تحلیل حساسیت روش‌های هیدرولیکی نسبت به روش‌های تأمین اطلاعات هیدرومورفولوژیکی برای تعیین نیاز محیط زیستی

علیرضا شکوهی[1]

(دریافت ۹۲/۸/۱۸ پذیرش ۹۳/۴/۱)

چکیده

در این مقاله به اهمیت استفاده از روش‌های هیدرولیکی در تعیین جریان محیط زیستی پرداخته شد. روش هیدرولیکی برای تعیین نیاز محیط زیستی وابسته به مقاطع عرضی رودخانه است؛ ولی علی‌رغم استفاده گسترده، تاکنون پژوهشی در مورد ضوابط استخراج اطلاعات از این مقاطع صورت نگرفته است. در این پژوهش نشان داده شد که عمق مقاطع عرضی بر روی نتیجه حاصل از روش هیدرولیکی بسیار تأثیرگذار است. با در نظر گرفتن ماهی به‌عنوان گونه شاخص زیستگاه، لازم است عمق استخراج اطلاعات از مقطع عرضی به یک متر محدود شود. دومین عامل مهم در این روش، انتخاب میزان افزایش عمق در هر مرحله یعنی Δy مناسب برای استخراج مشخصات هندسی و هیدرولیکی برای توسعه منحنی دبی- محیط خیس شده است، که در این پژوهش ۱ سانتی‌متر به‌دست آمد. میزان عدم قطعیت دبی محیط زیستی محاسبه شده توسط روش هیدرولیکی برای تصمیم‌گیری در مورد تخصیص آب در مناطق پرتنش دارای اهمیت است. ضریب مانینگ یکی از مهم‌ترین عوامل مؤثر در تعیین جریان رودخانه است. با مطالعه انجام شده در محدوده‌ای معادل سه برابر انحراف از معیار ضریب مانینگ برای منطقه مطالعاتی ثابت شد که تأثیر این ضریب در تعیین دبی محیط زیستی در مقابل تخمین دبی رودخانه بسیار کمتر است.

واژه‌های کلیدی: دبی محیط زیستی، روش هیدرولیکی، حداکثر انحنا، تحلیل حساسیت و عدم قطعیت

Sensitivity Analysis of Hydraulic Methods Regarding Hydromorphologic Data Derivation Methods to Determine Environmental Water Requirements

A.R. Shokoohi[1]

(Received Nov. 9, 2013 Accepted June 22, 2014)

Abstract

This paper studies the accuracy of hydraulic methods in determining environmental flow requirements. Despite the vital importance of deriving river cross sectional data for hydraulic methods, few studies have focused on the criteria for deriving this data. The present study shows that the depth of cross section has a meaningful effect on the results obtained from hydraulic methods and that, considering fish as the index species for river habitat analysis, an optimum depth of 1 m should be assumed for deriving information from cross sections. The second important parameter required for extracting the geometric and hydraulic properties of rivers is the selection of an appropriate depth increment; Δy. In the present research, this parameter was found to be equal to 1 cm. The uncertainty of the environmental discharge evaluation, when allocating water in areas with water scarcity, should be kept as low as possible. The Manning friction coefficient (n) is an important factor in river discharge calculation. Using a range of "n" equal to 3 times the standard deviation for the study area, it is shown that the influence of friction coefficient on the estimation of environmental flow is much less than that on the calculation of river discharge.

Keywords: Environmental Flow, Hydraulic Method, Maximum Curvature, Sensitivity and Uncertainty Analysis.

۱- دانشیار گروه مهندسی آب، دانشکده فنی و مهندسی، دانشگاه بین‌المللی امام خمینی (ره)، قزوین۸۳۷۱۱۷۸ (۰۲۸۱) shokoohi@eng.ikiu.ac.ir

1. Assoc. Prof. of Water Resources Engineering, Faculty of Engineering, Imam Khomeini International University, Qhazvin (+98 281) 8371178 shokoohi@eng.ikiu.ac.ir

۱- مقدمه

در روش‌هایی که هم‌اکنون برای تعیین حق‌آبه استفاده می‌شوند، رابطه‌ای معکوس میان دقت، سرعت و سهولت کاربرد روش وجود دارد. اگر روشی در تعیین جریان محیط زیستی دقت زیادی داشته باشد، بدون شک برای مطالعه، با مسائلی همچون سرعت پایین و هزینه زیاد تأمین اطلاعات روبرو خواهد بود. اکنون در سطح جهانی ۲۰۷ روش تعیین جریان محیط زیستی برای ۴۴ کشور در مناطق شش‌گانه جهان ثبت شده است[۱]. تارمه روش‌های تعیین جریان محیط زیستی را در چهار دسته اصلی قرار داده است که عبارت‌اند از: ۱- هیدرولوژیکی (جریانات تاریخی)، ۲- هیدرولیکی، ۳- شبیه‌ساز زیستگاه و ۴- روش جامع‌نگر[۱ و ۲].

درحالی که روش‌های هیدرولوژیکی از داده‌های تاریخی جریان در رودخانه‌ها استفاده می‌کنند و بخشی از جریان پایه را به‌عنوان جریان محیط زیستی در نظر می‌گیرند، روش‌های شبیه‌سازی زیستگاه با در نظر گرفتن شرایط مساعد جریان از نظر سرعت، عمق و نوع بستر برای یک گونه هدف بدون آنکه میزان تخصیص جریان را در نظر بگیرند، جریان بهینه را برای حفظ اکوسیستم موجود نشان می‌دهند. در کنار این دو، روش‌های هیدرولیکی تنها با در نظر گرفتن مشخصات مورفولوژیکی رودخانه، به برآورد جریان محیط زیستی رودخانه می‌پردازند. روش‌های هیدرولیکی را می‌توان از نظر دقت و سختی کار بین دو روش هیدرولوژیکی و شبیه‌سازی زیستگاه دانست. روش‌های جامع‌نگر را می‌توان همان روش‌های شبیه‌ساز زیستگاه دانست که فرضی به این صورت در آنها وجود دارد: اگر چهره طبیعی رژیم هیدرولوژیکی مشخص باشد و بتوان از این شرایط در زمان‌های مشخص آن استفاده کرد، آنگاه می توان انتظار داشت که اکوسیستم در حد مطلوب حفظ شود[۱، ۳ و ۴].

روش های مبتنی بر هیدرولوژی که هدف همه آنها تعیین نیاز محیط زیستی برای ادامه حیات اکولوژیکی رودخانه است، به عنوان یکی از پرکاربردترین روش‌ها شامل بیش از ۶۱ روش هستند و ۳۰ درصد از کل روش های جریان محیط زیستی را در سطح جهان تشکیل می‌دهند[۱]. روش‌های هیدرولوژیکی این مزیت را دارند که بدون صرف وقت و توجه به شرایط زندگی موجودات زنده ساکن در رودخانه، به‌سادگی به تحلیل سری تاریخی جریان می‌پردازند. یکی از روش‌هایی که در این گروه قرار می گیرد روش تنانت یا مونتانا است که پرکاربردترین روش در سطح جهان به‌شمار می‌آید. این روش جدول استانداردی برای تخصیص جریان دارد که توسط تنانت و برای سرویس حیات وحش و آبزیان آمریکا[1] تنظیم شده است[۵]. حداقل ۲۵ کشور از روش تنانت به‌شکل اولیه آن یا با تغییراتی جزئی استفاده می‌کنند. به غیر از روش تنانت، روش Q95 و RVA را نیز در این دسته می‌توان جای داد. در مناطقی که برداشت داده وقت‌گیر و نیازمند صرف هزینه زیاد است، مانند بسیاری از کشورهای درحال توسعه نظیر ایران، به‌روش‌های مزبور توجهی ویژه می‌شود؛ اما نمی‌توان از آنها در همه رودخانه‌ها استفاده کرد، مگر آنکه از نظر مورفولوژیکی و گونه‌های موجودات زنده کاملاً یکسان باشند؛ زیرا توصیه‌هایی که در روش‌های هیدرولوژیکی مانند روش تنانت صورت می‌گیرد، بر اساس شرایط خاص رودخانه‌هایی است که خواستگاه روش‌های یادشده است [۶ و ۷].

