# تأثیر نوع بستر بر جمعیت دیاتومه‌های کفزی رودخانه ماسوله رود – گیلان

مسلم شریفی نیا[۱*]، جاوید ایمانپور نمین[۱] و زهره رمضانپور[۲]

(تاریخ دریافت: ۱۳۹۱/۱/۲۴ ؛ تاریخ پذیرش: ۱۳۹۲/۲/۳)


## چکیده

**مطالعه حاضر با هدف تأثیر برخی عوامل فیزیکی و شیمیایی آب اسیدیته، دما، شوری، هدایت الکتریکی(EC)، آهن، سیلیکات، اورتوفسفات، نیترات، بر تنوع و تراکم جمعیت پریفیتون‌های (دیاتومه‌ها) یکی از انشعابات ماسوله رود در سه فصل تابستان، پاییز و زمستان ۱۳۸۹ انجام شد. نمونه‌ها از سطح بسترهای طبیعی سنگی، چوبی، شنی و گلی از رودخانه ماسوله رودخان با عرض شمالی ,۲۲ ˚۳۷ تا ,۲۳ ˚۳۷ از مدار استوا و طول شرقی ,۱۷ ˚۴۹ تا ,۱۹ ˚۴۹ واقع در شمال ایران (غرب استان گیلان) جمع‌آوری شدند. در مسیر رودخانه ۵ ایستگاه در محدوده ۱۵ کیلومتری برای نمونه‌برداری از بسترهای طبیعی انتخاب گردید. ارتفاع از سطح دریا و فاکتورهای نیترات، اورتوفسفات، سیلیکات، آهن، شوری، هدایت الکتریکی(EC) و pH در تمام ایستگاه‌ها مورد اندازه‌گیری قرار گرفتند. تغییرات جمعیت دیاتومه‌ها و ارتباط آن با فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی بررسی گردید. رودخانه دارای عمق آب کمتر از نیم متر و دمای بین ۳۱-۱۴ درجه سانتی‌گراد، میزان هدایت الکتریکی $\mu S.cm^{-1}$ ۱۳۷۰-۶۱۷، میزان pH از ۸/۸۱ – ۷/۸۲ بود. غلظت مواد مغذی ($mg\ l^{-1}$ ۰/۰۲ – ۰/۲۱ :$PO_4^{3-}$، $mg\ l^{-1}$ ۱/۲ – ۳/۵ :$NO_3^-$ ، $mg\ l^{-1}$ ۰/۰۲ – ۶/۵ :$SiO_2$، $mg\ l^{-1}$ <۰/۰۲ – ۰/۱ :$Fe^{2+}$، ۰/۰۲ – ۶/۵ =$SiO_2$) نشان‌دهنده وضعیت تروفیک رودخانه است. نمونه‌ها پس از شستشو و تهیه اسلاید با استفاده از میکروسکوپ نوری مورد بررسی قرار گرفتند. در این مطالعه ۲۳ جنس دیاتومه شناسایی شد. حداقل و حداکثر مقدار فراوانی کل جمعیت دیاتومه‌ها روی بسترهای گلی (ایستگاه ۴: ۱۲/۵۲٪) و سنگی (ایستگاه ۵: ۳۰/۸۶٪) به‌دست آمد. نتایج حاصل از مقایسه میانگین فراوانی نسبی (٪) جمعیت دیاتومه‌ها بین بسترهای مختلف (گلی: ۴/۰۸ ±۲۳/۹۵؛ شنی: ۰/۹۷ ±۱۵/۵۲؛ چوبی: ۰/۶۲ ±۱۷/۷۱و سنگی: ۴/۰۸ ±۲۳/۹۵) اختلاف معنی‌داری را بین بستر سنگی با بسترهای شنی و گلی؛ و بستر چوبی با گلی نشان داد ($P<0/05$). در این مطالعه توزیع فراوانی جنس‌های دیاتومه روی بسترهای زبر (چوب، سنگ و ماسه) نسبت به بسترهای صاف و نرم (بستر گلی) بیشتر می‌باشد. بنابراین باتوجه به نتایج به‌دست آمده بسترهای چوبی و سنگی می‌توانند برای برنامه‌های پایش اکولوژیکی نسبت به بسترهای گلی و شنی مناسب‌تر باشند.**


**واژه‌های کلیدی: دیاتومه، نوع بستر، رودخانه ماسوله رود، گیلان**

۱. گروه شیلات، دانشکده منابع طبیعی، دانشگاه گیلان، صومعه‌سرا

۲. انستیتو تحقیقات بین‌المللی ماهیان خاویاری، رشت

* : مسئول مکاتبات، پست الکترونیکی: moslem.sharifinia@yahoo.com



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

**مقدمه**

یکی از ارگانیسم‌های کلیدی برای ارزیابی وضعیت‌های اکولوژیکی آب‌های سطحی جلبک‌های کفزی می‌باشند (۱۸). خصوصیات سلولی آنها مانند دیواره سلولی (فروستل،Frustule)، رنگدانه‌های فتوسنتتیک منحصر بفرد و ترکیبات ویژه و خاص (روغن و کریزولامینارین،Chrysolaminarin) آنها را در میان جلبک‌ها بی‌همتا می‌سازد. دیاتومه‌ها شاخص‌های مطمئنی برای پایش وضعیت کیفی آب مانند آلودگی آلی، یوتریفیکاسیون (Eutrophication)، اسیدیفیکاسیون (Acidification) و فلزات سنگین می‌باشند(۱۷، ۲۳، ۴۴و۵۱). جلبک‌های کفزی موفق‌ترین تولیدکننده‌های اولیه در رودخانه‌ها و جویبارها می‌باشند. آنها به‌طور گسترده به‌عنوان منبع اصلی انرژی برای سطوح بالایی تروفی در مناطق بدون سایه رودخانه‌ها و جویبارها مطرح شده‌اند(۳۷). جلبک‌های کفزی از طریق جدا کردن مواد مغذی غیرآلی و مواد آلی ناپایدار و تغییرپذیر به پالایش و پاک‌سازی آب جویبارها کمک می‌کنند (۵۳). دیاتومه‌ها به‌علت پاسخ سریع نسبت به تغییرات محیطی، شاخص‌های مناسبی برای ارزیابی کیفیت رودخانه‌ها می‌باشند.

