

Document Type

Review Article

مروری

نوع مقاله

An Analysis of Return Flow, Its Importance, and Amount in Iran and Other Countries in the World

Z. Kazemi^{1*}, A. Majidi², E. Alizadeh³,
J. Mirzavand⁴

1- Ph.D. in Soil Physics and Conservation, Department of Soil Science and Engineering, Faculty of Agriculture, University of Tabriz, Tabriz, Iran.

2- Research Associate Professor, Soil and Water Research Department, West Azarbaijan, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Urmia, Iran.

3- Research Assistant Professor, Plant Protection Research Center, West Azarbaijan, Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Urmia, Iran.

4- Research Assistant Professor, Soil and Water Research Department, Fars Agricultural and Natural Resources Research and Education Center, Agricultural Research, Education and Extension Organization (AREEO), Shiraz, Iran.

*Corresponding Author Email: zkazemi2016@gmail.com

Received 13-04-2025

Revised 16-08-2025

Accepted 19-08-2025

Available online 16-12-2025

تحلیلی بر جریان برگشتی، اهمیت و مقدار آن در ایران و سایر کشورهای جهان

زهرا کاظمی^{۱*}، عزیز مجیدی^۲، اسماعیل علیزاده^۳، جهانبخش میرزavand^۴

۱. دکتری فیزیک و حفاظت خاک، گروه علوم و مهندسی خاک، دانشکده کشاورزی، دانشگاه تبریز، تبریز، ایران.

۲. دانشیار پژوهشی، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان آذربایجان غربی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ارومیه، ایران.

۳. استادیار پژوهشی، بخش تحقیقات گیاهپزشکی، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان آذربایجان غربی، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، ارومیه، ایران.

۴. استادیار پژوهشی، بخش تحقیقات خاک و آب، مرکز تحقیقات و آموزش کشاورزی و منابع طبیعی استان فارس، سازمان تحقیقات، آموزش و ترویج کشاورزی، شیراز، ایران.

*زبان نامه نویسنده مسئول: zkazemi2016@gmail.com

تاریخ دریافت ۱۴۰۴/۰۱/۲۴

تاریخ بازنگری ۱۴۰۴/۰۵/۲۵

تاریخ پذیرش ۱۴۰۴/۰۵/۲۸

تاریخ انتشار ۱۴۰۴/۰۹/۲۵

Abstract

Water shortage is one of the greatest challenges of the current century, especially in arid and semi-arid areas. It is the source of many positive and negative changes in the world. Globally, irrigated agriculture is the largest consumer of groundwater. The return flow is the excess of irrigation water that returns to the groundwater table as a result of deep penetration. The amount of return flow to the groundwater tables has been reported between 2% and more than 70% and in Iran, its average value is between 0.8% and 17.1%, depending on the climatic conditions of the region, topography, soil and the irrigation method and water used. The current paper has reviewed the various research conducted in the field of return flow, its importance and amount in arid and semi-arid areas such as Iran and other countries and the impact of using modern irrigation systems on it. Generally, the return flow amount under modern irrigation systems (drip irrigation, sprinkler, etc.) is significantly reduced compared to flood irrigation methods, when deficit irrigation is not applied, and this also reduces groundwater pollution and soil salinity in areas prone to pollution. Additionally, compared to full irrigation, using the deficit-irrigation method, the amount of return flow will be reduced.

Keywords: Flood Irrigation, Drip Irrigation, Pollution, Groundwater Table, Deficit Irrigation.

چکیده

کم‌آبی یکی از بزرگ‌ترین چالش‌های قرن حاضر و ویژه در مناطق خشک و نیمه‌خشک بوده و سرمنشأ بسیاری از تحولات مثبت و منفی جهان است. در مقیاس جهانی، کشاورزی فاریاب بزرگترین مصرف‌کننده آب‌های زیرزمینی است. جریان برگشتی، آب آبیاری مازادی است که در نتیجه نفوذ عمقی به یک سفره آب زیرزمینی باز می‌گردد. میزان آب برگشتی به سفره‌های آب زیرزمینی بسته به اقلیم منطقه، توپوگرافی، خاک، روش آبیاری و مقدار آن بین دو تا بیش از ۷۰ درصد و در ایران بطور متوسط بین ۰/۸ تا ۱۷/۱ درصد است. مقاله مروری حاضر به بررسی پژوهش‌های مختلف صورت گرفته در زمینه آب برگشتی آبیاری، اهمیت و میزان آن در مناطق خشک و نیمه‌خشک مانند ایران و سایر کشورها و تأثیر بکارگیری روش‌های نوین آبیاری بر آن پرداخته است. بطور کلی، میزان آب برگشتی در روش‌های آبیاری نوین (موضعی، بارانی و ...) در مقایسه با روش‌های آبیاری غرقابی، در شرایطی که کم‌آبیاری اعمال نمی‌شود به مقدار قابل توجهی کاهش یافته و کاهش آلودگی آب‌های زیرزمینی و شوری خاک را نیز در مناطق مستعد به آلودگی به دنبال دارد. علاوه بر این، با کم‌آبیاری در مقایسه با آبیاری کامل، مقدار آب برگشتی آبیاری کاهش پیدا خواهد کرد.

واژه‌های کلیدی: آبیاری غرقابی، آبیاری قطره‌ای، آلودگی، سفره آب زیرزمینی، کم‌آبیاری.

How to cite this article:

Kazemi, Z., Majidi, A., Alizadeh, E., & Mirzavand, J. (2025). An Analysis of Return Flow, Its Importance, and Amount in Iran and Other Countries in the World. Journal of Water and Sustainable Development, 12(3), 80-104. <https://doi.org/10.22067/jwsd.v12i3.2504-1420>

مطرح است. از این رو برآورد دقیق و شناخت تاثیرپذیری آن نسبت به پارامترهای مختلف و ارائه راهکارهای مدیریتی در کنترل مقدار کمی و یا استفاده بهینه از آن می تواند نقش بسزایی در ارتقای عملکرد و بهره‌وری شبکه‌های آبیاری و حفظ منابع آب داشته باشد. شناخت و درک صحیح از تغذیه منابع آب زیرزمینی در مدیریت موفق منابع آب و همچنین مدل سازی سیال و انتقال آلودگی در ناحیه زیرسطحی و بررسی آسیب پذیری سفره آب زیرزمینی مورد نیاز است (Healy, ۲۰۱۰). در زمینه آب برگشتی و مقدار آن در سراسر جهان تحقیقات اندکی صورت گرفته است. بنابراین، بررسی دقیق آبیاری و تأثیر آن بر تغذیه مجدد، در سیاست گذاری برای اطمینان از پایداری آب های زیرزمینی در سطح جهانی و به ویژه در مناطق نیمه خشک حیاتی است. در این مقاله، تحقیقات انجام شده در زمینه آب برگشتی در کشورهای مختلف جهان و ایران در روش های سنتی و نوین آبیاری، روش های اندازه گیری آن، فواید و چالش های کاهش مقدار یا حذف آن در سیستم های نوین آبیاری و تأثیر کم آبیاری بر آن، بررسی شده است.

روش های اندازه گیری و برآورد مقدار جریان برگشتی و کاربرد آنها

تخمین میزان آب برگشتی (تغذیه، شارژ مجدد) یک فرآیند پیچیده است؛ زیرا با عوامل مختلفی مانند خاک، آب و هوا، پوشش زمین و توپوگرافی تغییر می کند. همچنین مقدار جریان برگشتی تابعی است از قیمت آب، قابلیت دسترسی به آب، شیوه کاربرد آب، تجهیزات استفاده مجدد آب در مزرعه، فرهنگ مردم منطقه و محدودیت هایی که برخی عناصر نظیر بر، سدیم و کلر بر کیفیت آب دارند. روش های تخمین تغذیه بر اساس مناطق هیدرولوژیکی که اطلاعات مورد نیاز از آنها به دست می آید به سه گروه روش های سطحی، منطقه غیراشباع و منطقه اشباع تقسیم می شوند. روش های تخمین تغذیه در هر منطقه به انواع روش های فیزیکی مانند تخمین اجزای مختلف بیلان آب، روش های شیمیایی مانند ردیابی و مدل سازی عددی تقسیم می شوند. روش مدل سازی عددی در هر سه منطقه هیدرولوژیکی قابل کاربرد است. روش های سنتی تعیین دبی برگشتی آبیاری شامل استفاده از لایسیمتر، تعادل جرم کلرید (CMB)^۱، ایزوتوپ های محیطی، قانون دارسی^۲ و تعادل جرم آب^۳ است (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲؛ Jafari و همکاران، ۲۰۱۲).

۱- لایسیمترها

لایسیمترها در اندازه گیری مستقیم زهکشی ناحیه ریشه و مقدار تغذیه آب های زیرزمینی موفق بوده اند (Bethune و همکاران، ۲۰۰۱). لایسیمترها عموماً برای مناطقی با پوشش گیاهی ریشه دار مناسب نیستند؛ زیرا اگر کف لایسیمتر از ناحیه ریشه عمیق تر نباشد، جریان های زهکشی اندازه گیری

طی قرن گذشته تقاضا برای مصرف آب در سراسر جهان ۸۰۰ درصد افزایش یافته است. طبق پیش بینی سازمان ملل، جمعیت جهان در سال ۲۰۵۰ به ۹/۸ میلیارد نفر می رسد و برداشت آب نیز حدود ۶۰ درصد نسبت به سال ۲۰۱۰ افزایش خواهد یافت (Berbel و همکاران، ۲۰۲۴). این در حالی است که بر مبنای یافته های Ma و همکاران (۲۰۲۴) نسبت تخصیص آب کشاورزی تا سال ۲۰۵۰ از ۶۹/۷-۵۳/۲ درصد به ۴۵/۴-۵۶/۶ درصد کاهش می یابد تا برای اطمینان از احیای اکولوژیکی و تامین انرژی در مصرف آب بیشتر صرفه جویی شود. در ایران در شرایط فعلی بخش کشاورزی سهم عمده ای از منابع آب را به خود اختصاص داده است (بیش از ۹۰ درصد) (ابراهیم یور و هاشم نیا، ۱۳۹۴). آب های زیرزمینی همیشه منبع مهم و قابل اعتمادی از آب بوده و حدود ۹۷ درصد از آب شیرین در سراسر جهان را تامین می کنند (Jakeman و همکاران، ۲۰۱۶). در مناطق نیمه خشک، آب های زیرزمینی یکی از منابع مهم آب در طول سال هستند (Usman و همکاران، ۲۰۱۵)؛ بنابراین، تغذیه آب زیرزمینی یکی از عوامل حاکم بر سیستم آب زیرزمینی منطقه است. آب زیرزمینی عمدتاً توسط بارندگی و منابع آب سطحی مانند دریاچه ها و رودخانه ها تغذیه می شود (Liu و Yamanaka، ۲۰۱۲). علاوه بر اینها، آبیاری و جریان برگشتی^۱ آبیاری (RF) می تواند منبع مهمی برای تغذیه آبخوان در مناطق زیر کشت محصولات کشاورزی باشد (Jiménez-Martínez و همکاران، ۲۰۰۹؛ Séraphin و همکاران، ۲۰۱۶). بخش معینی از آب آبیاری از سطح خاک تبخیر شده یا طی تعرق توسط گیاهان مصرف و بخشی دیگر در قالب رواناب سطحی به نهرها یا کانال های زهکشی تخلیه می شود. آب باقیمانده به خاک نفوذ کرده و می تواند به آب های زیرزمینی بپیوندد. این آب اضافی که پتانسیل بازگشت به سفره زیرین را دارد، جریان برگشتی آبیاری نامیده می شود (Rushton و همکاران، ۲۰۲۰؛ Morrisett و همکاران، ۲۰۲۴). جریان برگشتی آبیاری به عنوان "مازاد آب آبیاری که توسط تبخیر و تعرق مصرف نشده، طی زهکشی مستقیم سطحی تخلیه نمی شود و در نهایت به یک سفره آب باز می گردد" تعریف می شود و می تواند مقدار قابل توجهی به منابع آب کمک کند (Dewandel و همکاران، ۲۰۰۸). از اصطلاح جریان برگشتی کمتر استفاده شده و به جای آن واژه هایی همچون تغذیه و نفوذ عمقی به کار برده شده است. مدیریت کارآمد شبکه های آبیاری نیازمند برنامه ریزی و اتخاذ تصمیمات درست بر پایه پیش بینی ها و ابزارهای اندازه گیری و سنجش دقیق است. همانطور که جریان برگشتی از عوامل کاهش فشار بر منابع آب محسوب می گردد، در سوی دیگر به عنوان یکی از عوامل کاهش راندمان آبیاری

شده، میزان تغذیه آبخوان را بیش از حد تخمین می‌زنند. با این روش، میزان تغذیه را می‌توان در مقیاس‌های زمانی از دقیقه تا سال تخمین زد (جدول ۱؛ شکل ۱). حداقل جریان آبی که می‌توان با استفاده از لایسیمتر اندازه‌گیری کرد، به دقت اندازه‌گیری‌های زهکشی و مساحت سطح لایسیمتر بستگی دارد. طیف گسترده‌ای از نرخ‌های تغذیه با استفاده از لایسیمترها اندازه‌گیری شده است: ۳۴۲ تا ۴۷۸ میلی‌متر در سال در طول یک دوره ۳ ساله در انگلستان (مساحت سطح ۱۰۰ متر مربع؛ Kitching و همکاران، ۱۹۷۷)، ۲۰۰ میلی‌متر در سال برای سفره آب چاک در انگلستان (مساحت سطح ۲۵ متر مربع؛ Kitching و Shearer، ۱۹۸۲) و ۱ تا ۲۰۰ میلی‌متر در سال در یک لایسیمتر با عمق ۱۸ متر در یک منطقه نیمه‌خشک (Gee و همکاران، ۱۹۹۲). لایسیمترها به طور معمول برای تخمین تغذیه استفاده نمی‌شوند؛ زیرا ساخت آنها گران و دشوار است و هزینه نگهداری بالایی دارند. بنابراین برای ارزیابی تبخیر و تعرق مناسب‌تر از تغذیه هستند (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲).

۲- ردیاب‌های محیطی کلرید

این رویکرد، متکی بر تشخیص کامل منشاء کلرید است و بر این فرض استوار است که طی تبخیر و تعرق کلرید در خاک باقی می‌ماند. استفاده از این رویکرد برای تخمین ضرایب جریان برگشتی آبیاری موقعی ممکن است که غلظت کلرید آب زیرزمینی که صرفاً با جریان برگشتی شارژ می‌شود، از غلظت کلرید آب زیرزمینی جدا شود. بنابراین کاربرد آن برای تخمین نرخ شارژ به دلیل نفوذ بارندگی نیازمند کمی‌سازی قوی ورودی‌های کلرید جو است که ممکن است شرایط را برای یک کاربرد قوی، به ویژه در مناطق ساحلی که با تغییرات مکانی قوی مواجه می‌شود، محدود کند. استفاده از ردیاب‌های محیطی، مانند Cl، یکی از محدود روش‌هایی است که می‌تواند نرخ‌های شارژ مجدد بسیار پایین را تخمین بزند و عموماً در این محدوده دقیق‌تر است. نرخ تغذیه تخمین زده شده از غلظت‌های کلر آب‌های زیرزمینی از صفر تا ۸ میلی‌متر در سال در آفریقای جنوبی (Sami و Hughes، ۱۹۹۶)، ۱۱ میلی‌متر در سال در دشت‌های جنوبی مرتفع، ایالات متحده آمریکا (Wood و Sanford، ۱۹۹۵)، ۱۳ تا ۱۰۰ میلی‌متر در سال در جنوب غربی استرالیا (Johnston، ۱۹۸۷) و ۱۵۰ تا ۶۶۰ میلی‌متر در سال در شمال شرقی استرالیا (Böhlke و Cook، ۲۰۰۰) متغیر است. نرخ‌های تغذیه براساس Cl آب‌های زیرزمینی توسط Johnston (۱۹۸۷) دو برابر بزرگتر از نرخ‌های تغذیه براساس Cl در آب‌های نفوذ یافته در منطقه غیراشباع بود که اختلاف بین این دو نرخ به جریان ترجیحی نسبت داده شد. کاربرد رویکرد CMB از مقیاس‌های مکانی حدود ۲۰۰ متر تا چندین کیلومتر و مقیاس‌های زمانی از یک تا هزاران سال متغیر است (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲) (جدول ۱؛ شکل

۲). تعدادی از کاربردهای موفق رویکرد تعادل جرم کلرید (CMB) توسط محققین مختلف گزارش شده است (Eriksson و Khunakasem، ۱۹۶۹؛ Naranjo و همکاران، ۲۰۱۵؛ Alcalá و Custodio، ۲۰۱۴).

۳- ایزوتوپ‌ها

ایزوتوپ‌های پایدار هیدروژن (D، H) و اکسیژن (^{18}O ، ^{16}O) به طور گسترده در مطالعات هیدرولوژیکی برای ارزیابی فرآیندهای تغذیه آب‌های زیرزمینی، تعیین منابع آب‌های زیرزمینی و شناسایی تعاملات بین بدنه‌های آبی مختلف استفاده شده‌اند. Guo و همکاران (۲۰۱۹) روش‌های ایزوتوپ پایدار^۵ را برای شناسایی منابع تغذیه آب‌های زیرزمینی و ارزیابی کمی نسبت مشارکت آن‌ها در واحه Dunhuang در شمال غربی چین استفاده کردند. ایزوتوپ‌های پایدار اکسیژن (O) و دوتریوم (D) در آب رفتار محافظه‌کارانه‌ای دارند. غلظت آن‌ها تحت تأثیر واکنش‌های ژئوشیمیایی در آبخوان‌ها قرار نمی‌گیرد (Yang و همکاران، ۲۰۱۶؛ Richards و همکاران، ۲۰۱۸). بنابراین، آب زیرزمینی اثر انگشت ایزوتوپی اصلی خود را حفظ می‌کند (یعنی $\delta^{18}\text{O}$ و δD) که می‌تواند برای ردیابی منابع تغذیه آب زیرزمینی و تعیین کمیت منشأ آب‌های زیرزمینی در مناطق خشک مختلف استفاده شود (Huang و همکاران، ۲۰۱۳؛ Guo و همکاران، ۲۰۱۵). نتایج Guo و همکاران (۲۰۱۹) نشان داد ایزوتوپ‌های سنگین در آب‌های زیرزمینی کم‌عمق، منفی‌تر از ایزوتوپ‌های موجود در آب‌های زیرزمینی عمیق هستند، که به آب‌های زیرزمینی کم‌عمق که مدرن بودند و آب‌های زیرزمینی عمیق قدیمی نسبت داده می‌شوند. Richards و همکاران (۲۰۱۸) با استفاده از ایزوتوپ‌های پایدار هیدروژن و اکسیژن، منبع آب‌های زیرزمینی و تعاملات بین بدنه‌های آبی مختلف را در استان کن‌دال کامبوج، منطقه‌ای که به شدت تحت تأثیر آرسنیک قرار دارد و نمونه‌ای از بسیاری از سفره‌های آب کم‌عمق اطراف هیمالیا است، بررسی نمودند. مدل‌های اختلاط دو نقطه‌ای مبتنی بر $\delta^{18}\text{O}$ و δD امکان تخمین میزان نسبی تبخیر منابع آب زیرزمینی را فراهم کردند و امکان تمایز گسترده بدنه‌های آبی مختلف را در سیستم سفره آب فراهم کردند. Vallet-Coulomb و همکاران (۲۰۱۷) گزارش کردند ردیاب‌های ژئوشیمیایی می‌توانند برای تعیین منابع تغذیه، فرآیندهای اختلاط^۶، و در برخی موارد، نرخ شارژ مستقل از هر گونه داده‌های هیدروژئولوژیکی، به عنوان جایگزینی برای ابزارهای مدل‌سازی آب‌های زیرزمینی استفاده شوند. این پژوهش‌گران موازنه جرمی کلرید را با یک مدل اختلاط ایزوتوپی ($\delta^{18}\text{O}$ و δD) ترکیب نمودند تا ضرایب جریان برگشتی را در یک آبخوان آبرفتی در جنوب فرانسه که در طولانی‌مدت به روش غرقابی آبیاری می‌شد، تعیین کنند. تضاد ایزوتوپی بالای بین آب آبیاری و بارندگی منطقه‌ای،

امکان تقسیم تغذیه بین نفوذ ناشی از بارندگی و جریان‌های برگشتی آبیاری را فراهم نمود. سپس از نسبت‌های اختلاط ایزوتوپی برای تعیین غلظت کلرید آب‌های زیرزمینی که صرفاً توسط جریان برگشتی تغذیه می‌شوند، استفاده نمودند. این امر امکان استفاده اولیه از رویکرد موازنه جرم کلرید را برای تخمین ضرایب جریان برگشتی فراهم می‌کند، که به هیچ بررسی کلرید جوی متکی نیست. در کل بر مبنای یافته‌های این پژوهش‌گران ردیاب‌های ژئوشیمیایی یک روش جایگزین مناسب هستند که می‌توانند برای تعیین مقدار جریان برگشتی، تخمین تغییرات مکانی آنها و پایش تغییرات زمانی آنها استفاده شوند (Vallet- Coulomb و همکاران، ۲۰۱۷). ایزوتوپ‌های پایدار مولکول آب ($\delta^{18}\text{O}$ و δD) می‌توانند سهم نسبی منابع مختلف آب‌های زیرزمینی را تعیین کنند. با این وجود، پارتیشن‌بندی ایزوتوپی فقط نسبت‌های شارژ را فراهم می‌کند، و کمی‌سازی نرخ شارژ همچنان نیاز به تخمین تغذیه دارد (Vallet- Coulomb و همکاران، ۲۰۱۷).