مونتانا یا با عنوان درست‌تر آن، تنانت روشی است که توسط تنانت، در ۱۱ رودخانه در ایالت‌های مونتانا، وایومینگ و نبراسکای آمریکا که مناطقی کوهستانی محسوب می‌شوند و برای تأمین گذرگاه ماهیانی که در گودال‌های کوچک کف رودخانه تجمع کرده‌اند، ابداع شد[۸ و ۹]. تنانت نتیجه گرفت که ۱۰ درصد متوسط جریان سالانه[2]، حداقل جریان برای بقای کوتاه‌مدت ماهی‌ها است. بر همین اساس ۳۰ درصد از AAF در نظر گرفته شده قادر به حفظ وضعیت بقای نسبتاً خوب بوده و ۶۰ درصد آن برای زیستگاه مناسب است[۵]. نکته مهم دیگری که در استفاده از روش مونتانا باید به یاد داشت آن است که در این روش تغییرات روزانه، فصلی و یا سالانه دبی در نظر گرفته نمی‌شود[۱۰]. شکوهی و هانگ در استفاده از این روش، در رودخانه‌ای دائمی در جنوب دریای مازندران نشان دادند که این روش دبی محیط زیستی را بسیار پایین به‌دست می‌دهد که می‌تواند منجر به تخریب سیستم اکولوژیک این رودخانه شود[۸ و ۹].

روش‌های هیدرولیکی با فرضی ساده، از تأمین اطلاعات مربوط به موجودات زنده که بخش هزینه‌بر و زمان‌بر مدل‌های شبیه‌ساز زیستگاه و جامع‌نگر است، چشم‌پوشی می‌کنند. این روش‌ها با این فرض شکل گرفته‌اند که شرایط موجود در هر رودخانه ناشی از عبور جریان‌های کم و زیاد از آن برای سالیانی دراز است و موجودات زنده‌ای که هم اکنون در آن زندگی می‌کنند خود را با این شرایط تطبیق داده‌اند. بر این اساس کافی است که دبی تعیین‌کننده مشخصات مورفولوژیکی رودخانه تعیین شود و از آن به‌عنوان دبی محیط زیستی استفاده شود. یکی از روش‌های مرسوم هیدرولیکی روش محیط خیس‌شده است که در مدل معروف شبیه‌ساز زیستگاه[3] نیز از آن استفاده شده است. در این روش، محیط خیس‌شده به‌تنهایی معرف زیستگاه در دسترس جانداران موجود در رودخانه و به‌طور خاص ماهی‌ها است[۱۱]. در تئوری این روش، دبی محیط

[1] US Fish and Wildlife Service

[2] Annual Average Flow (AAF)
[3] Physical Habitat Simulation Model (PHABSIM)

زیستی دبی است که به‌ازای دبی‌های بزرگ‌تر از آن، محیط خیس‌شده افزایش چندانی نمی‌یابد؛ ولی برای دبی‌های کمتر، از محیط خیس‌شده به‌شدت کم می‌شود[۱۲].

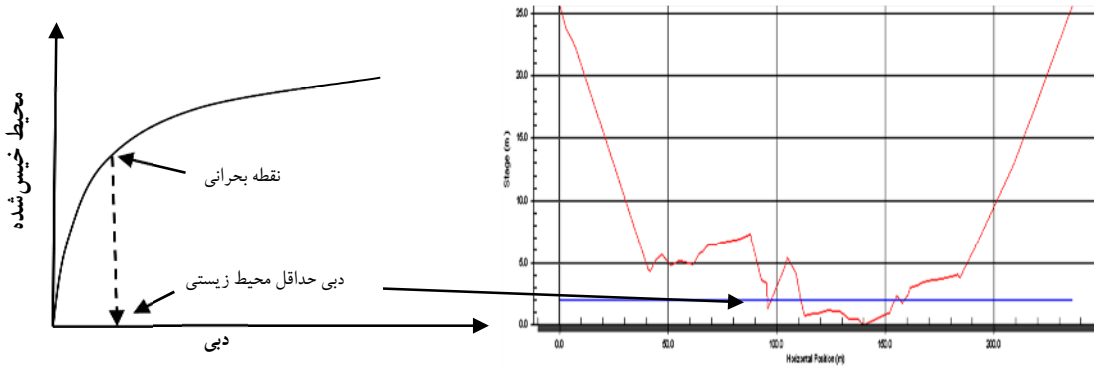
شکوهی و هانگ در مطالعات خود به این نتیجه رسیدند که روش‌های هیدرولیکی مطابقت مناسبی با رودخانه‌های دائمی از خود نشان داده و برای دبی محیط زیستی، مقادیر مقبول‌تری را نسبت به روش تنانت به‌دست می‌دهند[۸ و ۹]. با توجه به این موارد و اهمیت روش محیط خیس‌شده، در این مقاله به بررسی حساسیت نتایج مدل نسبت به روش‌های تأمین اطلاعات پرداخته شد و بر اساس دست‌یافته‌ها، روش به‌کارگیری آن برای تخصیص حق‌آبه محیط زیستی ارائه شد. یکی از مسائل مهم برای تأمین اطلاعات مورد نیاز روش هیدرولیکی، انتخاب مقطع عرضی شاخص است. در اکثر موارد انتظار می‌رود که دبی حاصل از اعمال روش هیدرولیکی از مقطعی به مقطع دیگر فرق کند و در این حالت مقطع شاخص، مقطعی خواهد بود که حداکثر دبی را داشته باشد. در این پژوهش نشان داده شد که این تفاوت به چه علت بوده و به چه صورت می‌توان از آن اجتناب نمود.

برای تأمین اطلاعات مربوط به هندسه و هیدرولیک جریان، لازم است تا در هر مقطع عرضی، رابطه میان دبی و محیط خیس‌شده به‌دست آید. اولین مسئله‌ای که می‌تواند روی این رابطه اثر بگذارد عمقی است که تا آن عمق اطلاعات مربوط به هندسه آبراهه نظیر مساحت، شعاع هیدرولیکی و محیط خیس‌شده استخراج می‌شوند. این امر روی نوع رابطه و در نتیجه بر محل نقطه بحرانی معرف دبی محیط زیستی اثر می‌گذارد. برخی از پژوهشگران به این نکته اشاره داشته‌اند، ولی مسئله را به‌صورت بروز چند نقطه شکست مطرح نموده و راه‌حلی که ارائه کرده‌اند انتخاب پایین‌ترین نقطه شکست است[۶ و ۱۳]. مسئله‌ای که در این پژوهش مطرح شد موضوعی متفاوت بود. در این مقاله مشخص شد که انتخاب عمق مقطع و وجود چند نقطه شکست می‌تواند روی دبی محیط زیستی تأثیر بگذارد، به‌نحوی که عمق‌های متفاوت منجر به جواب‌های متفاوت می‌شوند. بر این اساس برای رسیدن به جواب درست و یگانه، لازم است عمق مقطع عرضی مورد استفاده را در روش محیط خیس‌شده محدود نموده و معیاری را برای انتخاب آن تعریف نمود. دیگر پارامتر مهم در تأمین اطلاعات هیدرولیکی، تعیین میزان افزایش عمق در هر مرحله (Δy) مورد استفاده برای تعیین رابطه میان دبی- محیط خیس‌شده است. بزرگی این پارامتر می‌تواند منجر به ایجاد سهولت و سرعت در انجام محاسبات شود، ولی از طرف دیگر، می‌تواند منجر به تحصیل مقداری نادرست برای دبی محیط زیستی شود. این مهم در این پژوهش بررسی شد و مقدار بهینه آن به‌دست آمد.

مورد دیگر، اهمیت ضریب اصطکاک است که از میان پارامترهای هیدرولیک جریان مهم‌ترین منبع عدم قطعیت به‌شمار می‌آید. اگر نتایج حاصل از شبیه‌سازی یک مدل نسبت به یک پارامتر حساسیت ویژه‌ای داشته باشد، می‌تواند بر حجم عملیات صحرایی و همچنین تفسیر نتایج برای تصمیم‌گیری مؤثر واقع شود. در این پژوهش سعی شد تا حساسیت روش هیدرولیکی نسبت به این ضریب که در مطالعه حاضر ضریب مانینگ بود، تبیین شود.

۲- مواد و روش‌ها

همان‌طور که گفته شد روشی که از محیط خیس‌شده استفاده می‌کند، مهم‌ترین روش هیدرولیکی است که در استرالیا و آمریکا برای تأمین زیستگاه مناسب برای پرورش ماهیان به‌کار گرفته می‌شود[۱۴]. در روش هیدرولیکی که از محیط خیس‌شده استفاده می‌کند، جریان محیط زیستی از رسم منحنی نمایش تغییرات محیط خیس‌شده در مقابل دبی و با تشخیص نقطه شکست منحنی، تعیین می‌شود. نقطه شکست یعنی جایی که یک کاهش معنی‌دار در میزان زیستگاه، (محیط خیس شده) با کاهش دبی اتفاق می‌افتد[۶]. نقطه بحرانی در شکل ۱ نشان داده شده است.



