

## ارزیابی زیستی رودخانه چافرود (استان گیلان) با استفاده از ساختار جمعیت ماکروبتوز

احمد قانع<sup>۱</sup>، محمدرضا احمدی<sup>۲</sup>، عباس اسماعیلی<sup>۳</sup> و علیرضا میرزا جانی<sup>۴</sup>

### چکیده

پژوهش حاضر، اجتماعات کفزیان و ساختار جمعیتی آنها را در بخشی از رودخانه چافرود مورد بررسی قرار داده و با توجه به عوامل آشفتگی‌زای محیطی به طبقه‌بندی و ارزیابی ایستگاه‌های مورد بررسی پرداخته است. در مجموع ۸ ایستگاه مطالعاتی در مسیر حدود ۹ کیلومتری رودخانه انتخاب و فون کفزیان بزرگ آن به صورت ماهانه توسط دستگاه سوربر و با ۳ تکرار در هر ایستگاه نمونه‌برداری شد. نمونه‌های جمع آوری شده توسط فرمالین ۴٪ تثبیت و در آزمایشگاه جدا سازی، شناسایی و شمارش گردید. ۷۳ گروه از بی‌مهرگان کفزی دراین مدت شناسایی شد که در میان آنها لارو حشرات آبزی بیشترین تنوع و فراوانی را داشته‌اند. افراد متعلق به دو راسته Diptera و Ephemeroptera در همه ایستگاه‌ها جانداران غالب بوده‌اند. حداکثر فراوانی کل جانداران دراین مدت ۲۳۳۵ عدد در ایستگاه ۲ و حداقل آن ۱۶۳۹ عدد در متر مربع در ایستگاه ۴ بوده است. داده‌های مربوط به فراوانی کفزیان بزرگ به صورت سنجه‌های ساختار جمعیتی (Community structure metrics) شامل غنای کل، غنای EPT و نسبت فراوانی EPT به خانواده Chironomidae. خلاصه شد. در ضمن شاخص تنوع شانن-وینر (Shannon-Winner diversity index) و شاخص زیستی در سطح خانواده Hilsenhoff (Hilsenhoff family level biotic index) نیز در ایستگاه‌های مورد بررسی محاسبه شد. نتایج به دست آمده از آنالیز خوشای و نیز طبقه‌بندی کیفی آب براساس شاخص زیستی هیلسن‌هوف، باهم مطابقت داشته و ایستگاه‌های تحت تأثیر عوامل آلاینده در یک گروه طبقه‌بندی شدند.

واژه‌های کلیدی: ارزیابی زیستی، کفزیان بزرگ، رودخانه چافرود

محیط زیست، شیلات، کشاورزی و غیره است. در شرایط عادی

### مقدمه

اکوسیستم‌های آبی تحت تأثیر عوامل طبیعی مانند آب، باد و نیروهای زئوفیزیکی و نیز آثار متقابل جانداران (ریز جانداران،

بررسی ویژگی‌های کمی و کیفی منابع آب از ارکان اساسی توسعه پایدار و اعمال مدیریت صحیح در زمینه‌های مختلف

۱. دانشجوی سابق کارشناسی ارشد شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

۲. دانشیار بهداشت و بیماری‌های آبزیان، دانشکده دامپزشکی، دانشگاه تهران

۳. دانشیار محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه تربیت مدرس

۴. عضو هیئت علمی مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر، بندر انزلی

۳. چرخه زندگی طولانی دارند، بنابراین امکان بررسی اثر زمانی عوامل آشتفتگی‌زا را مهیا می‌کنند.

۴. تغییرات محیطی را به صورت دوره‌ای نمایش می‌دهند، یعنی برخلاف اندازه‌گیری‌های فیزیکی و شیمیایی، جانداران فوق فقط گویای وضعیت زمان نمونه‌برداری نیستند (۲۹).

استفاده از بی‌مهرگان کفزی بر این فرض استوار است که نهرها و رودخانه‌هایی که تحت تأثیر عوامل آلاینده نیستند، تاکسون‌های کفزیان بیشتری داشته و گونه‌های غیر مقاوم در آنجا غالبیت دارند و بر عکس آنهایی که تحت فشار آلودگی قرار دارند، تنوع کمتری داشته و گونه‌های مقاوم غالب‌اند. به طور خلاصه مقایسه روش‌های مستقیم اندازه‌گیری فیزیکی و شیمیایی مانند تهیه عکس و بررسی‌های زیستی مانند تهیه فیلم از یک اکوسیستم می‌باشد (۱۱ و ۲۶).

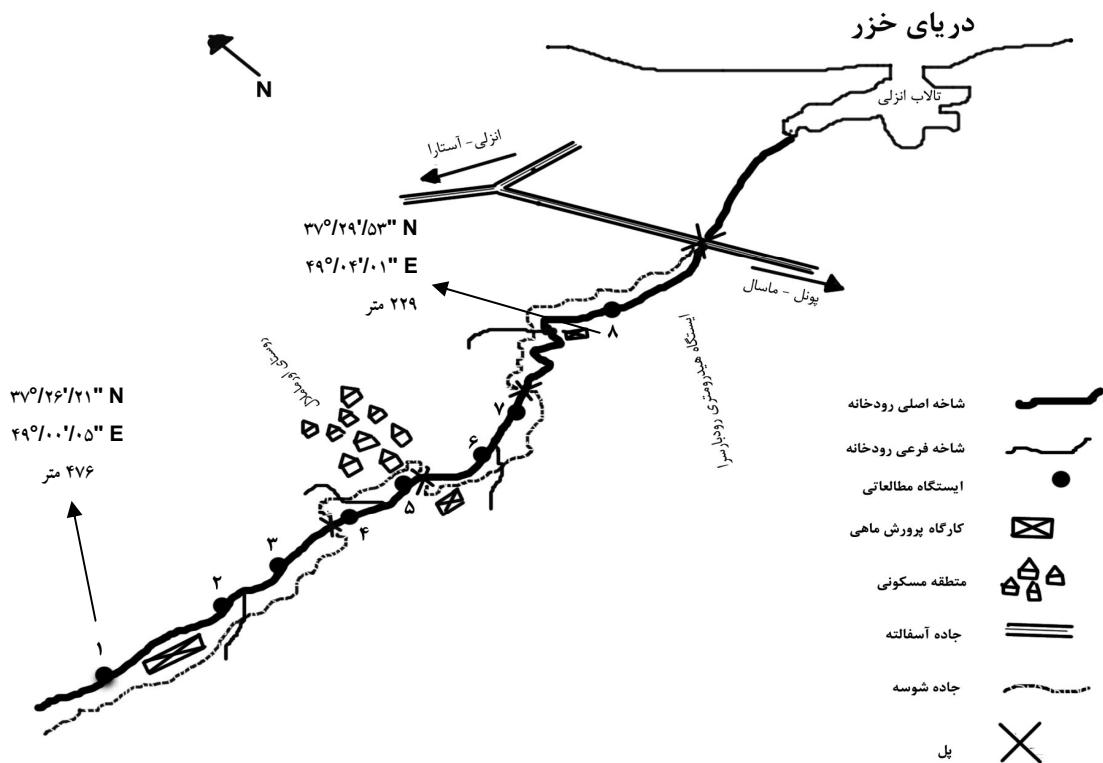
هدف از تحقیق فوق به کارگیری جاندارانی است که تقریباً به طور دائم و در طول سال نمایندگانی در اکوسیستم‌های آبی دارند و بررسی آنها می‌تواند به ما در ارزیابی دقیق، سریع و در عین حال ارزان منابع آب کمک‌های شایانی بنمایند.

