ارزیابی زیستی تالاب چغاخور با استفاده از درشت بی‌مهرگان کفزی

پژمان فتحی[۱]، عیسی ابراهیمی[۱*]، علی‌رضا اسماعیلی[۱] و نورا... میرغفاری[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۳/۲/۲ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۵/۱/۳۰)

چکیده

در پژوهش حاضر، ضمن بررسی اجتماعات کفزیان و ساختار جمعیتی آنها در تالاب چغاخور، به طبقه‌بندی و ارزیابی کیفیت آب تالاب پرداخته شد. برای این منظور تعداد ۱۰ ایستگاه در سطح تالاب، انتخاب و نمونه‌برداری از کفزیان آن هر ۴۵ روز یک‌بار از اردیبهشت تا اسفند ماه ۱۳۸۹ با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده در فرمالین ۴٪ تثبیت و در آزمایشگاه شناسایی و شمارش گردید. در مجموع، ۲۵ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۵ رده و ۱۲ راسته شناسایی شد. نتایج حاصل به‌صورت سنجه‌های جمعیتی، شامل غنای کل، شاخص تنوع شانون- وینر و شاخص زیستی هلسینهوف در سطح خانواده محاسبه شد. نتایج حاصل از بررسی تغییرات زمانی و مکانی داده‌ها و طبقه‌بندی کیفی آب با استفاده از شاخص تنوع شانون و شاخص زیستی هیلسنهوف مطابقت خوبی را با یکدیگر نشان داد. در نهایت کیفیت آب تالاب در حد آلودگی متوسط تا زیاد ارزیابی شد. براساس یافته‌های این تحقیق به‌نظر می‌رسد استفاده از این شاخص‌ها می تواند به‌عنوان ابزار مناسبی جهت ارزیابی کیفیت منابع آبی به‌کار برده شود.

واژه‌های کلیدی: تنوع شانون، شاخص هیلسنهوف، ارزیابی زیستی، تالاب چغاخور، درشت بی مهرگان

۱. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
۲. گروه محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
*: مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: e_ebrahimi@cc.iut.ac.ir

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

مقدمه

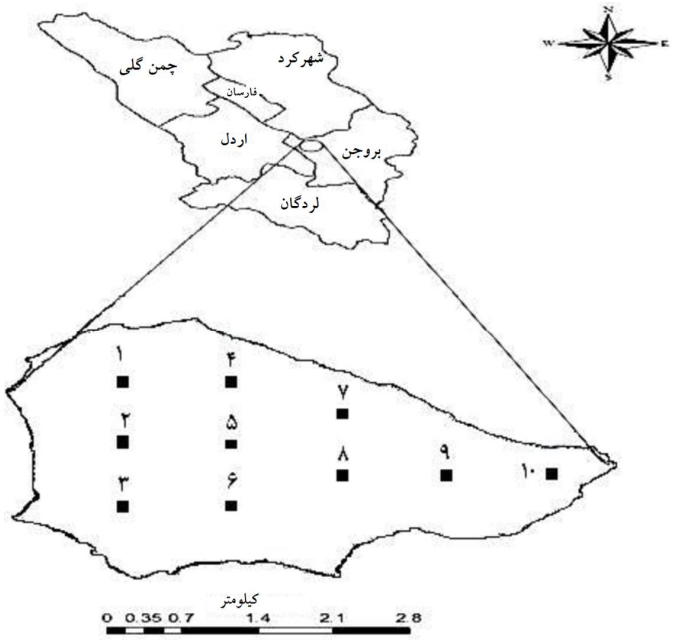
تالاب چغاخور با مساحتی بالغ بر ۱۵۰۰ هکتار، بزرگ‌ترین تالاب استان چهارمحال و بختیاری است. حجم آبی این تالاب ۴۰ میلیون مترمکعب و یکی از ذخیره‌گاه‌های مهم اکولوژیک در منطقه محسوب می‌شود. همگام با توسعه روزافزون تمدن بشری توجه به منابع طبیعی از جمله تالاب‌ها جایگاه ویژه‌ای را دست کم نزد پژوهشگران علوم طبیعی به‌خود اختصاص داده است. اما به‌رغم تلاش‌های گسترده دانشمندان، پژوهشگران و علاقه‌مندان به زیست بوم‌های تالابی، این‌گونه منابع حیاتی هم‌چنان در معرض تهدید و نابودی قرار دارند. امروزه این نظریه که زیان‌های وارده بر تالاب‌ها حاصل عوامل طبیعی و انسانی است مورد قبول همگان قرار گرفته است (۷). از آنجا که بروز هرگونه آلودگی در منابع آبی به‌طور مستقیم بر جوامع موجودات آبزی تأثیرگذار است، لذا درنظر گرفتن تغییرات ایجاد شده در جوامع موجودات آبزی در هر زیستگاه، می‌تواند به‌عنوان معیاری برای ارزیابی کیفیت آب براساس آلودگی‌های آلی مورد استفاده قرار گیرد. مطالعات بیولوژیک و اکولوژیک منابع آب، اساسی‌ترین موضوع در تحقیقات و بررسی‌های علمی محسوب می‌شود، شناسایی موجودات زنده و فاکتورهای زیست محیطی حاکم بر هر اکوسیستم، گام نخست این تحقیقات علمی است.

بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آب از ارکان اساسی توسعه پایدار و اعمال مدیریت صحیح در زمینه‌های مختلف محیط زیست، شیلات، کشاورزی و غیره است. در شرایط عادی اکوسیستم‌های آبی تحت تأثیر عوامل طبیعی تغییر می‌یابند، اما در سال‌های اخیر انسان به‌طور فراگیری عامل اساسی ایجاد تغییرات در کره زمین بوده است (۱۵). ماکروبنتوزها از بی‌مهرگان بزرگ کفزی در اکوسیستم‌های آبی می‌باشند که با چشم غیرمسلح دیده شده و حداقل بخشی از چرخه زندگی خود را در بستر منابع آبی سپری می‌کنند (۲۱). استفاده از بی‌مهرگان کفزی در ارزیابی کیفیت آب بر این فرض استوار است که تعداد آرایه‌های کفزیان در اکوسیستم‌های آبی که تحت تأثیر عوامل آلاینده نیستند، بیشتر بوده و گونه‌های غیر مقاوم در آنها غالبیت دارند. در مقابل اکوسیستم‌هایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کمتری داشته و گونه‌های مقاوم در آنها غالب هستند. به‌طور خلاصه می‌توان گفت که مطالعه و اندازه‌گیری پارامترهای فیزیکی و شیمیایی در یک اکوسیستم مانند تهیه عکس و بررسی‌های زیستی مانند تهیه فیلم از رخدادهای یک اکوسیستم می‌باشد (۱۴ و ۲۱). به‌دلیل وابستگی شدید و حساسیتی که کفزیان بزرگ نسبت به شرایط زیستی محیط خود دارند، محققین بسیاری در سراسر جهان، از چند دهه قبل تلاش کرده‌اند تا از این گروه جانداران برای طبقه‌بندی کیفی آب‌ها استفاده نمایند (۸، ۹، ۱۸ و ۲۷). بر این اساس، برای پی بردن به وضعیت منابع آبی و طبقه‌بندی کیفی آن، مطالعه بیولوژی آب‌ها یا ارزیابی زیستی به‌ویژه به‌کمک ماکروبنتوزها مفید می‌باشد (۲۴). واکنش موجودات کفزی به تغییرات ایجاد شده در عوامل زیستی و غیرزیستی محیط زیست آنها می‌تواند به بهترین شکل اثرات عوامل ایجاد کننده این تغییرات را حتی پس از گذشت زمان نسبتاً طولانی نشان دهد. در سال ۱۹۷۹ هلسینهوف با نمونه‌برداری متناوب از بندپایان زیستگاه‌های آبی و اندازه‌گیری فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی و در نهایت استفاده از فرمول ضریب زیستی (BI) اعدادی را به منزله شاخص کیفیت آلی آب برای زیستگاه‌های مورد مطالعه ارائه داد (۱). در این راستا، در تحقیق حاضر تلاش گردید تا با بررسی اجتماعات کفزیان تالاب چغاخور به ارزیابی کیفی آب این تالاب بپردازیم.

مواد و روش‌ها

منطقه مورد مطالعه تالاب چغاخور در استان چهارمحال بختیاری می‌باشد. که دارای مساحتی در حدود ۱۵۰۰ هکتار است. این تالاب در دشت گندمان- بلداجی واقع شده است (شکل ۱). وسعت این حوضه ۷۶۸ کیلومترمربع است که ۲۲۲ کیلومترمربع آن دشت می‌باشد. دشت گندمان- بلداجی در عرض جغرافیایی ´۵۰ °۳۱ تا ´۰۰ °۳۲ شمالی و طول ´۰۰ °۵۱ تا

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]



شکل ۱. منطقه مورد مطالعه (مربع‌های سیاه نشان‌دهنده موقعیت ایستگاه‌ها است)

´۱۰°۵۱ شرقی واقع گردیده است. متوسط میزان بارندگی این حوزه ۳۸۰ میلی‌متر و با توجه به منابع آب آهکی موجود، از پتانسیل آب زیرزمینی نسبتاً مطلوبی برخوردار می‌باشد (۳).

نمونه‌برداری از کفزیان تالاب، از اردیبهشت ماه تا اسفند ماه ۱۳۸۹ در ۸ مرحله با تناوب زمانی ۴۵ روز یک‌بار در چهار فصل انجام شد. برای این منظور براساس مطالعات صورت گرفته و تجارب موجود با استفاده از نقشه توپوگرافی و به‌روش شبکه‌بندی تعداد ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری برروی نقشه به‌گونه‌ای مشخص گردید که فواصل بین هر ایستگاه با ایستگاه مجاور از هر طرف ۱ کیلومتر باشد. محل تقاطع خطوط شبکه به‌عنوان ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد (جدول ۱). برای دسترسی به این نقاط در مراجعات مختلف از دستگاه GPS استفاده گردید (۲۵).

نمونه‌برداری از رسوبات با استفاده از گرب اکمن با سطح پوشش ۴۰۰ سانتی‌مترمربع در ۱۰ ایستگاه و با ۳ تکرار انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری شده ابتدا در محل شستشو داده شده و پس از عبور از الک استاندارد شماره ۶۰ در داخل ظروف پلاستیکی ریخته شده و با فرمالین ۴٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شد. در آزمایشگاه، ابتدا نمونه‌ها به‌کمک آب تمیز شستشو داده شده تا مواد اضافی و ناخواسته همراه آنها به‌طور کامل جدا گردد. سپس به‌کمک لوپ آزمایشگاهی (بینوکولر مدل Olympus ساخت ژاپن) و در صورت لزوم میکروسکوپ نمونه‌ها مورد بررسی قرار گرفت و با استفاده از کلیدهای شناسایی موجود (۵، ۱۴، ۱۶، ۱۷ و ۲۴) اقدام به شناسایی آنها گردید. در نهایت اطلاعات به‌دست آمده به‌صورت سنجه‌های جمعیتی شامل غنای کل (تعداد خانواده شناسایی شده در هر ایستگاه) و نیز شاخص تنوع شانون- وینر خلاصه شد (۱۰). برای محاسبه شاخص شانون- وینر از رابطه ۱ استفاده شد (۲۶).

$$H = -\sum_{i=1}^{S} (P_i)(\ln P_i) \qquad [1]$$

که در آن H شاخص شانون، S تعداد کل تاکسون در جامعه و Pi فراوانی نسبی i امین تاکسون در جامعه می‌باشد.

مقادیر محاسبه شده در مقایسه با مقادیر جدول طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع شانون- وینر به‌عنوان معیاری جهت ارزیابی کیفیت آب مورد استفاده قرار

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

جدول ۱. موقعیت جغرافیایی ایستگاه‌های مورد مطالعه

ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)	ایستگاه	موقعیت جغرافیایی (UTM)
۱	X =۴۸۹۵۰۰ Y =۳۵۳۳۰۰۰	۶	X =۴۹۰۵۰۰ Y =۳۵۳۱۰۰۰
۲	X =۴۸۹۵۰۰ Y =۳۵۳۲۰۰۰	۷	X =۴۹۱۵۰۰ Y =۳۵۳۲۵۰۰
۳	X =۴۸۹۵۰۰ Y =۳۵۳۱۰۰۰	۸	X =۴۹۱۵۰۰ Y =۳۵۳۱۵۰۰
۴	X =۴۹۰۵۰۰ Y =۳۵۳۳۰۰۰	۹	X =۴۹۲۵۰۰ Y =۳۵۳۱۵۰۰
۵	X =۴۹۰۵۰۰ Y =۳۵۳۲۰۰۰	۱۰	X =۴۹۳۵۰۰ Y =۳۵۳۱۵۰۰

جدول ۲. طبقه‌بندی کیفیت آب براساس شاخص تنوع شانون- وینر (۲۶)

طبقه کیفی آب	شاخص شانون-وینر
آب تمیز	۳-۵
آلودگی متوسط	۱-۳
آلودگی زیاد	۱ >

گرفت (جدول ۲).

