unesco
مرکز
تحت پوشش یونسکو

RCUWM
TEHRAN
مرکز منطقه‌ای
مدیریت آب شهری تهران

اقتصاد آب زیرزمینی

جلد دوم

تالیف:
چارلز ا. جاب

مترجمین:
سیدحسین سجادی‌فر، علی مزیکی، امیر شاملویی، سعید علی‌پور

وزارت نیرو
طرح تهیه دستورالعمل‌ها و معیارهای فنی صنعت آب کشور

اقتصاد آب زیرزمینی — جلد دوم

تالیف: چارلز ا. جاب

۱۴۰۳

۱۲

Groundwater Economics

Charles A. Job

Translated by:
Seyedhossein Sajadifar
Ali Mazyaki
Amir Shamlouei
Saeed Alipour

دوره دوجلدی: 978-622-91201-2-5

9 786229 120125

جلد اول: 978-622-91201-1-8

9 786229 120118

جلد دوم: 978-622-91201-0-1

9 786229 120101

شفاف

unesco
Centre
Under the auspices
of UNESCO

RCUWM
TEHRAN
Regional Centre on
Urban Water Management
(RCUWM - Tehran)

به نام خدا

سازمان اسناد و کتابخانه ملی جمهوری اسلامی ایران
National Library and Archives of I.R. IRAN

سرشناسه : جاب، چارلز ا.
Job, Charles A.
عنوان و نام پدیدآور : اقتصاد آب زیرزمینی/ نویسنده چارلز جاب ؛ مترجمین: سیدحسین سجادی‌فر...[و دیگران] ؛ [برای] سازمان آموزشی علمی و تربیتی ملل متحد.
مشخصات نشر : تهران: مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری - تهران، ۱۴۰۳.
مشخصات ظاهری : ۲ج.: جدول، نمودار.
شابک : دوره: ۵-۲-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸
جلد اول: ۸-۱-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸
جلد دوم: ۱-۰۰-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸
وضعیت فهرست نویسی : فیپا
یادداشت : عنوان اصلی: Groundwater economics, c۲۰۱۰.
یادداشت : مترجمین:سیدحسین سجادی‌فر، علی مزیکی، امیر شاملویی، سعید علی‌پور.
یادداشت : کتابنامه.
موضوع : آب‌های زیرزمینی -- جنبه‌های اقتصادی
Groundwater -- Economic aspects
آب -- افزایش منابع -- جنبه‌های اقتصادی
Water resources development -- Economic aspects
شناسه افزوده : سجادی‌فر، سیدحسین، ۱۳۵۳-، مترجم
شناسه افزوده : Sajadifar, Seyed Hossein
شناسه افزوده : مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری - تهران
شناسه افزوده : Regional Centre on Urban Water Management - Tehran
شناسه افزوده : یونسکو
شناسه افزوده : Unesco
رده بندی کنگره : HD۱۶۹۱
رده بندی دیویی : ۹۱/۳۳۱
شماره کتابشناسی ملی : ۹۵۵۵۲۸۴
اطلاعات رکورد کتابشناسی : فیپا

وزارت نیرو
طرح تجدید ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور

اقتصاد آب زیرزمینی
جلد دوم

نویسنده:
چارلز. ا. جاب

مترجمین:

سیدحسین سجادی‌فر، علی مزیکی، امیر شاملویی، سعید علی‌پور

مرکز تحت پوشش یونسکو
مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری-تهران

۱۴۰۳

اقتصاد آب زیرزمینی / جلد دوم

نویسنده: **چارلز . ا . جاب**

مترجمین: **سیدحسین سجادی‌فر، علی مزیکی، امیر شاملویی، سعید علی‌پور**

ناشر: **مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری (تحت پوشش یونسکو)**

ناشر همکار: **شفاف**

نوبت چاپ: **اول**، بهار ۱۴۰۳

شمارگان: ۱۰۰۰ نسخه

قیمت: ۳۸۰,۰۰۰ تومان

شابک دوره دوجلدی: ۵-۲-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸

ISBN : 978-622-91201-2-5

9 786229 120125

شابک جلد اول: ۸-۱-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸ شابک جلد دوم: ۱-۰-۹۱۲۰۱-۶۲۲-۹۷۸

ISBN : 978-622-91201-0-1

9 786229 120101

ISBN : 978-622-91201-1-8

9 786229 120118

© ./.تمام حقوق برای مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری (تحت پوشش یونسکو) محفوظ است./.

مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری (تحت پوشش یونسکو)

تهران . خیابان شیخ بهایی جنوبی . بلوار جانبازان . خیابان بیست و ششم . شماره ۳۴ طبقه دوم

تلفن: ۸۸۲۲۹۱۵۶ – ۰۲۱

نمابر: ۸۸۲۲۹۴۰۴ – ۰۲۱

پیش گفتار

آب زیرزمینی یکی از مهمترین منابع طبیعی و ضامن بقای حیات بر روی کره زمین و پایداری اکوسیستم‌ها است. آب زیرزمینی منبع اصلی آب آشامیدنی برای میلیاردها نفر در سراسر جهان و همچنین عامل مهمی در تولیدات کشاورزی و نهاده واسطه‌ای در صنعت است و این پتانسیل را دارد که مزایا و فرصت‌های اجتماعی، اقتصادی و محیط زیستی فوق‌العاده‌ای را برای جوامع فراهم کند.

در بسیاری از مواقع، استفاده و بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی مقرون به صرفه‌تر از سایر منابع آبی است، زیرا می توان به سرعت و به آسانی، مقدار قابل توجه‌ای آب با کیفیت را تنها از یک محل برداشت نمود.

ویژگی‌های مدیریت اقتصادی آب‌های زیرزمینی ترکیبی از ویژگی‌های فیزیکی، اجتماعی و اقتصادی است که بر بازار و دسترسی به آن تاثیرگذار است. به‌طور کلی، کارکرد بازارها در این خلاصه می‌شود که منابع را از طریق قیمت‌های حاصل از تعادل عرضه و تقاضا برای نیروی کار و سرمایه در بخش عرضه و همچنین کالا و خدمات مورد نیاز انسان‌ها و اکوسیستم در بخش تقاضا، به صورت کارآمد تخصیص دهد. ویژگی برجسته آب زیرزمینی این است که هم به عنوان سرمایه (ثابت) و هم به عنوان نهاده متغیر در بخش عرضه و همچنین به عنوان کالا و خدمات نهایی در بخش تقاضا، مورد استفاده قرار می‌گیرد. این ویژگی‌ها مبنایی منطقی برای اعمال سیاست‌گذاری مطلوب فراهم می‌آورند.

با این حال، تغییر اقلیم جهانی و برداشت بیش از حد از آب زیرزمینی، فشار زیادی بر این منبع وارد می‌کند. افزایش دما و تغییر الگوی بارش، دسترسی و کیفیت آب‌های زیرزمینی را تغییر داده و رقابت برای بهره‌مندی از این منبع محدود را افزایش داده است. کاهش دسترسی به آب زیرزمینی پیامدهای جدی و گسترده‌ای نیز برای اقتصاد و محیط زیست دارد. کاهش دسترسی به آب زیرزمینی در بخش کشاورزی موجب کاهش عملکرد محصول، افزایش هزینه‌های تولید، کاهش میزان تولید و در نتیجه افزایش قیمت مواد غذایی می‌شود. با کاهش دسترسی به آب در صنایع متکی بر آب زیرزمینی، شاهد اختلال در عرضه و افزایش هزینه‌ها خواهیم بود که میتواند به شکل از دست رفتن مشاغل، کاهش بهره‌وری و در نهایت رکود اقتصادی نمایان شود. از دیدگاه محیط زیستی نیز، کاهش منابع آب زیرزمینی می‌تواند اثرات مخربی بر اکوسیستم‌ها داشته باشد و موجب تضعیف خدمات رفاهی در بلندمدت شود. ازبین رفتن زیستگاه‌ها، انقراض گونه‌ها و کاهش کیفیت آب و تغییر در برهم‌کنش آب‌های زیرزمینی و سطحی از پیامدهای کاهش سطح آب زیرزمینی محسوب می‌شوند.

مدیریت آب‌های زیرزمینی در ایران با چالش‌های متعددی مواجه است که پایداری این منبع حیاتی کمیاب را تهدید می‌کند. یکی از چالش‌های اصلی، ارزش‌گذاری نادرست آن است که در کنار سایر عوامل،

سبب استخراج و برداشت بیش از حد از آن شده است. این امر به کاهش سطح آب، فرونشست زمین و کاهش ذخایر آب زیرزمینی در بسیاری از مناطق کشور منجر شده است.

در کشور ما، محدودیت منابع آب زیرزمینی از یک طرف و تقاضای فزآینده برای آن همراه با تغییرات اقلیمی، سیاسی، اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی از طرف دیگر، مدیریت مطلوب آب زیرزمینی و بهره‌گیری از همه ابزارها و به ویژه ابزارهای اقتصادی را وارد مرحله جدیدی ساخته است. در این راستا، استفاده از مطالعات و تجربه‌های علمی بین‌المللی می‌تواند راهگشا باشد.

کتاب «اقتصاد آب زیرزمینی» نوشته چالز.آ.جاب که از متخصصان شناخته شده در حوزه آب زیرزمینی است، به عنوان یک مرجع و مستند معتبر علمی شناخته می‌شود که جنبه‌های گوناگون فنی و مهندسی، زمین‌شناسی، جغرافیایی، اقلیمی، حقوقی و اجتماعی آب زیرزمینی را با تمرکز و محوریت اقتصاد بررسی می‌کند.

جامعیت و فراگیر بودن موضوعات مورد بحث در این کتاب از یک سو و توجه به موضوعات روز کشور شامل استفاده از مبانی اقتصاد در بخش بازتخصیص آب‌های زیرزمینی و جابجایی این منابع با آب‌های نامتعارف همانند پساب فاضلاب و انتقال آب دریا از سوی دیگر، مرکز منطقه‌ای مدیریت آب شهری (تحت پوشش یونسکو) را بر آن داشت تا نسبت به ترجمه و انتشار این کتاب ارزشمند اقدام نماید.

لازم می‌دانم که از تلاش‌ها و زحمات آقایان دکتر سید حسین سجادی‌فر (مدیر دفتر توسعه پایدار، مدیریت مصرف و مطالعات اجتماعی شرکت آب و فاضلاب استان تهران)، دکتر علی مزیکی (عضو هیات علمی دانشکده اقتصاد دانشگاه علامه طباطبائی)، امیر شاملویی (پژوهشگر اقتصادی) و سعید علی‌پور (کارشناس ارشد مرکز منطقه ای مدیریت آب شهری) برای ترجمه این کتاب جامع، کاربردی و ارزشمند در حوزه اقتصاد آب زیرزمینی تشکر نمایم.

همچنین وظیفه خودم می‌دانم که از حمایت‌های آقای مهندس تقی عبادی (مدیر کل دفتر توسعه نظام‌های فنی، بهره‌برداری و دیسپاچینگ برقابی وزارت نیرو) برای به سرانجام رسیدن انتشار این کتاب، قدردانی کنم.

در پایان نیز از حمایت های جناب آقای مهندس محرابیان، وزیرمحترم نیرو و رئیس شورای حکام مرکز صمیمانه قدردانی می‌نمایم و امیدوارم این کتاب برای متخصصین دانشگاهی، صنعت آب و فاضلاب و حوزه سیاست‌گذاری مفید باشد.

