مجله علمی- پژوهشی
دوره 9، شماره 1، بهار 1393

حل تحلیلی تعیین نقطه شکست نمودار محیط تر شده – دبی در روش هیدرولیکی تعیین حداقل جریان زیست محیطی

مجید امینی[1]، علیرضا شکوهی[2*]

1- دانش آموخته کارشناسی ارشد، گروه مهندسی آب، دانشگاه بین المللی امام خمینی قزوین
2- دانشیار، گروه مهندسی آب، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین المللی امام خمینی قزوین

[*] قزوین، کد پستی 34149- 16818
shokoohi@eng.ikiu.ac.ir

چکیده- در مقاله حاضر برای حل معادلات پایه روش هیدرولیکی محیط تر شده به‌منظور تعیین دبی زیست محیطی، روشی تحلیلی توسعه داده شده است. روش‌های عددی (روش‌های نیمه تحلیلی – نیمه ترسیمی) مورد استفاده برای حل توابع غیرخطی و پیچیده روش هیدرولیکی تحت تأثیر عواملی همچون روش حل، بزرگی تغییرات جزئی در نظر گرفته شده برای متغیر مستقل، مشخصات هندسی مقطع مورد استفاده برای استخراج پارامترها و حجم زیاد عملیات تا حصول نتیجه‌ای دقیق می‌باشند. عدم تحصیل مستقیم جواب و نیاز به حل معکوس معادله حاصله برای تعیین دبی زیست محیطی را نیز باید بر این مشکلات افزود. روشی که در این مقاله ارائه می‌شود از ضریب معادله تغییرات دبی - محیط تر شده استفاده کرده و مقدار دبی حداقل را مستقیماً به‌دست می‌دهد. روش مرسوم استفاده از مقطع معرف و یا متوسط گیری از مقاطع مختلف، که می‌توانند شبهه عدم صحت نتیجه حاصل از روش هیدرولیکی را برای کل بازه مورد مطالعه بوجود آورد، در روش تحلیلی ارائه شده بکار گرفته نمی‌شود. مطالعه موردی انجام شده بر روی رودخانه کاظم‌رود که یک رودخانه دائمی در غرب مازندران است، انطباق کامل روش جدید و راه حل عددی را نشان می‌دهد. در حالی که روش هیدرولیکی، دبی زیست محیطی را در حد دبی متوسط دراز مدت رودخانه کاظم رود به‌دست می‌دهد، روش هیدرولوژیکی مورد استفاده در ایران یعنی روش تنانت (مونتانا) تنها 10 درصد این دبی را به عنوان دبی حداقل معرفی می‌کند. استفاده از مقادیر به‌دست آمده از روش هیدرولوژیکی در برنامه‌ریزی منابع آب این رودخانه تهدیدات زیست محیطی به دنبال خواهد داشت. اگر سهولت استفاده و زمان ناکافی برای مطالعات دلیل استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی نظیر تنانت می‌باشد، روش پیشنهادی در این مطالعه، با دارابودن مزیت های روش هیدرولوژیکی از دقت بالاتری برخوردار است.

کلید واژگان: دبی زیست محیطی، روش هیدرولیکی، روش تحلیلی، محیط تر شده، روش تنانت.

1- مقدمه

سیستم‌های رودخانه‌ای در معرض انواع گسترده‌ای از تهدیدها و در رأس آن سدسازی قرار دارند. در حال حاضر بیش از 45000 (و احتمالاً نزدیک به 48000) سد

بزرگ در 140 کشور دنیا وجود دارد (WCD، 2000) و تخمین زده می شود که بیش از 800000 سد کوچک نیز در سراسر جهان وجود داشته باشد (مک کولی، 1996). برداشت آب برای مقاصد مختلف، از مصارف کشاورزی گرفته تا صنعت و تأمین آب شرب، جریان رودخانه را کاهش داده و زیستگاه درون‌رودخانه را تغییر می‌دهد. برگکمپ و همکارانش (2000) با مطالعه 225حوضه در سراسر جهان، به این نتیجه رسیدند که 83 مورد (37 درصد) از رودخانه‌ها شدیداً و 54 مورد (24 درصد) دیگر بطور متوسط آسیب دیده‌اند. در این راستا و برای کاهش آسیب‌های زیست محیطی ناشی از برداشت آب رودخانه‌ها، دانشی تحت عنوان جریان زیست محیطی ایجاد شد که هدف آن پاسخ به این سؤال است که تا چه حد می‌توان شرایط طبیعی رودخانه را در راستای بهره‌برداری از منابع آب و یا توسعه منابع آب دگرگون کرد، به نحوی که به اکوسیستم رودخانه آسیبی وارد نشود و یا آسیب وارده در حد قابل تحمل محیط زیست رودخانه باشد (تارمه و کینگ، 1998؛کینگ و همکاران، 1999).

با ارزیابی جریان زیست‌محیطی (EFA[1]) مقدار جریانی که باید در آبراهه اصلی و دشت سیلابی رودخانه جریان یابد تا بتواند ویژگی‌های با ارزش اکوسیستم رودخانه را حفظ نماید، تعیین می‌شود. این جریان تخصیص یافته را اصطلاحاً جریان مورد نیاز محیط زیست رودخانه (EFR[2]) می‌نامند (آرتینگتون و همکاران، 2000؛ تارمه، 2003). در حال حاضر در سطح جهانی و برای 44 کشور، 207 روش تعیین جریان زیست‌محیطی ثبت شده است (تارمه، 2003). تارمه (1996 و 2003) روش‌های تعیین جریان زیست‌محیطی را در 4 دسته اصلی قرار می‌دهد که عبارتند از؛ 1- هیدرولوژیکی (جریانات تاریخی) 2- نرخ هیدرولیکی 3- شبیه‌ساز زیستگاه 4- روش جامع نگر. هدف تقریباً همه روش‌های هیدرولوژیکی که به آنها روش‌های جدولی نیز گفته‌اند (پتس، 1996) تعیین جریان حداقل زیست‌محیطی برای ادامه حیات اکولوژیکی رودخانه است. این روش‌ها از نظر ارتباط مستقیم و توجه به موجودات درون رودخانه دارای ضعف‌های بنیادی بوده و بیشتر برای مراحل اولیه اختصاص آب به محیط زیست در رودخانه‌های کنترل نشده کاربرد دارند (شکوهی و هانگ، 1390).

روش‌های هیدرولوژیکی به خاطر سهولت کاربرد بسیار پرطرفدار بوده و با بیش از 61 روش حدود 30% از کل روش‌های جریان زیست‌محیطی در سطح جهان را تشکیل می‌دهند (تارمه، 2003). روش تنانت (مونتانا) پرکاربردترین روش هیدرولوژیکی در سطح جهان بوده و دارای جدول استانداردی است که توسط تنانت (1976) و سرویس حیات وحش و آبزیان آمریکا[3] تنظیم شده است. حداقل 25 کشور از روش تنانت به شکل اولیه آن و یا با تغییراتی جزئی که بر مبنای ویژگی‌های رودخانه‌های مختلف از دیدگاه اکولوژی، مرفولوژی و یا هیدرولوژی در آن صورت پذیرفته است، استفاده می‌کنند. منحنی تداوم جریان (FDC[4]) که نمایش دهنده دبی و زمان تداوم آن می‌باشد، دومین زیر گروه پرکاربرد روش‌های هیدرولوژیکی است که هم اکنون در 18 کشور دنیا مورد استفاده قرار دارد (تارمه، 2003). اساس این روش معرفی درصدی است که دبی رودخانه در آن درصد از ایام سال از مقدار ویژه‌ای که از روی منحنی تداوم جریان به‌دست می‌آید، تجاوز می‌کند (شکوهی و هانگ، 2011). از نمونه‌های این روش می توان به Q95 (جریان رودخانه در 95 درصد از ایام سال از این دبی بیشتر است) اشاره کرد که در انگلستان، بلغارستان، تایوان و استرالیا رایج است. از

1. Environmental Flow Assessment
2. Environmental Flow Requirement
3. US Fish and Wildlife Service
4. Flow Duration Curve

دیگر روش‌های هیدرولوژیکی، روش محدوده تغییرات (RVA[1]) می‌باشد که به‌ویژه برای مناطقی توسعه یافته است که در آنها حفظ محیط بومی و یکپارچگی اکوسیستم حرف اول را در مدیریت زیست‌محیطی می‌زند. RVA با تحلیل گسترده آماری، خصوصیات اکولوژیکی محل مورد مطالعه را به خصوصیات جریان مرتبط کرده و توجه ویژه‌ای را به نقش تغییرات هیدرولوژیکی در حفظ اکوسیستم رودخانه‌ای معطوف می‌دارد (ریچتر، 1997؛ اسماختین، 2006؛ شکوهی و هانگ، 1390).