شکل ۱- نمایش رابطه میان دبی و محیط خیس شده- نقطه بحرانی و دبی محیط زیستی[۸]

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[۶]. در ابتدای توسعه روش محیط خیس‌شده، نقطه بحرانی یا نقطه شکست را به‌صورت چشمی انتخاب می‌کردند که چندان دقیق نبود و تحت تأثیر عواملی مختلف نظیر برداشت شخصی بیننده و یا مقیاس ترسیم، نتایج مختلفی را به‌دست می‌داد. رابطه میان محیط خیس‌شده 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 رابطه مانینگ (رابطه ۱) می‌توان روابط بین محیط خیس‌شده و دبی را برای مقاطع مثلثی (رابطه ۲) و مستطیلی (رابطه۳) به‌دست آورد[۶]

$$Q = \frac{1}{n} A R^{2/3} S^{1/2} \qquad (۱)$$

$$P_W = aQ^b \qquad (۲)$$

$$P_W = a \ln Q + 1 \qquad (۳)$$

که در این روابط

Q دبی جریان برحسب مترمکعب بر ثانیه، A مساحت مقطع جریان برحسب مترمربع، R شعاع هیدرولیکی برحسب متر، S شیب جریان، P_w محیط خیس‌شده برحسب متر و a و b ضرایب تابع معرف تغییرات محیط خیس‌شده در مقابل دبی هستند.

برای تعیین نقطه بحرانی (شکست منحنی) در منحنی دبی- محیط خیس‌شده دو روش ارائه شده است[۶].

۲-۱- روش شیب منحنی

در این روش با مشتق‌گیری از رابطه دبی- محیط خیس‌شده (روابط ۲ و ۳) و مساوی قرار دادن آن با عدد یک، نقطه بحرانی (جریان محیط زیستی) به‌دست می‌آید

$$\frac{dP}{dQ} = 1 \qquad (۴)$$

۲-۲- روش حداکثر انحنا

دومین روش برای تعیین نقطه بحرانی، تعیین نقطه انحنای بیشینه 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[۱۵]. رابطه ۵ بر اساس این تعریف به‌دست آمده و k در آن معرف میزان انحنای منحنی مورد نظر است. مقدار k به‌ازای مختصات نقطه بحرانی، بیشینه می‌شود[۶]

$$K = \frac{\frac{d^2P}{dQ^2}}{\left[1+\left(\frac{dP}{dQ}\right)^2\right]^{\frac{3}{2}}} \qquad (۵)$$

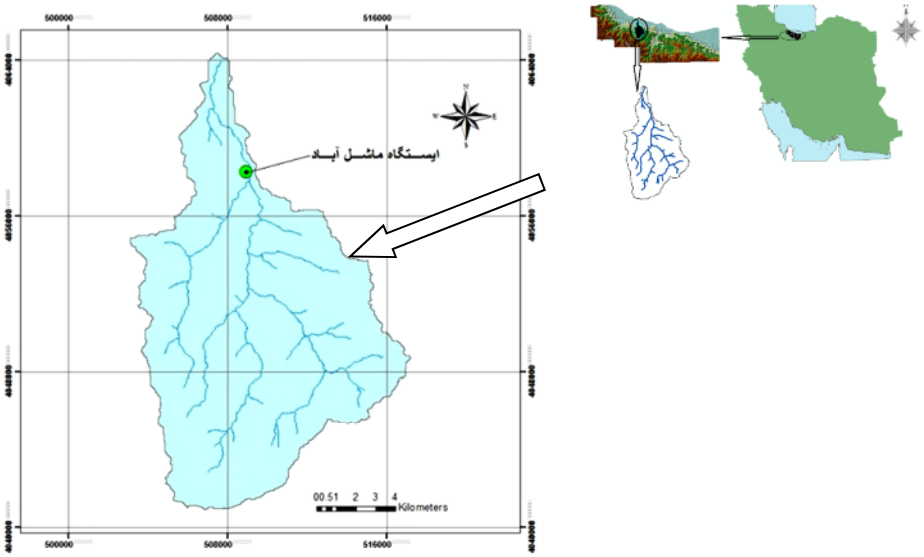
در بررسی توانایی این دو روش در برآورد دبی بحرانی، گیپل و استواردسن روش شیب منحنی را به‌علت سادگی، بهتر از روش حداکثر انحنا دانسته و مقادیر حاصل از روش شیب را کمتر از روش حداکثر انحنا گزارش کرده‌اند[۶]. شکوهی و هانگ با به‌کارگیری روابط بالا برای رودخانه صفارود که یک رودخانه دائمی در حوضه دریای خزر است و با حل عددی رابطه ۵ برای مقطع معرف رودخانه در بازه مطالعاتی نشان دادند که روش حداکثر انحنا، مقادیر دبی محیط زیستی را کمتر از روش شیب منحنی برآورد کرده و از نظر تطابق با رژیم هیدرولوژیکی رودخانه مقادیر منطقی‌تری را توصیه می‌کند[۸ و ۹].

در همین راستا، این دو پژوهشگر نشان دادند که با تغییر مقدار تابع شیب از ۱ به ۳ که در رابطه ۴ مشاهده می‌شود، 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 پژوهش‌های خود گزارش کرده‌اند[۶].

اساس این پژوهش بر استفاده از روش حداکثر انحنا برای تعیین جریان محیط زیستی با روش هیدرولیکی بود و بر این اساس در بخش‌های بعد به بررسی تأثیر نحوه عوامل مختلف بر نتیجه به‌دست آمده پرداخته شد.

۳- منطقه مطالعاتی

این پژوهش در حوضه آبریز رودخانه کاظم‌رود انجام گرفت که در جنوب دریای خزر و در شمال ایران قرار دارد. رودخانه از کوه پرزگاکت با ارتفاع ۲۵۰۲ متر، واقع در ۲۴ کیلومتری جنوب شرقی شهر تنکابن سرچشمه می‌گیرد و در جهت جنوب به شمال جریان دارد. این رودخانه به‌همراه چند رودخانه دیگر در پروژه ملی و جامع مهندسی رودخانه‌های غرب مازندران بررسی و مطالعه می‌شود و به‌علت فراهم بودن بسیاری از اطلاعات پایه که مورد نیاز این پژوهش بودند، انتخاب شد. علاوه بر فراهم بودن نقشه‌های دیجیتال به مقیاس ۱:۲۵۰۰۰ از سراسر حوضه، بخش اعظم این رودخانه از ساحل دریای خزر تا مناطق جنگلی در بالادست به دستور شرکت سهامی آب منطقه‌ای مازندران با مقیاس ۱:۱۰۰۰، نقشه‌برداری تفصیلی شده است. شکل ۲ حوضه رودخانه کاظم‌رود و موقعیت جغرافیایی آن را نشان می‌دهد.



شکل۲- موقعیت عمومی حوضه رودخانه کاظم‌رود و ایستگاه هیدرومتری ماشل‌آباد

۳-۱- هیدرولوژی رودخانه

برای انجام محاسبات هیدرولوژیکی در رودخانه کاظم‌رود از داده‌های ایستگاه ماشل‌آباد استفاده شد که مجهز به اشل و لیمنیگراف است. این ایستگاه در زون ۳۹ از سیستم مختصات UTM قرار داشته و در موقعیت X برابر ۵۰۸۵۳۰ و Y برابر ۴۰۶۴۹۶۴ متر قرار دارد. با استفاده از اطلاعات ثبت‌شده در ایستگاه ماشل‌آباد که از سال ۱۳۶۰ تا ۱۳۶۱ شروع شده، به‌علت تغییرات حاصل در مرفولوژی رودخانه رابطه دبی- اشل ایستگاه مطابق روابط ۶ تا ۹ به‌دست آمده است [۱۶].

