نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران
دوره ٦٦، شماره ١، بهار ١٣٩٢
٨١

تاریخ دریافت: ١٣٩١/١٠/٢٨
تاریخ پذیرش: ١٣٩٢/٣/١٩

ارزیابی کیفی آب تالاب چغاخور با استفاده از شاخص‌های BMWP و ASPT

❖ **پژمان فتحی؛** گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
❖ **عیسی ابراهیمی *؛** گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
❖ **نورا... میرغفاری؛** گروه محیط زیست، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان
❖ **علی‌رضا اسماعیلی؛** گروه شیلات، دانشکدهٔ منابع طبیعی، دانشگاه صنعتی اصفهان

چکیده

به منظور ارزیابی کیفیت آب تالاب چغاخور، با استفاده از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT، تعداد ١٠ ایستگاه انتخاب و با ٣ تکرار در هر ایستگاه، از اردیبهشت تا اسفند ١٣٨٩، با تناوب ٤٥ روز یک بار به نمونه‌برداری از بزرگ بی‌مهرگان کفزی بستر اقدام شد. پس از شناسایی و شمارش آنها، شاخص‌های BMWP و ASPT محاسبه شد. نتایج محاسبهٔ میانگین شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه همچنین، مراحل مختلف نمونه‌برداری ضمن معنی‌داربودن ($P<0/05$) و ($P<0/01$)، کیفیت آب تالاب را در طبقهٔ بد قرار داد. فقط ایستگاه ٨ و مرحلهٔ اول نمونه‌برداری از نظر این شاخص در طبقهٔ متوسط قرار گرفت. شاخص ASPT نیز، ضمن نشان‌دادن اختلاف معنی‌دار بین ایستگاه‌ها و مراحل مختلف نمونه‌برداری ($P<0/05$)، کیفیت آب تالاب را در دو طبقهٔ آلودگی متوسط و شدید قرار داد. شاخص‌های ASPT و BMWP، هم برای ایستگاه‌ها و هم برای مراحل مختلف نمونه‌برداری، دارای هم‌بستگی مثبت در سطح ٠/٠١ بودند و یکدیگر را تأیید کردند.

واژگان کلیدی: شاخص زیستی، تالاب چغاخور، BMWP، ASPT، کیفیت آب.

* نویسنده مسئول تلفن: ٠٩١٣٣٢٨٧٨٩٧
E. mail: e_ebrahimi@ut.ac.ir

Archive of SID
www.SID.ir

۱. مقدمه

یکی از مهم‌ترین روش‌ها برای پاسخ‌دادن به سؤالات دربارهٔ وضعیت فیزیکی، شیمیایی و بیولوژیک آب مطالعهٔ مستقیم گیاهان و جانورانی است که در آن زیست می‌کنند. ارگانیزم‌های آبی و جوامع آنها وضعیت فعلی همچنین، تغییرات در گذر زمان و تأثیرات تجمعی آلودگی‌ها را نشان می‌دهند. اندیکاتورهای بیولوژیک قادرند تأثیرات زیست‌محیطی پنهان را نیز نشان دهند (Esmaeili sari, 2002). کفزیان، به خصوص درشت بی‌مهرگان کفزی، در اکوسیستم‌های آبی به گونه‌ای دقیق و حساس شرایط کیفی آب در هر منطقه را ترسیم می‌کنند و می‌توان از آنها به‌منزلهٔ عاملی کارا در ارزیابی اکوسیستم‌های آبی استفاده و روند تغییرات در وضعیت کیفی آب را تعیین کرد (Ahmadi and Nafisi, 2001). کفزیان از نظر مقاومت در برابر شدت آلودگی‌ها و کاهش اکسیژن محلول با یکدیگر متفاوت‌اند. به طوری که، بعضی از گونه‌ها در آب‌های کاملاً تمیز و عاری از آلودگی و بعضی در آب‌های با آلودگی زیاد یافت می‌شوند. این توضیحات اهمیت و دقت مطالعات زیستی اکوسیستم‌های آبی را نمایان‌تر می‌کند. برای تعیین وضعیت کیفی آب، با استفاده از شاخص‌های زیستی، روش‌های بسیار متنوعی مطرح است به طوری که، حتی در برخی کشورها از چندین روش استفاده می‌شود. اساس کار در همهٔ این روش‌ها بر پایهٔ حساسیت گونه‌های مختلف نسبت به تغییرات کیفی آب بنا شده است. این بدین معنی است که گروه‌های مختلف کفزیان از نظر میزان مقاومت در برابر آلودگی‌ها با یکدیگر تفاوت دارند (Galbrand *et al*., 2007).