۳- قانون دارسی

قانون دارسی برای تخمین جریان عبوری از یک مقطع عرضی در یک آبخوان آزاد یا محصور استفاده می‌شود. این روش با فرض جریان آب ثابت و عدم استخراج آب از خاک قابل کاربرد است. اگر اطلاعات مربوط به هدایت هیدرولیکی ($k(h)$) در مقیاس بزرگ و گرادیان هیدرولیکی در دسترس باشد، استفاده از این روش آسان است. تخمین‌های تغذیه براساس قانون دارسی به دلیل تغییرپذیری بالای $k(h)$ بسیار نامطمئن هستند. کاربردپذیری $k(h)$ اندازه‌گیری شده آزمایشگاهی در مقیاس میدانی نیز مورد سوال است. این روش را می‌توان در مناطق وسیع (حدود ۱ تا ۱۰۰۰۰ کیلومتر مربع) اعمال کرد. دوره‌های زمانی قابل کاربرد برای تخمین تغذیه نیز از یک تا صدها سال متغیر است (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲) (شکل ۱؛ جدول ۱).

Batelaan و De Smedt (۲۰۰۷) تخمین تغذیه آب زیرزمینی را با روش نوسانات سطح آب (WTFM^{Y})، روش تعادل آب (WBM)^A، قانون دارسی، روابط تجربی، مدل‌های آب زیرزمینی و روش‌های ردیاب انجام دادند. Islam و همکاران (۲۰۱۶) گزارش کردند روش WTFM فقط برای سفره‌های زیرزمینی محدود قابل اجرا است و روش‌های ردیاب بسیار زمان‌بر هستند. به همین دلیل Scanlon و همکاران (۲۰۰۲) از روش WBM به دلیل کاربرد آن در طیف وسیعی از متغیرهای مکانی و زمانی، استفاده نمودند. در WBM، تغذیه بالقوه آبخوان، متغیر ناشناخته است و بقیه پارامترهای بیلان آب (آبیاری و بارندگی، تبخیر و تعرق، رواناب و تغییر در ذخیره آب خاک) اندازه‌گیری یا برآورد می‌شوند (Ben-Asher و Ayars، ۱۹۹۰). فراوانی داده‌های سطح آب زیرزمینی و سادگی روش تخمین تغذیه از

نوسانات گذرای سطح آب یا الگوهای فضایی سطح آب زیرزمینی، WTFM را به یکی از پرکاربردترین روش‌ها برای تخمین تغذیه آبخوان تبدیل کرده است (Healy و cook، ۲۰۰۲).

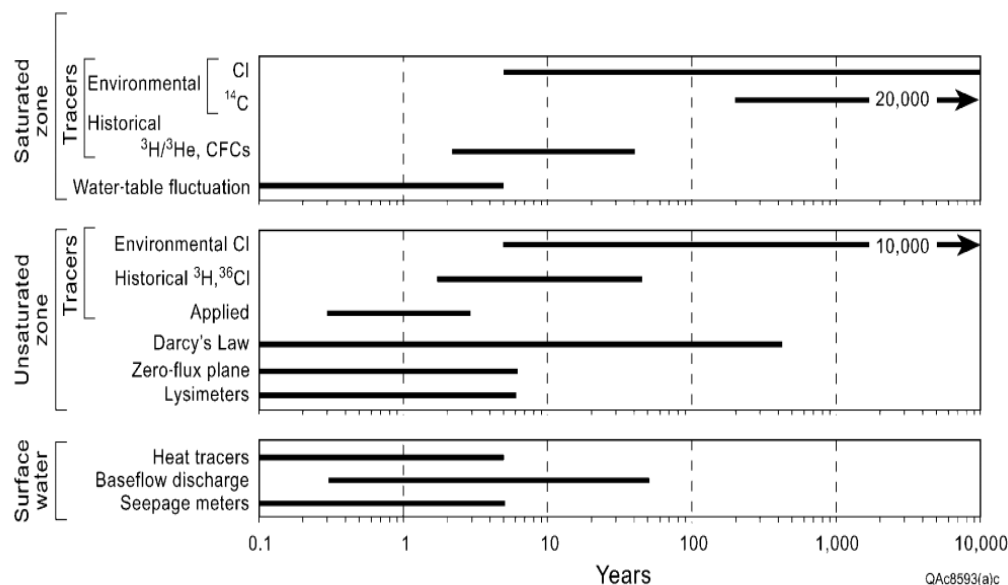
۴- مدل‌سازی عددی

مدل‌های کامپیوتری مفیدترین ابزار موجود در مدیریت منابع آب زیرزمینی معرفی شده‌اند (Healy، ۲۰۱۰). Jimenez-Martinez و همکاران (۲۰۰۹) و Poch-Massegué و همکاران (۲۰۱۴) از نرم‌افزار هایدروس تک‌بعدی (HYDRUS-1D) برای تخمین جریان برگشتی آبیاری در سیستم تحت تناوب زراعی کاهو-خربرزه استفاده کردند. نرم‌افزار هایدروس دو/سه‌بعدی (HYDRUS-2D/3D) برای شبیه‌سازی جریان برگشتی آبیاری مناسب است (Skaggs و همکاران، ۲۰۰۴؛ Šimunek و همکاران، ۲۰۱۲). Skaggs و همکاران (۲۰۰۴) دقت شبیه‌سازی‌های HYDRUS-2D از میزان آب در یک خاک لوم شنی تحت آبیاری قطره‌ای را ارزیابی نموده و نتایج حاصل از تخمین با HYDRUS-2D با داده‌های تجربی مطابقت بسیار خوبی داشت. نتایج، استفاده از HYDRUS-2D را به عنوان ابزاری برای بررسی و طراحی شیوه‌های مدیریت آبیاری قطره‌ای تأیید نمودند.

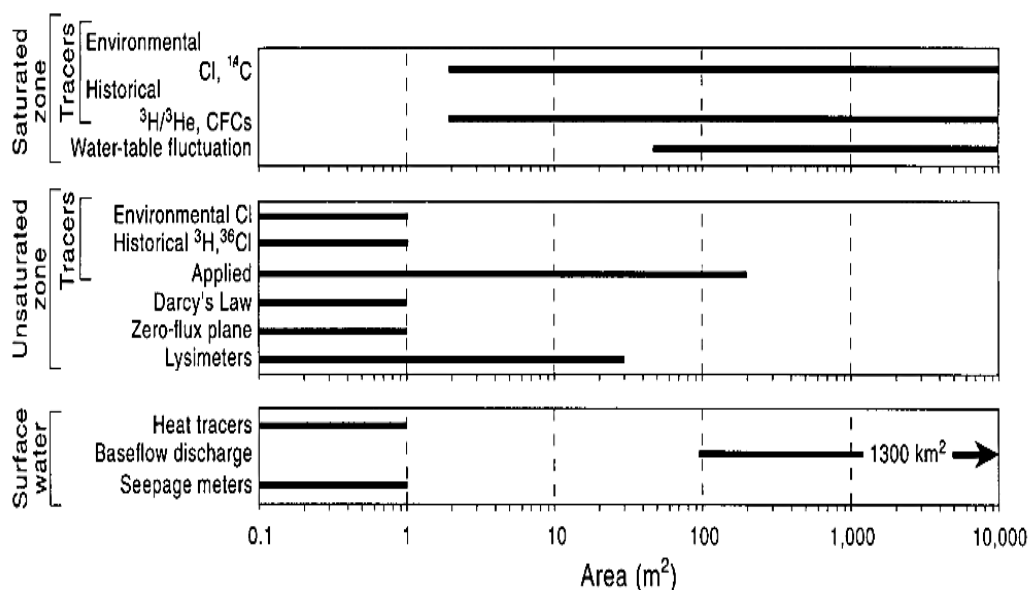
مدل‌های HYDRUS به هیچ مقیاس مکانی یا زمانی خاصی محدود نمی‌شوند، مشروط بر اینکه معادلات حاکم به درستی فرموله شده و در آن مقیاس قابل استفاده باشند. کاربردهای موفقیت‌آمیز زیادی از HYDRUS-1D در مقیاس‌های مختلف از ستون‌های خاک کوچک آزمایشگاهی گرفته تا کاربردهای کشاورزی برای پروفیل‌های خاک با عمق یک یا چند متر (Hanson و همکاران، ۲۰۰۶) تا پروفیل‌های خاک با عمق چند صد متر (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲) وجود داشته است. HYDRUS (2D/3D) به طور مشابه برای حوضه‌های انتقال با عرض کمتر از ۱ متر تا ترانسکت‌هایی با عرض چند ده یا صدها متر و شامل کاربردهای آزمایشگاهی (Silliman و همکاران، ۲۰۰۲) و میدانی (Siyal و همکاران، ۲۰۰۹) به کار گرفته شده است. مدل‌های HYDRUS را می‌توان هم برای مسائل مستقیم، زمانی که شرایط اولیه و مرزی برای همه فرآیندهای درگیر و پارامترهای مدل مربوطه مشخص هستند و هم برای مسائل معکوس، زمانی که برخی از پارامترها نیاز به کالیبره شدن یا تخمین از داده‌های مشاهده‌شده دارند، استفاده کرد. با این حال، معمولاً استفاده از HYDRUS برای کاربردهای سه‌بعدی بزرگ (یعنی اندازه حوضه آبریز) توصیه نمی‌شود. زیرا معادله ریچاردز که به شدت غیرخطی است، در مکان‌هایی که گرادیان‌های هیدرولیکی بزرگی وجود داشته باشد، تخمین‌های دقیقی ارائه نمی‌دهد. از سوی دیگر، هیچ محدودیتی در مقیاس زمانی وجود ندارد، که می‌تواند از چند دقیقه برای مطالعات آزمایشگاهی در مقیاس کوچک

محدوده مکانی (شکل ۲) آب برگشتی قابل تخمین به روش‌های مختلف مورد بحث در بالا آورده شده است.

تا صدها هزار سال متغیر باشد (Šimunek و همکاران، ۲۰۱۲) (جدول ۱). در ادامه، مقیاس زمانی (شکل ۱) و



شکل ۱- مقیاس زمانی تغذیه مجدد قابل برآورد به روش‌های مختلف (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲)
(دوره‌های زمانی قابل تخمین توسط ردیاب‌ها در مناطق هیدرولوژیکی اشباع و غیر اشباع، فراتر از دامنه نشان داده شده در شکل است.)



شکل ۲- مقیاس مکانی شارژ مجدد قابل برآورد به روش‌های مختلف (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲)
(تخمین‌های با مقیاس نقطه‌ای در دامنه ۱ تا یک متر قابل ارائه هستند)

بلندمدت و مکانی-زمانی در سطح آب‌های زیرزمینی را براساس کاربردهای GIS در حوضه رودخانه باوانی پایین هند شناسایی کردند. نوسانات سطح آب زیرزمینی در ناحیه تانجاور با استفاده از روش‌های نقشه‌برداری هیدروژئولوژیکی و GIS مطالعه شد. برای این منظور، داده‌های بلندمدت ۳۲ ساله سطح آب‌های زیرزمینی (۲۰۱۵-۱۹۸۴) از ۵۷ چاه مشاهده‌ای که در منطقه مورد مطالعه پراکنده بودند، از ادارات دولتی جمع‌آوری و تغییرات فصلی

افزایش استفاده از سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS)^۹ در مدیریت منابع آب، به ویژه در تفسیر و تجسم داده‌های مکانی بسیار مؤثر است. Tiwari و همکاران (۲۰۱۶) با موفقیت کاربرد نقشه‌برداری زمین‌آماري^{۱۰}، نوسانات سطح آب در دره آتوستا در ایتالیا را نشان دادند. Singh و Kasana (۲۰۱۷) کاربرد GIS را در درک تغییرات مکانی و زمانی در نوسانات سطح آب زیرزمینی (GWL)^{۱۱} در هاریانا را گزارش کردند. Anand و همکاران (۲۰۲۰) تغییرات

سطح آب‌های زیرزمینی به صورت مکانی برای فصول مختلف با استفاده از GIS ترسیم شد. نتایج نشان داد که میانگین سطح آب زیرزمینی سالانه در تمام فصول بارندگی در سال‌های ۲۰۰۳ و ۲۰۰۴ بیش از ۱۵ متر (زیر سطح زمین) کاهش یافته است که نشان‌دهنده نفوذ کمتر بارندگی و بهره‌برداری بیش از حد از آب‌های زیرزمینی است (Anand و همکاران، ۲۰۲۰).

Batelaan و De Smedt (۲۰۰۷) با بکارگیری روش WetSpss مبتنی بر GIS در ترکیب با یک مدل آب زیرزمینی، توزیع مکانی تغذیه متوسط در بلندمدت را به طور دقیق برای ۱۷ حوضه آبریز در بلژیک و هلند با موفقیت شبیه‌سازی کردند و نتیجه گرفتند تغذیه به میزان زیادی به بافت خاک و پوشش زمین بستگی دارد و رواناب سطحی حدود ۵۵٪ روی سطوح غیرقابل نفوذ و با بافت خاک سنگین تولید می‌شود که ۲ تا ۵ برابر بیشتر از رواناب حاصل از پوشش‌های طبیعی و کشاورزی است. در حدود ۲۵٪ از منطقه مورد مطالعه، شرایط سطح آب کم‌عمق باعث تعرق از آب‌های زیرزمینی می‌شود که به طور متوسط ۱۱٪ از کل تعرق را تشکیل می‌دهد. تغذیه در این مناطق در مقایسه با میانگین کلی، ۱۵٪ کاهش می‌یابد (Batelaan و De Smedt، ۲۰۰۷).

برخی از محققین در مدل‌سازی‌های هیدرولوژیکی مقدار RF را معادل باقیمانده ضریب استاندارد هیدرولوژیکی (E_0) نسبت به واحد در نظر گرفته‌اند ($RF=1-E_0$) (Kahil و همکاران، ۲۰۱۸؛ Maneta و همکاران، ۲۰۲۰). E_0 به طور معمول یک مقدار ثابت برای هر سیستم آبیاری است و حدود ۹۵ درصد برای روش‌های آبیاری قطره‌ای، ۸۰ درصد برای روش‌های آبیاری بارانی و ۶۰ درصد برای روش‌های آبیاری جویچه‌ای در نظر گرفته می‌شود (Berbel و همکاران، ۲۰۲۴). آژانس آب CHG مقدار E_0 را برای آبیاری بارانی ۰/۸۳ و برای آبیاری جویچه‌ای ۰/۷۸ در نظر می‌گیرد (Dewandel و همکاران، ۲۰۰۸). مقدار جریان برگشتی آبیاری را برای کشت برنج با استفاده از آبیاری با آب راکد بیش از ۵۰ درصد و در مورد روش آبیاری قطره‌ای صفر درصد گزارش کردند.

۵- برآورد میزان آب برگشتی با بکارگیری فناوری سنجش از دور (RS^4)

بررسی‌ها نشان می‌دهد که تحقیقات و مطالعات در خصوص آب برگشتی کشاورزی، در حوزه فناوری سنجش از دور شرایط ضعیف‌تری داشته و کمتر به این موضوع پرداخته شده است. عمده تلاش‌های صورت گرفته در استفاده از فناوری سنجش از دور در زمینه بیلان آب بوده که در آن بر موضوع آب برگشتی آبیاری در بزرگ مقیاس توجه جدی نشده است.

Zegait و همکاران (۲۰۲۴) به منظور بررسی چالش‌های مدیریت منابع آب، به ویژه در مورد مسائل آب در جنوب الجزایر و محدودیت‌های مدیریتی مرتبط، از روش‌های سنجش از دور با استفاده از تصاویر ماهواره‌ای لندست از سال ۱۹۹۰ تا ۲۰۲۰ برای تجزیه و تحلیل تغییرات زمین‌های شهری و کشاورزی استفاده نمودند. این پژوهش‌گران برای توسعه مدل اصلی، مدل ارزیابی و برنامه‌ریزی آب (WEAP^{۱۵}) را با داده‌های ماهواره‌ای ادغام نموده و سناریوهای مدیریتی متعدد (بهبود یافته، استاندارد شده، بهینه، پایدار) را از سال ۲۰۱۵ تا ۲۰۵۰ پیش‌بینی نمودند. این تحلیل شامل پیش‌بینی تقاضای جهانی آب و جریان بازگشتی کلی برای سناریوهای مختلف آینده بود. نتایج این مطالعه بر ضرورت اجرای سیاست‌های مدیریت پایدار، از جمله استراتژی‌هایی برای کاهش هدررفت آب و ایجاد استانداردهای خاص مصرف و همچنین بر اهمیت اتخاذ روش‌های جدید آبیاری و ترویج استفاده مجدد از آب تصفیه شده برای اهداف آبیاری تأکید می‌کند.

Rautela و همکاران (۲۰۲۲) از فناوری سنجش از دور، بارش و دمای شبکه‌ای با وضوح بالا و مدل SWAT در داخل GIS، برای تعیین اجزای بیلان آب در حوضه رودخانه کوتیادی در چین استفاده نمودند. نتایج نشان داد در این منطقه ساحلی که میانگین دمای هوای محیط ۳۳/۵- ۳۰/۳ درجه سانتی‌گراد است، حدود ۳۰٪ از کل بارندگی به جریان برگشتی اختصاص داشت (شکل ۳). مقایسه روش‌های مختلف اندازه‌گیری و برآورد مقدار جریان برگشتی و کاربرد آنها به طور خلاصه در جدول (۱) ارائه شده است.

کشاورزی فاریاب، مقدار جریان برگشتی و عوامل موثر بر آن

در سطح جهانی، کشاورزی فاریاب بزرگترین استخراج‌کننده و مصرف‌کننده غالب منابع آب زیرزمینی است و با اقتصادهای کشاورزی وابسته به آب‌های زیرزمینی که به طور گسترده‌ای تکامل یافته‌اند، حدوداً ۷۰ درصد برداشت آب در سراسر جهان را به خود اختصاص می‌دهد (Crovella و همکاران، ۲۰۲۲). اما در بسیاری از مناطق خشک و مستعد خشکسالی، استفاده بی‌رویه باعث تخلیه جدی آبخوان‌ها و تخریب محیط‌زیست می‌شود و شیوه‌های کشت نیز تأثیر عمده‌ای بر تغذیه و کیفیت آب زیرزمینی دارند (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). بر مبنای برآورد Siebert و همکاران (۲۰۱۰) در مجموع در خاورمیانه و آفریقای شمالی ۲/۹ میلیون هکتار زمین تحت آبیاری از منابع آب زیرزمینی وجود دارد که حدود ۴۳ درصد مجموع اراضی این مناطق را شامل می‌شود و ۴۴ درصد حجمی آب زیرزمینی برای آبیاری این مناطق استفاده می‌گردد که حدود ۸۷ کیلومترمکعب بر ایگر^{۱۶} است (جدول ۲).

