

## ارزیابی وضعیت اکولوژیک هور شادگان با استفاده از فون بنتیک

فوزیه اسماعیلی<sup>۱</sup>، منصور خلفه نیلساز<sup>۲</sup>، سارا سبزلیزاده<sup>۳</sup>، نجمه جهانی<sup>۴</sup>  
۴،۳،۲،۱- مرکز تحقیقات آبی پروری جنوب کشور

Fesmaili2001@yahoo.com

### چکیده

این مطالعه در سال ۸۷-۱۳۸۶ در ۵ ایستگاه تعیین شده در تالاب شادگان انجام شد. نمونه برداری ماهانه از ۴ ایستگاه واقع در تالاب با استفاده از کوادرت با سطح مقطع  $۶۲۵\text{cm}^2$  و از ایستگاه گرگر واقع در رودخانه جراحی با گرب پترسون با سطح مقطع  $۱۲۵\text{m}^2$  انجام شد. جهت اندازه گیری میزان مواد آلی از روش فیزیکی سوختن در دمای  $۵۵۰^\circ\text{C}$  در کوره الکتریکی و به منظور آنالیز دانه بندی رسوبات، از روش سری الک استفاده شد. در طول یکسال نمونه برداری جمعاً ۱۴ گروه از ماکروبنتوزها شناسایی و جداسازی شدند. در بین گروههای شناسایی شده بیشترین درصد فراوانی مربوط به خانواده شیرونومیده (لارو دوبالان) با ۹۱٪ و پس از آن کرمهای کم تار (اولیگوکیت) با ۴٪ بوده است. بررسی تغییرات فراوانی ماکروبنتوزها نشان می دهد که بیشترین فراوانی متعلق به ایستگاه عطیش بوده و کمترین فراوانی را ایستگاه خروجی شادگان (ورودی خور دورق) داشته است. نتایج سنجش میزان کل مواد آلی و دانه بندی رسوبات نشان می دهد که در کلیه ایستگاهها میزان سیلت -کلی بالاتر از  $۷۷/۸\%$  بوده و دامنه درصد مواد آلی رسوبات (۱۸/۱۷-۳/۳۴) بوده که بیشترین و کمترین مقدار آن بترتیب در ایستگاه مالح و ایستگاه گرگر اندازه گیری شده است. مقایسه مقادیر میانگین فراوانی ماکروبنتوزها در مطالعه اخیر با مطالعه سال ۷۵-۱۳۷۴ نشان میدهد که فراوانی ماکروبنتوزها در ایستگاه عطیش و رگبه در مطالعه اخیر (سال ۸۷-۱۳۸۶) نسبت به سال ۷۵-۱۳۷۴ افزایش چشمگیری داشته است که این افزایش ناشی از حضور فراوان لارو شیرونومیده ها بوده که موجوداتی مقاوم به آلودگی و شرایط نامتعادل محیطی هستند. همچنین دامنه شاخص تنوع شانون در ایستگاههای مورد مطالعه (۰/۳۷-۰/۹۹) بوده است که نشان دهنده وضعیت ناپایدار و نامطلوب اکولوژیکی است.

**کلمات کلیدی:** تالاب شادگان، فون بنتیک، ارزیابی کیفیت، تنوع بنتیک

## مقدمه

تالاب شادگان در انتهای جنوب غربی ایران بین  $20^{\circ}$  -  $48^{\circ}$  تا  $20^{\circ}$  -  $49^{\circ}$  درجه طول شرقی و  $30^{\circ}$  -  $50^{\circ}$  تا  $31^{\circ}$  -  $00^{\circ}$  درجه عرض شمالی واقع شده است. این تالاب در اراضی بسیار مسطح و کم شیب دشت خوزستان و در پایین ترین بخش حوضه رودخانه جراحی قرار گرفته است. رودخانه جراحی منبع اصلی تامین کننده آب تالاب شادگان می باشد. تالاب شادگان شامل سه بخش متمایز می باشد.