در روش هیدرولیکی معمولاً نیاز جریان زیست‌محیطی با استفاده از تغییرات متغیرهای هیدرولیکی مقطع عرضی رودخانه (مانند محیط تر شده) در مقابل جریان به‌دست می‌آید. این متغیرها جانشینی برای فاکتورهای زیستی (عمق و سرعت مورد نیاز گونه) یا فیزیکی زیستگاه (مشخصات بستر) که محدودیتی برای گونه‌های هدف هستند، به کار می‌روند. این روش که اساساً برای ارزیابی محیط‌های آبی مناسب برای ماهیان به وجود آمده است، (مارچاند، 2006؛ شکوهی و هانگ، 1390) دارای بیش از 23 نوع بوده و 11% از مطالعات انجام شده در سطح جهان را به خود اختصاص داده است و در سال‌های اخیر در توسعه روش‌های شبیه‌ساز زیستگاه و جامع نگر نیز بکار گرفته شده است (تارمه، 2003). در روش شبیه‌ساز زیستگاه از داده‌های هیدرولوژیکی، هیدرولیکی و زیستی برای تحلیل میزان در دست بودن زیستگاه‌ها و همچنین میزان مطلوبیت زیستگاه‌ها برای گونهٔ هدف استفاده می‌شود و جریان زیست‌محیطی با استفاده از منحنی شاخص مطلوبیت زیستگاه (HSC[2]) بر حسب جریان تعیین می شود. مهمترین و پرکاربردترین روشی که در این دسته قرار می‌گیرد روش افزایش جریان درون رودخانه (IFIM[3]) است که ابتدا برای رودخانه‌های کوچک و برای ماهی آزاد در ایالات متحده آمریکا به وجود آمد. IFIM مقدار زیستگاه قابل استفاده ماهی را به عنوان مقادیر نسبی زیستگاه ماهی و یا مساحت قابل استفاده وزن دهی شده (WUA[4]) و به صورت تابعی از دبی به‌دست می‌دهد (وادل، 2001). نرم‌افزار PHABSIM یکی از برجسته‌ترین نرم افزارهایی است که از روش شبیه‌ساز زیستگاه و از منحنی شاخص زیستگاه در دسترس استفاده می‌کند. توجه به این امر که سیستم اکولوژیکی به ازای جریان هیدرولوژیکی بوجود می‌آید و تنها با حفظ حداقل جریان زیستی نمی‌توان این سیستم را حفظ کرد، منجر به توسعه روش‌های جامع‌نگر شد. در روش‌های جامع‌نگر فرض بر این است که اگر چهره طبیعی رژیم هیدرولوژیکی مشخص باشد و بتوان از این شرایط با درصدی از کاهش استفاده کرد، آنگاه می‌توان انتظار داشت که اکوسیستم در حد مطلوب حفظ شود (کینگ و همکاران ، 1999؛ تارمه 2003). از جمله روش‌های مهم جامع‌نگر، روش اجزای سازنده (BBM[5]) و روش واکنش پایین‌دست به تغییرات اعمال شده جریان (DRIFT[6]) هستند.

استفاده از هر یک از روش‌های فوق مزایا و معایبی دارد. شکوهی و هانگ (1390 و 2011) در بکارگیری این روش در رودخانه صفارود در حوضه آبریز دریای مازندران نشان دادند که روش تنانت برای حداقل جریان زیست محیطی مقداری را به‌دست که می‌دهدکه معادل دبی رودخانه در دوره‌های خشک با دوره بازگشت صد سال است.

روش‌های شبیه‌ساز زیستگاه نیز که IFIM یکی از بهترین آنها است، علی‌رغم استفاده از مشخصات اکولوژیکی و در نظر گرفتن گونه هدف، اولاً برای گونه‌هایی محدود

1. Range of Variability Approach
2. Habitat Suitability Curve
3. Instream Flow Incrementel Methodology
4. Weighted Usable Area
5. Bulding Block Method
6. Downstream Flow Incremental Methodology

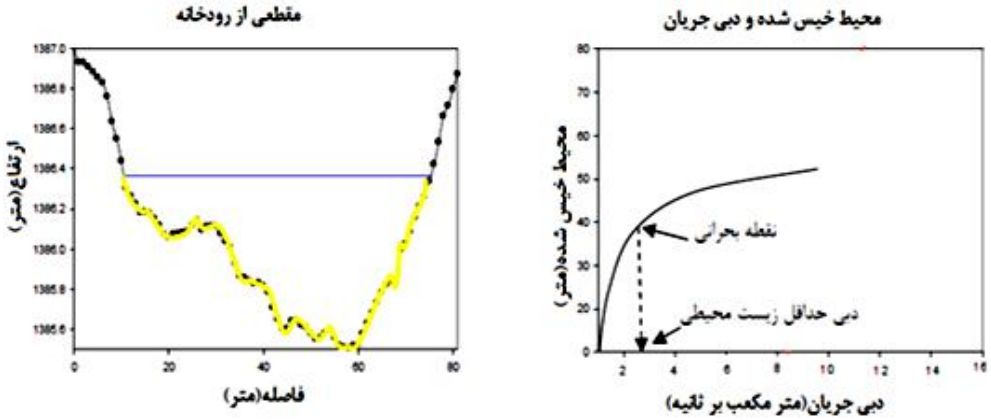
توسعه یافته‌اند و ثانیاً با مشکل تهیه داده، بخصوص برای کشورهای در حال توسعه مواجه می‌باشند (هادسن و همکاران، 2003). این امر مشکلی است که در مورد مدل‌های جامع‌نگر از شدت و عمق بیشتری برخوردار است. در مقابل، روش‌های هیدرولیکی (در این مقاله منظور از روش هیدرولیکی پرکاربردترین این دسته از روش‌ها یعنی روش محیط تر شده می‌باشد) با این فرض که جانداران موجود در رودخانه (ماهی‌ها) با شرایط هیدرولیکی - هیدرولوژیکی تاریخی که مرفولوژی خاصی را بر رودخانه تحمیل می‌کنند، به مرور زمان تطابق یافته و به تعادل رسیده‌اند، اساس کار خود را بر تأمین محیط تر شده مناسب می‌گذارد. این محیط تر شده بهینه، دبی جریانی که آبراهه اصلی را بخصوص در موقعیت riffleها پر می‌کند و محل عبور مناسبی را برای ماهی‌ها بوجود می‌آورد، به‌دست می‌دهد (جووت، 1997). این روش علاوه بر سهولت استفاده و نیاز محدود به اطلاعات مربوط هندسه رودخانه (مقاطع عرضی) که در همه پروژه‌های مهندسی رودخانه برای مقاصد مختلف تأمین می‌شود، دارای مبنای تئوریک محکمی نیز می‌باشد (آنر و گاندر،1984؛ ریچاردسون، 1986؛ جووت، 1997، گیپل و استوارتسون، 1998؛ تارمه 2003؛ شکوهی و هانگ، 1390؛ شکوهی و هانگ، 2011). شکوهی و هانگ (1390و 2011) از روش مزبور برای تعیین حداقل آب مورد نیاز زیست محیطی در رودخانه دائمی صفارود در حوضه دریای خزر در ایران استفاده کرده و توانایی این روش را در برآورد مناسب و منطبق بر شرایط هیدرولوژیکی و اکولوژیکی این رودخانه نشان دادند. شکوهی و امینی (2014) در مطالعه‌ای که بر روی رودخانه کاظم‌رود در شمال ایران انجام دادند، توانستند با مقایسه میان روش‌های هیدرولوژیکی و هیدرولیکی نشان دهند که می‌توان با استفاده از تعریف گونه شاخص از ماهی‌های موجود در رودخانه و تعیین شرایط هیدرولیکی مناسب برای حرکت گونه مزبور در محدوده رودخانه، مقادیر حاصل از روش هیدرولیکی را به واقعیت اکولوژیکی رودخانه نزدیکتر کرد. در این روش جدید که پژوهشگران مزبور آن را روش ترکیبی نامیدند، جریان زیست محیطی بین دو مقدار حاصل از روش‌های هیدرولوژیکی مرسوم نظیر تنانت و Q95 و روش هیدرولیکی محیط خیس شده به‌دست آمد. در هر حال باید بر این نکته اذعان داشت که هیچ‌کدام از این روش‌ها یعنی روش‌های هیدرولوژیکی و هیدرولیکی نمی‌توانند رژیم اکولوژیکی رودخانه را که بر مبنای تغییرات ماهانه و فصلی رودخانه تعریف می‌شود به‌دست دهند و برای این منظور باید از روش‌های شبیه‌ساز زیستگاه و یا جامع نگر استفاده کرد. تحقیق حاضر با توجه به مناسب بودن روش هیدرولیکی در تعیین دبی زیست محیطی به بررسی برخی مشکلات این متدولوژی پرداخته و با ارائه راه‌حلی تحلیلی، دقت آن را در برآورد دبی مزبور افزایش می‌دهد. در حالی که از سال 1386 بنابر دستورالعمل وزارت نیرو (1386) استفاده از روش هیدرولوژیکی تنانت برای تخصیص جریان زیست محیطی اجباری شده است، تحقیقات به عمل آمده نشان می‌دهد که استفاده دستوری و بدون اتکا بر تحقیقات مبتنی بر سازگاری و یا عدم سازگاری روش مزبور با شرایط رودخانه‌های ایران، می‌تواند مسأله‌ساز باشد (شکوهی و هانگ، 1390 و 2011). شکوهی و امینی (2014) در بررسی و مقایسه روش‌های هیدرولیکی و هیدرولوژیکی با در نظر گرفتن گونه‌های شاخص از ماهی‌های موجود در رودخانه کاظم‌رود توانستند نشان دهند که با توجه به عمق و سرعت جریان مورد نیاز برای گونه شاخص، استفاده از روش تنانت منجر به تخصیص تنها 14 درصد از آورد سالانه این رودخانه برای دبی زیست محیطی می‌شود که این امر می‌تواند منجر به از بین رفتن چرخه حیات در رودخانه مزبور شود (شکوهی و امینی، 2014).