1: رواناب سطحی

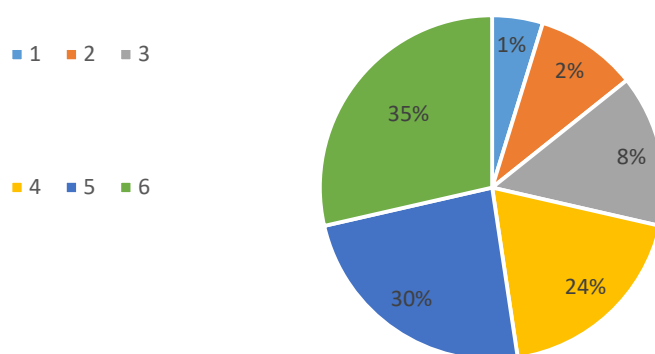
2: رواناب تاخیری

3: جریان برگشتی

4: تبخیر و تعرق

5: نفوذ عمقی از سفره های آب سطحی

6: نفوذ عمقی به سفره های آب عمیق



شکل ۳- اجزاء بیلان آب برای حوضه رودخانه کوتیادی در چین (Rautela و همکاران، ۲۰۲۲)

جدول ۱- مقایسه روش های اندازه گیری و برآورد مقدار جریان برگشتی و کاربرد آنها (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲)

نام روش	مقیاس زمانی	مقیاس مکانی	توضیحات
لایسی متر	دقیقه تا سال	بسته به دقت اندازه گیری و مساحت لایسی متر از چند میلی متر مربع تا چندین متر مربع	برای ارزیابی تبخیر و تعرق مناسب تر از تغذیه هستند.
تعادل جرم کلرید (CMB)	یک تا هزاران سال	حدود ۲۰۰ متر تا چندین کیلومتر	یکی از محدود روش هایی که می تواند نرخ های شارژ مجدد بسیار پایین را تخمین بزند و عموماً در این محدوده دقیق تر است
ایزوتوپ ها	-	-	ایزوتوپ های پایدار مولکول آب (δD و $\delta^{18}O$) می توانند سهم نسبی منابع مختلف آب های زیرزمینی را تعیین کنند. با این وجود، پارتیشن بندی ایزوتوپی فقط نسبت های شارژ را فراهم می کند، و کمی سازی نرخ شارژ همچنان نیاز به تخمین تغذیه دارد
قانون دارسی	از یک تا صدها سال	در مناطق وسیع (حدود ۱ تا ۱۰۰۰۰ کیلومتر مربع)	تخمین های تغذیه براساس قانون دارسی به دلیل تغییرپذیری بالای $k(h)$ بسیار نامطمئن هستند.
مدل سازی عددی با استفاده از HYDRUS	به هیچ مقیاس مکانی خاصی محدود نمی شوند، مشروط بر اینکه معادلات حاکم به درستی فرموله شده و در آن مقیاس قابل استفاده باشند	هیچ محدودیتی در مقیاس زمانی وجود ندارد، که می تواند از چند دقیقه برای مطالعات آزمایشگاهی در مقیاس کوچک تا صدها هزار سال متغیر باشد.	برای کاربردهای سدهای بزرگ (یعنی اندازه حوضه آبریز) توصیه نمی شود. زیرا معادله ریچاردز که به شدت غیرخطی است، در مکان هایی که گرادیان های هیدرولیکی بزرگی وجود داشته باشد، تخمین های دقیقی ارائه نمی دهد.
مدل سازی عددی با فناوری سنجش از دور (RS)	-	-	استفاده از این فناوری عمدتاً در زمینه بیلان آب بوده که در آن بر موضوع آب برگشتی آبیاری در بزرگ مقیاس توجه جدی نشده است.

اقدام محلی متمرکز نیاز است. برای مؤثر بودن، سیاست ها باید متناسب با شرایط هیدروژئولوژیکی محلی و واقعیت های کشاورزی و اقتصادی باشد و اجرای آنها مستلزم «ترتیبات نهادی» مناسب با قدرت قانونی برای

تعاملات بین کشاورزی فاریاب، آب های سطحی و منابع آب زیرزمینی اغلب بسیار نزدیک است. برای استفاده بهتر از ذخایر آب زیرزمینی برای کاهش خشکسالی و انطباق با تغییرات آب و هوایی، به راهنمایی های سیاستی روشن و

مدیریت آب‌های زیرزمینی، مشاکت کامل جامعه کشاورزی و همسویی بیشتر توسعه کشاورزی است. آبیاری توسط تمدن‌های باستانی چین، آمریکای جنوبی و بین‌النهرین در نهایت منجر به شورشدن خاک و توقف تولید کشاورزی شد.

ارتباط تاریخی بین شوری خاک و آبیاری منجر به نگرانی در مورد توسعه آبیاری غرقابی و شوری در مناطق تحت آبیاری استرالیا شده است (Willis و همکاران، ۱۹۹۷).

جدول ۲- ارزیابی جهانی آبیاری با آب‌های زیرزمینی (برگرفته از Siebert و همکاران، ۲۰۱۰)

منطقه	آبیاری با آب زیرزمینی Mha درصد از کل	حجم آب زیرزمینی بکار رفته Km ³ a ⁻¹ درصد از کل
کل جهان	۱۱۲/۹	۵۴۵
جنوب آسیا	۴۸/۳	۲۶۲
غرب آسیا	۱۹/۳	۵۷
جنوب غرب آسیا	۱/۰	۳
خاورمیانه و آفریقای شمالی	۱۲/۹	۸۷
آمریکای لاتین	۲/۵	۸
صحرای جنوب آفریقا	۰/۴	۲

آبیاری غرقابی در مقیاس منطقه‌ای، بدون ایجاد زهکشی کافی، سطح ایستابی کم‌عمق و شوری خاک را در مناطق وسیعی از دشت رودخانه نیوساوت‌ولز^{۱۷}، استرالیا ایجاد کرده است (Slavich، ۱۹۹۲). افزایش سطح آب در دره Macquarie در نیوساوت‌ولز، استرالیا در اواخر دهه ۱۹۸۰ شناسایی شد که نشان‌دهنده تغذیه آب زیرزمینی است (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). گسترش آبیاری غرقابی به عنوان عامل اصلی افزایش تغذیه آب زیرزمینی در این دره ذکر شده است. علاوه بر این افزایش سطح آب منطقه‌ای، آبیاری خاک‌های دوبلکس با تشکیل سفره آبی کم‌عمق همراه بوده است (Loveday و همکاران، ۱۹۷۸؛ Rab و Willatt، ۱۹۸۷؛ Dowling و همکاران، ۱۹۹۱). یک لایه زیرسطحی کمتر نفوذپذیر در برخی از مناطق دره Macquarie مانع نفوذ عمودی آب ناشی از آبیاری بیش از حد و نفوذ افقی از کانال‌ها و مخازن شده است (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). این امر منجر به غرقابی و شوری خاک گردیده است. طبق گزارش اخیر، سطح آب زیرزمینی منطقه‌ای به طور متوسط ۳۵۰ میلی‌متر در سال افزایش یافته بود و فشارهای پیرومتریکی نشان داد که در منطقه‌ای به وسعت ۱۷۰۰۰ هکتار، سطح ایستابی در حال حاضر کمتر از ۵ متر از سطح زمین است که نشان‌دهنده ۲۰ درصد از زمین‌های توسعه‌یافته برای آبیاری است (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). Willis و همکاران (۱۹۹۷) در طی یک مطالعه به برآورد نفوذ عمیق تحت آبیاری در دو خاک در دره Macquarie، به منظور استنباط تغذیه آب زیرزمینی از سه روش استفاده کردند؛ بیلان آب، محاسبات جریان داری و مدل‌سازی تعادل جرم کلرید. نتایج نشان داد مدل‌سازی موازنه جرم کلرید و روش بیلان آب تخمین‌های قابل مقایسه‌ای از نفوذ عمیق برای هر

خاک ارائه می‌دهند. مدل‌سازی موازنه جرم کلرید به‌عنوان قابل اعتمادترین روش برای تخمین نفوذ عمیق شناسایی شد، اما تنها تخمینی برای کل فصل رشد ارائه داد. نتایج محاسبه‌شده با استفاده از معادلات جریان داری بسیار متغیر بودند و بنابراین تخمین‌های نفوذ عمیق غیرقابل اعتماد بودند. تغذیه آب زیرزمینی، با استنتاج از برآورد نفوذ عمیق تعیین شده با مدل موازنه جرم کلرید، برای تخمین میزان افزایش بالقوه سالانه آب زیرزمینی استفاده شد. افزایش بالقوه آب زیرزمینی در طول فصل رشد پنبه (۱۹۹۳-۱۹۹۲) از ۴۶۵ میلی‌متر در زیر خاک رس ترک خورده (G) تا ۲۶۷ میلی‌متر در خاک قهوه‌ای قرمز (C) متغیر بود. Willis و همکاران (۱۹۹۷) نتیجه گرفتند که تغذیه و افزایش آب زیرزمینی به شدت به شرایط آب و هوایی حاکم در این دوره بستگی دارد. مقدار جریان برگشتی آبیاری برای دو نوع خاک G و C به ترتیب ۳۱ و ۲۳ درصد برآورد شد. هدایت هیدرولیکی پایین‌تر زیرزمینی و وجود سطح آب زیرزمینی کم عمق، نفوذ عمیق در خاک C را نسبت به خاک G محدود می‌کند. نفوذ عمیق در هر دو خاک معنی‌دار بود (جدول ۳) (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). کارایی طراحی و روش‌های آبیاری فعلی نیازمند ارزیابی برای شناسایی یک روش آبیاری است که نفوذ عمیق را در روش‌های آبیاری شیاری برای گیاه پنبه به حداقل برساند (Willis و همکاران، ۱۹۹۷). همچنین سیستم‌های تناوب زراعی، شامل محصولات زمستانه برای استفاده از آب باقیمانده در پروفیل خاک پس از فصل آبیاری و بارندگی زمستان، ممکن است به عنوان گزینه‌ای برای کاهش نفوذ عمیق در نظر گرفته شود.

جدول ۳- مقادیر نفوذ عمقی و کسر آبیاری برای دو بافت خاک با بکارگیری روش‌های مختلف (Willis و همکاران، ۱۹۹۷)

روش	خاک	نفوذ عمیق (mm)	انحراف استاندارد (mm)	کسر آبیاری ^{۱۸}
بیلان آب ^{۱۹}	Mullah (G)	236	n/a	31
	Wilga ©	145	n/a	23
	Mullah (G)	214	13	28
تعادل جرم کلرید	Wilga ©	104	2	17
	Mullah (G)	67	53	8

محاسبات جریان دارسی^{۲۰}

مشاهدات میدانی قابل اعتماد در دسترس باشد، WBM می‌تواند تخمین خوبی از تغذیه آب بالقوه ارائه دهد. مشخص شد که WBM در مقیاس میدانی تمایل دارد برآوردهای بالاتری از تغذیه آبخوان (۲۶۹ میلی‌متر) نسبت به WTFM (۱۳۲ میلی‌متر) ارائه دهد. همچنین، در سطح دره، مقادیر بالایی از تغذیه کل آبخوان با میانگین ۱۱۶۹ میلی‌متر در سال مشاهده شد. این مقادیر بالای تغذیه آبخوان به ترکیبی از عوامل، از جمله آبیاری غرقابی، خاک‌های آبرفتی بسیار نفوذپذیر و سطح ایستابی نسبتاً کم‌عمق که امکان انتقال سریع آب آبیاری از سطح خاک، از طریق ناحیه توسعه ریشه و به داخل آبخوان نامحدود را می‌دهد، نسبت داده می‌شود (Ochoa و همکاران، ۲۰۰۷).

Liu و همکاران (۲۰۰۴) نشان دادند که ۲۱/۲ تا ۲۳/۴ درصد آب آبیاری به تغذیه مجدد سفره‌های آب زیرزمینی در شالیزارهای پلکانی کمک می‌کند. Dewandel و همکاران (۲۰۰۸) دریافتند که جریان برگشتی بین ۴۳ تا ۵۹ درصد برای برنج و ۱۵ تا ۳۷ درصد برای سبزیجات متغیر است. Vallet-Coulomb و همکاران (۲۰۱۷) جریان برگشتی آبیاری را کمی ارزیابی کردند و گزارش کردند که جریان برگشت سالانه 140 ± 1190 میلی‌متر است که ۵۱ تا ۸۶ درصد از کل آب آبیاری را تشکیل می‌دهد.

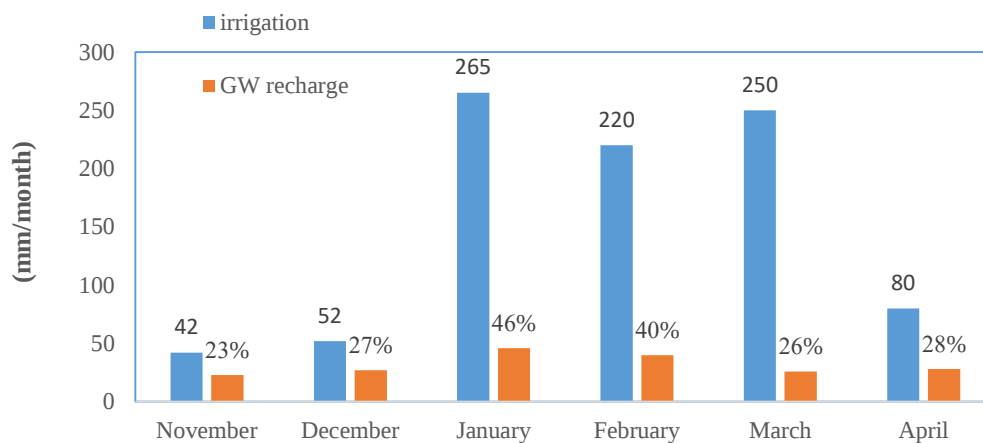
سایر مطالعات در سرتاسر جهان نیز نشان داده‌اند که ضرایب جریان برگشتی آبیاری از ۲٪ تا بیش از ۵۰٪ برای محصولات مختلف تحت شیوه‌های مدیریتی مختلف متفاوت است (Causapé و همکاران، ۲۰۰۲؛ Arora و Jalota، ۲۰۰۴؛ Hanasaki و همکاران، ۲۰۱۸؛ Jafari و همکاران، ۲۰۱۹؛ Burek و همکاران، ۲۰۱۹). در کره جنوبی، طبق مطالعات Kim و همکاران (۲۰۱۰) نرخ برگشت آب کشاورزی بسته به ویژگی‌های منطقه‌ای و روش‌های کشت محصول مورد استفاده، از ۷۰/۵ تا ۳۸/۱ درصد متغیر است. در پژوهشی دیگر Song و همکاران (۲۰۱۵) جریان برگشتی آبیاری را به سه قسمت جریان برگشت سریع از کانال آبیاری (RFI^{۲۱})، جریان برگشت سریع از کانال زهکشی (RFD^{۲۲}) و جریان برگشت تاخیری (DRF^{۲۳}) تقسیم نمودند. RFI از سطح آب و مقدار خروجی آب در انتهای کانال‌های آبیاری محاسبه و DRF با استفاده از میزان نفوذ عمقی اندازه‌گیری شده از شالیزارهای منطقه آبیاری شده برآورد شد. نتایج نشان داد نسبت جریان برگشتی RFI و RFD به ترتیب در جولای و می بیشترین مقدار را داشتند (۳۴/۹٪ و

Asare و همکاران (۲۰۰۰) با برنامه‌ریزی دقیق آبیاری، در یک سایت خشک کانزاس و Koelliker و Mankin (۲۰۰۰)، در یک سایت در نیومکزیکو، تلفات آب در زیر منطقه ریشه‌زایی را برای یونجه شبیه‌سازی کردند و نتایج آنها تا ۵۰٪ نشست عمیق را در هر دو سایت نشان داد. همچنین نفوذ کل زیر ناحیه ریشه‌زایی از نظر عمق کل در سال از ۹/۵ میلی‌متر در سال در جنوب استرالیا (Leaney و Herczeg، ۱۹۹۵) تا ۲۰۲ میلی‌متر در سال در جنوب شرقی استرالیا (Black و Willis، ۱۹۹۶) و ۲۹۰ میلی‌متر در سال در کالیفرنیا (Wallender و Young، ۲۰۰۲) متغیر است.

Ochoa و همکاران (۲۰۰۷) دریافتند که در یک خاک لوم‌شنی، درصد قابل توجهی (۶۰-۲۵ درصد) از آب استفاده شده برای آبیاری سیستم کشت مخلوط یونجه-علف در طی آبیاری غرقابی به زیر ناحیه ریشه نفوذ کرده بود و افزایش موقت سطح آب تا ۳۸۰ میلی‌متر در سال اتفاق افتاد. با این حال، ویژگی‌های خاک سطحی و زیرسطحی و روش آبیاری، می‌تواند به طور قابل توجهی بر میزان نفوذ عمیق تاثیر بگذارد. Black و Willis (۱۹۹۶) به این نتیجه رسیدند که محتوای خاک رس در افق B با نرخ نفوذ عمیق مرتبط باشد. همچنین Ochoa و همکاران (۲۰۰۹) دریافتند که خاک‌های با محتوای رس بالا یا خاک‌های درشت‌بافت با لایه‌های رسی غیرقابل نفوذ در عمق، می‌توانند سرعت و مقدار نفوذ آب از طریق ناحیه توسعه ریشه و رسیدن به سفره آب زیرزمینی را کاهش دهند. این پژوهش‌گران همچنین نفوذ عمقی آب مازاد آبیاری را به عنوان منبع مهمی برای تامین آبخوان‌های کم‌عمق در مناطق خشک جنوب غربی ایالات متحده گزارش کردند. تغذیه آبخوان حاصل از نفوذ آبیاری می‌تواند در دره‌های آبرفتی پوشاننده سفره‌های آب زیرزمینی کم‌عمق، جایی که خاک‌های بسیار نفوذپذیر اجازه نفوذ سریع آب و پر کردن آبخوان را می‌دهند، قابل توجه‌تر باشد. روش WBM و روش WTFM برای تخمین تغذیه آبخوان در سطح مزرعه (کمتر از یک هکتار) و WTFM برای تعیین تغذیه در سطح دره (۴۰ کیلومتر مربع) استفاده شد. نتایج نشان داد که بسته به روش آبیاری، در سطح مزرعه مقادیر تغذیه آبخوان از ۰ تا ۳۶۹ میلی‌متر در سال هنگام استفاده از WBM و از ۰ تا ۲۳۰ میلی‌متر سال در هنگام استفاده از WTFM متغیر بود. برای فصل آبیاری، در سطح دره تغذیه مجدد جمععی، از ۱۰۴۴ تا ۱۳۵۰ میلی‌متر در سال متغیر بود. هنگامی که

۷۲/۳٪). میزان تأمین روزانه آب آبیاری برای کشاورزی با RFD به جز در ماه جولای همبستگی نزدیک داشت (ضرایب همبستگی مساوی ۰/۸۶-۰/۷۶)، در حالی که ضریب همبستگی با RFI در ژوئن و ژوئیه به ترتیب ۰/۵۶ و ۰/۴۲ بود ($p < 0.01$) و نسبت دبی برگشتی کل در ۲۰۱۱ و ۲۰۱۲ به ترتیب ۸۴/۶ و ۷۹/۱ درصد بود. این نتایج نشان می‌دهد که مقادیر قابل توجهی از آب کشاورزی به عنوان جریان برگشتی آبیاری به نهرها برگشت داده شده است، بنابراین، جریان برگشتی آبیاری باید به طور کامل در برنامه‌ریزی منابع آب کشاورزی در نظر گرفته شود. [Tulip و همکاران \(۲۰۲۲\)](#) گزارش کردند کشاورزی فاریاب در بنگلادش به شدت به آب‌های زیرزمینی متکی است. از سال ۲۰۱۹، آب‌های زیرزمینی منبع آب آبیاری ۷۹ درصد از مناطق آبی در بنگلادش هستند ([Mainuddin و همکاران، ۲۰۱۹](#)). طی یک مطالعه که بر ارزیابی تأثیر آبیاری بر تغذیه

آب زیرزمینی در منطقه شمال غربی بنگلادش، راجشاهی، متمرکز بود، تغذیه آب زیرزمینی با استفاده از مدل بیلان آب WetSpss انجام گرفت و در نهایت، تأثیر آبیاری بر تغذیه آب زیرزمینی و سهم جریان برگشتی آبیاری به سیستم آب زیرزمینی تجزیه و تحلیل گردید ([Tulip و همکاران، ۲۰۲۲](#)). ۵۰-۲۰٪ از کل آب آبیاری به عنوان جریان برگشتی مشاهده شد (۳۳٪ به طور متوسط). حدود ۹۸ درصد از تغذیه آب زیرزمینی از جریان برگشتی آبیاری در طول فصل خشک رخ داد. جریان برگشتی بر مبنای توزیع مکانی از ۳۰۵ تا ۴۰۱ میلی‌متر در سال متغیر بود و به طور قابل توجهی، در طول فصل خشک، به تغذیه آب زیرزمینی در منطقه مورد مطالعه کمک کرد. متوسط جریان برگشتی ۳۵۳ میلی‌متر در سال بود. بیشترین در ژانویه (۴۶ درصد) و کمترین آن در نوامبر (۲۳ درصد) بود (شکل ۴).