شاخص‌های زیستی عبارت‌های عددی‌اند که مقادیر کمِی تنوع گونه‌ای را با اطلاعات کیفی، در مورد حساسیت‌های اکولوژیکی هر تاکسون در بین دیگران، ترکیب می‌کنند (Czeniawska-Kusza, 2005). شاخص‌های توسعه‌یافته برای نواحی جغرافیایی خاص، مثل شاخص زیستی بلژیک (BBI) یا سیستم امتیازی BMWP که برای ارزیابی آلودگی رودخانه‌ها در انگلستان تهیه شد، به صورت موفقیت‌آمیزی در برخی دیگر از کشورها پذیرفته شده‌اند. اگرچه شاخص‌های زیستی که برای نیاز خاصی توسعه می‌یابند، قبل از به‌کارگیری، باید با شرایط خاص زیست‌محیطی منطقهٔ مورد نظر یا انواع آلودگی‌های آن سازگار شوند (Czeniawska-Kusza, 2005). متداول‌ترین سیستم شاخص زیستی، شاخص زیستی BMWP است که اولین بار در مارس ۱۹۷۸ کارگروه پایش بیولوژیک ادارهٔ محیط زیست انگلستان پیشنهاد کرد (Pescador, 2004). این سیستم در سال ۱۹۷۸، بر مبنای نظرسنجی از مراجع علمی و ارزیابی‌ها و بحث‌های مختلف دربارهٔ آن، بهبود و توسعه یافت و در سال‌های ۱۹۷۸ و ۱۹۷۹ در سطح ملی در کشور انگلستان برای ارزیابی کیفیت رودخانه‌ها استفاده شد (Armitage, 1983). Wally و Hawkes سیستم BMWP را در سال‌های ۱۹۹۶ و ۱۹۹۷، با استفاده از آنالیز داده‌های ارزیابی کیفیت آب انگلستان و ولز در سال ۱۹۹۰ که شامل بیش از ۱۷۰۰۰ نمونهٔ بیولوژیک بود، بازبینی کردند. آنها نشان دادند که بسیاری از امتیازهای اصلاح‌شده نسبت به امتیازهای اصلی اختلاف معنی‌داری دارند (Wally and Hawkes, 1996 and 1997). در این سیستم، مقاومت هر خانواده از بنتوزها به آلودگی آلی، در سرعت جریان‌های مختلف، مبنای امتیازدهی است؛ به طوری که، خانواده‌هایی که کمترین مقاومت را در برابر آلودگی دارند بیشترین امتیاز را به خود اختصاص می‌دهند. شایان ذکر است که امتیازهای اصلی اختصاص داده‌شده به هر خانواده در سال ۱۹۷۸ بر اساس مقاوم‌ترین عضو خانواده که در منطقه غالب است صورت می‌گیرد و به عبارت دیگر، حد پایین امتیاز هر خانواده را بیان می‌دارد. در نهایت، نمره‌های خانواده‌ها در نمونه با هم جمع می‌شوند تا امتیاز BMWP آن سایت (جدول۱) به دست آید (Armitage *et al*., 1983; Wally and Hawkes, 1996 and 1997; Guntharee Sripongpun, 2003).

Archive of SID

www.SID.ir

جدول ۱. طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس امتیاز کلی شاخص BMWP (Mandaville, 2002)

توضیح	طبقهٔ کیفی	امتیاز کلی شاخص
آلودگی شدید	خیلی بد	۰-۱۰
آلوده یا تحت تأثیر قرارگرفته	بد	۱۱-۴۰
به صورت متوسط تحت تأثیر قرارگرفته	متوسط	۴۱-۷۰
تمیز ولی کمی تحت تأثیر قرارگرفته	خوب	۷۱-۱۰۰
غیرآلوده، تحت تأثیر قرارنگرفته	خیلی خوب	۱۰۰ <

عمدتاً تعداد تاکسون در هر نمونه از طریق اندازهٔ نمونه، نمونه‌گیری و راندمان عمل‌آوری نمونه‌ها در سیستم امتیازی BMWP اثر می‌گذارد. برای غلبه بر این ضعف ذاتی، برخی بیولوژیست‌ها همچون Armitage و همکاران (۱۹۸۳) سیستم مفهوم میانگین امتیاز به ازای هر تاکسون (ASPT) را مناسب تشخیص دادند (جدول ۲) و این سیستم شاخص درخور اعتمادتری در ارزیابی کیفیت آب نسبت به مجموع امتیاز BMWP محسوب شد (Armitage *et al*., 1983; Hawkes, 1997; Esmaeili sari, 2002). Czeniawska-Kusza در سال ۲۰۰۵ هم‌بستگی بین شاخص زیستی BMWP و شاخص‌های تنوع در سطح خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی را، با متغیرهای فیزیکوشیمیایی آب رودخانه Nysaklodzka در جنوب لهستان، با استفاده از ضریب هم‌بستگی اسپیرمن، بررسی کرد (Czeniawska-Kusza, 2005). Azrina و همکاران در سال ۲۰۰۵ اثر فعالیت‌های انسانی در توزیع و تنوع جوامع درشت کفزیان و کیفیت آب رودخانهٔ Langat مالزی را مطالعه کردند. در این تحقیق روابط بین شرایط فیزیکی، شیمیایی و جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی، از طریق آنالیزهای هم‌بستگی پیرسون و آنالیزهای رگرسیون چندگانهٔ مرحله‌ای، بررسی شد که نشان داد غنا و تنوع جوامع عمدتاً با TSS و EC آب رودخانه تأثیر پذیرند (Azrina *et al*., ۲۰۰۵). همچنین، Nemati و همکاران در سال ۲۰۰۹ با بررسی درشت بی‌مهرگان آبزی، فاکتورهای فیزیکوشیمیایی و شاخص‌های BMWP و ASPT یک ارزیابی بیولوژیکی از قسمت‌های میانی رودخانهٔ زاینده‌رود انجام دادند (Nemati *et al*., 2009). این گونه مطالعات در دنیا از سال‌ها پیش شروع شده و در سطح وسیع در حال انجام است. در کشور ما به صورت پراکنده و اندک مطالعاتی انجام شده است که، با توجه به اهمیت رودخانه‌ها و تالاب‌ها، این گونه مطالعات برای حفاظت از آنها بسیار ضروری است.