هم‌چنین شاخص زیستی هلسینهوف در سطح خانواده برای ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری براساس رابطه ۲ محاسبه شد (۱۰) و جهت ارزیابی کیفیت آب با مقادیر جدول ۳ مقایسه گردید.

$$HBI = \frac{\left[\left(T_V\right)n\right]}{N} \qquad [۲]$$

در رابطه ۲، T_v ارزش مقاومتی هر خانواده، n فراوانی هر خانواده و N فراوانی کل می‌باشد که ارزش مقاومتی خانواده‌ها در رابطه فوق براساس داده‌های جدول ۴ درنظر گرفته شد.

بررسی آماری داده‌ها در تناوب‌های مکانی (ایستگاه‌های مختلف) و تناوب‌های زمانی (بین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری) در نرم‌افزار SPSS 18 انجام شد. ابتدا نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کلموگروف- اسمیرنف (Kolmogorov Smirnoff) و یکنواختی واریانس‌ها با استفاده از آزمون لون (Leven) بررسی شد. به‌منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها و هم‌چنین زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یک‌طرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسه میانگین‌ها به‌روش دانکن (Duncan) استفاده گردید. هم‌چنین به‌منظور بررسی همبستگی بین شاخص‌های زیستی هلسینهوف، تنوع شانون و غنا با یکدیگر، از ضریب همبستگی پیرسون استفاده شد. در نهایت به‌منظور ارائه روند تغییرات مکانی و زمانی داده‌ها، هم‌چنین به‌منظور دست‌یابی به یک دید کلی در مورد تغییرات آنها در تالاب چغاخور، نمودارهای باکس- ویسکر پلات با استفاده از نرم افزار Statgraphics ترسیم گردید.

نتایج

طی این تحقیق در مجموع تعداد ۲۵ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۵ رده و ۱۲ راسته به شرح جدول ۵ شناسایی شد.

تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۲ نشان داده شده است، همان‌گونه که مشاهده می‌شود،

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

جدول ۳. ارزیابی کیفیت آب با استفاده از شاخص زیستی خانواده هلسینهوف (۲۷)

درجه آلودگی آلی	کیفیت آب	شاخص زیستی خانواده
بدون آلودگی آلی	عالی	۰/۰۰-۳/۵۰
احتمال مقدار ناچیزی آلودگی آلی	خیلی خوب	۳/۵۱-۴/۵۰
وجود مقداری آلودگی‌های آلی	خوب	۴/۵۱-۵/۵۰
احتمال آلودگی آلی نسبتاً قابل توجه	نسبتاً خوب	۵/۵۱-۶/۵۰
احتمال آلودگی آلی قابل توجه	نسبتاً فقیر	۶/۵۱-۷/۵۰
آلودگی آلی اساسی	فقیر	۷/۵۱-۸/۵۰
آلودگی آلی خیلی شدید	خیلی فقیر	۸/۵۱-۱۰/۰۰

جدول ۴. ارزش مقاومتی درشت بی‌مهرگان کفزی موجود در تالاب برای کاربرد در شاخص زیستی هلسینهوف (۱۱، ۱۳ و ۱۹)

راسته	خانواده	ارزش مقاومتی
Ephemeroptera	Baetidae	۴
Trichoptera	Polycentropodidae	۶
	Rhyacophilidae	۰
Diptera	Tabanidae	۶
	Chironomidae	۶
Coleoptera	Curculionidae	۵
	Hydrophilidae	۵
	Elmidae	۴
	Haliplidae	۵
	Dytiscidae	۵
Odonata	Coenagriidae	۹
	Agridae	۶
	Cordulegasteridae	۳
	Gomphidae	۱
Amphipoda	Gammaridae	۴
Lamellibranchiata	Sphaeridae	۸
Pulmonata	Limnaeidae	۶
	Planorbidae	۷
Porosobranchiata	Viviparidae	۶
	Hydrobiidae	۷
	Valvatidae	۸
Tubificida	Tubificidae	۸
	Naididae	۸
Lumbricida	Lumbricidae	۸
Haplotaxida	Haplotaxidae	۸

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

جدول ۵. درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مختلف تالاب چغاخور

رده	راسته	خانواده	ایستگاه‌های نمونه‌برداری									
			۱	۲	۳	۴	۵	۶	۷	۸	۹	۱۰
Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	+	+		+	+		+	+	+	+
	Trichoptera	Polycentropodidae						+				
		Rhyacophilidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Diptera	Tabanidae	+									
		Chironomidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Curculionidae	+					+				
	Coleoptera	Hydrophilidae							+			
		Elmidae								+		
		Haliplidae		+				+				+
		Dytiscidae			+							
		Coenagriidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Agridae					+		+	+		
	Odonata	Cordulegasteridae	+			+		+		+	+	+
		Gomphidae						+				
Crustacea	Amphipoda	Gammaridae	+			+	+	+	+	+	+	+
Bivalvia	Lamellibranchiata	Sphaeridae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Gastropoda	Pulmonata	Limnaeidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Planorbidae		+	+		+	+				
	Porosobranchiata	Viviparidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Hydrobiidae		+	+					+		+
		Valvatidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Oligochaeta	Tubificida	Tubificidae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
		Naididae	+	+	+	+	+	+	+	+	+	
	Lumbricida	Lumbricidae	+		+							
	Haplotaxida	Haplotaxidae	+	+	+		+	+	+		+	+