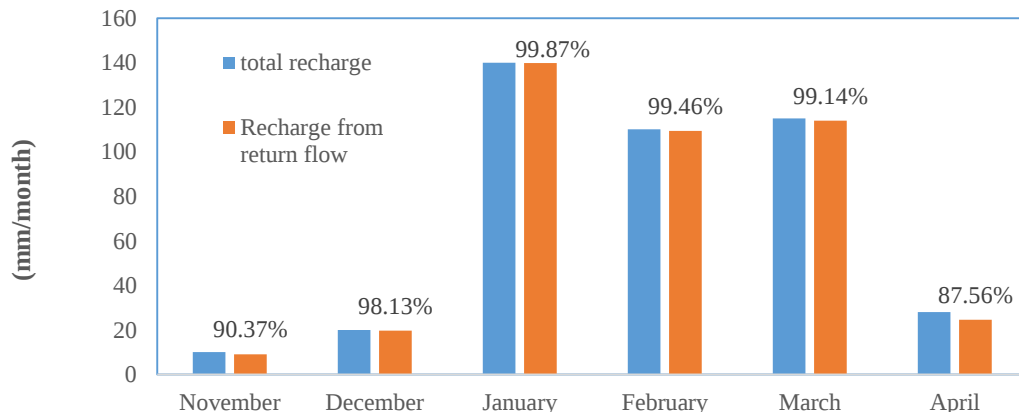
شکل ۴- عمق آب به کار رفته برای آبیاری (آبی) و سهم آن در میزان آب برگشتی به آب‌های زیرزمینی (به درصد) (قرمز) ([Tulip و همکاران، ۲۰۲۲](#))

یک مطالعه در مونتانا مسیرهای جریان را به هم مرتبط کرد و نشان داد که ۵۰ درصد آب آبیاری به نفوذ عمیق و تغذیه آب زیرزمینی تبدیل می‌شود و این تغذیه به نوبه خود به جریان برگشتی آب زیرزمینی تبدیل می‌شود که جریان رودخانه را افزایش می‌دهد ([Bredehoeft و Kendy، ۲۰۰۶](#)). [Kim و همکاران \(۲۰۱۰\)](#) مقدار جریان برگشتی از مزارع برنج را با بکارگیری مدلی که بر مبنای سنجش رطوبت خاک توسعه یافته بود، ۲۵/۷ درصد آب مورد نیاز سالانه پیش‌بینی کردند که از این مقدار ۱۴/۱ درصد به صورت جریان سریع و ۱۱/۶ درصد به صورت جریان کند وارد زهکش‌ها می‌شود. [Jiménez-Martínez و همکاران \(۲۰۰۹\)](#) با استفاده از مدل HYDRUS-1D، مقدار جریان برگشت آبیاری برای سیستم تناوب زراعی خربزه تابستانی و کاهو پاییزی را ۶۸-۲۲ درصد برآورد کردند. به طور مشابه، [Poch-Massegú و همکاران \(۲۰۱۴\)](#) از HYDRUS-1D برای تخمین جریان برگشتی آبیاری در سیستم تحت تناوب زراعی کاهو- خربزه استفاده و مقدار آن را ۳۷ درصد کل آب مصرفی برآورد

کردند. مطالعه [Tulip و همکاران \(۲۰۲۲\)](#) نشان داده است سهم عمده جریان برگشتی ناشی از آبیاری است و بارندگی سهم اندکی در تغذیه آب‌های زیرزمینی ایفا می‌کند. طی بررسی انجام گرفته توسط [Tulip و همکاران \(۲۰۲۲\)](#)، سهم آبیاری در جریان برگشتی در ماه‌های مختلف از ۸۷/۵۶ تا ۹۹/۸۷ درصد متغیر بود که کمترین آن در نوامبر و بیشترین آن در ژانویه اتفاق می‌افتد (شکل ۵). [Uribe و همکاران \(۲۰۱۵\)](#) با بکارگیری ترکیبی مشخصات ایزوتروپی اجزای مختلف چرخه آب و مدل بارش رواناب، مقدار تغذیه متوسط طولانی‌مدت در یک حوضه آبریز بسته^{۲۴} در شیلی را معادل ۱۵ درصد بارش سالانه برآورد کردند. این حوضه عمدتاً دارای رژیم بارانی و بدون ذوب یخچال‌های طبیعی است. بیش از ۸۰ درصد بارندگی در حوضه بین دسامبر و مارس رخ می‌دهد. سه سفره آب زیرزمینی در سیستم هیدروژئولوژیکی حوضه تعریف شده است. عمق سفره آب زیرزمینی بالایی از ۲۰ تا ۷۰ متر متغیر است و از رسوبات رودخانه‌ای و آبرفتی تشکیل شده

است. سفره آب میانی، که سفره اصلی است، از رسوبات دوران سوم زمین‌شناسی کاملاً نفوذپذیر ساخته شده است که علی‌رغم وجود رس، نفوذپذیری بالایی دارد. سفره آب

زیرین، از گدازه‌های میوسن و پلیوسن تشکیل شده است و امکان ذخیره و جریان آب را فراهم می‌کند.



شکل ۵- متوسط ماهانه میزان آب برگشتی آب زیرزمینی کل (آبی) و آب برگشتی از آبیاری (قرمز) (Tulip و همکاران، ۲۰۲۲)

توجهی بیشتر از بارندگی محلی است. سفره‌های آب زیرزمینی در واحه دان‌هوانگ عمدتاً از قله‌سنگ، شن و ماسه بسیار نفوذپذیر و آبخوان از رس تشکیل شده است. رسوبات کواترنری که در قسمت جنوبی رسوب کرده‌اند، به ضخامت صدها متر و در لبه حوضه به ضخامت ده‌ها متر می‌رسند. این رسوبات سیستم‌های سفره آب زیرزمینی آزاد و محدود را تشکیل می‌دهند که منابع قابل توجهی از تأمین آب هستند.

تأثیر بکارگیری روش‌های صرفه‌جویی در مصرف آب (روش‌های نوین آبیاری و پوشش کانال) بر مقدار آب برگشتی

انخاذ شیوه‌های صرفه‌جویی در مصرف آب منجر به پایین آمدن سطح آب زیرزمینی و کنترل اثرات شوری مربوط به آبیاری بیش از حد می‌شود. طرح آبیاری جیفانگزا در ناحیه آبیاری تائو به عنوان مطالعه موردی برای تجزیه و تحلیل دینامیک زمانی و مکانی سطح ایستابی آب زیرزمینی توسط Xu و همکاران (۲۰۱۰) به کار گرفته شد. با این هدف و برای ارزیابی اثرات شیوه‌های مختلف صرفه‌جویی در مصرف آب، یک مدل بیلان آب زیرزمینی توسعه داده شد. این مدل با مجموعه داده‌های ماهانه نسبت به دوره‌های غیرمنجمد سال‌های ۱۹۹۷-۱۹۹۹ کالیبره شد و با مجموعه داده‌های بین سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۲ اعتبارسنجی^{۳۷} شد. تخلیه آب زیرزمینی با تبخیر مستقیم و جذب ریشه گیاه ۸۲ درصد از کل تخلیه سالانه آب زیرزمینی را تشکیل می‌دهد. پس از اعتبارسنجی، این مدل برای ارزیابی اثرات روش‌های مختلف آبیاری کانال و مزرعه برای صرفه‌جویی در مصرف آب استفاده شد. مشاهده شد که پوشش کانال، ارتقاء ساختارهای تنظیم و کنترل هیدرولیک در کانال (به میزان ۸۰-۴۰ درصد)، ممکن است سطح ایستابی آب زیرزمینی را ۰/۲۸-۰/۴۸ متر پایین‌تر ببرد (Xu و همکاران، ۲۰۱۰). پایین‌تر رفتن سطح ایستابی، به کاهش صعود

Ebrahimi و همکاران (۲۰۱۶) در دشت موسیان در ایلام، با استفاده از رویکرد مدل‌سازی معکوس و فناوری سنجش از دور (RS) برای کمی‌سازی تغذیه آب‌های زیرزمینی، مقدار جریان برگشت ناشی از بارش را ۱۰/۸ درصد برآورد نمودند. منطقه مورد مطالعه از مخروط‌افکنه‌ها (رسوبات کواترنری) با سنگ بستر در ارتفاعی از ۵۵- متر تا ۱۴۱ متر بالاتر از سطح دریا تشکیل شده است. قسمت شمال شرقی دشت موسیان توسط لایه‌ای از مارن کنگلومرایی و کنگلومرای ماسه‌ای که سازند بختیاری را تشکیل می‌دهند و در دوره پلیوسن بالایی ایجاد شده‌اند، محدود شده است. این منطقه دارای آب و هوای خشک با تابستان‌های گرم و زمستان‌های معتدل و دارای میانگین بارندگی سالانه ۲۶۱ میلی‌متر و میانگین تبخیر بالقوه سالانه حدود ۳۵۶۰ میلی‌متر است. است. بخش عمده بارندگی در منطقه مورد مطالعه در دوره پاییز-زمستان رخ داده است. در این مطالعه، عمق سطح ایستابی در بیشتر مناطق آبیاری شده سه تا ۸۲ متر بود.

Guo و همکاران (۲۰۱۹) با بکارگیری روش‌های ایزوتوپی، آب برگشتی ناشی از آبیاری^{۲۵} و جریان آب زیرزمینی جانبی^{۲۶} از کوه‌های کیلیان را که به عنوان دو منبع اصلی آب‌های زیرزمینی کم عمق محسوب می‌شوند به ترتیب ۳۵ و ۶۵ درصد از کل تغذیه تخمین زدند. منطقه مورد مطالعه (واحه دان‌هوانگ) در شمال غربی چین واقع شده و با آب و هوای خشک قاره‌ای با تغییرات گسترده در دما و بارندگی مشخص می‌شود. میانگین بارندگی سالانه تقریباً ۴۰ میلی‌متر است. بارندگی پراکنده و بسیار متغیر است و از ۱۳ میلی‌متر در سال‌های خشک‌سالی تا بیش از ۱۳۰ میلی‌متر در سال‌های مرطوب متغیر است. اکثر بارندگی در واحه دان‌هوانگ در ماه‌های تابستان از ماه مه تا سپتامبر رخ می‌دهد که تقریباً ۷۰٪ از بارندگی سالانه را تشکیل می‌دهد. تبخیر سالانه بیش از ۱۸۰۰ میلی‌متر است که به طور قابل

موئینگی و در نتیجه کاهش تبخیر و جذب آب زیرزمینی توسط ریشه‌های گیاه (تا ۱۲۸ میلی‌متر، بسته به روش صرفه‌جویی در مصرف آب) و نهایت کاهش مشکلات شوری منجر می‌شود (جدول ۳) (Xu و همکاران، ۲۰۱۰). بر مبنای یافته Xu و همکاران (۲۰۱۰) استفاده بیشتر از شیوه‌های

صرفه‌جویی در آب ممکن است منجر به صرفه‌جویی کل آب تا ۳۶۳ میلی‌متر در رابطه با وضعیت فعلی شود، اما باعث کاهش بیش از حد GWL تا ۷۱ سانتی‌متر گردد. در منطقه مورد مطالعه، عمق آبخوان به طور متوسط ۱-۱/۴۵ متر در طول فصل زراعی گزارش شد (جدول ۴).

جدول ۴- تغییرات سطح آب زیرزمینی و مصرف آب آبیاری مربوط به روش‌های مختلف صرفه‌جویی در مصرف آب برای دوره بدون یخبندان در سال هیدرولوژیکی عادی (Xu و همکاران، ۲۰۱۰)

ردیف	روش‌های بکار گرفته شده برای صرفه‌جویی در مصرف آب	کاهش سطح آب زیرزمینی (cm)	کاهش تبخیر از سطح آب زیرزمینی (mm)	کاهش کل آب منصرف شده برای آبیاری (mm)	عمق سفره آب زیرزمینی از جون تا آگوست (m)
۱	فناوری‌های پوشش کانال و آبیاری در شرایط فعلی	-	-	-	۱-۱/۴۵
۲	پوشش کانال و ارتقاء سازه‌های هیدرولیکی (۴۰٪)	۲۸	۶۶	۱۶۸	۱/۳۲-۱/۶۸
۳	پوشش کانال و ارتقاء سازه‌های هیدرولیکی (۶۰٪)	۳۹	۸۶	۲۳۷	۱/۴۵-۱/۷۸
۴	پوشش کانال و ارتقاء سازه‌های هیدرولیکی (۸۰٪)	۴۸	۱۰۰	۲۹۴	۱/۵۶-۱/۸۴
۵	فناوری آبیاری ارتقا یافته در ۲۵٪ از منطقه	۱۳	۳۴	۹۲	۱/۱۴-۱/۵۶
۶	فناوری آبیاری ارتقا یافته در ۵۰٪ از منطقه	۲۳	۵۷	۱۳۰	۱/۲۶-۱/۶۲
۷	ترکیب ۲ و ۵	۳۲	۷۵	۲۱۹	۱/۳۷-۱/۷۲
۸	ترکیب ۳ و ۵	۴۳	۹۳	۲۸۳	۱/۴۹-۱/۸۱
۹	ترکیب ۴ و ۵	۵۳	۱۰۷	۳۳۶	۱/۶۱-۱/۸۹
۱۰	ترکیب ۲ و ۶	۴۸	۹۹	۲۵۱	۱/۵۴-۱/۸۶
۱۱	ترکیب ۳ و ۶	۵۹	۱۱۵	۳۱۲	۱/۶۷-۱/۹۶
۱۲	ترکیب ۴ و ۶	۷۱	۱۲۸	۳۶۳	۱/۸۱-۲/۰۷

نکته قابل توجه اینکه بالابردن راندمان آب در بخش کشاورزی با سرعتی بیش از کاهش برداشت‌ها، برای بیلان منابع آب مضر است. یعنی اجرای پروژه‌های افزایش راندمان آبیاری قبل از تعادل بخشی منابع آب زیرزمینی، منجر به تشدید افت آبخوان می‌گردد؛ زیرا افزایش راندمان باعث کاهش جریان آب بازگشتی و افزایش مصرف می‌شود.

در حوضه آبخیز هنریس‌فورک، یک منطقه کشاورزی نیمه خشک در ایالات متحده، افزایش راندمان آبیاری، جریان برگشتی آب زیرزمینی حجمی را از ۳۲۲ مگامترمکعب (Mm³) در سال‌های ۱۹۷۸ تا ۲۰۰۰ به ۲۳/۱ مگامترمکعب (Mm³) در سال‌های ۲۰۰۱ تا ۲۰۲۲ کاهش داد (Morrisett و همکاران، ۲۰۲۴). همچنین یافته‌های García-Garizábal و Causapé (۲۰۱۰) نشان داد زهکشی آب آبیاری در سال ۲۰۰۷ در مقایسه با سال ۲۰۰۰، ۸۸ درصد کمتر بود که در نتیجه‌ی کاهش نیاز آبی (۵۹۴ میلی‌متر در سال ۲۰۰۷ در مقابل ۷۵۲ میلی‌متر در سال ۲۰۰۰) و افزایش راندمان آبیاری

از ۶۷ درصد در سال ۲۰۰۰ به ۹۳ درصد در سال ۲۰۰۷ بود که باعث شد رودخانه ریگل در مقایسه با سال ۲۰۰۰، ۱۳ درصد جریان کمتری داشته باشد (García-Garizábal و Causapé، ۲۰۱۰).

در یک پژوهش در هند (Sakib، ۲۰۲۴) مقدار تغذیه سفره‌های آب زیرزمینی از منابع مختلف شامل بارندگی، آبیاری اراضی کشاورزی و نشت از کانال به روش کمیته تخمین منابع آب زیرزمینی (GEC^{۲۸}-2015) برای یک دهه (۲۰۱۲-۲۰۲۲) برآورد شد. نتایج نشان داد مقدار تغذیه از ۴۳۸۱۳۶ مترمکعب در سال ۲۰۱۶ تا ۱۶۷۷۷۳۰ مترمکعب در سال ۲۰۱۴ متغیر بود که ۳/۵-۱۳/۵ درصد از کل تغذیه را آب آبیاری دربرگرفت و نشت از کانال بالاترین منبع کمک‌کننده به تغذیه آب‌های زیرزمینی در بین سایر منابع گزارش شد که ۲۲ درصد کل تغذیه را به خود اختصاص داد (Sakib، ۲۰۲۴).

Jaber و همکاران (۲۰۰۶) همبستگی بین تغییرات سطح ایستابی با بارندگی، آبیاری نشتی، آبیاری قطره‌ای و زهکشی

را مورد تجزیه و تحلیل قرار دادند. همبستگی با بارندگی، آبیاری نشتی، و زهکشی بالا بود (R^2 در محدوده ۰/۴۶ تا ۰/۹۷). همبستگی‌های بالا نشان می‌دهد که اثر معکوس ویرینگر میر^{۲۹} در پاسخ به بارندگی به راحتی قابل پیش‌بینی است و در شرایط سطح ایستابی کم عمق این رابطه خطی است. این، همچنین برای رویدادهای آبیاری نشتی و زهکشی صادق است. این روابط می‌تواند ابزارهای ارزشمندی را در اختیار مدیران آب قرار دهد تا حجم زهکشی را که باید قبل از طوفان پیش‌بینی شده پمپاژ کنند تا از سیل جلوگیری کنند، تخمین بزنند. همچنین تخمینی از مقدار آبی که در طول رویدادهای آبیاری نشتی اعمال می‌شود تا سطح آب زیرزمینی را به سطح از پیش تعریف شده برساند، ارائه می‌دهد. به طور کلی، این مطالعه نشان می‌دهد که تغییر سطح ایستابی در طول اثر معکوس ویرینگر میر می‌تواند با بارندگی، آبیاری نشتی و زهکشی با روابط خطی مرتبط باشد و در نهایت می‌تواند برای محاسبه تغذیه استفاده شود. این می‌تواند برای مدیریت بهتر آبیاری نشتی و زهکشی استفاده شود که منجر به صرفه‌جویی در مصرف آب و همچنین کاهش تخلیه مواد مغذی به آب‌های زیرزمینی و سطحی می‌شود. اثر ویرینگر میر زمانی رخ می‌دهد که حاشیه موئینگی تا سطح خاک گسترش یابد. در این حالت مقدار کمی باران یا آبیاری برای نزدیک کردن سطح آب به سطح خاک کافی است. آبیاری قطره‌ای و سطح ایستابی همبستگی پایینی داشتند (R^2 بین ۰/۲۶ تا ۰/۴۴ بود). از آنجایی که آبیاری قطره‌ای با سرعت کم انجام می‌شود، احتمال رسیدن آب به سطح ایستابی به میزان تبخیر و تعرق (ET^3) در زمان استفاده بستگی دارد. هنگامی که ET کم است، بیشتر آب به آب‌های زیرزمینی می‌رسد و سطح ایستابی بالاتر دیده می‌شود. هنگامی که ET بالا باشد، هیچ تغییری در سطح ایستابی وجود ندارد. علاوه بر این، لایسمترهای نشتی نسبت به لایسمترهای قطره‌ای بین تغییر سطح ایستابی و بارندگی، آبیاری نشتی و زهکشی همبستگی کمتری نشان دادند. این امر به دلیل تفاوت در تعداد منافذ محبوس شده با هوا، به دلیل میزان بالای مصرف آب است و در نتیجه باعث ایجاد رطوبت متفاوت در خاک در طول فرایند خیس شدن و خشک شدن خاک می‌شود (Jaber و همکاران، ۲۰۰۶). اکثر محصولات در فلوریدا در خاک‌های شنی و آهکی با هدایت هیدرولیکی بالا، با سطح ایستابی بالا (۱/۲۵ تا ۲ متر) رشد می‌کنند و این شرایط منجر به تبادل گسترده آب خاک و آب زیرزمینی می‌شود. این مبادله با استفاده گسترده از روش آبیاری نشتی برای محصولات ردیفی افزایش می‌یابد. تغذیه مجدد آب زیرزمینی تقریباً ۴۲ درصد از مجموع آب آبیاری و بارندگی را دربرمی‌گیرد (Jaber و همکاران، ۲۰۰۶).