به دلیل رابطه و حساسیتی که کفزیان بزرگ نسبت به شرایط زیستی خود دارند، محققین بیشماری را از سرتاسر جهان و از چند دهه قبل تاکنون بدان و داشته است که از این گروه جانداران برای طبقه‌بندی کیفی آب‌ها استفاده نمایند (۶، ۷، ۲۵ و ۳۲). در ایران نیز از سال‌ها قبل کارهای مختلفی شده است که از عمدۀ ترین آنها می‌توان به منابع ۱ و ۵ اشاره نمود. سایر تحقیقات انجام گرفته عمدهاً به صورت پایان‌نامه‌های دانشجویی و یا کارهای انتشار نیافته است. البته جا دارد که تحقیقات وسیع‌تری در آب‌های کشور صورت گرفته به گونه‌ای که روند کیفی منابع آب به طور دائم تحت نظر بوده و تغییرات آن ثبت شود، مطلبی که بسیاری از کشورها از دهه‌های قبل بدان پرداخته‌اند. بنابراین باید به این مطالعات در کشور ما نیز اهمیت بیشتری داده شود.

گیاهان و جانوران) تغییر می‌یابند، ولی در طی سال‌های اخیر انسان به طور فراگیری عامل اساسی ایجاد تغییرات در کره زمین بوده است (۱۷). در این میان بررسی نهرها و رودخانه‌ها که در واقع به عنوان سیستم گردش خون عمل می‌کنند، نه تنها در تشخیص سلامت اکوسیستم‌ها مهم‌اند، بلکه می‌توانند نشانگر فشارهای احتمالی واردۀ از محیط اطراف نیز باشند (۲۸). همه ما در مورد آلودگی نهرها و رودخانه‌ها و عوامل شایع در این روند (استفاده نادرست برای مصارف کشاورزی، تخلیه پساب‌های صنعتی و خانگی، آبزی پروری و ماسه برداری) هشدارهایی شنیده‌ایم ولی واقعیت این است که چگونه می‌توان به آلودگی نهرها پی برد و کدام روش برای مشخص نمودن آب‌های آلوده و غیر آلوده مناسب و موثر است؟ یک راه این است که از طریق اندازه‌گیری عوامل فیزیکی و شیمیایی به کیفیت آب پی ببریم. با استفاده از این روش هرگاه یک آب‌گیر تحت تأثیر فشارهای جانبی آشتفتگی‌زا و آلاینده قرار گیرد، عوامل تعیین کننده کیفیت آب مانند اکسیژن محلول، pH، BOD<sub>5</sub> و غیره از حدود معمولی خود خارج می‌شوند و بدین طریق می‌توان به آلودگی پی برد. راه دیگر که در چند دهه اخیر برکارآئی آن نیز تأکید شده و از مؤثرترین روش‌های ارزیابی زیستی (Bioassessment) به ویژه استفاده از کفزیان بزرگ برای پایش کیفیت آب می‌باشد (۱۷).

کفزیان بزرگ (ماکروبیتوز) جانورانی بی‌مهره‌اند که با چشم غیر مسلح دیده می‌شوند و حداقل بخشی از زندگی خود را در بستر منابع آب سپری می‌کنند (۲۶). این جانداران به دلیل داشتن خصوصیات خاص، بیش از دیگر جانداران آبزی (ماهیان و جلبک‌ها) در ارزیابی بوم‌شناسی اکوسیستم‌های آبی مورد توجه قرار می‌گیرند. از جمله این ویژگی‌ها می‌توان به موارد زیر اشاره نمود:

۱. غنای گونه‌ای بالایی داشته که عکس‌عمل‌های متفاوتی را در مقابل عوامل محیطی از خود نشان می‌دهند.
۲. ساکن می‌باشند، بنابراین با توجه به وجود یا عدم وجود آنها امکان تعیین حدود آشتفتگی‌ها وجود دارد.



شکل ۱. کروکی و محل تقریبی ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه چافرود

ماهانه نمونهبرداری (۱۲ ماه از تیر ۸۱ لغاًیت خرداد ماه ۸۲) شد (شکل ۱). نمونهبرداری از کفzیان با استفاده از دستگاه نمونهبردار سوربیر به ابعاد  $40 \times 40$  سانتی‌متر (سطح مفید ۱۶۰۰ سانتی‌متر مربع و تور ۲۵۰ میکرون) و با ۳ تکرار در هر ایستگاه انجام شد (۱۱). نمونه‌های جمع آوری شده در ظرفی که مشخصات ایستگاه، محل و تاریخ نمونهبرداری بر روی آنها ثبت شده بود، تخلیه و توسط فرمالین ۴٪ تثبیت شدند.

بررسی‌های آزمایشگاهی شامل جداسازی، شناسایی، شمارش و تعیین فراوانی بر حسب تعداد در مترمربع انجام شد. برای شناسایی نمونه‌های جداسازی شده از منابع مختلف، ۲، ۱۰، ۱۶، ۱۸، ۲۱، ۲۲، ۲۴ و ۳۱ استفاده شد.