رابطه دبی- اشل مربوط به سال‌های ۱۳۶۰ تا ۱۳۷۶

$$Q = (0.6318 + 0.0154H)^2 \quad R = 0.91 \qquad (۶)$$

رابطه دبی- اشل مربوط به سال‌های ۱۳۷۶ تا ۱۳۷۸

$$Q = \exp(-2.7589 + 0.0237H) \quad R = 0.95 \qquad (۷)$$

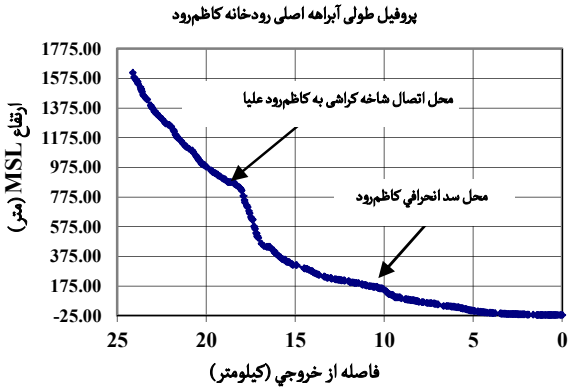
رابطه دبی-اشل مربوط به سال‌های ۱۳۷۸ تا ۱۳۸۶:

$$Q = \exp(-1.977 + 0.0496H) \quad R = 0.95 \qquad (۸)$$

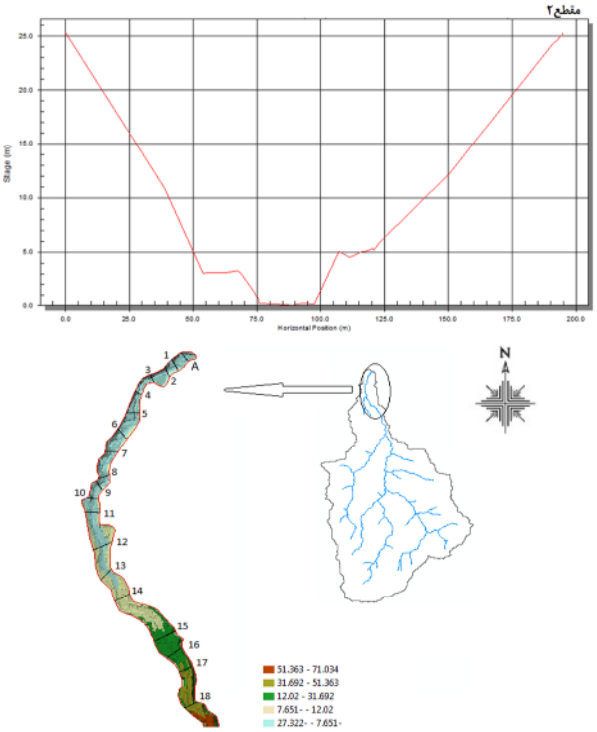
که در این روابط

Q دبی جریان برحسب مترمکعب بر ثانیه و H ارتفاع سطح آب بر حسب سانتی‌متر است.

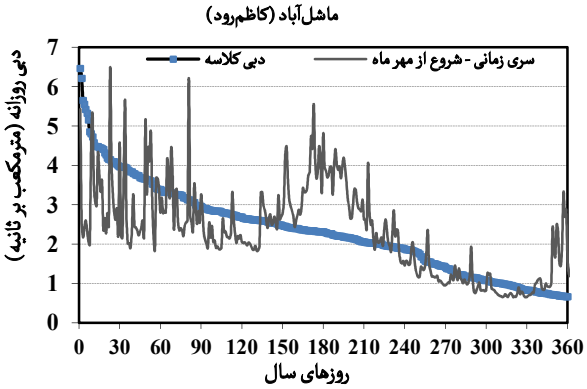
به‌کمک دبی‌ها و ارتفاع سطح آب متناظر ثبت شده و با استفاده از روابط دبی اشل (روابط ۶ تا ۸) و واسنجی به‌عمل آمده، ضریب مانینگ رودخانه در محدوده ۰/۰۸۸ تا ۰/۰۶۹ تعیین شد. مقدار این ضریب برای هر مقطع با توجه به وضعیت پوشش گیاهی، پیچ و خم و نوع مصالح تدقیق شد. با استفاده از نقشه سه‌بعدی تهیه شده در محیط GIS نسبت به برداشت پروفیل طولی که در شکل ۳ آمده است و با استفاده از نقشه‌های ۱:۱۰۰۰ مقاطع عرضی رودخانه تهیه شد. شکل ۴ موقعیت محدوده مورد مطالعه و مقاطع عرضی برداشت شده که حدود ۷ کیلومتر از مصب رودخانه به‌سمت بالادست است و همچنین یکی از این مقاطع نمونه را نشان می‌دهد. رودخانه کاظم‌رود یک رودخانه دائمی و پر آب حتی در خشک‌ترین ایام سال است. این موضوع از منحنی دبی کلاسه این رودخانه در شکل ۵ نیز قابل استنباط است. دبی متوسط سالانه رودخانه کاظم‌رود در محل ایستگاه ماشل‌آباد ۲/۳۶ مترمکعب بر ثانیه است و بیشترین آبدهی آن در فصل‌های حساسی مانند زمستان و بهار است. فصل تابستان نیز در آن با سهمی برابر ۱۸درصد از کل جریان سالانه وضعیت مناسب این رودخانه را برای حفظ اکوسیستم آبی نشان می‌دهد. شکل ۶ متوسط درازمدت توزیع ماهانه جریان را نشان می‌دهد. مطابق شکل، رودخانه در ماه‌های خرداد، تیر و مرداد در صورت برداشت کردن، می‌تواند دچار مشکل شود. در هر یک از



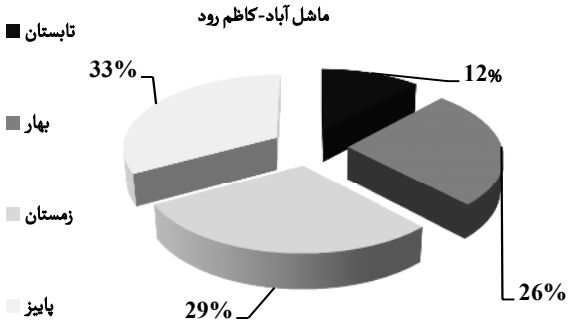
شکل۳- پروفیل طولی رودخانه کاظم‌رود



شکل۴- موقعیت بخش مورد مطالعه و مقاطع عرضی برداشت‌شده رودخانه کاظم‌رود



شکل۵- هیدروگراف روزانه و منحنی دبی کلاسه رودخانه کاظم‌رود در محل ایستگاه ماشل‌آباد



شکل۶- توزیع فصلی جریان در رودخانه کاظم‌رود

این سه ماه، متوسط جریان رودخانه کمتر از ۵ درصد جریان کل سالانه را تشکیل می‌دهد. در چنین حالتی استفاده از معیارهایی نظیر Q95 می‌تواند برای محیط اکولوژیکی مخاطره‌آمیز باشد.

۳-۲- اطلاعات محیط زیستی

مطالعات محیط زیستی برای مجموعه‌ای از رودخانه‌های غرب مازندران شامل ۱۴ رودخانه صورت گرفته است و در نتیجه اطلاعات مندرج در گزارش ارائه شده، منحصر به رودخانه کاظم‌رود نبوده و شرایط عمومی رودخانه‌های مورد مطالعه را نشان می‌دهد که برخی به‌طور دقیق و برخی به‌طور غیرمستقیم در مورد رودخانه کاظم‌رود صادق است[۱۷].

آبزیان در رودخانه‌های مورد بررسی، در گروه‌های مختلف شامل پلانکتون‌ها، متشکل از پلانکتون‌های گیاهی یعنی فیتوپلانکتون‌ها، پلانکتون‌های جانوری یعنی زئوپلانکتون‌ها، کف‌زیان یعنی 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 محیط زیست 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. ماهیان بومی ساکن در رودخانه‌های مطالعه شده، بیشتر متعلق به خانواده کپور ماهیان رودخانه‌ای، مانند کپور معمولی، عروس‌ماهی و ماهی‌سفید رودخانه‌ای هستند که در نقاط مختلف رودخانه از ناحیه مصب تا ارتفاع ۵۰۰ تا ۶۰۰ متر از سطح دریا پراکنده‌اند. ماهیان مهاجر از دریای خزر به رودخانه‌های مطالعه شده نیز که عموماً شامل گونه‌های دریازی خانواده کپورماهیان و آزادماهیان هستند، بیشتر در فصل‌های بهار و پاییز برای تخم‌ریزی و تجدید حیات خود به رودخانه‌های مورد مطالعه مهاجرت می‌کنند[۹ و ۱۷]. در جدول ۱ برخی از گونه‌های شاخص ماهیان موجود در رودخانه کاظم‌رود با تکیه بر اطلاعات هیدرولیکی مورد نیاز آنها آورده شده است.