جدول ۲. طبقه‌بندی کیفی آب بر اساس شاخص ASPT (Mandaville, 2002)

ارزیابی کیفیت آب	میزان ASPT
آب تمیز	۶<
کیفیت مشکوک	۵-۶
آلودگی متوسط احتمالی	۴-۵
آلودگی شدید احتمالی	۴>

Archive of SID
www.SID.ir

۲. مواد و روش‌ها

منطقهٔ مورد مطالعه تالاب چغاخور در استان چهارمحال و بختیاری، با مساحتی حدود ۱۵۰۰ هکتار، بود. این تالاب در دشت گندمان ـ بلداجی واقع شده است. وسعت این حوزه ۷۶۸ کیلومتر مربع است که ۲۲۲ کیلومتر مربع آن دشت است. دشت گندمان ـ بلداجی در عرض جغرافیایی °۳۱–۵۰ تا °۳۲–۰۰ شمالی و طول °۵۱–۰۰ تا °۵۱–۱۰ شرقی واقع شده است. متوسط میزان بارندگی این حوزه ۳۸۰ میلی‌متر است. با توجه به منابع آب آهکی موجود، این حوزه از پتانسیل آب زیرزمینی نسبتاً مطلوبی برخوردار است (Shivandi *et al.*, 1999). نمونه‌برداری از درشت بی‌مهرگان کفزی تالاب، از اردیبهشت تا اسفند ۱۳۸۹، در ۸ مرحله با فاصلهٔ زمانی ۴۵ روز یک بار در ۴ فصل انجام شد. برای این منظور، بر اساس مطالعات انجام‌شده و کارهای پیشین، با استفاده از نقشهٔ توپوگرافی و به روش شبکه‌بندی، تعداد ۱۰ ایستگاه نمونه‌برداری بر روی نقشه به گونه‌ای انتخاب شد که فواصل بین هر ایستگاه با ایستگاه مجاور از هر طرف ۱ کیلومتر باشد. محل تقاطع خطوط شبکه به‌منزلهٔ ایستگاه نمونه‌برداری انتخاب شد. برای دسترسی به این نقاط از دستگاه GPS استفاده شد (Tiner, 1999).

نمونه‌برداری از رسوبات تالاب، با استفاده از گرب‌اکمن با سطح پوشش ۴۰۰ سانتی‌متر مربع، در ۱۰ ایستگاه و با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد. نمونه‌های جمع‌آوری‌شده نخست، در محل شست‌وشو داده شدند و پس از عبور از الک با چشمهٔ ۶۰ میکرون در داخل ظروف پلاستیکی با فرمالین ۴ درصد تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند. پس از انتقال نمونه‌ها به آزمایشگاه نخست، آنها با آب تمیز شست‌وشو داده شدند تا مواد اضافی و ناخواستهٔ همراه آنها به طور کامل جدا شود؛ سپس، به کمک لوپ آزمایشگاهی (بینوکولر مدل Olympus ساخت ژاپن، بزرگ‌نمایی ۶) و در صورت لزوم میکروسکوپ (بزرگ‌نمایی ۴۰) مشاهده و با کلیدهای شناسایی موجود (Hynes, 1984; Milligan, 1997; Pescador *et al.*, 2004; Mahboobi and Naderi, 2000; Timm, 1999) شناسایی شدند. درشت بی‌مهرگان کفزی در هر نمونه در حد خانواده شناسایی و تعداد آنها شمارش شد. برای محاسبهٔ شاخص زیستی BMWP، در هر ایستگاه و در هر مرحله نخست، حداکثر تعداد خانواده‌های درشت بی‌مهرگان کفزی موجود در ۳ تکرار آن ایستگاه مشخص شد و، با استفاده از جدول امتیازهای سیستم امتیازی اصلاح‌شدهٔ BMWP (جدول ۳)، شاخص زیستی BMWP و از تقسیم این عدد بر تعداد خانواده شاخص ASPT محاسبه شد.

۳. تجزیه و تحلیل داده‌ها

داده‌های آماری در تناوب‌های مکانی (ایستگاه‌های مختلف) و تناوب‌های زمانی (زمان‌های مختلف نمونه‌برداری) در نرم‌افزار SPSS۱۸ بررسی شدند. نخست، نرمال‌بودن داده‌ها با آزمون کلموگروف–اسمیرنوف و یکنواختی واریانس‌ها با آزمون لون بررسی شد. به منظور بررسی اختلاف بین ایستگاه‌ها همچنین، زمان‌های مختلف نمونه‌برداری، از آنالیز واریانس یک‌طرفه استفاده شد و در ادامه از آزمون مقایسهٔ میانگین‌ها به روش دانکن در سطح ۰/۰۵ و ۰/۰۱ استفاده شد. همچنین، به منظور بررسی هم‌بستگی بین شاخص زیستی BMWP و ASPT با یکدیگر، چون داده‌ها از توزیع نرمال پیروی می‌کردند، از ضریب هم‌بستگی پیرسون استفاده شد؛ در نهایت، به منظور ارائهٔ روند تغییرات مکانی و زمانی داده‌ها همچنین، به منظور دستیابی به دیدی کلی دربارهٔ تغییرات آنها در تالاب چغاخور، نمودارهای باکس–ویسکر پلات با استفاده از نرم‌افزار Statgraphics ترسیم شد.