یکی از مسائل مبتلابه روش هیدرولیکی آن است که اگر از مقاطع مختلف رودخانه استفاده شود، دبی‌های متفاوتی به‌دست خواهد داد. برای رفع این مشکل -که تاکنون در هیچ تحقیقی بدان پرداخته نشده است- عملاً از یک مقطع معرف ویا متوسط‌گیری از پارامترهای هندسی چند مقطع در کل طول رودخانه استفاده می‌شود. در این مقاله روشی ارائه شده است که از هیچکدام از تقریب‌های مزبور استفاده نمی‌کند. اساس تئوریک روش هیدرولیکی، یافتن منحنی نمایش تغییرات دبی و محیط تر شده و سپس تعیین نقطه شکست این منحنی می‌باشد. نقطه شکست و به تعبیری دیگر نقطه بحرانی نقطه‌ای است که بعد از آن، افزایش دبی جریان تأثیر قابل توجهی بر زیستگاه آبزیان نخواهد داشت و لذا می‌توان آن را به عنوان دبی زیست محیطی پذیرفت. آنچه که تاکنون برای تعیین نقطه شکست یا بحرانی مرسوم بوده، استفاده از روش‌های چشمی و در بهترین حالت حل عددی معادله دیفرانسیلی است که توسط گیپل و استواردسون (1998) پیشنهاد شده است. حل عددی معادله مزبور نه تنها ساده نیست، بلکه می‌تواند در معرض مسائلی همچون انباشت خطا از یک مرحله به مرحله دیگر قرار گیرد. مشکل دیگر در این راستا آن است که استفاده از روش‌های مختلف عددی می‌تواند برای یک شرایط معین منجر به جواب‌های مختلف شود. در این مقاله ضمن استخراج مستقل معادلات گیپل و استواردسون، راه حلی تحلیلی نیز ارائه شده که به علت داشتن سرعت و دقت، بر مزیت روش هیدرولیکی می‌افزاید. شایان ذکر است که روش‌های عددی مرسوم، مستقیماً دبی زیست محیطی را به‌دست نداده، ولی روش ارائه شده در این تحقیق بدون حل معادله دیفرانسیل مربوط به نقطه شکست منحنی، دبی زیست محیطی را بطور مستقیم به‌دست می‌آورد. این راه‌حل برای دو نوع مقطع هندسی مستطیل و مثلث، که شکل عمومی اکثر رودخانه‌ها در پایاب می‌باشند، ارائه و برای یک مطالعه میدانی به معرض آزمون گذاشته شده است.

2- مواد و روش‌ها

2-1- روش هیدرولیکی

مهمترین روش هیدرولیکی که در استرالیا و آمریکا برای تأمین زیستگاه مناسب برای پرورش ماهیان بکار گرفته می‌شود، روشی است که از محیط تر شده استفاده می‌کند (ریچاردسون، 1986). در روش هیدرولیکی، جریان زیست‌محیطی از رسم منحنی نمایش تغییرات متغیرهای هیدرولیکی در مقابل دبی و با تشخیص نقطه شکست منحنی، یعنی جایی که یک کاهش معنی‌دار در میزان زیستگاه (محیط تر شده) با کاهش دبی اتفاق می‌افتد، تعیین می‌شود (گیپل و استواردسن، 1998). اساس روش محیط تر شده بر این اصل استوار است که وجود دبی متناظر با نقطه بحرانی می‌تواند شرایطی را ایجاد کند که از توده زیستی و بنابر این از کل اکوسیستم رودخانه حفاظت به عمل آورد (جووت، 1997). در سمت چپ شکل 1، محیط تر شده در مقطع عرضی به ازای یک سطح آب معین و در سمت راست آن منحنی نمایش تغییرات محیط تر شده به ازای تغییرات دبی (به علت تغییر سطح آب)، نقطه بحرانی و دبی زیست محیطی دیده می‌شود. همان‌طور که در شکل 1 دیده می‌شود نقطه بحرانی جایی است که بعد از آن افزایش دبی تأثیر چندانی در افزایش محیط تر شده ندارد، ولی کاهش دبی منجر به کاهش بسیار شدید در محیط تر شده می‌شود (آنر و گاندر، 1984). استفاده از نقطه شکست در برخی مواقع بسیار دشوار است، زیرا یک مقطع با توجه به شکل آن و وجود چندین برآمدگی می‌تواند حاوی چندین نقطه شکست و یا اصلاً فاقد نقطه شکست باشد (گیپل و استواردسن، 1998).



شکل 1 نمایش رابطه میان دبی و محیط خیس شده- نقطه بحرانی و دبی حداقل زیست محیطی و مقطع رودخانه (شکوهی و هانگ 1390)

در ابتدای توسعه روش محیط تر شده، نقطه بحرانی یا نقطه شکست را بصورت چشمی انتخاب می‌کردند که چندان دقیق نبود و تحت تأثیر عوامل مختلف مانند برداشت شخصی بیننده و یا مقیاس ترسیم، نتایج مختلفی را به‌دست می‌داد.

رابطه میان محیط تر شده و دبی، تابعی از هندسه مقاطع و نحوه افزایش دبی در مقابل عمق است. اشکال هندسی مقاطع از مثلث تا مستطیل در نوسان هستند. با استفاده از معادله مانینگ (رابطه 1) می‌توان روابط بین محیط تر شده و دبی را برای مقاطع مثلثی (رابطه 2) و مستطیلی (رابطه 3) به‌دست آورد (گیپل و استواردسن، 1998).

$$Q = \frac{1}{n} A R^{2/3} S^{1/2} \qquad (1)$$

$$P = cQ^{b} \qquad (2)$$

$$P = a\, lnQ + 1 \qquad (3)$$

در روابط فوق Q دبی جریان بر حسب متر مکعب بر ثانیه، A مساحت مقطع جریان برحسب متر مربع، R شعاع هیدرولیکی بر حسب متر و S شیب جریان، P محیط تر شده بر حسب متر و a و b ضرایب خط رگرسیون دبی در مقابل محیط تر شده هستند.

برای تعیین نقطه بحرانی (شکست منحنی) در منحنی دبی - محیط تر شده، دو روش ارائه شده است (گیپل و استواردسن، 1998):

1- روش شیب منحنی: در این روش با مشتق‌گیری از رابطه محیط تر شده- دبی (معادلات 2 و 3) و مساوی قرار دادن آن با یک، نقطه بحرانی مقدار (جریان حداقل) به‌دست می‌آید.

$$\frac{dP}{dQ} = 1 \qquad (4)$$

2- روش حداکثر انحنا: دومین روش برای تعیین نقطه بحرانی، تعیین نقطه انحنای ماکزیمم است. انحنا قسمتی است که در آن منحنی تغییر جهت می‌دهد و تابع زاویه‌ای است که مماس بر منحنی در نقطه مورد نظر از کمان با محور طول‌ها می‌سازد (گودمن، 1980). معادله 5 بر اساس این تعریف به‌دست آمده و k در آن معرف میزان انحنای منحنی مورد نظر می‌باشد. مقدار k به ازای مختصات نقطه بحرانی، ماکزیمم می‌شود (گیپل و استواردسن ، 1998).

$$k = \frac{\frac{d^2P}{dQ^2}}{\left[1 + \left(\frac{dP}{dQ}\right)^2\right]^{\frac{3}{2}}} \qquad (5)$$

در بررسی توانایی این دو روش در برآورد دبی بحرانی، گیپل و استواردسن (1998) روش شیب منحنی را به علت

سادگی، بهتر از روش حداکثر انحنا دانسته و مقادیر حاصل از روش شیب را کمتر از روش حداکثر انحنا گزارش نموده‌اند. شکوهی و هانگ (1390 و 2011) با بکارگیری معادلات فوق برای رودخانه صفارود که یک رودخانه دائمی در حوضه دریای خزر است و با حل رابطه (5) با یک روش نیمه تحلیلی – نیمه ترسیمی برای مقطع معرف رودخانه در بازه مطالعاتی نشان دادند که روش حداکثر انحنا مقادیر دبی زیست محیطی را کمتر از روش شیب منحنی برآورد کرده و از نظر تطابق با رژیم هیدرولوژیکی رودخانه مقادیر منطقی‌تری را توصیه می‌کند. در همین راستا این دو محقق نشان دادند که با تغییر مقدار تابع شیب از 1 به 3 (معادله 4) نتایج دو روش به همدیگر نزدیکتر می‌شوند. گیپل و استواردسون احتمال ثابت نبودن مقدار تابع شیب و تغییر آن بر حسب رژیم رودخانه را در تحقیقات خود گزارش نموده‌اند (گیپل و استواردسن، 1998).