۴- نتایج

۴-۱- تأثیر عمق استفاده شده برای تهیه پروفیل عرضی

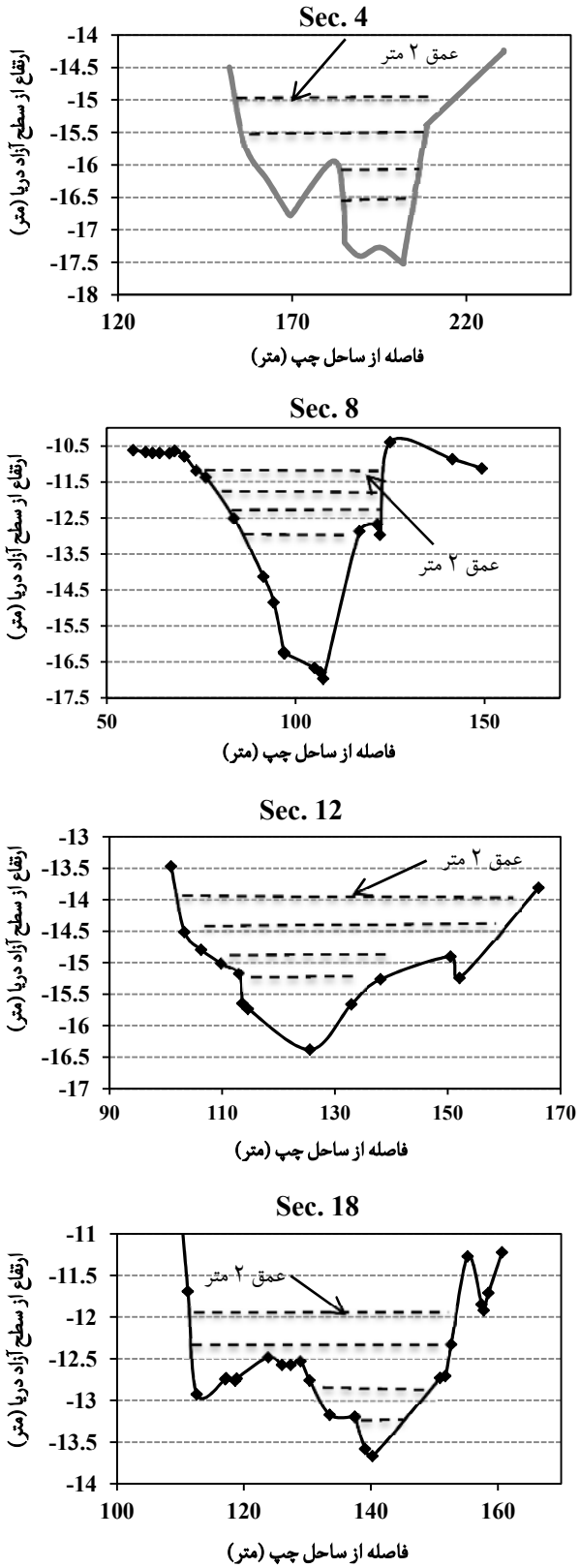
برای تعیین تأثیر عمق استفاده شده برای تهیه پروفیل عرضی به‌منظور تأمین اطلاعات هندسی لازم برای تعیین رابطه دبی- محیط خیس‌شده، چهار مقطع عرضی در نقاط مختلف رودخانه انتخاب شد که در شکل ۷ ملاحظه می‌شود. برای چهار عمق مختلف ۰/۵ تا ۲ متر تابع دبی- محیط خیس‌شده استخراج و با همدیگر مقایسه شدند. در نظر گرفتن اعماق یادشده برای مطالعه

جدول۱- گونه‌های شاخص رودخانه کاظم‌رود و برخی از اطلاعات هیدرولیکی مورد نیاز این گونه‌ها[۱۸]

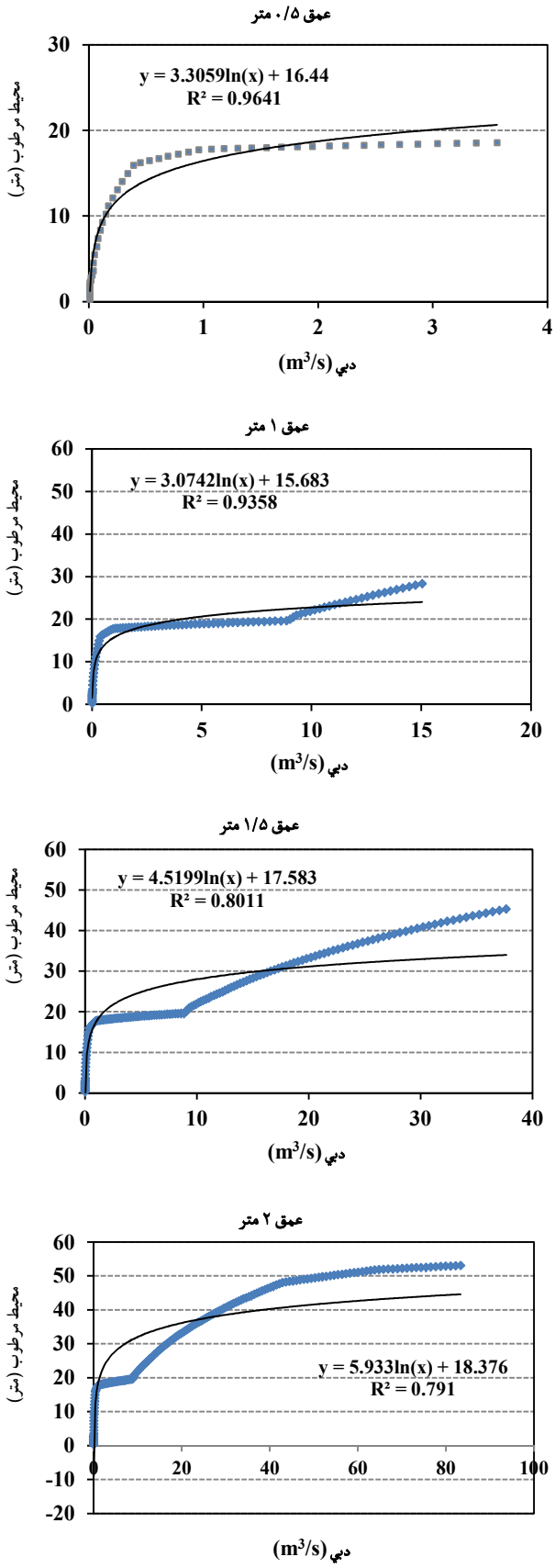
ردیف	گونه	نوع گونه	عمق جریان مناسب (متر)	سرعت جریان (متر بر ثانیه)
۱	ماهی دهان گرد	مهاجر	۰/۳	۰/۵-۰/۸
۲	سس‌ماهی	بومی	۰/۳	۰/۴ - ۰/۸
۳	شاه‌کولی	مهاجر	۰/۴	۰/۸ - ۱/۱
۴	سس‌ماهی	مهاجر	۰/۵	۰/۸ - ۱/۱

به مفهوم آن است که برای استخراج تابع دبی- محیط خیس‌شده از اطلاعات مقطع عرضی تا ارتفاع به‌ترتیب ۰/۵، ۱، ۱/۵ و ۲ متر استفاده شد و تأثیر این مقدار از درجه آزادی روی جریان محیط زیستی آزموده شد. شکل ۸ منحنی نمایش تغییرات محیط خیس‌شده در مقابل دبی جریان را نشان می‌دهد. همان‌طور که ملاحظه می‌شود، از حوالی ۱ مترمکعب بر ثانیه شدت تغییرات محیط خیس‌شده کم می‌شود و به‌جز عمق ۰/۵ متر برای بقیه از حوالی ۱۰ متر مکعب دوباره روند تغییرات محیط خیس‌شده در مقابل دبی جریان شتاب می‌گیرد.

همان‌طور که در این شکل‌ها دیده می‌شود رابطه برازش‌یافته بر این مقادیر برحسب عمق مقطع عرضی متفاوت است. برای تعیین دبی محیط زیستی رابطه ۵ برای مقطع ۴ حل شد. نتایج به‌دست‌آمده در شکل ۹ نشان داده شده است. همانطور که دیده می‌شود، اولاً برای دو مقطع ۰/۵ و ۱ متر، حداکثر انحنای منحنی برای حالتی که عمق مقطع عرضی ۰/۵ متر است در دبی‌های بزرگ‌تری رخ داده است. این امر به‌تنهایی از روی شکل ۸ قابل تعیین نبود. ثانیاً اگر پذیرفتنی باشد که دبی محیط زیستی نمی‌تواند از دبی متوسط درازمدت سالانه تجاوز نماید، دبی‌های محیط زیستی حاصل از اعماق ۱/۵ متر به بالاتر نمی‌توانند پذیرفتنی باشند[۳]. اگر به مقاطع عرضی شکل ۷ توجه شود ملاحظه می‌شود که از عمق ۱/۵ متر به بعد در واقع سیلابدشت اول رودخانه شکل گرفته است. این امر می‌تواند دلیل افزایش دبی محیط زیستی و در عین حال مبنای توسعه یک معیار برای محدود کردن عمق مقطع عرضی مورد استفاده برای استخراج منحنی دبی- محیط خیس‌شده باشد. بر اساس نتایج حاصل از تحلیل حساسیت روش هیدرولیکی به عمق مقطع عرضی می‌توان نتیجه گرفت که باید پروفیل عرضی را محدود به آبراهه اصلی نمود. در نهایت، با توجه به عمق مورد نیاز اکثر گونه‌های ماهیان موجود در منطقه مطالعاتی که کمتر از یک متر است [۱۸]، می‌توان عمق یک متر را به‌عنوان حد نهایی استخراج اطلاعات هندسی و هیدرولیکی، مانند تعیین ضریب مانینگ، اعلام کرد.