محمد حاج رسولی‌ها

مرکز منطقه ای مدیریت آب شهری (تحت پوشش یونسکو)

بهار ۱۴۰۳

مقدمه مترجمان

امروزه، رشد روز افزون جمعیت، افزایش تقاضای آب، افزایش سطح بهداشت، کاهش منابع آب، ارتقای استانداردهای کیفی آب سبب حساسیت بیش‌تر منابع آب شده است. تامین آب بهداشتی و دفع فاضلاب از جمله شاخص‌های اصلی توسعه پایدار بر پایه اصول و معیارهای پذیرفته شده استانداردهای بین‌المللی است. بهبود و افزایش تامین و توزیع آب سبب ارتقای نسبی رفاه و در نهایت توسعه پایدار با رویکرد عدالت اجتماعی می‌شود. محدودیت منابع آب، پایین بودن نزولات جوی با توزیع مکانی بسیار ناهمگن، کاهش سرانه منابع آب تجدید شونده، پراکندگی و رشد نامناسب جمعیت در کنار گسترش بی‌قواره شهرها در چند دهه گذشته، از مشخصه‌های منحصر به فرد کشور است و بدون شک در آینده، بحران آب و آلودگی زیست محیطی، ابعاد پیچیده‌تری پیدا خواهد کرد.

در این شرایط، تخصیص بهینه منابع آب با تاکید بر حداکثر کردن فایده‌های اجتماعی و اقتصادی، تضمین‌کننده پایداری منابع آب می‌باشد. در این زمینه، نقش ابزارهای اقتصادی قابل توجه است. ابزارهای اقتصادی مکمل ابزارهای نهادی، اجتماعی، قانونی و فنی است. به تعبیری، در شرایط کمیابی منابع آب، نگرش اقتصادی به آب اهمیت اساسی دارد. ابزارهای اقتصادی با درگیر کردن قیمت و دیگر ابزارهای مبتنی بر بازار، انگیزه‌هایی به منظور استفاده بهینه، با دقت و ایمن از آب را برای تمام استفاده‌کنندگان فراهم می‌کنند.

شکی نیست که نظام مدیریت آب کشور، نیازمند بازنگری است. این بازنگری می‌تواند از لحاظ مدیریت عرضه و تقاضا انجام شود. روند گذشته نشان می‌دهد که پاسخ به تقاضای اضافی برای آب از طریق افزایش عرضه به صورت احداث سدهای کوچک و بزرگ مخزنی و انحرافی برای کنترل و ذخیره آب‌های سطحی و توسعه حفر چاه‌های عمیق و نیمه عمیق به منظور برداشت از آب‌های زیرزمینی انجام گرفته است، ولی ادامه این روند با محدودیت‌های جدی از لحاظ منابع آب و سرمایه‌گذاری مورد نیاز مواجه است. بنابر این، به نظر می‌رسد ابزارهای طرف تقاضا در این برهه زمانی بیش‌تر مورد توجه باشند. در طرف تقاضا به طور معمول بر مجموعه‌یی از ابزارها از جمله اصلاح نظام قیمت‌گذاری، سهمیه‌بندی، توسعه بازار آب، اصلاح با وضع قوانین و افزایش مشارکت مصرف‌کنندگان در استحصال، بهره‌برداری و توزیع آب تاکید می‌شود.

در این میان، ایجاد انگیزه‌های صرفه‌جویی در مصرف آب با بهره‌گیری از شیوه‌های مناسب اقتصادی از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است.

آب زیرزمینی یک منبع طبیعی بسیار با ارزش بوده که خدمات مفید و نامشهودی به انسان و اکوسیستم ارائه می‌دهد. با این که این منبع طبیعی، به شدت کم‌یاب شده است اما هنوز ارزش واقعی آن در کشور شناسایی نشده است. برای درک اهمیت و نقش آب‌های زیرزمینی در اقتصاد، لازم است که موجودیت آب‌های زیرزمینی در اکوسیستم درک شود.

آب بر تمام جنبه‌های اقتصاد تاثیرگذار است. اهمیت و اساسی بودن نقشی که آب در زندگی ایفا می‌کند، کاملا آشکار است. بدون وجود آب، ما قادر به ادامه زندگی و تولید غذا نخواهیم بود. آب در فرآیندهای تولید به عنوان یک ماده خام و یا به عنوان یک نهاده واسطه‌ای برای از بین بردن ضایعات و یا به عنوان یک کالای نهایی برای مصرف‌کننده استفاده شده و فرآیند توسعه کاملا به آب وابسته است. چنان چه دسترسی به آب در مناطقی از کشور دشوار باشد، این امر ممکن است به توقف زندگی منجر شده و توسعه آن منطقه را به خطر بیاندازد.

شواهد تاریخی نحوه استفاده از آب در ایران و وضعیت کنونی منابع آب و نحوه مدیریت آن در کشورمان، این موضوع را در ذهن متبادر می‌کند که باید توجه بیش از اندازه‌ای به این مقوله مهم داشته باشیم. این موضوع از آن جهت اهمیت دو چندان می‌یابد که مشاهده می‌کنیم چه نگاه ژرفی در مورد آب در کشورهایی که در تنگنای آبی نیستند وجود دارد. از سوی دیگر استفاده از آب‌های زیرزمینی در ایران سابقه‌ای تاریخی دارد و کتاب اقتصاد آب زیرزمینی با نگاهی عمیق، همه‌جانبه و آینده‌نگر، موضوع آب زیرزمینی در ایالات متحده را به زیبایی شکافته است. خوانندگانی با پیش‌زمینه‌های گوناگون، از این کتاب بهره خواهند برد و در قسمت‌های مختلف، نگاه روایت‌گر و روشنگرانه نویسنده را تحسین خواهند کرد. از آنجا که نوع نگارش نویسنده موجز و پر از اطلاعات فنی و اقتصادی است، کار ترجمه این کتاب بسی دشوار و البته شیرین بود. بنابراین ما تلاش کردیم با صرف زمان بسیار، متنی مطلوب به دست خواننده فارسی زبان برسانیم. شایان ذکر است که تمرکز این کتاب بر ایالات متحده است اما به دلیل وسعت آن کشور، می‌توان به خوبی از آموزه‌های این کتاب در مورد آب‌های زیرزمینی مناطق مشابه در ایران استفاده کرد.

خوشبختانه به لطف و حمایت اعضای کمیته اقتصادی طرح تهیه ضوابط و معیارهای فنی صنعت آب کشور - وزارت نیرو، کار ترجمه این کتاب معتبر در باب اقتصاد آب زیرزمینی به سرانجام رسید. از حمایت‌های بی‌دریغ این عزیزان قدردانی می‌شود. امید است با انتشار این کتاب، در راه حفاظت از آب‌های زیرزمینی این مرز و بوم که رگ‌های پیکره آن را آبیاری می‌کنند، قدمی کوچک برداشته باشیم.

مقدمه نویسنده

در مطالعه آب‌های زیرزمینی، به عنوان هیدرولوژیست، می‌دانیم که گرچه در زیر همه خشکی‌ها آب وجود دارد، اما واقعیت این است که آب‌های زیرزمینی از لحاظ عمق، کیفیت، دسترسی و قابلیت استفاده در نقاط مختلف بسیار متفاوت هستند. آب‌های زیرزمینی برای تمام اشکال زندگی ضروری‌اند و چنانچه منابع جایگزین وجود نداشته باشد، ارزش اساسی پیدا می‌کنند. از آن‌جا که آب‌های زیرزمینی در زیر سطح زمین ذخیره شده‌اند، بسیاری از افراد، درک درستی از آن و اقتصادش ندارند؛ اما همه ما ارزش آب‌های زیرزمینی را در برخی برهه‌های زمانی که رقابت در مصرف آب‌های سطحی یا آب‌های زیرزمینی وجود دارد یا در مواقعی که در اثر افزایش جمعیت، کمبود آب و غذا به وجود می‌آید، تجربه کرده‌ایم.

من دهه ۵۰ میلادی را به یاد دارم، زمانی که پسربچه بودم و والدینم در تابستان‌های گرم و طولانی، نگران نهر پشت خانه بودند که در عمق حدود ۸ متر پایین‌تر از سطح زمین، در حال خشک شدن بود. آن‌ها از خود می‌پرسیدند که آیا چاه به عمق حدود ۱۱ متریشان برای دستیابی به آب‌های زیرزمینی کافی خواهد بود. در این مواقع، ما با تغییر در فعالیت‌هایمان متناسب با شرایط، از آب کمتری استفاده می‌کردیم. از سوی دیگر، والدینم همچنین درباره این که آیا مخزن فاضلاب در زمان‌های مختلف درست عمل می‌کند یا نه، نیز نگران بودند. ما باید هر روز به بهترین نحو ممکن ارزیابی می‌کردیم که آیا آب کافی از زمین بدست می‌آوریم و این که آیا استفاده از این آب، سلامت ما را به خطر می‌اندازد یا خیر. بنابر این، ارزش نهایی مصرف آب برای ما بسیار بالا بود و اکثر توجهات ما را به خود جلب می‌کرد. والدین من به روش خودشان، رابطه بین آب درون نهر و آب درون چاهشان را تشخیص می‌دادند. رابطه‌ای که امروزه ما از آن آگاهیم و از دلواپسی‌های جهانی محسوب می‌شود. امروزه، در حالی که هنوز یک میلیارد نفر در جهان به آب سالم دسترسی ندارند، آب‌های زیرزمینی برای آبیاری در مناطق دیگر پمپاژ می‌شوند؛ گویی که منابع آب زیرزمینی همیشه در دسترس خواهند بود. بر این اساس، به نظر می‌رسد افراد مناطق مختلف با مشاهده فراوانی ظاهری آب‌های زیرزمینی یا کمبود آن، به طرق مختلفی تحت تاثیر قرار می‌گیرند.

دورنمای دیگری از آب‌های زیرزمینی به جامعه، دوران کودکی من و استفاده کسب وکارها از محیط زیست زیرزمینی مرتبط است. ما قدردان کسب وکارهای محدودی بودیم که افراد محلی را استخدام می‌کردند. آن‌ها از روش‌های زمان خود پیروی می‌کردند که امروزه برخی از آن روش‌ها، به عنوان روش

استاندارد هدایت و انجام این فعالیت‌ها، مورد پذیرش نیستند. برای مثال، در نظافت لوله‌های فلزی از حلال‌هایی استفاده می‌شد که در همان محل هم دفن می‌شدند. در آن زمان، هیچ سیستم آب مرکزی یا تصفیه فاضلاب مرکزی وجود نداشت و در این زمینه، به چاه‌های شخصی و سیستم‌های سپتیک، اتکا می‌شد. از آنجا که در ابتدا، برای ایجاد محل پاکیزه‌سازی درام[1] در نزدیکی محل استقرار چاه‌ها، طرحی با بودجه‌ای فوق‌العاده اعلام گردید، به مرور، فعالیت دفع حلال‌ها موجب آلودگی نهر می‌شد؛ سپس برای حل این مشکل، چاه‌هایی برای تصفیه آب‌های آلوده راه‌اندازی شد. خوشبختانه اکنون چندسالی است که یک برنامه حفاظتی از سر چاه در آن منطقه ایجاد شده است؛ اما اساسا دفع زیرزمینی، فعالیتی بی‌ارزش تلقی می‌شد. شایان ذکر است که این اتفاقات معمولا در جوامعی رخ می‌داد که بر اساس درکشان حتی بهترین تلاش را برای حفظ منبع، انجام می‌دادند. مسئله این است، چنانچه مواردی مانند مشکلات محیط زیست زیرزمینی، از دیده بروند، از درک و ذهن نیز خارج می‌شوند؛ اما به مرور زمان، هزینه‌های حاشیه‌ای استفاده از روش‌های قبلی، بالا رفته و مشکلات جدیدی را ایجاد می‌کند.