2-2- منطقه مطالعاتی

منطقه مطالعاتی حوزه آبریز رودخانه کاظم‌رود، در جنوب دریای خزر و در شمال ایران است. رودخانه از کوه پرزگاکت با ارتفاع 2502 متر واقع در 24 کیلومتری جنوب شرقی شهر تنکابن سرچشمه می‌گیرد و در جهت جنوب به شمال جریان دارد. این رودخانه به همراه چند رودخانه دیگر در پروژه ملی و جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران تحت بررسی و مطالعه است و به علت فراهم بودن بسیاری از اطلاعات پایه مورد نیاز این تحقیق، انتخاب شد. علاوه بر فراهم بودن نقشه‌های رقومی به مقیاس 1:25000 از سراسر حوضه، بخش اعظم این رودخانه از ساحل دریای خزر تا مناطق جنگلی در بالادست به دستور شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران مورد نقشه برداری تفصیلی با مقیاس 1:1000 قرار گرفته است. شکل 2 موقعیت جغرافیایی و شکل 3 نقشه سه بعدی حوضه رودخانه کاظم‌رود را نشان می‌دهد.

شکل 2 موقعیت عمومی حوضه رودخانه کاظم رود

شکل 3 نقشه سه بعدی حوضه کاظم رود

3- محاسبات و نتایج

3-1- هیدرولوژی رودخانه

برای انجام محاسبات هیدرولوژیکی در رودخانه کاظم رود از داده‌های ایستگاه ماشل‌آباد که مجهز به اشل و لیمنیگراف است استفاده شده است. این ایستگاه در زون 39 از سیستم مختصات UTM قرار داشته و موقعیت آن X=508530 و Y=4064964 متر می‌باشد. با استفاده از اطلاعات ثبت شده در ایستگاه ماشل آباد که سابقه آن به سال 1361-1360 بر می‌گردد، به علت تغییرات حاصل در مرفولوژی رودخانه رابطه دبی- اشل ایستگاه مطابق روابط (6) تا (8) به‌دست آمد (آب انرژی محیط -a، 1388).

- معادله دبی- اشل مربوط به سال‌های 1360 الی 1376:

$$Q = (0.6318 + 0.0154H)^2 \qquad R = 0.91 \qquad (6)$$

- معادله دبی - اشل مربوط به سال‌های 1376- 1378:

$$Q = \exp(-2.7589 + 0.0237H) \qquad R = 0.95 \qquad (7)$$

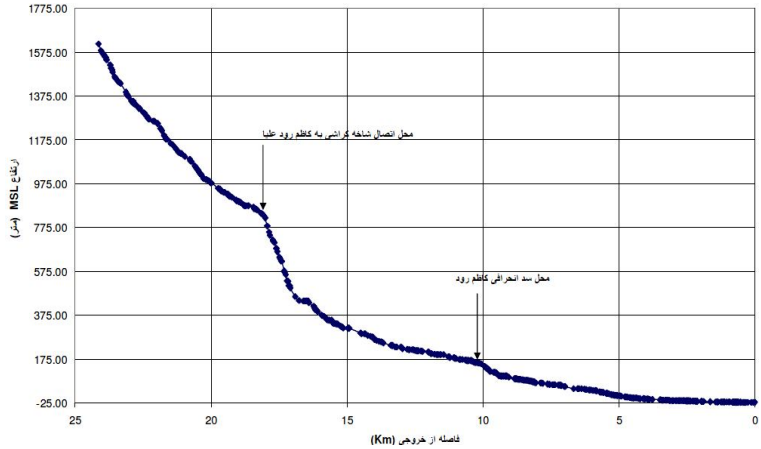
- معادله دبی- اشل مربوط به سالهای 1378 الی 1386:

$$Q = \exp(-1.977 + 0.0496H) \qquad R = 0.95 \qquad (8)$$

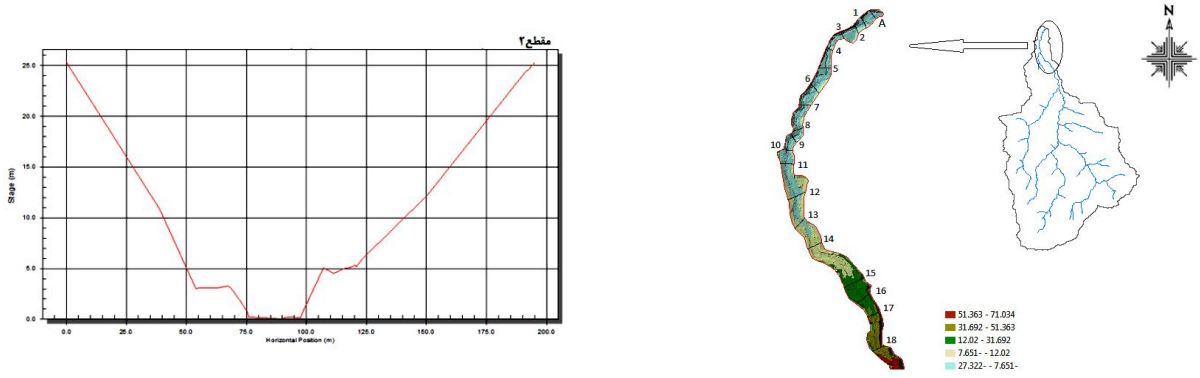
در این معادلات Q دبی جریان بر حسب متر مکعب بر ثانیه و H ارتفاع سطح آب بر حسب سانتی‌متر است. داده‌های هیدرولوژیکی در دوره‌های یاد شده در برگیرنده دوره‌های خشک و تر رودخانه می‌باشند.

به کمک دبی‌ها و ارتفاع سطح آب متناظر ثبت شده و با استفاده از معادلات دبی اشل و واسنجی به عمل آمده، ضریب مانینگ رودخانه در بیشتر مقاطع 0/06 بوده و تا 0/088 نیز به‌دست آمده است. مقدار این ضریب برای هر مقطع با توجه به وضعیت پوشش گیاهی، پیچ و خم و نوع مصالح تدقیق گردید. با استفاده از نقشه سه بعدی تهیه شده در محیط GIS نسبت به برداشت پروفیل طولی (شکل 4) و با استفاده از نقشه‌های 1:1000 مقاطع عرضی رودخانه تهیه شد. شکل 5 موقعیت محدوده مورد مطالعه و مقاطع عرضی برداشت شده (حدود 7 کیلومتر از مصب رودخانه به سمت بالادست) و همچنین یکی از این مقاطع نمونه را نشان می‌دهد.

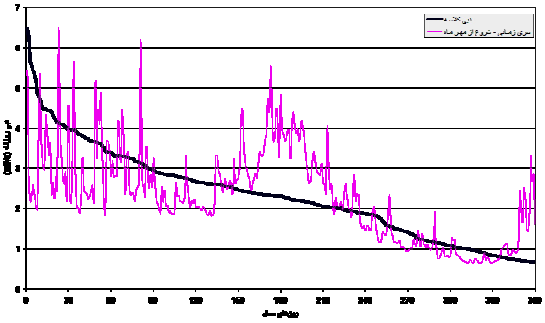
رودخانه کاظم‌رود یک رودخانه دائمی بوده و در بدترین ایام سال نیز می‌توان آبگذر ماهی‌ها را در آن پر از آب دید. این موضوع از منحنی دبی کلاسه این رودخانه در شکل 6 نیز قابل استنباط است.



شکل 4 پروفیل طولی رودخانه کاظم‌رود (شکوهی، 1394)



شکل 5 موقعیت بخش مورد مطالعه و نمونه‌ای از مقاطع عرضی برداشت شده رودخانه کاظم‌رود (شکوهی، 1394)

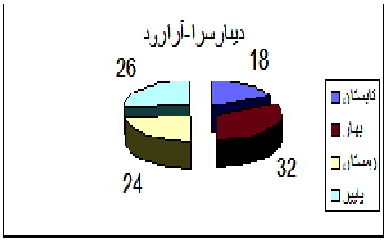


شکل 6 هیدروگراف روزانه و منحنی دبی کلاسه رودخانه کاظم‌رود در محل ایستگاه ماشل‌آباد (شکوهی، 1394)

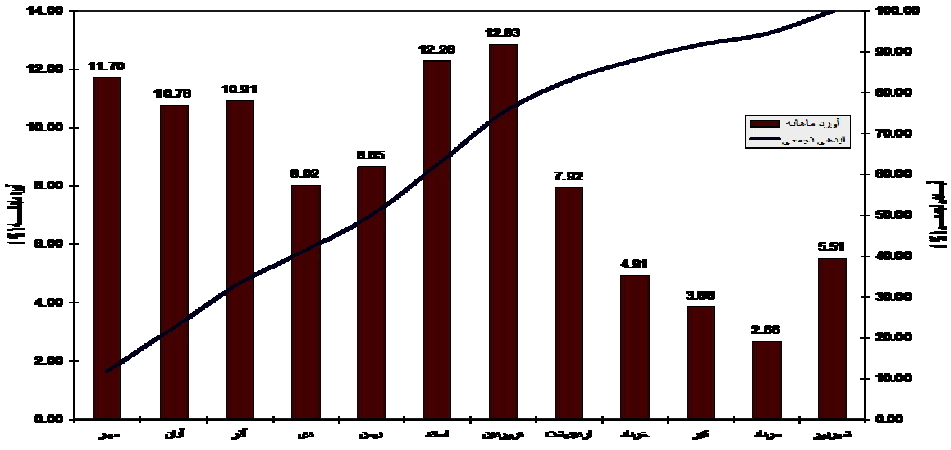
دبی متوسط سالانه رودخانه کاظم رود در محل ایستگاه ماشل آباد 2/36 متر مکعب بر ثانیه می‌باشد و بیشترین آبدهی آن در فصول حساسی مانند زمستان و بهار بوده و فصل تابستان نیز در آن با سهمی معادل 18درصد از کل جریان سالانه وضعیت مناسب این رودخانه را برای حفظ اکوسیستم آبی نشان می‌دهد (شکل 7). متوسط درازمدت توزیع ماهانه جریان در شکل 8 نشان می‌دهد که رودخانه در ماههای خرداد، تیر و مرداد در صورت وجود برداشت، می‌تواند دچار مشکل شود. در هر یک از این سه ماه متوسط جریان رودخانه کمتر از 5 درصد جریان کل سالانه را تشکیل می‌دهد. در چنین حالتی استفاده از معیارهایی نظیر $Q95$ می‌تواند برای محیط اکولوژیکی مخاطره‌آمیز باشد.

