۱۰٪ از کل محتویات معده ماهی سرخو معمولی را حضور شکارهای بی‌مهره کفزی تشکیل دادند. Vivekanandan و همکاران (۲۰۰۳) یا مطالعه مدل تغذیه‌ای زیست‌بوم بخش جنوب غربی سواحل هند گزارش نمودند که سطح یالینی از شکار به ویژه

برای شکارگران بزرگ و متوسط و تغذیه‌کندگن از کف و دتریتوس‌خواران وجود دارد. همچنین Abdurahiman و همکاران (۲۰۱۰) گزارش نمودند که گونه‌های شکارچی در زیست‌بوم ساحلی دریای عرب روی میگو، خرچنگ و دتریتوس‌ها به شدت تغذیه می‌کند.

Bradford-Grieve و Pinkerton (۲۰۱۰) شبکه غذایی دریای Ross در قطب جنوب را مدل‌سازی نمودند این مدل نشان داد که toothfish بزرگ، ۶۱٪ تولید سالانه ماهیان کفزی یا سائز متوسط و ۱۴٪ تولید سالانه ماهیان کفزی کوچک را مصرف می‌کند. نتایج نشان داد که این زیست‌بوم نیاز به نظارت بر ماهیان کفزی یا سائز متوسط و کوچک دارد و به دلیل صیادی، تغییرات احتمالی در این گروه‌ها وجود دارد.

Matthew و همکاران (۲۰۰۷) گزارش نمودند که نحوه تأثیرگذاری رقابت بر گونه‌ها که یا کاهش ماهیان کفزی همراه است، باعث امکان افزایش زی‌تونه بی‌مهره‌گان که شکار کفزیان هستند، می‌شود. در تحقیق حاضر به علت عدم دسترسی به میزان زی‌تونه بر طی گونه‌ها و تولیدات ثانویه، اطلاعات مربوطه از مناطق دیگر استفاده گردید که در صورت در دسترس بودن این منابع اطلاعاتی، اقدام بدست آمده می‌توانست دقیق‌تر محاسبه گردند. از طرفی از طریق محاسبه میزان تولید ثانویه بتوز میزان پتانسیل ذخایر کفزیان را در منطقه مورد بررسی می‌توان بر آورد نمود (نیکویان، ۱۳۸۴). در حقیقت ارتباط مستقیم زی‌توده و تولید ثانویه بتوز یا میزان فایل بر داشت ذخایر کفزی مانند ماهی و میگو اکبر به عنوان یک واقعیت مورد قبول واقع شده است (Kurian, 1971). این ارتباط بر پایه میزان کارایی اکولوژیک^{۴۰} زنجیره غذایی دریایی استوار است. Slobodkin (۱۹۶۱) کارایی اکولوژیک را نسبت تولید انرژی در یک سطح غذایی به سطح غذایی بعدی معرفی نمود. به عبارت دیگر مقدار کربن آلی تولید شده در اولین حلقه زنجیره غذایی می‌بایست در طول کلیه مراحل زنجیره غذایی انتشار یافته تا به مرحله نهایی تولید ماهی برسد. میزان انتشار در هر یک از مراحل زنجیره غذایی بستگی به تون انتقال انرژی یا کارایی اکولوژیک هر یک از اقلام غذایی دارد. بر اساس فرضیه Odum (۱۹۶۹) مقدار توان اکولوژیک بین سطح سوم و چهارم هرم غذایی معادل ۱۰ درصد محاسبه شده که نشان‌دهنده انتقال فقط ۱۰ درصد از تولید بتوز به مرحله بعدی یعنی تولید ماهی است. متأسفانه هیچ گونه آمار دقیقی از مطالعات انجام شده روی تولیدات بتوز در سواحل جنوبی خلیج فارس وجود ندارد تا بتوان مقایسه‌ای بین میزان صید فعلی و رقم تون

^{۴۰} Ecological Efficiency

تولید انرژی به عمل آورد آنچه که در روابط اکولوژیک بایستی مورد توجه قرار گیرد، تغییرات و نوسانات سالانه در میزان فراوانی زی‌توده و تولید اجتماعات کفزیان است که در روند محاسبات نهایی تاثیرگذار است. لذا به منظور کاهش خطا و دستیابی به برآورد دقیق‌تری از پتانسیل قابل برداشت ذخایر لازم است مطالعات مربوط به بررسی میزان تولیدات اولیه و ثانویه کفزیان در منطقه به صورت متوالی طی چند سال صورت گرفته و در نهایت متوسط برآوردهای به دست آمده به عنوان رقم نهایی میزان قابل برداشت مورد بهره‌برداری قرار گیرد.

شاخص همه چیزخواری سیستم (SOI)⁴¹ معیاری جهت تعیین نحوه تعاملات غذایی در سطوح مختلف شبکه غذایی است. اگر میزان این شاخص صفر باشد، بدین معنی است که شکارچیان بسیار اختصاصی عمل کرده و تنها از یک سطح غذایی می‌کند (Christensen et al., 2000). در مطالعه حاضر میزان این شاخص ۰/۱۵ تخمین زده شد. این میزان نزدیک به شاخص گزارش شده توسط Arreguin-Sanchez و همکاران (۲۰۰۴) در خلیج مکزیک به میزان ۰/۱۷ و Vivekanandan و همکاران (۲۰۰۳) در زیست‌بوم ساحلی هند به میزان ۰/۱ بود. اما میزان بالاتر این شاخص توسط Ullah و همکاران (۲۰۱۲) در خلیج بنگال به میزان ۰/۲۲، Chen و همکاران (۲۰۱۱) در چین به میزان ۰/۳۵، Mohamed و همکاران (۲۰۰۸) در سواحل دریای عرب به میزان ۰/۲۹ و Dutta و همکاران (۲۰۱۷) در خلیج بنگال در هند به میزان ۰/۳۵ گزارش گردید که نشان‌دهنده تنوع غذایی بیشتر در این مناطق است.

۵-۳ بررسی مدل اکوسیستم

وزن نسبی زی‌توده، صید، مرگ و میر صیادی و سری‌های زمانی تلاش صیادی به عنوان ورودی برای کالبره کردن مدل اکوسیستم مورد استفاده قرار می‌گیرند. معمولاً وزن نسبی زی‌توده و میزان صید به عنوان سری‌های زمانی معتبر عمل می‌کند، در صورتی‌که سری‌های زمانی تلاش صیادی و مرگ و میر صیادی به عنوان محرک مدل مورد استفاده قرار می‌گیرند (Bentley et al., 2017).

با توجه به در دسترس بودن وزن نسبی زی‌توده برای گونه‌های مورد مطالعه در غالب سری‌های زمانی (مستخرج از گشت‌های تحقیقاتی مساحت چاروب شده در آب‌های خلیج فارس و دریای عمان)، اطلاعات سری‌های زمانی وزن نسبی زی‌توده به عنوان ورودی مدل اکوسیستم مورد استفاده قرار گرفتند که نتایج آن

⁴¹ System Omnivory Index

در شکل ۴-۳۸ نشان داده شده است. نتایج حاصل از یکارگری این مدل نشان‌دهنده کاهش در زی‌توده گوزیم دم‌رشته‌ای، شانگ زردبلا، شوریده و طلال است که می‌تواند ناشی از تغییرات در زیست‌بوم و اثرات آن بر ذخایر گونه‌های فوق باشد که منجر به کاهش در زی‌توده سایر گروه‌های عمل می‌شوند (Sakamoto et al., 2017). این بدین معنی است که برای طراحی راهبردهای مدیریتی مبتنی بر زیست‌بوم نیاز به مدل‌های وابسته است و نتایج مدل‌سازی زیست‌بوم می‌تواند به عنوان ابزار پشتیبان تصمیماتی برای کمک به ارزیابی و مقایسه اقدامات مدیریتی مورد استفاده قرار بگیرد (Mutsert et al., 2017). مدل اکوسیستم می‌تواند برای پیش‌بینی تغییرات زیست‌بوم در اثر تغییرات ناشی از فشار صیادی مورد استفاده قرار بگیرد (Christensen, 1998). با این استفاده از این مدل می‌تواند تغییرات ناشی از فشار صیادی، شدت تغییرات در زیست‌بوم و تغییرات مداوم مشاهده شده در طول زمین را توضیح دهد. Sagarese و همکاران (۲۰۱۷) با مطالعه روی پیشرفت به سمت مدل بعدی مدل زیست‌بوم شمال خلیج مکزیک به این نتیجه رسیدند که مدل اکویت به همراه اکوسیستم می‌تواند به بهبود اقدامات مدیریتی در زیست‌بوم از طریق ارزیابی پاسخ‌های چند گونه‌ای و شناسایی روابط تعدیل‌کننده زیست‌بوم کمک نماید.