پراکنش جلبک‌های کفزی از جمله دیاتومه‌ها توسط مجموعه‌ای از عوامل مانند اقلیم، زمین‌شناسی، کاربری اراضی در حوزه آبخیز، نور قابل دسترس، مواد مغذی و نوع بستر تعیین می‌گردد (۱۴ و ۴۸). دیاتومه‌های کفزی اغلب روی تمام بسترهای ثابت مانند سنگ (اپی لیتون)، ماسه(اپی پسامون)، چوب(اپی دندرون)، رسوبات(اپی پلون)، گیاهان آبزی(اپی فیتون) و سطوح مرده وجود دارند (۵۲). تاکنون مطالعات انجام شده روی تأثیر بستر بر روی جمعیت دیاتومه‌ها، نتایج متفاوتی را نشان داده است (۳۰ و ۴۹). جلبک‌ها اشکال گسترده‌ای از روش‌ها مانند پایه‌ها (Stalk)، کپسول‌های چسبنده (Sticky capsules) و رشته‌هایی برای چسبیدن به بستر دارند. جلبک‌ها دارای اشکال ساده، سلول‌های غیرمتحرک و متحرک، چند سلولی و ساختارهای رشته‌ای می‌باشند (۱۲). فرم رویشی اصلی یا مورفولوژی بنتوزهای جویبارها، ازجمله دیاتومه‌ها کلنی شکل یا رشته‌ای می‌باشد(۴۷).

در کشور ما مطالعات جلبک‌شناسی در رودخانه زاینده‌رود (۱)، جلبک‌های اپی فیت تالاب انزلی(۱۰)، جلبک‌های اپی پلون در رسوبات تالاب انزلی (۵)، مطالعه اکولوژیکی فلور جلبکی دریاچه بزنگان (۴) و مطالعه اکولوژیکی فلور جلبکی دریاچه طرق (۸) انجام شده است. نوع بستر علاوه بر ایجاد ثبات در مقابل جریان‌های شدید، بر جمعیت‌های دیاتومه‌ها نیز مؤثر می‌باشد(۶). مواد مغذی و سایر عوامل شیمیایی برحسب نوع بستر، به‌ویژه در مورد جمعیت‌های اپی پلیک و اپی فیتیک و نیز شاید در برخی موارد تاکسون‌های اپی لیتیک می‌توانند متغیر باشند. خصوصیات فیزیکی سطح بستر نیز بر رشد دیاتومه‌ها موثر می‌باشد، به‌عنوان مثال وجود شکاف‌ها به برخی از تاکسون‌ها اجازه می‌دهد که در آب‌های خیلی سریع دوام داشته باشند (۶). بنابراین این مطالعه با هدف بررسی بسترهای متفاوت چوبی، سنگی، شنی و گلی در زیستگاه‌های طبیعی بر روی فراوانی جمعیت دیاتومه‌های کفزی انجام شد.

## مواد و روش‌ها

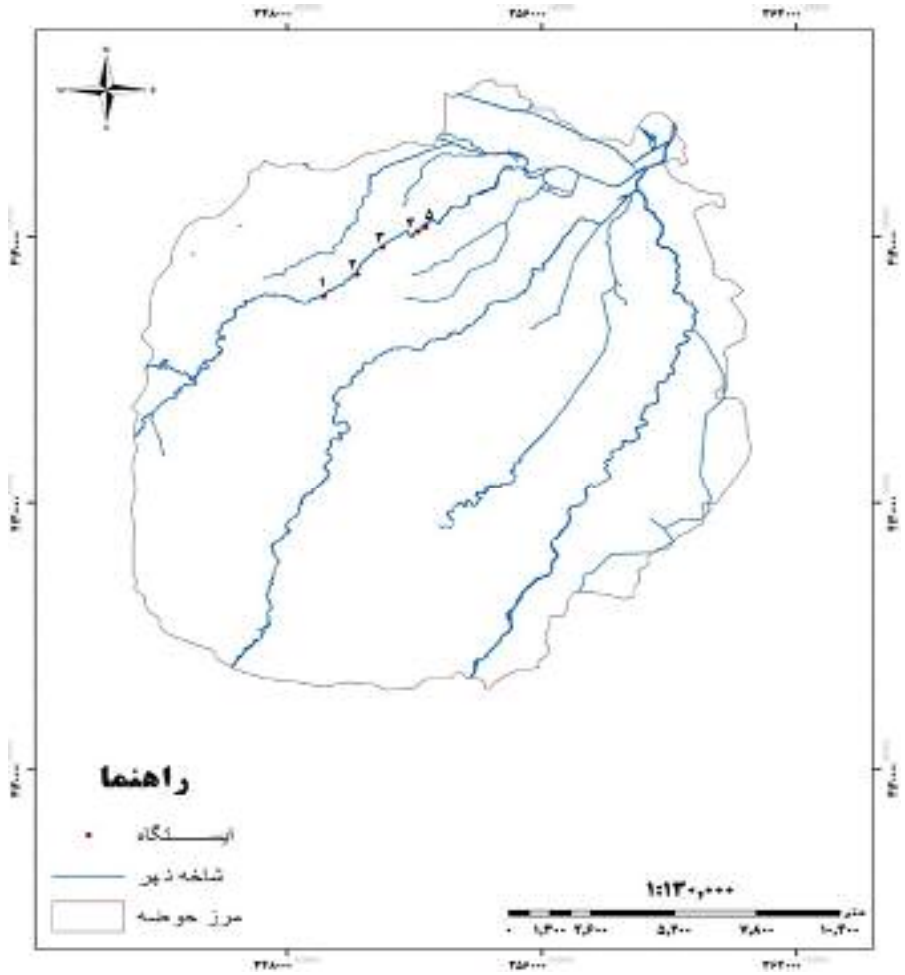
### منطقه مورد مطالعه

حوزه آبخیز رودخانه ماسوله رود در غرب استان گیلان و بین حوزه‌های پلنگ ور، گشت رودخان و دشت فومنات و استان زنجان قرار دارد. موقعیت جغرافیایی منطقه در ۳۷°۰۳ تا ۳۷°۲۳ عرض شمالی از مدار استوا و ۴۹°۰۹ تا ۴۹°۵۴ طول شرقی از نصف النهار گرینویچ واقع شده است. مساحت حوزه حدود ۲۲۷/۷۲ کیلومترمربع است. شیب متوسط حوزه مورد مطالعه ۴۳/۴۵ درصد، ارتفاع متوسط از سطح دریا ۱۴۳۶ متر و میانگین بارندگی ۲۰ ساله برابر با ۱۰۶۷ میلی‌متر در سال تعیین شده است(۲). از رودخانه‌های مستقل زیر حوضه طالش-انزلی که در غرب مرکز شهرستان‌های صومعه‌سرا و فومن جریان دارد، دو رودخانه امامزاده هاشم و خلیل دشت در ۲ کیلومتری غرب شهر ماسوله به هم پیوسته و این رودخانه را تشکیل می‌دهند.



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]




**شکل ۱. موقعیت ایستگاه‌های نمونه‌برداری و نقشه منطقه مطالعاتی رودخانه ماسوله – گیلان (۱۳۸۹)**

با عبور از جنوب شهر ماسوله در نهایت به تالاب انزلی می‌ریزد. منبع تغذیه رودخانه نزولات جوی و از ماسوله تا جنوب آبادی کاس سرا که رودخانه وارد جلگه می‌شود در جهت غرب به شرق و از جنوب این آبادی تا مصب در جهت غرب به شمال شرق جریان دارد. طول رودخانه ۷۱ کیلومتر، شیب متوسط بستر آن در کوهستان ۵ درصد، در جلگه ۰/۵ درصد می‌باشد. در مناطق بی‌کربنات کلسیک، بیکربناته سولفاته به‌صورت پراکنده و ناپیوسته، بی‌کربناته در سازندهای سیلیکاته و بی‌کربناته جریان دارد (۷) (شکل ۱).