اطلاعات به دست آمده به صورت سنجه‌های جمعیتی شامل غنای کل (تعداد گروه‌های شناسایی شده در هر ایستگاه)، غنای EPT (تعداد جنس‌های متعلق به سه راسته EPT، *Trichoptera*, *Ephemeroptera* و *Plecoptera*) نسبت فراوانی Chironomidae به فراوانی اعضای افراد متعلق به خانواده EPT

## مواد و روش‌ها

رودخانه چافرود واقع در استان گیلان و در جوار شهر رضوانشهر، از نهرهای کوهستانی است که از ارتفاع ۲۶۰۰ متری کوههای تالش سرچشمه گرفته و از مسیری کوهستانی و پوشیده از جنگل به طول بالغ بر ۳۰ کیلومتر در قسمت جلگه‌ای گیلان وارد قسمت غربی تالاب انزلی می‌شود. منطقه مورد بررسی قسمتی از رودخانه در نزدیکی روستای اورمان می‌باشد که تحت تأثیر فعالیت‌های انسانی مانند آبزی پروری و نیز تخلیه پساب‌های منطقه مسکونی قرار دارد. در این بررسی فون کفriان رودخانه مورد شناسایی قرار گرفته و با استفاده از آنها مناطق مختلف مسیر مورد بررسی از نظر شدت آلودگی طبقه‌بندی و ارزیابی شده‌اند.

با در نظر گرفتن شرایط منطقه و عوامل محیطی تأثیر گذار بر کیفیت آب رودخانه، ۸ ایستگاه مطالعاتی از ابتدای محل انحراف آب برای مصرف کارگاه پرورش قول‌آلای آزاد گیلان، تا نزدیکی ایستگاه هیدرومتری رودبارسر، انتخاب و به طور

راسته ۶ خانواده شناسایی شد که در بین آنها جنس *Baetis* از خانواده Baetidae بیش از ۸۰ درصد از افراد این راسته را در ایستگاه‌های مطالعاتی تشکیل می‌داد و خانواده‌هایی مانند Caenidae و Heptageniidae در رده‌های بعدی قرار گرفتند (شکل ۴). سایر خانواده‌های راسته مزبور در جدول ۱ آورده شده است.

راسته بهاره‌ها (Plecoptera) که اعضای متعلق به آن عمدتاً از گروه‌های حساس به آلودگی بشمار می‌روند در ایستگاه‌های مختلف، بین ۱ تا ۵ درصد از کل جمعیت جانوران کفرزی *Leuctra* بزرگ را تشکیل می‌دادند. جنس‌های *Taeniopteryx* و *Nemoura*, *Perla*, *Capnia* خانواده‌های Nemouridae, Perlidae, Capnidae, Leuctridae و *Taeniopterygidae* مهم‌ترین گروه‌های شناسایی شده از این راسته در ایستگاه‌های مطالعاتی بودند (شکل ۵).

از راسته بال موداران (Trichoptera) در طول این بررسی ۹ خانواده شناسایی شد که جنس *Hydropsyche* از خانواده Hydropsychidae در همه ایستگاه‌ها بیش از ۹۵ درصد از جمعیت این راسته را تشکیل می‌داد (شکل ۶ و جدول ۱).

از سایر حشرات آبزی که در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه چافرود چه بشکل لارو و چه به صورت بالغ شناسایی شدند، راسته‌های Neuroptera, Collembula, Odonata, Coleoptera, Arachnida, Hemiptera نام برد (جدول ۱). به علاوه از سختپستان، خرچنگ‌گرد *Potamon sp.* از ناجور پایان, *Gammarus spp.* از کرم‌های کم تار خانواده‌های Tubificidae و Lumbriculidae، از زالوها خانواده Pisciculidae و نمونه‌هایی از کرم‌های لوله‌ای Nematoda نیز در مدت بررسی در ایستگاه‌های مطالعاتی مشاهده شدند (جدول ۱).

از آنجایی که بررسی روند تغییرات در فراوانی هر یک از گروه‌های کفریان در مکان‌های مورد بررسی، به علت تنوع بالا، موجب پیچیدگی و در مواردی سبب گمراهی در نتیجه‌گیری

و شاخص تنوع شانن وینر خلاصه شد (۸).

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

$H$ =شاخص شانن،  $S$ =تعداد گونه‌ها،  $p_i$ =نسبت فراوانی هر گونه به فراوانی کل هم‌چنین شاخص زیستی در سطح خانواده هیلسنهوف برای ایستگاه‌های مختلف در ماه‌های متعدد محاسبه شد (۱۳).

$$HBI = \frac{\sum [(T_v)n]}{N} \quad [2]$$

$HBI$ =شاخص زیستی هیلسنهوف،  $T_v$ =ارزش مقاومتی هر خانواده،  $n$ =فراوانی هر خانواده،  $N$ =فراوانی کل براساس مقادیر سنجه‌های جمعیتی به دست آمده و با استفاده از آزمون خوشای ایستگاه‌های مطالعاتی دسته‌بندی و بر اساس شاخص زیستی به دست آمده نیز ایستگاه‌ها طبقه‌بندی کیفی و ارزیابی شدند.

## نتایج

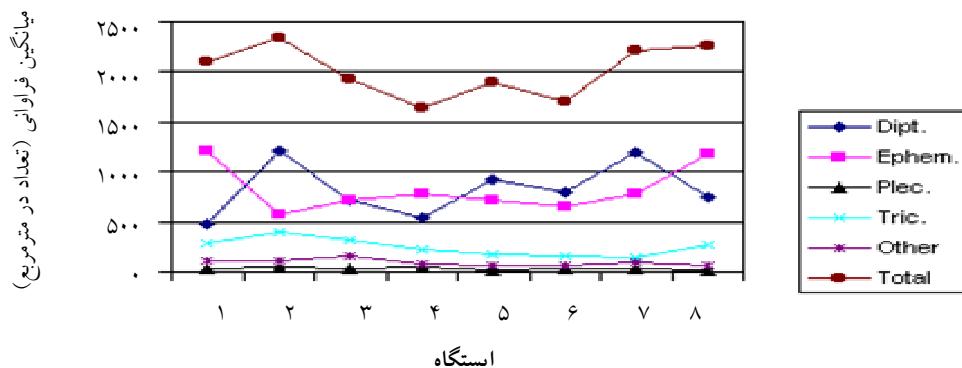
به طورکلی در مدت یک سال بررسی و نمونه‌برداری از فون کفریان رودخانه چافرود در منطقه مورد بررسی، ۷۳ گروه (جنس و خانواده) شناسایی شدند که بخش عمده آنها را لارو حشرات آبزی تشکیل می‌دادند (جدول ۱). به طور متوسط حداقل و حداقل فراوانی کفریان به ترتیب ۲۲۳۵ عدد در مترمربع در ایستگاه ۲ و ۱۶۳۹ عدد در متر مربع در ایستگاه ۴ بوده است (شکل ۲).