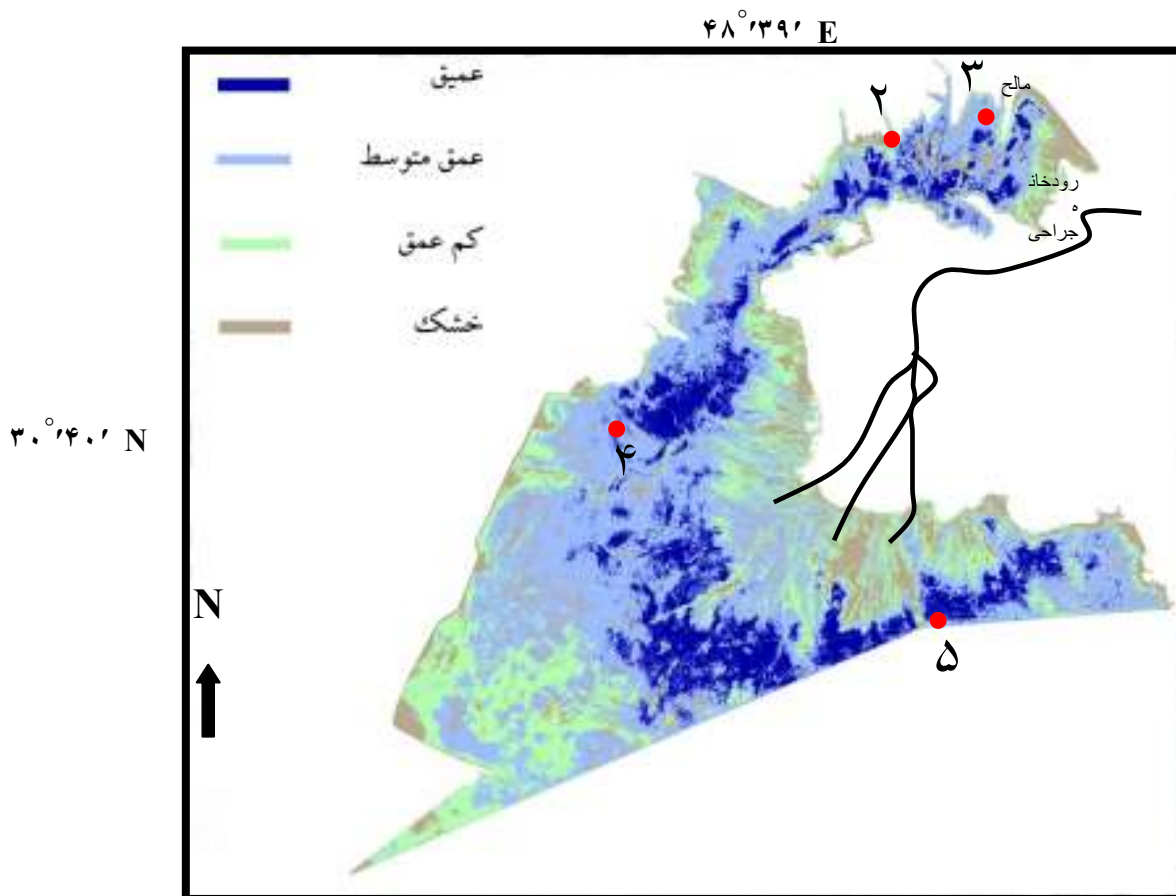
بخش آب شیرین تالاب در بخش شمالی تالاب قرار دارد که از آب رودخانه جراحی و پیش از این از نهر بحره نیز آبیگری می شد ولی اکنون پس آب های طرح توسعه نیشکر، طرح پرورش ماهی آزادگان از بخش شمالی و پس آب های طرح کشاورزی شرق کارون به همراه خروجی صنایع فولاد و فاضلاب های شهری اهواز همگی توسط آبراه مالچ به تالاب منتهی می شوند. بخش دیگر پهنه جزر و مدی تالاب است که در جنوب تالاب قرار دارد (پایین دست جاده آبادان - ماهشهر) که سابق تحت تاثیر جزر و مد خلیج فارس قرار داشت ولی امروزه این ارتباط گاه قطع شده است. شوری بالای بخش جنوبی تالاب بیشتر بدلیل تبخیر شدید و ماندگاری آب است و بخش سوم بخش ساحلی یا بخش آب شور تالاب است که در جنوب شرقی تالاب قرار دارد بخصوص در آبراه خور دورق (خور موسی) که بسیار ناچیز می باشد. از نظر هیدرولوژیکی تمام وضعیت اکولوژیکی تالاب به منابع آب شیرین جاری در رودخانه های بالا دست و در صورت پر آبی تحت تاثیر جریانات جزر و مدی خلیج فارس می باشد. Gray و همکاران (۱۹۹۲) چنین عنوان می کنند که موجودات بنتیک بدون شک بهترین شاخص برای تشخیص سلامت محیط هستند. موجودات بنتیک منبع غذایی مهمی برای سطوح بالاتر تغذیه ای هستند و فراوانی آنها بعنوان شاخصی هم برای تغییرات زیست محیطی و هم آشفستگی های انسان ساز است (Rogers and Greenaway, 2005). آنها بر روی یا درون رسوبات زندگی می کنند و مستقیماً در معرض آلاینده های تجمع یافته در رسوبات قرار می گیرند و بدلیل نحوه زندگیشان قدرت فرار از شرایط نامناسب محیطی را ندارند رابطه بین جوامع ماکروبتوز و اثر آلودگیها بر آنها در مطالعات متعددی بیان شده است: (Pearson and Rosenberg, 1978; Gray and Mirza, 1979; Dauvin, 1982; Warwick *et al.*, 1990; mezz, Simboura *et al.*, 1995; 97; Ellingsen, 2002; Morrisey *et al.*, 2003; Guerra-Garcia and Garcia-Go (2004) فون و فلور هور شادگان در مطالعات متعددی مورد بررسی قرار گرفته است از جمله این مطالعات طرح جامع هور شادگان (مرمزی و همکاران، ۱۳۷۵) می باشد.

این مطالعه به منظور ارزیابی کامل تالاب شادگان انجام نشده بلکه میتواند آغازی برای مطالعات ارزیابی اکولوژیک تالاب باشد تا آنکه بتوان با استناد به شواهد علمی تصمیمات جدی تری برای حفاظت از این منبع ارزشمند اجرا نمود. با توجه به تنوع زیستی تالابها و حضور گونه های شاخص (indicator)، گونه های بارز و بر جسته (flagship) و گونه های کلیدی (key stone)، حفاظت از تالابها ضرورت فراوان دارد.

## مواد و روش ها

این مطالعه در سال ۸۷-۱۳۸۶ در ۴ ایستگاه عطیش، مالچ، رگبه و خروجی شادگان در خور دورق واقع در تالاب شادگان و ایستگاه گرگر در رودخانه انجام شد (شکل ۱). نمونه برداری ماهانه از ۴ ایستگاه واقع در تالاب با استفاده از کوادرت با سطح مقطع  $625 \text{ cm}^2$  و از ایستگاه گرگر واقع در رودخانه با گرب پترسون با سطح مقطع  $125 \text{ m}^2$  انجام شد. رسوبات سطحی به همراه پوشش گیاهی که در چارچوب قرار میگرفت کاملاً در الک ۵۰۰ میکرون شستشو داده شده و نمونه های جمع آوری شده پس از فیکس شدن با الکل ۹۰ درجه، مورد مشاهده میکروسکوپی قرار گرفته اند. در آزمایشگاه پس از رنگ آمیزی نمونه بوسیله محلول رزبنگال (یک گرم در لیتر)، جانوران مختلف از نمونه جداسازی شده و بر اساس گروههای جانوری مختلف دسته بندی و شناسایی می گردند. شناسایی ها با استفاده از استریومیکروسکوپ دو چشمی انجام شد و جهت شناسایی نمونه های جانوری از کلیدهای شناسایی فون بنتیک استفاده گردید: (Barnes, 1987; Jones, 1986; Hutchings, 1984; Carpenter and Niem, 1998; Pavlovskii, 1955; Sterrer, 1986). نمونه دوم جهت تعیین درصد مواد آلی با استفاده از روش فیزیکی سوختن (بمدت ۸ ساعت در ۵۵۰ درجه سانتیگراد) و همچنین تعیین دانه بندی و اندازه ذرات رسوب با استفاده از روش متداول استفاده از الک استفاده می شد (Holme and McIntyre, 1984).