امروزه ملت‌ها درباره مصارف بین‌المللی آب‌های زیرزمینی و تاثیرات آن‌ها بر ساکنین و اقتصادهای محلی‌شان صحبت می‌کنند. به علاوه، آن‌ها با استفاده از اصول عمیق و مهم زمین‌شناسی، روش‌هایی را برای دفع دی‌اکسید کربن ناخواسته‌ای که در حال حاضر به سطح خطرناکی در اتمسفر رسیده است و تهدیدی برای سبک زندگی ما و جوامع ما در حین تغییرات آب‌وهوایی محسوب می‌شود، کشف می‌کنند. این در حالی است که کسب‌وکارهایی که از آب‌های زیرزمینی و از محیط آن برای دفع این گازهای زائد استفاده می‌کنند، احتمالا بیش‌ترین سود را می‌برند. آن‌ها از مکان‌هایی با ارزش مادی کم که آب‌های زیرزمینی در زیر ملک‌ها و مرزهای ملی‌شان جاری هستند، استفاده می‌کنند و با دفع در لایه‌های درونی زمین‌های به ظاهر غیرقابل استفاده، به سود خود می‌افزایند.

این کتاب به بررسی مصرف، ارزش، آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، آبخوان‌های مرتبط با آن و اکوسیستمی که آن را برای اهداف مختلف به چرخش درمی‌آورد و ممکن است ما برخی از آن‌ها را در حال حاضر درک نکنیم، می‌پردازد. این کتاب شامل موارد جدید نمی‌شود، بلکه تنها سعی دارد به صورت عمومی، اکثر مفاهیم برجسته موجود مرتبط با آب‌های زیرزمینی و اقتصاد استفاده از آن را گردآوری کند. همچنین این کتاب، سعی می‌کند تا هزینه‌های شناخته شده دامنه‌ای از محرک‌های توسعه و تولید محصولات آب‌های زیرزمینی و دفع در محیط زیرزمینی را مستند نماید. این کتاب، همچنین تلاش می‌کند تا موضوعات و منابع مرتبط را به طور گسترده‌ای مرور کند. اما در عین حال، به صورت کامل، موضوع را پوشش نمی‌دهد. این کتاب، اقتصاد ابزارهای سیاستی مختلف و رویکردهای مدیریت در برخورد

۱- Drum Cleaning

با نحوه استفاده و حفاظت از آب‌های زیرزمینی را کشف نموده و توضیح می‌دهد. برای درک این کتاب، باید توجه کرد که یک آنالیز اقتصادی حمایت از توسعه سیاست‌ها و تصمیم‌گیری‌ها درباره منابع آب‌های زیرزمینی، باید بر پایه درکی از آب‌های زیرزمینی به عنوان عنصری از چرخه هیدرولوژیکی بزرگ‌تر و اکوسیستم بوده و نباید آب‌های زیرزمینی به عنوان یک حوضه آبی قابل تفکیک دیده شود که در این صورت، یافته‌هایی محدود، غیرکامل و ناکافی به دست می‌آید. فصل‌های نهایی کتاب، دوره بلندمدت را درنظر گرفته و مواردی را برجسته می‌کند که استفاده صحیح آب‌های زیرزمینی را برای مصارف شخصی، بنگاهی و یا ملی تقویت می‌کنند. منابعی که شاید فرزندان ما و فرزندان آن‌ها در دنیای بسیار متفاوت آینده، به طور فزاینده‌ای به سمت آن بروند.

در اقتصاد آب‌های زیرزمینی، یک نکته به طور واضح مشهود است: اقتصاد آب‌های زیرزمینی یک زمینه میان‌رشته‌ای است. فقط برای نام بردن تعدادی از رشته‌های کلیدی باید گفت که اقتصاد آب‌های زیرزمینی ضرورتا بر اساس اقتصاد خرد و کلان، هیدرولوژی، انرژی، حقوق، بیولوژی، برنامه‌ریزی و مدیریت، ساخته می‌شود. یک اقتصاددان آب‌های زیرزمینی باید از رویکردی تیمی استفاده کند تا بتواند تکنیک‌هایش را در شرایط پیچیده این زمینه، به طور مفید و موثری به کار گیرد.

امید است که دیگران بر مبنای این کتاب، کار کرده و مفاهیم درون آن را به گونه‌ای گسترش و بهبود بخشند تا تبدیل به منبع اصلی و مرکزی برنامه‌ریزی اکوسیستم هر جامعه یا ملتی شود که نه تنها برای امروز، بلکه برای نسل‌های پیش رو فراهم کند. من امیدوارم که این مبحث، به بخشی از سیلابس درسی دانشگاهی برای رشته‌های اقتصاد اکولوژیک، محیط زیست، مدیریت منابع و مهندسی منابع آب برای آموزش اقتصاددانان، مدیران و مهندسان آینده تبدیل شود تا در سمت‌های تاثیرگذار آینده خود، با دقت آب‌های زیرزمینی را درنظر بگیرند. هر چقدر مردم، کسب‌وکارها و دولت‌های بیشتری بر سر منابعی که اکوسیستم فراهم می‌آورد، رقابت کنند، این منابع نایاب‌تر و ارزشمندتر می‌گردند و ما باید در تخصیص و استفاده از آن‌ها خلاقانه‌تر و نوآورانه‌تر عمل نماییم تا اطمینان حاصل کنیم که این منابع به طور مستمر برای هر کسی که به آن نیاز داشته باشد، در دسترس خواهد بود.

چالز.آ.جاب

تشکر و قدردانی نویسنده

افراد بسیاری در این کتاب به طور دانسته یا ندانسته همکاری کردند و من از همه آن‌ها سپاس‌گزارم، اما نام بردن از تک تک افراد، بیش از اندازه طولانی خواهد بود. از این رو، لازم است تا افراد خاص و مشخصی که من را با دلگرمی، بصیرت و پیشنهادات آماده نمودند را معرفی نمایم. مهم‌تر از همه، من به همسرم سوزان و خانواده‌ام بدهکارم که به من اجازه دادند تا ایده‌ای را که به مدت ۲۵ سال و خصوصا در ۱۰ سال اخیر پرورش داده بودم را پیگیری کنم. سپس، پدرم ریچارد که مرا تشویق کرد تا وارد رشته محیط زیست شوم؛ درست زمانی که این رشته به عنوان یک موضوع مورد مطالعه در برنامه‌های کاربردی حرفه‌ای در ابتدای راه بود. سپس از دوایت بالدوین، پروفسور زمین‌شناسی آب‌های زیرزمینی قدردانی می‌کنم که مرا بیش‌تر تشویق کرد. فلشر دیسکول در زمان‌های مختلف با حمایت‌های قلبی خود به کاری که در حال انجام آن بودم، معنا بخشید. ماری جو کیلی، همکارم در بخش محیط زیست و اقتصاد منابع، بازخوردهای مثبتی نسبت به پروژه در شروع و قسمت نتیجه‌گیری آن ارائه نمود. جان برگ‌استروم، پرفسور اقتصاد آب‌های زیرزمینی و نویسنده همکارم در یک مقاله، به من چشم‌اندازی کلیدی در تکمیل متن ارائه داد. جورج هالبرگ مشوق من بود و بازخوردی ارائه داد که به من کمک کرد تا دست‌نوشته‌ها را به سرانجام برسانم. در پایان، از ایرما شاگلا، جیل یورگنسن و ریچارد ترسیدر در تیلور و فرانسیس سپاس‌گزاری می‌کنم، به خاطر این که هر زمانی که من به آن‌ها احتیاج داشتم، بسیار حمایت‌گرانه برخورد کردند. من نسبت به همه شما بسیار سپاس‌گزارتر از آنم که کلمات نوشتاری قادر به نشان دادن آن باشند!

درباره نویسنده

چارلز آ. جاب در جنوب غربی اوهایو رشد کرد، منطقه‌ای که آب آشامیدنی‌اش از سه چاه عمیق تامین می‌شد. او همواره به یاد داشت که از وقتی خانواده‌اش به باورکرک نقل مکان کردند، در خشکسالی‌ها توجه زیادی به چاه‌ها و سطوح آب می‌شد. او فارغ‌التحصیل رشته علوم اجتماعی در دانشگاه ایالتی میشیگان، ارشد علوم محیط زیست در دانشگاه میامی و ارشد اقتصاد کاربردی در دانشگاه میشیگان است. چاک (خودمانی چارلز) در اوایل خدمتش، مشغول به کار در مسائل مربوط به دریاچه‌های بزرگ بود، سپس برای مدت کوتاهی، در دو شرکت متعلق به فرچون-۵۰۰ در مورد آب‌های زیرزمینی مشاوره می‌داد و در سال ۱۹۸۴ در اداره منطقه‌ای شیکاگو به آژانس حفاظت از محیط زیست پیوست و سپس در سال ۱۹۸۸، در واشنگتن دی سی، یکی از نخستین تحلیل‌های هزینه- فایده حفاظت سرچاهی را منتشر کرد. در حال حاضر، او به عنوان مدیر تامین مالی، مدیریت داده و ارتباطات و آموزش در سیستم آب آشامیدنی کار می‌کند. چاک بیش از ۴۰ مقاله در زمینه منابع آب‌های زیرزمینی و منابع آب، نوشته یا در تهیه آن‌ها همکاری داشته است. او عضو انجمن ملی آب زیرزمینی بوده و به عنوان سردبیر و هماهنگ‌کننده ستون مجله برای مجله سه ماهه این انجمن فعالیت می‌کند. او همچنین عضو گروه سرمایه‌گذاری اقتصادی این انجمن و انجمن آب آمریکاست.

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
فصل نهم – هزینه، فایده، قیمت و ارزش آب‌های زیرزمینی در بازار و محیط غیربازاری	۱
مقدمه	۳
چارچوبی برای طبقه‌بندی نتایج اقتصادی	۴
کالاها و خدمات بازاری	۵
شکست بازار	۷
کالاها و خدمات غیربازاری	۱۴
هزینه‌ها	۱۶
موارد نامساعد عمومی	۱۹
منافع	۱۹
قیمت	۲۱
مدل قیمت‌گذاری تعمیم یافته	۲۵
عوامل غیربازاری	۲۹
ارزش دارایی	۳۰
قیمت‌گذاری سربار جایگزینی	۳۰
برآورد O[F(t)]، هزینه فرصت‌های از دست رفته برای استفاده از آب	۳۴
کشش قیمتی تقاضای آب و عوامل درآمدی	۳۷
کمیابی و قیمت‌گذاری	۳۹
قیمت‌گذاری پایین‌تر از حد واقعی	۴۱
روش‌های قیمت‌گذاری	۴۱
نهادهای تسهیل‌کننده قیمت‌گذاری	۴۳
قیمت‌گذاری هزینه نهایی در مقایسه با قیمت‌گذاری هزینه متوسط	۴۶
قیمت‌گذاری هزینه کامل	۴۸
ارزش‌ها	۴۹
دیگر طبقه‌بندی‌های اثرات	۵۳

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
فواید کاهش ریسک	۵۳
اثرات برابری	۵۳
خلاصه	۵۵
منابع	۵۷
فصل دهم - اقتصاد کلان	**۶۱**
فعالیت سیاستی اقتصاد کلان	۶۳
مروری بر اقتصاد کلان	۶۴
کارکردهای ملی اقتصاد کلان	۶۶
نقش بانک مرکزی	۶۷
نقش دولت مرکزی	۶۹
توسعه سیاست اقتصاد کلان	۷۰
استخراج نموداری منحنیIS	۷۱
استخراج نموداری منحنی LM	۷۲
تعادل هم‌زمان بازار کالا و پول	۷۲
مثالی از سیاست‌های پولی	۷۳
اثرات سیاست‌های اقتصاد کلان	۷۳
مثال ۱-۱۰- تولید انرژی	۷۵
مثال ۲-۱۰- تامین مالی سیستم آبی	۷۶
ظرفیت اکولوژیکی در اقتصاد کلان	۷۶
مدل‌های اقتصاد کلان	۷۸
وجود و مصرف آب‌های زیرزمینی (بررسی مجدد)	۸۲
مواد خام اصلی برای بسیاری از صنایع	۸۵
سرمایه طبیعی	۸۵
سرمایه طبیعی و کاهش آن	۸۹