از راسته دوبالان (Diptera) که یکی از متنوع‌ترین و بزرگ‌ترین راسته‌های حشرات آبزی می‌باشد، ۱۱ خانواده شناسایی شد که بیشترین سهم را دو خانواده Simuliidae و Chironomidae نسبت به سایر خانواده‌های این راسته داشتند. این دو خانواده معمولاً بین ۶۵ تا ۹۵ درصد از کل اعضای این راسته را در ایستگاه‌های مطالعاتی تشکیل می‌دادند (شکل ۳ و جدول ۱).

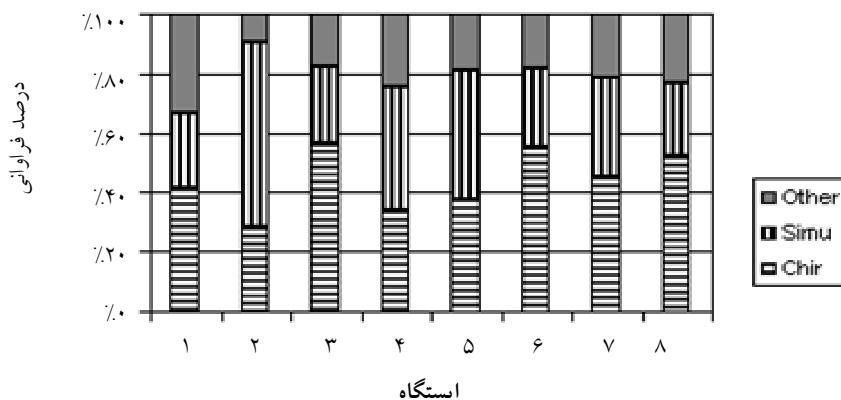
پس از راسته دوبالان، راسته یکروزه‌ها یا زودمیران

## جدول ۱. گروه‌های مختلف بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده در ایستگاه‌های مورد بررسی رودخانه چافرود

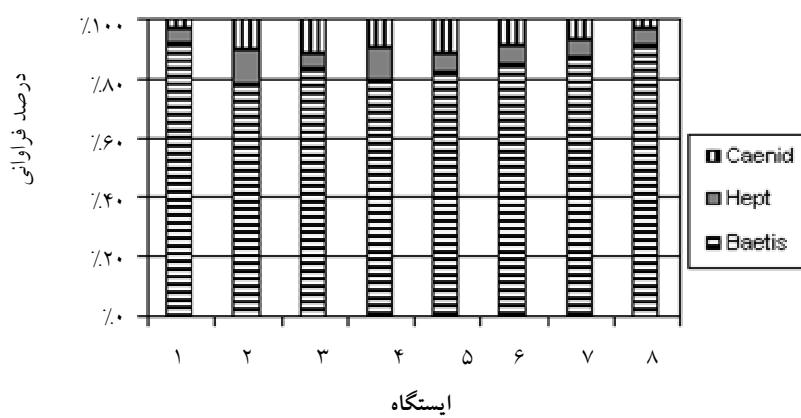
Order	Family	Genus
Diptera	Chironomidae	
	Simuliidae	<i>Simulium</i>
	Tipulidae	<i>Tipula</i>
	Blepharoceridae	<i>Liponeura</i>
	Ceratopogonidae	
	Rhagionidae	
	Empididae	
	Dolichopodidae	
	Stratiomyidae	
	Tabanidae	<i>Tabanus</i>
Ephemeroptera	Culicidae	
	Baetidae	<i>Baetis</i>
	Heptageniidae	<i>Ecdyonorus</i> <i>Rhithrogena</i> <i>Heptagenia</i> <i>Epeorus</i>
	Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i>
	Leptophlebidae	<i>Paraleptoides</i>
	Caenidae	<i>Caenis</i>
	Oligoneuriidae	<i>Brachycercus</i> <i>Oligonurella</i>
	Perlidae	<i>Perla</i>
	Nemouridae	<i>Nemoura</i>
	Leuctridae	<i>Leuctra</i>
Plecoptera	Capnidae	<i>Capnia</i>
	Taeniopterygidae	<i>Taeniopteryx</i>
	Hydropsychidae	<i>Hydropsyche</i>
	Rhyacophilidae	<i>Rhyacophila</i>
	Brachycentridae	<i>Brachycentrus</i>
	Pilopotamidae	
	Leptoceridae	
	Ecnomidae	
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Glossosoma</i>
	Elmidae	<i>Elmis</i>
	Dytiscidae	<i>Dytiscus</i>
	Psephenidae	<i>Psephenus</i>
	Gyrinidae	<i>Gyrinus</i>
Odonata	Libellulidae	
	Aeshnidae	
Oligochaeta	Tubificidae	
	Lumbriculidae	
Hirudinea	Pisciculidae	
Decapoda	Potamontidae	<i>Potamon</i>
Nematoda		
Collembola		
Arachnida		
Amphipoda	Gammaridae	<i>Gammarus</i>
Hemiptera		
Neuroptera		



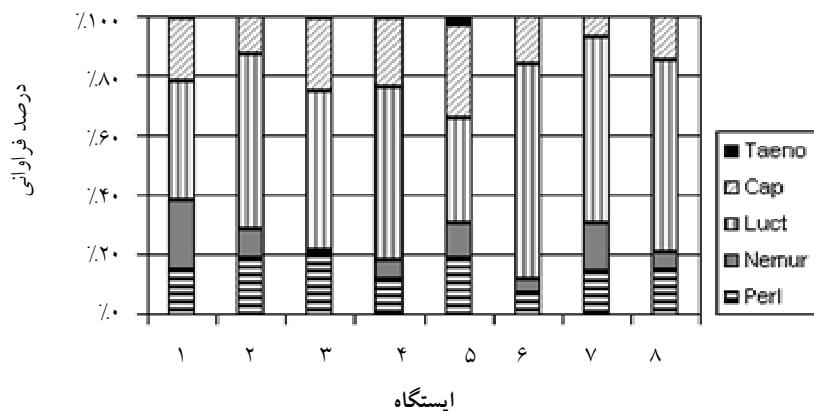
شکل ۲. میانگین فراوانی گروههای مختلف کفzیان (تعداد در مترمربع) در ایستگاههای مطالعاتی چافرود، در مدت بررسی