**مکان‌های نمونه‌برداری**

نمونه‌برداری از بسترهای مختلف در یکی از انشعابات رودخانه ماسوله واقع در غرب استان گیلان و در پنج ایستگاه انجام شد. ایستگاه‌های مورد نظر براساس معیارهای زیر انتخاب شدند: ۱) دسترسی آسان برای نمونه‌برداری و حمل نمونه‌ها ۲) دور بودن از دسترسی و فعالیت‌های انسانی ۳) وجود Riffle یا Pool در هر ایستگاه و ۴) عمق نمونه‌برداری (کمتر از ۵۰ سانتی‌متر) (۵۲).

**نمونه‌برداری از آب و دیاتومه‌ها**

نمونه‌برداری از سطح بسترهای سنگی، چوبی، شنی و گلی رودخانه ماسوله ۳ بار در طی فصل‌های تابستان، پاییز و زمستان انجام شد. در هر ایستگاه، نمونه‌ها با سه تکرار از هر بستر جمع‌آوری شدند. بسترهای اپی لیتیک یا سنگی را ابتدا جهت



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

پاک شدن از گل و لای با آب شسته و سپس با استفاده از یک کاردک تیز (اسپاتول) نمونه‌برداری صورت گرفت (۵۲). نمونه‌های جمع‌آوری شده با فرمالین ۲٪ تثبیت و به آزمایشگاه منتقل شدند. نمونه‌های دیاتومه با استفاده از میکروسکوپ نوری(LM) و با بزرگ‌نمایی ۱۰۰۰X شناسایی شدند، برای شناسایی گونه‌های دیاتومه از کلید شناسایی (۳۳) استفاده گردید. روی هر اسلاید ۵۰۰-۳۰۰ والو(Valve) شمارش شدند. با استفاده از دوربین دیجیتالی OLYMPUS DP12 از نمونه‌های دیده شده عکس‌برداری نیز انجام شد(شکل ۲- ۳ چپ). دما و pH با دستگاه JENWAY 370 pH Meter و هدایت الکتریکی با استفاده از JENWAY 470 Cond Meter در هر ایستگاه، اندازه‌گیری شد. غلظت نیترات، اورتو فسفات، سیلیس و آهن نیز با استفاده از فتومتر مدل PC MultiDirect در آزمایشگاه اندازه‌گیری شدند.

## نتایج

### فاکتورهای فیزیکوشیمیایی آب و ترکیب جمعیت دیاتومه‌ها

ارتفاع از سطح دریا در هر ایستگاه تعیین شده و فاکتورهای فیزیکی و شیمیایی آب از قبیل میزان نیترات، اورتو فسفات، سیلیکات، آهن، شوری، هدایت الکتریکی (EC) و pH نیز در تمام ایستگاه‌ها اندازه‌گیری شدند. بیشترین میزان EC در ایستگاه ۱ و در فصل تابستان اندازه‌گیری شد. بیشترین میزان نیترات و pH در این مطالعه در ایستگاه ۱ و در فصل زمستان ثبت گردید(جدول ۱).

### تأثیر نوع بستر بر پراکنش جمعیت دیاتومه‌ها

براساس مطالعات انجام شده در این تحقیق، در مجموع ۲۳ جنس از شاخه Bacillariophyta شناسایی گردیدند که طبق شمارش‌های انجام شده جنس *Nitzschia* در تمام فصول و ایستگاه‌ها غالب بود. جنس‌های *Nitzschia*، *Navicula*، *Thalassiosira*، *Cocconeis*، *Cymbella*، *Achnanthes*، *Surirella* و *Amphora* فراوانی بیشتری را در ایستگاه‌ها و فصول مختلف نسبت به سایر جنس‌ها داشتند. فهرست دیاتومه‌های شناسایی شده در رودخانه ماسوله رود در جدول ۲ ارایه شده است.

حداقل و حداکثر مقدار فراوانی کل جمعیت دیاتومه‌ها (٪ فراوانی نسبی) روی بسترهای گلی (ایستگاه ۴: ۱۲/۵۲٪) و سنگی (ایستگاه ۵: ۳۰/۸۶٪) به‌دست آمد (شکل ۲). نتایج حاصل از مقایسه میانگین فراوانی جمعیت دیاتومه‌ها بین بسترهای مختلف (گلی: ۴/۰۸±۲۳/۹۵؛ شنی: ۰/۹۷±۱۵/۵۲؛ چوبی: ۰/۶۲±۱۷/۷۱و سنگی : ۴/۰۸±۱۳/۵۸) اختلاف معنی‌داری را بین بستر سنگی با بسترهای شنی و گلی، و بستر چوبی با گلی نشان داد ($P<0/05$) (شکل ۳).

## بحث

در این بررسی جنس‌های دیاتومه شناسایی شده برای اولین بار از رودخانه ماسوله شناسایی شدند و تا حدودی با فلور رودخانه‌های تجن و جاجرود مشابهت داشتند (۳ و ۹). جنس‌های *Nitzschia*، *Navicula* و *Thalassiosira* فراوانی بیشتری را در ایستگاه‌ها و فصول مختلف نسبت به سایر جنس‌ها داشتند که در بیشتر بررسی‌های فلوریستیکی انجام شده در رودخانه‌های دنیا چنین وضعیتی دیده شده است (۲۴، ۲۵، ۳۵ و ۳۸). هم‌چنین جنس‌هایی مانند *Melosira*، *Rhoicosphenia*، *Diploneis*، *Diatoma* و *Synedra* از انتشار وسیعی برخوردار بودند که با فلور اکثر رودخانه‌های دنیا مشابهت دارد (۱۵، ۲۹ و ۴۰). به‌عنوان مثال رومر و همکارانش (۴۳) جنس *Cymbella* را به‌عنوان عوامل اصلی ایجاد ساختار اجتماع اپی فیتونی که روی گیاهان عالی موجود در رودخانه رشد می‌کنند معرفی نمودند. این جلبک‌ها از طریق پایه‌های موسیلاژی ایجاد فضای بیشتری برای سایر جلبک‌های اپی لیتونی می‌نمایند. در ایستگاه‌های مختلف فراوانی جنس‌های دیاتومه بنتیک در فصول مختلف متفاوت بود. در میان جنس‌های مختلف جنس‌های *Nitzschia* و *Navicula* در تمام ایستگاه‌های رودخانه غالب بودند. این نتایج با یافته‌های (۱۱، ۲۹، ۳۴، ۳۶ و ۵۰) مطابقت دارد. دیاتومه‌های کفزی مانند