۵-۴ نتیجه‌گیری کلی

یکارگری مدل اکویت تصویری واضح از زیست‌بوم مورد مطالعه (جذب جزیره قشم) را به عنوان یک زیست‌بوم کارآمد و پرتولید ارائه داد. با توجه به پارامترهای پویایی‌شناسی جمعیت و نیز شاخص‌های ارتباط‌پذیری^{۸۲} و همه چیزخواری سیستم^{۸۳}، زیست‌بوم مورد مطالعه در تعادل مناسب بوم‌شناختی قرار نداشت و بهره‌برداری فعلی از جمعیت ماهیان گوشتخوار، بیش از حد ظرفیت زیست‌بوم بوده که ممکن است منجر به اثرات بالا به پایین در سطوح غذایی شود و به تدریج گونه‌های نزدیک به رأس هرم غذایی را از زیست‌بوم حذف نماید. بنابراین، عوارض آن می‌تواند علاوه بر حذف گونه‌های کلیدی، از بین رفتن تعادل اکولوژیک زیست‌بوم باشد. در نتیجه این حالت باعث خواهد شد که شبکه غذایی ایزبان مختل شده و بهره‌برداری پایدار در دراز مدت از منابع ایزبان به خطر بیفتد. بررسی آمار و اطلاعات صید در حوزه خلیج فارس نشان می‌دهد که به دلیل کم شدن ذخایر برخی از گونه‌های با ارزش اقتصادی به علت فشار صیادی، صیادان تلاش صیادی خود را روی گونه‌های با ارزش تجاری کمتر متمرکز کرده‌اند. مسلماً همان-

^{۸۲} Connectance Index
^{۸۳} System Omnivory Index

طور که این اثرات انسانی، رویکرد صلحان را در بهره‌داری تغییر داده‌اند، به همان نسبت تأثیرات جدی در زیست‌بوم به وجود خواهد آورد. در نتیجه به منظور حفظ ذخایر زیست‌بوم خلیج فارس، نیاز به یک رویکرد مدیریتی مبتنی بر زیست‌بوم یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است که باید توسط دست‌اندرکاران مدیریت ماهیگیری مورد توجه جدی قرار بگیرد.

نتایج مطالعه حاضر اطلاعات پایه‌ای اولیه مهمی را ارائه داده است و از طرف دیگر شکاف‌های مهمی را در دانش موجود در مورد زیست‌بوم خلیج فارس نشان داد. به نظر می‌رسد زمل آن فرا رسیده که یک رویکرد جامع را در مدیریت این زیست‌بوم مدنظر قرار دهیم و راهکارهای بهتری را در بهره‌داری پایدار از این زیست‌بوم یکنار بگیریم.

پیشنهادات

- ۱- از آنجایی که خلیج فارس محیطی نیمه بسته است پیشنهاد می‌گردد که بر وزه‌های مشترکی در زمینه مطالعات جامع اکولوژیک یا کشورها، حوزه خلیج فارس و دریای عمان انجام گردد.
- ۲- تخمین نوسانات سالانه تولید ماکرویتوزها و تولیدات اولیه فیتوپلانکتون‌ها به منظور بر آورد دقیق میانگین سطوح اولیه غذایی.
- ۳- انجام نمونه‌برداری و مطالعات مستمر و دورهای (جمع‌آوری داده‌های سری‌های زمانی) به منظور بررسی تغییرات احتمالی شبکه غذایی آب‌های خلیج فارس و دریای عمان.
- ۴- بررسی تأثیر گرم شدن اقیانوس‌ها بر ذخایر ایزیان زیست‌بوم خلیج فارس و تخمین اثرات آن بر تغییرات ذخایر ایزیان.
- ۵- آموزش و ظرفیت‌سازی در ارتباط با یکارگیری نرم‌افزارهایی که مدل‌های مبتنی بر زیست‌بوم و همچنین مدل‌های اکوسیستمی را تولید می‌کند و همچنین توانمند سازی محققین ذریبط.

منابع و مأخذ

- پارسا، م.، پیغمبری، ی.، کامرانی، ا. و نکورو، ع. ۱۳۹۶. بررسی CPUE، CPUA و توده زنده ماهی سنگسر معمولی (*Pomadasys kaakan*) در آب‌های استان یوشهر (خلیج فارس). مجله علوم و فنون دریایی. ۱۶: ۱.

- حسین زنده صفائی، ه.، سلطانی، م. و دادور، ف. ۱۳۸۰. زیست شناسی تولیدمثل ماهی شوروت (*Sillago sihama*) در خلیج فارس. مجله علمی شیلات ایران، ۱۰(۱): ۵۴-۳۷.
- دهقانی، ر.، اسکدری، غ.، میرزی، ع.، آژنگ، ب. و دریانورد، غ. ۱۳۹۵. تعیین میزان توده زنده کفزیان خلیج فارس به روش مساحت چاروب شده. موسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور.
- سالاریور، ع.، بهزادی، س.، درویشی، م. و موسوی، م. ۱۳۸۷. پویایی جمعیت ماهی ساردین سدی (*Sardinella sindensis*) در آب‌های ساحلی جزیره قشم. مجله علمی شیلات ایران، ۱۷(۳): ۶۸-۷۷.
- شعبانی، ع.، کشیری، ح.، ایراوی، ع.، ایمانیور، م. و محمدی، م. ۱۳۹۵. بررسی برخی ویژگی‌های زیستی شوروت ماهی تقرطای (*Sillago sihama* Forskal, 1775) در سواحل غربی استان یوشیهر. مجله علمی-پژوهشی زیست شناسی دریا / دانشگاه آزاد اسلامی واحد اهواز، ۸: ۲۹.
- صادقی، ن. ۱۳۸۰. ویژگی‌های زیستی و ریخت‌شناسی ماهیان جنوب ایران (خلیج فارس و دریای عمان). انتشارات نقش مهر: تهران. ۴۳۷ صفحه.
- علیزاده، ر.، کامرانی، ا.، صفایی، م. و موسوی، م. ۱۳۹۳. بررسی زیست‌شناختی تولیدمثل ماهی شوروت (*Sillago sihama*) در سواحل خلیج فارس (استان هرمزگان). نشریه اقیانوس‌شناسی، ۵ (۱۷): ۴۷-۴۱.
- کمالی، ع. ۱۳۷۹. بررسی تغذیه ماهی یال‌اسبی (*Trichiurus lepturus*) در دریای عمان. مجله علمی شیلات ایران، ۹ (۱): ۶۵-۷۲.

کمالی، ع.، فروغی فرد، ج.، دهقانی، ر. و سالاری پوری، ع. ۱۳۸۹. بررسی تغذیه طبیعی سنگر معمولی *Pomadasy kaakan* در آب‌های استان هرمزگان. مجله آیزیان و شیلات، ۱:۴.

کنس، م. ج.، عباسی، ع. و مصطفی، م. ۱۳۹۱. بررسی انزوت و تولید گرم شدن کرد زمین و بالا آمدن آب دریایی مکران و تخلیج فارس بر سواحل و جزایر جنوب کشور در ۵۰ سال گذشته اولین همایش ملی توسعه سواحل مکران و اقیانوس دریایی جمهوری اسلامی ایران.

لیکوییان، ع. ۱۳۸۴. بررسی ایدرولوژی و ایدروبیولوژی تخلیج فارس در محدوده آب‌های خوزستان، بوشهر و هرمزگان. مؤسسه تحقیقات علوم شیلاتی کشور، تهران، ۱۰۶ صفحه.

کی‌الهی، ج. ۱۳۸۵. اکولوژی دریا و اقیانوس‌نگاری شیلات. انتشارات دانشگاه شهید بهشتی. شماره انتشار ۳۸۲-۲۸۰ صفحه.

کی‌اسب، ت.، دهقانی، ر.، اسکندری، ع.، میرزایی، ع.، آرزوگ، ب. و دریاپور، ع. ۱۳۹۵. برآورد میزان گونه زنده کنزین تخلیج فارس و دریایی عمان به روش صیقل چاروب شده. مؤسسه تحقیقات شیلات ایران ۳۳۳ صفحه.

Abdurahiman, K. P., Nayak, T. H. Zacharia, P. U. and Mohamed, K. S., 2010. Trophic organization and predator prey interactions among commercially exploited demersal finfishes in the coastal waters of the southeastern Arabian Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 87: 601-610.

Abdurahiman, K. P., Harishnayak, T., Zacharia, P. U. and Mohamed, K. S., 2004. Length weight relationship of commercially important marine fishes and shellfishes of the southern coast of Karnataka, India. *NAGA. World Fish Center Quarterly*, 27: 9-14.

Abdussamad, E. M., Pillai, N. G. K., Kasim, H. M., Mohamed, O. M. M. J. H. and Jeyabalan, K., 2010. Fishery, biology and population characteristics of the Indian mackerel, *Rastrelliger kanagurta* (Cuvier) exploited along the Tuticorin Coast. *Indian Journal of Fisheries*, 57(1): 17-21.

Abdussamad, E. M., Nair, P. N. R. and Achayya, P., 2006. The ribbonfish fishery and stock assessment of *Trichiurus lepturus* Linnaeus off Kakinada, east coast of India. *The Marine Biological Association of India*, 48: 41-45.

Abou-Seedo, F., Otieno, M. J. and Dadzie, S., 2002. Length-weight relationship, condition factor and gonadosomatic index of *Liza klunzingeri* (Day, 1888) in Kuwait Bay: comparison of data from 1980s and 1990s. *Zoology in the Middle East*, 25(1): 37-47.