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
متعادل کردن اقتصاد کلان و سیاست‌ها	۹۰
اهداف و اصول سیاست اقتصاد کلان	۹۲
اهداف	۹۲
اصول	۹۳
ابزارهای اقتصاد کلان	۹۴
اثرات توزیعی	۹۵
همگرایی مدل‌های اقتصادی	۹۶
خلاصه	۹۸
منابع	۱۰۰
فصل یازدهم - سیاست‌گذاری آب زیرزمینی	**۱۰۳**
انواع سیاست‌گذاری‌های منابع آب زیرزمینی	۱۰۶
سیاست‌ها از دیدگاه منبع آب	۱۰۸
نمای کلی سیاست‌ها	۱۰۸
در سطح محلی	۱۰۹
دولت ایالتی	۱۱۱
در سطح ملی یا فدرال	۱۱۳
ملاحظات اقتصادی در سیاست‌های منابع آب	۱۱۳
سیاست‌های کنترل آلودگی	۱۱۷
نمای کلی سیاست‌ها	۱۱۷
در سطح محلی	۱۲۰
دولت استانی یا ایالتی	۱۲۰
دولت ملی یا فدرال	۱۲۱
ملاحظات اقتصادی در سیاست‌های کنترل آلاینده‌ها	۱۲۲
معیاری برای ارزیابی سیاست‌ها	۱۲۸

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
مقیاس اکوسیستم	۱۲۸
پاسخ اکولوژیکی مثبت	۱۲۹
انصاف و برابری	۱۲۹
کارایی اقتصادی یا اثربخشی	۱۳۰
مشوق‌های پویا	۱۳۲
الزامات اطلاعات کم‌تر	۱۳۲
هزینه‌های اداری کم‌تر	۱۳۳
سازگاری با قواعد اخلاقی	۱۳۳
خلاصه مباحث	۱۳۴
منابع	۱۳۶
فصل دوازدهم - تحلیل اقتصادی سیاست‌های آب زیرزمینی	**۱۳۹**
ارزیابی سیاست	۱۴۱
تذکری بر ارتباط بین فصول ۱۲ و ۱۳ که درباره ارزیابی‌های اقتصادی هستند	۱۴۱
سیاست‌های روابط محلی	۱۴۲
مقیاس اکوسیستم	۱۴۲
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب	۱۴۳
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلودگی	۱۴۳
اطلاعات عمومی برای منابع آب	۱۴۴
اطلاعات عمومی برای کنترل آلاینده‌ها	۱۴۴
واکنش مثبت اکوسیستم	۱۴۵
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب	۱۴۵
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلودگی	۱۴۶
اطلاعات عمومی برای منابع آب	۱۴۶
اطلاعات عمومی برای کنترل آلودگی	۱۴۷

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
برابری	۱۴۷
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلودگی	۱۴۷
اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلودگی	۱۴۷
کارآیی یا بازدهی اقتصادی	۱۴۸
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب	۱۴۸
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلاینده‌ها	۱۵۱
اطلاعات عمومی برای منبع آب	۱۵۴
اطلاعات عمومی برای کنترل آلاینده	۱۵۷
سایر معیارها برای ارزیابی سیاست‌های ارتباطات محلی	۱۶۰
مشوق پویا	۱۶۰
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۰
اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلودگی	۱۶۰
حداقل الزامات اطلاعاتی	۱۶۱
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۱
اطلاعات عمومی برای منبع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۱
حداقل هزینه مدیریت	۱۶۱
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۱
اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۲
توافق همراه با قواعد اخلاقی	۱۶۲
حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۲
اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۲
مدیریت ریسک برای منابع آب و کنترل آلاینده	۱۶۲
مقیاس اکوسیستم	۱۶۳
واکنش مثبت اکوسیستم	۱۶۳

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
برابری	۱۶۳
کارآیی و اثربخشی اقتصادی	۱۶۴
مشوق‌های پویا	۱۶۷
حداقل الزامات اطلاعاتی	۱۶۷
حداقل هزینه‌های مدیریتی	۱۶۷
توافق همراه با قواعد اخلاقی	۱۶۷
ابزارهای اقتصادی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها	۱۶۷
مقیاس اکوسیستم	۱۶۹
واکنش مثبت اکوسیستم	۱۷۰
برابری	۱۷۰
بازدهی و کارآیی اقتصادی	۱۷۱
عوارض و مالیات بر مصرف منابع آب	۱۷۱
منبع آب: حقابه قابل انتقال	۱۷۴
سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر عوارض، مالیات و جریمه مصرف‌کننده	۱۷۶
سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر یارانه	۱۸۳
سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر عوارض محصول	۱۸۷
سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر مجوزهای انتشار قابل انتقال	۱۸۷
بازار برای خدماتی که قبلا رایگان بوده‌اند	۱۸۹
معیارهای باقی‌مانده ارزیابی ابزارهای اقتصادی	۱۹۱
مشوق پویا	۱۹۱
حداقل الزامات اطلاعاتی	۱۹۱
حداقل هزینه‌های مدیریتی	۱۹۱
توافق همراه با قواعد اخلاقی	۱۹۲
استانداردهای عملکرد محیط زیستی	۱۹۲

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
مقیاس اکوسیستم	۱۹۲
واکنش مثبت اکوسیستم	۱۹۳
برابری	۱۹۳
بازدهی و کارایی اقتصادی	۱۹۳
حدود کمی منابع آب	۱۹۴
حدود غلظت آلاینده در محیط، انتشار یا رهاسازی و محتوای آن	۱۹۶
معیارهای باقی‌مانده برای ارزیابی استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی	۲۰۳
مشوق پویا	۲۰۳
حداقل الزامات اطلاعاتی	۲۰۴
حداقل هزینه‌های مدیریتی	۲۰۴
توافق همراه با قواعد اخلاقی	۲۰۵
چشم‌اندازی دیگر: رقابت در مقابل مدیریت منابع	۲۰۵
خلاصه	۲۰۹
منابع	۲۱۱
فصل سیزدهم - اطلاعات و تحلیل هزینه- فایده	**۲۱۵**
پیش زمینه تحلیل هزینه - فایده	۲۱۸
انواع اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی	۲۲۳
پرسش‌های مطرح شده	۲۲۴
اصول راهنما	۲۲۵
رویکردهای ارزیابی	۲۳۰
تحلیل تاثیر	۲۳۰
ارزیابی هزینه - اثربخشی	۲۳۱
هزینه‌های چرخه عمر	۲۳۵
ارزیابی فایده‌ها	۲۳۶

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
فایده‌ها بر اساس نوع اقدام	۲۳۷
فایده‌های اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی	۲۳۷
روش‌های برآورد فایده	۲۴۶
انتقال فایده‌ها	۲۵۶
تحلیل هزینه – فایده	۲۶۱
محاسبه فایده‌های خالص	۲۶۳
فایده‌ها و هزینه‌های قابل کمی شدن، غیرقابل پولی‌سازی شدن و غیرقابل کمی شدن	۲۶۶
هزینه‌ها و فایده‌های درنظر گرفتن آب‌های زیرزمینی در بستر چرخه هیدرولوژیک	۲۷۲
اثرات توزیعی و برابری	۲۷۶
اثرات بر جوامع و موسسات دولتی	۲۷۷
اثرات بر کسب‌وکارها	۲۸۰
اثرات مدیریت زیست‌محیطی	۲۸۰
بازنگری در کارآیی – حسابداری جایگزین	۲۸۴
معضلات برآورد هزینه و فایده	۲۸۶
تورم	۲۸۷
تنزیل و ارزش زمانی پول	۲۸۸
ملاحظات بین نسلی	۲۹۱
تاخیر زمانی بین هزینه‌ها و فایده‌ها	۲۹۲
تغییرپذیری ناحیه‌ای	۲۹۳
اثرات ضریب فزآینده منطقه‌ای	۲۹۳
ریسک و نااطمینانی	۲۹۶
ریسک	۲۹۶
تحلیل نااطمینانی و حساسیت	۳۰۰
دوباره‌شماری	۳۰۱

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
ارزش ذاتی عملیاتی‌سازی	۳۰۱
اطلاعات کامل	۳۰۲
مرور عوامل کلیدی آب‌های زیرزمینی که بر تحلیل هزینه – فایده اثر می‌گذارند	۳۰۳
خلاصه	۳۰۴
منابع	۳۰۶
فصل چهاردهم - توسعه پایدار	**۳۱۱**
تعریف توسعه پایدار	۳۱۳
تعریف رشد اقتصادی	۳۱۶
یک روش جایگزین برای سنجش تولید ملی	۳۱۷
ملاحظات در ارزیابی‌های هزینه- فایده	۳۱۹
کمبود سرمایه طبیعی	۳۲۰
اصول توسعه پایدار	۳۲۱
اصول کاربردی برای تمام منابع آب	۳۲۱
اصول ویژه آب‌های زیرزمینی	۳۲۴
برخی از رویکردهای جایگزین	۳۲۸
هدف‌گذاری سیاست‌های آب زیرزمینی پایدار	۳۲۹
مدیریت جامع و یکپارچه منابع آب	۳۳۳
تنظیم اهداف صریح مدیریت آبخوان	۳۳۳
حفاظت آب از مبداء	۳۳۵
اعمال محدودیت بر استفاده از مواد شیمیایی در مناطق تغذیه آسیب‌پذیر	۳۳۷
پایش شرایط آب‌های زیرزمینی	۳۳۸
کاهش اثرات منفی توسعه فعالیت‌ها	۳۳۸
به کارگیری گسترده از فنآوری‌های مصرف بهینه آب و ارائه مشوق‌های لازم برای آن	۳۳۹
بازچرخانی آب در فرآیند تولید	۳۴۰

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
استفاده مجدد از آب برای مصارف عمومی	۳۴۱
قیمت‌گذاری هزینه کامل	۳۴۱
سیستم جدید حسابداری ملی	۳۴۲
بازده ایمن و توسعه پایدار	۳۴۶
حفظ سرمایه، حداکثرسازی خدمات و کمینه‌سازی استفاده از منابع طبیعی	۳۴۷
چه کسی نفع می‌برد و چه کسی هزینه رویکردهای مختلف سیاستی را می‌پردازد و این هزینه چقدر است؟	۳۴۸
خلاصه	۳۵۰
منابع	۳۵۱
فصل پانزدهم - ملاحظات بین‌المللی، فرامرزی و تغییرات آب و هوایی	**۳۵۵**
مصرف جهانی آب زیرزمینی	۳۵۷
آبخوان‌های بین‌المللی – یک منبع مشترک	۳۵۷
مباحث فرامرزی	۳۵۹
منافع و هزینه‌های آب‌های زیرزمینی بین‌المللی و فرامرزی	۳۶۲
سیر تکاملی قوانین آب‌های بین‌المللی	۳۶۳
چارچوب‌های بین‌المللی برای آب‌های زیرزمینی فرامرزی	۳۶۴
اقتصاد محلی استفاده از آبخوان‌های فرامرزی	۳۶۷
شناسایی اثرات احتمالی	۳۷۲
نتایج برای کشورها، ایالت‌ها و نواحی محلی	۳۷۳
اثرات ذخیره زیرزمینی دی اکسید کربن	۳۷۳
اثرات اقتصادی	۳۷۴
عوامل فرامرزی و بین‌المللی	۳۷۴
ذخیره آبخوان‌ها راهی برای سازگاری با تغییرات اقلیمی	۳۷۵
عامل‌های نهادی برای همکاری در بخش آب	۳۷۵