2-3- اطلاعات زیست محیطی

مطالعات زیست‌محیطی برای مجموعه‌ای از رودخانه‌های غرب مازندران مشتمل بر 14 رودخانه صورت گرفته است و در نتیجه اطلاعات مندرج در گزارش ارائه شده (آب انرژی محیط-b، 1388) منحصر به رودخانه کاظم‌رود نبوده و شرایط عمومی رودخانه‌های مورد مطالعه را، که بعضاً به طور دقیق و برخی به طور غیر مستقیم در مورد رودخانه کاظم‌رود صادق است، نشان می‌دهد. (فیتوپلانکتون‌ها)، پلانکتون‌های جانوری (زئوپلانکتون‌ها)، کف زیان (موجودات بنتیک یا بسترزی) و نکتون‌ها (انواع ماهیان) طبقه‌بندی می‌شوند. بر اساس گزارش‌های موجود و نتایج صیدهای مطالعاتی انجام شده توسط ادارات کل شیلات و حفاظت محیط‌زیست و نیز مرکز تحقیقات شیلاتی مازندران، ماهیان رودخانه‌های مورد مطالعه به دو گروه شامل ماهیان بومی رودخانه‌ها و ماهیان مهاجر از دریای خزر طبقه‌بندی می‌شوند.



شکل 7 توزیع فصلی جریان (شکوهی، 1394)



شکل 8 متوسط آورد ماهانه و دبی تجمعی رودخانه کاظم‌رود (%) در ایستگاه ماشل‌آباد (شکوهی، 1394)

آبزیان در رودخانه‌های مورد مطالعه در گروه‌های مختلف شامل پلانکتون‌ها، متشکل از پلانکتون‌های گیاهی ماهیان بومی ساکن در رودخانه‌های مورد مطالعه، بیشتر متعلق به خانواده کپور ماهیان رودخانه‌ای مانند کپور معمولی، ماهی خیاطه، باربوس‌ها (ماهیان سیبیلک‌دار) نظیر زرده‌پر یا اورنج، عروس‌ماهی و ماهی سفید رودخانه‌ای هستند که در نقاط مختلف رودخانه از ناحیه مصب تا ارتفاع 500 تا 600 متر از سطح دریا پراکنش دارند. به علاوه از خانواده گاو ماهیان، گونه گاوماهی تقریباً در بیشتر نقاط کم عمق حاشیه رودخانه و همچنین از آزاد ماهیان رودخانه‌ای، گونه قزل‌آلای خال‌قرمز در بخش علیا و کوهستانی و در واقع در بیشتر سرشاخه های اصلی یا فرعی رودخانه‌های مورد مطالعه زیست می‌کنند. ماهیان مهاجر از دریای خزر به رودخانه‌های مورد مطالعه نیز که عموماً شامل گونه‌های دریازی خانواده کپور ماهیان و آزاد ماهیان هستند بیشتر در فصول بهار و پاییز برای تخم‌ریزی و تجدید حیات خود به رودخانه‌های مورد مطالعه مهاجرت می‌کنند. (آب انرژی محیط-b، 1388؛ شکوهی و هانگ، 1390).

3-3- ارائه روش تحلیلی برای تعیین نقطه بحرانی

در مباحث قبل رابطه ارائه شده توسط گیپل و استواردسون (1998) برای به‌دست آوردن نقطه شکست نمودار محیط تر شده - دبی ارائه شد. راه حل‌های ارائه شده برای تعیین نقطه بحرانی به غیر از روش چشمی، روش‌های نیمه تحلیلی- نیمه ترسیمی است که نمونه‌ای از آن را به همراه بکارگیری روش اختلافات محدود و بصورت تکرار ساده می‌توان در کارهای شکوهی و هانگ (1390 و 2011) ملاحظه کرد. روش‌های چشمی به دلایلی متعدد مردود بوده و روش‌های عددی و نیمه تحلیلی نیز علاوه بر وقت‌گیر بودن، می‌توانند به علت وابستگی آنها به عواملی همچون اندازه بازه مورد استفاده برای اعمال تغییرات متغیر مستقل و همچنین انتشار خطای عددی به نتیجه‌ای درست نرسند. در این بخش در ابتدا معادله پیشنهادی گیپل و استواردسون (1998) به طور مستقل و با استفاده از معادلات بنیادین ریاضی استخراج و سپس راه‌حل تحلیلی پیشنهادی این تحقیق برای هر دو نوع مقطع مثلثی و مستطیلی به‌دست آورده می‌شود. همان‌طور که در بخش‌های بعد دیده می‌شود روش تحلیلی توسعه داده شده می‌تواند بدون هیچ‌گونه خطا و تقریب، نقطه بحرانی یعنی دبی کمینه زیست‌محیطی را به‌دست دهد.

الف- مقاطع مستطیلی

روش‌های مختلفی برای به‌دست آوردن انحنا در منحنی وجود دارد که در اینجا از روش بُرداری برای این منظور استفاده شده است. برای این کار در ابتدا لازم است معادله تغییرات محیط تر شده - دبی به بردار قائم تبدیل شود (جورج و توماس، 1972):

$$N(t) = Qi + (a\ln Q + 1)j \qquad (9)$$

در این فرمول $N(t)$ بردار قائم برازش لگاریتمی (معادله 3)، Q دبی برحسب متر مکعب بر ثانیه، a ضریب حاصل از برازش منحنی لگاریتمی بر نمودار دبی- محیط تر شده است. لازم به ذکر است که اگر به جای عدد 1 در معادله گیپل و استواردسن (1988) هر عدد ثابت دیگری هم استفاده شود، در نتیجه کار تغییری حاصل نخواهد شد. با گرفتن مشتق اول و دوم از معادله (9) نسبت به تنها متغیر معادله یعنی Q خواهیم داشت:

$$\frac{d^2N}{dQ^2} = f(t) = 0 + \left(-\frac{a}{Q^2}\right)j \qquad (10)$$

$$\frac{dN}{dQ} = v(t) = 1i + \frac{a}{Q}j \qquad (11)$$

برای تعیین مقدار k به حاصل ضرب خارجی دو بردار v و f و همچنین اندازه بردار v نیاز است:

$$|v \times f| = \begin{vmatrix} i & j & k \\ 1 & \frac{a}{Q} & 0 \\ 0 & -\frac{a}{Q2} & 0 \end{vmatrix} = -\frac{a}{Q^2}k \qquad (12)$$

$$|v| = \sqrt{1^2 + (\frac{a}{Q})^2} \quad (13)$$

در این‌حالت معادله k طبق تعریف برابر است با:

$$k = \frac{|v \times f|}{|v|^3} = \frac{\left|-\frac{a}{Q^2}\right|}{\left(1 + (\frac{a}{Q})^2\right)^{\frac{3}{2}}} \quad (14)$$

معادله (14) همان معادله پیشنهادی گیپل و استواردسن (1988) برای پیدا کردن نقطه بحرانی است. همان‌طور که گفته شد با حل این معادله می‌توان به صورت غیرمستقیم دبی زیست محیطی را تعیین کرد. در روش‌هایی که تاکنون به کار گرفته شده‌اند، برای یافتن حداکثر مقدار k با تعیین پارامترهای هندسی جریان از طریق افزایش مقادیر بسیار کوچک عمق آب، معادله مانینگ حل شده و با جاگذاری مکرر دبی‌های به‌دست آمده در معادله (14)، منحنی تغییرات k بر حسب Q محاسبه و نهایتاً حداکثر مقدار k تعیین می‌شود. دبی، عمق جریان و محیط تر شده متناظر با k_{max} مشخصات هندسی و هیدرولیکی رودخانه در نقطه بحرانی را به‌دست می‌دهند.