Agnaldo, S., Martins, S., Manuel Haimovici, O. and Raul Palacios, P., 2005. Diet and feeding of the cutlassfish, *Trichiurus lepturus* in the Subtropical Convergence Ecosystem of southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 1223-1229.

- 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.
- Akhtar, Y., 2008. Feeding habitat and nematode parasites of some fishes of Karachi coast. PhD thesis, Jinnah university for women Karachi, 252 p.
- Al-Husaini, M., Al-Baz, A., Al-Ayoub, S., Safar, S., Al-Wazan, Z. and Al-Jazzaf, S., 2002. Age, growth, mortality and yield-per-recruit for nagoor, *Pomadasys kaakan*, in the Kuwait Water. *Fisheries Research*, 59: 101-115.
- Alias, M., 2003. Trophic Model of the Coastal Fisheries Ecosystem of the West Coast of Peninsular Malaysia, p. 313 - 332. 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: 1-120.
- Al-Kandari, M., Al-Yamani, F. and Al-Rifaie, K., 2009. Marine phytoplankton atlas of Kuwait's water. Kuwait Institute for Scientific Research, Kuwait, 350 p.
- Allen, K. R., 1971. Relation between production and biomass. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 28: 1573-1581.
- Allesina, S. and Bondavalli, C., 2004. WAND: an ecological network analysis user friendly tool. *Environmental Modelling & Software*, 19 (4): 337-340.
- Al-Mahdawi, Gh. J. and Mehanna, F., 2010. Stock Assessment Of The Indian Mackerel *Rastrelliger Kanagurta* (Cuvier, 1816) In The Yemeni Coast Of Red Sea, Al-Hodeidah Region. Proc. of the 3rd Global Fisheries & Aquaculture Research Conference, Foreign Agricultural Relations (FAR), Egypt, 29th Nov. 1st Dec., (2010) pp. 220-230.
- Al-Mamry, J. M., McCarthy, I. D., Richardson, C. A. and Ben Meriem, S., 2009. Biology of the king soldier bream (*Argyrops spinifer*, Forsskål 1775, Sparidae) from the Arabian Sea, Oman. *Journal of Applied Ichthyology*, 25(5): 559-564.
- Al-Yamani, F., 1989. Plankton studies in the ROPME Sea Area, present status and future prospects. Regional Organization for the Protection of the Marine Environment, Kuwait: Report No ROPME/GC-6/004, Kuwait, 210 p.
- Al-Yamani, F. Y., 2006. Identification guide for Protozoans from Kuwait's waters: Coastal Planktonic Ciliates: I. Tintinnids: Kuwait Institute for Scientific Research, 109 p.
- Amin, S. M. N., Mohd Azim, M. K., Fatimah, S. N. J., Arshad, A., Rahman, M. A. and Jalal, K. C. A., 2014. Population Parameters of *Rastrelliger kanagurta* (Cuvier, 1816) in the Marudu Bay, Sabah, Malaysia. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 13(2): 262-275.

- Amundsen, P. A., Gabler, H. M. and Staldvik, F. J., 1996. A new approach to graphical analysis of feeding strategy from stomach contents data - modification of the Costello (1990) method. *Journal of Fish Biology*, 48: 607-614.
- Anderson, M. J., 2006. Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62: 245-253.
- Angelini, S., Hillary, R., Morelloa, E. B., Plagányic, E., Martinellia, M., Manfredid, C., Isajlovi'ce, I. and Santojannia, A., 2016. An Ecosystem Model of Intermediate Complexity to test managementoptions for fisheries: A case study. *Ecological Modelling*, 319: 218-232.
- Annappaswamy, T. S., Reddy, H. R. V. and Nagesh, T. S., 2004. Length-weight relationship of Indian sand Whiting, *Sillago sihama* (Forsk.) in Mulky estuary, Mangolar. *Indian Journal of Fisheries*, 36: 18-22.
- Araújo, J. N. and Bundy, A., 2012. Effects of environmental change, fisheries and trophodynamics on the ecosystem of the western Scotian Shelf, Canada, 464: 51-67.
- Arreguin-Sanchez, F., Zetina-Rejón, M., Manickchand-Heileman, S., Ramirez-Rodriguez, M. and Vidal, L., 2004. Simulated response to harvesting strategies in an exploited ecosystem in the southwestern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling*, 172: 421-432.
- Behzadi, S., Kamrani, E., Kaymaram, F. and Ranjbar, M. Sh., 2017. Trophic level, food preference and feeding ecology of *Rachycentron canadum* (Linnaeus, 1766), in Hormuzgan Province waters (northern Persian Gulf and Oman Sea). *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 17(1): 179-193.
- Bagheri, A., Saddat Sadeghi, M. and Daghooghi, B., 2013. Feeding biology of Indian mackerel (*Rastrelliger kanagurta*) in Hormozgan Province waters (Persian Gulf). *Journal of Marine Biology*, 5(2): 35-46.
- Bittar, V. T., Awabdi, D. R., Tonini, W. C. T., Junior, M. V. V. and Benedetto, A. P. M. D., 2012. Feeding preference of adult females of ribbonfish *Trichiurus lepturus* through prey proximate-composition and caloric values. *Neotropical Ichthyology*, 10(1): 197-203.
- Bakhom, S. A., 2007. Diet overlap of immigrant narrow-barred Spanish mackerel *Scomberomorus commerson* (Lac., 1802) and the largehead hairtail ribbonfish *Trichiurus lepturus* (L., 1758) in the Egyptian Mediterranean coast. *Animal Biodiversity and Conservation*, 30(2): 147-160.
- Bentley, J. W., Serpetti, N. and Heymans, J., 2017. Investigating the potential impacts of ocean warming on the Norwegian and Barents Seas ecosystem using a time-dynamic food-web model. *Ecological Modelling*, 360: 94-107.

- Berg, J., 1979. Discussion of the methods of investigating the food of fishes with reference to a preliminary study of the food of *Gobiusculus flavescens* (Gobiidae). *Marine Biology*, 50: 263-273.
- Bergh, M. O. and 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. 168 pp.
- Bertalanffy, L. V., 1938. A quantitative theory of organic growth (inquiries in growth laws II). *Human Biology*, 10: 181- 213.
- Beverton, R. J. H. and Holt, S. J., 1957. On the dynamics of exploited fish populations. London, Fishery investigations / Ministry of Agriculture. Fisheries and Food, Great Britain, 2(19): 533P.
- Bhimachar, B. S. and George, P. C., 1952. Observations on the food and feeding of the Indian mackerel, *Rastrelliger canagurta* (Cuvier). *Springer*, 36(3): 105-118.
- Biswas, S. P., 1993. Manual of Methods in Fish Biology. 1st Edn., South Asian Publishers Pvt. Ltd., New Delhi, ISBN: 1-8813 18-18-4, 157 p.
- Blanchard, J., Coll, M., Cotter, J., Link, J., Trenkel, V., Vergnon, R., Yemane, D. and Shin, Y. J., 2010. Trend analysis of indicators: a comparison of recent changes in the status of marine ecosystems around the world. *ICES Journal of Marine Science*, 67: 732-744.
- Boldt, J. L., Martone, R., Samhoury, J., Perry, R. I., Itoh, S., Chung, I. K. and Takahashi, M., 2014. Developing ecosystem indicators for responses to multiple stressors. *Oceanography*, 27 (4): 116-133.
- Bornatowski, H., Angelini, R., Coll, M. Barreto, R. P. and Amorim, A. F., 2017. Ecological role and historical trends of large pelagic predators in a subtropical marine ecosystem of the South Atlantic. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, DOI 10.1007/s1 1160-017-9492-z.
- 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. *Aquatic Living Resources*, 18: 103-109.
- Bradford-Grieve, J. M., Probert, P. K., Nodder, S. D., Thompson, D., Hall, J., Hanchet, S., Boyd, P., Zeldis, J., Baker, A. N., Best, H. A., Broekhuizen, N., Childerhouse, S., Clark, M., Hadfield, M., Safi, K. and Wilkinson, I., 2003. Pilot trophic model for subantarctic water over the Southern Plateau, New Zealand: a low biomass, high transfer efficiency system. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 289: 223-262.
- Brey, T., 2001. Population dynamics in benthic invertebrates. A virtual handbook. <http://www.thomas-brey.de/science/virtualhandbook/index.html>.