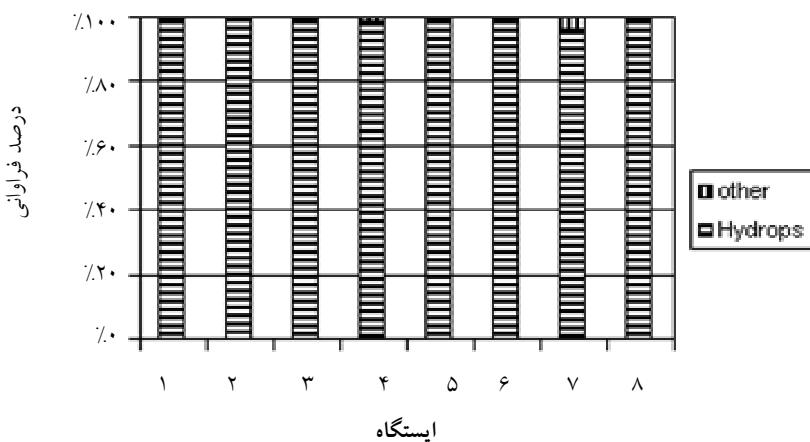
شکل ۳. درصد فراوانی خانواده‌های متعلق به راسته دوبالان Diptera



شکل ۴. درصد فراوانی ۳ خانواده غالب متعلق به راسته یکروزه‌ها (Ephemeroptera)



شکل ۵. درصد فراوانی خانواده‌های متعلق به راسته بهاره‌ها (Plecoptera)



شکل ۶. درصد فراوانی خانواده‌های متعلق به راسته بال موداران (Trichoptera)

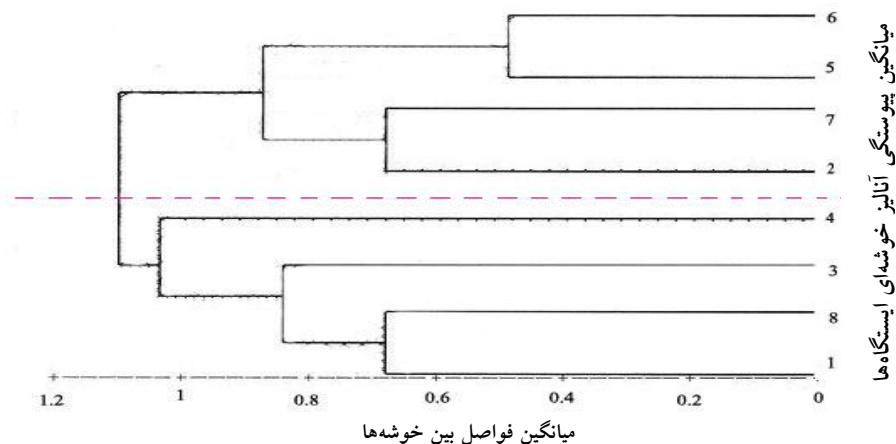
حاصل با ایستگاه ۴ تشکیل یک خوشه اصلی را می‌دهند. در قسمت دیگر این دنдрوگرام طبق انتظار ایستگاه‌های ۵ و ۶ از مشابهت بیشتری برخوردار بوده و تشکیل یک خوشه را می‌دهند. ایستگاه‌های ۲ و ۷ نیز به همین ترتیب خوشه دیگری را تشکیل می‌دهند که حاصل آن با خوشه ۵ و ۶ خوشه اصلی دیگر را تشکیل می‌دهند (شکل ۷).

اطلاعات به دست آمده از محاسبه مقدار شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مطالعاتی نشان داد که ایستگاه‌های ۱ و ۴ و ۸ همواره کمترین (نشانگر کیفیت نسبی بهتر) و ایستگاه ۲ (یعنی پایین‌تر از محل خروجی پساب کارگاه پرورش ماهی قزل‌آلا) بیشترین مقدار (گویای کیفیت نسبی نامناسب) شاخص

می‌شد، بنابراین اطلاعات به دست آمده از بررسی جمعیت کفزیان بزرگ رودخانه چافرود، به صورت سنجه‌های ساختار جمعیتی خلاصه شد (جدول ۲).

با استفاده از آزمون خوشه‌ای و براساس این سنجه‌ها ایستگاه‌های مطالعاتی دسته‌بندی شدند (شکل ۷).

با توجه به دندروگرام حاصله از این آزمون، ایستگاه‌های ۱، ۳، ۴ و ۸ در یک خوشه و ایستگاه‌های ۲، ۵، ۶ و ۷ در خوشه‌ای جدا قرار گرفتند. این آزمون که بر پایه میزان تشابه ایستگاه‌های مطالعاتی از نظر سنجه‌های جمعیتی مورد بحث است، نشان می‌دهد که ابتدا ایستگاه ۱ و ۸ یک خوشه و این خوشه با ایستگاه ۳ خوشه بعدی را تشکیل داده و در نهایت



شکل ۷. دندروگرام حاصل از نتایج آزمون خوشه‌ای ایستگاه‌ها براساس سنجه‌های ساختار جمعیتی کفزیان

جدول ۲. سنجه‌های ساختار جمعیتی مورد بررسی (mean±std)

ایستگاه	غنای کل	EPT	EPT/CHIR	شاخص شان
۱	۱۸/۹±۵	۹±۳	۱۲/۵±۷	۳/۸۹±۱/۵
۲	۱۸/۴±۴/۷	۸/۱±۲/۶	۵/۶±۵/۴	۵/۱۳±۱/۷
۳	۱۸/۳±۲/۸	۸/۸±۲	۱۸/۲±۲/۹	۴/۲۹±۱/۸
۴	۱۹/۳±۴/۲	۸/۸±۲/۳	۷/۵±۴/۹	۵/۰۶±۲/۵
۵	۱۷±۴	۷/۲±۲/۳	۶/۲±۱/۲	۴/۴۱±۱/۹
۶	۱۶/۸±۴/۱	۶/۹±۲/۳	۳/۸±۳	۴/۷۲±۱/۵
۷	۱۸/۷±۴/۲	۸/۱±۲/۳	۴/۱±۴	۴/۴۳±۱/۵
۸	۱۷/۶±۴	۸/۳±۲/۲	۷/۴±۷/۱	۴/۵۲±۱/۸