Archive of SID

www.SID.ir

نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۶، شماره ۱، بهار ۱۳۹۲، از صفحه ۸۱ تا ۹۳

جدول ۳. امتیازهای هر خانواده در سیستم BMWP (Wally and Hawkes, 1996 and 1997)

راسته	خانواده	امتیاز اصلاح‌شدهٔ BMWP
Ephemeroptera	*Baetidae*	۵/۳
Trichoptera	*Polycentropodidae*	۸/۶
	Rhyacophilidae	۸/۳
Diptera	*Tabanidae*	۵
	Chironomidae	۳/۸
Coleoptera	*Curculionidae*	۴
	Hydrophilidae	۵/۱
	Elmidae	۶/۴
	Haliplidae	۴
	Dytiscidae	۴/۸
Odonata	*Coenagriidae*	۳/۵
	Agridae	۸
	Cordulegasteridae	۶/۴
	Gomphidae	۵/۴
Amphipoda	*Gammaridae*	۴/۵
Lamellibranchiata	*Sphaeridae*	۳/۶
Pulmonata	*Limnaeidae*	۳
	Planorbidae	۲/۹
Porosobranchiata	*Viviparidae*	۶/۳
	Hydrobiidae	۳/۹
	Valvatidae	۲/۸
Tubificida	*Tubificidae*	۳/۵
	Naididae	۳/۵
Lumbricida	*Lumbricidae*	۳/۵
Haplotaxida	*Haplotaxidae*	۳/۵

٤. نتایج

طی این تحقیق در مجموع تعداد ۲۵ خانواده از درشت بی‌مهرگان کفزی متعلق به ۱۲ راسته و ۵ رده به شرح جدول ٤ شناسایی شدند.

تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه در شکل ۱ نشان داده شده است. همان گونه که مشاهده می‌شود، مقایسهٔ میانگین‌ها اختلاف معنی‌داری ($P< ۰/۰۵$) را در مقادیر این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف نشان می‌دهد.

Archive of SID

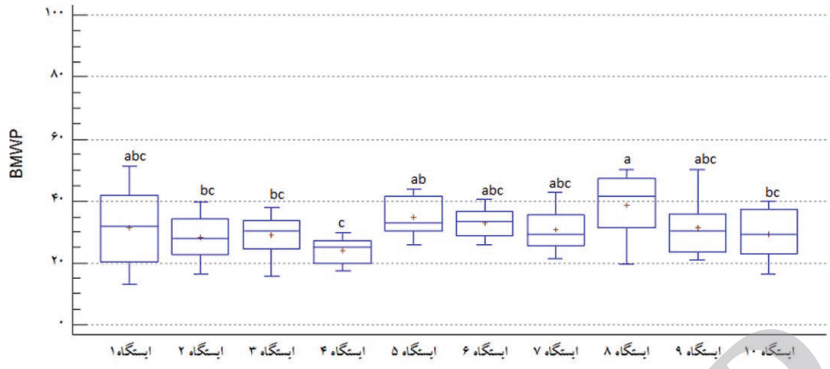
www.SID.ir

جدول ٤. درشت بی‌مهرگان کفزی شناسایی‌شده در ایستگاه‌های مختلف تالاب چغاخور (سال ۱۳۸۹)

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

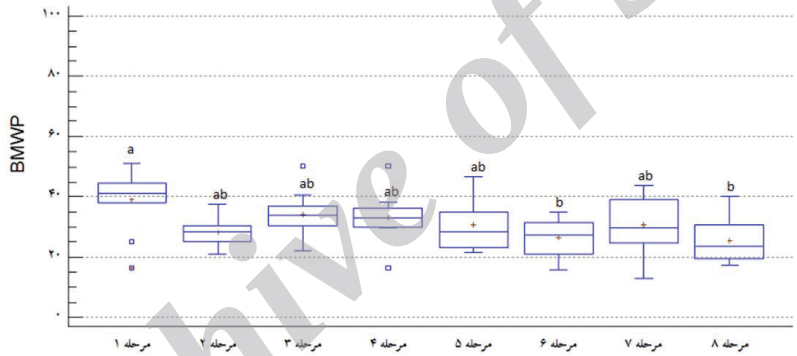
Archive of SID

www.SID.ir



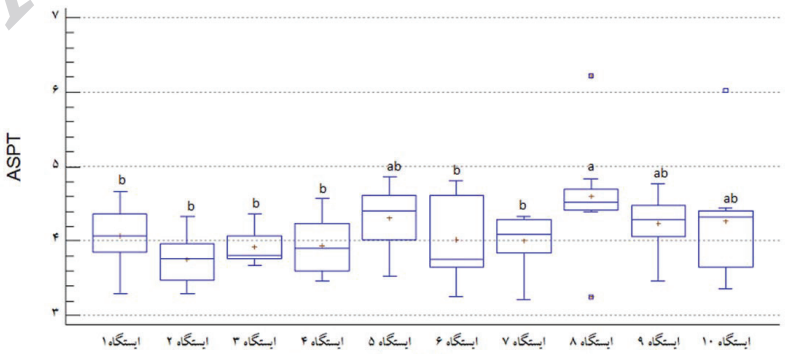
شکل ۱ . تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه

تغییرات شاخص BMWP در مراحل مختلف نمونه‌برداری در شکل ۲ نشان داده شده است، اختلاف معنی‌داری (P< ۰/۰۱) در مقادیر این شاخص در زمان‌های مختلف مشاهده شد.