- Browman, H. I., Cury, P. M., Hilborn, R., Jennings, S., Lotze, H. K., Mace, P. M., Murawski, S., Pauly, D., Sissenwine, M., Stergiou, K. I. and Zeller, D., 2005a. Perspectives on ecosystem-based approaches to the management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series*, 274: 269-303.
- Browman, H. I., Stergiou, K. I., Agardy, T., Fluharty, D., Hirshfield, M. F., Livingston, P. A., Misund, O. A., Skjoldal, H. R., Rice, J. C. and Rosenberg, A. A., 2005b. Politics and socioeconomics of ecosystem-based management of marine resources. *Marine Ecology Progress Series*, 300: 241-296.
- Bumbeer, J., Rocha, R. M., Bornatowski, H., Robert, M. C. and Ainsworth, C., 2017. Predicting impacts of lionfish (*Pterois volitans*) invasion in a coastal ecosystem of southern Brazil. *Biological Invasions*, 1-18 pp.
- Chaalali, A., Saint-Béat, B., Lassalle, G., Loc'h, F., Tecchio, S., Safi, G., Savenkoff, C., Lobry, J. and Niquil, N., 2015. A new modeling approach to define marine ecosystems food-web status with uncertainty assessment. *Progress in Oceanography*, 135: 37-47.
- Cadima, E. L., 2003. *Fish Stock Assessment Manual*. FAO Fisheries Technical NO.393. Rome, 161 p.
- Campos, W. L., 2003. An ecosystem model of San Pedro Bay, Leyte, Philippines: initial parameter estimates, p. 353 - 364. 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: 1-120.
- Carpenter, K. E., Krupp, F., Jones, D. A. and Zojonz, U., 1997. Living marine resources of Kuwait, Eastern Saudi Arabia, Bahrain, Qatar and the United Arab Emirates. In: FAO Species Identification Field Guide for Fishery Purposes. 203 p. Rome: FAO.
- Cerco, C. F., Tillman, D. and Hagy, J. D., 2010. Coupling and comparing a spatially-and temporally-detailed eutrophication model with an ecosystem network model: an initial application to Chesapeake Bay. *Environmental Modelling & Software*, 25 (4): 562-572.
- Chakraborty, S. K., 1990. Fishery, age, growth and mortality estimates of *Trichiurus lepturus* Linnaeus from Bombay waters. *Indian Journal of Fisheries*, 37: 1-7.
- Chakraborty, S. K., Deshmukh, V. D., Khan, M. Z., Kuber, V. D. and Raje, S. G., 1997. Estimation of growth, mortality, recruitment pattern and maximum sustainable yield of important fishery resources of Maharashtra coast. *Indian Journal of Marine Sciences*, 26: 53-56.
- Chen, J., 2004. Research on Euphotic zone depth derived from remote-sensing and its spatial-temporal characteristics over China Sea. MS Thesis, Xiamen University, 39 pp.

- Chen, Z., Xu, S. and He, P., 2011. An ecological model of the artificial ecosystem (northern Hangzhou Bay, China): analysis of ecosystem structure and fishing impacts. *Helgoland Marine Research*, 65: 217-231.
- Chesson, J., 1983. The estimation and analysis of preference and its relationship to foraging models. *Ecology*, 64: 1297-1304.
- Chiou, W. D., Chen, C. Y., Wang, C. M and Chen, C. T., 2006. Food and feeding habits of ribbonfish *Trichiurus lepturus* in coastal waters of south western Taiwan. *Fisheries Science*, 72: 373-381.
- 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 Pauly, D., 1993. Flow characteristics of aquatic ecosystems. In *Trophic Models of Aquatic Ecosystems*, pp. 339- 355. Ed. by V. Christensen, and D. Pauly. ICLARM Conference Proceedings, No. 26.
- Christensen, V. and Walters, C., 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modeling*, 72: 109-139.
- Christensen, V., Walters, C. J. and Pauly, D., 2005. *Ecopath With Ecosim: A User's Guide*. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver, BC, Canada.
- Christensen, V., 1996. Managing fisheries involving predator Species and prey. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 6: 417-442.
- Christensen, V., 1998. Fishery-induced changes in a marine ecosystem: insight from models of the Gulf of Thailand. *Journal of Fish Biology*, 53: 128-142.
- Christensen, V., Walters, C. J. and Pauly, D., 2000. *Ecopath with Ecosim: A User's Guide*. Fisheries Center. University of British Columbia, Vancouver and ICLARM, Malaysia.
- Christensen, V. and Pauly, D., 1998. Changes in Models of Aquatic Ecosystems Approaching Carrying Capacity. *Ecological Applications*, 8: S104-9.
- Coll, M. and Libralato, S., 2012. Contributions of food-web modelling for an ecosystem approach of marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish Fisheries*, 13: 60-88.
- Coll, M., Akoglu, E., Arreguín-Sánchez, F., Fulton, E. A., Gascuel, D., Heymans, J. J., Libralato, S., Mackinson, S., Palomera, I., Piroddi, C., Shannon, L. J., Steenbeek, J., Villasante, S. and Christensen, V., 2015. Modelling dynamic ecosystems: venturing beyond boundaries with the Ecopath approach. *Rev. Fish Biology and Fisheries*, 25(2): 413-424.

- Coll, M., Palomera, I., Tudela, S. and Sarda, F., 2006. Trophic flows, ecosystem structure and fishing impacts in the South Catalan Sea, Northwestern Mediterranean. *Journal of Marine Systems*, 59: 63- 96.
- Cury, P. and Christensen, V., 2004. Quantitative ecosystem indicators for fisheries management. *ICES Journal of Marine Science*, 62(3): 307-310.
- Dadzie, F., Abou-Seedo, F. and Al-Qatton, E., 2000. The food and feeding habits of the silver pomfret, *Pampus argentus*, (Eupharsen) in Kuwait waters. *Journal of Applied Ichthyology*, 16: 61-67.
- Dadzie, S., Manyala, J. O. and Abou-Seedo, F., 2005. Aspects of the population dynamics of *Liza klunzingeri* in the Kuwait Bay. *Cybium [Cybium]*, 29(1): 13-20.
- Dawson, CE., 1967. Contribution to the biology of cutlassfish (*Trichiurus lepturus*) in the northern Gulf of Mexico. *Transactions of the American Fisheries Society*, 26: 117-121.
- De la Cruz-Torres, J., Martínez-Pérez, J. A., Franco-Ló, J. and Ramírez-Villalobos, A. J., 2014. Biological and ecological aspects of *Trichiurus lepturus* Linnaeus, 1758 (Perciformes: Trichiuridae) in Boca Del Rio, Veracruz, Mexico. *American-Eurasian Journal of Agriculture & Environmental Science*, 14:1058-1066.
- Deshmukh, V. M., 1973. Fishery and biology of *Pomadasys hasta* (Bloch). *Indian Journal of fisheries*, 20(2): 497-522.
- Deus, C. P., Petrere-Junior, M., 2003. Seasonal diet shifts of seven fish species in an Atlantic rain forest stream in Southeastern Brazil. *Brazil Journal Biology*, 63(4): 579-88.
- Duarte, A. and Garc'ia, C. B., 2004. Trophic role of small pelagic fishes in a tropical upwelling ecosystem. *Ecological Modelling*, 172: 323-338.
- Dulcic, J. and Kraljevic, M., 1996. Weight-length relationships for fish species in the eastern Adriatic (Croatian waters). *Fisheries Research*, 28: 243-251.
- Dutta, S., Chakraborty, K. and Hazra, S., 2017. Ecosystem structure and trophic dynamics of an exploited ecosystem of Bay of Bengal, Sundarban Estuary. *Indian Journal of Fisheries*, 83: 145-159.
- Edwards, R. R. C., Bakhader, A. and Shaher, S., 1985. Growth, mortality, age composition and fishery yields of fish from the Gulf of Aden. *Journal of Fish Biology*, 27: 13-21.
- Essington, T. E., Beaudreau, A. H. And Wiedenmann, J., 2006. Fishing through marine food web. *PNAS*, 103(9): 3171-3175.
- Euzen, O., 1987. Food habit and diet composition of some fish of Kuwait. *Kuwait Bulletin Science*, 9: 65-85.
- Fakhri, A., Hajeb, P., Shadi, A., Kamalifar, R. and Mirza, R., 2011. Growth Parameters and Mortality estimate of the total mortality. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 3(4): 91- 97.

- Fakhri, A., Pazira, A., Rastgoo, A. and Shadi, A., 2011. Mortality, exploitation and Yield per Recruit of Javelin Grunter, *Pomadasys kaakan*, in the Iranian Waters of the Persian Gulf. Middle-East Journal of Scientific Research, 9(1): 64-67.
- Fauchald, K., 1979. The Diet of Worms: A Study of Polychaete Feeding Guilds. Oceanography and Marine Biology-An Annual Review, 17: 193-284.
- Feroz Khan, M. and Panikkar, P., 2009. Assessment of impacts of invasive fishes on the food web structure and ecosystem properties of a tropical reservoir in India. Ecological Modelling, 220: 2281-2290.
- Fischer, W. and Bianchi, G., 1984. FAO species identification sheets for fishery purposes western Indian Ocean, Fishing Area 51. FAO, Rome, Italy, Vol.Z. 582.
- Fofandi, M. D., 2012. Population Dynamics and Fishery of Ribbonfish (*Trichiurus lepturus*) of Saurashtra Coast. 1: 189. doi:10.4172/scientificreports.189.
- 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.
- Fulton, E. A., Fuller, M., Smith, A. D. M. and Punt, A. E., 2005. Ecological Indicators of the Ecosystem Effects of Fishing. Final Report. Australian Fisheries Management Authority. Report, R99/1546. 239 pp.
- Garces, L. R., Alias, M., Abu Talib, A., Mohamad-Norizam, M. and Silvestre, G. T., 2003. A trophic model of the coastal fisheries ecosystem off the West Coast of Sabah and Sarawak, Malaysia, p. 333 - 352. 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: 1-120.
- Gascuel, D., Bozec, Y., Chassot, E., Colomb, A. and Laurans, M., 2005. The trophic spectrum: theory and application as an ecosystem indicator. ICES Journal of Marine Science, 62:443-452.
- Gayanilo, F. C. Jr. and Pauly, D. (eds.), 1997. FAO-ICLARM stock assessment tools. (FiSAT). Reference Manual. FAO Computerized Information Series (Fisheries). No. 8. FAO, Rome. 262 p.
- Gowda, H. H., Joseph, P. S. and Joseph, M. N. 1988. Growth, condition and sexuality of the Indian sand whiting, *Sillago sihama* (Forsk.) In: M. Mohan Joseph (Ed.). The first Indian fisheries forum, proceedings, Asian Fisheries Society, Indian Branch, Mangolar, 229-232 pp.
- Grandcourt, E. M., Al Abdessalaam, T. Z., Francis, F. Al. and Shamsi, A. T. 2004. Biology and stock assessment of the Sparids, *Acanthopagrus bifasciatus* and *Argyrops spinifer* (Forsskal, 1775), in the Southern Persian Gulf. Fisheries Research, 69 (2004): 7-20.