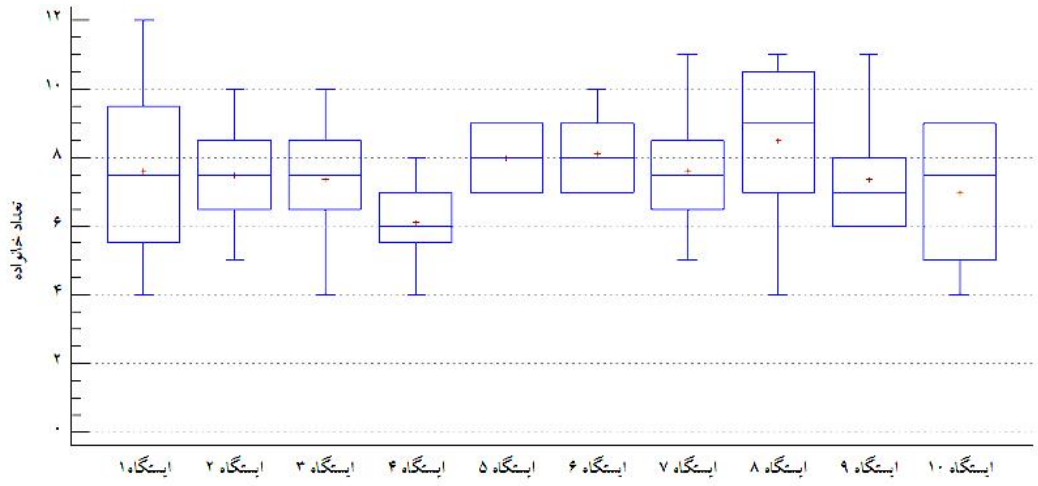
مقایسه میانگین‌ها اختلاف معنی‌داری را نشان نداد.

تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۳ نشان داده شده است، اختلاف معنی‌داری در مقادیر این شاخص در زمان های مختلف نمونه برداری مشاهده شد ($P < ۰/۰۱$).

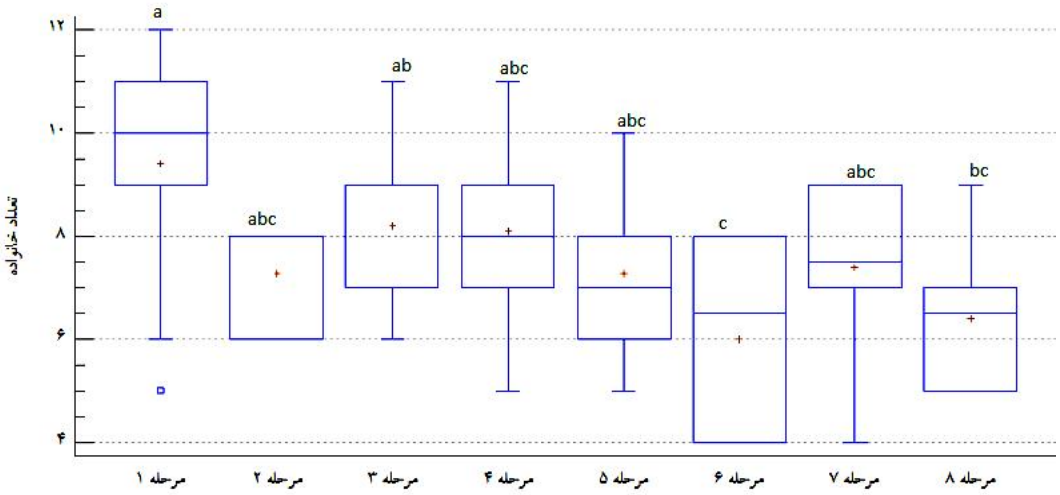
شکل ۴ نشان‌دهنده تغییرات شاخص تنوع شانون- وینر در ایستگاه‌های مختلف است. آزمون آنالیز واریانس تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نشان نداد ($P >۰/۰۵$).

شکل ۵ نشان‌دهنده اختلاف معنی‌دار در میزان شاخص تنوع

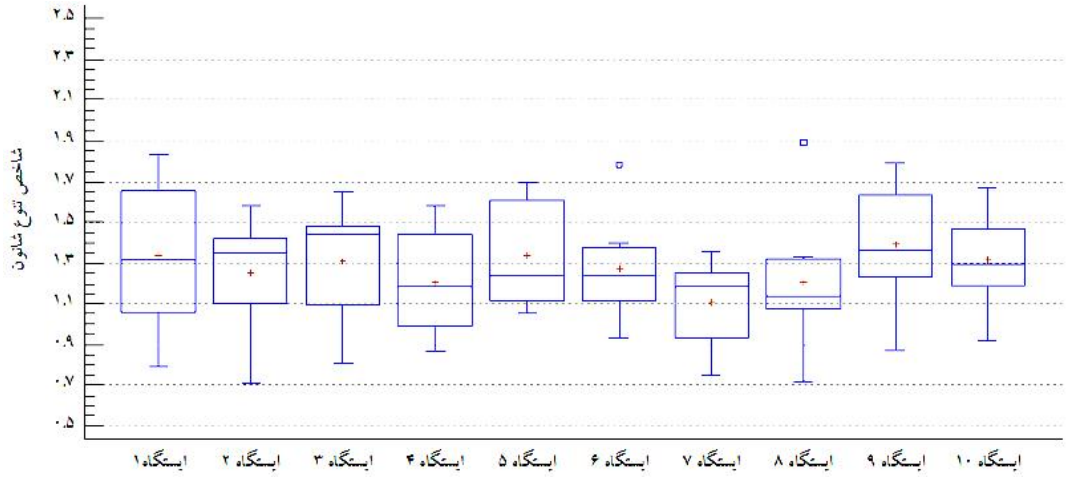
[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]