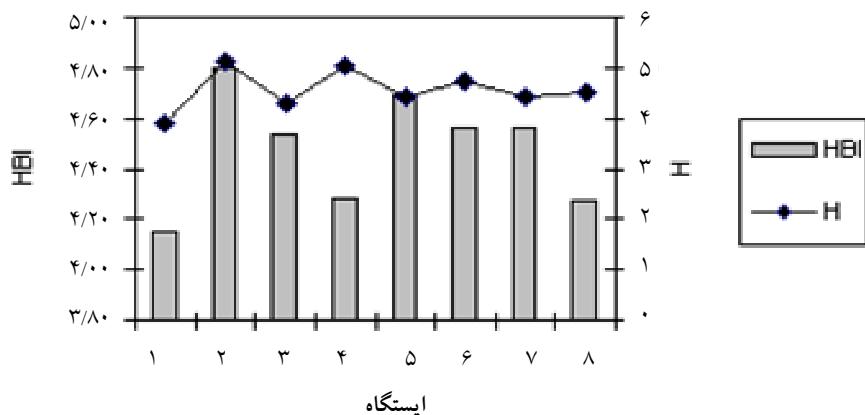
سال ۱۳۷۴، چنین نتیجه‌ای را شمالی و عبدالملکی در رودخانه کرگانرود و جمالزاده و افزار در رودخانه شفارود، واقع در جوار رودخانه چافرود نیز به دست آورده‌اند (۳ و ۴). دانشمندان بسیاری که به بررسی بیولوژی آبهای جاری مشغول‌اند در مطالعات خود به غالیت حشرات آبزی در ترکیب جمعیت کفزیان اشاره نموده‌اند (۸، ۱۴ و ۲۵).

در بررسی‌های انجام شده گروه‌های متنوعی از بی‌مهرگان کفزی بخصوص لارو حشرات آبزی شناسایی شدند که می‌تواند دلیلی بر کیفیت مناسب و سلامت اکولوژیک رودخانه چافرود باشد. غالیت راسته Diptera که عمده‌تاً از دو خانواده Simuliidae و Chironomidae تشکیل شده، در برخی از

زیستی را داشته است (جدول ۳). ایستگاه ۲ اگرچه بیشترین شاخص تنوع را دارد ولی در عین حال بیشترین مقدار شاخص زیستی نیز مربوط به همین ایستگاه است که نشانگر غالیت گروه‌های مقاوم نسبت به گروه‌های حساس می‌باشد (شکل ۸). در واقع همه گروه‌ها در ایستگاه ۲ قابل مشاهده بوده که مهم‌ترین آنها حضور فعال راسته بهاره‌ها در کنار حداثر فراوانی کفزیان در مترمربع (شکل ۲) در این ناحیه است.

## بحث

نتایج حاصل نشان می‌دهد که حشرات آبزی جمعیت غالب جانداران کفزی رودخانه چافرود را تشکیل داده‌اند. در مطالعات



شکل ۸ مقایسه مقادیر شاخص تنوع (H) و شاخص زیستی هیلسنهوف (HBI) در ایستگاه‌های مطالعاتی چافرود

اجتماعات کفزیان می‌شود (۲۵).

در این بررسی از سنجه‌های جمعیتی کفزیان شامل غنای کل و غنای EPT/CHIR، EPT و شاخص تنوع شانز برای تعیین شدت اثرپذیری و طبقه‌بندی ایستگاه‌ها براساس میزان تشابه آنها از نظر ساختار جمعیت کفزیان، استفاده شد. در حال حاضر منابع بسیاری وجود دارد که در ارزیابی زیستی آب‌های جاری از این سنجه‌ها استفاده نموده و برکارآیی و دقیقت آنها تأکید می‌نمایند (۶، ۹، ۱۵، ۲۳ و ۳۰).

همان‌طوری که گفته شد یکی از سنجه‌ها، غنای کل یعنی تعداد کل گروه‌های بی‌مهرگان کفزی شناسایی شده است. هر قدر کیفیت آب و زیستگاه در محل مورد بررسی بهتر باشد، مقدار این سنجه افزایش می‌یابد. غنای کل به طور متوسط در ایستگاه ۴ حداقل و در ایستگاه ۶ حداقل بوده است (جدول ۲). اگرچه غنای کل از شاخص‌های فشارهای زیست محیطی است ولی هرگاه میزان مواد آلی وارد به رودخانه شدید نباشد غنای کل در ایستگاه‌های مؤثر نسبت به ایستگاه‌های سر منشاء بیشتر می‌شود (۳۰). این دقیقاً حالتی است که ما در منطقه مورد بررسی در رودخانه چافرود مشاهده می‌کنیم زیرا غنای کل در ایستگاه ۱ که به عنوان ایستگاه غیر مؤثر است کمتر از ایستگاه ۴ می‌باشد. دلیل این امر عمدتاً به افزایش مواد غذایی قابل دسترس و در نتیجه شکل‌گیری و تجمع گروه‌های جدید برای

ایستگاه‌ها، نشانگر تغییرات حاصله از عوامل محیطی بر رودخانه است. راسته فوق در ایستگاه ۲ و ۷ حداقل و در ۱ و ۴ حداقل میانگین فراوانی را داراست (شکل ۲). خانواده Chironomidae از گروه‌های مقاوم بشمار می‌رود و از مواد آلی در بستر تغذیه می‌کند. هم‌چنین خانواده Simuliidae از نظر رفتار تغذیه‌ای فیلتر کننده بوده و از مواد آلی ریز متعلق در آب (F.P.O.M: Fine Particle Organic Matter) استفاده می‌نماید. مواد حاصل از فعالیت‌های متابولیک و پس مانده‌های غذایی ماهیان، به صورت مواد آلی متعلق در آب، از عمده‌ترین اجزای پساب حاصل از کارگاه‌های پرورش ماهی هستند که وارد نهرها می‌شوند (۱۲). بنابراین افزایش نسبی گروه‌های مقاوم و تغییر در ترکیب جمعیت کفزیان، بخصوص در ایستگاه ۲، می‌تواند نشانگر اثر کارگاه بر سیستم رودخانه باشد. این در حالیست که گروه‌های مختلف کفزیان با حفظ ساختار کلی خود، به شکلی توسعه می‌یابند که در برای مصرف مواد آلی وارد بوده تا بتوانند فشارهای زیست محیطی حاصله را خنثی نمایند. این روند در ایستگاه‌های ۵ و ۶ نیز تقریباً مشابه است، با این تفاوت که در این ایستگاه‌ها، عامل اصلی ایجاد آشفتگی، منطقه مسکونی و تخلیه زهکش‌های پساب خانگی به پیکره رودخانه است. مناطق مسکونی و پساب‌های حاصله یکی از عوامل مهم استرس‌زا در رودخانه‌هاست که موجب تغییر در

رودخانه چافروود بر اساس سنجه‌های ساختار جمعیتی کفریان طبقه‌بندی شدند. بنابراین در این بررسی، برآیند شرایط حاکم در ایستگاه‌های مطالعاتی در قالب میزان تشابه در سنجه‌های زیستی بی‌مهرگان کفری، برای دسته‌بندی نهایی ایستگاه‌ها به کار رفت. البته باید توجه داشت که هرگاه تغییرات معنی‌داری در جمعیت بی‌مهرگان کفری رخ دهد، نتیجه امر در تغییر بیش از یک سنجه نمایان می‌شود (۲۷). مطلبی که در رودخانه چافروود مشاهده می‌شود حاکی از همین نتیجه‌گیری است.