- Grandcourt, M. E., Al Abdessalaam, T. and Francis, F., 2006. Age, growth, mortality and reproduction of the blackspot snapper, *Lutjanus fulviflamma* (Forsskal, 1775), in the southern Persian Gulf. *Fisheries Research*, 78: 203-210.
- Grethe, R. H., Erik, E. S., Karen, A. S., Karl, T. and Carmelo, R.T., 1996. Identifying marine diatoms and dinoflagellates. Academic Press., 598 p.
- Griffiths, S. P., Fry, G. C., Manson, F. J. and Pillans, R. D., 2007. Feeding dynamics, consumption rates and daily ration of longtail tuna (*Thunnus tonggol*) in Australian waters, with emphasis on the consumption of commercially important prawns. *Marine and Freshwater Research*, 58: 376-397.
- Gulland, J. A., 1991. Fish Stock Assessment. FAO/Wiley Series on Food and Agriculture, 223 p.
- Gunn, J. S. and Milward, N. E., 1985. The Food, Feeding Habits and Feeding Structures of the Whiting Species *Sillago sihama* (Forsskal) and *Sillago analis* Whitley from Townsville, North Queensland, Australia. *Journal of Fish Biology*, 26(4): 411-427.
- Hajisamae, S., Chou, L. M. and Ibrahim, S., 2003. Feeding habits and trophic organization of the fish community in shallow waters of an impacted tropical habitat. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 58: 89-98.
- Hajisamae, S., Chou, L. M. and Ibrahim, S., 2004: Feeding Habits and Trophic Relationships of Fishes Utilizing an Impacted Coastal Habitat, Singapore. *Hydrobiologia*, 520: 61-71.
- Hajisamae, S., Yeesin, P. and Ibrahim, S., 2006. Feeding Ecology of Two Sillaginid Fishes and Trophic Interrelations with Other Co-existing Species in the Southern Part of South China Sea. *Environmental Biology of Fishes*, 76: 167-176.
- Halpern, B. S., Frazier, M., Potapenko, J., Casey, K. S., Koenig, K., Longo, C., Lowndes, J. S., Rockwood, R. C., Selig, E. R., Selkoe, K. A. and Walbridge, S., 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6: 7615.
- Heymans, J. J., Coll, M., Libralato, S., Morissette, L. and Christensen, V., 2014. Global patterns in ecological indicators of marine food webs: a modelling approach. *PLOS ONE*, 9(4): 95845.
- Heymans, J. J., 2017. Impact of ocean warming on sustainable fisheries management informs the Ecosystem Approach to Fisheries. *Scientific Reports*, 7: 13438.
- Hoese, D. F., Bray, D. J., Paxton, J. R. and Allen, G. R., 2006. Fishes. In Beasley, O.L. and A. Wells (eds.) *Zoological Catalogue of Australia*. Volume 35. ABRS & CSIRO Publishing: Australia Part 1, pp. xxiv 1-670; Part 2, pp. xxi 671-1472; Part 3, pp. xxi 1473-2178.

- Hu, W., Ye, G., Lu, Z., Du, J., Chen, M., Chou, L. M. and Yang, S., 2015. Study on fish life history traits and variation in the Taiwan Strait and its adjacent waters. *Acta Oceanologica Sinica*, 34(2): 45-54.
- Hussain, N.A. and Abdullah, M.A.S., 1977. the length-weight relationship, spawning season and food habits of six commercial fishes in Kuwaiti waters. *Indian Journal of Fisheries*, 24(1/2):181-194.
- Hunter, M. and Price, P., 1992. Playing chutes and ladders: heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology*, 73(3): 724-732.
- Hyslop, E. J., 1980. Stomach contents analysis-a review of methods and their Application. *Journal of Fish Biology*, 17: 411-429.
- Iizuka, K., Asano, M. and Naganuma, A., 1989. Feeding habits of skipjack tuna (*Katsuwonus pelamis* Linnaeus) caught by pole and line and the state of young skipjack tuna distribution in the tropical seas of the western Pacific Ocean. *Bull. Tohoku Regional Fisheries Research Laboratory*, 51: 107-116.
- Inglis, J. and Pauly, D., 1984. An atlas of the growth, mortality and recruitment of Philippines fishes. ICLARM Tech. Rep. 13. 127p. International Center for Living Aquatic Resources Management, Manila, Philippines, 127 p.
- Innal, D., Ozdemir, F. and Dogangil, B., 2015. Length -Weight relationships of *Oxynoemacheilus. theophilii* (Teleostei: Nemacheilidae) from Turkey. *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 2(4): 249-250.
- Jackson, J. B. C., Kirby, M. X., Berger, W. H., Bjorndal, K. A., Botsford, L. W., Bourque, B. J., Bradbury, R. H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J. A., Hughes, T. P., Kidwell, S., Lange, C. B., Lenihan, H. S., Pandolfi, J. M., Peterson, C. H., Steneck, R. S., Tegner, M. J. and Warner, R. R., 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530): 629-638.
- Jarzhombek, A.A., 2007. Compilation of studies on the growth of Acanthopterygii. Russian Federal Research Institute of Fisheries and Oceanography (VNIRO), 86 p.
- Jayasankar, P., 1991. Length weight relationship and relative condition factor in *Sillago sihama* (Forsk.) from Mamdapam region. *Indian Journal of Marine Sciences*, 38: 183-186.
- Jones, R., 1981. Use of length composition data in fish stock assessment, FAO Fisheries Circular, NO. 734. FAO, Rome, 55 pp.
- Kariman, A. Sh., Shalloof. and Nehad Khalifa., 2009. Stomach Contents and Feeding Habits of *Oreochromis niloticus* (L.) From Abu-Zabal Lakes, Egypt. *World Applied Sciences Journal*, 6 (1): 01-05.

- Khan, M. Z., 2006. Fishery resource characteristics and stock assessment of ribbonfish, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus). *Indian Journal of Fisheries*, 53: 1-12.
- King, M., 1995. *Fisheries Biology, Assessment and Management*. Fishing News Book, 342 p.
- King, R. P., 1996. Length-weight relationships and related statistics of 73 populations of fish occurring in inland waters of Nigeria. *Naga ICLARM Q.*, 19(3): 49-52.
- Kitchell, J. F., Boggs, C. H., He, X. and Walters, C. J., 1999. Keystone predators in the Central Pacific. In: Keller S (ed) *Ecosystem approaches for fisheries management*. University of Alaska Sea Grant, Fairbanks, 665-689 pp.
- Kitchell, J. F., Essington, T. E., Boggs, C. H., Schindler, D. E. And Walters, C. J., 2002. The role of sharks and longline fisheries in a pelagic ecosystem of the Central Pacific. *Ecosystems*, 5: 202-216.
- Kleisner, K. M., Longo, C., Coll, M., Halpern, B. S., Hardy, D., Katona, S., Le Manach, F., Pauly, D., Rosenberg, A., Samhuri, J., Scarborough, C., Sumaila, U. R., Watson, R. and Zeller, D., 2013. Exploring patterns of seafood provision revealed in the global ocean health index. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 42(8): 910-922.
- Koester, F. W. and Moellmann, C., 2000. Egg cannibalism in Baltic sprat *Sprattus sprattus*. *Marine Ecology Progress Series*, 196: 269-277.
- Krishnamurthy, K. N. and Kalamurthy, M., 1978. Studies on the age and growth of Indian sand Whiting *Sillago sihama* (Forsk.) from Pulicat Lake with observation on its biology and fishery. *Indian Journal of Fisheries*, 25: 84-97.
- Kuiter, R. H. and Tonozuka, T., 2001. Pictorial guide to Indonesian reef fishes. Part 1. Eels-Snappers, Muraenidae - Lutjanidae. *Zoonetics*, Australia, 302 p.
- Kurian, C. V., 1971. Distribution of benthos on the southwest coast of India, In: *Fertility of the sea*, edited by I.O. Costlow (Jr), (Gordon and Breach Scientific Publication, New York), 1: 225-239 pp.
- Laevastu, T. and Hayes, 1981. *Fisheries Oceanography*, Fishing New Books, Norwich, England, 199 pp.
- Large, S. I., Fay, G., Friedland, K. D. and Link, J. S., 2015. Quantifying patterns of change in marine ecosystem response to multiple pressures. *PLOS ONE*, 10(3): 0119922.
- Large, S. I., Fay, G., Friedland, K.D. and Link, J.S., 2013. Defining trends and thresholds in responses of ecological indicators to fishing and environmental pressures. *ICES Journal of Marine Science: journal du conseil*, 70(4): 755-767.
- Lauria, V., 2010. *Impacts of climate change and fisheries on the Celtic Sea ecosystems*. PhD Thesis, Plymouth University, 354 pp.