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

**جدول ۱. خصوصیات فیزیکو-شیمیایی آب روخانه ماسوله رود در ۵ ایستگاه نمونه‌برداری (تابستان – زمستان سال ۱۳۸۹)**

| ایستگاه | pH | EC(µS/cm) | ارتفاع از دریا(m) | شوری | TN(mg/l) | TP(mg/l) | $SiO_2$ | دما($^0$C) | $Fe^{+2}$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | تابستان | | | | | | | | |
| ایستگاه ۱ | ۸/۳۸ | ۱۳۷۰ | ۱۱۰۰ | ۰/۵۵ | ۳/۲ | ۰/۲۱ | ۲/۲ | ۳۱ | ۰/۱ |
| ایستگاه ۲ | ۸/۰۳ | ۱۰۵۸ | ۱۰۹۳ | ۰/۵۶ | ۲/۵ | ۰/۰۷ | ۱/۹۸ | ۳۱ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۳ | ۸/۲۹ | ۶۳۰ | ۱۰۹۲ | ۰/۶۱ | ۲/۳ | ۰/۰۴ | ۱/۰۴ | ۳۱ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۴ | ۷/۸۳ | ۶۱۷ | ۱۰۸۸ | ۰/۶۲ | ۱/۶۵ | ۰/۰۲ | ۱/۵۲ | ۳۱ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۵ | ۷/۸۲ | ۶۳۸ | ۱۰۸۲ | ۰/۶۲ | ۱/۲۳ | ۰/۰۷ | ۴/۲۲ | ۲۹ | < ۰/۰۲ |
| | پاییز | | | | | | | | |
| ایستگاه ۱ | ۸/۰۲ | ۷۶۱ | ۱۱۰۰ | ۰/۲۹ | ۲ | ۰/۱۱ | ۳/۴۴ | ۲۶/۰۷ | <۰/۰۲ |
| ایستگاه ۲ | ۸/۰۵ | ۷۸۵ | ۱۰۹۳ | ۰/۲۹ | ۱/۴ | ۰/۰۴ | ۳/۷۲ | ۲۵/۵ | <۰/۰۲ |
| ایستگاه ۳ | ۷/۸۲ | ۷۶۷ | ۱۰۹۲ | ۰/۲۹ | ۱/۱ | ۰/۰۵ | ۱/۶۸ | ۲۵/۸ | <۰/۰۲ |
| ایستگاه ۴ | ۷/۵۸ | ۸۰۲ | ۱۰۸۸ | ۰/۳۰ | ۱/۹ | ۰/۱۱ | ۵/۸۸ | ۲۴/۳ | <۰/۰۲ |
| ایستگاه ۵ | ۸/۱۱ | ۷۹۵ | ۱۰۸۲ | ۰/۳۰ | ۱/۳ | ۰/۰۵ | ۳/۰۶ | ۲۵ | ۰/۰۶ |
| | زمستان | | | | | | | | |
| ایستگاه ۱ | ۸/۸۱ | ۷۱۰ | ۱۱۰۰ | ۰/۲۱ | ۳/۵ | ۰/۱۴ | ۱/۳۹ | ۱۸/۲ | ۰/۳۱ |
| ایستگاه ۲ | ۸/۷ | ۷۲۵ | ۱۰۹۳ | ۰/۲۱ | ۲/۹ | ۰/۱۲ | ۱/۷۸ | ۱۷/۹ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۳ | ۸/۶۱ | ۷۲۰ | ۱۰۹۲ | ۰/۲۲ | ۳/۲ | ۰/۱۲ | ۲/۶۸ | ۱۷ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۴ | ۸/۶۵ | ۷۷۱ | ۱۰۸۸ | ۰/۲۳ | ۲/۶ | ۰/۰۵ | ۲/۱۸ | ۱۷/۲ | < ۰/۰۲ |
| ایستگاه ۵ | ۸/۷۵ | ۷۶۶ | ۱۰۸۲ | ۰/۲۴ | ۱/۳ | ۰/۱۸ | ۳/۲۷ | ۱۵/۵ | < ۰/۰۲ |

*Nitzschia* و *Navicula* که هم می‌توانند متحرک و هم به‌صورت موقت از طریق مواد موسیلاژی به بستر بچسبند و از شسته شدن توسط جریان جلوگیری کنند (۱۹). در بعضی موارد گونه‌هایی از جلبک‌ها که در شرایط طبیعی کوچک‌تر بوده و قابل رقابت با سایر گونه‌ها نبودند در شرایطی که جمعیت‌ها در معرض استرس‌های شیمیایی قرار می‌گیرند به گونه‌های غالب تبدیل می‌شوند (۳۲). مقاومت جنس‌های *Nitzschia*، *Diatoma*، *Surirella*، *Achnanthes*، *Cymatopleura* و *Rhoicosphenia* دربرابر فلزات باعث می‌شود که فراوانی جمعیت آنها نسبت به جنس‌های حساس به آلودگی فلزات بیشتر شده و در رقابت با آنها از شانس بیشتری برای بقا و پایداری در اکوسیستم برخوردار باشند (۲۲).

با توجه به نتایج به‌دست آمده بیشترین شباهت به لحاظ فراوانی جنس‌های دیاتومه بین ایستگاه‌های مختلف مربوط به نمونه‌های شمارش شده از بسترهای یکسان نسبت به بسترهای مختلف مشاهده شد. این تغییرات فراوانی نسبی با نوع بسترهای مختلف در ارتباط می‌باشد. جنس‌های معمول مانند *Nitzschia*، *Navicula* و *Thalassiosira* دارای فراوانی تقریباً یکسانی روی بسترهای مختلف بودند. این نتایج با مطالعات (۲۷، ۴۹ و ۵۲) مشابهت دارد. در ایستگاه‌های بالاتر که جریان آب بیشتر بود فراوانی نسبی جنس‌ها نسبت به ایستگاه‌های پایین دست (به‌علت کاهش جریان آب و استفاده در فعالیت‌های کشاورزی در فصل تابستان) دارای مقادیر کمتری بود. چون در جریان‌های کمتر آب دیاتومه‌ها فرصت کافی برای تولیدمثل سریع‌تر و حرکت و جابجایی به سمت بستر مناسب و تشکیل کلنی روی بستر مورد علاقه خود را پیدا می‌کنند. تشکیل یک کلنی گسترده پریفیتونی، علاوه بر نقش بستر می‌تواند به خصوصیات بیولوژیکی خود گونه، پارامترهای فیزیکوشیمیایی و شرایط رقابتی بین آنها نیز بستگی داشته باشد(۲۸ و ۴۱).