برای تعیین k_{max} به روش تحلیلی لازم است که از معادله 14 نسبت به Q مشتق گرفته شود:

$$\frac{dk}{dQ} = \frac{\left(\frac{2Qa}{Q^4}(1 + (\frac{a}{Q})^2)^{\frac{3}{2}}\right) - \frac{3}{2}\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}(2(\frac{a}{Q})(-\frac{a}{Q^2})(-\frac{a}{Q^2}))}{\left[\left(1 + (\frac{a}{Q})^2\right)^{\frac{3}{2}}\right]^2} \quad (15)$$

با مساوی صفر قرار دادن معادله (15) می‌توان به مقدار بیشینه انحنا یعنی k دست یافت:

$$\frac{2a}{Q^3}(1 + (\frac{a}{Q})^2)^{\frac{3}{2}} - 3\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}\left(\frac{a^3}{Q^5}\right) = 0 \quad (16)$$

با فاکتورگیری از مقدار $\frac{a}{Q^3}\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}$ در معادله (16)، رابطه (17) به‌دست می‌آید.

$$\frac{a}{Q^3}\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}\left[2\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right) - 3\frac{a^2}{Q^2}\right] = 0 \quad (17)$$

در معادله (17) به علت اینکه a و Q هردو مثبت هستند، قسمت اول نمی‌تواند مساوی صفر باشد، در نتیجه رابطه مزبور به شکل معادله (18) در می‌آید که در آن دبی زیست محیطی بطور مستقیم قابل محاسبه است:

$$\begin{cases} \frac{a}{Q^3}\left(1 + \left(\frac{a}{Q}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}} \neq 0 \\ 2 + 2\frac{a^2}{Q^2} - 3\frac{a^2}{Q^2} = 0 \end{cases} \Longrightarrow 2 - \frac{a^2}{Q^2} = 0 \Rightarrow Q_{min} = \frac{\sqrt{2}}{2}a \quad (18)$$

ب- مقاطع مثلثی

همان رویه‌ای که در مقاطع مستطیلی برای به‌دست آوردن معادله انحنا انجام شد در مقاطع مثلثی نیز دنبال می شود با این تفاوت که برای به‌دست آوردن بردار قائم از معادله (2) استفاده شده است. معادله k در این حالت برابر خواهد بود با:

$$k = \frac{|v \times a|}{|v|^3} = \frac{|cb(b-1)Q^{b-2}|}{(1 + (cbQ^{b-1})^2)^{\frac{3}{2}}} \quad (19)$$

با مشتق‌گیری از معادله (19) و مساوی صفر قرار دادن آن می‌توان به حداکثر انحنا دست یافت.

$$\frac{dk}{dQ} = 0$$
$$\Longrightarrow cb(b-1)(b-2)Q^{b-3}(1 + (cbQ^{b-1})^2)^{\frac{3}{2}}$$
$$-\frac{3}{2}(1 + (cbQ^{b-1})^2)^{\frac{1}{2}}$$
$$(2cbQ^{b-1}(cb(b-1)Q^{b-2})(cb(b-1)Q^{b-2})) = 0$$

در معادله فوق با فاکتورگیری از $cb(b-1)(1 + (cbQ^{b-1})^2)^{\frac{1}{2}}$ رابطه (20) به‌دست می‌آید:

$$\mathrm{cb(b-1)}\left(1 + \left(\mathrm{cbQ^{b-1}}\right)^2\right)^{\frac{1}{2}}$$
$$\left[\mathrm{(b-2)Q^{b-3}}\left(1 + \left(\mathrm{cbQ^{b-1}}\right)^2\right)\right.$$
$$\left.-3(\mathrm{c^2b^2(b-1)Q^{3b-5}})\right] = 0 \quad (20)$$

در رابطه (20) قسمت اول یا دوم، یا هردو مساوی صفر هستند. می‌توان ثابت کرد که در رابطه مزبور قسمت اول نمی‌تواند مساوی صفر باشد، لذا با مساوی صفر قرار دادن بخش دوم این معادله مقدار دبی زیست محیطی مطابق ذیل به‌دست خواهد آمد:

$$Q_{min} = e^{\frac{1}{2}\frac{ln\left(\frac{(b-2)}{c^2b^2(2b-1)}\right)}{b-1}} \quad (21)$$

4-3- محاسبه دبی زیست محیطی در رودخانه کاظم‌رود با روش‌های عددی (نیمه تحلیلی- نیمه ترسیمی) و تحلیلی

برای تعیین دبی زیست محیطی با استفاده از روش هیدرولیکی نمی‌توان از هر مقطعی استفاده کرد. با توجه به اینکه برای تعیین دبی بحرانی و تأمین گذرگاه ماهی بهتر است از مناطقی که در آنها رودخانه دارای عمق آب کم و سرعت بیشتری است (در ژئومورفولوژی به آنها riffle می‌گویند) استفاده شود (کلی و همکاران، 2007)، مقاطع عرضی شماره 4 به بالا برای محاسبه انتخاب شدند. نمونه‌ای از مقاطع پایین‌تر از مقطع شماره 4 تا دریا در شکل 5 آورده شده است. همان‌طور که دیده می‌شود این مقطع دارای عرض کف بزرگ در حدود 25 متر می‌باشد. با کم شدن شیب رودخانه در پایین‌دست، مناطقی بوجود می‌آیند که به آنها اصطلاحاً pool گفته می‌شود. در این‌گونه مقاطع معمولاً نقطه شکست مشخصی برای منحنی دبی- محیط تر شده به‌دست نمی‌آید (Kelly et al., 2007). شکل 9 مقاطع عرضی منتخب را نشان می‌دهد. محاسبات انجام شده بر روی مقاطع مزبور دبی زیست محیطی را به‌دست می‌دهد. در مرحله اول برای همه مقاطع، رابطه رگرسیونی میان محیط تر شده و دبی جریان برقرار می‌شود. شکل 10 نمونه‌ای از این روابط را برای مقطع شماره 4 نشان می‌دهد.

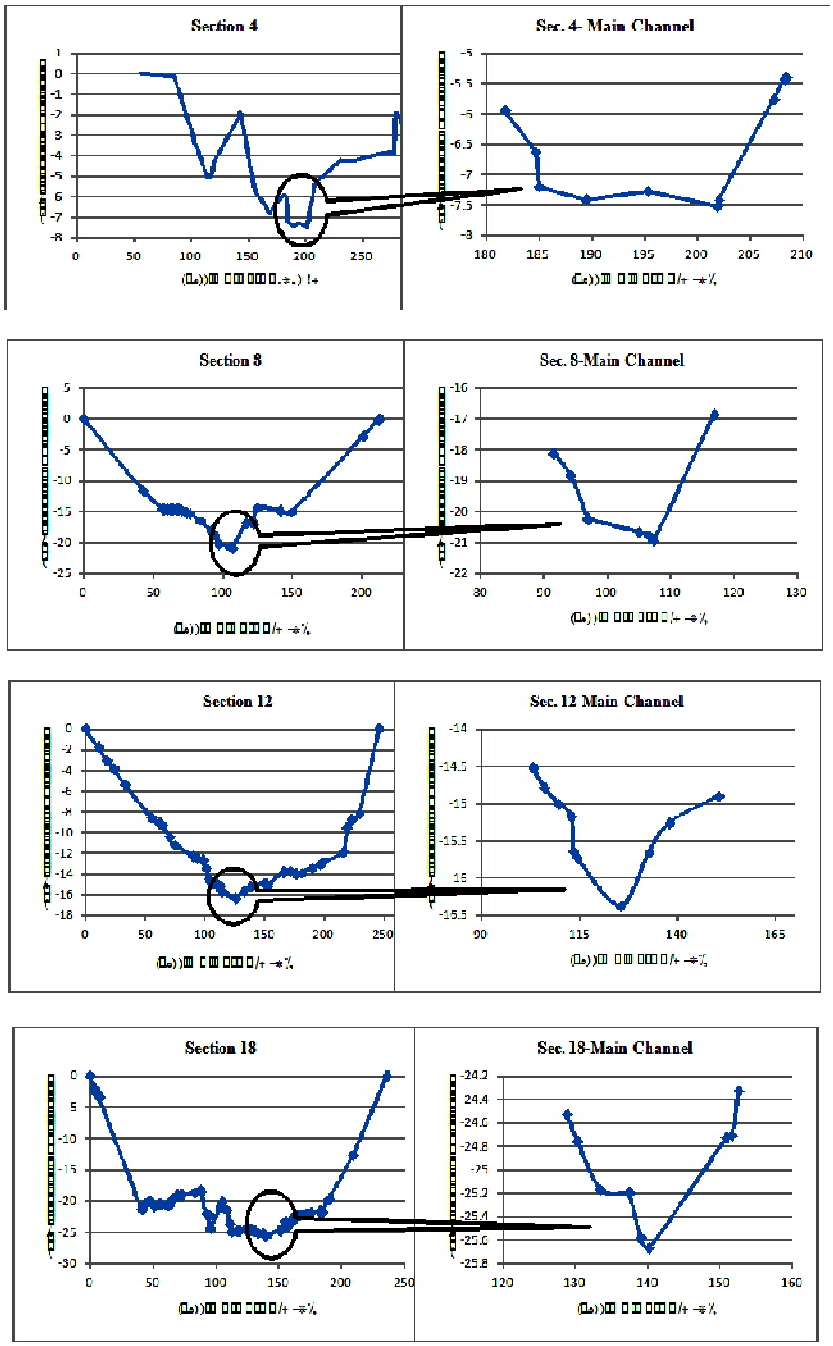
قبل از پرداختن به تعیین نقطه بحرانی با استفاده از روش حداکثر انحنا، برای همین مورد خاص در مقطع 4 مقدار دبی حداقل زیست محیطی با استفاده از روش شیب منحنی محاسبه می‌شود. بر اساس مطالعات شکوهی و هانگ (1390 و 2011) روش شیب منحنی مقدار دبی حداقل زیست محیطی را در اغلب مواقع بالاتر از دبی متوسط سالانه رودخانه به‌دست می‌دهد که برای مناطق خشک و نیمه خشک عملاً نتیجه‌ای غیرقابل قبول بوده و مدیریت تخصیص منابع آب را دچار مشکل می‌کند. نتایج کار این دو محقق در این مطالعه نیز مورد تأیید قرار می‌گیرد، چنان که برای شکل فوق‌الذکر و با استفاده از رابطه محاسبه شده رگرسیونی، به استناد معادله (2)، دبی حداقل زیست محیطی معادل 3متر مکعب برثانیه برآورد می‌شود که مطابق جدول 2 تقریباً معادل دبی سیلابی با دوره بازگشت 5 سال می‌باشد.