- Lauria, V., Attrill, M. J., Pinnegar, J. K., Brown, A., Edwards, M. et al., 2012. Influence of Climate Change and Trophic Coupling across Four Trophic Levels in the Celtic Sea. doi:10.1371/journal.pone.0047408.
- Le Cern, E. D., 1951. The length- weight relationship and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). Journal of Animal Ecology, 20(2): 201-219, U.K.
- Lee, S. C., 1978. Food and feeding habits of ribbonfishes, *Trichiurus japonicus* and *T. lepturus*. Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica, 17: 117-124.
- Levin, P. S., Fogarty, M. J., Murawski, S. A. and Fluharty, D., 2009. Integrated ecosystem assessments: developing the scientific basis for ecosystem-based management of the ocean. PLOS Biology, 7(1): 1000014.
- Libralato, S., Christensen, V. and Pauly, D., 2006. A method for identifying keystone species in food web models. Ecological Modeling, 195: 153-171.
- Lin, H. J., Shao, K. T., Hwang, J. S., Lo, W. T., Cheng, I. J. and Lee, L. H., 2004. A Trophic Model for Kuosheng Bay in Northern Taiwan. Journal of Marine Science and Technology, 12(5): 424-432.
- Lin, Q., Jin, X. and Zhang, B., 2013. Trophic interactions, ecosystem structure and function in the southern Yellow Sea. Chinese Journal of Oceanography and Limnology, 31(1): 46-58.
- Lotze, H.K., Lenihan, H.S., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R.G., Kay, M.C., Kidwell, S.M., Kirby, M.X., Peterson, C.H. and Jackson, J.B.C., 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. Science, 312(5781): 1806-1809.
- Lu, S. G., Wang, X. C. and Han, B. P., 2009. A field study on the conversion ratio of phytoplankton biomass carbon to chlorophyll-*a* in Jiaozhou Bay, China. Chinese Journal of Oceanology and Limnology, 27(4): 793-805.
- Luther, G., 1973. Observations on the fishery and biology of the Indian mackerel *Rastrelliger kanagurta*, Malabar Coast. Indian Journal of Fisheries, 7(2): 275-306.
- Mackinson, S. and Daskalov, G., 2007. An ecosystem model of the North Sea to support an ecosystem approach to fisheries management: description and parameterization. Science Series Technical Report, 142: 196 pp.
- Magnússon, K. G., 1999. Biological interactions in fish stocks: models and reality. Rit Fiskideildar, 16: 295-305.
- Maldeniya, R., 1996. Food consumption of yellowfin tuna, *Thunnus albacares*, in Sri Lankan waters. Environmental Biology of Fishes, 47: 101-107.

- Martins, A. S., Haimovici, M. and Palacios, R., 2005. Diet and feeding of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the subtropical convergence ecosystem of southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 85: 1223-1229.
- Martins, A. S. and Haimovici, M., 2000. Reproduction of the cutlassfish *Trichiurus lepturus* in the southern Brazil subtropical convergence ecosystem. *Scientia Marina*, 64(1): 97-105.
- Matthews, C. P. and Samuel, M. 1991. Growth, mortality and length-weight parameters for some Kuwaiti fish and shrimp. *Fishbyte*, 9(2): 30-33.
- Matthew R. W. and Reznick, D. N., 2007. Effects of predators determine life history evolution in a killifish, *PNAS*, January, 15: 15(2).
- Mehanna, S. F., 2001. Dynamics and management of the Indian Mackerel *Rastrelliger Kanagartha* (Cuvier, 1816) in the Gulf of Suez, Egypt. *Egypt. Journal of Aquatic, Biology & Fisheries*, 5(3): 179-194.
- Misu, H., 1958. Studies on the fisheries biology of the ribbon fish *Trichiurus lepturus* in the East China and Yellow Seas. 1. On the age and the growth. *Bull. Seikai Regional Fisheries Research Laboratory*, 15:1-14. [In Japanese.]
- Mohamed, K. S. and Zacharia, P. U., 2009. *Prediction and modelling of marine fishery yields from the Arabian Sea off. Karnataka using Ecosim*. *Indian Journal of Marine Sciences*, 38(1): 69-76.
- Mohamed, K. S., Zacharia, K. U., Muthiah, C., Abdurahiman, K. P. and Nayak, T. H. A., 2005. Trophic model of the Arabian Sea Ecosystem off Kamataka and simulation of fishery yields for its multigear marine fisheries. *CMFRI publ 2005*, 1-83. www.ecopath.orgpublications. Accessed August 2006.
- Mohamed, K. S., Zacharia, P. U., Muthiah, C., Abdurahiman, K. P. and Nayak, T. H., 2008. Trophic modeling of the Arabian Sea ecosystem off Karnataka and simulation of fishery yields. *Bulletin-Central Marine Fisheries Research Institute*, 51:140.
- Mohammed, A. R. M., Mutlak, F. M. and Saleh, J. H., 2003. Food Habits of *Sillago sihama* (Forsk.) in the Iraqi Marine Waters, Northwest Persian Gulf, Iraq. *Marina Mesopotamica*, 18(1): 35-42.
- Mohite, A. and Biradar, R.S., 2001. Mortality estimation of Indian ribbonfish *Trichiurus lepturus* (Linnaeus) off Maharashtra coast. *Journal of the Indian Fisheries Association*, 28: 23-29.
- Morgan, G. R., 1985. Assessment of sheim (*Acanthopagrus latus*) in Kuwait waters. p. 116-124. In C.P. Matthews (ed.) the proceedings of the 1984 shrimp and fin fisheries management workshop. 116, 124, Kuwait Institute for Scientific Research, KISR1862; 55.

- Munekiyo, M. and Kuwahara, A., 1985. Food habits of ribbon fish in the western Wakasa Bay. *Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fisheries*, 51: 913-919.
- Munro, J. L. and Pauly, D., 1983. A simple method for comparing the growth of fishes and invertebrates. *ICLARM*, NO. 157, *Fishbyte*, 1(1): 5- 6.
- Mutserta, K., Lewis, K., Milroy, S., Buszowski, J. and Steenbeek, J., 2017. Using ecosystem modeling to evaluate trade-offs in coastal management: Effects of large-scale river diversions on fish and fisheries. *Ecological Modelling*, 360: 14-26.
- Myers, R. A. and Worm, B., 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature*, 423: 280-283.
- Narasimham, K. A., 1994. Fishery and population dynamics of the ribbon fish *Trichiurus lepturus* Linnaeus off Kakinada. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 36: 23-27.
- Nascimento, A. F., Mendonça, E., Leite, L. F. C., Scholberg, J. and Neves, J. C. L., 2012. Calibration and validation of models for short-term decomposition and N mineralization of plant residues in the tropics. *Scientia Agricola*, 69(6): 393-401.
- Nasir, N. A., 2000. The food and feeding relationships of the fish communities in the inshore waters of Khor Al-Zubair, northwest Persian Gulf. *Cybium*, 24(1): 89-99.
- Niameimandi, N., 1990. A survey on biological aspects of eight important commercial species in the northern Persian Gulf, Final Report, Persian Gulf Fisheries Research Center. Bushehr, Iran. 30-33 pp.
- O'Farrell, H., Gruss, A., Sagarese, S. R., Babcock, E. A. and Rose, K. A., 2017. Ecosystem modeling in the Gulf of Mexico: current status and future needs to address ecosystem-based fisheries management and restoration activities. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, DOI 10.1007/s11160-017-9482-1.
- Okey, T., Griffiths, S., Pascoe, S., Kenyon, R., Miller, M., Dell, Q., Pillans, R., Buckworth, R., Engstrom, N., Bishop, J., Milton, D., Salini, J. and Stevens, J., 2007. The effect of illegal foreign fishing on the ecosystem in the Gulf of Carpentaria: management options and downstream effects on other fisheries. Final report to the Australian Fisheries Management Authority for Project 2006/825.
- Olson, R. J. and Galvan-Magana, F., 2002. Food habits and consumption rates of common dolphinfish (*Coryphaena hippurus*) in the eastern Pacific Ocean. *Fishery Bulletin*, 100: 279-298.
- Ortiz, M. and Wolff, M., 2002. Trophic models of four benthic communities in Tongoy Bay (Chile): comparative analysis and preliminary assessment of management strategies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 268: 205-235.
- Odum, E. P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 164: 262-270.