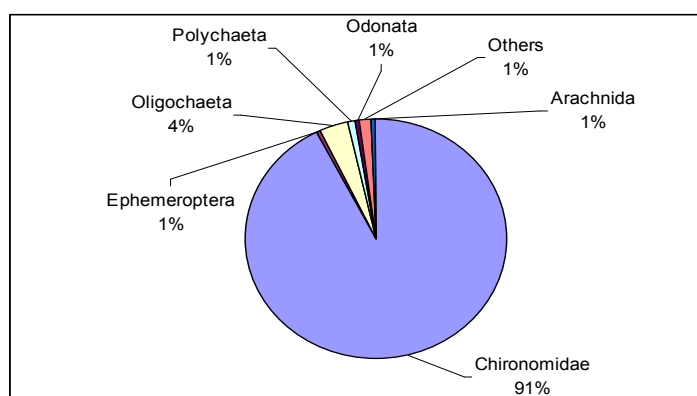
فاکتورهای محیطی مانند شوری و دما نیز بعنوان فاکتورهای مهم و موثر بر جمعیت و پراکنش بنتوزها اندازه گیری شد. شوری به روش مور (Mohr) اندازه گیری شد. برای محاسبه شاخص های بیولوژیک، غالبیت سیمپسون (Dominance)، تنوع شانون وینر (Diversity)، غنای گونه ای (Richness) و ترازوی زیستی (Evenness) از برنامه نرم افزاری Biotoools استفاده شد. جهت بررسی آماری نتایج از نرم افزارهای Minitab و Excel استفاده شد.



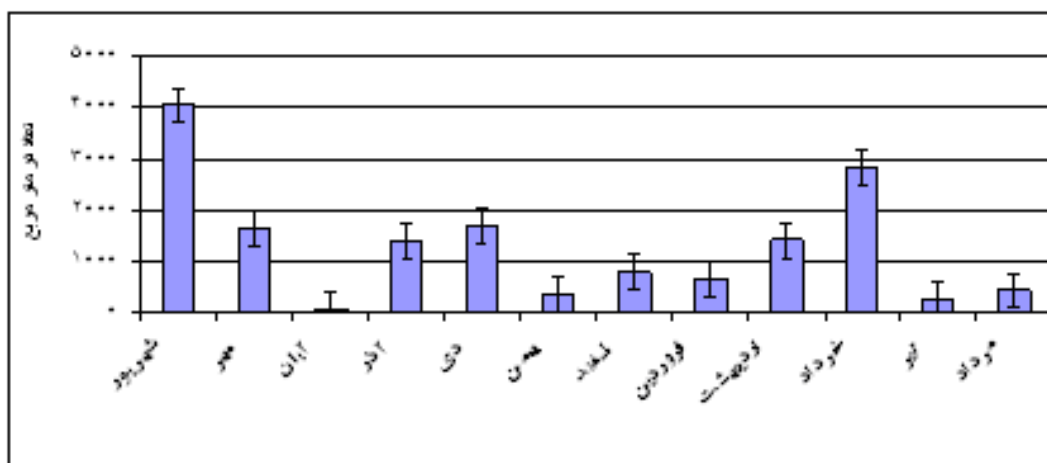
شکل ۱: نقشه ایستگاههای نمونه برداری

### نتایج

در طول یکسال نمونه برداری جمعاً ۱۴ گروه از ماکروبنتوزها شناسایی و جداسازی شدند، درصد فراوانی گروه های مختلف در شکل ۲ آورده شده است. همچنین فراوانی گروه های شناسایی شده در ماه های نمونه برداری در جدول ۱ نشان داده است. تغییرات درصد فراوانی ماکروبنتوزها در ماههای نمونه برداری در شکل ۳ نشان داده شده است.

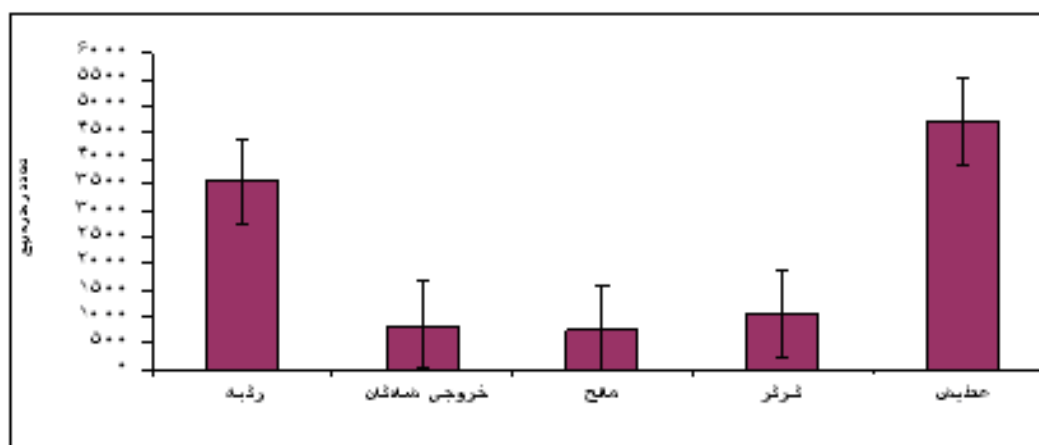


شکل ۲ - درصد فراوانی کل ماکروبنتوزها در هور شادگان (۸۷-۱۳۸۶)



شکل ۳ - فراوانی کل ماکروبن‌توزها در ماه‌های مختلف در هور شادگان (۱۳۸۶-۸۷)

بررسی تغییرات فراوانی ماکروبن‌توزها به تفکیک ایستگاه در طول سال در شکل ۴ نشان داده شده است.