شکل ۲. تغییرات شاخص BMWP در مراحل مختلف نمونه‌برداری

شکل ۳ روند تغییرات ASPT در ایستگاه‌های مختلف را نشان می‌دهد. آزمون آنالیز واریانس اختلاف معنی‌داری را (P< ۰/۰۵) در میزان این شاخص بین ایستگاه‌های مورد مطالعه نشان داد.



شکل ۳. تغییرات شاخص زیستی ASPT در ایستگاه‌های مورد مطالعه

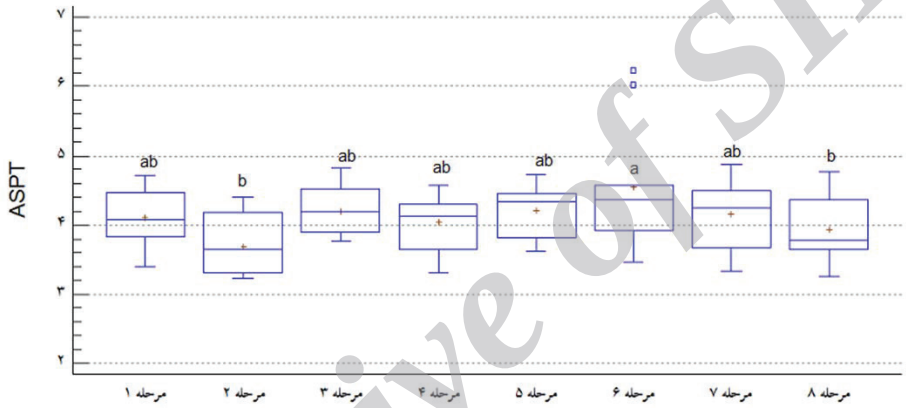
Archive of SID
www.SID.ir

آزمون هم‌بستگی پیرسون برای ۲ شاخص BMWP و ASPT در جدول ۵ نشان داده شده است. همان طور که مشاهده می‌شود، هم‌بستگی مثبت در سطح ۱% بین این ۲ شاخص وجود دارد.

شکل ٤ نشان‌دهندهٔ اختلاف معنی‌دار (P< ۰/۰۵) در میزان شاخص ASPT در مراحل مختلف نمونه‌برداری است.

جدول ۵. ضریب هم‌بستگی پیرسون بین شاخص زیستی BMWP و ASPT ایستگاه‌ها و مراحل مختلف

شاخص‌ها	BMWP	ASPT
BMWP	۱	
ASPT	۰/۳۸۵**	۱



شکل ٤. تغییرات شاخص زیستی ASPT در مراحل مختلف نمونه‌برداری

۵. بحث

شکل ۱ تغییرات شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد. همان گونه که مشاهده شد، اختلاف معنی‌داری (P<۰/۰۵) در مقادیر این شاخص بین ایستگاه‌های مختلف وجود داشت. بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۸ و کمترین مقدار آن در ایستگاه ٤ برآورد شد. تغییرات این شاخص در ایستگاه‌های دیگر تقریباً یکنواخت بود و تفاوت آماری معنی‌داری را نشان نداد؛ بر این اساس، با توجه به شکل ۱، مقادیر شاخص BMWP در ایستگاه‌های مورد بررسی در محدودهٔ معین ۲۰ تا ٤۰ قرار داشت و با توجه به استاندارد کیفی آب، بر اساس شاخص BMWP (جدول ۱)، کیفیت آب تالاب در طبقهٔ آلوده (بد) قرار گرفت. فقط ایستگاه ۸ از نظر این شاخص در طبقهٔ متوسط قرار دارد. به علاوه، مشاهده‌نشدن خانواده‌های متنوعی از راسته‌های Ephemeroptera و Tricoptera همچنین، نبود نمونه‌هایی از راستهٔ Plecoptera که نسبت به آلودگی‌ها حساس‌ترند (Batty *et al*., 2005) (جدول ۳)، نشان‌دهندهٔ آلوده‌بودن تالاب و صحت ارزیابی بر اساس شاخص BMWP است. البته ۵۰ درصد بالایی داده‌های شاخص BMWP در ایستگاه‌های ۵، ٦ و ۱ نسبت به سایر ایستگاه‌ها بیشتر است. علت کاهش زیاد این شاخص در ایستگاه‌های ۲، ۳، ۷، ۹ و ۱۰ حضور کفزیان مقاوم به آلودگی به خصوص کم‌تاران و صدف‌های خانوادهٔ Sphaeridae است.

بررسی تغییرات این شاخص در مراحل مختلف

Archive of SID
www.SID.ir

نمونه‌برداری (شکل ۲) نیز معنی‌داربودن (P<۰/۰۱) آن را در زمان‌های مختلف نشان داد. بر این اساس، بیشترین میزان این شاخص در مرحلهٔ ۱ (اوایل بهار) و کمترین آن در مرحلهٔ ۸ (اواخر زمستان) برآورد شد. روند تغییرات این شاخص به طور کلی از بهار به سمت زمستان کاهشی بود، البته ۵۰ درصد بالایی داده‌های شاخص BMWP در مرحلهٔ ۲ (اواخر بهار) نسبت به سایر مراحل کمتر بود (شکل ۲). نبود تمایز درخور ملاحظه بین مراحل مختلف نمونه‌برداری بر اساس شاخص BMWP، که در تناوب‌های زمانی و مکانی این تحقیق نیز مشاهده شد، یکی از ضعف‌های شاخص‌های زیستی در سطح خانواده است (Nemati et al., 2009). هر چند ممکن است تغییرات شاخص به سبب تغییرات زیستگاه طی زمان باشد یا حتی تغییرات کیفی آب در حدی نباشد که خانواده‌های دیگری را جایگزین کند (Nemati et al., 2009).