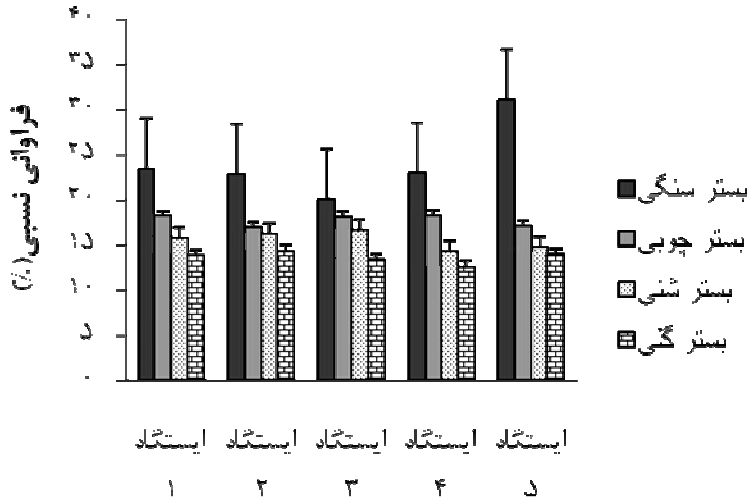
[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

**جدول ۲. جنس‌های شناسایی شده (٪ فراوانی نسبی) و ثبت شده در ۵ ایستگاه مورد مطالعه رودخانه ماسوله رود (گیلان – ایران)**

**(S: ایستگاه)**

| فصل نمونه‌برداری | تابستان | | | | | پاییز | | | | | زمستان | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| شماره ایستگاه | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 | S1 | S2 | S3 | S4 | S5 |
| *Thalassiosira* sp. | ۲۷ | ۱۲ | ۱۵/۸ | ۶/۱ | ۱/۷ | ۵/۵ | ۱۲/۵ | ۸/۴ | ۳/۷ | ۲/۴ | ۲/۹ | ۳ | ۲/۴ | ۱/۶ | ۱/۱ |
| *Cocconeis* sp. | ۲ | ۱۳/۷ | ۴/۸ | ۶/۱ | ۲/۶ | ۲ | ۲/۹ | ۷ | ۱۶/۲ | ۲/۷ | ۴/۵ | ۶/۵ | ۳ | ۶/۸ | ۸ |
| *Amphora* sp. | ۰/۳ | ۶/۵ | ۱/۲ | ۷/۳ | ۳/۱ | ۷/۸ | ۴/۲ | ۱/۳ | ۱/۲ | ۹/۵ | ۳/۷ | ۶/۵ | ۲/۷ | ۱۲/۱ | ۲/۳ |
| *Pleurosira laevis* | ۱۲/۴ | ۴/۸ | ۳/۴ | ۰ | ۱/۳ | ۱/۲ | ۲/۵ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰/۳ | ۰ |
| *Nitzschia* sp. | ۲۷/۴ | ۱۴ | ۱۷/۸ | ۲۲/۳ | ۲۹/۵ | ۴۸/۸ | ۳۵ | ۳۳/۹ | ۴۰/۷ | ۳۴/۷ | ۳۰/۱ | ۳۸/۸ | ۳۴/۷ | ۳۰/۳ | ۳۳/۸ |
| *Gyrosigma* sp. | ۲/۹ | ۳/۱ | ۱ | ۱/۸ | ۰/۹ | ۲/۳ | ۵/۸ | ۱/۳ | ۱/۲ | ۱/۸ | ۲/۴ | ۲/۲ | ۱/۳ | ۱/۶ | ۱/۵ |
| *Synedra* sp. | ۱/۶ | ۱/۷ | ۴/۵ | ۰ | ۵/۹ | ۰ | ۱/۳ | ۱/۳ | ۱/۲ | ۰ | ۶/۱ | ۱/۷ | ۱/۳ | ۲/۹ | ۳/۸ |
| *Surirella* sp. | ۵/۵ | ۱ | ۴/۸ | ۵/۲ | ۲/۲ | ۱/۶ | ۲/۹ | ۳ | ۱/۴ | ۲/۴ | ۳/۴ | ۳/۴ | ۵/۴ | ۲ | ۲/۷ |
| *Achnanthes* sp. | ۰ | ۰ | ۱/۷ | ۰/۹ | ۳/۳ | ۳/۵ | ۷/۵ | ۳/۷ | ۲/۹ | ۷/۷ | ۶/۶ | ۳/۹ | ۳/۷ | ۴/۶ | ۱/۹ |
| *Diploneis* sp. | ۲/۳ | ۱/۴ | ۴/۵ | ۲/۸ | ۴/۸ | ۲/۷ | ۵/۴ | ۳/۷ | ۲/۹ | ۳/۳ | ۱/۹ | ۴/۷ | ۰/۷ | ۱/۳ | ۱/۵ |
| *Gomphonema* | ۴/۲ | ۷/۹ | ۱/۴ | ۴/۹ | ۱/۴ | ۲/۳ | ۰/۸ | ۱ | ۱/۲ | ۲/۴ | ۱/۹ | ۲/۲ | ۱/۳ | ۴/۲ | ۴/۲ |
| *Cyclotella* sp. | ۱/۳ | ۱/۷ | ۱/۴ | ۳/۴ | ۱۷/۷ | ۱/۶ | ۰ | ۱/۷ | ۰ | ۰ | ۱/۱ | ۱/۳ | ۱/۷ | ۱ | ۱/۹ |
| *Caloneis* sp. | ۰/۷ | ۰ | ۱/۴ | ۰ | ۰ | ۰/۸ | ۰/۴ | ۰ | ۱/۷ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ |
| *Cymbella* sp. | ۳/۳ | ۱۶/۴ | ۱۰/۳ | ۱۷/۷ | ۵/۷ | ۳/۴ | ۲/۵ | ۲/۷ | ۲/۹ | ۶/۸ | ۶/۱ | ۵/۲ | ۲/۷ | ۲ | ۱ |
| *Navicula* sp. | ۷/۸ | ۳/۱ | ۱۹/۵ | ۹/۸ | ۱۳/۱ | ۷ | ۷/۱ | ۱۴/۴ | ۵/۴ | ۱۴/۸ | ۱۱/۲ | ۱۰/۸ | ۱۵/۵ | ۶/۸ | ۴/۹ |
| *Reimeria* sp. | ۰ | ۱/۴ | ۰/۳ | ۲/۴ | ۰ | ۲/۳ | ۱/۳ | ۲/۷ | ۱/۲ | ۱/۲ | ۰ | ۱/۷ | ۱ | ۲ | ۰ |
| *Cymatopleura* | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰/۲ | ۰ | ۰ | ۲/۳ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰/۹ | ۰/۳ | ۰/۳ | ۰ |
| *Rhopalodia* sp. | ۰ | ۳/۴ | ۰ | ۴/۹ | ۰/۹ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۱/۱ | ۰/۹ | ۰/۷ | ۰/۳ | ۰/۸ |
| *Rhoicosphenia* | ۰ | ۰/۷ | ۰ | ۰ | ۰ | ۱/۶ | ۲/۹ | ۲/۷ | ۲/۹ | ۱/۸ | ۳/۴ | ۲/۲ | ۳ | ۱۰/۴ | ۱۱/۸ |
| *Melosira* sp. | ۱/۳ | ۱ | ۲/۷ | ۳/۷ | ۲/۶ | ۰ | ۰ | ۱ | ۰ | ۰ | ۵/۶ | ۱/۳ | ۱۳/۸ | ۳/۳ | ۱۱/۴ |
| *Diatoma* sp. | ۰ | ۳/۴ | ۲/۷ | ۰ | ۰/۴ | ۴/۷ | ۵ | ۴ | ۲/۹ | ۳/۶ | ۱/۹ | ۰ | ۱/۷ | ۲ | ۴/۹ |
| *Pinnularia* sp. | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۲/۷ | ۰/۸ | ۰/۶ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ |
| *Fragilaria* sp. | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۰ | ۱ | ۳/۳ | ۳/۶ | ۴/۵ | ۳ | ۲/۷ | ۲/۶ | ۱/۵ |