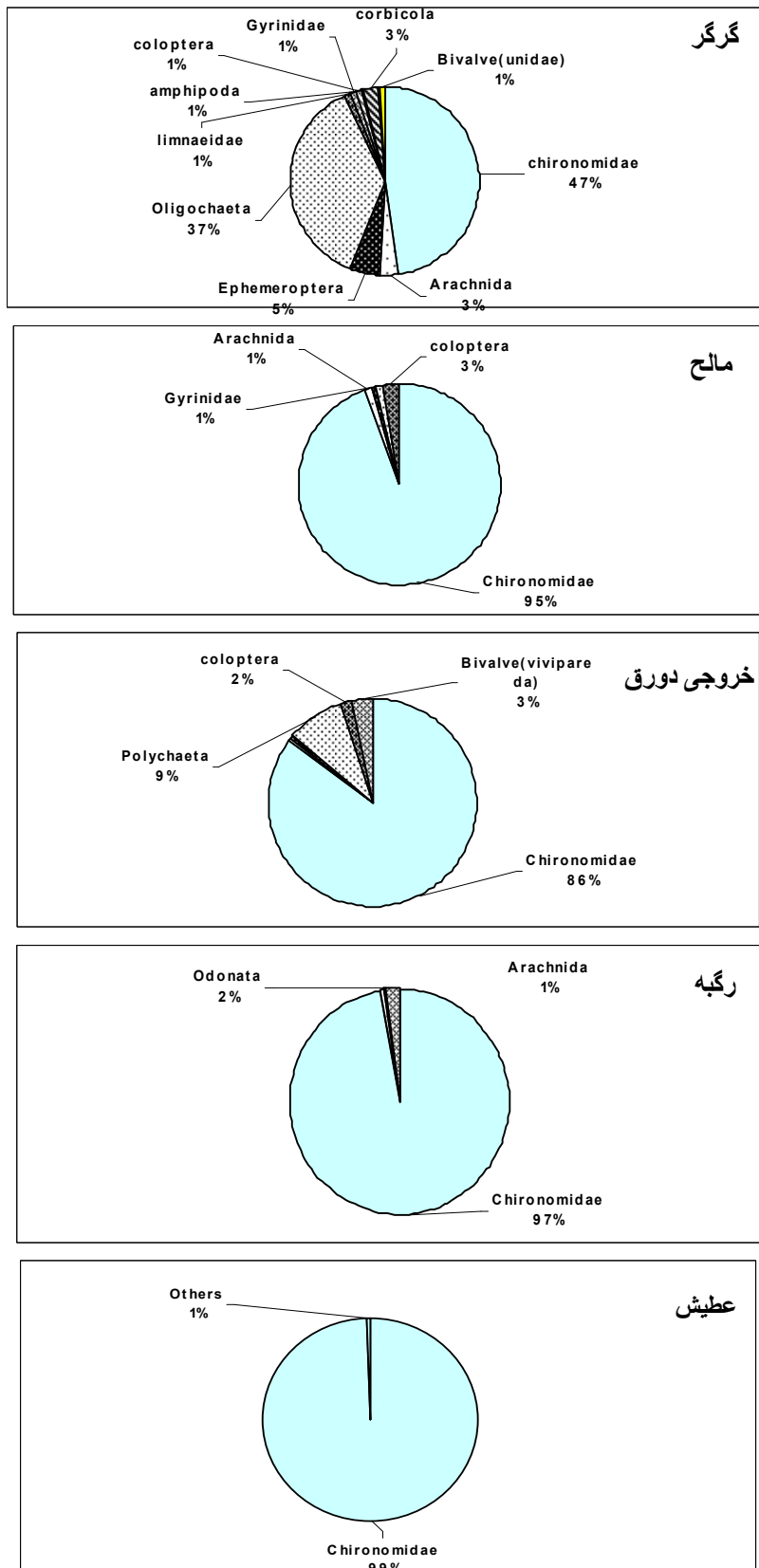


شکل ۴ - میانگین سالانه ماکروبن‌توزها در ایستگاه‌های مختلف هور شادگان (۱۳۸۶-۸۷)

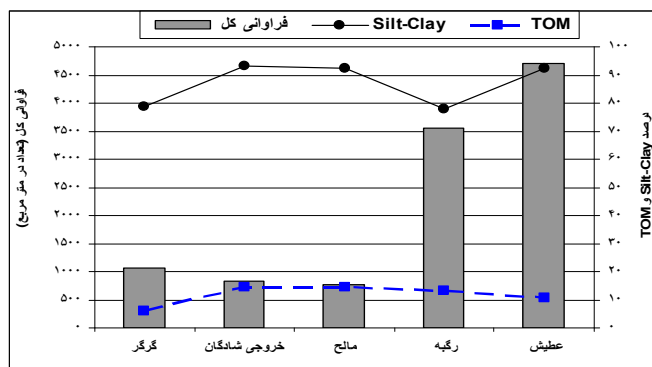
در شکل ۵ درصد فراوانی گروه‌های ماکروبن‌توزی در هر ایستگاه نشان داده شده است. نتایج سنجش میزان کل مواد آلی و دانه بندی رسوبات در ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد که در کلیه ایستگاهها میزان سیلت-رس بالاتر از ۷۷/۸٪ بوده و بیشترین میزان مواد آلی رسوبات در ایستگاه صالح و کمترین در ایستگاه گرگر ثبت شده است (شکل ۶). همچنین مقایسه روند فراوانی کل ماکروبن‌توزها در رابطه با تاثیر دو فاکتور مواد آلی و سیلت-رس در شکل ۶ نشان داده شده است. در شکل ۷، شوری و دما با فراوانی ماکروبن‌توزها مقایسه گردیدند.