نتیجه این آزمون نشان داد که ایستگاه‌های مورد اثر توسط خروجی پساب کارگاه پرورش ماهی (ایستگاه ۲) و منطقه مسکونی (ایستگاه‌های ۵، ۶ و ۷) در دسته‌ای جدا از سایر ایستگاه‌های مطالعاتی، قرار می‌گیرند (شکل ۷). از سویی دیگر بر مبنای مقادیر شاخص زیستی محاسبه شده که بر اساس ایده گونه‌های شاخص استوار است، ایستگاه‌های مطالعاتی به شکل جدول ۳ طبقه‌بندی می‌شوند:

مالحظه می‌شود که نتایج به دست آمده با نتیجه آزمون خوش‌های بر اساس ساختار جمعیت کفریان تقریباً همخوانی دارد و ایستگاه‌های ۱، ۴ و ۸ را که در واقع ایستگاه‌های غیر متاثر و یا به دور از تأثیر عوامل محیطی هستند، در طبقه کیفیتی خیلی خوب و سایر ایستگاه‌ها را در طبقه خوب قرار می‌دهد. در واقع در ایستگاه ۲ که فاضلاب کارگاه پرورش ماهی وارد رودخانه می‌شود، شاهد افت کیفیت آب هستیم ولی اکوسیستم با عمل خودپالایی خود در ایستگاه ۴ مجدداً به وضعیت تقریباً مطلوب قبل از دریافت فاضلاب سوق پیدا می‌نماید. وضعیت فوق در ایستگاه ۵ تکرار شده یعنی پس از ورود فاضلاب جدید، شرایط کیفی تغییر نموده تا این که مجدداً در ایستگاه ۸ رودخانه به موقعیت مناسبی دست می‌یابد. روند تغییرات یاد شده به خوبی حساسیت گروه‌های ارگانیزمی مورد تحقیق و روش‌های به کار گرفته در آنها را نشان می‌دهد.

نتیجه آن که در اکوسیستم‌های آبی میزان آلودگی آلوی گاهی به قدری است که تنها می‌تواند در یک محدوده مکانی مشخصی ایجاد تغییر نماید و این تغییرات هر چند اندک توسط جوامع

صرف آن است.

غنای EPT سنجه‌ای دیگر است که بر خلاف غنای کل، همه گروه‌های مقاوم و غیر مقاوم را شامل نمی‌شود و فقط تنوع گروه‌های حساس به آلودگی را در بر می‌گیرد. براساس نتایج به دست آمده ایستگاه‌های ۲، ۵، ۶ و ۷ که بیشتر تحت تأثیر عوامل استرس‌زای محیطی قرار دارند، میزان غنای EPT کمتری نسبت به سایر ایستگاه‌ها داشته‌اند (جدول ۲). در بررسی ای که در آن منحصر از شاخص EPT برای بررسی تأثیر مزارع پرورش ماهی قزل‌آلاب کیفیت نهرهای دریافت کننده پساب، در ایالت کارولینای شمالی، انجام شد، نتایج مشابهی به دست آمد (۲۰). معمولاً در آبهای جاری که شرایط زیستی مناسب و محیط غیر آشفته دارند، شاهد فراوانی متوازن و متناسبی از چهار Ephemeroptera، Plecoptera، Hشرات آبریزی، Diptera و Trichoptera (EPT) متعارف تعداد شیرونومیده نسبت به گروه‌های حساس (EPT) که کاهش مقدار نسبت EPT/CHIR را درپی دارد، نشانگر استرس محیطی می‌باشد (۷). بر طبق اطلاعات حاصل از این بررسی مقدار شاخص EPT/CHIR در ایستگاه‌های ۲، ۵، ۶ و ۷ نسبت به سایر ایستگاه‌ها، کمتر است که نشانگر تأثیر عوامل استرس‌زای محیطی بر آنها است (جدول ۲).

استفاده از شاخص تنوع در تشخیص کیفیت آب بر این فرض استوار است که ساختار اجتماعات کفریان همراه با آشفتگی‌های محیطی تغییر می‌نماید، زیرا برخی گونه‌ها بیش از سایرین تحت تأثیر فشار حاصله قرار می‌گیرند. به طور متوسط مقدار شاخص تنوع شان در ایستگاه‌های مطالعاتی بین  $3/89$  و  $5/13$  متغیر بوده است (جدول ۲). با توجه به طبقه‌بندی ویلم - دوریس (۳۲) تمامی ایستگاه‌های مطالعاتی از نظر شدت آلودگی آلوی با داشتن مقدار شاخص بیش از  $3$  جزء ایستگاه‌های غیر آلوه طبقه‌بندی می‌شوند. بنابراین حجم مواد آلاینده به اکوسیستم به شکلی نیست که تغییرات اساسی در محیط ایجاد نماید.

آزمون خوش‌های یک روش چند متغیره توصیفی می‌باشد (۳۰). با استفاده از این آزمون، ایستگاه‌های مطالعاتی در

جدول ۳. مقدادیر شاخص زیستی هیلسنهوف در ایستگاه‌های مورد بررسی رودخانه چافرود و طبقه کیفیتی آنها (۱۳)

ایستگاه	HBI	مقدار	طبقه کیفیتی	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب	خوب				
۸	۷	۶	۵	۴	۳	۲	۱	۴/۲۵	۴/۵۶	۴/۵۶	۴/۷۰	۴/۲۲	۴/۵۴	۴/۸۰	۴/۱۵

### سپاسگزاری

بدینوسیله از مدیریت و پرسنل مرکز تحقیقات ماهیان استخوانی دریای خزر به واسطه تمهدات و مساعدت‌های فراوان که در انجام این تحقیق داشته‌اند، نهایت سپاس را دارد. از تمامی همکاران بخش اکولوژی منابع آبی، آقایان صیدر حیم، زحمتکش و یوسفزاد و خانم‌ها جعفرزاد و درویش‌زاده کمال تشکر را ابراز می‌نماییم.