- Palomares, M. L. D. and Pauly, D., 1989. A multiple regression model for predicting the food consumption of marine fish populations. *Australian Journal of Marine & Freshwater Research*, 40(3): 259-273.
- Pauly, D. and Christensen, V., 2000. Trophic levels of fishes. In: Froese R, Pauly D (eds) *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM, Manila, 181 p.
- Pauly, D. and Munro, J., 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates, *ICLARM Fishbyte*. 2: 21.
- Pauly, D., 1980. On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *Journal du Conseil / Conseil Permanent International pour l'Exploration de la Mer*, 39: 175- 192.
- Pauly, D., 1984a. Length converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics. Part II *Fishbyte*, 2: 12-19.
- Pauly, D., 1984b. Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use with programmable calculators, ICLARM. 313 p.
- Pauly, D., Christensen, V. and Walters, C., 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 697-706.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. and Torres, F., 1998. Fishing down marine webs. *Journal Science, New Series*, 279(5352): 860-863.
- 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, D., Christensen, V., Gu nette, S., Pitcher, T. J., Sumaila, U. R., Walters, C. J., Watson, R. and Zeller, D., 2002. Towards sustainability in world fisheries. *Nature*, 418: 689-695.
- Pikitch, E. K., Santora, C., Babcock, E. A., Bakun, A., Bonfil, R., Conover, D. O., Livingston, P. A., Mangel, M., Mcallister, M. K., Pope, J. and Sainsbury, K. J., 2004. Ecosystem-based fishery management. *Science*, 305: 346-347.
- Piroddi, C., Teixeira, T., Lynam, C. P., Smith, C., Alvarez, M. C., Mazik, K., Andonegi, E., Churilova, T., Tedesco, L., Chifflet, M., Chust, G., Galparsoro, I., Garcia, A. C., Kamari, M., Kryvenkof, O., Lassalle, G., Neville, S., Niquil, N., Papadopoulou, N., Rossberg, A. G., Suslin, V. and Uyarra, M. C., 2015. Using ecological models to assess ecosystem status in support of the European Marine Strategy Framework Directive. *Ecological Indicators*, 58: 175-191.
- Piroddi, C., Coll, M., Liqueste, C., Macias, D., Greer, K., Buszowski, J., Steenbeek, J., Danovaro, R. and Christensen, V., 2017. Historical changes of the Mediterranean Sea

- ecosystem: modelling the role and impact of primary productivity and fisheries changes over time. *Scientific Reports*, 7:44491.
- Pianka, E. R., 1973. The structure of lizard communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.
- Polovina, J. J., 1984. Model of a coral reef ecosystem I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3: 1-11.
- Portsev, P. I., 1980. The feeding of cutlass fish, *Trichiurus lepturus* (Trichiuridae), off the west coast of India. *Journal of Ichthyology*, 20: 60-65.
- Power, M. E., Tilman, D., Estes, J. A. et al., 1996. Challenges in the quest for keystones. *Bioscience*, 46(8): 609-620.
- Prasert, T., Mitsuhiro, S. and Hisashi, K., 2005. Feeding Habits Of Two Sillaginid Fishes, *Sillago sihama* and *S. acoelus*, At Sikao Bay, Trang Province, Thailand, Mer (Tokyo). May; 431-2: 9-17.
- Radhakrishnan, N., 1957. A contribution to the biology of Indian sand whiting - *Sillago sihama* (Forsskål). *Indian Journal of Fisheries*, 4(2): 254-283.
- Ragonese, S. and Bianchini, M. L., 1998. Growth, mortality and yield-per-recruit of the poor cod, *Trisopterus minutus capelanus*, from the Strait of Sicily. *Naga, the ICLARM quarterly*. Fishbyte section, 61-69 pp.
- Reddy, C. R. and Neelakantaan, B., 1991. Relative Condition Factor and Gonado Somatic Index in *Sillago sihama* (Forskål). *Indian Journal of Fisheries*, 40(3): 171-174.
- Reuben, S., Vijayakumaran, K., Achayya, P. and Prabhakar, RVD., 1997. Biology and exploitation of *Trichiurus lepturus* Linnaeus from Visakhapatnam waters. *Indian Journal of Fisheries*, 44: 101-110.
- Rohit, P. and Gupta, A. C., 2004. Fishery, biology and stock of the Indian mackerel *Rastrelliger kanagurta* off Mangalore-Malpe in Karnataka, India. *Journal of Marine Biological Association of India*, 46(2): 185-191.
- Rohit, P., Rajesh, K. M., Sampathkumar, G. and Karamathulla Sahib, P. 2015. Food and feeding of ribbonfish *Trichiurus lepturus* Linnaeus off Karnataka, south-west coast of India. *Indian Journal of Fisheries*, 62(1): 58-63.
- Rombouts, I., Beaugrand, G., Artigas, L. F., Dauvin, J. C., Gevaert, F., Goberville, E., Kopp, D., Lefebvre, S., Luczak, C. and Spilmont, N., 2013. Evaluating marine ecosystem health: case studies of indicators using direct observations and modelling methods. *Ecological Indicators*, 24: 353-365.
- Rastgoo, A. R., Fatemi, S. M. R., Valinassab, T. and Mortazavi, M. S., 2017. Feeding habits and trophic level of *Himantura gerrardi* (Elasmobranchii; Dasyatidae) in northern Oman Sea: effects of sex and size class. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 17(1): 137-150.

- Rastgoo, A. R. and Navarro, J., 2017. Trophic levels of teleost and elasmobranch species in the Persian Gulf and Oman Sea. *Journal of Applied Ichthyology*, 33(3): 403-408.
- Razzaghi, M., Mashjoor, S. and Kamrani, E., 2017. Mean trophic level of coastal fisheries landings in the Persian Gulf (Hormuzgan Province), 2002-2011. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 35(3): 528-536.
- Sabrah, M., 2006. Population Dynamics of *Upeneus japonicus* (Uttuyn, 1782), Family: Mullidae, From the Gulf of Suez, Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 32(1): 334-345.
- Sagarese, S. R., Lauretta, M. V. and Walter, J. F., 2017. Progress towards a next-generation fisheries ecosystem model for the northern Gulf of Mexico. *Ecological Modelling*, 345: 75-98.
- Sakamoto, A. and Shirakihara, K., 2017. Ecosystem dynamics in Tokyo Bay with a focus on high trophic levels using Ecopath with Ecosim. *Journal of Marine Science and Technology*, 22: 1-10.
- Sandberg, J., 2007. Cross-ecosystem analyses of pelagic food web structure and processes in the Baltic Sea. *Ecological Modelling*, 201: 243-261.
- Santini, F., Michael, R. M., Carnevale, G. and Moore, B. R., 2015. Bayesian Inference of Divergence Times and Feeding Evolution in Grey Mulletts (Mugilidae). *PLOS*. online May. 7, 2015, doi: <http://dx.doi.org/10.1101/019075>.
- Scharf, F. S. and Schlicht, K. K., 2000. Feeding habits of red drum (*Sciaenops ocellatus*) in Galveston Bay, Texas: seasonal diet variation and predator-prey size relationships. *Estuaries*, 23(1): 128-139.
- Schindler, D. E., Essington, T. E., Kitchell, J. F., Boggs, C. and Hilborn, R., 2002. Sharks and tunas: fisheries impacts on predators with contrasting life histories. *Ecological Applications*, 12: 735-748.
- Serpetti, N., Baudron, A. R., Burrows, M. T., Payne, B. L., Helaouët, P., Fernandes, P. G. and Shamsan, E. F. and Ansari, Z. A., 2008. Ecobiology and Fisheries of an Economically Important Estuarine Fish, *Sillago sihama* (Forsskal). Thesis submitted for the degree of doctor of philosophy In Marine Science, Goa University.
- Serpetti, N., Baudron, A. R., Burrows, M. T., Payne, B. L., Helaouët, P., Fernandes, P. G. and Heymans, J. J., 2017. Impact of ocean warming on sustainable fisheries management informs the Ecosystem Approach to Fisheries. *Scientific Reports*, 7(1): s41598-017-13220-7.
- Shamsan, E. F. and Ansari, Z. A., 2010. Studies on the reproductive biology of Indian sand whiting *Sillago sihama* (Forsskal) from Zuary Estuary. *Indian Journal of Marine Sciences*, 39(2): 280-284.