Xu و همکاران (۲۰۱۰) مشاهده کردند در Hetao، عمق مناسب سطح ایستابی برای رشد محصول در طول دوره رشد ۱/۵-۲ متر است. اعماق بیشتر از ۲ متر ممکن است

به دلیل کاهش صعود موئینگی، باعث تنش آبی روی پوشش گیاهی شود و اعماق کمتر از ۱/۵ متر ممکن است باعث مشکلات شوری شود (Xu و همکاران، ۲۰۱۰). Wang و همکاران (۱۹۹۳) و Ruan و همکاران (۲۰۰۸) به این نتیجه رسیدند که کاهش بیش از حد سطح ایستابی آب زیرزمینی، عمدتاً زمانی که این عمق از ۳ متر بیشتر شود، به دلیل کاهش صعود موئینگی، بر بهره‌وری محصول و محیط زیست (عمدتاً پوشش گیاهی طبیعی)، تأثیر منفی می‌گذارد. همچنین بر مبنای گزارش Xu و همکاران (۲۰۱۰) نشت کانال و نفوذ مزرعه به ترتیب ۵۱ و ۴۶ درصد از کل تغذیه آب زیرزمینی را در دوره غیر یخ‌زده و ۴۸ درصد و ۴۴ درصد از کل تغذیه سالانه آب زیرزمینی و تبخیر آب زیرزمینی ۸۲ درصد از کل تخلیه سالانه را تشکیل می‌دهد.

تأثیر پوشش کانال بر تغییرات سطح ایستابی

Fernald و همکاران (۲۰۱۰) در امتداد رودخانه ریوگراندر شمال نیومکزیکو، یک دره آبی به طول ۲۰ کیلومتر را برای اندازه‌گیری اجزای تعادل آب از سال ۲۰۰۵ تا ۲۰۰۷ استفاده کردند. گزارش‌ها نشان داد از آب رودخانه‌ای که به سیستم کانال آبیاری خاکی منحرف می‌شود، مقداری از آن توسط تبخیر و تعرق محصول مصرف می‌شود (۷/۴٪). بقیه به عنوان جریان برگشتی سطحی (۳/۵۹٪) به رودخانه باز می‌گردد و جریان برگشتی آب زیرزمینی کم عمق از تراوش از کانال‌های سنتی بدون پوشش (۱/۱۲٪) و مزارع (۲/۲۱٪) نشأت می‌گیرد. نرخ نشت آب از کانال‌ها بسیار متغیر است و به عوامل زیادی از جمله بافت و ساختار خاک، اختلالات بستر و کرانه، آب‌بندی رسوب، گل و لای، عمق آب در کانال، طول و شکل محیط مرطوب کانال و سایر عوامل بستگی دارد (Alam و Bhutta، ۲۰۰۴). Fernald و همکاران (۲۰۱۰) تلفات کانال را ۱۶ درصد جریان ورودی کانال، Singh و همکاران (۲۰۰۶) ۴۳-۳۴ درصد و Schoups و همکاران (۲۰۰۵) ۲۰-۱۵ درصد گزارش کردند. همچنین مطالعات نشان داده شده است که نشت از کانال‌های آبیاری منبع مهمی برای تغذیه آب‌های زیرزمینی کم عمق است. تخمین‌ها از ۵۰/۸ میلی‌متر در سال در آیداهو (Garabedian، ۱۹۹۲) تا ۱۳۳ میلی‌متر در سال در جنوب شرقی استرالیا (McMahon و Chiew، ۱۹۹۱) به ۳۵۰ میلی‌متر در سال (Willis و همکاران، ۱۹۹۷) و ۵۲۴ میلی‌متر در سال نیز در جنوب شرقی استرالیا (Black و Willis، ۱۹۹۶) تا ۶۴۰ میلی‌متر در سال در نوادا (Scanlon و همکاران، ۲۰۰۵) متغیر است. یک مطالعه در دره رودخانه Methow در واشنگتن نشان داد که تغذیه کانال و نفوذ آب مازاد آبیاری مزرعه به آب‌های زیرزمینی کم عمق و جریان برگشتی بعدی تا ۲۰٪ از کل جریان رودخانه سپتامبر را فراهم می‌کند. تمامی کانال‌های مورد بحث، کانال‌های سنتی بدون پوشش بودند. نشت آبیاری برای اتصال بین دشت

سیلابی و رودخانه‌های Methow و Twisp مهم است. Konrad و همکاران (۲۰۰۳) گزارش کردند در وایومینگ، نشت آبیاری ۶۵ درصد از ورودی تالاب‌ها را تشکیل می‌دهد.

اثرات حذف یا کاهش جریان برگشتی

تأثیر بکارگیری روش‌های نوین آبیاری بر حوضه‌های پایین‌دست

جریان برگشتی از آبیاری رودخانه‌ای می‌تواند تعادل آب سفره‌های زیرزمینی را به طور قابل توجهی تغییر دهد (Lonsdale و همکاران، ۲۰۲۰) و منجر به افزایش بلندمدت ارتفاع آب زیرزمینی شود (Gates و همکاران، ۲۰۱۲؛ Scanlon و همکاران، ۲۰۰۲ و ۲۰۰۵). بخشی از بحث‌های اخیر در مورد اینکه آیا تلاش‌های مناسب در چند دهه گذشته برای کاهش مصرف خالص آب آبیاری با تغییر از آبیاری غرقابی با راندمان پایین‌تر به روش‌های بارانی یا قطره‌ای با راندمان بالاتر، اثرات منفی ناخواسته‌ای داشته است یا خیر، متمرکز شده‌اند (Pulido- و Ward؛ Velazquez، ۲۰۰۸؛ Grafton و همکاران، ۲۰۱۸؛ Lonsdale و همکاران، ۲۰۲۰). یک اثر ناخواسته بالقوه منفی افزایش راندمان آبیاری این است که صرفه‌جویی در مصرف آب با روش‌های نوین آبیاری منجر به کاهش تغذیه آبخوان و به تبع آن کاهش جریان برگشتی و جریان‌های تکمیلی اواخر فصل می‌شود (Hu و همکاران، ۲۰۲۰؛ Kirk و همکاران، ۲۰۱۷). بدتر از آن، غلظت نمک جریان برگشتی آبیاری با صرفه‌جویی در مصرف آب و احیای زمین‌های کشاورزی افزایش می‌یابد؛ بنابراین جریان‌های بازگشتی لزوماً کاملاً سودمند نیستند و یک نقطه منفی بالقوه، افزایش بارگیری مواد مغذی و نمک در رودخانه‌ها است (Isidoro و همکاران، ۲۰۰۳؛ Gates و همکاران، ۲۰۱۸)، بنابراین، فواید جریان برگشتی باید در مقابل اثرات مضر آن برای سلامت آبزیان ارزیابی شود (Guo و همکاران، ۲۰۱۹).

تغییر راندمان آبیاری در دره‌های آبرفتی پیامدهایی فراتر از صرفاً کاهش انحراف جریان آب دارد. تا زمانی که تولید محصول کاهش نیابد، بهبود بهره‌وری آبیاری باعث کاهش تغذیه آب زیرزمینی و تخلیه مربوط به نهرها می‌شود. در مناطقی که جریان کم را در طول تابستان و اوایل پاییز تجربه می‌کنند، جریان‌های برگشتی می‌توانند منبع مهمی برای جریان تکمیلی باشند. بنابراین، جریان‌های بازگشتی یک جزء مهم اما اغلب نادیده گرفته شده از تبادل هیدرولوژیکی و بیلان آب کلی در مناطق کشاورزی را نشان می‌دهد و عدم تامین آب سطحی از بالادست و کاهش جریان برگشت آبیاری می‌تواند باعث کمبود شدیدتر آب در منطقه پایین‌دست شود و کاربران پایین‌دستی را از منابع آب در اواخر فصل و ظرفیت تولید برق آبی محروم کند و دوره‌های آبی تالاب را کوتاه کند (Kendy و Bredhoeft، ۲۰۰۶؛ Kirk و همکاران، ۲۰۲۰؛ Medellín-Azuara و همکاران، ۲۰۲۴؛ Hu و همکاران، ۲۰۱۷). جریان‌های برگشتی

در دسترس بودن آب در اواخر فصل را نه تنها برای کشاورزان، بلکه استفاده‌کنندگان شهری و صنعتی نیز افزایش می‌دهند و به حفظ جریان‌های زیست‌محیطی لازم برای سلامت اکولوژیکی رودخانه کمک می‌کنند (Kendy و Bredhoeft، ۲۰۰۶؛ Linstead، ۲۰۱۸؛ Kang و همکاران، ۲۰۲۴). بنابراین، برای مدیریت پایدار کل حوضه، لازم است اتلاف آب و کاهش کیفیت آب در حوضه پایین‌دست به دلیل استفاده از فناوری‌های صرفه‌جویی در مصرف آب در نظر گرفته شود (Kendy و Bredhoeft، ۲۰۰۶؛ Hu و همکاران، ۲۰۱۷). این اثرات ممکن است با در نظر گرفتن کل بیلان آب و نه صرفاً انحراف جریان، هنگام بررسی سرمایه‌گذاری‌های آینده در پروژه‌های بهره‌وری آبیاری مدنظر قرار گیرد. در برخی موارد، ممکن است حفظ سیستم‌های ناکارآمد عاقلانه‌تر باشد تا تأثیر نامطلوب بر کاربران پایین‌دستی از طریق بهبود راندمان آبیاری بالادست. از طرف دیگر، جریان‌های برگشتی که روی یک حوضه بزرگ ادغام می‌شوند، می‌توانند مقادیر قابل توجهی از جریان پایه اضافی را فراهم کنند (Ferencz و Tidwell، ۲۰۲۲). به عنوان مثال، در زیرحوضه کلرادو که آبیاری غرقابی روش اصلی آبیاری است، میانگین جریان بازگشت سالانه تقریباً ۱-۱۰ کیلومتر مکعب تخمین زده می‌شود (Colorado Department of Water Resources، ۲۰۱۶). در یک مطالعه در مونتانا که در آن آبیاری غرقابی نیز رایج است، Lonsdale و همکاران (۲۰۲۰) گزارش کردند از ۱۲/۹۵ کیلومتر مکعب که به طور متوسط سالانه برای آبیاری منحرف می‌شود، تقریباً ۹/۸۶ کیلومتر مکعب (۷۶٪) مصرف نمی‌شود و احتمالاً به تغذیه آب‌های زیرزمینی کمک می‌کند. Essaid و Caldwell (۲۰۱۷) نیز دریافتند که جریان‌های برگشتی ۶۰ تا ۷۰ درصد جریان اواخر تابستان را در رودخانه اسمیت مونتانای ایالات متحده تشکیل می‌دهند. ارزش جریان برگشتی در کمک به حفظ جریان اواخر فصل می‌تواند تحت تغییرات آب و هوایی افزایش یابد، زیرا پیش‌بینی می‌شود زمان ذوب برف بهاری در آب و هوای گرم زودتر رخ دهد و دوره تابستان و پاییز کم‌جریان را طولانی‌تر کند (Ficklin و همکاران، ۲۰۱۳). طبق گزارش Morrisett و همکاران (۲۰۲۴) تغذیه آبخوان مدیریت شده کشاورزی (Ag-MAR^{۳۱})، که در آن تغذیه مصنوعی از طریق کانال‌های آبیاری و مزارع کشاورزی انجام شد، مقدار جریان اوج فصل بهار در خروجی حوضه را ۱۴-۱۰ درصد کاهش داد اما جریان تابستان را ۱۴-۶ درصد و جریان زمستان را ۱۴-۹ درصد افزایش داد. بنابراین، Ag-MAR می‌تواند به طور موثر جریان‌های برگشتی آب زیرزمینی را در منطقه بازیابی کند.

تأثیر بکارگیری آبیاری قطره‌ای بر مقدار جریان برگشتی

اگر چه جریان برگشتی آبیاری برای منابع آب سطحی و زیرزمینی در حوضه‌های پایین‌دست حیاتی است، با این

حال، مطالعاتی که به اندازه کافی دینامیک فرآیندهای هیدرولوژیکی را در رابطه با جریان برگشتی آبیاری روشن می‌کند، کمیاب است. [Hu و همکاران \(۲۰۱۷\)](#) برای برآورد میزان جریان برگشتی در حوضه رودخانه آکسو، یکی از شاخه‌های اصلی رودخانه تاریم، از مدل HYDRUS-2D/3D استفاده نموده و تأثیر صرفه‌جویی در آب کشاورزی را بر جریان برگشتی آبیاری بررسی کردند. نتایج نشان داد که برای دهه ۱۹۹۰، مقدار جریان برگشت آبیاری برای آبیاری غرقابی ۵۰ درصد بود. این مقدار نشان می‌دهد که ۵۰ درصد از آب مورد استفاده در آبیاری به عنوان تخلیه در پایین‌دست بازگشت. با افزایش کم‌آبی، میزان آبیاری کاهش یافت و آبیاری قطره‌ای با مالچ پلاستیکی تشدید شد ([Hu و همکاران، ۲۰۱۷](#))، بر این اساس، مقدار جریان برگشت آبیاری از ۴۴ درصد در دهه ۲۰۰۰ به ۳۴ درصد در دهه ۲۰۱۰ تحت آبیاری غرقابی و از ۴۲ درصد به ۲۳ درصد در آبیاری قطره‌ای کاهش یافت. با کاهش شدید، آبیاری دیگر برای تثبیت شوری خاک در منطقه کافی نبود. صرفه‌جویی برنامه‌ریزی شده در آینده در آب، با هدف کاهش بیشتر سهمیه آبیاری، می‌تواند مقدار جریان برگشت آبیاری را به ۱۶-۱۳ درصد کاهش دهد که برای تثبیت شوری خاک در درازمدت کافی نیست. بر اساس اثرات طرح آبیاری بر تجمع نمک در خاک، یک سناریوی بهینه نشان داد که مقدار جریان برگشت آبیاری برای پایداری بلندمدت در منطقه مورد مطالعه باید ۲۵۰ درصد و زهکشی ۱۸۶/۳۷ میلی‌متر باشد. این مطالعه همچنین نشان داد که شوری در سیستم‌های آبی پایین‌دست به دلیل جریان برگشتی آبیاری از احیای زمین و صرفه‌جویی در مصرف آب در حال افزایش است. این یک تهدید بالقوه برای اکوسیستم‌های ساحلی شکننده در منطقه مورد مطالعه بود. بنابراین، برای مدیریت پایدار کل حوضه، لازم است اتلاف آب و کاهش کیفیت آب در حوضه پایین‌دست به دلیل استفاده از فناوری‌های صرفه‌جویی در مصرف آب در نظر گرفته شود.

تأثیر روش آبیاری بر شوری خاک و کیفیت آب‌های زیرزمینی

شوری خاک یک مسئله اصلی در مناطق خشک زیرکشت محصولات کشاورزی است و انتقال نمک ارتباط نزدیکی با جریان آب دارد. محتوای نمک در سطح خاک با نفوذ آب آبیاری یا بارندگی به داخل نیم‌رخ خاک کاهش می‌یابد. اما تحت تبخیر شدید، نمک در سطح خاک جمع می‌شود. در بسیاری از مناطق آبی، حدود ۷۵ تا ۸۵ درصد از آب مصرفی در اثر تبخیر و تعرق مصرف می‌شود و در محصولات باقی می‌ماند. باقیمانده آب یا از طریق منطقه خاک برای شارژ مجدد آب زیرزمینی نفوذ می‌کند یا از طریق سیستم زهکشی به یک آب سطحی محلی باز می‌گردد. مقدار آب آبیاری که آب‌های زیرزمینی را شارژ می‌کند معمولاً نسبت به بارندگی زیاد است؛ زیرا سیستم‌های آبیاری وسیع معمولاً در مناطق کم بارش وجود دارند. آب از دست رفته

در اثر تبخیر و تعرق نسبتاً خالص است. بنابراین، مواد شیمیایی باقیمانده به صورت نمک رسوب کرده و در ناحیه خاک تجمع می‌یابند. این افزایش با ادامه آبیاری ادامه می‌یابد و در نتیجه غلظت مواد جامد محلول در جریان برگشتی آبیاری در برخی مناطق به طور قابل توجهی بیشتر از آب آبیاری اولیه است. برای جلوگیری از تجمع بیش از حد املاح در خاک، آب آبیاری بیش از نیاز محصولات کشاورزی مورد نیاز است تا نمک‌ها را حل کرده و خارج کرده و به سیستم آب زیرزمینی منتقل کند. کاربرد اضافی آب، این نمک‌ها را حل می‌کند و آنها را در سیستم هیدرولوژیکی به سمت پایین‌تر حرکت می‌دهد و منجر به کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی و نهایتاً آب‌های سطحی می‌گردد. علاوه بر این، استفاده از کودها و آفت‌کش‌ها در زمین‌های زراعی نیز می‌تواند منجر به جریان برگشتی با کیفیت پایین به آب‌های زیرزمینی و سطحی شود. انتقال و سرنوشت آلاینده‌های ناشی از فعالیت‌های کشاورزی و تخلیه‌های شهری و صنعتی نگرانی گسترده‌ای است که اگر آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی به عنوان یک منبع واحد مدیریت شوند، می‌توانند به بهترین نحو برطرف شوند. دانشمندان و مدیران آب نیاز به طراحی برنامه‌های جمع‌آوری داده‌هایی دارند که اثرات فرآیندهای بیوژئوشیمیایی را بر کیفیت آب در سطح مشترک بین آب‌های سطحی و رسوبات نزدیک به سطح بررسی کند. این فرآیندها می‌توانند تأثیر عمیقی بر شیمی آب‌های زیرزمینی برای شارژ مجدد آب‌های سطحی و شیمی آب‌های سطحی برای شارژ مجدد آب‌های زیرزمینی داشته باشند. تبادل مکرر آب بین آب‌های سطحی و رسوبات نزدیک سطح می‌تواند اهمیت این فرآیندها را بیشتر کند. تحقیقات در مورد سطح مشترک بین آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی در سال‌های اخیر افزایش یافته است، اما تنها چند محیط رودخانه مورد مطالعه قرار گرفته است و ارزش انتقال نتایج تحقیقات محدود و نامشخص است ([Hu و همکاران، ۲۰۱۷](#)).