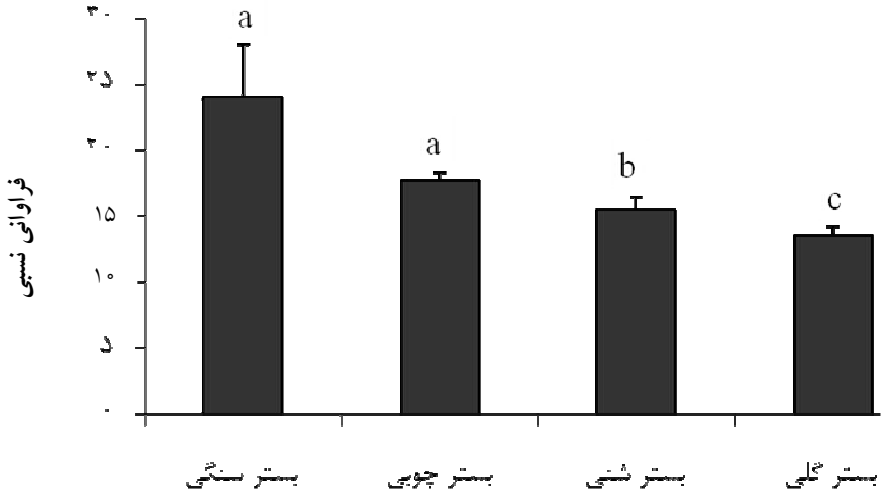



**شکل۲. درصد فراوانی کل جمعیت دیاتومه‌ها (فراوانی نسبی± انحراف معیار) روی بسترهای مختلف در ایستگاه‌های مطالعاتی**



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]




**شکل۳. درصد فراوانی کل (میانگین±انحراف معیار) جمعیت دیاتومه‌ها روی بسترهای مختلف**

بر طبق نتایج به‌دست آمده حداقل و حداکثر فراوانی جنس‌های دیاتومه به‌ترتیب بر روی بسترهای گلی و سنگی محاسبه گردید که این تغییرات میزان فراوانی جمعیت دیاتومه‌ها در ایستگاه‌ها و بسترهای مختلف می‌تواند به چند دلیل باشد (۲۷، ۴۲ و ۴۶): ۱- فاکتورهای مرتبط با تشکیل کلنی ۲- حذف جنس‌های دیگر توسط جنس‌هایی که بهتر به شرایط آداپته می‌شوند ۳- تأثیر سرعت جریان و یا به‌علت ۴- تأثیر نوع بستر باشد (۶).

بیشترین فراوانی جمعیت دیاتومه‌ها در این مطالعه به‌ترتیب روی بسترهای سنگی، چوبی، شنی و گلی مشاهده شد. نتایج حاصل از آزمون ANOVA برای بررسی اختلاف میانگین‌ها بین بسترهای مختلف، اختلاف معنی‌داری را بین بسترهای سنگی با چوبی نشان نداد، اما بستر سنگی اختلاف معنی‌داری را با بسترهای گلی و شنی نشان داد ($P < 0.05$). که این می‌تواند به‌علت سطوح بزرگ‌تر و ثابت بودن بسترهای سنگی و چوبی باشد (۶ و ۴۲). بلین و همکاران (۱۶)، با بررسی جمعیت دیاتومه‌ها به این نتیجه رسیدند که بیومس (زیتوده) دیاتومه‌ها بر روی بسترهای شنی به‌دلیل غیریکنواختی و زبر و خشن بودن آنها نسبت به بسترهای گلی و آهکی بیشتر است. برگی (۱۳)، نشان داد که ویژگی‌های شیمیایی سنگ‌ها تأثیر چندانی روی شکل‌گیری کلنی‌های جلبکی ندارد. متأسفانه مطالعه چندانی روی ارزیابی جمعیت دیاتومه‌ها براساس نوع بافت بستر (زبری یا صاف بودن) صورت نگرفته لذا بحث بیشتر و با جزئیات ظریف‌تر بر نحوه استقرار و شکل‌گیری کلنی‌های جلبکی روی این بسترها به‌راحتی امکان‌پذیر نمی‌باشد. با توجه به این‌که تشکیل کلنی جمعیت‌های دیاتومه از طریق جایگزینی سلول‌ها و یا به‌وسیلهٔ قطعات کلنی انجام می‌گیرد (۳۳) لذا تراکم تشکیل کلنی جنس‌های دیاتومه روی بسترهای شنی و گلی بسیار متغیر و کمتر از بسترهای سنگی و چوبی بود. شاید این میزان تغییرات بالا در بسترهای گلی و شنی به‌دلیل عدم ثبات بستر بوده باشد. در مطالعه‌ای که کیلروی و همکاران (۳۱) روی *Didymosphenia* انجام دادند بین اندازه بستر سنگی و بیومس گونه جلبکی ارتباط قابل ملاحظه‌ای مشاهده نکردند. صاف یا زبر بودن نوع بستر ارتباط متقابل با شکل‌گیری کلنی داشته و می‌تواند روی تشکیل کلنی دیاتومه‌ها تأثیر داشته باشد چنانچه رمضانپور و همکاران (۴۲)، بلین و همکاران (۱۶) و کلیفورد و همکاران (۲۰) بیان کردند که در هنگام تشکیل کلنی دیاتومه‌ها بسترهای خشن تر و زبرتر نسبت به بسترهای صاف و نرم بیومس بالاتری از کلنی را تشکیل می‌دهند. توزیع فراوانی متفاوت دیاتومه‌ها (به‌عنوان مثال بستر سنگی > بستر چوبی > بسترشنی > بستر گلی) بر این موضوع دلالت دارد که احتمالاً دیاتومه‌ها می‌توانند سطوح متفاوتی را انتخاب کنند و حالت انتخابی دارند. وقتی که یک دیاتومه به یک بستر برخورد



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

می‌کند، چسبیدن، تحرک و رها کردن فرآیندهای فعالیت آن را تشکیل می‌دهند (۲۱ و ۵۴)، که به آن اجازه می‌دهند که بستر را شناسایی و انتخاب کنند. دیاتومه‌ها روی بسترهای خشن و زبرتر نسبت به بسترهای صاف و نرم بیشتر مستقر می‌شوند (۳۹، ۴۲ و ۴۵)، و در این مطالعه توزیع فراوانی جنس‌های دیاتومه روی بسترهای زبر(چوب، سنگ و ماسه) نسبت به بسترهای صاف و نرم(بستر گلی) بیشتر می‌باشد. بنابراین باتوجه به نتایج به‌دست آمده در این مطالعه و سایر مطالعات مشابه (۲۶ و ۴۰)، بسترهای چوبی و سنگی می‌توانند برای برنامه‌های پایش اکولوژیکی نسبت به بسترهای گلی و شنی مناسب‌تر باشند.