شکل ۲. تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه

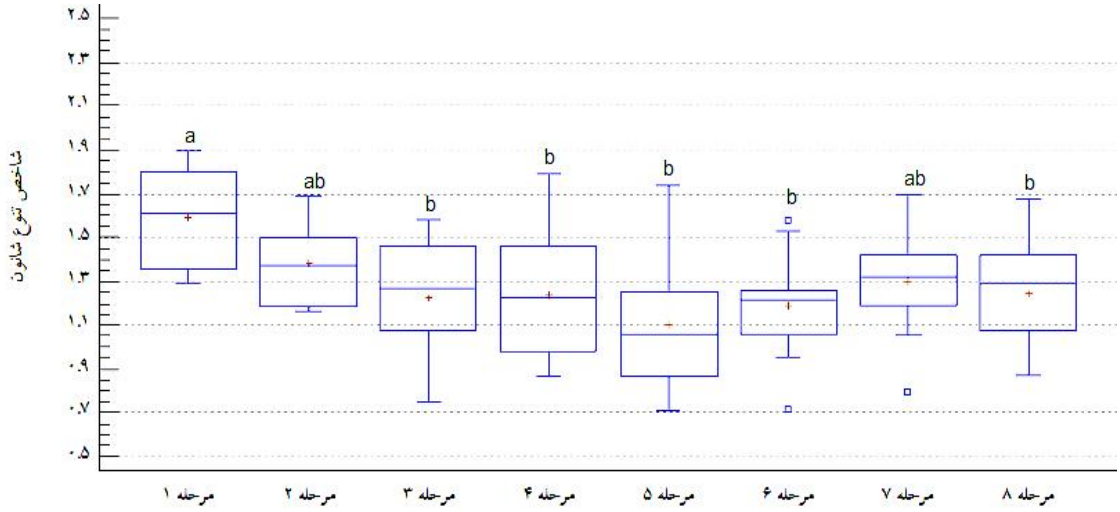


شکل ۳. تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه برداری



شکل ۴. تغییرات شاخص تنوع شانون در ایستگاه‌های مورد مطالعه

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]



شکل ۵. تغییرات شاخص تنوع شانون در مراحل مختلف نمونه برداری

جدول ۶. ضریب همبستگی پیرسون بین شاخص‌های غنا، تنوع شانون و هلسینهوف در ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری

شاخص‌ها	تعداد خانواده	شانون	هلسینهوف
تعداد خانواده	۱		
شانون	۰/۴۶۱**	۱	
هلسینهوف	۰/۱۵۶	-۰/۱۷۲	۱

** معنی‌دار در سطح ۱٪

شانون در مراحل مختلف نمونه‌برداری است (P< ۰/۰۱).

آزمون همبستگی پیرسون برای دو شاخص غنا و تنوع شانون در جدول ۶ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، همبستگی مثبت در سطح ۱٪ بین این دو شاخص وجود دارد.

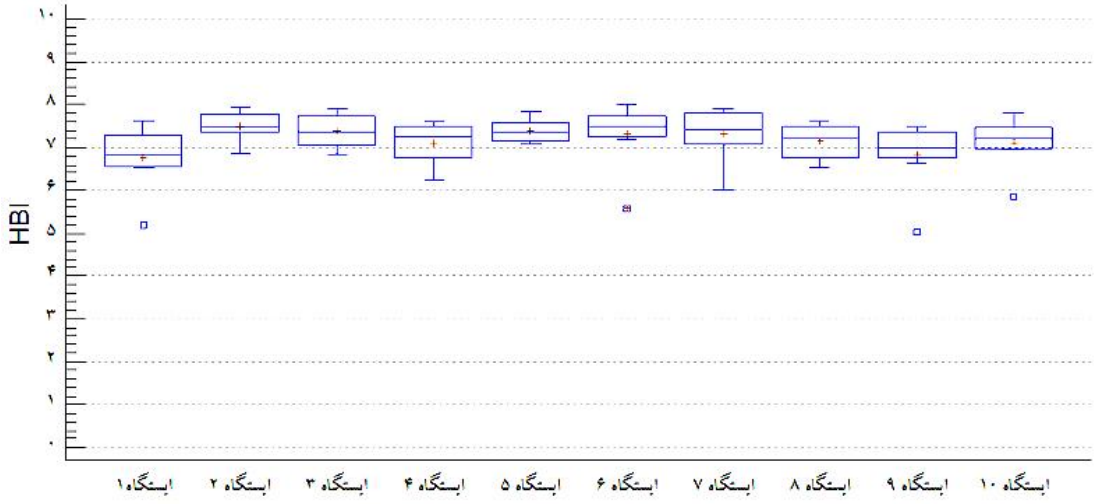
تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین ایستگاه‌های مختلف (شکل ۶) نشان‌دهنده تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نبود (P >۰/۰۵).

تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۷ نشان داده شده است. همان‌طور که مشاهده می‌شود، تغییرات این شاخص در مراحل مختلف نمونه‌برداری از نظر آماری دارای اختلاف معنی‌دار بود (P< ۰/۰۵).

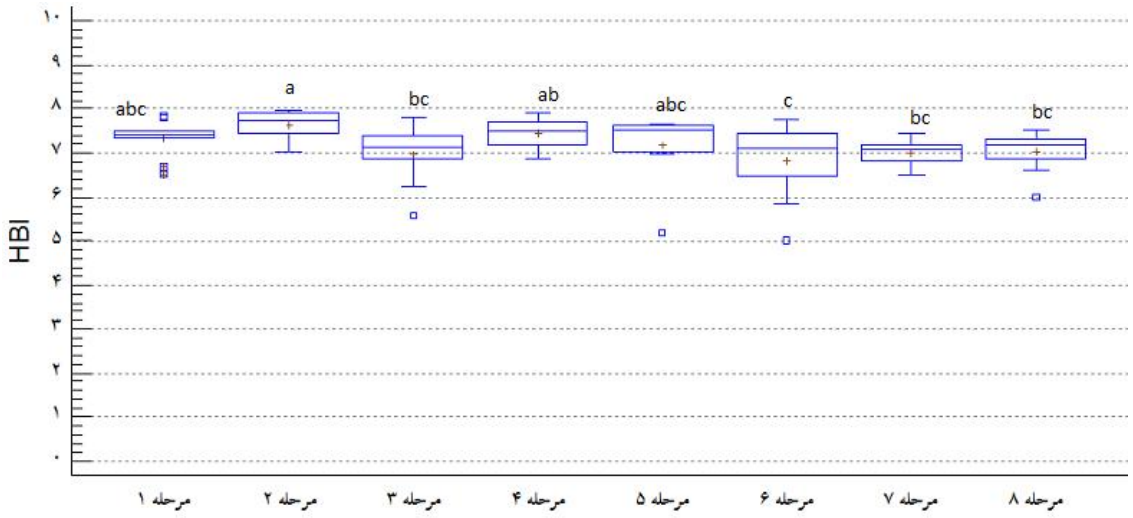
بحث

تغییرات شاخص غنا در ایستگاه‌های مورد مطالعه (شکل ۲)، اختلاف معنی‌داری را نشان نداد (P >۰/۰۵). همان‌طور که مشاهده می‌شود بیشترین تعداد خانواده در ایستگاه ۸ و کمترین تعداد آن در ایستگاه ۴ مشاهده شد. البته به‌طور کلی تغییرات مقدار عددی این شاخص در همه ایستگاه‌ها تقریباً یکنواخت بوده و تفاوت معنی‌داری نداشتند. معمولاً هر چه کیفیت آب و کیفیت زیستگاه در مکان مورد بررسی بهتر باشد، شرایط زیستی بهتری برای موجودات فراهم شده و در نتیجه مقدار شاخص غنا افزایش می‌یابد (۱۲ و ۲۳)، اگرچه غنای کل از شاخص‌های نشان‌دهنده فشارهای محیطی است که با افزایش آلودگی، میزان آن کاهش می‌یابد، ولی ثابت شده است که هرگاه میزان مواد آلی وارده به محیط زیاد نباشد، غنای کل در مکان موردنظر