تأثیر روش آبیاری بر آلودگی آب‌های زیرزمینی از طریق آب برگشتی

تمایل آلاینده‌های شیمیایی به جابجایی بین آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی یکی از نکات کلیدی در مدیریت منابع آب است ([Hu و همکاران، ۲۰۱۷](#)). در طی چندین دهه گذشته، شیوه‌های کشاورزی فشرده با افزایش استفاده از کودهای نیتروژنی به منظور افزایش بهره‌وری محصول همراه بوده است ([Schepers و همکاران، ۱۹۹۱](#)). بنابراین کشاورزی منبع اصلی آلودگی غیرنقطه‌ای (مانند نیترات) است که در آن منابع آب و به ویژه سفره‌های آب زیرزمینی، تحت تأثیر قرار می‌گیرند. شیوه‌های کشاورزی فشرده در مناطقی با شرایط آب و هوایی مناسب انجام می‌شود که معمولاً از نظر منابع آب کمبود دارند. حفظ منابع آب در این نوع مناطق به ارزیابی کارایی شیوه‌های کشاورزی برای محصولات و شرایط خاص بستگی دارد. یکی از دلایل اصلی آلودگی

آب‌های زیرزمینی توسط نیترا ت جریان برگشتی بالای آبیاری ناشی از بکارگیری مقادیر بالای کود نیتراتی اعمال شده و همچنین وجود نیترا ت‌های باقیمانده در خاک است. این مشکل باعث شده است که نهادهای دولتی، از جمله اتحادیه اروپا، بهترین شیوه‌های مدیریتی را در مناطقی که خطر بالای آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط نیترا ت وجود دارد، اجرا کنند. [Poch-Massegú و همکاران \(۲۰۱۴\)](#) نفوذ و آیشویی نیتروژن از اراضی تحت کشت محصولات مختلف (ذرت، سیب‌زمینی و تناوب کاهو و خربزه) تحت روش‌های مختلف آبیاری (سطحی، بارانی و قطره‌ای) را از طریق کرت‌های آزمایشی ارزیابی کردند. نتایج به‌دست‌آمده مقادیر نفوذ بالایی را نشان داد (به ترتیب ۳۴، ۵۸ و ۳۷ درصد از کل آب کاربردی برای ذرت، سیب‌زمینی و تناوب کاهو و خربزه). آیشویی نیتروژن از محصول ذرت به سفره آب زیرزمینی در طول دوره آیش و در بهار رخ داد. آبیاری محصولات کشاورزی با روش جوی و پشته، که معمولاً با راندمان پایین آبیاری همراه است، در واقع منجر به نفوذ زیاد یا آیشویی نیتروژن نشد ([Poch-Massegú و همکاران، ۲۰۱۴](#)) به طور مشابه، مطالعات متعددی که بر روی آیشویی نیترا ت متمرکز شده‌اند، نشان می‌دهند که آبیاری بیش از حد و آبیاری سنتی (روش غرقابی) می‌تواند علت آن باشد ([Jalali، ۲۰۰۵؛ Wallis و همکاران، ۲۰۱۱](#)). مطالعات مختلف مزایای آبیاری قطره‌ای را در مقایسه با آبیاری بارانی یا غرقابی در این خصوص گزارش داده‌اند ([Darwish و همکاران، ۲۰۰۳؛ Mack و همکاران، ۲۰۰۵](#)). کم‌آبیاری به عنوان جایگزینی برای کاهش آیشویی نیترا ت پیشنهاد شده است، اما در این مورد، مقدار کود نیتروژن باید متناسب با مقدار آب موجود خاک برای جذب آب توسط گیاه کاهش یابد ([Gheysari و همکاران، ۲۰۰۹](#)). [Gheysari و همکاران \(۲۰۰۹\)](#) برای بررسی تأثیر کم‌آبیاری بر مقدار جریان برگشتی و آیشویی نیترا ت در یک مزرعه تحت کشت ذرت علوفه‌ای، چهار سطح آبیاری (۰/۷، ۰/۸۵، ۱ و ۱/۱۳ برابر تخلیه رطوبت خاک^{۳۲}) و سه سطح کوددهی نیتروژن (۰، ۱۴۲ و ۱۸۹ کیلوگرم نیتروژن در هکتار) با سه تکرار به کار بردند و مشاهده کردند آیشویی نیترا ت به عمق آبیاری اعمال شده و نیتروژن اعمال شده بستگی داشت و با افزایش نیتروژن و یا آب اعمال شده افزایش یافت. بنابراین برای مدیریت منابع محدود آب در مناطق نیمه‌خشک و خشک، باید مدیریت آب و مواد مغذی را در محصولات آبی و دیم بهبود بخشید تا جریان برگشتی آبیاری و آیشویی کودها کاهش یابد ([Poch-Massegú و همکاران، ۲۰۱۴](#)). همچنین، به منظور کاهش آیشویی بالای نیتروژن پس از دوره آیش، که ناشی از معدنی شدن مواد آلی خاک است، تغییر در شیوه‌های کشاورزی، مانند تناوب زراعی یا حذف محصول پس از برداشت، می‌تواند به طور قابل توجهی آیشویی و در نتیجه اثرات آن بر آب‌های زیرزمینی را کاهش دهد ([Poch- و Massegú و همکاران، ۲۰۱۴](#)).

[Darwish و همکاران \(۲۰۰۳\)](#) با افزایش نشانه‌های نابودی کیفیت آب‌های زیرزمینی در لبنان، آیشویی نیترا ت را در دو رژیم آبیاری قطره‌ای و بارانی در زمین تحت کشت سیب‌زمینی (محصول اصلی در لبنان) بررسی نموده و مشاهده کردند آیشویی نیترا ت با روش بارانی و به تبع آن آلودگی آب‌های زیرزمینی به طور قابل توجهی افزایش یافت. اما نیتروژن با آبیاری قطره‌ای در محدوده ریشه باقی ماند. در آبیاری قطره‌ای، کودها به صورت کوددهی در زمان کاشت به خاک اضافه می‌شدند یا به طور مداوم با آب آبیاری (کودآبیاری) اضافه می‌شدند.

[Mack و همکاران \(۲۰۰۵\)](#) طی یک سری آزمایش‌های میدانی در یک دوره ۳ ساله در یک سیستم کشت دوگانه گندم-ذرت زمستانی در چین، تأثیر سه تیمار مختلف آبیاری (بارانی «نیمه بهینه» و «بهینه» و آبیاری غرقابی مرسوم) و کوددهی نیتروژن را از نظر تأثیر بر بیلان آب خاک و آیشویی نیترا ت مطالعه نمودند. نتایج آنها نیز نشان داد در آبیاری بارانی، آیشویی نیترا ت در مقایسه با آبیاری غرقابی، که در آن جریان ترجیحی (با شدت جریان ۱۰ میلی‌متر در روز) رخ می‌داد، کمتر بود.

میزان آب برگشتی در ایران

قرار گرفتن ایران در فاصله عرض‌های جغرافیایی ۲۵ تا ۴۰ درجه شمالی و متوسط بارندگی سالیانه ۲۵۰ میلی‌متر ما را در ردیف کشورهای خشک و نیمه خشک قرار می‌دهد. در ایران با جمعیت ۸۵ میلیون نفری سالانه بیش از ۱۰۰ میلیارد مترمکعب آب مصرف می‌شود. ۵۵ درصد این مقدار از سفره‌های آب زیرزمینی و مابقی از آب‌های سطحی برداشت می‌شود. با کاهش تدریجی متوسط بارش سالانه در ایران که در یک الگوی ۵۰ ساله حدود ۲۰ درصد ارزیابی شده است، حجم رواناب‌های کشور بیش از ۵۰ درصد کاهش یافته و به حدود ۴۵ میلیارد مترمکعب رسیده است. کمتر از ۴۰ میلیارد مترمکعب نیز حجم آب‌هایی است که سالانه به آبخوان‌ها و سفره‌های آب زیرزمینی نفوذ می‌کند. به موازات کاهش متوسط بارش نزولات جوی، افزایش متوسط دما باعث افزایش تبخیر و تعرق (حدود ۷۵ درصد کل بارش‌های کشور) گردیده و وضعیت ذخایر آب تجدیدپذیر^{۳۳} را با چالش بیشتری روبرو نموده است. در واقع از حدود ۲۶۰ میلیارد مترمکعب بارش سالانه در ۶ حوضه آبریز عمده در ایران، فقط حدود ۸۵ میلیارد مترمکعب از آن قابل استفاده است ([سخنگوی صنعت آب کشور، عصر-ایران، ۱۴۰۴](#)). طبق گزارش [ابراهیم‌پور و هاشم‌نیا \(۱۳۹۴\)](#) بر مبنای شاخص فالکن مارک، کشور ایران در آستانه قرار گرفتن در بحران آبی است. با توجه به اینکه در دهه‌های ۸۰ و ۹۰ خورشیدی حدود ۶۹ درصد آب تجدیدپذیر سالیانه استفاده شده است، بر اساس شاخص سازمان ملل و موسسه بین‌المللی مدیریت آب، ایران در وضعیت بحران شدید آبی قرار دارد. بر اساس شاخص‌های

مذکور برای حفظ وضع موجود، ایران باید تا سال ۲۰۲۵، ۱۱۲ درصد به منابع آبی قابل استحصال اضافه بکند ([ابراهیم‌پور و هاشم‌نیا، ۱۳۹۴](#)). بر مبنای گزارش محققین اخیر وضعیت مصرف آب کشور در بخش کشاورزی از ۸۶/۸ میلیارد مترمکعب در سال ۱۳۷۵ به ۹۳/۱ میلیارد مترمکعب در سال ۱۳۸۰ افزایش یافته این مقدار برای سال ۱۴۰۰، ۱۱۳/۲ میلیارد مترمکعب پیش‌بینی شده بود. در آخرین گزارش ارائه شده توسط وزارت جهاد کشاورزی در آذر ۱۴۰۴، وزارت نیرو برای نیمه دوم سال زراعی در سال ۱۴۰۳ - ۷۸ درصد مصرف آب کشاورزی در آن دوره اتفاق می‌افتد - ۲۴ میلیارد متر مکعب آب تخصیص داد که محدودیتی کم‌سابقه بود. مصرف آب کشاورزی در سال زراعی گذشته حدود ۴۵ میلیارد متر مکعب بوده و این در حالی است که آب تجدیدپذیر کشور در همان دوره به حدود ۷۰ میلیارد متر مکعب رسیده است. وزارت نیرو برای سال زراعی ۱۴۰۴-۱۴۰۵ نیز طی نامه‌ای، آب قابل تخصیص به بخش کشاورزی را ۵۱ میلیارد متر مکعب اعلام کرده است. این میزان نسبت به سال‌های قبل، کاهش قابل توجهی را نشان می‌دهد و عملاً مصرف آب کشاورزی نسبت به دو سال پیش حدود ۲۰ میلیارد متر مکعب کمتر شده است ([نیازی شهرکی، ۱۴۰۴](#)). با توجه به پایین بودن ریزش‌های جوی و نامناسب بودن پراکنش زمانی و مکانی آن و قرارگیری ایران در در زمره کشورهای خشک و نیمه‌خشک جهان، در چنین وضعیتی منابع آب، گلوگاه توسعه خواهد بود. شرط پایداری کمی منابع آب، عدم تجاوز مصارف سالانه از مقدار آب تجدیدپذیر است. بنابراین برنامه‌ریزی برای توسعه پایدار نیازمند برآورد صحیح (و حتی محافظه‌کارانه) منابع آب تجدیدپذیر است. منابع آب یک حوضه به دو بخش آب تجدیدپذیر و آب غیرقابل تجدید تقسیم می‌شوند. منابع آب غیرقابل تجدید^{۳۴} قسمتهایی از آب زیرزمینی است که سرعت تغذیه در آن در مقیاس زمانی انسانی ناچیز می‌باشد. آب تجدیدپذیر نیز مقدار آبی است که حوضه طی چرخه آبی سالیانه توانایی بازیابی آن را دارد ([ابراهیم‌پور و هاشم‌نیا، ۱۳۹۴](#)).

بیش از ۹۲٪ منابع آبی کشورمان به بخش کشاورزی اختصاص داده می‌شود. بنابراین در یک حوضه آبریز نیاز کشاورزی سهم مهمی در بیلان آب آن حوضه دارد و دانستن بهترین مقدار پارامترهای مرتبط با آن برای مدل‌سازی و برنامه‌ریزی منابع آب آن حوضه نیز اهمیت بسزایی دارد. در زمینه تخمین ضرایب جریان برگشتی از مصارف اصلی (شرب، صنعت و کشاورزی) در سطح حوضه آبریز تحقیقات اندکی صورت گرفته است ([ابراهیم‌پور و هاشم‌نیا، ۱۳۹۴](#)).

[رجا و همکاران \(۱۴۰۲\)](#) با واسنجی مدل SWAT، برخی مولفه‌های بیلان آب شامل نفوذ عمقی، نشت جانبی، جریان برگشتی از آبخوان به رودخانه را در دشت مهاباد واقع در شمال غربی ایران و جنوب غربی حوضه آبخیز

دریاچه ارومیه که حدود ۹/۲ درصد از مساحت کل حوضه آبخیز دریاچه ارومیه را در بر می‌گیرد، تخمین زدند. اقلیم منطقه بر اساس روش‌های دومارتن و آمبرژه، نیمه‌خشک تعیین شد و متوسط بارندگی سالانه بر اساس آمار بارندگی ایستگاه سینوپتیک مهاباد در طول دوره آماری ۱۳۶۸-۱۳۹۸، ۴۰۲ میلی‌متر گزارش شده است. مقادیر بارش در طی فصل‌های پاییز، زمستان، بهار و تابستان مطابق با آمار درازمدت برابر با ۳۰/۱، ۳۷/۱، ۳۱/۲ و ۱/۶ درصد است. متوسط بیشینه و کمینه ماهانه دما با میزان ۳۳/۷ و ۲/۲- درجه سانتی‌گراد به ترتیب در ماه‌های مرداد و بهمن اتفاق افتاده است. میزان نفوذ عمقی به‌طور متوسط ۱۷/۱ درصد و میزان متوسط جریان برگشتی از آبخوان به رودخانه ۱۴/۱ درصد برآورد شد.

[نی‌زاده‌چمازگتی و جعفری \(۱۴۰۰\)](#) با استفاده از مدل MODFLOW در نرم‌افزار FREEWAT میزان آب برگشتی به آبخوان آبرفتی سرخس را که تنها منبع تأمین‌کننده مصارف شرب، صنعت و کشاورزی در دشت سرخس، شمال شرق ایران، مجاور مرز ترکمنستان است، برآورد نمودند. در این منطقه عمده تغذیه ناشی از آب برگشتی کشاورزی مربوط به نیمه اول سال آبی (ماه‌های آبان تا فروردین) است که بر اساس مصرف آبیاری بیش از نیاز محصولات زراعی است. در این دوره از سال به دلیل کاهش دمای هوا و کم بودن عمق ریشه محصولات زراعی، نیاز آبی (میزان تبخیر و تعرق) کم بوده و کشاورزان به صورت سنتی آبیاری مازاد بر نیاز گیاه انجام می‌دهند؛ بنابراین مازاد آب مصرفی در قالب آب برگشتی به آبخوان برمی‌گردد. نتایج نشان داد میزان تغذیه سطحی سالانه به آبخوان سرخس ۸۰ میلیون مترمکعب بوده که از دو منبع بارش (۳۲ میلیون مترمکعب در سال) و آب برگشتی کشاورزی (۴۸ میلیون مترمکعب در سال) صورت می‌گیرد. بر مبنای نتایج، مقدار بازگشتی ناشی از بارش حدود ۲۰ درصد بارش سالیانه و جریان برگشتی ناشی از آبیاری برابر ۱۵ درصد تخلیه سالانه چاه‌های بهره‌برداری برآورد شد. ضرایب تغذیه در محاسبات بیلان آب و در راستای مدیریت بهینه آبخوان سرخس و آبخوان‌های مشابه در ایران قابل استفاده است.

[رجبی و همکاران \(۱۳۹۹\)](#) در یک پژوهش میزان آب برگشتی ناشی از آبیاری به آبخوان دشت بردسیر را ارزیابی نمودند. در این پژوهش گیاه یونجه به عنوان کشت زراعی عمده منطقه انتخاب شد. برای اندازه‌گیری تبخیر و تعرق از لایسمتر و برای پایش رطوبت در چند عمق از دستگاه TDR^{۳۵} استفاده شد. نتایج نشان داد که میزان آب برگشتی آبیاری در این منطقه حدود ۱۳/۷ درصد می‌باشد.

[Ebrahimi و همکاران \(۲۰۱۶\)](#) مشاهده کردند که ۱۵/۲ درصد از کل آب آبیاری به عنوان جریان برگشتی در غرب ایران به سفره آب زیرزمینی باز می‌گردد. ضرایب جریان بازگشتی پارامترهایی با مقدار نامعلوم و غیرقابل اندازه‌گیری می‌باشند و برای هر حوضه آبریز با توجه به

ساختار نیازها و الگوی مصرف، نوع آب و هوا و شرایط جغرافیایی مقادیر متفاوتی دارند. واسنجی مدل‌هایی مانند MODSIM که در شبیه‌سازی یک حوضه آبریز این ضرایب را در نظر می‌گیرند، راه مناسبی برای بدست آوردن بهترین تخمین از این ضرایب است (Ebrahimi و همکاران، ۲۰۱۶). سبزه‌زاده و علیمحمدی (۱۳۹۱) مقدار ضریب جریان بازگشتی از نیاز کشاورزی و سهم جریان ورودی به منابع سطحی و زیرزمینی از این جریان بازگشتی در حوضه آبریز گاوشان در غرب ایران را مطالعه کردند. این امر با استفاده از واسنجی خودکار مدل برنامه‌ریزی منابع آب (MODSIM) و تلفیق آن با الگوریتم بهینه‌سازی دسته ذرات، صورت گرفت. تابع هدف واسنجی شامل عبارت جریان سطحی و تراز آبخوان بود. واسنجی مدل‌های برنامه‌ریزی منابع آب یکسانی از روش‌های مناسب برای تخمین ضرایب جریان برگشتی در سطح حوضه آبریز می‌باشد. این تحقیقات بیشتر بر روی میزان نفوذ به آب زیرزمینی متمرکز بوده و عمدتاً با استفاده از مدل‌های آب زیرزمینی انجام شده‌اند. همچنین این تحقیقات با استفاده از داده‌های مشاهداتی برای یک بازه زمانی محدود، اکثراً کمتر از یک سال، انجام شده و تعمیم آن‌ها برای یک بازه بلندمدت، با توجه به دستورالعمل‌های موجود در کشور برای پروژه‌های برنامه‌ریزی منابع آب، منطقی نیست. سخت بودن و در مواردی ناممکن بودن واسنجی مدل‌های مدیریت حوضه آبریز از علل نبود یک تحقیق در زمینه تخمین ضرایب جریان برگشتی از طریق واسنجی این مدل‌ها می‌باشد. ضریب بازگشتی نیاز کشاورزی حوضه گاوشان، به عنوان مطالعه موردی، ۳۳/۷٪ بدست آمد. همچنین نتایج نشان داد سهم آب زیرزمینی و جریان سطحی از این مقدار بازگشتی به ترتیب برابر ۱۴/۵ و ۸۵/۵ درصد است. یعنی ۲۸/۸ درصد جریان بازگشتی به آب‌های سطحی و ۴/۹ درصد به آب‌های زیرزمینی تعلق دارد. سهم جریان برگشتی به آب سطحی بیشتر از جریان برگشتی به آب زیرزمینی می‌باشد. با توجه به کوهستانی بودن حوضه آبریز گاوشان نتیجه حاصل شده قابل توجیه بوده و ضریب برگشتی حدود ۳۴٪، یک مقدار نسبتاً منطقی است.

صدرالدینی و عظیمی (۱۳۹۵) میزان آب برگشتی از آبیاری به آبخوان در دشت عجب‌شیر در قسمت شرقی دریاچه ارومیه را بررسی نموده و نتیجه گرفتند مقادیر ۲۰ تا ۳۰ درصدی از آبیاری که در معادله بیلان آبی در ایران به عنوان تغذیه در نظر گرفته می‌شود، وجود خارجی ندارد و میزان تغذیه آب زیرزمینی از طریق آبیاری در این منطقه صفر است.

سامانی و همکاران (۱۳۸۹) میزان نفوذ آب باران به آبخوان اوان واقع در شمال غرب استان خوزستان را از روش‌های بیلان کلیماتولوژی تورنت وایت و بیلان شیمیایی کلرید در آب زیرزمینی و در خاک را به صورت حجمی محاسبه

کردند. نتیجه این تحقیق نشان‌دهنده این موضوع بود که بیشترین تغذیه آبخوان دشت اوان از آب‌های برگشتی از کشاورزی صورت می‌گیرد.

کریمی و اردکانیان (۱۳۸۵) در تحقیق خود برای توسعه مدل شبیه‌ساز FEWREM در حوضه آبریز، ضریب بازگشتی نیاز کشاورزی را ۲۵/۰ و ضریب بازگشتی نیاز شرب و صنعت را ۵/۰ در نظر گرفته‌اند.

طالبی‌حسین‌آباد و همکاران (۱۳۹۰) در بررسی تأثیر آب برگشتی در برآورد آب تجدیدپذیر استان خراسان رضوی جریان بازگشتی کشاورزی را بین ۲۰ تا ۳۰ و جریان بازگشتی شرب را بین ۶۹ تا ۸۰ درصد فرض کرده‌اند. توجه گردد که بالابردن راندمان آب در بخش کشاورزی با سرعتی بیش از کاهش برداشت‌ها مضر به حال بیلان منابع آب است. یعنی اجرای پروژه‌های افزایش راندمان آبیاری قبل از تعادل بخشی منابع آب زیرزمینی منجر به تشدید افت آبخوان می‌گردد؛ زیرا افزایش راندمان باعث کاهش جریان آب بازگشتی و افزایش مصرف می‌شود (طالبی‌حسین‌آباد و همکاران، ۱۳۹۰). این محققین آب را مهمترین و محدودکننده‌ترین عامل اصلی توسعه استان خراسان رضوی گزارش کردند. از طرفی وقوع خشکسالی‌ها و توسعه کشاورزی نامتناسب با وضعیت آبی در منطقه، موجب بهره‌برداری شدید از منابع آب غیرقابل تجدید شده است.