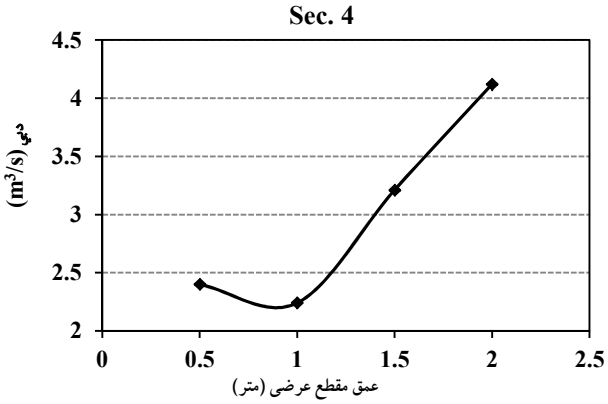


شکل۷- مقاطع منتخب برای برآورد دبی محیط زیستی



شکل۸- منحنی تغییرات دبی- محیط خیس‌شده برای مقطع ۴

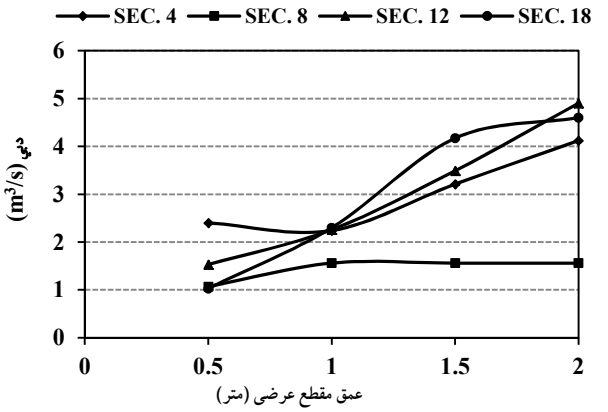
به‌منظور بررسی این ایده، برای مقاطع دیگر نیز دبی محیط زیستی محاسبه شد که در جدول ۲ و شکل ۱۰ مشاهده می‌شود. به‌غیر از مقطع ۸، نتیجه به‌دست‌آمده در مورد بقیه مقاطع همانند مقطع ۴ است؛ یعنی اولاً دبی محیط زیستی با افزایش عمق زیاد می‌شود و ثانیاً به‌ازای اعماق بالاتر از ۱ متر، دبی یادشده بزرگ‌تر از دبی متوسط رودخانه می‌شود. در عمق یک متر نتیجه به‌دست‌آمده برای همه مقاطع به‌جز مقطع ۸ تقریباً مساوی دبی متوسط یعنی ۲/۳ متر مکعب در ثانیه است، البته این امر به این مفهوم نیست که همیشه دبی محیط زیستی، نزدیک دبی متوسط درازمدت به‌دست می‌آید. این دبی اصولاً کمتر یا مساوی دبی متوسط درازمدت سالانه است[۸ و ۹].



شکل۹- تغییرات دبی محیط زیستی در مقابل عمق مقطع عرضی ۴

جدول۲- تغییرات دبی محیط زیستی برحسب عمق مقطع عرضی

عمق (متر)	Sec.4	Sec.8	Sec.12	Sec.18
۰/۵	۲/۴	۱/۰۷	۱/۵۳	۱/۰۳
۱	۲/۲۴	۱/۵۶	۲/۲۶	۲/۳
۱/۵	۳/۲۱	۱/۵۶	۳/۴۹	۴/۱۷
۲	۴/۱۲	۱/۵۶	۴/۹	۴/۹



شکل۱۰- تغییرات دبی محیط زیستی در مقابل عمق مقطع عرضی

در مورد مقطع ۸ می‌توان با توجه به شکل ۷ گفت که علت پایین بودن و همچنین عدم‌تغییر دبی محیط زیستی، یکنواخت بودن مقطع عرضی به‌ازای تمامی عمق‌های مورد استفاده برای تولید منحنی دبی- محیط خیس‌شده است. در این مقطع نیز مانند بقیه مقاطع، عمق متناظر دبی محیط زیستی ۱ متر است، ولی دبی متناظر در آن به‌علت شیب موضعی و فرم هندسی مقطع کمتر از دیگر مقاطع برآورد شده است؛ یعنی ۱/۵ مترمکعب در ثانیه. این امر بدان مفهوم است که برای این مقطع خاص با دبی کمتر هم شرایط مورد نیاز فراهم است. با توجه به اینکه بقیه مقاطع برای تأمین زیستگاه به دبی بیشتر نیاز دارند، این مقطع کنترل‌کننده نبوده و باید دبی بحرانی به‌دست‌آمده در بقیه مقاطع یعنی دبی ۲/۳ مترمکعب در ثانیه به‌عنوان دبی محیط زیستی اعلام شود. در این حالت عمق این مقطع تغییر اندکی کرده، ولی با دبی بیشتر از شرایط بهتری به‌عنوان زیستگاه برخوردار خواهد بود.

۴-۲- تأثیر Δy استفاده شده برای تهیه اطلاعات منحنی دبی- محیط خیس‌شده

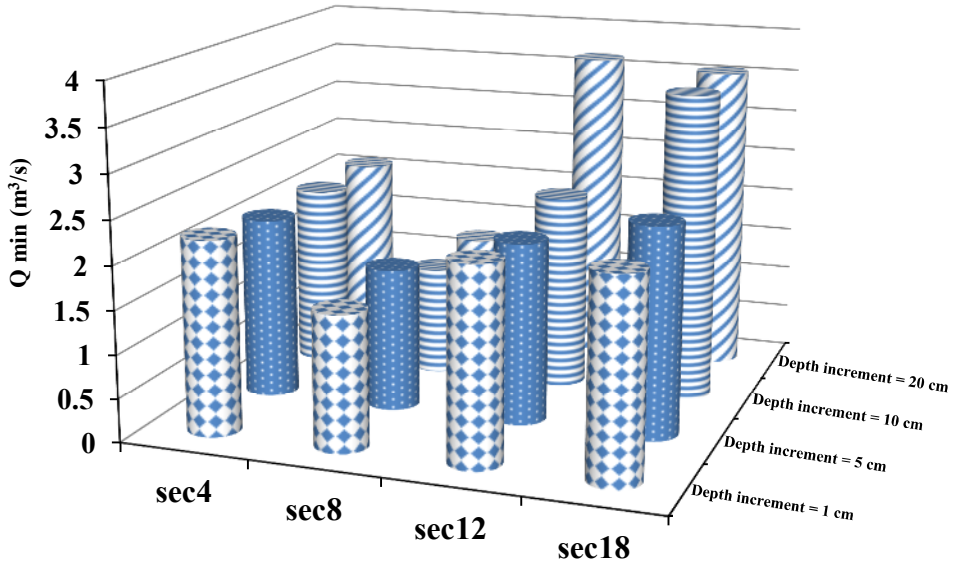
برای بررسی اثر انتخاب فاصله‌های ارتفاعی (Δy)، برای تولید منحنی دبی- محیط خیس‌شده بر موقعیت نقطه بحرانی، فاصله‌هایی از ۱ سانتی‌متر تا ۵۰ سانتی‌متر انتخاب و میزان دبی محیط زیستی برای هر یک از مقاطع منتخب به‌دست آمد. جدول ۳ نتیجه محاسبات را برای کلیه فاصله‌ها و شکل ۱۱ دبی محیط زیستی را برای فاصله‌های ۱، ۵، ۱۰ و ۲۰ سانتی‌متر برای حالتی که عمق پروفیل ۱ متر باشد، نشان می‌دهند. همان‌طوری که ملاحظه می‌شود برای همه مقاطع تا Δy برابر ۱۰ سانتی‌متر، اختلاف زیادی در دبی برآورد شده دیده نمی‌شود، ولی در همین Δy میزان دبی محیط زیستی در مقطع ۱۸، بیشتر از اندازه قابل‌قبول است. به این ترتیب عملاً می‌توان گفت که انتخاب Δy بر محل نقطه بحرانی و در نتیجه، میزان دبی محیط زیستی مؤثر بوده و در اینجا بهترین انتخاب برای Δy یک سانتی‌متر است.