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]



شکل ۶. تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف در ایستگاه‌های مورد مطالعه



شکل ۷. تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف در مراحل مختلف نمونه برداری

نسبت به سایر مکان‌ها بیشتر می‌شود (۲۳). چرا که میزان مناسب مواد آلی باعث ایجاد شرایط بهتر می‌شود. بنابراین می‌توان گفت که بالا بودن شاخص غنا در ایستگاه ۸ نسبت به سایر ایستگاه‌ها می‌تواند ناشی از افزایش مواد غذایی قابل دسترس و در نتیجه شکل‌گیری و تجمع گروه‌های جدید برای مصرف آن باشد. قانع و همکاران، در ارزیابی زیستی رودخانه چافرود درسال ۱۳۸۵، شاخص غنا را برای ایستگاه‌های مختلف محاسبه کرده و اختلافات بین ایستگاه‌های مختلف را ناشی از شرایط غذایی بهتر دانسته‌اند (۴). نعمتی و همکاران نیز در ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود از این شاخص استفاده کرده و علت افزایش این شاخص در بعضی از ایستگاه‌ها را افزایش تعداد میکروزیستگاه‌ها و احتمال رویش گیاهی شدید در ایستگاه‌های موردنظر دانسته‌اند (۶).

در مقابل، تغییرات شاخص غنا در مراحل مختلف نمونه‌برداری دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P < ۰/۰۱$)، به‌طوری‌که میانگین بیشترین تعداد خانواده در اولین مرحله نمونه‌برداری (اوایل بهار) و میانگین کمترین تعداد خانواده در مرحله ششم (اواخر پاییز) و مرحله هشتم (اواخر زمستان) دیده

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

شد (شکل ۳). مطابق با شکل ۳، به‌طور کلی تغییرات این شاخص از بهار به سمت زمستان روند کاهشی داشته که علت این امر را می‌توان ناشی از تغییر در پارامترهای فیزیکی و شیمیایی آب، تغییر در ترکیب بستر، چرخه زندگی حشرات، کاهش مواد غذایی جهت تغذیه مناسب موجودات و غیره دانست (۴).

تغییرات شاخص تنوع شانون- وینر در ایستگاه‌های مختلف در شکل ۴ نشان داده شده است. نتایج حاصل نشان‌دهنده عدم وجود تفاوت معنی‌دار در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف می‌باشد (P >۰/۰۵). همان‌گونه که مشاهده می‌شود، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۹ (برابر ۱/۳۹۱) و کمترین میزان آن در ایستگاه ۷ (برابر ۱/۱۰۶) برآورد گردید. عدم تمایز در میزان شاخص تنوع شانون در بین ایستگاه‌های مختلف را می‌توان به یکپارچه بودن محیط تالاب و شرایط کم و بیش یکسان حاکم بر تمامی ایستگاه‌ها نسبت داد. مطالعه مشابه توسط رامش و همکاران در سال ۲۰۰۹ برای ارزیابی سلامت تالاب Asan انجام شد. دامنه تغییرات شاخص تنوع شانون در مطالعات ایشان در تمام طول سال بین ۴/۶۱ – ۳/۵۰ برآورد شد که از نظر ایشان یکنواخت بود و علت آن شرایط تقریباً یکسان حاکم بر تمامی ایستگاه‌های موجود در تالاب تشخیص داده شد (۲۰). پورمقدس نیز میانگین سالانه شاخص تنوع شانون برای خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانه زاینده‌رود را بین ۱/۵ – ۰/۸ گزارش کرد (۲). نعمتی (۱۳۸۶) در ارزیابی کیفیت آب رودخانه زاینده‌رود، نتایج به‌دست آمده توسط پورمقدس را تأیید کرد (۶).

در مجموع این مطالعات یکنواختی شاخص تنوع در ایستگاه‌های مختلف را ناشی از شرایط یکسان حاکم بر ایستگاه‌ها دانسته‌اند.

به‌همین ترتیب تغییرات شاخص تنوع شانون در مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۵ نشان داده شده است. بر این اساس میزان شاخص تنوع شانون در زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، تفاوت معنی‌داری (P< ۰/۰۱) را نشان داد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، روند تغییرات این شاخص از مرحله اول نمونه برداری (فصل بهار) به مرحله هشتم (فصل زمستان) کاهشی است که با شاخص تعداد خانواده درشت بی‌مهرگان کفزی هم‌خوانی دارد. در اینجا نیز، کاهش میزان شاخص تنوع شانون، می‌تواند ناشی از عواملی مانند تغییرات فاکتورهای فیزیکوشیمیایی، تغییرات ترکیب بستر، شرایط غذایی بهتر و غیره باشد. هم‌چنین کاهش رویش‌های گیاهی از بهار به سمت زمستان و در نتیجه از بین رفتن زیستگاه مناسب برای موجودات کفزی نیز می‌تواند دلیلی بر کاهش تنوع باشد. هم‌چنان که نعمتی (۱۳۸۶)، یکی از دلایل کاهش تنوع این موجودات در رودخانه زاینده‌رود را احتمال کاهش رویش گیاهی دانسته است (۶). استفاده از شاخص‌های تنوع در ارزیابی کیفیت آب، بر این فرض استوار است که ساختار اجتماعات کفزیان، همراه با آشفتگی‌های محیطی تغییر می‌نماید، زیرا برخی گونه‌ها بیش از سایرین تحت تأثیر فشارهای حاصل از تغییرات قرار می‌گیرند (۴). تغییرات شاخص تنوع شانون در کلیه ایستگاه‌های مورد مطالعه و هم‌چنین مراحل مختلف نمونه‌برداری با استناد به طبقه‌بندی کیفی آب که ویلم در سال ۱۹۶۸ در مورد شاخص تنوع شانون ارائه کرده است (۲۷)، منطقه مورد مطالعه را در طبقه کیفی با آلودگی متوسط قرار می‌دهد. در حال حاضر منابع بسیاری وجود دارد که در ارزیابی زیستی آب‌های جاری و دریاچه‌ها از این سنجه‌ها استفاده نموده و بر کارایی و دقت آنها تأکید می‌نمایند (۸ و ۲۳). تاووا و همکاران در سال ۲۰۰۸ از شاخص تنوع برای ارزیابی کیفیت آب دریاچه Taihu در چین استفاده کرده و بیان داشتند که دقت این شاخص پایین بوده و ممکن است ارزیابی نادرستی از منطقه ارائه نماید. ایشان علت این امر را محدود بودن منطقه نمونه‌برداری شده توسط گرب دانستند (۲۲). قانع و همکاران در سال ۱۳۸۵ از این شاخص در رودخانه چافرود استفاده کرده و کیفیت آب این رودخانه را در طبقه کیفی خوب ارزیابی کردند (۴). هم‌چنین رامش و همکاران در سال