جدول ۱: فراوانی کل ماکروبتوزهای شناسایی شده در ایستگاههای مورد مطالعه بر حسب تعداد در مترمربع (سال ۱۳۸۶-۱۳۸۷)

رده	راسته	خانواده	شهریور	مهر	آبان	آذر	دی	بهمن	اسفند	فروردین	اردیبهشت	خرداد	تیر	مرداد	میانگین	
Insects	Diptera	Chironomidae	۳۱۷۷۳	۱۴۱۶۸	۶۴۴	۱۲۱۴۳	۱۱۴۱۰	۳۰۰۶	۵۵۷۲	۴۴۲۰	۱۰۵۵۹	۲۱۸۵۳	۱۵۹۸	۳۳۸۸	۱۰۰۶۱	
		unknown	۶۰۰	.	.	.	۲۹	.	.	.	۸۸	.	.	.	۶۰	
	Ephemeroptera	unknown	۵۲۸	.	۲۹	۱۱۷	.	۲۹	.	.	.	.	.	.	.	۵۹
		Gyrinidae	.	.	.	۱۱۷	.	.	.	.	.	.	.	.	.	۱۰
	coloptera	unknown	.	.	.	.	.	.	.	.	۵۸	۸۸	.	.	۳۳۷	۴۰
		unknown	.	.	.	.	.	۲۹	.	.	۷۴۸	.	۵۸	.	.	۷۰
		Odonata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
	anisoptera	unknown	.	.	.	.	.	۲۹	.	.	.	.	.	.	.	۲
		corbiculidae	.	۲۹	۵۸	.	.	۵۸	.	.	۳۲۲	.	۷۳	.	۱۰۳	۵۴
		unionidae	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	۴۴	.	۷۳	۱۰
Gastropod	Limnaeidae	unknown	.	۴۴	.	.	.	.	۴۴	.	.	۵۸	۸۸	.	۲۰	
		unknown	.	.	.	۷۳	.	.	.	.	.	.	.	.	۶	
Polychaeta	Oligochaeta	unknown	۸۸۰	۴۴	۴۴	.	.	.	.	.	.	.	.	.	۸۱	
		unknown	.	۵۸۴	.	.	.	.	۱۳۲	۴۴	۱۰۵۶	۲۸۷۴	۲۶۴	.	۴۱۳	
میانگین			۲۵۹۹	۱۱۴۴	۶۰	۹۵۸	۸۸۰	۲۴۲	۴۴۲	۴۴۶	۹۰۷	۱۹۲۰	۱۵۰	۳۰۰	۸۳۷	

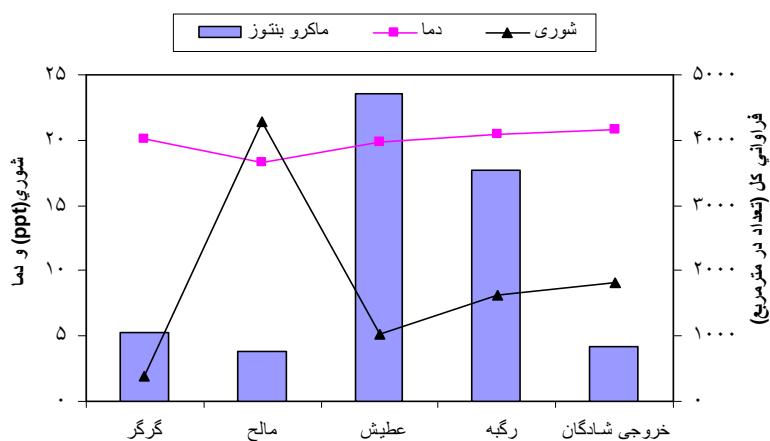


شکل ۵: درصد فراوانی ماکروبندوزها در ایستگاههای مختلف هور شادگان (۸۷-۱۳۸۶)



شکل ۶: مقایسه درصد مواد آلی و سیلت-رس با فراوانی ماکروبتوزها در ایستگاههای مختلف هور شادگان

(۱۳۸۶ - ۱۳۸۷)



شکل ۷ - مقایسه شوری و دما با فراوانی ماکروبتوزها در ایستگاههای مختلف هور شادگان (۱۳۸۶ - ۱۳۸۷)

نتایج آزمون همبستگی نشان داد که یک همبستگی ضعیف بین فراوانی کل ماکروبتوزها و شوری و همچنین

فراوانی کل ماکروبتوزها و دما وجود دارد ( $r = 0.2$ ).

آنالیز واریانس یک طرفه بین تعداد کل ماکروبتوزها در ماههای مختلف اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد

( $p < 0.05$  و  $F_{(11, 55)} = 1/0.61$ ). همچنین آنالیز واریانس بر روی تعداد کل ماکروبتوزها در ایستگاههای مختلف نیز

اختلاف معنی داری را نشان نمی دهد ( $p < 0.05$  و  $F_{(4, 55)} = 2/32$ ).



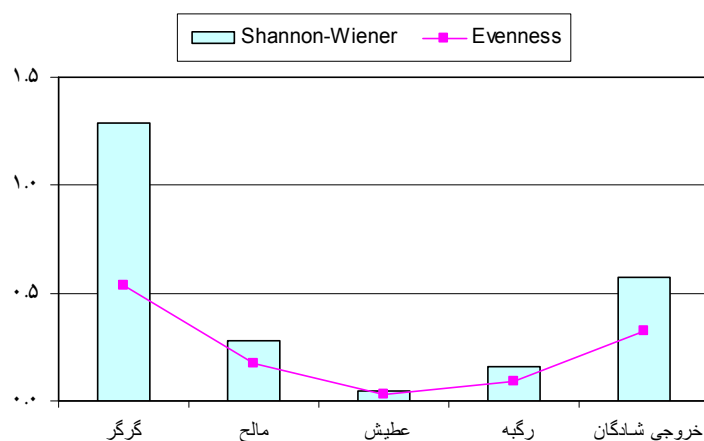
نتایج بررسی شاخص های زیستی در ایستگاههای مختلف نشان می دهد که بیشترین شاخص تنوع شانون در

ایستگاه گرگر ( $H' = 1/29$ ) و کمترین در ایستگاه عطیش معادل ( $H' = 0/05$ ) ثبت شد (جدول ۲)

جدول ۲- مقادیر شاخصهای بیولوژیک در ایستگاههای مختلف هور شادگان (۱۳۸۷ - ۱۳۸۶)

Simpson's Dominance	Shannon-Wiener	Margalef's	Evenness	Richness	
۰/۳۷	۱/۲۹	۰/۰۱	۰/۵۴	۱۱	گرگر
۰/۹	۰/۲۸	۰/۴۲	۰/۱۷	۵	مالح
۰/۹۹	۰/۰۵	۰/۳۳	۰/۰۳	۵	عطیش
۰/۹۴	۰/۱۶	۰/۴۲	۰/۰۹	۶	رگبه
۰/۷۴	۰/۵۷	۰/۵۲	۰/۳۲	۶	خروجی شادگان

در شکل ۸ تغییرات مقادیر شاخص تنوع شانون و ترازوی زیستی (Evenness) در ایستگاه های مورد مطالعه نشان داده شده است.