در ارزیابی زمانی نیز در بین مراحل مختلف، فقط مرحلهٔ ۱ در طبقهٔ متوسط قرار می‌گیرد و سایر مراحل در طبقهٔ کیفی بد قرار دارند. Batty و همکاران در سال ۲۰۰۵ از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT برای ارزیابی پتانسیل اکولوژیکی تالاب‌های Quaking Houses و Whittle در تصفیهٔ آب‌های معدنی استفاده کردند. نتایج آنها کیفیت آب را با استفاده از شاخص BMWP در طبقهٔ کیفی بد قرار داد (Batty et al., 2005). Galbrand و همکاران در سال ۲۰۰۷ در تحقیقی مشابه، با استفاده از شاخص‌هایBMWP و ASPT، به ارزیابی زیستی تالاب حفاظت‌شده در یک پارک صنعتی پرداختند و کیفیت آب این منطقه را در ۳ ایستگاه مرجع، ورودی و خروجی به ترتیب در حد خوب، متوسط و نسبتاً فقیر ارزیابی کردند (Galbrand *etal*., 2007). همچنین، Nemati و همکاران در سال ۲۰۰۹، با بررسی درشت بی‌مهرگان کفزی و فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب، به ارزیابی بیولوژیکی قسمت‌های میانی رودخانهٔ زاینده‌رود پرداختند. نتایج نشان داد که شاخص BMWP ابزار زیستی مناسبی برای بررسی وضعیت کیفی آب رودخانهٔ زاینده‌رود بود و محدودهٔ مورد مطالعه را در ۳ طبقهٔ کیفی: مشکوک به آلودگی، احتمال آلودگی متوسط و دارای آلودگی شدید قرار داد (Nemati *et al*., 2009). Czeniawska-Kusza در سال ۲۰۰۵ رودخانهٔ Nysa Klodzka را از نظر طبقه‌بندی کیفی، با استفاده از شاخص اصلاح‌شدهٔ BMWP در کشور لهستان، BMWP (PL)، دارای ۳ طبقهٔ خوب، متوسط و بد گزارش کرده است (Czeniawska-Kusza, 2005).

روند تغییرات ASPT در ایستگاه‌های مختلف در شکل ۳ نشان داده شد. همان گونه که مشاهده شد، اختلاف معنی‌داری (P<۰/۰۵) در میزان شاخص ASPT بین ایستگاه‌های مورد مطالعه وجود داشت، بیشترین میزان این شاخص در ایستگاه ۸ و کمترین آن در ایستگاه ۲ به دست آمد. بر اساس شاخص ASPT به طور کلی، کیفیت آب تالاب در دو طبقهٔ آلودگی متوسط و شدید قرار گرفت. به طوری که، میزان به‌دست‌آمده برای ایستگاه‌های ۲، ۳ و ٤ این ایستگاه‌ها را در طبقهٔ آلودگی شدید و میزان به‌دست‌آمده برای سایر ایستگاه‌ها، آنها را در طبقهٔ کیفی آلودگی متوسط قرار داد. با توجه به یکنواختی در ساختار فیزیکی ایستگاه‌ها در سطح تالاب، به نظر می‌رسد که این تفاوت‌ها ناشی از ویژگی‌هایی از قبیل اختلاف در میکرو زیستگاه‌های موجود در هر ایستگاه، مانند رویش‌های گیاهی و امکان سکنی‌گزینی کفزیان در بستر یا تنوع در خانواده‌های کفزیان جمع‌آوری‌شده، باشد. همچنان که، Hsu و همکاران در سال ۲۰۱۱ در مطالعه‌ای روی دو تالاب حفاظت‌شده در تایوان بیان کردند که غنا و تراکم درشت بی‌مهرگان کفزی با پوشش گیاهی افزایش می‌یابد و مهم‌ترین عوامل کنترل‌کنندهٔ تنوع در تالاب‌های حفاظت‌شده را کیفیت آب، مساحت تالاب و پوشش گیاهی دانسته‌اند (Hsu et al., 2011)؛ البته محققان دیگر نیز گاهی نبود تطابق کامل ASPT با شرایط کیفی آب (Guntharee Sripongpun, 2003; Czeniawska-Kusza, 2005) را ناشی از عواملی

Archive of SID

www.SID.ir

همچون تنوع زیستگاه دانسته‌اند. به طور کلی، برخی از شاخص‌های زیستی که در سطح خانواده محاسبه می‌شوند تا حدودی ضعف دارند و در مشخص‌کردن تمایز بین مکان‌ها یا زمان‌های مختلف اشکالاتی را نشان می‌دهند (Nemati *et al*., 2009). علاوه بر این، با توجه به چرخهٔ زندگی درشت بی‌مهرگان کفزی و مدت زمان حضور آنها در بستر (حدود ۱/۵ سال)، نمی‌توان با پایش‌های یک ساله دربارهٔ روند تغییرات شاخص‌های زیستی به طور دقیق اظهار نظر کرد. به طور کلی، شاخص ASPT برای ایستگاه‌های مختلف با شاخص BMWP آنها مطابقت دارد و یکدیگر را تأیید می‌کنند. آزمون هم‌بستگی پیرسون برای این ۲ شاخص نیز مؤید این مطلب است (جدول ۵).