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
خلاصه	۳۷۷
منابع	۳۷۹
فصل شانزدهم - آب‌های زیرزمینی در تعادل آینده	**۳۸۳**
عرضه کم‌تر از حد کالاهای عمومی در بازار	۳۸۶
منابع دارایی مشترک عمومی	۳۸۶
اصل پرداخت توسط آلوده کننده‌ها	۳۸۸
ارزش منابع حاصل از اقدامات دولتی	۳۸۸
اطلاعات بیش‌تر منابع برای تنظیم اهداف منابع عمومی	۳۸۹
ضرورت نظارت	۳۸۹
روابط فیزیکی و هیدرولوژیکی	۳۹۰
تغییر اقلیم جهانی	۳۹۱
ضرورت آب‌های لب‌شور حاشیه‌ای	۳۹۲
حفظ سرمایه طبیعی برای پایداری	۳۹۲
اهمیت مقیاس و اهداف عمومی	۳۹۲
حسابداری	۳۹۴
ترمیم و تغذیه مجدد آبخوان‌های کاوش شده	۳۹۴
پیشگیری از آلودگی، کاهش ضایعات و پسماندها، تولید ضایعات و پسماند و محاسبه مالیات احتیاطی	۳۹۶
حفاظت از آب و مدیریت سبز	۳۹۶
تجارت	۳۹۷
نقش اطلاعات در ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی در جوامع	۳۹۷
آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز– واحدهای مناسب مدیریت	۳۹۸
برنامه‌ریزی برای آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز	۳۹۸
ردپای آبخوان - حوضه آبریز به عنوان اساسی برای مصارف	۳۹۹

فهرست مطالب

عنوان	صفحه
منافع حسابداری	۴۰۰
ارزیابی اقتصادی	۴۰۱
توزیع منابع بین ذی‌نفعان	۴۰۲
توزیع و برابری بین نسلی	۴۰۲
پایداری در مدت خشک‌سالی	۴۰۲
ملاحظات بین نسلی	۴۰۲
تخصیص کارآمد منابع	۴۰۳
منابع آب جایگزین و فرآیند تصفیه	۴۰۳
قیمت‌گذاری هزینه کامل	۴۰۵
اثرات اقتصادی فراتر از نقاط مصرف	۴۰۵
ارزیابی سازه‌ها در انتقال دارایی‌ها	۴۰۶
زمینه‌های نقش‌آفرینی	۴۰۹
مدیریت پسماندها	۴۱۰
تجارت پسماندها	۴۱۰
تحلیل منافع	۴۱۱
اندازه‌گیری انواع کارآمدی	۴۱۱
اهمیت اکوسیستم در ارزش‌های اجتماعی	۴۱۲
تعادل بین اکوسیستم و ارزش‌های اجتماعی	۴۱۲
مسیرهای متعدد برای ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی	۴۱۲
ارزش از طریق اقدامات در جامعه	۴۱۳
منابع	۴۱۵

فصل نهم

هزینه، فایده، قیمت و ارزش آب‌های زیرزمینی در بازار و محیط غیربازاری

مقدمه

«ارزش آب زیرزمینی» فواید این منبع را نشان می‌دهد. آیا این آب زیرزمینی است که ارزشمند محسوب می‌شود یا خدماتی که فراهم می‌آورد؟ این سوال به منظور درک چگونگی به کارگیری ابزارهای اقتصادی برای استفاده از منابع و در این مورد، برای آب‌های زیرزمینی ضروری است. آب‌های زیرزمینی به مدت چند میلیون سال در زیر زمین‌های کانزاس در بخش مرکزی ایالات متحده وجود داشته و بومیان آمریکایی از هزاران سال قبل به دنبال کسب آن بوده‌اند. آیا آن‌ها برای وجود آب‌های زیرزمینی ارزش قائل بودند؟ شاید و به نحوی ناآگاهانه، آن‌ها از آب زیرزمینی به طور غیرمستقیم و فقط از طریق چشمه‌ها و نهرها در طول فصول خشک استفاده می‌کردند. آیا وقتی نخستین آمریکایی‌های اروپایی تبار، به ایالت کانزاس آمدند، برای آب زیرزمینی ارزش قائل بودند؟ شاید تا زمانی که آن‌ها کسب دانش نموده و توانستند چاه‌ها را حفر کرده و اولین‌بار از آن برای عرضه به خانوار خود و سپس نیازهای اساسی زراعت استفاده کنند؛ پاسخ این سوال منفی باشد. پس از ابداع پمپ‌های با ظرفیت بالا در دهه ۱۹۲۰، آب‌های زیرزمینی بازده‌های کشاورزی حاصل از آبیاری را افزایش دادند. آب زیرزمینی در جایی بسیار ارزشمند بود که در آن هیچ منبع آب در دسترسی که بتوان از آن استفاده کرد، موجود نبود. توانایی به جریان درآوردن مقادیر زیاد آب، حتی ارزش زمین‌های کشاورزی را در آن زمان و در آن محل افزایش داد. در نهایت، شرایط نشان داد که تولید آب‌های زیرزمینی، مانند یک کالای عمومی رایگان که فقط هزینه استخراج آن درنظر گرفته می‌شد، تحت رقابت قرار می‌گرفت. بنابراین، چگونه می‌توان آب زیرزمینی را ارزش‌گذاری کرده و ارزش خدمات آن را برآورد نمود؟ آیا آب زیرزمینی یک کالای بدون قیمت است؟

ارزش آب زیرزمینی برای استفاده انسان، عملا با هزینه تولید (دسترسی فیزیکی، توزیع و در جای لازم تصفیه) و قیمتی که مردم برای آن پرداخت می‌کنند، ارتباط دارد. این ارزش، فوایدی را که مردم با استفاده از آن دریافت می‌کنند، یعنی مطلوبیتشان که ممکن است کم‌تر از کل ارزش ذاتی آن به عنوان یک مولفه بنیادین پایداری حیات روی زمین باشد، منعکس می‌نماید. همان‌طور که در این فصل، بیش‌تر مورد بررسی قرار خوهد گرفت، ارزش اقتصادی دارایی‌های طبیعی (شامل آب‌های زیرزمینی) بیش‌تر از قیمت بازاری آن‌ها است (هانمن ۲۰۰۵، ص ۳). اگرچه نگرش مثبت به ارزش آب زیرزمینی برای اهداف بشری، از قبیل ارزش برای عرضه آب یا آبیاری امری معمول است ولی در عین حال می‌تواند در موقعیت‌های خاص بر زندگی افراد تاثیر منفی بگذارد. برای مثال، وقتی سیلاب در سال ۱۹۹۳ در بالادست حوضه آبریز رودخانه می‌سی‌سی‌پی در قسمت مرکزی ایالات متحده در نتیجه بارش‌های طولانی‌مدت مداوم رخ داد، آب‌های زیرسطح که به آرامی وارد نهرها می‌شدند، اثرات منفی و هزینه‌هایی از قبیل تحلیل بردن آب‌بندها، اشباع

زمین‌های کشاورزی و اتصال فاضلاب به چاه‌های آب آشامیدنی ایجاد کردند. در بنگلادش، آب زیرزمینی تصفیه نشده دارای سطح بالایی از آرسنیک طبیعی بوده و موجب بیماری یا حتی مرگ تعداد زیادی از مردم می‌شد. بنابراین، ارزش آب زیرزمینی بر حسب کیفیت و میزان دسترسی، می‌تواند دارای ارزش مثبت یا منفی باشد. در فصل یک، تعاریف مربوط به هزینه، منفعت، قیمت، ارزش و بازار برای ارجاع مستمر، ارائه شده است.

چارچوبی برای طبقه‌بندی نتایج اقتصادی

طبقه‌بندی نتایج، امکان مقایسه اقدامات تاثیرگذار بر آب‌های زیرزمینی یا دیگر منابع طبیعی را فراهم می‌آورد. طبقه‌بندی نتایج اقتصادی در تجزیه و تحلیل هزینه‌ها و منافع و تعیین نقاط قوت و ضعف، از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است. روش‌های بسیاری برای درنظر گرفتن هزینه‌ها و منافع وجود دارد که در اینجا مورد تاکید قرار گرفته‌اند. رویکرد اقتصاد نئوکلاسیکی متعارف، با تمرکز بر بازار و با هدف فراهم آوردن اطلاعات برای فروشندگان و خریداران، به منظور بهبود بخشیدن کارآیی تبادل آب زیرزمینی می‌تواند راه‌گشا باشد. با این وجود، طبقه‌بندی پیشین آب زیرزمینی تا حد زیادی یک کالای حیاتی تفکیک‌ناپذیر و غیررقابتی بوده (فصل ۳ را نگاه کنید) که به دست آوردن اطلاعات در خصوص مصارف ویژه آن، بدون درنظر گرفتن هزینه‌هایی که باید مورد بررسی قرار گیرند، دشوار است. بالاترین سطح طبقه‌بندی نتایج اقتصادی برای آب‌های زیرزمینی مبادله شده یا موجود، به شرح زیر است:

۱- کالاها و خدمات بازاری
۲- کالاها و خدمات غیربازاری

برای این کالاها و خدمات، مواردی نظیر هزینه‌ها، منافع، قیمت‌ها و ارزش‌ها وجود دارد. در این طبقه‌بندی‌ها، زیرشاخه‌های بیش‌تری مشاهده می‌شود:

۱- قابلیت کمی‌سازی
۲- غیرقابل کمی‌سازی
۳- قابل پولی‌سازی
٤- غیرقابل پولی‌سازی

سایر طبقه‌بندی‌های اثرات داخلی، خارجی، خصوصی و عمومی نسبت به دریافت‌کننده‌های منافع و هزینه‌ها به کار برده می‌شوند. در ادامه، این طبقه‌بندی‌ها به اختصار شرح داده می‌شوند.

کالاها و خدمات بازاری

آب زیرزمینی از نظر برخی مصارف که خدماتی برای مصرف‌کنندگان ارائه می‌دهد، یک کالای بازاری است. نخستین و مهم‌ترین مورد این است که آب‌های زیرزمینی یک منبع آب به شمار می‌رود که برای همه امور زندگی ضروری بوده و پیشرانی برای تقاضای آن به شمار می‌آید. همان‌طور که قبلا بحث شد، آب‌های زیرزمینی، مصارف بسیاری دارد. برای برخی مصارف یا موقعیت‌ها، جانشین‌های نزدیکی مانند آب سطحی وجود دارد که اغلب از طریق بستر رودها یا برعکس، انتقال می‌یابد. از آنجایی که آب زیرزمینی موجود در طبیعت به راحتی در دسترس انسان قرار ندارد؛ تولیدکنندگان آب زیرزمینی، آن را از زیر سطح زمین استخراج کرده و هزینه‌هایی را برای انجام این کار متحمل می‌شوند. تولیدکنندگان کالای آب زیرزمینی با درنظر گرفتن نیروهای بازار رقابتی و توجه به بازده‌های اقتصادی، قیمتی معمولا همانند آب درون بطری، پیشنهاد می‌دهند. در شرایطی که آب کمیاب بوده و یا دسترسی به آن دشوار باشد، تهیه و تدارک آب از طریق کامیون دارای تانکر یا حتی از طریق سیستم‌های توزیع تحت مالکیت بخش خصوصی، انجام می‌پذیرد [مثلا سیستم‌های توزیع آب آبیاری خصوصی در هند نزدیک به یک قرن وجود داشته‌اند (وینپنی ۱۹۹۴، ص ۵۴)]. در بخش جنوب غربی ایالات متحده، حقوق استفاده از مقدار خاصی از آب زیرزمینی را می‌توان خریداری نمود.