در استان خراسان رضوی سالانه به طور متوسط ۵۰۷۹ میلیون مترمکعب آب تجدیدپذیر وجود دارد. از این مقدار آب حدود ۲۹۱۴ میلیون مترمکعب آن صرف تغذیه آبخوان‌های زیرزمینی استان می‌شود (۴/۵۷٪) و ۲۱۶۵ میلیون مترمکعب آن به صورت جریان‌های سطحی در حوضه جاری می‌شود (۶/۴۲٪). با توجه به برداشت ۷۵۷۴ میلیون مترمکعب آب از منابع آب زیرزمینی ملاحظه می‌گردد حدود ۴۶۶۰ میلیون مترمکعب بیش از مقدار حجم آب تجدیدپذیر زیرزمینی برداشت از این منابع انجام می‌شود (۱/۵۶ درصد). این امر با توجه به ضریب بازگشت ۲۸/۰ درصد در نهایت سبب کسری ۱۰۶۸ میلیون مترمکعب در سال در مخازن آب‌های زیرزمینی استان شده است.

وروانی و همکاران (۱۳۹۱) یک مدل رگرسیون درختی را به منظور برآورد میزان جریان برگشتی روزانه حوضه سلیمه شبکه آبیاری دز (خوزستان) با بکارگیری ۵ متغیر شدت جریان ورودی روزانه، بارش موثر، نیاز آبی، نفوذ عمقی و تبخیر از سطح کانال توسعه دادند. نتایج نشان داد این مدل دقت مطلوبی در برآورد میزان جریان برگشتی دارد ($R^2 = 0.73-0.84$ برای آموزش^{۳۶} و $0.51-0.99$ برای صحت‌سنجی^{۳۷}) (جدول ۵) و کاربرد آن را توصیه نمودند. نتایج آنالیز حساسیت نشان داد شدت جریان ورودی روزانه بیشترین و تبخیر کمترین تاثیر را در برآورد میزان جریان برگشتی داشت.

جدول ۵- نتایج ارزیابی مدل رگرسیون درختی شماره یک (وروانی و همکاران، ۱۳۹۱)

سال	مرحله	RMSE	R ²	Bias	SI
۱۳۸۶	آموزش	۰/۸۵۱	۰/۸۳۶	۰/۰	۰/۲۴
	صحت سنجی	۰/۷۰۵	۰/۹۹۵	-۰/۰۲۲	۰/۱۹۱
	آزمون	۱/۴۸۱	۰/۵۰۷	-۰/۰۵۷	۰/۳۹۱
۱۳۸۶	آموزش	۰/۳۶۲	۰/۸۳۲	۰/۰	۰/۲۵۷
	صحت سنجی	۰/۶۳۴	۰/۵۶۱	-۰/۱۰۱	۰/۴۱۸
	آزمون	۰/۴۶۴	۰/۷۲۵	-۰/۰۶۲	۱/۰۵۰

بازگشتی آبیاری و نیز ریسک‌های عدم تغذیه آب زیرزمینی، بهتر است سیاست‌های حفاظت از منابع آبی در ایران در موضوعات مرتبط با آب برگشتی، بیشتر متمرکز بر کاهش برداشت آب باشد تا افزایش سهم آب برگشتی آبیاری. به منظور درک بهتر و کامل‌تر مسأله آب برگشتی آبیاری، پیشنهاد می‌شود اولاً در مقیاس وسیع (دشت، حوضه آبریز) با تنوع نوع خاک، شرایط آب و هوایی، پوشش گیاهی، توپوگرافی و روش‌های مختلف آبیاری، موضوع آب برگشتی آبیاری با تمرکز بر مدل‌سازی و فناوری سنجش از دور، مورد بررسی و ارزیابی جامعی قرار گیرد، ثانیاً با توجه به اینکه موضوع آلودگی بیشتر در مناطق با سطح آب زیرزمینی بالا مطرح است و علاوه بر آن برای حفظ کیفیت خاک نیاز آیشویی خاک نیز باید در نظر گرفته شود و در ایران در خصوص تاثیر میزان آب برگشتی بر میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی مطالعه خاصی صورت نگرفته است و از طرفی در ایران بحث کاهش آب بازگشتی با توجه به افزایش مصرف می‌تواند اثر منفی بر بیلان و افزایش افت سطح آب داشته باشد، این موضوع نیز در مطالعات بعدی مد نظر قرار گیرد.

منابع

ابراهیم‌پور، بشیر، و هاشم‌نیا، شهرام. (۱۳۹۴). آب، آبیاری و بهره‌وری. کنگره ملی آبیاری و زهکشی ایران. دانشگاه صنعتی اصفهان، اصفهان، ایران.
<https://sid.ir/paper/870353/fa>
 حسینی، مجید، غفوری، محمد، مکاریان، زینب، و طباطبایی، محمودرضا. (۱۳۹۵). برآورد بیلان آبی در حوضه‌های منتهی به خلیج فارس با استفاده از مدل نیمه‌توزیعی SWAT. علوم آب و خاک، ۲۰(۷۸)، ۱۸۳-۱۹۴.
<http://dx.doi.org/10.18869/acadpub.jstnar.20.78.183>
 سخنگوی صنعت آب کشور، عصر ایران. (۱۴۰۴). ایران در سوگ آب/ افول شتابنده منابع آب ایران. درگاه الکترونیکی جامعه تحلیلی خبری الف.
<https://www.alef.ir/news/4040426059.html>
 نیازی شهرکی، صفدر. معاون آب و خاک وزارت جهاد کشاورزی. (۱۴۰۴). سرویس اقتصادی، وزیر جهاد کشاورزی: ۴۵ میلیارد مترمکعب سهم بخش کشاورزی

Zegait و همکاران (۲۰۲۴) و Rautela و همکاران (۲۰۲۲)

نرم‌افزار سنجش از دور (RS) را برای پیش‌بینی مقدار RF به کار گرفته‌اند ولی در ایران هیچ پژوهش شاخصی میزان آب برگشتی را در سطح یک منطقه وسیع با این نرم‌افزار برآورد نکرده است و همین مسأله لزوم انجام پژوهش در این خصوص، به‌ویژه در شرایط فعلی بحرانی کم‌آبی در سراسر کشور را نشان می‌دهد.

جمع‌بندی

در این مقاله، پژوهش‌های به انجام رسیده در زمینه تعیین میزان آب برگشتی، روش‌های اندازه‌گیری و برآورد مقدار آن در روش‌های مختلف آبیاری (سنتی و مدرن)، مزایا و معایب وجود یا حذف جریان برگشتی بررسی شدند. در ایران ۸۶ تا ۹۵ درصد آب آبیاری در اراضی فاریاب به آبخوان‌های زیرزمینی برنمی‌گردد (رجبی و همکاران، ۱۳۹۹؛ سبزلاده و علی‌محمدی، ۱۳۹۱).

با استناد به منابع خارجی مورد مطالعه در این پژوهش با فرض بیش از ۷۰ درصد آب برگشتی در مناطق مرطوب در اراضی شیب‌دار با ساختمان خاک با نفوذپذیری مناسب و حداقل تبخیر و تعرق، این جریان به عنوان منبع آلودگی غیرنقطه‌ای با آلودگی احتمالی شوری و نیترات، عمل می‌کند. در واقع تغذیه آب زیرزمینی نیروی محرکه انتقال آلاینده‌ها مانند مواد مغذی و آفت‌کش‌ها به آب زیرزمینی است. متعادل‌سازی مقدار آن با انواع روش‌های بهینه مصرف آب از قبیل آبیاری قطره‌ای، کم‌آبیاری و پوشش کانال، منجر به کاهش شوری و آلودگی آب‌های زیرزمینی و خطرات زیست‌محیطی می‌گردد. آبیاری قطره‌ای در مقایسه با آبیاری بارانی و غرقابی، مقدار آیشویی نیترات و آلاینده‌ها را بیشتر کاهش می‌دهد. برای استفاده بهینه از منابع محدود آب به‌ویژه در مناطق نیمه‌خشک و خشک، باید مدیریت مصرف آب و مواد مغذی مانند نیترات در محصولات کشاورزی ارتقاء یابد تا جریان برگشتی آبیاری و آیشویی منابع آلاینده کاهش یابد. رعایت سیستم‌های تناوب زراعی، شامل کشت محصولات زمستانه برای استفاده از آب باقی‌مانده در پروفیل خاک پس از فصل آبیاری و بارندگی زمستان، ممکن است به عنوان گزینه‌ای برای کاهش نفوذ عمیق و میزان آب برگشتی در نظر گرفته شود. ضمن اینکه با در نظر گرفتن ریسک‌های آلودگی آب

- Alam, M. M., & Bhutta, M. N. (2004). Comparative evaluation of canal seepage investigation techniques. *Agricultural Water Management*, 66(1), 65-76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2003.08.002>
- Alcalá, F. J., & Custodio, E. (2014). Spatial average aquifer recharge through atmospheric chloride mass balance and its uncertainty in continental Spain. *Hydrological Processes*, 28(2), 218-236. [https://refhub.elsevier.com/S0883-2927\(17\)30302-5/sref2](https://refhub.elsevier.com/S0883-2927(17)30302-5/sref2)
- Anand, B., Karunanidhi, D., Subramani, T., Srinivasamoorthy, K., & Suresh, M. (2020). Long-term trend detection and spatiotemporal analysis of groundwater levels using GIS techniques in Lower Bhavani River basin, Tamil Nadu, India. *Environment, Development and Sustainability*, 22(4), 2779-2800. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00318-3>
- Asare, D. K., Sitze, D. O., Monger, C. H., & Sammis, T. W. (2000). Impact of irrigation scheduling practices on pesticide leaching at a regional level. *Agricultural Water Management*, 43(3), 311-325. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(99\)00064-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(99)00064-5)
- Batelaan, O., & De Smedt, F. (2007). GIS-based recharge estimation by coupling surface-subsurface water balances. *Journal of hydrology*, 337(3-4), 337-355. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.001>
- Ben-Asher, J., & Ayars, J. E. (1990). Deep seepage under nonuniform sprinkler irrigation. II: Field data. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 116(3), 363-373. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(1990\)116:3\(354\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1990)116:3(354))
- Berbel, J., Cuadrado-Alarcón, B., Martínez-Dalmau, J., & Delgado-Ramos, F. (2024). Hydro-economic basin impacts of extensive adoption of deficit irrigation by farmers: Are we overestimating water resources? *Journal of Hydrology*, 634, 131075. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2024.131075>
- Bethune, M., Austin, N., & Maher, S. (2001). Quantifying the water budget of irrigated rice in the Shepparton Irrigation Region, Australia. *Irrigation Science*, 20(3), 99-105. <https://doi.org/10.1007/s002710100035>
- Burek, P., Satoh, Y., Kahil, T., Tang, T., Greve, P., Smilovic, M., & Wada, Y. (2019). Development of the Community Water Model (CWatM v1. 04) A high-resolution hydrological model for global and regional assessment of integrated water resources management. *Geoscientific Model Development Discussions*, 2019, 1-49. <https://doi.org/10.5194/gmd-13-3267-2020>
- Causapé, J., Quílez, D., & Aragüés, R. (2004). Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level: II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, 70(3), 211-228. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2004.06.005>
- CHG. (2023). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (2022- 2027). In: درگاه الکترونیکی خبرگزاری دانشجویان ایران، ایسنا. ۱ آذر ۱۴۰۴. <https://www.isna.ir/news/1404090100336>
- رجاء، امید، پارسی نژاد، مسعود، و تجربیشی، مسعود. (۱۴۰۲). برآورد و ارزیابی مولفه‌های بیلان آب با واسنجی مدل SWAT، مطالعه موردی: دشت مهاباد. مهندسی و مدیریت آب، ۱۵(۱)، ۱۰۹-۱۲۹. <https://doi.org/10.22092/ijwmse.2022.357631.1957>
- رجبی، مرتضی، جلال کمالی، نوید، و نقی‌زاده، مهدی. (۱۳۹۹). ارزیابی میزان آب برگشتی ناشی از آبیاری غرقابی به آبخوان (مطالعه موردی دشت بردسیر). مجله ترویجی حفظ و بهره‌وری آب، ۱۱(۱)، ۷-۱۱.
- سامانی، سعیده، کلانتری، نصراله، و رحیمی، محمدحسین. (۱۳۸۹). محاسبه نفوذ از آب بارندگی و آب برگشتی کشاورزی به آبخوان دشت اوان. اولین کنفرانس پژوهش‌های کاربردی منابع آب ایران. دانشگاه صنعتی کرمانشاه، کرمانشاه، ایران. <https://civilica.com/doc/112969>
- سبزراده، ایمان، و علیمحمدی سعید. (۱۳۹۱). برآورد ضریب جریان بازگشتی به کمک الگوریتم بهینه سازی ذرات. نشریه آبیاری و زهکشی ایران، ۶(۴)، ۲۹۷-۳۰۵.
- صدرالدینی، علی اشرف، و عظیمی، وحید. (۱۳۹۵). ارزیابی میزان آب برگشتی از آبیاری به آبخوان (مطالعه موردی: دشت عجب شیر). اولین کنفرانس بین المللی آب، محیط‌زیست و توسعه پایدار. ۶ مهر ۱۳۹۵، دانشگاه محقق اردبیلی، اردبیل، ایران. <https://civilica.com/doc/596018>
- طالبی حسین‌آباد، فاطمه، ولایتی، سعدالله، داوری، کامران، ثنائی‌نژاد، سید حسین، و حسینی، سید علی. (۱۳۹۰). تأثیر آب برگشتی در برآورد آب تجدیدپذیر مطالعه موردی: استان خراسان. چهارمین کنفرانس مدیریت منابع آب ایران. ۱۳ و ۱۴ اردیبهشت ۱۳۹۰، دانشگاه صنعتی امیرکبیر، تهران، ایران.
- کریمی اکبر. و اردکانیان، رضا. (۱۳۸۵). کاربرد مفهوم اجزای محدود در مدیریت منابع آب مدل و نرم-افزار FEWREM. تحقیقات منابع آب ایران، ۲(۲)، ۱-۱۴. <https://civilica.com/doc/1606678>
- نبی‌زاده چمازکتی، نرگس، و جعفری، هادی. (۱۴۰۰). تخمین تغذیه به آبخوان مرزی سرخس یا استفاده از مدل عددی. فصلنامه زمین‌شناسی ایران، ۱۵(۵۷)، ۲۷-۱۵. <https://dorl.net/dor/20.1001.1.17357128.1400.15.57.7.9>
- وروانی، هادی، منتظر، علی‌اصغر، و رحیمی خوب، علی. (۱۳۹۱). توسعه و کاربرد مدل رگرسیون درختی برای پیش‌بینی جریان برگشتی روزانه شبکه‌های آبیاری (مطالعه موردی: منطقه سلیمه شبکه آبیاری دز). نشریه آبیاری و زهکشی ایران، ۶(۱)، ۳۱-۴۵.

- Fernald, A. G., Cevik, S. Y., Ochoa, C. G., Tidwell, V. C., King, J. P., & Guldán, S. J. (2010). River hydrograph retransmission functions of irrigated valley surface water-groundwater interactions. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 136(12), 823-835. <https://doi.org/10.1061/ASCE1IR.1943-4774.0000265>
- Ficklin, D. L., Stewart, I. T., & Maurer, E. P. (2013). Climate change impacts on streamflow and subbasin-scale hydrology in the Upper Colorado River Basin. *PloS one*, 8(8), e71297. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071297>
- Garabedian, S. P. (1992). *Hydrology and digital simulation of the regional aquifer system, Eastern Snake River Plain, Idaho* (No. 1408-F). US Government Printing Office. <https://doi.org/10.3133/pp1408F>
- García-Garizábal, I., & Causapé, J. (2010). Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *Journal of Hydrology*, 385(1-4), 36-43. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.002>
- Gates, T. K., Cox, J. T., & Morse, K. H. (2018). Uncertainty in mass-balance estimates of regional irrigation-induced return flows and pollutant loads to a river. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 19, 193-210. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.09.004>
- Gates, T. K., Garcia, L. A., Hemphill, R. A., Morway, E. D., & Elhaddad, A. (2012). Irrigation Practices, Water Consumption, & Return Flows in Colorado's Lower Arkansas River Valley. *Color. Water Inst. Tech. Comp. Rep*, 221, 115. <http://www.cwi.colostate.edu>
- Gee, G. W., Fayer, M. J., Rockhold, M. L., & Campbell, M. D. (1992). Variations in recharge at the Hanford Site. *Northwest science*, 66(4), 237-250.
- Gheysari, M., Mirlatifi, S. M., Homaei, M., Asadi, M. E., & Hoogenboom, G. (2009). Nitrate leaching in a silage maize field under different irrigation and nitrogen fertilizer rates. *Agricultural water management*, 96(6), 946-954. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2009.01.005>
- Grafton, R. Q., Williams, J., Perry, C. J., Molle, F., Ringler, C., Steduto, P. & Allen, R. G. (2018). The paradox of irrigation efficiency. *Science*, 361(6404), 748-750. <https://doi.org/10.1126/science.aat9314>
- Guo, X., Feng, Q., Si, J., Wei, Y., Bao, T., Xi, H., & Li, Z. (2019). Identifying the origin of groundwater for water resources sustainable management in an arid oasis, China. *Hydrological Sciences Journal*, 64(10), 1253-1264. <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.161908>
- Guo, X., Feng, Q., Liu, W., Li, Z., Wen, X., Si, J. & Jia, B. (2015). Stable isotopic and geochemical identification of groundwater evolution and recharge sources in the arid Shule River Basin of Northwestern China. *Hydrological processes*, 29(22), 4703-4718. <https://doi.org/10.1002/hyp.10495>
- Guadalquivir, C.H.d.G. (Ed.), R.D. 35/2023, (BOE 10-02-2023).
- Chiew, F. H. S., & McMahon, T. A. (1991). Groundwater recharge from rainfall and irrigation in the Campaspe River Basin. *Soil Research*, 29(5), 651-670. <https://doi.org/10.1071/SR9910651>
- Colorado Department of Water Resources. (2016). Upper Colorado River Basin Water Resources Planning Model User Manual. Available online at: <https://cdss.colorado.gov/resources/modeling-dataset-documentation>.
- Cook, P. G., & Böhlke, J. K. (2000). Determining timescales for groundwater flow and solute transport. In *Environmental tracers in subsurface hydrology* (pp. 1-30). Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4557-6_1
- Crovella, T., Paiano, A., & Lagioia, G. (2022). A meso-level water use assessment in the Mediterranean agriculture. Multiple applications of water footprint for some traditional crops. *Journal of Cleaner Production*, 330, 129886. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129886>
- Dewandel, B., Gandolfi, J. M., De Condappa, D., & Ahmed, S. (2008). An efficient methodology for estimating irrigation return flow coefficients of irrigated crops at watershed and seasonal scale. *Hydrological Processes: An International Journal*, 22(11), 1700-1712. <https://doi.org/10.1002/hyp.6738>
- Darwish, T., Atallah, T., Hajhasan, S., & Chranek, A. (2003). Management of nitrogen by fertigation of potato in Lebanon. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 67(1), 1-11. <https://doi.org/10.1023/A:1025107202143>
- Dowling, A. J., Thorburn, P. J., Ross, P. J., & Elliot, P. J. (1991). Estimation of infiltration and deep drainage in a furrow-irrigated sodic duplex soil. *Soil Research*, 29(3), 363-375. <https://doi.org/10.1071/SR9910363>
- Ebrahimi, H., Ghazavi, R., & Karimi, H. (2016). Estimation of groundwater recharge from the rainfall and irrigation in an arid environment using inverse modeling approach and RS. *Water resources management*, 30(6), 1939-1951. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1261-6>
- Eriksson, E., & Khunakasem, V. (1969). Chloride concentration in groundwater, recharge rate and rate of deposition of chloride in the Israel Coastal Plain. *Journal of Hydrology*, 7(2), 178-197. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(69\)90055-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(69)90055-9)
- Essaid, H. I., & Caldwell, R. R. (2017). Evaluating the impact of irrigation on surface water-groundwater interaction and stream temperature in an agricultural watershed. *Science of the total environment*, 599, 581-596. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.205>
- Ferencz, S. B., & Tidwell, V. C. (2022). Physical controls on irrigation return flow contributions to stream flow in irrigated alluvial valleys. *Frontiers in Water*, 4, 828099. <https://doi.org/10.3389/frwa.2022.828099>