در شکل ٤، مقادیر شاخص ASPT در مراحل مختلف نمونه‌برداری نشان‌دهندهٔ وجود اختلاف معنی‌دار ($P<۰/۰۵$) است. همان طور که مشاهده می‌شود، بیشترین میزان این شاخص در مرحلهٔ ٦ (اوایل پاییز) و کمترین آن در مرحلهٔ ۸ (اواخر زمستان) و مرحلهٔ ۲ (اواخر بهار) دیده می‌شود. بر این اساس کیفیت آب تالاب طی دورهٔ مطالعه در دو طبقهٔ آلودگی شدید (مراحل ۲ و ۸) و متوسط (سایر مراحل) قرار دارد. در مطالعهٔ Galbrand و همکاران در یک تالاب حفاظت‌شده، با استفاده از این شاخص، کیفیت آب منطقه در حد متوسط ارزیابی شد (Galbrand *etal*., 2007) که با شاخص محاسبه‌شدهٔ BMWP مطابقت داشت و یکدیگر را تأیید می‌کردند. همچنان که، در این مطالعه نیز ضریب هم‌بستگی پیرسون برای مراحل مختلف مانند هم‌بستگی این شاخص‌ها در ایستگاه‌های مختلف بود و مطابقت کاملی با یکدیگر داشتند. Nemati و همکاران نیز در ارزیابی کیفیت آب رودخانهٔ زاینده‌رود، با استفاده از این شاخص، کیفیت آب را در دو طبقهٔ آلودگی متوسط و شدید ارزیابی کردند و هم‌بستگی بین شاخص BMWP و ASPT را تأیید کردند (Nemati *etal*., 2009)). Batty و همکاران در سال ۲۰۰۵ از شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT برای ارزیابی پتانسیل اکولوژیکی تالاب‌های Quaking Houses و Whittle در تصفیهٔ آب‌های معدنی استفاده کردند. ایشان کیفیت آب را با استفاده از شاخص ASPT مشکوک گزارش کردند که با نتایج BMWP آنها به طور دقیق همخوانی نداشت و یکدیگر را تأیید نکردند (Batty *etal*., 2005). در سال ۲۰۰٦، Sharma و همکاران با شاخص‌های BMWP و Nepales به ارزیابی زیستی رودخانهٔ Behta پرداختند و کیفیت آب این رودخانه را در طبقهٔ کیفی با آلودگی متوسط قرار دادند (Sharma *et al*., 2006). شایان ذکر است که شاخص زیستی BMWP بیشتر برای رودخانه‌ها (بر اساس حساسیت آنها به مواد آلی) استفاده می‌شود و ممکن است به طور دقیق درخور کاربرد برای پایش آلودگی در تالاب‌ها نباشد، اما با توجه به اینکه این شاخص‌ها می‌توانند اطلاعات مفیدی را برای ارزیابی کیفیت آب در اکوسیستم‌های آبی در اختیار قرار دهند بنابراین، در ارزیابی کیفیت آب تالاب‌ها نیز استفاده می‌شوند (Batty *et al*., 2005). همچنان که، Davis و همکاران در سال ۲۰۰٦ در مقاله‌ای با عنوان «آیا روش‌های ارزیابی زیستی رودخانه‌ها قابل استفاده برای تالاب‌ها هستند؟» روش‌ها و شاخص‌های مختلف را به خصوص در تالاب‌های استرالیا بررسی کردند و به این نتیجه رسیدند که از روش‌ها و شاخص‌های ارزیابی رودخانه‌ها می‌توان برای تالاب‌ها نیز استفاده کرد (Davis et al., 2006)

٦. نتیجه‌گیری

نتایج به طور کلی نشان داد که شاخص‌های زیستی BMWP و ASPT می‌توانند به‌منزلهٔ ابزاری مناسب برای بررسی وضعیت کیفی آب تالاب چغاخور استفاده شوند؛ چنان که بیان شد، منطقهٔ مورد مطالعه را در دو طبقهٔ کیفی آلودگی متوسط و احتمال آلودگی شدید قرار دادند. البته به‌کارگیری این شاخص‌ها محدودیت‌هایی نیز دارد که آنها را می‌توان به عواملی همچون مدت زمان کم دورهٔ مطالعه، با توجه به سیکل زندگی و مدت زمان حضور درشت بی‌مهرگان کفزی

Archive of SID

www.SID.ir

نشریه شیلات، مجله منابع طبیعی ایران، دوره ۶۶، شماره ۱، بهار ۱۳۹۲، از صفحه ۸۱ تا ۹۳

در بستر تالاب، استفاده از سطح تاکسونومیک خانواده، ناسازگاری دقیق شاخص‌ها با شرایط ایران به علت نبود مطالعات بنیادی در این زمینه و سایر عوامل اکولوژیک نسبت داد که می‌تواند در ساختار جوامع درشت بی‌مهرگان کفزی اثر بگذارد. به نظر می‌رسد پایش زیستی و کیفی تالاب حداقل در یک دورهٔ دو ساله می‌تواند نتایج بسیار دقیق‌تری دربارهٔ تغییرات کیفی آب تالاب به دست دهد.