۴-۳- تأثیر ضریب اصطکاک بر دبی محیط زیستی محاسبه‌شده

انتخاب مقدار مناسب و دقیق ضریب مانینگ در تحلیل جریان بسیار مهم است. در واقع می‌توان گفت که مهم‌ترین عامل عدم قطعیت در تحلیل جریان در رودخانه‌ها، تعیین ضریب مانینگ است. با توجه به اینکه در روش حداکثر انحنا از مشتقات اول و دوم تابع دبی- محیط خیس‌شده استفاده می‌شود، ممکن است دبی محیط زیستی چندان به انتخاب ضریب مانینگ حساس نباشد. این امر درصورتی که هدف از تحلیل هیدرولیکی رودخانه تعیین حق‌آبه

جدول۳- تغییرات دبی محیط زیستی برحسب تغییرات Δy

Δy (سانتی‌متر)	Sec.4	Sec.8	Sec.12	Sec.18
۱	۲/۲۴	۱/۵۶	۲/۲۶	۲/۳
۵	۲/۱	۱/۶۵	۲/۱	۲/۴۳
۱۰	۲/۱	۱/۲۶	۲/۲۶	۳/۵۷
۲۰	۲/۱	۱/۲۶	۳/۶۵	۳/۵۷
۳۰	۲/۱	۱/۲۶	۳/۶۵	۳/۵۷
۴۰	۲/۱	۳/۴	۱/۲۶	۱/۳۲
۵۰	۲/۱	۰/۶۹	۲/۲۶	۱/۹



شکل۱۱- نمایش تغییرات دبی محیط زیستی در مقابل تغییرات Δy

محیط زیستی باشد، می‌تواند از حجم عملیات اولیه برای تأمین اطلاعات کاسته و همین‌طور اعتمادپذیری نتایج حاصل از روش هیدرولیکی را به‌منظور تصمیم‌گیری بالا ببرد.

اگر ضریب مانینگ حاصل از توصیه‌های منابع موجود، مقدار متوسط مجموعه‌ای از ضرایب مانینگ قابل پیشنهاد با همان معیارهای پذیرفته شده در نظر گرفته شود، توزیع خطای تشخیص این ضریب که دارای میانگین صفر بوده و انحراف از معیار آن برابر انحراف از معیار داده‌های اصلی خواهد بود، نرمال است. در این حالت مطابق تجربیات اداره مهندسی ارتش امریکا[1] با تقسیم محدوده تغییرات مشاهده شده بر چهار می‌توان به انحراف از معیار متغیر مورد نظر دست یافت[۱۹]. در این مطالعه محدوده تغییرات مشاهده شده برای ضریب مانینگ برابر ۰/۰۱۹ بود که میزان انحراف از معیار این متغیر را برابر ۰/۰۰۵ به‌دست می‌دهد. اگر سه برابر این انحراف از معیار، از مقدار میانگین آن اضافه و کم شود، محدوده تغییر به‌دست آمده ۹۹ درصد اطلاعات مربوط به ضریب مانینگ قابل‌حصول در منطقه مطالعاتی را پوشش می‌دهد. بر این اساس برای حساسیت‌سنجی مدل نسبت به ضریب مانینگ، محاسبات مربوطه برای ضریب مانینگ انتخاب شده بر اساس اطلاعات موجود و کالیبراسیون صورت گرفته بر مبنای منحنی دبی- اشل رودخانه کاظم‌رود یعنی ۰/۰۷۷ و دو مقدار حدی محاسبه شده یعنی ۰/۰۹۱ و ۰/۰۶۲ در کلیه مقاطع با عمق ۱ متر و Δy برابر یک سانتی‌متر انجام و دبی محیط زیستی استخراج شد. جدول ۴ خلاصه نتایج حاصل شده را نشان می‌دهد.

جدول۴- تغییرات دبی محیط زیستی به‌ازای تغییرات ضریب زبری (مترمکعب بر ثانیه)

عمق برابر ۱ متر، Δy برابر ۱ سانتی‌متر				
n	Sec.4	Sec.8	Sec.12	Sec.18
۰/۰۶۲	۲/۰۹	۱/۴۸	۲/۲۶	۲/۲۸
۰/۰۷۷	۲/۲۴	۱/۵۶	۲/۲۶	۲/۳
۰/۰۹۱	۲/۲۷	۱/۶	۲/۳	۲/۳۲

همان‌طوری که ملاحظه می‌شود به‌ازای تغییرات ضریب مانینگ در حد ۴۰ درصد، حداکثر تغییرات دبی محیط زیستی به ۸ درصد محدود می‌شود. به‌منظور مقایسه حساسیت دبی محیط زیستی با دبی رودخانه در مقابل تغییرات ضریب مانینگ، میزان تغییرات دبی جریان در رودخانه به‌ازای تغییر ضریب مانینگ در این محدوده برای عمق آبی برابر ۱ متر در هر کدام از مقاطع به‌طور مجزا محاسبه شد که در جدول ۵ آورده شده است.

[1] The Hydrologic Engineering Center (HEC)

جدول۵- تغییرات دبی رودخانه کاظم‌رود به‌ازای تغییرات ضریب زبری (مترمکعب بر ثانیه)

دبی رودخانه به‌ازای عمق ۱ متر برحسب مترمکعب بر ثانیه				
n	Sec.4	Sec.8	Sec.12	Sec.18
۰/۰۶۲	۱۸/۶۸	۸/۱۶	۱۷/۳۶	۱۸/۰۸
۰/۰۷۷	۱۵/۰۴	۶/۵۷	۱۳/۹۸	۱۴/۵۶
۰/۰۹۱	۱۲/۵۹	۵/۵	۱۱/۷	۱۲/۱۸

همان‌طور که ملاحظه می‌شود میزان تغییر دبی برای تمام مقاطع مساوی هم بوده و برابر ۳۲/۶ درصد است.

۵- بحث

در مقایسه روش‌های مختلف تعیین حق‌آبه محیط زیستی، به نظر می‌رسد که روش‌های هیدرولیکی مناسب‌تر باشند. روش‌های هیدرولیکی در مقایسه با روش‌های هیدرولوژیکی از انعطاف بیشتری برخوردار بوده و متکی بر دستورالعمل از پیش تعیین‌شده‌ای برای همه رودخانه‌ها نیستند و در مقایسه با روش‌های شبیه‌ساز زیستگاه و جامع‌نگر، به داده‌ها و مدت‌زمان کمتری برای تعیین آب مورد نیاز برای حفظ محیط اکولوژیکی رودخانه‌ها محتاج هستند. از میان روش‌های هیدرولیکی، روش مبتنی بر استفاده از محیط خیس‌شده به‌عنوان معرف محیط اکولوژیک از مقبولیت بیشتری برخوردار است. برای تعیین دبی محیط زیستی مورد نیاز محیط زیست با این روش دو راه حل اساسی وجود دارد که مطابق تجربیات موجود، روشی که موسوم به روش بیشینه انحنا است، برای این مهم پاسخ مناسب‌تری به‌دست می‌دهد. در این روش لازم است نقطه شکست تابع دبی- محیط خیس‌شده به‌دست آورده شود. این نقطه که در ادبیات این رشته تخصصی، نقطه بحرانی نامیده می‌شود، معرف دبی محیط زیستی است. نقطه مزبور نقطه‌ای است که بعد از آن به‌ازای افزایش دبی در محیط خیس‌شده، افزایشی ملاحظه نخواهد شد.

علی‌رغم محاسنی که برای روش هیدرولیکی برشمرده شد و با وجود آنکه از این روش به‌عنوان مدول هیدرولیکی نرم‌افزار قدرتمندی نظیر PHABSIM استفاده می‌شود که به‌عنوان برترین مدل شبیه‌ساز زیستگاه در نیمکره شمالی و یا حداقل آمریکای شمالی شناخته می‌شود، دستورالعمل مشخصی برای به‌کارگیری این روش ارائه نشده است[۱]. یکی از مسائل مرتبط با این روش انتخاب مقطع عرضی شاخص و روش تأمین اطلاعات از این مقطع عرضی است. به‌طور معمول در منحنی دبی- محیط خیس‌شده چند نقطه بحرانی شناسایی شده و اولین نقطه برای تعیین دبی محیط زیستی انتخاب می‌شود. در پژوهش حاضر نشان داده شد که مسئله

به این سادگی حل‌شدنی نیست و وجود یا عدم وجود نقطه شکست در منحنی یادشده، می‌تواند مقدار دبی محیط زیستی حاصل را دگرگون کند. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، عمق پروفیل مورد استفاده برای استخراج رابطه دبی- محیط خیس‌شده حساسیت زیادی دارد و نمی‌تواند به هر مقدار دلخواه باشد. با توجه به اینکه هدف از تعیین حق‌آبه محیط زیستی حفظ محیط اکولوژیکی است و ماهیان در این زمینه موجوداتی شاخص محسوب می‌شوند، با داشتن مشخصات این جانداران در منطقه مطالعاتی می‌توان به عمق مطلوب برای استخراج اطلاعات مورد نیاز از پروفیل دست یافت[۲۰ و ۲۱].