- Jalali, M. (2005). Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, ecosystems & environment*, 110(3-4), 210-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.011>
- Jalota, S. K., & Arora, V. K. (2002). Model-based assessment of water balance components under different cropping systems in north-west India. *Agricultural water management*, 57(1), 75-87. [https://doi.org/10.1016/S0378-3774\(02\)00049-5](https://doi.org/10.1016/S0378-3774(02)00049-5)
- Jiménez-Martínez, J., Skaggs, T. H., Van Genuchten, M. T., & Candela, L. (2009). A root zone modelling approach to estimating groundwater recharge from irrigated areas. *Journal of Hydrology*, 367(1-2), 138-149. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.01.002>
- Johnston, C. D. (1987). Preferred water flow and localised recharge in a variable regolith. *Journal of Hydrology*, 94(1-2), 129-142. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(87\)90036-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(87)90036-9)
- Kang, T., Shin, Y., Shin, M., Lee, D., Lim, K. J., & Kim, J. (2024). Evaluation of the Effect of Agricultural Return Flow on Water Quality, Water Quantity and Aquatic Ecology in Downstream Rivers. *Water*, 16(11), 1604. <https://doi.org/10.3390/w16111604>
- Kendy, E., & Bredehoeft, J. D. (2006). Transient effects of groundwater pumping and surface-water-irrigation returns on streamflow. *Water resources research*, 42(8). <https://doi.org/10.1029/2005WR004792>
- Kahil, T., Parkinson, S., Satoh, Y., Greve, P., Burek, P., Veldkamp, T. I., & Wada, Y. (2018). A continental-scale hydroeconomic model for integrating water-energy-land nexus solutions. *Water resources research*, 54(10), 7511-7533.
- Kitching, R., & Shearer, T. R. (1982). Construction and operation of a large undisturbed lysimeter to measure recharge to the chalk aquifer, England. *Journal of Hydrology*, 58(3-4), 267-277. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(82\)90039-7](https://doi.org/10.1016/0022-1694(82)90039-7)
- Kitching, R., Shearer, T. R., & Shedlock, S. L. (1977). Recharge to Bunter Sandstone determined from lysimeters. *Journal of hydrology*, 33(3-4), 217-232. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(77\)90036-1](https://doi.org/10.1016/0022-1694(77)90036-1)
- Kim, T. C., Lee, H. C., & Moon, J. P. (2010). Estimation of return flow rate of irrigation water in Daepyeong pumping district. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers*, 52(1), 41-49. <https://doi.org/10.5389/KSAE.2010.52.1.041>
- Konrad, C. P., Drost, B. W., & Wagner, R. J. (2003). *Hydrogeology of the unconsolidated sediments, water quality, and ground-water/surface-water exchanges in the Methow River Basin, Okanogan County, Washington* (No. 3). US Department of the Interior, US Geological Survey.
- Leaney, F. W., & Herczeg, A. L. (1995). Regional recharge to a karst aquifer estimated from chemical and isotopic composition of diffuse and localized recharge, South Australia. *Journal of Hydrology*, 164(1-4), 363-387. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)02488-W](https://doi.org/10.1016/0022-1694(94)02488-W)
- Hanasaki, N., Yoshikawa, S., Pokhrel, Y., & Kanae, S. (2018). A global hydrological simulation to specify the sources of water used by humans. *Hydrology and Earth System Sciences*, 22(1), 789-817. <https://doi.org/10.5194/hess-22-789-2018>
- Hanson, B. R., Šimůnek, J., & Hopmans, J. W. (2006). Evaluation of urea-ammonium-nitrate fertigation with drip irrigation using numerical modeling. *Agricultural water management*, 86(1-2), 102-113. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2006.06.013>
- Healy, R. W. (2010). *Estimating groundwater recharge*. Cambridge university press, UK. www.Cambridge.org/9780521863964
- Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology journal*, 10(1), 91-109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Hu, Q., Yang, Y., Han, S., Yang, Y., Ai, Z., Wang, J., & Ma, F. (2017). Identifying changes in irrigation return flow with gradually intensified water-saving technology using HYDRUS for regional water resources management. *Agricultural Water Management*, 194, 33-47. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.08.023>
- Huang, T., Pang, Z., & Edmunds, W. M. (2013). Soil profile evolution following land-use change: Implications for groundwater quantity and quality. *Hydrological Processes*, 27(8), 1238-1252. <https://doi.org/10.1002/hyp.9302>
- Isidoro, D., Quilez, D., & Aragüés, R. (2003). Sampling strategies for the estimation of salt and nitrate loads in irrigation return flows: La Violada Gully (Spain) as a case study. *Journal of Hydrology*, 271(1-4), 39-51. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00324-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00324-4)
- Islam, R., Kamaruddin, R., Ahmad, S.A., Jan, S. & Anuar, A.R. (2016). A review on mechanism of flood disaster management in Asia. *International Review of Management and Marketing*, 6(1), 29-52.
- Jaber, F. H., Shukla, S., & Srivastava, S. (2006). Recharge, upflux and water table response for shallow water table conditions in southwest Florida. *Hydrological Processes: An International Journal*, 20(9), 1895-1907. <https://doi.org/10.1002/hyp.5951>
- Jafari, H., Sudegi, A., & Bagheri, R. (2019). Contribution of rainfall and agricultural returns to groundwater recharge in arid areas. *Journal of Hydrology*, 575, 1230-1238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.029>
- Jafari, H., Raeisi, E., Zare, M., & Haghighi, A. A. K. (2012). Time series analysis of irrigation return flow in a semi-arid agricultural region, Iran. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 58(6), 673-689. <https://doi.org/10.1080/03650340.2010.535204>
- Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J. D., & Ross, A. (2016). *Integrated groundwater management* (p. 762). Springer Nature. Berlin, Germany. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9>

- Under Prior Appropriation in a Warming Climate? *Water Resources Research*, 60(8), e2023WR036648. <https://doi.org/10.1029/2023WR036648>
- Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Cabrera, M. D. C., & Custodio, E. (2015). Estimating natural recharge by means of chloride mass balance in a volcanic aquifer: northeastern Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Water*, 7(6), 2555-2574. <https://doi.org/10.3390/7062555>
- Ochoa, C. G., Fernald, A. G., Guldán, S. J., & Shukla, M. K. (2009). Water movement through a shallow vadose zone: A field irrigation experiment. *Vadose Zone Journal*, 8(2), 414-425. <https://doi.org/10.2136/vzj2008.0059>
- Ochoa, C. G., Fernald, A. G., Guldán, S. J., & Shukla, M. K. (2007). Deep percolation and its effects on shallow groundwater level rise following flood irrigation. *Transactions of the ASABE*, 50(1), 73-81. <https://doi.org/10.13031/2013.22413>
- Poch-Massegú, R., Jiménez-Martínez, J., Wallis, K. J., de Cartagena, F. R., & Candela, L. (2014). Irrigation return flow and nitrate leaching under different crops and irrigation methods in Western Mediterranean weather conditions. *Agricultural Water Management*, 134, 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.11.017>
- Rab, M. A., & Willatt, S. T. (1987). Water use by irrigated potatoes on a duplex soil. *Australian Journal of Experimental Agriculture*, 27(1), 165-172. <https://doi.org/10.1071/EA9870165>
- Rautela, K. S., Kumar, M., Sofi, M. S., Kuniyal, J. C., & Bhat, S. U. (2022). Modelling of streamflow and water balance in the Kuttiyadi River Basin using SWAT and remote sensing/GIS tools. *International Journal of Environmental Research* 16(4), 37. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102839>
- Richards, L. A., Magnone, D., Boyce, A. J., Casanueva-Marengo, M. J., van Dongen, B. E., Ballentine, C. J., & Polya, D. A. (2018). Delineating sources of groundwater recharge in an arsenic-affected Holocene aquifer in Cambodia using stable isotope-based mixing models. *Journal of Hydrology*, 557, 321-334. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.12.012>
- Ruan, B. Q., Han, Y. P., & Jiang, R. F. (2008). Study on ecological water use in the Yellow River Irrigation District. In: Ruan, B.Q., Zhang, R.D., Li, H.A. (Eds.), *Research on water balance and water consumption in Hetao Irrigation District*. Science Press, Beijing, 99-123.
- Rushton, K. R., Asaduz Zaman, M., & Hasan, M. (2020). Monitoring groundwater heads and estimating recharge in multi-aquifer systems illustrated by an irrigated area in north-west Bangladesh. *Sustainable Water Resources Management*, 6(2), 22. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00382-y>
- Sakib, S. N. (2024). Estimation of Ground Water Recharge in the Command Area of Krishna
- Liu, C. W., Huang, H. C., Chen, S. K., & Kuo, Y. M. (2004). Subsurface return flow and ground water recharge of terrace fields in northern Taiwan 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 40(3), 603-614. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2004.tb04446.x>
- Linstead, C. (2018). The contribution of improvements in irrigation efficiency to environmental flows. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 48. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2018.00048>
- Lonsdale, W. R., Cross, W. F., Dalby, C. E., Meloy, S. E., & Schwend, A. C. (2020). Evaluating irrigation efficiency: toward a sustainable water future for Montana. *Montana University System Water Center, Montana State University*, 42. <https://doi.org/10.15788/mwc202011>
- Loveday, J., Watson, C. L., & McIntyre, D. S. (1978). Aspects of the hydrology of Riverine Plain soils.
- Ma, Y., Li, Y., Huang, G., Liu, Y., & Zhang, Y. (2024). Collaborative management of water-energy-food-ecosystems nexus in Central Asia under uncertainty. *Water Resources Research*, 60(3), e2023WR035166. <https://doi.org/10.1029/2023WR035166>
- Mack, U. D., Feger, K. H., Gong, Y., & Stahr, K. (2005). Soil water balance and nitrate leaching in winter wheat–summer maize double-cropping systems with different irrigation and N fertilization in the North China Plain. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 168(4), 454-460. <https://doi.org/10.1002/jpln.200520519>
- Mainuddin, M., Alam, M. M., Maniruzzaman, M., Islam, M. T., Kabir, M. J., Hasan, M., & Schmidt, E. (2019). Irrigated agriculture in the northwest region of Bangladesh. *CSIRO, Australia*. <https://dsi4mtf.unisq.edu.au/wp-content/uploads/2019/07/Irrigated-Agriculture-in-northwest-region-of-Bangladesh.pdf>
- Maneta, M. P., Cobourn, K., Kimball, J. S., He, M., Silverman, N. L., Chaffin, B. C. & Maxwell, B. (2020). A satellite-driven hydro-economic model to support agricultural water resources management. *Environmental Modelling & Software*, 134, 104836. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2020.104836>
- Mankin, K. R., & Koelliker, J. K. (2000). A hydrologic balance approach to saline seep remediation design. *Applied Engineering in Agriculture*, 16(2), 129-133. <https://doi.org/10.13031/2013.5072>
- Medellín-Azuara, J., Escrivá-Bou, A., Gaudin, A. C., Schwabe, K. A., & Sumner, D. A. (2024). Cultivating climate resilience in California agriculture: Adaptations to an increasingly volatile water future. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 121(32), e2310079121. <https://doi.org/10.1073/pnas.2310079121>
- Morrisett, C. N., Van Kirk, R. W., & Null, S. E. (2024). Can Agricultural Managed Aquifer Recharge (Ag-MAR) Recover Return Flows

- irrigation system in Sirsa district, India: I. Current water management and its productivity. *Journal of Hydrology*, 329(3-4), 692-713. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.03.037>
- Siyal, A. A., van Genuchten, M. T., & Skaggs, T. H. (2009). Performance of pitcher irrigation system. *Soil science*, 174(6), 312-320. <https://doi.org/10.1097/SS.0b013e3181a97532>
- Skaggs, T. H., Trout, T. J., Šimunek, J., & Shouse, P. J. (2004). Comparison of HYDRUS-2D simulations of drip irrigation with experimental observations. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 130(4), 304-310. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2004\)130:4\(304\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2004)130:4(304))
- Slavich, P. G. (1992). Irrigation using groundwater for watertable control: a model of water and salt balance limitations. *Australian Journal of Agricultural Research*, 43(1), 225-239. <https://doi.org/10.1071/AR9920225>
- Song, J. H., Song, I., Kim, J. T., & Kang, M. S. (2015). Characteristics of irrigation return flow in a reservoir irrigated district. *Journal of the Korean Society of Agricultural Engineers*, 57(1), 69-78. <http://dx.doi.org/10.5389/KSAE.2015.57.1.069>
- Stigter, T. Y., Van Ooijen, S. P. J., Post, V. E. A., Appelo, C. A. J., & Dill, A. C. (1998). A hydrogeological and hydrochemical explanation of the groundwater composition under irrigated land in a Mediterranean environment, Algarve, Portugal. *Journal of Hydrology*, 208(3-4), 262-279. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00168-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00168-1)
- Tiwari, A. K., Singh, P. K., Chandra, S., & Ghosh, A. (2016). Assessment of groundwater level fluctuation by using remote sensing and GIS in West Bokaro coalfield, Jharkhand, India. *ISH Journal of Hydraulic Engineering*, 22(1), 59-67. <https://doi.org/10.1080/09715010.2015.1067575>
- Tulip, S. S., Siddik, M. S., Islam, M. N., Rahman, A., Haghighi, A. T., & Mustafa, S. M. T. (2022). The impact of irrigation return flow on seasonal groundwater recharge in northwestern Bangladesh. *Agricultural Water Management*, 266, 107593. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107593>
- Uribe, J., Muñoz, J.F., Gironás, J., Oyarzún, R., Aguirre, E., & Aravena, R. (2015). Assessing groundwater recharge in an Andean closed basin using isotopic characterization and a rainfall-runoff model: Salar del Huasco basin, Chile. *Hydrogeology Journal*, 23, 1535-1551. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1300-z>
- Usman, M., Liedl, R., & Kavousi, A. (2015). Estimation of distributed seasonal net recharge by modern satellite data in irrigated agricultural regions of Pakistan. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1463-1486. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4139-7>
- Vallet-Coulomb, C., Séraphin, P., Gonçalves, J., Radakovitch, O., Cognard-Plancq, A. L., Crespy, A. & Charron, F. (2017). Irrigation return flows in a mediterranean aquifer inferred from Central Delta.. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.33774/coe-2024-w32nb>
- Sami, K., & Hughes, D. A. (1996). A comparison of recharge estimates to a fractured sedimentary aquifer in South Africa from a chloride mass balance and an integrated surface-subsurface model. *Journal of Hydrology*, 179(1-4), 111-136. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02843-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02843-9)
- Scanlon, B. R., Reedy, R. C., Stonestrom, D. A., Prudic, D. E., & Dennehy, K. F. (2005). Impact of land use and land cover change on groundwater recharge and quality in the southwestern US. *Global Change Biology*, 11(10), 1577-1593. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2005.01026.x>
- Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology journal*, 10(1), 18-39. <https://doi.org/10.1007/s10040-0010176-2>
- Schepers, J. S., Moravek, M. G., Alberts, E. E., & Frank, K. D. (1991). Maize production impacts on groundwater quality. *Journal of Environmental Quality*, 20(1), 12-16. <https://doi.org/10.2134/jeq1991.0047242500200010004x>
- Schoups, G., Lee Addams, C., & Gorelick, S. M. (2005). Multi-objective calibration of a surface water-groundwater flow model in an irrigated agricultural region: Yaqui Valley, Sonora, Mexico. *Hydrology and Earth System Sciences*, 9(5), 549-568. <https://doi.org/10.5194/hess-9-549-2005>
- Séraphin, P., Vallet-Coulomb, C., & Gonçalves, J. (2016). Partitioning groundwater recharge between rainfall infiltration and irrigation return flow using stable isotopes: The Crau aquifer. *Journal of Hydrology*, 542, 241-253. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.005>
- Siebert, S., Burke, J., Faures, J. M., Frenken, K., Hoogeveen, J., Döll, P., & Portmann, F. T. (2010). Groundwater use for irrigation—a global inventory. *Hydrology and earth system sciences*, 14(10), 1863-1880. <https://doi.org/10.5194/hess-14-1863-2010>
- Silliman, S. E., Berkowitz, B., Šimunek, J., & Van Genuchten, M. T. (2002). Fluid flow and solute migration within the capillary fringe. *Groundwater*, 40(1), 76-84. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2002.tb02493.x>
- Šimunek, J., Van Genuchten, M. T., & Šejna, M. (2012). HYDRUS: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4), 1263-1274. <https://doi.org/10.13031/2013.42239>
- Singh, O. S., & Kasana, A. K. (2017). GIS-based spatial and temporal investigation of groundwater level fluctuations under rice-wheat ecosystem over Haryana. *Journal of Geological Society of India*, 89(5), 554-562. <https://doi.org/10.1007/s12594-017-0644-5>
- Singh, R., Kroes, J. G., Van Dam, J. C., & Feddes, R. A. (2006). Distributed ecohydrological modelling to evaluate the performance of

Comprehensive model for sustainable water resource management in Southern Algeria: integrating remote sensing and WEAP model. *Modeling Earth Systems and Environment*, 10(1), 1027-1042. <https://doi.org/10.1007/s40808-023-01826-y>

پی‌نوشت‌ها

1. Return Flow
2. Chloride mass balance (WMB)
3. Darcy's law
4. Water mass balance (WMB)
5. stable isotope techniques
6. Mixing processes
7. Water table fluctuation (WTF)
8. Water balance method (WBM)
9. Geographic information system
10. Geostatistical mapping
11. GWL: ground water level
12. Water and energy transfer between Soil, Plants, and Atmosphere under quasi-steady State (WetSpass)
13. The Water Agency
14. Remote Sensing
15. Water Evaluation and Planning (WEAP)
16. Acre
17. New South Wales
18. Leaching fraction
19. Water balance
20. Darcian flux calculations
21. quick return flow from irrigation canal
22. quick return flow from drainage canal
23. Delayed return flow
24. The Salar del Huasco basin
25. Irrigated return water
26. Lateral groundwater flow
27. Validation
28. groundwater Resource Estimation Committee
29. Wieringermeer
30. evapotranspiration
31. Agricultural managed aquifer recharge
32. Soil Moisture Depletion (SMD)
33. Renewable water
34. Non-renewable water
35. Time domain refractometer
36. training
37. validation

- combined chloride and stable isotopes mass balances. *Applied Geochemistry*, 86, 92-104. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.10.001>
- Kirk, R. W. V., Contor, B. A., Morrisett, C. N., Null, S. E., & Loibman, A. S. (2020). Potential for managed aquifer recharge to enhance fish habitat in a regulated river. *Water*, 12(3), 673. <https://doi.org/10.3390/w12030673>
- Wang, L. P., Chen, Y. X., & Zeng, G. F. (1993). Irrigation, drainage and salinization control in Hetao Irrigation District of Inner Mongolia. *Water Resources and Hydraulic Power Publisher, Beijing*, 250.
- Wallis, K. J., Candela, L., Mateos, R. M., & Tamoh, K. (2011). Simulation of nitrate leaching under potato crops in a Mediterranean area. Influence of frost prevention irrigation on nitrogen transport. *Agricultural Water Management*, 98(10), 1629-1640. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.06.001>
- Ward, F. A., & Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(47), 18215-18220. <https://doi.org/10.1073/pnas.0805554105>
- Willis, T. M., Black, A. S., & Meyer, W. S. (1997). Estimates of deep percolation beneath cotton in the Macquarie Valley. *Irrigation Science*, 17(4), 141-150. <https://doi.org/10.1007/s002710050032>
- Willis, T. M., & Black, A. S. (1996). Irrigation increases groundwater recharge in the Macquarie Valley. *Soil Research*, 34(6), 837-847. <https://doi.org/10.1071/SR9960837>
- Wood, W. W., & Sanford, W. E. (1995). Chemical and isotopic methods for quantifying groundwater recharge in a regional, semiarid environment. *Groundwater*, 33(3), 458-468. <https://doi.org/10.1111/j.17456584.1995.tb00302.x>
- Xu, X., Huang, G., Qu, Z., & Pereira, L. S. (2010). Assessing the groundwater dynamics and impacts of water saving in the Hetao Irrigation District, Yellow River basin. *Agricultural water management*, 98(2), 301-313. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.08.025>
- Yang, Y., Wu, Q., Yun, H., Jin, H., & Zhang, Z. (2016). Evaluation of the hydrological contributions of permafrost to the thermokarst lakes on the Qinghai-Tibet Plateau using stable isotopes. *Global and planetary change*, 140, 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.03.006>
- Young, C. A., & Wallender, W. W. (2002). Spatially distributed irrigation hydrology: Water balance. *Transactions of the ASAE*, 45(3), 609. <https://doi.org/10.13031/2013.8823>
- Zegait, R., Bouznad, I. E., Remini, B., Bengusmia, D., Ajia, F., Guastaldi, E., & Petrone, D. (2024).