## منابع مورد استفاده


۱. افشارزاده، س.، ط. نژادستاری، م. رحیمی نژادرنجبر و م .ابراهیم نژاد.۱۳۸۲. بررسی فلور جلبکی رودخانه زاینده رود. مجله زیست‌شناسی ایران ۱۴ :۳۲ – ۴۵.

۲. ثروتی، م. و ط. فتح ا... زاده. ۱۳۸۲. بررسی انواع فرسایش در حوزه آبخیز ماسوله رود گیلان. مجله منابع طبیعی ایران ۳ : ۱۵۵–۱۶۶.

۳. جمالو، ف.، ط. نژادستاری و ف. فلاحیان. ۱۳۸۵. بررسی دیاتومه‌های اپی لیتون رودخانه جاجرود. مجله پژوهش و سازندگی در امور دام و آبزیان ۷۳: ۱–۱۰.

۴. خوشبخت، ف. ۱۳۷۶. مطالعه اکولوژی و فلور جلبکی دریاچه بزنگان. پایان‌نامه کارشناسی‌ارشد، گروه زیست‌شناسی، دانشگاه فردوسی، مشهد.

۵. شجاعی، س. ۱۳۸۱. مطالعه الگوی توزیع عمقی و فراوانی جلبک‌های اپی پل در رسوبات تالاب انزلی . گروه زیست‌شناسی، دانشگاه تهران، ۱۵۱ ص.

۶. شریفی نیا، م.، ز. رمضانپور و ج. ایمانپور نمین. ۱۳۸۹. تأثیر نوع بستر بر پراکنش دیاتومه سنتریک *Pleurosira laevis*. اولین همایش ملی تالاب‌های ایران، ۱۲ ص.

۷. فرهنگ جغرافیایی رودهای کشور حوضه آبریز دریای خزر. ۱۳۸۲. جلد۲، انتشارات سازمان جغرافیایی وزارت دفاع و پشتیبانی نیروهای مسلح، گیلان، ۳۴۴ ص.

۸. فرهنگ دره شوری، آ. ۱۳۸۰. مطالعه اکولوژیکی فلور جلبکی دریاچه طرق. گروه زیست‌شناسی، دانشگاه فردوسی، مشهد.

۹. مسعودیان، ن.،ف. فلاحیان، ط. نژاد ستاری، ا.، متاجی و ر. خاوری نژاد. ۱۳۸۸. دیاتومه‌های اپیلیتیک و نقش آن در تعیین کیفیت آب رودخانه تجن، استان مازندران. مجله دانش زیستی ایران ۴(۴): ۵۷–۶۶.

۱۰. نوروزی، م. ۱۳۸۱. مطالعه جلبک‌های اپی فیت تالاب انزلی و اختصاصی بودن میزبان آنها. گروه زیست‌شناسی، دانشگاه تهران، ایران، ۱۶۲ ص.

11. Atazadeh, I., M. Sharifi and M. G. Kelly. 2007. Evaluation of the Trophic Diatom Index for assessing water quality in River Gharasou, Western Iran. *Hydrobiologia* 589: 165–173.

12. Azim, M. E. and T. Asaeda. 2005. Periphyton structure, diversity and colonization. PP. 15-33. *In:* Azim, M. E., M. C. J. Verdegem, A. A. van Dam and M. C. M. Beveridge (Eds.) Periphyton: Ecology, Exploitation and Management. CAB Pub., Wallingford, UK,

13. Bergey, E. A. 2008. Does rock chemistry affect periphyton accrual in streams? *Hydrobiologia* 614: 141–150.

14. Biggs, B. J. F. 1996. Patterns in benthic algae of streams. PP. 31-56. *In*: Stevenson, R. J., M. L. Bothwell & R. L. Lowe (Eds.) Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA, USA.