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

۲۰۰۹ از شاخص تنوع شانون برای ارزیابی سلامت تالاب Asan استفاده و کیفیت آب را با استفاده از این شاخص در طبقه کیفی خوب (آب کاملاً تمیز) ارزیابی کردند و این شاخص را بیشتر متأثر از شرایط غذایی و اکسیژنی بهتر دانسته‌اند (۲۰). نعمتی نیز از این شاخص در ارزیابی کیفی آب رودخانه زاینده‌رود استفاده کرده که نتایج آن منطقه مورد مطالعه را در دو طبقه آلودگی متوسط و آلودگی اساسی قرار داد (۶).

محاسبه ضریب همبستگی پیرسون بین دو شاخص غنا و تنوع شانون- وینر نیز مؤید این گفته است که تغییرات این دو شاخص با یکدیگر همخوانی دارد (جدول۶).

شکل ۶ تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین ایستگاه‌های مختلف را نشان می‌دهد. همان‌گونه که مشاهده می‌شود، تفاوت معنی‌داری در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف وجود ندارد ($P > ۰/۰۵$). به‌طور کلی روند تغییرات این شاخص در ایستگاه‌های مختلف یکنواخت می‌باشد، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۲ و کمترین آن در ایستگاه ۱ ثبت شده است. لازم به‌ذکر است که دامنه تغییرات این شاخص با سایر شاخص‌ها متفاوت می‌باشد. در اینجا هرچه عدد شاخص کوچکتر باشد، نشان‌دهنده کیفیت بهتر آب است. به‌طور کلی از نظر طبقه‌بندی کیفی آب براساس این شاخص، تمامی ایستگاه‌ها در طبقه کیفی نسبتاً فقیر (احتمال آلودگی آلی قابل توجه) قرار دارند.

همانند سایر شاخص‌ها، در اینجا نیز تغییرات شاخص زیستی هلسینهوف (HBI) بین مراحل مختلف نمونه‌برداری از نظر آماری دارای اختلاف معنی‌دار بود ($P< ۰/۰۵$). بر این اساس بیشترین میزان این شاخص در دومین مرحله نمونه‌برداری (اواخر بهار) و کمترین میزان آن در مرحله ششم (اواخر پاییز) برآورد شده است (شکل ۷). تغییرات این شاخص به‌گونه‌ای است که آب تالاب در دومین مرحله نمونه‌برداری وارد طبقه کیفی فقیر (آلودگی اساسی) شده، در حالی‌که سایر مراحل در طبقه کیفی نسبتاً فقیر (احتمال آلودگی آلی قابل توجه) قرار دارد. علت این امر می‌تواند وجود تنوع بیشتری از صدف‌های راسته Gastropoda در این مرحله نسبت به سایر مراحل باشد که باعث تغییر در اعداد این شاخص در مرحله دوم نمونه‌برداری شده است. هم‌چنین در اکوسیستم‌های آبی، میزان آلودگی آلی، می‌تواند در یک محدوده مکانی یا زمانی خاص ایجاد شده و باعث تغییر گردد و این تغییرات، هر چند اندک باشد، توسط جوامع بی‌مهره ساکن بستر، با کمک ساختارهای جمعیتی آنها به‌خوبی نمایان می‌شود (۴). این امر به‌نوبه خود می‌تواند باعث تغییر در تنوع موجودات و کاهش یا افزایش مقدار عددی شاخص‌های مختلف شود. این نتیجه‌گیری با یافته‌های قانع و همکاران در سال ۱۳۸۵ در ارزیابی رودخانه چافرود همخوانی دارد (۴). تاووا و همکاران نیز در سال ۲۰۰۸ از این شاخص در ارزیابی کیفیت آب دریاچه Taihu در چین استفاده کردند و بیان داشتند که شاخص قابل اعتمادتری نسبت به شاخص‌های تنوع می‌باشد (۲۲). شاخص زیستی HBI در ارتباط با میزان تحمل ارگانیزم‌ها دارای دقت بالاتری بوده و هیچ‌گونه محاسبه پیچیده‌ای مورد نیاز نمی‌باشد. زیرا تحمل یک تاکسون را برمبنای توانایی آن در زنده ماندن تحت تأثیر استرس‌های فیزیکی و شیمیایی که در نتیجه آلودگی شیمیایی، تغییرات هیدرولوژیکی و تخریب زیستگاهی در زمان‌های کوتاه و بلند ایجاد می‌گردد، نشان می‌دهد (۲۲).

لازم به‌ذکر است که نتایج ارزیابی کیفی آب توسط این شاخص با شاخص تنوع شانون هم‌خوانی داشته و در تأیید یکدیگر است. البته محاسبه ضریب همبستگی پیرسون بین این شاخص با دو شاخص دیگر گویای همبستگی معنی‌داری نبود، که علت این امر، تفاوت در مقدار عددی و شکل رتبه‌بندی این شاخص‌ها است که روند عکس یکدیگر دارند، با این‌حال از نظر کیفی هر دو شاخص آلودگی آب را مورد تأیید قرار دادند (جدول ۶).