بازارها از طریق گردهم‌آوردن خریدارانی که مطلوبیتشان برای محصول (آب)، بیانگر تمایل به پرداختشان است و فروشندگانی که در قیمت‌های بازار، محصول خود را عرضه می‌کنند، کارایی اقتصادی را تضمین می‌کنند. در چنین شرایطی، قیمت برای فروشندگان برابر و یا کمی بالاتر از هزینه تولید خواهد بود. مجموعه‌ای به شدت محدودکننده از فروض، عرضه فروشندگان و تقاضای خریداران در بازارها را متعادل می‌کنند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۸۲). اصولا شرایط بهینگی در بازارها زمانی قابل حصول است که منابع، کالاها و خدمات به نحوی دوگانه، تفکیک‌پذیر (مالکیت مصرف دیگران را منع کند) و رقابتی (تنها یک نفر بتواند مالک چیزی باشد) باشند. در این شرایط، حقوق مالکیت یک منبع یا کالا باید واضح و قابل مشاهده باشد. بازارها تنها ترجیحات مرتبط با کالاهای بازاری را تحت مجموعه‌ای از قیمت‌ها و درآمدهای جاری آشکار می‌سازند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۵۹).

همان‌طور که قبلا نشان داده شد، آب زیرزمینی در بسیاری از موقعیت‌ها، یک کالای تنظیم شده است، چرا که یک منبع جریان بوده و منافع آن عموما بین بسیاری از کاربران تسهیم می‌شود. در دسترس بودن و قیمت آن از طریق مقررات‌گذاری (تنظیم‌گری) کنترل می‌شود تا این اطمینان حاصل شود که به دلیل ماهیت ضروری بودن آن، تمام کاربران بالقوه با هزینه‌ای منطقی به آن دسترسی داشته باشند. زمانی آب زیرزمینی در بطری با آب عرضه شده عمومی رقابت می‌کند که بر اساس کیفیت بالاتر و قابل

حمل بودنش به صورت تجاری، فروخته شود. آب زیرزمینی به عنوان یک کالا که توسط یک فرد و یا یک شرکت برای کسب سود در اختیار گرفته می‌شود، یک کالای خصوصی به شمار می‌آید.

نظریه اقتصادی نشان می‌دهد که ارزیابی تغییرات در رفاه مردم، بر اساس مطلوبیت‌های فردی آن‌ها، درکی از روابط بازار بین تغییرات قیمت برای مقادیر کالاهای تقاضا شده فراهم می‌آورد. این نظریه شامل فرض‌های زیر است:

۱- «افراد، تعاریف مناسبی برای ترجیحات بین سبدهای کالاهای جایگزین دارند» (شامل ترکیبات گوناگون کالاهای بازاری و غیربازاری)

۲- افراد، ترجیحات خود را می‌شناسند و این ترجیحات دارای قابلیت جایگزینی در میان کالاهای بازاری و غیربازاری تشکیل‌دهنده سبدها است (فریمن،۱۹۹۳،ص۷).

این نظریه برای آب زیرزمینی در بازار به کار می‌رود. مصرف‌کنندگان به شیوه‌های مختلفی خدمات را از آب زیرزمینی کسب می‌کنند. «رفع تشنگی» از طریق مصرف آب، نخستین و مهم‌ترین خدمت محسوب می‌شود. این خدمت برای مصرف‌کنندگان منافعی به همراه دارد، چون انسان‌ها بدون آب زنده نخواهند ماند. به دلیل هزینه و نیاز به دسترسی و تصفیه آب برای تضمین ایمنی آن و همچنین عدم جایگزینی برای آب، عرضه‌کننده آب عمومی معمولا به صورت یک انحصارگر تنظیم شده، فعالیت می‌کند. با این وجود، ممکن است بازاری تنظیم شده برای آب زیرزمینی وجود داشته باشد که در آن، قیمت هر واحد برای مصرف‌کنندگان، حجم آب مورد تقاضا را کنترل کرده و نیروی بازار را از طریق محدودیت‌های درآمدی مصرف‌کنندگان در مبادله آب زیرزمینی با سایر کالاها و خدمات موجود در سبد کالاهایشان اعمال کند. خدمات دیگر شامل حمام کردن و تهیه غذا می‌باشند.

مقدار سود دریافت شده توسط مصرف‌کنندگان به تقاضای آن‌ها مرتبط است. سایر تقاضاهای مصرف‌کنندگان برای آب زیرزمینی شامل انتقال ضایعات از طریق زیرسطح از نقطه تولیدشان می‌باشند. [(قیمت آن صفر درنظر گرفته می‌شود و بنابراین تا زمان اتمامش برای آن تقاضا وجود دارد (فردریک و همکاران، ۱۹۹۶، ص ۱۱)]. هم‌چنین افراد ممکن است در مصارف خاص، از جانشین‌هایی برای آب زیرزمینی از قبیل منابع جایگزین یا ابزار تخلیه ضایعات جایگزین استفاده کنند. آب زیرزمینی به دلیل ویژگی جاری بودنش، هم می‌تواند یک کالای رقابتی و هم یک کالای غیررقابتی باشد. اگر کسی آن را در اختیار قرار گیرد، برای دیگران در دسترس نیست، ولی تحت جریانات دیگری از قبیل چشمه‌های دارای جریان آزاد، ممکن است در اختیار دیگران نیز قرار گیرد.

نمایه ۹-۱- کالاها و خدمات بازاری و غیربازاری آب زیرزمینی، یک فهرست جزیی

مثال‌های کالاها و خدمات بازاری و غیربازاری آب زیرزمینی در اینجا، فهرست‌وار بیان شده است:

کالاهای بازاری

آب لوله‌کشی عرضه شده توسط یک شرکت آب برای آب آشامیدنی و مقاصد دیگر

واسطه انتقال برای از بین بردن ضایعات

آب بطری برای آب آشامیدنی یا مقاصد دیگر

آب‌های شور (آب لب‌شور) به کار رفته برای تولید مواد شیمیایی

پمپاژ مقادیر معین آب زیرزمینی به منظور آب آشامیدنی، آبیاری یا مقاصد دیگر

کالاهای غیر بازاری

پشتیبانی از حیات گیاهی که کنترل اقلیمی را از طریق تعرق و پردازش دی‌اکسید کربن فراهم می‌آورد.

آب‌فشان‌ها در پارک‌های عمومی به عنوان تسهیلات دارای اهمیت زیبایی‌شناسی

تشکیل غارها، زیستگاه‌هایی را که دارای اهمیت بوم‌شناختی بوده و عواملی مهم در زیبایی‌شناسی به شمار می‌آیند را فراهم می‌کند.

پشتیبانی از زمین برای اجتناب از فرونشست زمین

تخلیه به نهرها، دریاچه‌ها و آب‌های ساحلی اقیانوسی برای فراهم آوردن زیستگاه برای حیات وحش (گونه‌های گیاهی و جانوری) که به ویژه در فصول خشک مهم است.

تخلیه به نهرها و دریاچه‌هایی که تفریح و ترابری را پشتیبانی می‌کنند.

نگهداری و پشتیبانی از سایر کارکردهای اکوسیستم که قابل درک نمی‌باشند.

آیا موقعیت‌ها و یا شرایطی وجود دارند که نشان دهند که آب زیرزمینی تا حدود زیادی یک کالای بازاری نیست؟ کاربران آب‌های زیرزمینی شاید نتوانند به آسانی سایر کاربران را مستثنی کنند (فصل ۳ را نگاه کنید). وقتی شرایط بازار برای متعادل ساختن عرضه و تقاضای یک کالا یا خدمات به شکلی کارآمد وجود نداشته نباشد، «شکست بازار» به وجود آمده و منبع مورد نظر در واقع یک «کالا یا خدمت غیربازاری» محسوب می‌شود. در نمایه (۹-۱)، فهرست جزیی کالاها و خدمات بازاری و غیر بازاری آب‌های زیرزمینی که به عنوان منافع درنظر گرفته می‌شوند، نشان داده شده است.

شکست بازار

از آنجایی که شرایط برای تخصیص کالاهای بازاری ریزبینانه است و به خوبی تعریف شده است، برخی از کالاها و خدماتی که این معیارها را برآورده نکرده و از مصادیق «شکست بازار» باشند، را شناسایی می‌کنیم. تخصیص کالاهای غیربازاری که رفاه را ارتقاء می‌دهند، از طریق بازار انجام نمی‌شود (دالی و فارلی ۲۰۰۴، ص ۳۵۹). هم‌چنین فرض می‌شود که مبادلات بین افراد، بدون هزینه و با اطلاعات کامل درباره هزینه‌ها و منافع کالاها انجام می‌شود. حتی اگر بتوانیم موقعیت‌هایی را شناسایی کنیم که در آن، این فروض به نحوی واقعی قابل کاربرد باشند، بازارها منافع نسل‌های آتی را درنظر نمی‌گیرند. شرایط بازار برای بخش عمده‌ای از مبادلات آب‌های زیرزمینی قابل استفاده نمی‌باشند. معمولا آب‌های زیرزمینی را

تنها زمانی می‌توان تفکیک‌پذیر و رقابتی دانست که در اختیار گرفته شده باشند. معمولا این شرایط موقتی است. آب زیرزمینی پس از استفاده به عنوان پسماند فرآیند، مجددا به محیط زیرسطحی بازگشته و یا به یک نهر یا تالاب یا اتمسفر از طریق تبخیر و تعرق می‌پیوندد. وقتی بخشی از منبع در اختیار شخصی باشد، وی می‌تواند کاربران دیگر را از کسب منافع آن منبع مستثنی کند. همچنین، حجمی از آب زیرزمینی ممکن است تحت تاثیر آزاد شدن ضایعات یا پسماندها قرار گرفته و کیفیت آبخوان کاهش یافته و استفاده دیگران از آن محدود شود، چرا که این آب، استانداردهای سلامت برای مصرف را برآورده نمی‌کند. عدم امکان جلوگیری از آزاد شدن پسماندها در آب‌های زیرزمینی، این منبع را به یک منبع تفکیک‌ناپذیر تبدیل کرده و بنابراین دولت باید در این زمینه نظارت داشته باشد. هر قیمت بازاری برای آن از نظر اجتماعی بهینه نخواهد بود (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۳، ص ۹). همان‌طور که گلنون (۲۰۰۲) در بسیاری از مطالعات موردی نشان داده است، آب زیرزمینی یک منبع عمومی در دسترس برای بخش خصوصی بوده که در اکثر موقعیت‌ها هزینه‌ای نداشته و به دلیل عدم وجود سیگنال آشکار بازار یا اهداف خاص مدیریت عمومی، بیش از حد مورد استفاده قرار می‌گیرد.