نتایج حاصل برای تعیین دبی زیست محیطی با استفاده از روش هیدرولیکی به روش حداکثر انحنا در جدول 1 و شکل 11 آورده شده‌اند. همان‌طور که در جدول و شکل مزبور ملاحظه می‌شود، در همه موارد نتایج روش تحلیلی تقریباً معادل نتایج روشی که در اینجا روش عددی خوانده می‌شود، می‌باشد. به جز مورد مقطع 8، در بقیه مقاطع از سرآب تا پایاب دبی زیست محیطی در حد دبی متوسط سالانه به‌دست آمده است. کاظم‌رود رودخانه‌ای دارای رژیم بارانی- برفی بوده و سیلاب‌های حدی بسیار بزرگ را تجربه نکرده است. جدول 2 سیلاب‌های حدی این رودخانه را تا دوره بازگشت 100 سال نشان می‌دهد. ارقام جدول 2 دقیقاً نشان می‌دهند که مرفولوژی کنونی رودخانه کاملاً تحت تأثیر دبی متوسط آن شکل گرفته است. دبی 25 ساله این رودخانه که معیار تعریف قانونی بستر کبیر برای رودخانه‌ها محسوب می‌شود، کمتر از 2 برابر دبی متوسط سالانه است، لذا می‌توان ادعا کرد که آبراهه اصلی و زیستگاه پایدار رودخانه کاظم‌رود در طول زمان با همین دبی شکل گرفته باشد.

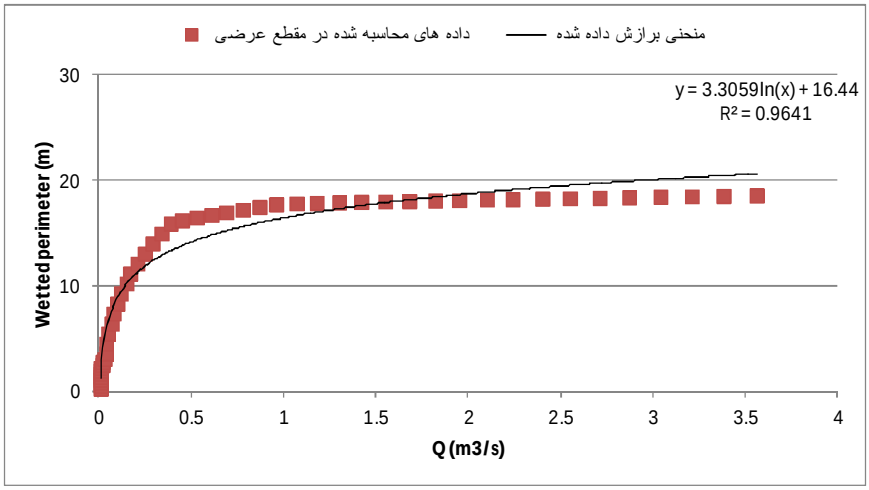
جدول 1 دبی حداقل زیست محیطی به روش حداکثر انحنا- مقایسه روش‌های عددی و تحلیلی

درصد از دبی سالانه	دبی زیست محیطی (m^3/s)		
	روش عددی	روش تحلیلی	شماره مقطع
92	2/24	2/17	4
66	1/56	1/56	8
97	2/26	2/29	12
97	2/30	2/30	18

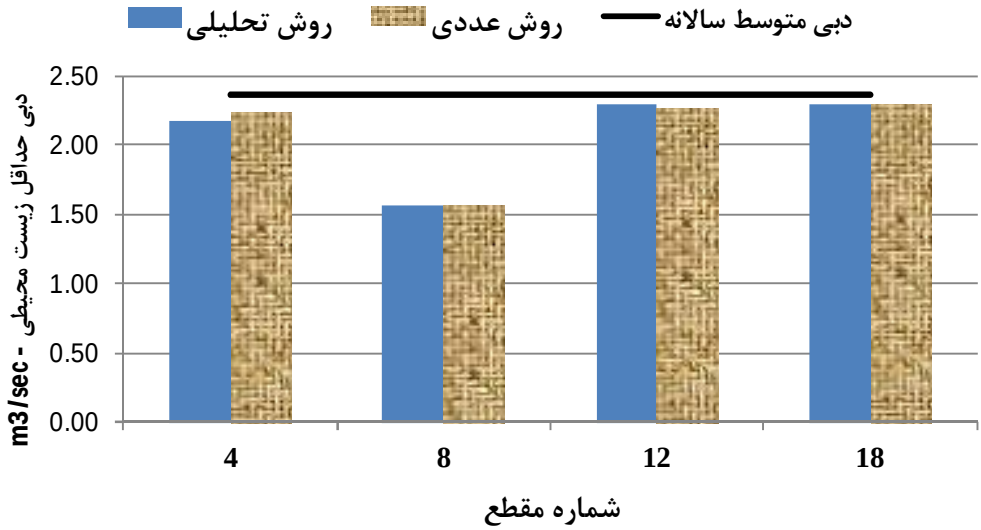
روش هیدرولیکی حداکثر انحنا باید بر مبنای تئوری بنیادی خود محیط تر شده مربوط به آبراهه اصلی را به‌دست دهد. این محیط تر شده در عین حال مربوط به دبی است که فرم دهنده زیستگاه آبزیان در طول سالیانی متمادی بوده و در پایین‌تر از این دبی قدرت تولید غذای زیستگاه رو به کاهش گذارد (جووت، 1997). بر این اساس دور از انتظار نخواهد بود که دبی زیست محیطی محاسبه شده با روش هیدرولیکی برای این رودخانه ارقامی نزدیک به دبی غالب رودخانه باشد.



شکل 9 مقاطع منتخب برای مقایسه روش‌های عددی و تحلیلی در برآورد دبی حداقل زیست محیطی



شکل 10 نمایش نحوه برقراری رابطه رگرسیونی میان محیط تر شده و دبی جریان



شکل 11 نمودار معرف دبی حداقل زیست محیطی به روش‌های عددی و تحلیلی در مقاطع مختلف

جدول 2 دبی سیلابی رودخانه کاظم رود در ایستگاه ماشل‌آباد

دوره بازگشت	5	10	20	25	50	100
دبی (m^3/s)	3/15	3/79	4/41	4/61	5/21	5/81

علت اختلاف دبی مقطع 8 با دیگر مقاطع را می‌توان در ساختار این مقطع جستجو کرد. همان‌طور که در شکل 9 دیده می‌شود در سمت چپ مقطع عرضی شماره 8، در کنار آبراهه‌ای با عمق 45 سانتی‌متر، یک قسمت مسطح شروع می‌شود که دارای طولی معادل 10 متر است. این قسمت مسطح باعث خواهد شد که با افزایش دبی، محیط تر شده چندان اضافه نشود و همین امر سبب تولید نقطه شکست زود هنگام در منحنی دبی - محیط تر شده گشته است. برای این‌گونه مقاطع هیچ راه‌حلی وجود ندارد و باید در تحلیل دبی زیست محیطی از آنها نیز مانند مقاطع مربوط به pool در رودخانه صرف‌نظر کرد.

4- نتیجه‌گیری

در این تحقیق با توجه به برتری‌های روش هیدرولیکی

هم از نظر دقت و هم از نظر سهولت کاربرد نسبت به روش‌های دیگر در تعیین دبی زیست محیطی، به بررسی دقیق‌تر این روش پرداخته شده است. مبنای محاسبات روش هیدرولیکی براساس تعیین نقطه شکست منحنی دبی - محیط تر شده استوار است. آنچه که تاکنون برای تعیین نقطه شکست یا بحرانی مرسوم بوده استفاده از روش‌های چشمی، روش شیب منحنی و در بهترین حالت حل عددی (نیمه تحلیلی – نیمه ترسیمی) معادله دیفرانسیلی می‌باشد که توسط گیپل و استواردسون (1998) پیشنهاد شده است. در این مقاله، پس از تأکید بر عدم مزیت روش‌های چشمی و شیب منحنی، ضمن استخراج دقیق معادلات گیپل و استواردسون، روشی تحلیلی بر پایه استفاده از منحنی دبی- محیط تر شده ابداع شده است که به کمک آن می‌توان با استفاده از ضریب معادله خط رگرسیون برازش داده شده بر داده‌های دبی- محیط تر شده و بدون حل معادله دیفرانسیل مربوط به نقطه شکست منحنی، دبی زیست محیطی را بطور مستقیم به‌دست آورد. این راه‌حل برای دو نوع مقطع هندسی مستطیلی و مثلثی که شکل عمومی اکثر رودخانه‌ها در پایاب می‌باشند ارائه شده است. به منظور بررسی صحت روش ارائه شده یک مطالعه موردی روی رودخانه کاظم‌رود در غرب مازندران صورت گرفت. با معرفی چهار مقطع از 18 مقطع در نظر گرفته شده در رودخانه مزبور که با توجه به وضع ماهیان و دیگر آبزیان منطقه در طولی نزدیک به 7 کیلومتر از مصب دریا پراکنده‌اند، نتایج حاصل از دو روش عددی و تحلیلی با یکدیگر مقایسه شدند. نتایج دو روش کاملاً بر هم منطبق و با توجه به دبی متوسط رودخانه دیده شد که روش هیدرولیکی برای رودخانه کاظم بطور متوسط 95درصد دبی متوسط سالانه را به عنوان دبی زیست محیطی پیشنهاد می‌کند. صحت این رقم با توجه به وضعیت مورفولوژیکی رودخانه مورد بررسی قرار گرفت و نشان داده شد که دبی پیشنهادی می‌تواند از دیدگاه حفظ وضعیت موجود مقرون به واقعیت باشد. این امر بار دیگر مسأله استفاده درست از روش‌های تعیین دبی زیست محیطی را مورد تأکید قرار می‌دهد. دبی حداقل پیشنهادی روش تنانت برای این رودخانه 10 درصد دبی متوسط سالانه یعنی 240 لیتر بر ثانیه است. این رقم به عنوان دبی حداقل زیست محیطی در حالی از روش تنانت به‌دست می‌آید که بر اساس شکل 6، دبی Q_{95} -که در برخی کشورها به عنوان دبی حداقل جریان در رودخانه شناخته می‌شود- معادل 850 لیتر در ثانیه به دست می‌آید. این امر به ان مفهوم است که دبی پیشنهادی روش تنانت در حد دبی است که بر اساس رژیم کنونی رودخانه کاظم‌رود فقط در تقریباً کمتر از یک درصد ایام سال در این رودخانه جاری است.