در این ارتباط، مطالعه حاضر نشان داد که عمق یک متر به‌عنوان حداکثر عمق مورد استفاده برای استخراج اطلاعات مورد نیاز برای توسعه رابطه میان دبی و محیط خیس‌شده و همچنین برآورد ضریب مانینگ کافی است. با توجه به اینکه عمق یادشده تقریباً برای همه ماهیان آب شیرین از کفایت لازم برای تأمین زیستگاه برخوردار است، نتیجه به‌دست‌آمده را می‌توان به همه رودخانه‌های دائمی محل سکونت ماهیان بومی و مهاجر تعمیم داد. نکته مهم دیگر که درخصوص استفاده از روش هیدرولیکی مطرح است، میزان Δy مورد استفاده برای استخراج منحنی محیط خیس‌شده از مقطع عرضی است. درحالی که حجم وسیع محاسبات از اشکال‌های روش‌های هیدرولیکی محسوب می‌شود، بزرگ گرفتن مقادیر Δy می‌تواند برای روش هیدرولیکی یک مزیت محسوب شود؛ ولی همین مقادیر زیاد ممکن است باعث جابجایی نقطه بحرانی و دیده نشدن آن در پروفیل شوند. حاصل این خطا برآورد نادرست دبی محیط زیستی خواهد بود.

نکته مهم دیگر در مورد این دبی که منجر به تصمیمات مهمی در مورد تخصیص آب می‌شود، میزان اعتمادپذیری روش و در واقع دامنه‌ای است که برای تغییرات این دبی می‌توان در نظر گرفت. اگر دبی تعیین شده قطعیت کمی داشته باشد، نمی‌توان در میان مجموعه‌ای از رقبای قدرتمند از شرب گرفته تا کشاورزی، از میزان جریان تخصیص یافته دفاع کرد و یا حداقل تلورانس مناسبی را برای آن پیشنهاد کرد. مهم‌ترین پارامتری که موجب تسری عدم‌قطعیت به محاسبه دبی جریان در رودخانه‌هاست،ضریب اصطکاک است که بر اساس مجموعه‌ای از حدس و گمان‌ها و تجربیات دیگران استوار است. بررسی اثر تلورانس ضریب مانینگ بر دبی محیط زیستی در مقایسه با دبی رودخانه می‌تواند به این پرسش پاسخ گوید. بر این اساس در پژوهش حاضر، به این مسئله مهم پرداخته شد و حساسیت روش هیدرولیکی در تعیین میزان دبی محیط زیستی نسبت به تغییر میزان ضریب مانینگ بررسی شد. با توجه به آنکه در تعیین دبی محیط زیستی، محدوده دبی مورد مطالعه بسیار محدودتر از بررسی ظرفیت آبگذری رودخانه‌ها بود، مقایسه حساسیت تعیین ظرفیت آبگذری و جریان محیط زیستی از این نظر لازم بود. پرداختن به این مسئله از جنبه عملیاتی و جمع‌آوری میدانی اطلاعات نیز مهم به نظر می‌آید. بدیهی است که هر چه حساسیت نتایج حاصل از یک روش به اطلاعاتی نظیر ضریب اصطکاک بیشتر باشد، زمان، حجم فعالیت‌های میدانی و در نتیجه هزینه انجام مطالعات برای حصول جواب بهتر و در عین حال با عدم قطعیت کمتر، افزایش خواهد یافت. نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش نشان داد که روش هیدرولیکی نسبت به تغییر ضریب مانینگ حساس است؛ ولی این حساسیت در حدی است که می‌توان دبی محیط زیستی حاصل از روش هیدرولیکی را حتی با استفاده از مطالعات دفتری برای تعیین زبری، با اطمینان کافی پذیرفت.

۶- نتیجه‌گیری

نتایج حاصل از این پژوهش به شرح زیر است:

۱- روش هیدرولیکی روشی است که به‌آسانی قادر به تعیین دبی محیط زیستی با دقتی مناسب است.

۲- برای تهیه منحنی تغییرات دبی- محیط خیس‌شده، مقاطع عرضی مورد استفاده باید مربوط به آبراهه اصلی رودخانه باشد و عمق یک متر از تالوگ برای استخراج اطلاعات هندسی و هیدرولیکی از مقطع کافی است.

۳- Δy مورد استفاده برای تهیه اطلاعات لازم برای اجرای مدل بسیار مهم بوده و مقدار ۱ سانتی‌متر برای آن توصیه می‌شود.

۴- عدم‌قطعیت ضریب مانینگ آبراهه در تعیین دبی محیط زیستی با استفاده از روش هیدرولیکی، در مقایسه با دبی رودخانه بسیار کمتر است. این مقدار در مطالعه موردی انجام شده ۸ درصد در مقابل ۳۳ درصد بود. این امر به مفهوم قابلیت اعتماد روش هیدرولیکی برای اخذ تصمیم در مورد مسئله تخصیص جریان است.

۷- مراجع

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

2- 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.
3- King, J.M., Tharme, R.E., and De Villiers, M. (2000). *Environmental flow assessments for rivers: Manual for the building block methodology*, Water Research Commission Technology Transfer Report No. TT 131/00. Pretoria, South Africa.
4- Arthington, A.H., King, J.M., O'Keeffe, J.H., Bunn, S.E., Day, J.A., Pusey, J., Bluhdorn, D.R., and Tharme, R.E. (1992). "Development of a holistic approach for assessing environmental flow requirements of riverine ecosystems." *Proc. An International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment: The Centre for Water Policy Research*, University of New England, Armidale, 69-76.
5- Tennant, D.L. (1976). "Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources." *J. of Fisheries*, 1(4), 6-10.
6- Gippel, C.J., and Stewardson, M.J. (1998). "Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows." *J. of Regulated Rivers: Research and Management*, 14, 53-67.
7- Jowett, I.G. (1997). "Instream flow methods: A comparison of approaches." *J. of Regulated Rivers: Research and Management*, 13, 115-127.
8- 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)." *J. of Hydrological Processes*, 25, 3490-3498.
9- Shokoohi, A., and Hong, Y. (2011). "Determining the minimum ecological water requirements in perennial rivers using morphological parameters." *J. of Environmental Studies*, 37(58), 117-128.
10- Smakhtin, V.U., Shilpakar, R.L., and Hughes, D.A. (2006). "Hydrology-based assessment of environmental flows: an example from Nepal." *J. of Hydrological Sciences*, 51(2), 207-222.
11- Bovee, K.D. (1986). *Development and evaluation of habitat suitability criteria for use in the instream flow incremental methodology*, USDI Fish and Wildlife Service Instream Flow Information Paper #21 FWS/OBS-86/7. 235 p, Washington, DC
12- Annear, T.C., and Conder, A.L. (1984). "Relative bias fisheries instream flow methods." *North American J. of Fisheries Management*, 4, 531-539.
13- 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*, USA.
14- Richardson, B.A. (1986). "Evaluation of instream flow methodologies for freshwater fish in New South Wales." Campbell I.C. (EDs.), *Stream protection, the management of rivers for instream uses*, Water Studies Centre, Chisholm Institute of Technology, Caulfield, 143-167.
15- Goodman, A.W. (1980). *Analytical geometry and the calculus*, 4th Ed., Macmillan Pub. Co. Inc., NewYork.
16- Ab Energy Mohit. (2009). *Comprehensive project of west of Mazandaran river engineering project*; Hydrology Report, Co-consulting engineers Khazarab-Ab Energy Mohit, Mazandaran Regional Water Company, Energy Ministry of Iran. (In Persian)
17- Ab Energy Mohit. (2009). *Comprehensive project of west of Mazandaran river engineering project*; Environmental Recognition Report, Co-consulting engineers Khazarab- Ab Energy Mohit, Mazandaran Regional Water Company, Power ministry of Iran. (In Persian)
18- Abdoli, A., and Naderi, M. (2008). *Khazar Sea southern basin fish biodiversity*, 1st Ed., Abzian Scientific Pub., Tehran, Iran. (In Persian)
19- USACE. (1996). *Risk-Based analysis for flood damage reduction studies*, Manual No. 110-2-1619, USA.
20- Breine, J., Simoens, I., Haidvogl, G., Melcher, A., Pont, D., and Schmutz, S. (2005). "Manual for the application of the European Fish Index-EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive." <http://fame.boku> (Sep. 7, 2012)
21- Hatfield, T., Lewis, A., Ohlson, D., and Bradford, M. (2003). *Development of instream flow thresholds as guidelines for reviewing proposed water uses*, Biritish Columbia Instream Flow Guidelines for Fish, BC.