15. Biggs, B. J. F. and C. Kilroy. 2000. Stream periphyton monitoring manual. Christchurch, NIWA; 208 p.




[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

16. Blinn, D. W., A. Fredericksen and V. Korte. 1980. Colonization rates and community structure of diatoms on 3 different rock substrata in a lotic system. *British Phycology Journal* 15: 303–310.
17. Cattaneo, A., Y. Couillard and S. Wunsam and M. Courcelles. 2004. Diatom taxonomic and morphological changes as indicators of metal pollution and recover y in Lac Dufault (Québec, Canada). *Journal Paleolimnology* 32: 163-175.
18. CEC, 2000. Council of European Communities Directive 2000/60/EEC of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. Official Journal of European Communities, L327/1.
19. Chang, P. C., G. Ya-Hui and L. Peng. 2010. Geographical and seasonal patterns of epiphytic diatoms on a subtropical mangrove (Kandelia candel) in southern China. Ecol. *Indicators* 10: 143–147.
20. Clifford, H. F., R. J. Casey and K.A. Saffran. 1992. Short-term colonization of rough and smooth tiles by benthic macroinvertebrates and algae (chlorophyll a) in two streams. *Journal of the Nourth American Benthoogical Society* 11: 304–315.
21. Cooksey, K. E. and B. Wigglesworth-Cooksey. 1995. Adhesion of bacteria and diatoms to surfaces in the sea: A review. *Aquatic Microbilogy Ecology* 9: 87–96.
22. Cunningham, L., I. Snape, S.J. Stark and M.J. Riddle. 2005. Benthic diatom community response to environmental variables and metal concentrations in a contaminated bay adjacent to Casey Station, Antarctica. *Marine Pollution Bulletin* 50: 264–275.
23. Dixit, S. S., J.P. Smol, J.C. Kingston and D.F. Charles. 1991. Diatoms: power ful indicators of environmental change. *Environmental Science and Technology* 26: 21-33.
24. Duong, T. T., A. Feurtet-Mazal, M. Coste, D. K. Dang and A. Boudou. 2007. Dynamics of diatom colonization processes in some rivers influenced by urban pollution (Hanoi, Vietnam). *Ecology Indicators* 7: 839-851.
25. Duong, T. T., S. Morin, M. Coste, O. Herlory, A. Feurtet-Mazal and A. Boudou. 2010. Experimental toxicity and bioaccumulation of cadmium in freshwater periphytic diatoms in relation with biofilm maturity. *Science The Total Environment* 408: 552-562.
26. Gell, P. A., J. A. Sonneman, M. A. Reid, M. A. Illman and A. J. Sincock. 1999. An Illustrated Key to Common Diatom Genera from Southern Australia. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Thurgoona (Australia). 66 pp.
27. Ghosh, M. and J. P. Gaur. 1991. Structure and interrelation of epilithic and epipelic algal communities in two deforested streams at Shiiong, India. *Hydrobiologia* 122: 105–116.
28. Hoagland, K. D., S. C. Roemer and J. R. Rosowski. 1982. Colonization and community structure of two periphyton assemblages, with emphasis on the diatoms (Bacillariophyceae). *American Journal of Botany* 69: 188–213.
29. Inthasotti, T. 2006. Diversity of Macroalgae and Benthic Diatoms in Kham Watershed, Chiang Rai Province. M.Sc. Thesis, Biology Department, Faculty of Science, Chiang Mai University, Chiang Mai. 125 pp.
30. Juttner, I., H. Rothfritz and S. J. Ormerod. 1996. Diatoms as indicators of river quality in the Nepalese Middle Hills with consideration of the effects of habitat-specific sampling. *Freshwater Biology* 36: 475–486.
31. Kilroy, C., B. Biggs, N. Blair, P. Lambert, B. Jarvie, K. Dey, K. Robinson and D. Smale. 2005. Ecological studies on Didymosphenia geminata. *In:* National Institute of Water and Atmospheric Research. Client Report: CHC2005-123. Christchurch, New Zealand, 185 pp.
32. Kinross, J. H., N. Christofi, P. A. Read and R. A. Harriman. 1993. Filametous algal communities related to pH in streams in Trossachs, Scotland. *Freshwater Biology* 30: 301–317.
33. Krammer, K. and H. Lange-Bertalot. 1986–2004. Bacillariophyceae, 1–5. Süsswasserflora von Mitteleuropa. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York. 2485 pp.
34. Kunpradid, T. 2005. Diversity of Macroalgae and Benthic Diatoms and Their Relationships with Nutrients Compounds in the Ping and Nan Rivers. PhD. Thesis, Biology Department, Faculty of Science, Chiang Mai University, Chiang Mai, 136 pp.
35. Lobo, E. A., V. L. Caliegaro, G. D. Hermany, C. E. Bes, M. Wetzel and A. Oliver. 2004. Use of epilithic diatoms as bioindicator from lotic systems in Southern Brazil, with special emphasis on eutrophication. Acta Limnologica Brasiliensia. 16: 25-40.
36. Lobo, E. A., C. E. Wetzel, L. Ector, K. Katoh, S. Blanco and S. Mayama. 2010. Response of epilithic diatom communities to environmental gradients in subtropical temperate Brazilian rivers. *Limnetica* 29 (2): 323-340
37. Minshall, G. W. 1978. Autotrophy in stream ecosystems. *BioScience* 28: 767-771.
38. Morin, S., T. T. Duong, A. Dabrin, A. Coynel, O. Herlory, M. Baudrimont, F. Delmas, G. Durrieu, J. Schafer, P.Winterton, G. Blanc and M. Coste. 2008a. Long-term survey of heavy-metal pollution, biofilm contamination and diatom community structure in the Riou Mort watershed, South-West France. *Environmental Pollution* 151: 532-542.
39. Patil, J. A. and A.C. Anil. 2005. Biofilm diatom community structure: influence of temporal and substratum variability. *Biofouling* 21:189–206.



[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]

40. Potapova, M. and D. F. Charles. 2003. Distribution of benthic diatoms in U.S. Rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*. 48: 1311-1328.
41. Pringle, C. M. 1990. Nutrient spatial heterogeneity: effects on community structure, physionomy and diversity of stream algae. *Ecology* 71: 905–920.
42. Ramezanpour, Z., M. Sharifinia and J. Imanpour. 2011. Effects of substrate type on periphyton assemblages of a mountainous river in Northern Iran. 5th Central European Diatom Meeting, Szczecin, Poland. 144 -145 p.
43. Roemer, S. C., K. D.Hoagland and J. R. Rosowski. 1984. Development of a freshwater periphyton community as influenced by diatom mucilages. *Canadian Journal of Botany* 62: 1799-1813.
44. Rott, E. 1991. Methodological aspects and perspectives in the use of periphyton for monitoring and protecting rivers. PP. 9-16. *In*: Whitton, B. A., E. Rott and G. Friedrich. (Eds.) Use of Algae for Monitoring Rivers. Institut für Botanik, Universität Innsbruck, Innsbruck, Austria,
45. Sekar, R., V. P.Venugopalan, K. K. Satpathy, K. V. K. Nair and V. N. R. Rao. 2004. Laboratory studies on adhesion of microalgae to hard surfaces. *Hydrobiologia* 512: 109–116.
46. Sonneman, J. A., A. Sincock, J. Fluin, M. Reid, P. Newall, J. Tiby and P. Gell. 1999. An Illustrated Guide to Common Stream Diatom Species from Temperate Australia. Cooperative Research Centre for Freshwater Ecology, Thurgoona(Australia). 66 pp.
47. Stevenson, R. J. 1996a. An introduction to algal ecology in freshwater benthic habitats. PP.3-30. *In:* Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. and Lowe, R. L. (Eds.) Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA, USA.
48. Stevenson, R. J. 1997. Scale-dependent determinants and consequences of benthic algal heterogeneity. *Journal of North American Benthological Society* 16: 248–262.
49. Stevenson, R. J. and S. Hashim. 1989. Variation in diatom community structure among habitats in sandy streams. *Journal of Phycology* 25: 678–686.
50. Tien, C. J. 2004. Some aspects of water quality in a polluted lowland river in relation to the intracellular chemical levels in planktonic and epilithic diatoms. Water Res. 38: 1779–1790
51. Tilman, D., R. A., May, C. L. Lehman and M. A. Nowak. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. *Nature* 371: 65-66.
52. Townsend, S. A. and A. G. Peter. 2005. The role of substrate type on benthic diatom assemblages in the Daly and Roper Rivers of the Australian wet/dry tropics. Journal of *Hydrobiologia* 548:101–115
53. Vymazal, J. 1988. The use of periphyton communities for nutrient removal from polluted streams. *Hydrobiologia* 166: 225-237.
54. Wetherbee, R., J. L. Lind, J. Burke and R. S. Quatrano. 1998. The first kiss: establishment and control of initial adhesion by raphid diatoms. *Journal of Phycology*. 34: 9–15.

[ Downloaded from ijae.iut.ac.ir on 2025-07-02 ]

[ DOR: 20.1001.1.24763128.1392.2.3.3.6 ]