بی‌مهره ساکن بستر با کمک ساختارهای جمعیتی آنها به خوبی نمایان شده است، پدیده‌ای که در ایستگاه‌های مطالعاتی رودخانه چافرود به وضوح مشاهده می‌شود. بدینهی است که اگر عوامل مخرب محیط رودخانه بیشتر باشد، جوامع جانداران فوق بازتاب‌های شدیدتری از خود بروز داده و در نتیجه تفاوت‌های منطقه‌ای بارزتر می‌شود.

بنابراین این بررسی به بررسی ساختار جمعیت بی‌مهرگان کفزی به عنوان ابزاری مؤثر و با صرفه اقتصادی برای ارزیابی دقیق و سریع کیفیت رودخانه بخصوص زمانی که تحت تأثیر عوامل آشفتگی‌زای محیطی قرار دارند، تأکید می‌نماید.

### منابع مورد استفاده

۱. احمدی، م. ر.، م. کرمی و ر. کاظمی. ۱۳۷۹. تعیین زیتد و برآورد تولید در رودخانه‌های آغشت و کردان. مجله منابع طبیعی ایران ۵۳(۱): ۲۰-۳.
۲. احمدی، م. ر. و م. نفیسی. ۱۳۷۹. شناسایی جانداران شناختی بی‌مهره آب‌های جاری. انتشارات خبیر، تهران.
۳. جمالزاد، ف. و ع. افراز. ۱۳۷۴. گزارش بررسی‌های زیستی و غیرزیستی رودخانه شفارود. مرکز تحقیقات شیلات گیلان، بندر انزلی.
۴. شمالی، م. م. و ش. عبدالملکی. ۱۳۷۵. گزارش بررسی‌های زیستی و غیرزیستی رودخانه کرگانرود. مرکز تحقیقات شیلات گیلان، بندرانزلی.
۵. نوان مقصودی، م. ر. احمدی و ا. کیوان. ۱۳۸۲. بررسی توان تولید براساس تنوع و فراوانی کفزیان در رودخانه شمرود سیاهکل. مجله علمی شیلات ایران ۱۲(۲): ۱۲۳-۱۳۸.
6. Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Geriffith, R. Fridenborg E. McCarroon, J.S. White M.L. Bastian. 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates J. North American Bentholog. Soc. 15(2)185-211.
7. 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. 2<sup>nd</sup> ed., EPA Pub., Washington D. C., 408 p.
8. Bass, D. 1995. Species composition of aquatic macrobenthic and environmental conditions in cucumber Creek. Proc. Okla. Sci. 75: 39- 44(1995).

9. Bode, R.W. 1996. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation Service, Albany, 89p.
10. Chu, H. F. 1947. How to Know the Immature Insects. W. M. C. Brown company publisher, Copyright, 85p.
11. Davies, A. 2001. The use and limits of various methods of sampling and interpretation of benthic macroinvertebrates. *J. Limnol.* 60(suppl.1): 1-6.
12. Gowen, R. J., D. P. Weston, A. Emirk. 1991. Aquaculture and the Benthic Environment. First international symposium on nutritional strategies and aquaculture waste, University of Guelf, Ontario, Canada, pp 187-205.
13. Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid Field Assessment for Organic Pollution with a Family Level Biotic Index. *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7(1) : 65 – 68 .
14. Hynes, H. B. 1970. The Ecology of Running Waters. University of Toronto Press, Canada.
15. Hynes, K. E. 1998. Benthic Macroinvertebrates Diversity and Biotic Indices for Monitoring of 5 Urban and Urbanizing Lakes within the Halifax Regional Municipality (HRM). Soil and Water Conservation Society of Metro Halifax, Pub., Nova Scotia, Canada.
16. Jessup, B. K. 1999. Family Level Key to the Stream Benthic invertebrates of Maryland and Surrounding Areas. Maryland Department of Natural Resources, Resources Assessment service, USA.
17. Karr, J. R. 1998. Rivers as Sentile: Using the Biology of Rivers to Guid Landscape Management. final report for USEPA, 28p.
18. Kellog, L. L. 1994. Save Our Streams Monitors Guide to Aquatic Macroinvertebrates. Izaak Walton league of America, Gaithersburg, Maryland, 60p.
19. Lenat, D. 1998. Water quality assessment of streams using qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. North Amer. Bentholog. Soc.* 7: 222-223.
20. Loch, D. D. 1996. The effects of trout farm effluents on the taxa richness of the benthic macroinvertebrates. *Aquaculture* 147: 37-55.
21. Mellenby, H. 1963. Animal Life in Freshwater. Cox & wyman Ltd., Fakenham, Great Britain.
22. Needham, J., P. Needham. 1962. A Guide to the Freshwater Biology. Fifth edition revised and enlarged, Constable & Co. LTD, London, 115p.
23. Overton, J. 2001. Standard Procedures for Benthic Macroinvertebrates Biological Assessment. North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 50 p.
24. Pennak, R. W. 1953. Freshwater Benthic of the United States. The Ronald press company, New York.
25. Pipan, T. 2000. Biological assessment of Stream Water Quality- The Example of the Reka River (Slovenia)". *Acta Carsologica* 29/1(15): 201-222.
26. Rosenberg, D. M., I. J. Davies, D. G. Cobb and A. P. Wiens. 1999. Protocols for maesuring Biodiversity: Benthic macroinvertebrates in Freshwaters. Department of fisheries and Oceans, Freshwater Institute, Winnipeg, Manitoba, 42 p.
27. Sandin, L. 2003. Benthic macroinvertebrates in Swedish Streams: Community Structure, Taxon Richness, and Environmental Relations. *Ecography* 26(3): 263-280.
28. Sioli, H. 1975. Tropical Rivers as Expressions of their Terrestrial Environments, Trend in Terrestrial and Aquatic Research. Springer-Verlag Pub., New York.
29. Spellman, F. R. and J. E. Drinan. 2001. Stream Ecology and Self Purification. Lancaster Technomic Pub. Inc., U.S.A., 261p.
30. 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.
31. Usinger, R. L. 1963. Aquatic Insects of California. University of California press, USA.
32. Wilhm, J. L. and T. C. Dorris. 1968. Biological parameters for quality criteria. *Biosci.* 18: 477-481.