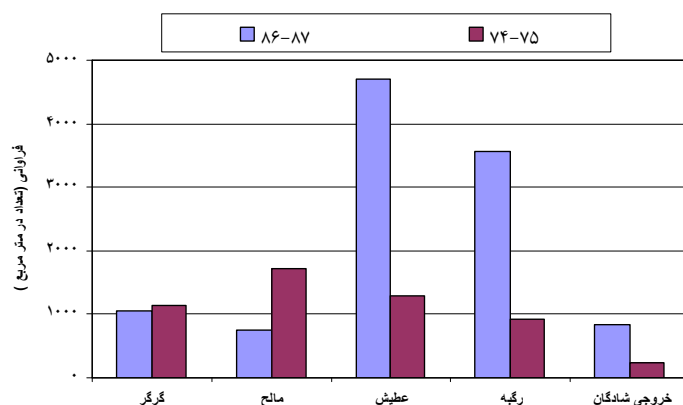
شکل ۸- روند تغییرات شاخص تنوع شانون و ترازوی زیستی در ایستگاههای هور شادگان (۱۳۸۷ - ۱۳۸۶)

### بحث و نتیجه گیری

امروزه علاقه مندی و ضرورت ارائه تکنیکهایی که قادر به ارزیابی تغییرات در محیطهای آبی باشند افزایش یافته و شاخصهای اکولوژیک و بیولوژیک متعددی برای تشخیص سطوح مختلف کیفیت اکولوژیکی بکار می روند.

ماکروبتوزها از مهمترین جانورانی هستند که برای ارزیابی و سلامت اکوسیستم ها بکار گرفته می شوند. این موجودات به دلیل ساکن بودن و داشتن عمر نسبتاً طولانی برای ارزیابی های محیطی، نشانگرهای مناسبی می باشند. گرچه آلوده کننده های فیزیکی و شیمیایی با روشهای آزمایشگاهی مشخص می شوند ولی بدلیل فراوانی بی مهرگان کفزی، این موجودات در عملکرد هورها بی نهایت موثر می باشند، بنابراین بعنوان شاخصی مهم برای ارزش گذاری هورها شمرده می شوند.

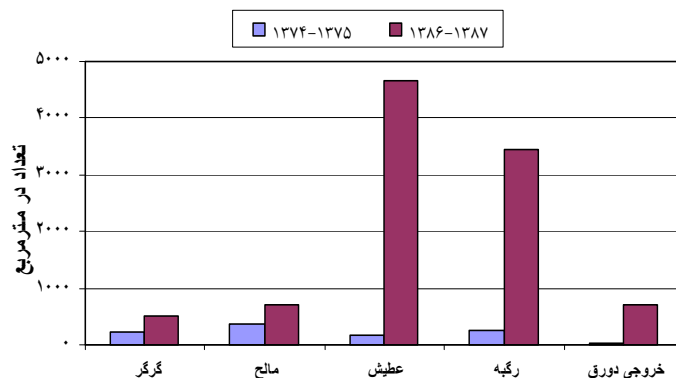
در این مطالعه مقایسه ای بین فراوانی کل ماکروبتوزها در مطالعه اخیر و مطالعه سال ۷۴-۷۵ (مرمزی و همکاران ۱۳۷۵) انجام شده است که در شکل ۹ این مقایسه در ایستگاه های تعیین شده ارائه شده است.



شکل ۹ - مقایسه مقدار میانگین کل ماکروبتوزها در ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه

( مطالعه اخیر و مطالعه سال ۱۳۷۴ - ۱۳۷۵ مرمزی و همکاران، ۱۳۷۵)

با توجه به غالبیت لارو خانواده شیرونومیده، همچنین این مقایسه به طور اختصاصی بر اساس فراوانی این گروه از ماکروبتوزها در شکل ۱۰ نمایش داده شده است.



شکل ۱۰ - مقایسه میانگین لارو خانواده شیرونومیده در ایستگاههای تعیین شده در دو سال مطالعه

( مطالعه اخیر و مطالعه سال ۷۴ - ۷۵ مرمزی و همکاران، ۱۳۷۵)

در این مطالعه ۱۴ گروه ماکروبنتوزی شناسایی شدند که در بین گروههای شناسایی شده خانواده شیرونومیده (لارو دوبالان) با ۹۱٪ و پس از آن کرمهای کم تار (اولیگوکیت) با ۴٪ بیشترین درصد فراوانی را نشان دادند. در مطالعه سال ۷۵-۱۳۷۴، ۵۳ گروه ماکروبنتوزی شناسایی شدند که به ترتیب جنس های شیرونومیده (لارو دوبالان) با ۴۱٪ و کرم های کم تار ۴۰/۵٪ غالب بودند. (مرمزی و همکاران، ۱۳۷۵). تغییر درصد ترکیب فراوانی گروههای ماکروبنتوز در دو مطالعه حاضر (۸۷-۱۳۸۶) و سال ۷۴-۷۵، نشان دهنده غالبیت گروه شیرونومیده و کاهش تنوع در این منبع آبی است. کاهش تنوع و غالبیت فراوانی گروههای مقاوم و فرصت طلب از جمله مهمترین ویژگیهای ناپایداری و بیانگر وضعیت نامطلوب در اکوسیستم است بطوریکه طبق نظر Welch (۱۹۹۲) مقادیر شاخص تنوع در محدوده ۱-۳ وضعیت آلودگی متوسط را نشان می دهد. در اکوسیستمی همچون هور شادگان که عوامل متعدد محیطی (ورود فاضلابهای صنعتی، کشاورزی و خانگی از طریق آبراهه های کارون، جراحی، بهمنشیر و نیز کاهش بارندگی و خشکسالی و احداث سدهای بالا دست در رودخانه ها) نوسانات شدیدی داشته باشند، تنوع کمتر است، زیرا انرژی بیشتری صرف فعالیت های زیستی و انرژی کمتری صرف تولید بیومس می شود که این امر موجب بهم خوردن تعادل زیستی و تخریب زیستگاهها می گردد لذا با توجه به اینکه هور شادگان به دفعات تحت تاثیر این عوامل تهدید آمیز قرار گرفته است بدیهی است که فون محدودی داشته باشد.