با توجه به حرکت آب زیرزمینی در اکثر محیط‌های زیرسطحی، آب زیرزمینی ذاتا از نظر فیزیکی تفکیک‌ناپذیر است. یعنی استفاده از منبع را نمی‌توان برای دیگران مستثنی نمود. به همین ترتیب، از آنجایی که منبع آب زیرزمینی به دلیل شرایط طبیعی یا در اثر پمپاژ، جریان می‌یابد؛ غیررقابتی است، استفاده یک نفر از منبع بزرگ‌تر، مانع استفاده دیگران از آن، خواه برای مصرف، خواه برای انتقال ضایعات نمی‌شود. بنابراین، آب زیرزمینی معمولا به عنوان یک منبع عمومی درنظر گرفته می‌شود (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۳، ص ۹). حتی اگر دغدغه کیفیت وجود داشته و آب زیرزمینی به عنوان یک کالای رقابتی درنظر گرفته شود، بازار قادر نیست که هزینه‌های خارجی را برای استفاده دیگران از آن منبع اعمال کند. تخریب طبیعی پسماندها به چارچوب‌های زمانی طولانی نیاز دارد. حتی مداخلات انسانی به منظور پمپاژ و تصفیه یک منبع آلوده نیز دوره‌های طولانی و هزینه‌های هنگفتی، در پی خواهد داشت (اتحادیه اروپا ۲۰۰۳، ص ۱۰-۹).

شکست‌های بازار مربوط به آب‌های زیرزمینی شامل موارد زیر است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴):

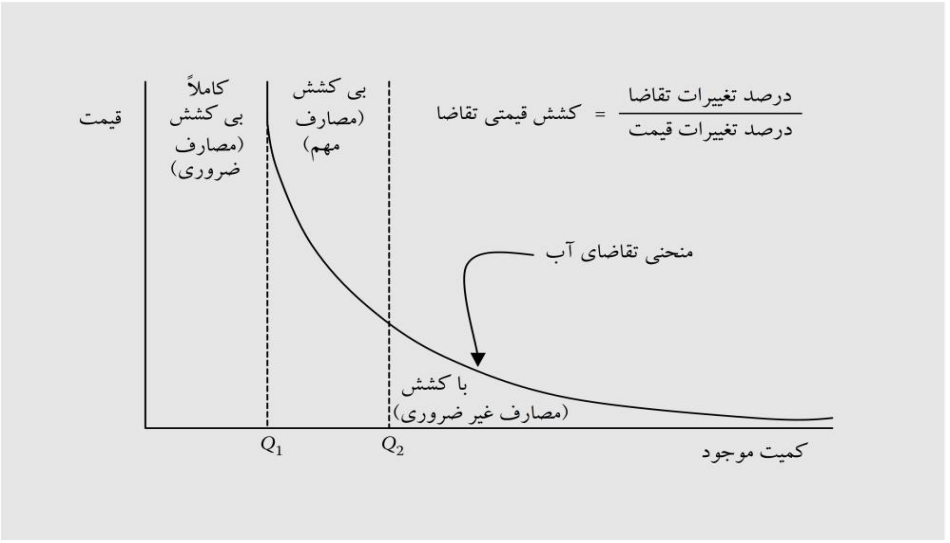
- مدیریت نهادی آب زیرزمینی به عنوان یک کالای رقابتی که می‌تواند از طریق بازار تخصیص داده شود، معضلاتی پیرامون ماهیت غیرقابل جانشینی و ضروری بودن آن برای افرادی که نمی‌توانند مالکیت آن را در اختیار داشته باشند، ایجاد می‌کند. این مشکلات اخلاقی، با توزیع آب و حق بقای انسان‌ها و نیز پایداری اکوسیستم ارتباط دارد. همان‌طور که در نمایه (۹-۲) نشان داده شده است، تقاضای آب هنگام افزایش قیمت یا کمیاب شدن آن منبع، بی‌کشش بوده و معمولا قیمت

آب ارزش کمیابی آن را نشان نمی‌دهد (هانمن، ۲۰۰۵، ص ۱۹). نادیده گرفتن رانت کمیابی، به قیمت‌گذاری پایین‌تر آب زیرزمینی منجر شده و به تبع آن، سطح استخراج از سطح بهینه اجتماعی بالاتر می‌رود (زپاپادیاس و کندوری، ۲۰۰۴).

- وقتی آب در نتیجه محدودیت‌های عرضه فیزیکی و تقاضای بیش‌تر ناشی از جمعیت در حال رشد، کمیاب‌تر می‌شود، بهره‌برداری به منظور رفع تشنگی، آبیاری یا انتقال پسماندها باعث ایجاد معضلات فرامرزی برای ملت‌ها و همسایه‌ها شده و هزینه‌های معاملاتی و هم‌چنین مشکلاتی در خصوص مصرف ایمن، به وجود می‌آورد.
- هم‌چنین آب زیرزمینی به علت ماهیت وچودی و جاری بودن خود، از جهتی دارای بعد «اموال عمومی» نیز می‌باشد. این بدان معناست که برای همه افراد جامعه استفاده از آن در موقعیت‌ها و زمان‌های مختلف، به طور بالقوه امکان‌پذیر است ولی در صورتی که قرار بر کنترل حقوق مالکیت باشد، جامعه به جای افراد این کار را انجام می‌دهد. این موضوع باعث می‌شود که حفاظت و مدیریت آب زیرزمینی دشوار شده و «مشکل دسترسی آزاد» به وجود بیاید (تسور و همکاران ۲۰۰۴، ص ۱۸). بنابراین، بسیاری از مردم یا شرکت‌ها ممکن است از منبعی استفاده کنند که در سطح عمومی در دسترس باشد ولی به صورت عمومی کنترل نشود. مثال‌هایی از سراسر جهان در خصوص این رویداد وجود دارد که از جمله آن‌ها می‌توان به گجرات در هند اشاره کرد (وینپنی، ۱۹۹۴، ص ۵۵). از آنجایی که آب زیرزمینی اغلب به عنوان یک کالای عمومی جمعی درنظر گرفته می‌شود، مردم منافع و ارزش‌گذاری خود را آشکار نمی‌کنند و بعضی از مردم نمی‌خواهند سهم خود را از مصرف کالای عمومی جمعی بپردازند و تمایل دارند بدون پرداخت هزینه از کالای عمومی استفاده کنند. در این مورد، مشکل سواری مجانی پیش خواهد آمد. سواری مجانی[۱] باعث می‌شود که عرضه آب‌های زیرزمینی از مقدار بهینه اجتماعی کم‌تر باشد (هانمن، ۲۰۰۵، ص ۱۳).

۱- Free Riding

نمایه ۹-۲- کشش تقاضای آب



نکته: در سمت چپ Q_1، افزایش قیمت‌ها بر تقاضای آب کاملا بی‌تاثیر است. بین Q_1 و Q_2، مقدار تقاضا شده از نیازهای ضروری فراتر رفته و به قیمت حساس است. در سمت راست Q_2، تغییرات قیمت بر تقاضای آب بسیار تاثیرگذار است.

Source:
Adapted from Daly, H.E. and Farly, J., Ecological Economics, Island Press, Washington, DC, ۲۰۰٤. With permission

- در بازار، کارآمدترین استفاده از یک منبع یا عامل کمیاب، با هدفی مشخص می‌شود که بیش‌ترین ارزش را داشته باشد. اگر ارزش توسط تمایل به پرداخت ارزیابی شود، ثروتمندان که سهم نسبتا کوچکی از جمعیت هستند، می‌توانند منبع را در اختیار گرفته و فقیرترین افراد ممکن است دسترسی محدودی به آب داشته باشند. این مسئله مربوط به توزیع است: بقای افرادی با حداقل درآمد باید بر سایر مصارف ثروتمندان اولویت داشته باشد. در اغلب کاربردها، هیچ جانشینی برای آب وجود ندارد (این به آن معنا نیست که فن‌آوری نمی‌تواند کارآیی برخی مصارف آب را بهبود بخشد).
- بازار آب به دلیل سرمایه‌بری بالا نمی‌تواند یک بازار رقابت کامل باشد و معمولا منجر به یک عرضه‌کننده واحد آب برای جمعیت یک منطقه می‌شود. تهیه آب برای جمعیت‌های بزرگ، صرفه مقیاس دارد و هزینه‌های تولید با تحویل واحدهای بیش‌تر کاهش می‌یابند که به آن «انحصار طبیعی» اطلاق می‌شود. در چنین موردی، تقاضا متناسب با افزایش قیمت‌ها کاهش نمی‌یابد. به

همین دلیل، عرضه‌کننده انحصاری خصوصی می‌تواند در مواجهه با تقاضای بی‌کشش، قیمت‌ها را افزایش دهد و نباید در مورد کاهش درآمد نگرانی داشته باشد. به این ترتیب، انحصارگر سود خود را بیشینه می‌کند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۹۸). باید به این نکته توجه نمود که در این شرایط، تنظیم مقررات انحصارگر، امری ضروری خواهد بود. در غیر این صورت، عرضه‌کننده خصوصی انحصاری آب می‌تواند در مواجهه با عدم عملیات رقابتی برای کنترل هزینه‌ها، قیمت‌ها را بالا برده و کیفیت را کاهش دهد. آن‌ها نشان می‌دهند که اگر برای عرضه خصوصی آب مقرراتی وجود نداشته باشد، احتمالا آب با کارآیی و عدالت کم‌تری در مقایسه با آنچه از طریق عرضه عمومی آب رخ می‌دهد، فراهم خواهد شد.

- بازارها در صورت وجود صرفه‌های مقیاس، کارآمد نخواهند بود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۵۹). اگر حجم تولید به نحو گسترده‌ای توسعه یابد، بازارها به سهولت، تخصیص کارآمدی از منابع را فراهم می‌آورند تا عرضه و تقاضا متعادل شوند. فقط در صورتی که مقیاس منابع تولید با محدودیتی مواجه شود، ممکن است بازار، رفاه را از طریق کارآیی افزایش دهد. در غیر این صورت، بازار به سهولت عمل می‌کند تا کم‌هزینه‌ترین ابزار تولید را صرف‌نظر از اهمیت نتایج منفی تخلیه یا آلودگی، بیابد.
- نیازهای نسل‌های آینده به منابع یا سطح ریسک قابل قبول، برای آن‌ها در هیچ بازاری برآورده نمی‌شود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۵۹). برنامه‌ریزی آب در ابتدا بر کسب منابع آب برای جمعیت‌های در حال افزایش تمرکز می‌کند. ظاهرا آب مورد نیاز برای آشامیدن و سایر مقاصد اولیه به قدر کافی وجود دارد و نیازی به استفاده از قیمت‌گذاری یا تشویق سایر انگیزه‌های اقتصادی یا دیگر ابزارهای نهادی برای مدیریت منابع این نوع از تقاضاها، احساس نمی‌شود.
- پایداری اکوسیستمی که مواد خام و منابعی مانند آب زیرزمینی که حیات افراد، گیاهان، جانوران و اقتصاد به آن وابسته بوده، از اهمیت بسیار بالایی برخوردار است. هزینه‌های عرضه یا قیمت تقاضا در بازار به غیر از شیوه‌های جزئی، هنگامی که نهرها و دریاچه‌ها خشک می‌شوند و یا زیستگاه‌های گونه‌ها تهدید می‌شود، پایداری اکوسیستم را درنظر نمی‌گیرد. این ویژگی یک کالای عمومی ناب را نمایندگی می‌کند که تفکیک‌ناپذیر و غیررقابتی است. در این موقعیت‌ها، مقیاس تقاضای اقتصادی انسان، بیش‌تر از ظرفیت اکوسیستم برای عرضه منابع آب زیرزمینی است. این موارد، نماگرهایی هستند که باید در مورد اکوسیستم مورد توجه قرار گیرند و شاید فرآیندهای اقتصادی برای تخصیص آب کافی نباشد. در چنین مواردی، بازار در تشخیص ارزش آب زیرزمینی و روابط درونی آن با بیوسفر (زیست‌کره) بزرگ‌تر که مقدار محدودی آب دارد، شکست می‌خورد.