- Shannon, L. J., Cury, P. M. and Jarre, A., 2000. Modelling effects of fishing in the Southern Benguela ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 720-722.
- Sirajul Islam, A. k. M. and Khalaf, A. N., 1982. Diel patterns of feeding of *khisni liza abu* (heokel) In raseoiyah reservoir in Baghdad, Iraq, 222-227.
- Sivadas, M. and Bhaskaran, M. M., 2009. Stomach content analysis of the Indian mackerel *Rastrelliger kanagurta* (Cuvier) from Calicut, Kerala. *Indian Journal of Fisheries*, 56(2): 143-146.
- Sin, C. L., 1978. Food and feeding habits of ribbonfishes, *Trichiurus aponicus* and *T. lepturus*. *Bulletin of the Institute of Zoology, Academia Sinica*, 17(2): 117-124.
- Slobodkin, L. B., 1961. Stochastic population models in ecology. Review of M. S. Bartlett, *Stochastic population models in ecology and epidemiology*. *Ecology*, 42: 852.
- Smith, M. D., Fulton, E. A. and Day, R. W., 2015. Using an Atlantis model of the southern Benguela to explore the response of ecosystem indicators for fisheries management. *Environmental Modelling & Software*, 69: 23-41.
- Somavanshi, V. S. and Joseph, A., 1989. Population dynamics and assessment of *Trichiurus lepturus* (Linnaeus) stock in north-west coast of India. In: *Studies on fish stock assessment in Indian waters: Special Publication No. 2*. Fishery Survey of India, India.
- Sparre, P. and Venema, S. C., 1992. Introduction to Tropical Fish Stock Assessment. FAO Fisheries Technical Paper, 306-376.
- Sparre, P. and Venema, S. C., 1998. Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. FAO Fisheries Technical Paper No. 306.1, Rev. 1. FAO, Rome. 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.
- Sree Renjima, G., Sanjeevan, V. N., Smitha, B. R., Lalithambika Devi, C. B. and Sudhakar, M., 2016. Early developmental stages of the Indian mackerel *Rastrelliger kanagurta* (Cuvier) along the Kerala-Mangalore coast of southeastern Arabian Sea. *Journal of the Marine Biological Association of India*, 58 (2).
- Standford, R. and Pitcher, T., 2000. The English Channel: a mixed fishery, but which mix is best? Faculty of Graduate Studies: Resource Management and Environmental Studies-Fisheries, 179.
- Supraba, V., Dineshbabu, A. P., Thomas, S., Rohit, P., Rajesh, K. M. and Zacharia, P. U., 2016. Shift in diet composition of Indian mackerel *Rastrelliger kanagurta* - an analysis in relation to climate change. *Indian Journal of Fisheries*, 63(2): 42-46.

- Taghavimotlagh, S. M., Hakimelahi, M. and Shojaei, M. G., 2014. Ecological relationships of Some aquatic species in the Persian Gulf coastal ecosystem (Hormozgan province): An Ecopath preliminary approach. *Journal of Oceanography*, 4(16): 1-13.
- Tang, Y., Iida, K., Mukai, T., and Nishimori, Y., 2006. Estimation of fish school volume using omnidirectional multi-beam sonar: scanning modes and algorithms. *Japanese Journal of Applied Physics*, 45: 4868-4874.
- Talebzadeh, A., Khorshidian, K. and Marzoughi, F., 1992. A survey on fisheries resources and stock assessment plan: biological aspects of five commercial fishes in the Persian Gulf and Gulf of Oman. Final Report. Oman Sea Fisheries Research Center, Bandar Abbas, pp 24-28.
- Tecchio, S., Coll, M., Christensen, V., Company, J. B., Ramírez-Llodra, E. and Sarda, F., 2013. Food web structure and vulnerability of a deep-sea ecosystem in the NW Mediterranean Sea. *Deep-Sea Research*, 75: 1-15.
- Thiagrajan, R., Lazaras, S., Sastry, Y. A., Khan, M. Z., Kasim, H. M. et al., 1992. Stock assessment of the ribbonfish, *Trichiurus lepturus* (Linnaeus), from the Indian waters. *Indian Journal of Fisheries*, 39: 182-194.
- Uddin, S., Al-Ghadban, A. N., Behbehani, M., Aba, A., Mutairi, A. Al. and Karam, Q., 2012. Baseline concentration of 210Po in Kuwait's commercial fish species. *Marine Pollution Bulletin*, 64: 2599-2602.
- Ulanowicz, R. E., 1986. *Growth and development: Ecosystems phenomenology*. Springer-Verlag. New York, 167 p.
- Ullah, M. H., Rashed-Un-Nabi, M. and Al-Mamun, M. A., 2012. Trophic model of the coastal ecosystem of the Bay of Bengal using mass balance Ecopath model. *Ecological Modelling*, 225: 82-94.
- Valentini, R. and Jord, F., 2010. CoSBiLab Graph: the network analysis module of CoSBiLab. *Environmental Modelling & Software*, 25 (7): 886-888.
- Valinassab, T., Jalali, S., Hafezieh, M. and Zarshenas, G.A., 2011. Evaluation of some feeding indices of *Pomadasys kaakan* in the Northern Persian Gulf. *Iranian Journal of Fisheries Sciences*, 10(3): 497-504.
- Valinassab, T., Keyvan, A., SedghiMarouf, N. and Kamali, I., 2007. Reproduction characteristics of Javelin Grunt, *Pomadasys kaakan*, in Hormuzgan Waters of the Persian Gulf. *Journal of Marine Science and Technology*, 5(4): 87-99.
- Van der Elst, R. P. and Adkin, F. (eds.), 1991. *Marine linefish: priority species and research objectives in southern Africa*. Special Publication South African Association For Marine Biological Research Oceanographic Research Institute, 1: 132 pp.

- Vega-Cendejas, M. E. and Arreguín-Sánchez, F., 2001. Energy fluxes in a mangrove ecosystem from a coastal lagoon in Yucatan Peninsula, Mexico. *Ecological Modelling*, 137: 119-133.
- Velasco, G. and Castello, J. P., 2005. An Ecotrophic Model of Southern Brazil Continental Shelf and Fisheries Scenarios for *Engraulis Anchoita* (Pisces, Engraulidae). *Atlántica, Rio Grande*, 27(1): 59-68.
- Villanueva, M. C. S., Isumbishoc, M., Kanningin, B., Moreau, J. and Michad, J. C., 2008. Ecological Modeling, Modeling trophic interactions in Lake Kivu: What roles do exotics play?. *Ecological Modelling*, 212(3-4): 422-438.
- Vinod, B. H. and Basavaraja, N., 2010. Reproductive biology of the Indian sand whiting, *Sillago sihama* (Forsk.) maturity stage, fecundity, spermatozoa and histology of gonads. *Indian Journal of Fisheries*, 57(4): 21-29.
- Vivekanandan, E., Srinath, M., Pillai, V. N., Immanuel, S. and Kurup, K. N., 2003. Trophic model of the coastal fisheries ecosystem of the southwest coast of India, p. 281-298. 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: 1-120.
- Walters, C. J. and Martell, S. J. D., 2004. *Fisheries Ecology and Management*. Princeton University Press, Princeton, 448 p.
- Walters, C., 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.
- Weerts, S. P., Cyrus, D. P. and Forbes, A. T., 1997. The Diet of Juvenile *Sillago sihama* (Forsk.) from 3 Estuarine Systems in Lwazula Natal, Water S. A., 23(1): 95-100.
- Whipple, S. J., Link, J. S., Garrison, L. P. and Fogarty, M. J., 2000. Models of predation and fishing mortality in aquatic ecosystems. *Fish and Fisheries*, 1: 22-40.
- Wojciechowski, J., 1972. Observations on biology of cutlassfish *Trichiurus lepturus* L. (Trichiuridae) of Mauritania shelf. *Acta Ichthyologica et Piscatoria*, 2(2): 68-75.
- Wolff, M., Koch, V. and Isaac, V., 2000. A Trophic Flow Model of the Caete' Mangrove Estuary (North Brazil) with Considerations for the Sustainable Use of its Resources. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 50: 789-803.
- Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B. C., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S.R., Sala, E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. and Watson, R., 2006. Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, 314: 787-790.

- Yan, Y., Hou, G., Chen, J., Lu, H. and Jin, X., 2011. Feeding ecology of hairtail *Trichiurus margarites* and largehead hairtail *Trichiurus lepturus* in the Beibu Gulf, the South China Sea. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, 29: 174-183.
- Yildirim, A., Erdogan, O. and Turkmen, M., 2002. On the age, growth and reproduction of the Barbel, *Barbus plebejus* (Steindachner, 1897) in the Oltu Stream of Coruh River (Artvin-Turkey). *Turkish Journal of Zoology*, 25: 163-168.
- Hakimelahi, M., Savari, A., Doustshenas, B., Ghodrati Shojaei, M., kristy, A. Lewis., 2017. Food and Feeding Habits of Indian Mackerel (*Rastrelliger kanagurta*) in the Southern Part of the Qeshm Island, Persian Gulf, *Iranian Journal of Fisheries Sciences*. DOI: 10.22092/IJFS.2018.120058. In Press.
- Zavala-Camin, L. A., 1996. Introdução aos estudos sobre alimentação natural em peixes. EDUEM, Maringá, 125 pp.
- Zetina-Rejo', M. J., Arreguin-Sanchez, F., Chavez, E. A., 2003. Trophic structure and flows of energy in the Huizache-Caimanero lagoon complex on the Pacific coast of Mexico. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 803-815.
- Zhang, G. Z., X. S. Li, X. S. Jin et al., 2010. Growth, mortality and optimum catchable size of small yellow croaker (*Pseudosciaena polyactis* Bleeker) in the Southern Yellow Sea. *Journal of Fishery Sciences of China*, 17(4): 839-846.