فاکتور های محیطی و نوسانات فصلی آنها از مهم ترین عواملی هستند که می توانند بر روی موجودات آبی تأثیرگذار باشند. به طوری که ترکیب و تغییر ساختار فون بنتیک می تواند در اثر تغییر در میزان دما، شوری، بافت رسوبات و مواد آلی درون رسوبات باشد.

مقایسه میزان مواد آلی و سیلت-رس با فراوانی ماکروبنتوزها روند مشخصی را نشان نمی دهد و تعیین نقش بستر به علت مداخله سایر عوامل محیطی (از جمله سرعت جریان کم، اندازه ریز مواد بستر و احتمالاً مقدار کم اکسیژن) بسیار پیچیده است. به علاوه اندازه و مقدار مواد آلی که بر رشد موجودات کفزی تاثیر می گذارد بسته به نوع بستر تغییر می کند (Diaz and Rosenberg, 1996). همبستگی طبیعی عوامل محیطی فوق باعث می شود که به سختی بتوان علت کاهش یا افزایش ماکروبنتوزها را در ارتباط با عوامل مقدار ماده آلی و سیلت - رس را به اثبات رساند علاوه بر این تفسیر یک متغیر منفرد همیشه عملی نمی باشد.

در هر حال اگر چه منطقی به نظر نمی رسد که ادعا کنیم بستر، به تنهایی عامل پراکنش جانداران است اما بدون شک عامل بسار مهمی در این زمینه محسوب می شود (Minshall, 1984).

یکی از مدل‌های معروف و متداول در ارزیابی اکولوژیکی، مدل PRM (Pearson and Rosenberg, 1978) است. مدل P-R که سالهاست در مطالعات متعددی در مناطق ساحلی بکار گرفته میشود برای نمایش اثرات افزایش بار مواد آلی روی موجودات زنده رسوبات طرح ریزی شده و پیش بینی این مدل تغییرات تعداد گونه ها، فراوانی کل گونه ها و بیوماس تمام گونه ها در شیب افزایش بار مواد آلی رسوبات است.

از آن جا که اکثر جانوران به شدت به دما وابسته اند و این امر در مطالعات زیادی با استفاده از سخت پوستان (Sutcliffe *et al.*, 1981) و حشرات (Sioli, 1984) نشان داده شده است، لذا نتایج دما بعنوان فاکتور موثر بر فراوانی ماکروبن‌توزها مقایسه گردید. نتایج نشان می دهد که در دمای بالا، تعداد ماکروبن‌توزها نیز افزایش نشان داده است. دما بر رشد و تنفس جانوران و حاصلخیزی اکوسیستم از طریق تاثیرات زیادی که بر فرآیندهای متابولیکی می گذارند تاثیر دارد و دما بر چرخه زندگی جانوران و تحریک نمو جانور تاثیر زیادی می گذارد.

در نتایج همچنین ماکروبن‌توزها با میزان شوری مقایسه گردید. تغییرات آب و هوا و تغییر مقدار، زمان و تغییر پذیری جریان آب بر هور تاثیر می گذارد و در این رابطه، خشکسالی احتمالی دارای اهمیت خاص می باشد و بنابراین ممکن است اکوسیستم های برخی مناطق آسیب پذیرتر باشند نهرهای دائمی در نواحی کم باران و خشک به نهرهای موقت تبدیل می شوند و چنین تغییراتی در رژیم جریان بر فرآیندهای اکوسیستم تاثیر میگذارند و غلظت عناصر (بخصوص شوری) و میزان مواد آلی در منبع آبی ذخیره و منجر به تغلیظ عناصر و آلاینده ها می شود. تغییرات جریان دارای عواقبی بر بسیاری از جنبه های ساختار فیزیکی زیستگاه می باشند.

اثرات بارندگی و دبی جدی ترین عواقب بالقوه تغییر هور و رودخانه های منتهی به هور می باشد، زیرا جریان آبی و دبی از راههای بسیاری بر افراد گونه ها و فرآیندهای اکوسیستم تاثیر می گذارد. بدون شک دماهای بالا تغییراتی را بر پراکنش گونه ها اعمال می نماید و گونه های محلی که قادر به گسترش در عرض های جغرافیایی بالاتر نیستند، نابود می شوند. همچنین مجموع تاثیر تغییرات که انسان بر رودخانه ها اعمال می کند در مورد گونه های در معرض خطر به طور هشدار دهنده ای آشکارتر است (Allan and Flecker, 1993).

در پایان قابل ذکر است برای اینکه ارزشها و کارکردهای طبیعی تالاب شادگان احیاء گردد، عوامل عمده و موثر در تخریب هور شادگان از جمله تغییر در میزان آب ورودی هور از بالادست حوضه آبریز را بایستی کنترل و مدیریت کرد.