تشکر و قدردانی

در اینجا از زحمات کارشناسان محترم گروه شیلات آقایان مهندس ابراهیم متقی و مهندس سعید اسداله و سرکار خانم مهندس رجایی، کارشناس محترم گروه محیط زیست، آقای مهندس رضوانی همچنین، از همکاری مدیریت و کارکنان محترم محیط زیست استان چهارمحال و بختیاری به خصوص شهرستان بروجن و محیط‌بانان محترم تالاب چغاخور تشکر و قدردانی می‌کنیم.

Archive of SID

www.SID.ir

References

[1]. Ahmadi, M.R., Nafisi, M., 2001. Identification of Flowing Waters Indicator Invertebrate, Khabir Pablisher. First Edition, 145 p.

[2]. Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., Furse, M., 1983. The performance of a new Biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. Water Research 17, 333-347.

[3]. Azrina, M.Z., Yap, C.K., Rahim Ismail, A., Ismail, A., Tan, S.G., 2005. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. Ecotoxicology and Environmental safety 2, 1-10.

[4]. Barbour, M.T., Gerritsen, J., Snyder B.D., Stribling, J.B., 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.

[5]. Batty, L.C., Atkin, L., Manning, D.A.C., 2005. Assessment of the ecological potential of mine-water treatment wetlands using a baseline survey of macroinvertebrate communities. Environmental Pollution 138, 412-419.

[6]. Czeniawska-Kusza, I., 2005. Comparing modified biological monitoring working party score system and several biological indices based on macroinvertebrates for water quailty assessment. Limnologica 35, 169-176.

[7]. Davis, J., Horwitz, P., Norris, R., Chessman, B., McGuire, M., Sommer, B., 2006. Are river bioassessment methods using macroinvertebrates applicable to wetlands? Hydrobiologia 572, 115-128.

[8]. Esmaeili sari, A., 2002, Pollutant, Hygiene and Standard in Environment. Naghshe Mehr Publisher, 674 p.

[9]. Galbrand, C., Lemieux, I.G., Ghaly, A.E., Cote, R., Verma, M., 2007. Assessment of Constructed Wetland Biological Integrity Using Aquatic Macroinvertebrates. Science Publications 7, 52-65.

[10]. Guntharee, S., 2003. Benthic macroinvertebrates as a biological index of water quality in the lower thachin river. Silpakorn University International Journal 3, 168-183.

[11]. Hawkes, H.A., 1997. Tacnical note: origin and development of the biological monitoring working party score system. Water Research 32, 964-968.

[12]. Hsu, C.-B., Hsieh, H.-L., Yang, L., Wu, S.-H., Chang, J.-S., Hsiao, S.-C., Su, H.-C., Yeh, C.-H., Ho, Y.-S., Lin, H.-J., 2011. Biodiversity of constructed wetlands for wastewater treatment. Ecological Engineering 37, 1533-1545.

[13]. Hynes, H.B.N., 1984. A key to adult and nymphs of the British stoneflies (Plecoptera) with notes on the ecology and distribution. Fresh Water Biological Association. Scientific Publication, No 17, 157p.

[14]. Mahboobi Soofiani, N., Naderi, R., 2000. Identification Key of Streams Macroinvertebrate and Rivers. Jahade Daneshgahi Isfehan University of Technology, 136 p.

Archive of SID

www.SID.ir

[15]. Mandaville, S.M., 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwater- Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Division of Water New York State. Department of Environmental Conservation. Project H-1, 128 p.
[16]. Milligan, M.R., 1997. Identification manual of the aquatic oligochaeta of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 187 p.
[17]. Nemati, M., Ebrahimi, E., Mirghafari, N., Safianian, A., 2009. biological assessment of the zayandeh rud river, iran, using benthic macroinvertebrate. Limnologica 3, 1-6.
[18]. Pescador, M.L., Rasmussen, A.K., Harris, S.C., 2004. Identification Manual for the Caddisfly (Trichoptera) Larvae of Florida. Department of Environmental Protection. Florida, 237 p.
[19]. Sharma, M. P., Sharma, S., Geol, V., Sharma, P., Kumar, A., 2006. Water Quality Assessment of Behta River Using Benthic Macroinvertebrates. Life Science Journal 3, 68-74.
[20]. Shivandi, D., Nazarian, A., Davoodi, GH., Riahi, M., 1999. Environment Aspect in Chahar mahal Bakhtiari Province. Society of Efset Edition and Emission, Shahre kord, 121 p.
[21]. Timm,T., 1999. A guide to Estonian Annelida. Estonian Academy Publishers, 208 p.
[22]. Tiner, R.W., 1999. Vegetation Sampling and Analysis for Wetlands, Wetland Indicators: A Guide to Wetland Identification, Delineation, Classification, and Mappin. Boca Raton: CRC Press LLC, 248 p.
[23]. Wally, W.J., Hawkes, H.A., 1996. A computer-based reappraisal of the biological monitoring working party score system using data from the 1990 river quality survey of England and Wales. Water Research 30, 2086-2094.
[24]. Wally, W.J., Hawkes, H.A., 1997. A computer-based development of the biological monitoring working party score system incorporating abundance rating, site type and indicatore value. Water Research 31, 201-210.
[25]. Zar, J.H., 1999. Biostatistical Analysis (4th ed.), Prentice Hal, Upper Saddle River, NJ, 662 p.

Archive of SID

www.SID.ir