اگر سهولت استفاده و زمان ناکافی برای مطالعات، دلیل استفاده از روش‌های هیدرولوژیکی نظیر تنانت است، این تحقیق ابزاری را در اختیار می‌گذارد که به ویژگی‌های خاص هر رودخانه توجه نموده، نسخه‌ای از پیش آماده برای هیچ سیستم رودخانه‌ای ندارد و بهره‌گیری از آن به سهولت و سرعت روش‌های هیدرولوژیکی است در حالی که از خطاهای آنها مبرا می‌باشد.

5- فهرست علایم

مساحت مقطع جریان	A
ضرایب خط رگرسیون دبی در مقابل محیط تر شده	a, b, c
مشتق اول و دوم از معادله بردار قائم جایگزین تغییرات محیط تر شده- دبی نسبت به متغیر Q	f و v
ارتفاع سطح آب	H
بردار یکه محورهای مختصات x, y, z	i,j,k
میزان انحنای منحنی	k
حداکثر مقدار k	k_{max}
لگاریتم طبیعی	Ln
بردار قائم برازش لگاریتمی	$N(t)$
محیط تر شده	P

دبی جریان	Q
دبی حداقل زیست محیطی	Q_{min}
شعاع هیدرولیکی	R
ضریب خط رگرسیون	r
شیب جریان	S
مختصات نقاط در سیستم UTM	X, Y
اندازه بردار	$\|v\|$

6- منابع

آب انرژی محیط، مهندسان مشاور a-(1388). گزارش هیدرولوژیکی طرح جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران، مشارکت خزر آب-آب انرژی محیط، شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران، وزارت نیرو.

آب انرژی محیط مهندسان مشاور b-(1388). گزارش محیط-زیست طرح جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران. مشارکت خزر آب - آب انرژی محیط، شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران، وزارت نیرو.

استاندارد صنعت آب و آبفا (1390). راهنمای تعیین حداقل آب مورد نیاز اکوسیستم های آبی، وزارت نیرو، معاونت امور آب و آبفا، دفتر مهندسی و معیارهای فنی آب و آبفا، ص. 127.

شکوهی، علیرضا و هانگ، یانگ (1390). استفاده از مشخصه‌های مرفولوژیکی رودخانه در رودخانه‌های دایمی برای تعیین حداقل نیاز آبی محیط اکولوژیکی. محیط شناسی، سال سی و هفتم، شماره 58، ص.ص. 117- 128.

شکوهی، علیرضا. (1394). تحلیل حساسیت روش‌های هیدرولیکی نسبت به روش‌های تأمین اطلاعات هیدرومورفولوژیکی برای تعیین نیاز زیست محیطی. آب و فاضلاب. قرار گرفته برای نوبت چاپ سال 94. به نشانی wwcerd.com.

وزارت نیرو (1386). ابلاغیه شماره 8349/31/م مورخ 86/11/28.

Annear, T.C. and Conder, A.L. (1984). "Relative bias of several fisheries instream flow methods", North American Journal of Fisheries Management, 4, pp. 531–539.

Arthington, A.H., Brizga, S.O., Choy, S.C., Kennard M.J., Mackay S.J., Cosker, R.O., Ruffini, J.L. and Zalucki, J.M. (2000). *Environmental flow requirements of the Brisbane river downstream of Wivenhoe dam,* Published by South East Queensland Water Corporation Ltd. and Centre for Catchment and In-Stream Research, p. 539.

Bergkamp, G., McCartney, M., Dugan, P., McNeely, J. and Acreman, M. (2000). "Dams, ecosystem functions and environmental restoration", WCD Thematic Review Environmental Issues II.1, Final Report to the World Commission on Dams. Secretariat of the World Commission on Dams: Cape Town, South Africa, p. 199.

Gippel, C.J. and Stewardson, MJ. (1998). "Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows", Regulated Rivers: Research and Management, 14, pp. 53–67.

Goodman, A.W. (1980). *Analytical Geometry and the Calculus*, 4th (ed.), Macmillan Publishing Co. Inc., New York, p. 997.

Hudson, H.R., Byrom, A.E. and Chadderton W.L. (2003). "A critique of IFIM—instream habitat simulation in the New Zealand context", Department of Conservation Wellington, New Zealand A Project report for SCIENCE FOR CONSERVATION No. 231.

Jowett, I.G. (1997). "Instream flow methods: A comparison of approaches", Regulated Rivers: Research & Management, 13, pp. 115-127.

Kelly, M., Munson, A.B., Morales, J. and Leeper, D.A. (2007). *Proposed Minimum Flows and Levels for the Upper Segment of the Braden River, from Linger Lodge to Lorraine Road*", Southwest Florida Water Management District, p. 170.

King, J.M., Tharme, R.E. and Brown, C.A. (1999). "Definition and implementation of instream flows", Thematic Report for the World Commission on Dams. Cape Town, SA, Southern Waters Ecological Research and Consulting, 63 pp.

Marchand, M.D. (2006). "*Enviromental flow Requirements for Rivers: an integrated approach for river and coastal zone management"*, report No. Z2850 Wl/,Delft Hydraulics.

McCully, P. (1996). *"Silenced Rivers: The Ecology and Politics of Large Dams"*, ZED books: London and New Jersey, p. 359.

Petts GE. (1996). "Water allocation to protect river

Tharme, R.E. (1996). ″Review of international methodologies for the quantification of the instream flow requirements of rivers″, Water law review final report for policy development for the Department of Water Affairs and Forestry, Pretoria. Freshwater Research Unit, University of Cape Town, South Africa, p. 116.

Tharme, R.E. (2003). "A global perspective on environmental flow assessment: Emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers″. River Research and Applications, 19, pp. 397-442.

Tharme, RE. and King, J.M. (1998). "Development of the building block methodology for instream flow assessments, and supporting research on the effects of different magnitude flows on riverine ecosystems″, Report to Water Research Commission, 576/1/98, Cape Town, South Africa, pp. 452.

Thomas, G.B. and Finney, R.L. (1996). *Calculus and analytic geometry*, 9th (edn), Addison-Wesley Publishing Company, p. 1264.

Waddle, T. (2001). *PHABSIM for windows: User's manual and exercise*, Fort Collins, CO, U.S, Geological Survey, p. 288.

World Commission on Dams (WCD). (2000). "Dams and development. A new framework for decision-making", The report of the World Commission on Dams , Earthscan Publications, London, p. 17.

ecosystems. Regulated Rivers", Research & Management, 12, pp. 353–365.

Richardson B.A. (1986). "Evaluation of instream flow methodologies for freshwater fish in New South Wales", In Campbell I.C. (eds.), Stream Protection, the Management of Rivers for Instream Uses. Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology, Caulfield, pp. 143–167.

Richter BD, Baumgartner JV, Wigington R. and Braun OP. (1997). "How much water does a river need?" Freshwater Biology, 37, pp. 231–249.

Shokoohi, A. and Hong, Y. (2011). "Using hydrologic and hydraulically derived geometric parameters of perennial rivers to determine minimum water requirements of ecological habitats (case study: Mazandaran Sea Basin—Iran)", Hydrological Processes, 25, pp. 3490-3498.

Shkoohi, A. and Amini, M. (2014). "Introducing a new method to determine rivers' ecological water requirement in comparison with hydrological and hydraulic methods", Int. J. of Environ. Sci. Technol., 11(3), pp. 747-756. Doi: 10.1007/s13762-013-0404-z.

Smakhtin VU, Shilpakar RL. and Hughes DA. (2006). "Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal", Hydrological Sciences Journal, 51(2), pp. 207–222.

Smakhtin VU. (2001). "Low flow hydrology: a review", Journal of Hydrology, 240, pp. 147–186.

Tennant, D.L. (1976). "*Instream flow regimes for fish, wildlife, recreation and related environmental resources*", Fisheries, 1(4), pp. 6–10.