## منابع

۱. دهقان، س.، سبزیلیزاده، س.، اسماعیلی، ف.، خلفه نیلساز، م. و اسکندری، غ.، ۱۳۸۶. شناسایی خورها بعنوان مناطق حفاظت شده در خوریات ماهشهر. موسسه تحقیقات شیلات ایران.
۲. خلفه نیلساز، م.، سبزیلیزاده، س.، اسماعیلی، ف. و معاضدی، ج.، ۱۳۸۱. شناسایی مکانهای مناسب جهت توسعه پرورش ماهی در قفس در منطقه خوریات ماهشهر. موسسه تحقیقات شیلات ایران. ۹۷ صفحه.
۳. خلفه نیلساز، م.، مرمضی، ج.، ۱۳۷۵. گزارش بنتوز مطالعات جامع هور شادگان. انتشارات مرکز تحقیقات شیلات خوزستان. ۵۲ صفحه.
۴. سبزیلیزاده، س. و خلفه نیلساز، م.، ۱۳۷۷. بررسی آلودگی فلزات سنگین در آب و رسوب خورهای مهم استان خوزستان. موسسه تحقیقات و آموزش شیلات ایران. ۴۹ صفحه.
5. Barnes, R.D., 1987. Invertebrate zoology. Fifth Edition, Saunders College Publishing. 893p.
6. Buchanan, J.B., 1984. Sediment analysis In : Methods for the study of marine benthos. N.A.
7. Carpenter, K.E., and Neim, V.H., 1998. Crabs: FAO species identification guide for fishery purposes. The living marine resources of the Western Central Pacific. Volume 2. Cephalopods, crustaceans, holothuridians and sharks. FAO, Rome, pp., 1045-1155.
8. Dauvin, J.C., 1982. Impact of Amoco Cadiz oil spill on the muddy fine sand *Abra alba* and *Melinna palmata* community from the Bay of Morlaix. Estuarine Coastal Shelf Science 14., 517–531.
9. Ellingsen, K.E., 2002. Soft-sediment benthic biodiversity on the continental shelf in relation to environmental variability. Marine Ecology Progress Series 232, 15–27.
10. Gray, J.S., and Mirza, F.B., 1979. A possible method for the detection of pollution induced disturbance on marine benthic communities. Mar. pollut. Bull. 10:142-146.
11. Gray, J.S., Macintyre, A.D., and Stirn, J., 1992. Manual of methods in aquatic environment research. Part 11. Biological assessment of marine pollution with particular reference to benthos. FAO Fisheries Technical Paper Number 324. United Nations Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
12. Guerra-Garcia, J.M., Garcia-Gómez, J.C., 2004. Soft bottom mollusc assemblages and pollution in a harbour with two opposing entrances. Estuarine, Coastal and Shelf Science 60, 273–283.
13. Holme, N.A., and McIntyre, A.D., 1984. Methods for study of marine benthos, second edition, Oxford Blackwell Scientific publication. 387p.
14. Hutchings, P.A., 1984. An illustrated guide to the estuarine Polychaete worms of new South Wales. Coast and wetland society, Sydney, 160 p.
15. Jones, D.A., 1986. A field guide to the seashores of Kuwait and the Arabian Gulf. University of Kuwait, Bland ford Press. 182p.
16. Minshall, G.W., 1984. Aquatic insect-substratum relationships, in the Ecology of Aquatic Insects, New York, pp. 358-400.
17. Morrissey, D.J., Turner, S.J., Mills, G.N., Williamson, R.B. and Wise, B.E., 2003. Factors affecting the distribution of benthic macrofauna in estuaries contaminated by urban runoff. Marine Environmental Research 55, 113–136.
18. Neira, C., and Hopnert, T. 1994. The role of *Heteromastus fiformis*, Capitellidae Polychaeta in organic carbon cycling. Ophelia. 39: 55-73.

19. Pavlovskii, E.N., 1955. Atlas of the invertebrates of the far eastern seas of the USSR. Academy of Science of the U.S.S.R. Zoological Institute. 455p.
20. Pearson, T.H. and Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 16: 229–311.
21. Rogers, S.I. and Greenaway, B., 2005. A UK perspective of the development of marine ecosystem indicators. *Marine Pollution Bulletin* 50: 9–19.
22. Sarda, R., 1995. Life cycle, demography, and production of Marine *Zelleria viridis* in a salt marsh of southern New England. *J. Mar. Biol. Ass. UK.* 75: 725-738.
23. Simboura, N., Zenetos, A., Panayotidis, P. and Makra, A., 1995. Changes in biotic community structure along an environmental pollution gradient. *Mar. pollut. Bull.* 30: 470-474.
24. Sioli, H., 1984. *The Amazon: Limnology and Landscape Ecology of a Mighty Tropical River and its Basin*, W. Junk, Dordrecht, 763p.
25. Sterreer, W., 1986. *Marine fauna and flora of Bermuda, a systematic guide to the identification of marine organisms*. John Willy and Sons, 742p.
26. Sutcliffe, D.W., Carrick, T.R. and Willoughby, L.G., 1981. Effects of diet, body size, age and temperature on growth rates in the amphipod *Gammarus pulex*. *Freshwater Biol.*, 11, 183-214.
27. Warwick, R.M., Platt, H.M., Clarke, K.R., Agard, J., Gobin, J., 1990. Analysis of macrobenthic and meiobenthic community structure in relation to pollution and disturbance in Hamilton Harbour, Bermuda. *Journal Experimental Marine Biology and Ecology* 138: 119-142.
28. Welch, E.B., 1992. *Ecological effect & water*, 2nd ed. Chapman & Hall. 425p.
29. Allan, J.D., and Flecker, A.S., 1993. Biodiversity conservation in running waters. *BioScience*, 43, 32-43.

## Study on the Ecological Status of the Shadegan Wetland by Benthic Fauna

Fozieh Esmaili<sup>1</sup>, Mansour khalfeh Nilsaz<sup>2</sup>, Sara Sabzalizade<sup>3</sup>, Najme Jahani<sup>4</sup>  
1,2,3,4-South of Iran aquaculture fishery research center

Fesmaili2001@yahoo.com

### Abstract

This research was done in 4 stations in shadegan wetland and one station in jarrahy river during 2008-2009. Monthly sampling was carried out by using of quadrat (625 cm<sup>2</sup>/area) and Peterson grab(225cm<sup>2</sup>). Total organic matter and grain size were measured by ignition loss method and sieve series method respectively. Totally 14 groups of macrobenthic were identified. The individual of Chironomidae family were the most abundant group (91%) and the Oligochaetes was the second group (4%). according to benthic frequency the highest and the lowest abundancy was observed in Attaish and Shadegan out let station (in Doragh creek) respectively. The result of TOM and grain size analysis showed that in all station more than 78% silt-clay were observed and the range of TOM percentage was (3.14-18.17). The highest and the lowest value were measured in Muleh and Gar Gar stations respectively. The comparing of benthic animals abundancy in recent study and previous study in 1996-1997, showed that the macrobenthic was obviously more abundancy in Attaish and Rogbeh stations in the recent study. This increasing can be caused by high abundancy of the individual of Chironomidae family as the tolerant animals group, in disturbed and polluted condition. Also the range of diversity indices (H') was from 37% to 99% that showed unstable and unfavorable ecological condition.

**Key words:** Benthic fauna, Shadegan wetland, quality evaluation, benthic diversity