نتیجه‌گیری کلی

در مجموع با توجه به تغییر ساختار اجتماعات بزرگ بی‌مهرگان

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

کفزی، براساس شاخص غنا، تنوع شانون و شاخص زیستی هلسینهوف، در فصول مختلف سال و ایستگاه‌های مختلف تالاب چغاخور که می‌تواند ناشی از آشفتگی‌های زیست محیطی باشد. کیفیت آب تالاب در طبقه آلودگی متوسط تا زیاد ارزیابی شد. علاوه بر این به‌نظر می‌رسد که این شاخص‌ها برای ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور مناسب بوده و می‌توانند به‌عنوان معیاری برای ارزیابی کیفیت آب تالاب‌ها به‌کار گرفته شوند.

تشکر و قدردانی

بدین‌وسیله از زحمات کارشناسان محترم گروه شیلات دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان، آقایان مهندس ابراهیم متقی و مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی، کارشناس محترم گروه محیط زیست، آقای مهندس رضوانی و هم‌چنین از همکاری مدیریت و پرسنل محترم محیط زیست استان چهارمحال و بختیاری به‌خصوص شهرستان بروجن و محیط‌بانان محترم تالاب چغاخور تشکر و قدردانی می‌نماییم.

منابع مورد استفاده

۱. پور مقدس، ح. ۱۳۸۱. نتایج حاصل از مطالعات سال‌های گذشته (سنتز) بررسی آلودگی و منابع آلوده کننده آب. اداره کل حفاظت محیط زیست استان اصفهان، ۱۹۴ص.

۲. حافظیه، م. ۱۳۸۰. حشرات آبزی به‌عنوان شاخص آلودگی آب. *مجله علمی شیلات ایران* ۱۰(۱): ۳۶-۱۹.

۳. شیوندی، د.، ع. نظریان، ق. داوودی و م. ریاحی. ۱۳۸۸. سیمای محیط زیست در استان چهارمحال بختیاری. ۱۲۱ ص.

۴. قانع، ا.، م. ر. احمدی، ع. اسماعیلی و ع. میرزاجانی. ۱۳۸۵. ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبنتوز. *مجله علوم و فنون کشاورزی و منابع طبیعی* ۱۰(۱): ۲۵۸-۲۴۷.

۵. محبوبی صوفیانی، ن. و غ. ر. نادری. ۱۳۷۹. کلید شناسایی بی‌مهرگان نهرها و رودخانه‌ها (ترجمه)، جهاد دانشگاهی دانشگاه صنعتی اصفهان. ۱۳۶ ص.

۶. نعمتی، م. ۱۳۸۶. پهنه‌بندی کیفیت آب و تنوع درشت بی‌مهرگان کفزی رودخانهٔ زاینده‌رود. پایان‌نامه کارشناسی ارشد محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی دانشگاه صنعتی اصفهان ۱۲۴ ص.

۷. همتائی، ف. ۱۳۸۸. چکیده‌ای کاربردی در حفاظت تالاب‌ها (ترجمه)، انتشارات موسسه فرهنگی الماس دانش. ۷۲ ص.

8. Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Geriffith, R. Fridenborg, E. McCarroon, J. S. White and M. L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida Streams using benthic macroinvertebrates. *North American Benthology Society* 15(2):185-211.

9. Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder and J. B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Peryphyton, Benthic Invertebrates and Fish. 2nd ed., EPA Pub., Washington D. C. 408 p.

10. Bass, D. 1995. Species composition of aquatic macrobenthic and environmental conditions in Cucumber Creek. Proceedings of the Oklahoma Academy of Science 75: 39-44.

11. Bode, R. W., M. A. Novak and L. E. Abele. 1996. Quality Assessment Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 89 p.

12. Davies, A. 2001. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 60(1): 1-6.

13. Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index. *North American Bentology Society* 7(1): 65-68.

14. Hynes, H. B. N. 1984. A Key to Adult and Nymphs of the British Stoneflies (Plecoptera) with Notes on the Ecology and Distribution. FreashWater Biological Association. Scientific Publication, No 17, 157 p.

15. Karr, J. R. 1998. Rivers as sentile: Using the Biology of Rivers to Guide Landscape Management. Final report for USEPA, 28 p.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]

16. Milligan, M. R. 1997. Identification manual of the aquatic oligochaeta of Florida. Department of Environmental Protection. Florida. 187 p.
17. Pescador, M. L., A. K. Rasmussen and S. C. Harris. 2004. Identification manual for the caddisfly (Trichoptera) larvae of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 237 p.
18. Pipan, T. 2000. Biological Assessment of Stream Water Quality- the Example of the Reka River (Slovenia). *Acta Carsologica* 29/1(15) 201-222.
19. Plafkin, J., M. T. barbour, K. D. Porter, S. K. Gross and R. M. Hughes. 1989. Rapid Bioassessment Protocols for use in Stream and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 chapters, Appendices A-D. 278 P.
20. Ramesh, C. S. and S. R. Jitendra. 2009. Monitoring of aquatic macroinvertebrates as bioindicator for assessing the health of wetlands. *Ecological Indicators* 9: 118-128.
21. Rosenberg, D. M. and I. J. Davies, D. G. Cobb and A. P. Wiens. 1999. Protocols for measuring Biodiversity: Benthic macroinvertebrates in freshwaters. Department of fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba 42 p.
22. Taowu, M., W. Zijian, H. Qinghui, W. Hai, W. Chunxia and H. Shengbiao. 2008. Selection of benthic macroinvertebrate-based multimetrics and preliminary establishment of biocriteria for the bioassessment of the water quality of Taihu Lake, China. *ACTA Ecological Sinica* 28(3): 1192-1200.
23. Taylor, B. R. and R.C. Baily. 1997. Technical Evaluation on Methods for Benthic invertebrates Data Analysis and Interpretation. AETE Project 2.1.3 Prepared for Canada Center for Mineral and Energy Technology, Ottawa, Ontario. 176 p.
24. Timm,T. 1999. A Guide to Estonian Annelida. Estonian Academy Publishers. 208 p.
25. Tiner, R. W. 1999. Vegetation Sampling and Analysis for Wetlands, Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mapping. Boca Raton: CRC Press LLC, 248 p.
26. Shannon, C.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* 27: 379-423.
27. Walen, J. K. 2002. Assessment of stream habitat, fish, macroinvertebrates, sediment and water chemistry for eleven streams in Kentucky and Tennessee, Virginia Polytechnic Institute, CATT, 71 p.

[Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2026-11-19]
[DOR: 20.1001.1.24763128.1395.5.15.7.5]
[DOI: 10.18869/acadpub.ijae.5.15.77]