سایر ملاحظات مهم شکست بازار در مورد آب‌های زیرزمینی شامل موارد زیر هستند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص۱۸۳-۱۵۷):

- اگر دسترسی به آب زیرزمینی آزاد (تفکیک‌ناپذیر و رقابتی) بوده اما به نحوی موثر تحت نظارت قرار نگرفته باشد، ممکن است به یک منبع «قابل ازدحام» تبدیل شود. چنین منبعی کاربران بسیاری دارد که آن را استخراج کرده و مقدار یا کیفیت آن را کاهش می‌دهند. در صورتی که قیمت بر پایه مصرف محاسبه شده و یا در اوج مصرف، قیمت‌ها به نحوی تعیین شوند که منعکس‌کننده آسیب‌ها و هزینه‌های نهایی واقعی برای منابع و استفاده دیگران باشد؛ کارایی می‌تواند در هر دو موقعیت افزایش یابد. علاوه بر این، اگر بسیاری از کاربران بالقوه وجود داشته باشند که به آب نیاز داشته و آب زیرزمینی به سهولت قابل دسترسی نباشد، ممکن است ارائه آن برای برخی از کاربران کم‌تر و برای برخی دیگر، بیش‌تر از حد بهینه صورت گیرد. در چنین شرایطی، تعیین هزینه نهایی مصرف بسیار دشوار است (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۳، ص ۸).
- مقررات غیرالزام‌آور در خصوص استفاده از محصولاتی که تبدیل به ضایعات و یا پسماند می‌شوند، برای کیفیت آب زیرزمینی مشکلاتی ایجاد می‌کنند. مقررات تنظیم شده از سوی مقامات مرکزی، تمام کاربران را شامل می‌شود اما به دلیل عدم امکان نظارت، اجرای کامل آن دشوار است. به دلیل فراگیر بودن آب زیرزمینی، تقریبا هر کسی که بتواند به آن دسترسی داشته باشد، از طریق مصرف یا تخلیه ضایعات بر آن تاثیر می‌گذارد. مقرراتی برای مصرف و تخلیه ضایعات حاوی مواد شیمیایی وجود دارند. از نظر قانونی، تخلیه این ضایعات بدون تصفیه امکان‌پذیر نمی‌باشند. وقتی از آفت‌کش‌ها استفاده شود، جبران هر پسماندی در محیط زیست دشوار است. محصولات فرسوده یا مصرف شده مانند روغن‌های ضایعاتی یا رایانه‌های قدیمی که دارای اجزایی مواد شیمیایی سمی هستند، در صورت تخلیه غیرصحیح، ممکن است سلامت افراد فقیر و یا کسانی که از آب زیرزمینی به صورت غیر قانونی استفاده می‌کنند را به خطر بیاندازند. هزینه‌های آلوده کردن آب زیرزمینی در قیمت این محصولات، لحاظ نشده است.
- نهادهایی برای حفاظت از خدمات اکوسیستم در بخش کشاورزی وجود ندارد تا از مصرف زیاد کودهای شیمیایی و آفت‌کش‌ها جلوگیری کنند. از دید کشاورز، پمپاژ حجم گسترده‌ای از آب زیرزمینی برای آبیاری زمین زراعی «انتخابی عقلایی» به شمار می‌رود، حتی اگر جامعه، آبخوان ارزشمندی را برای آینده از دست بدهد.
- خدمات اکوسیستم که توسط آب زیرزمینی فراهم می‌شود، در حال تقلیل یافتن است. ماهیت عمومی و دسترسی نسبتا آزادانه از دلایل این کاهش هستند. هزینه حفر چاه به عنوان هزینه

دسترسی، بر اساس عمق آب زیرزمینی و شرایط زمین‌شناختی متغیر است، اما معمولا این هزینه در مقایسه با خدمات آب بسیار ناچیز است. سیستم اقتصادی، وظیفه تخصیص کالاهای بازاری را بر عهده دارد اما در این فرآیند، کالاهای عمومی که از ظرفیت‌های طبیعی نگهدارنده زمین حمایت می‌کنند، تضعیف می‌شوند. علاوه بر این، بدون انجام پژوهش و تحقیق برای تولید و نگهداری کالاهای عمومی از سوی موسسات خارج از بازار، پیشرفت علمی از فراهم آوردن کالاهای غیربازاری، چشم‌پوشی خواهد کرد. سرمایه‌گذاری در کالاهای عمومی توسط بخش خصوصی اساسا کم‌تر از حد بهینه اجتماعی صورت می‌گیرد، زیرا از منابع فراهم شده از سوی اکوسیستم بدون دریافت هزینه‌های اجتماعی استفاده می‌کند. هیچ سیگنال قیمتی برای اغلب کاربران منبع آب زیرزمینی وجود ندارد.

- به دلیل این که احتمالا اطلاعات کامل در مورد اثرات فعالیت‌های انسانی بر اکوسیستم قابل دسترسی نبوده و عدم قطعیت و جهل در همه‌جا، مانعی برای یک بازار با عملکرد کارآمد هستند، در نتیجه برآورد هزینه‌ها و منافع نهایی برای یافتن اشتراک اقتصادی بهینه آن‌ها براساس اقتصاد نئوکلاسیکی سنتی، دشوار است. بنابراین، کارآیی که به خودی خود منحصرا بر اساس واحد پولی سنجش می‌شود، ممکن است تنها نیروی پیشرانی نباشد که برای بررسی جوانب عمومی به دست آوردن محدوده خدمات سودمند و ضروری آب زیرزمینی یا هر کالای عمومی دیگری، به کار گرفته شود.

نماگر بازار که کارآیی را بر اساس اصل پارتو اندازه‌گیری می‌کند، نمی‌تواند برای فراهم‌سازی بهینه یک کالای عمومی (آب زیرزمینی) به عنوان تنها راه تخصیص آن به کار رود. برای تعریف شروط کارآیی پارتو به نمایه (۸-۷) مراجعه کنید. بازار تلاش می‌کند تا مبادلات را برای این که کدام واحد پولی عموما واحد معیار است، ساده‌سازی کند و ذاتا در تولید کالاهایی که دارای اثرات خارجی است، شکست می‌خورد. اگر شکست بازار در سطح خرد وجود داشته باشد، همان‌گونه که بر انباشت در طول زمان و مکان اثر می‌گذارد، در سطح کلان نیز وجود خواهد داشت. همان‌طور که پیش‌تر اشاره شد، می‌توان اثرات مجموع کنش‌های فردی را بر آبخوان‌های تحت مناطق وسیع مشاهده کرد. ملاحظاتی شامل توزیع، مقیاس، پایداری، قیمت و ارزش باید در چارچوب تخصیص آب زیرزمینی درنظر گرفته شوند. در واقع، آب زیرزمینی برای نیازهای بین نسلی و سایر اشکال زندگی و فرآیندهای زمین در اکوسیستم، بازارهای از دست رفته‌ای به حساب می‌آید (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۸۰). توجه دولت یا مقامات مرکزی نسبت به توسعه سیاست‌هایی که به شکست بازار بپردازند، برای به دست آوردن ارزش منابعی که با تبادل اقتصادی در بازارها مورد بررسی قرار نمی‌گیرد، ضروری به نظر می‌رسد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۰). ما از ارزش خدمات اکوسیستمی

که منتفع می‌شویم، آگاه نیستیم (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۱۲). به این ترتیب، کالاها و خدمات غیر بازاری آب زیرزمینی، نقش اساسی در مورد قیمت آن دارند.

کالاها و خدمات غیربازاری

اصولا آب زیرزمینی یک کالای غیربازاری است که خدماتی به مصرف‌کنندگان ارائه می‌دهد. جوانب غیربازاری بودن آب زیرزمینی با ماهیت وجودی و جاری بودن و خدمات آن در زیرسطح، ارتباط داشته و از اکوسیستم و ظهور در سطح زمین به شکل چشمه‌هایی که قیمت‌گذاریشان دشوار است، حمایت می‌کند. به دلیل این که آب زیرزمینی در همه مناطق وجود داشته و هرکسی با هدف کسب دسترسی به آن، می‌تواند آن را تولید کرده یا ضایعات را درون آن تخلیه کند، تعریف آب زیرزمینی به عنوان یک شیء مجزا که به سهولت در بازار داد و ستد می‌شود، دشوار است (اگر چه این کار در مناطق دچار کمبود آب و به ویژه رویدادهای محدودکننده انجام گرفته است). بر اساس این شیوه‌ها، منابع آب زیرزمینی حجیم، یک کالای عمومی است که قابل دسترس بوده اما توسط یک شخص در جهت سود فردی یا خصوصی کنترل نمی‌شود، زیرا تفکیک‌ناپذیر و رقابتی است.

برای جنبه‌های آزادی نسبی و دسترسی آسان، بازاری برای انتقال ضایعات و قابلیت‌های پردازش آب زیرزمینی وجود ندارد. صاحبان املاک دارای مخازن فاضلاب (سپتیک تانک) و زمین‌های شیرابه‌دار[۱]، به میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه ضایعات و حرکت آب زیرزمینی برای حمل فرآورده‌ها برای دور کردن از چاه‌ها، تکیه دارند. علاوه بر این، زهکشی‌های رگباری فاقد فاضلاب[۲] و تالاب‌های نگهداشت، این جنبه از آب زیرزمینی و زیرسطح را به کار می‌برند. قطعا، در این شرایط، تصفیه کردن آب قبل از این که به زمین بازگردانده شود، به عنوان هزینه جایگزین تلقی خواهد شد. در واقع، تزریق زیرزمینی ضایعات مایع با استفاده از مقررات دولتی، روشی است که با بزرگ‌ترین حجم از تخلیه ضایعات مایع در ایالات متحده سر و کار دارد. این تزریق باید در آبخوان‌های محبوس شده عمیق و برای ضایعات تجاری و شهری، به استثنای آب‌های مربوط به فاضلاب سطحی و سیستم‌های سپتیک صورت گیرد. در حال حاضر هیچ بازاری برای تخلیه این ضایعات وجود ندارد و با زیرسطح به مثابه فاقد ارزش بودن یا داشتن ارزش اندک در این رویدادها، رفتار می‌شود.

افزون بر این، برای خدمات آب‌های زیرزمینی به منظور حفظ جریان آب آشامیدنی، تفریح، حمل و نقل یا حیات وحش، بازاری وجود ندارد. هم‌چنین، تامین آب‌های طبیعی از طریق فرآیندهای اکوسیستمی، در

۱- Leach Fields

۲- Unsewered Storm Drains

قیمت‌گذاری آب درنظر گرفته نمی‌شود. برای خدمات چرخه هیدرولوژیکی شامل خدمات احیای زمین و آب‌های سطحی و استفاده از باکتری‌ها برای تجزیه ضایعات و دیگر مواد آلی در آب‌های زیرزمینی، بازاری وجود ندارد. این فرآیند بر ارزش آب به عنوان سنگ بنای مهمی برای زندگی می‌افزاید اما اقتصاد بازار، اطلاعاتی درباره این ارزش در اختیار ما قرار نمی‌دهد. تقریبا همه می‌توانند از این منبع استفاده نمایند و با این حال، بیش‌تر افراد، درک کمی از اهمیت آن در زندگی، فراتر از نیازهای اولیه جسمانی خود دارند. به هر حال، آگاهی‌بخشی در مورد تغییرات اقلیمی، حفاظت و نگهداری از آب، به عنوان روشی موثر در مشارکت‌های واقعی در راستای سرپرستی و نظارت بر این منبع محسوب می‌شود. این جنبه از آب‌های زیرزمینی هویتی «مقدس» دارد که در استفاده از آن و ارزش‌گذاری این سرمایه طبیعی به رسمیت شناخته نشده است (دالی، ۱۹۹۶، ص ۷۰؛ لاماس و کوستودیو، ۲۰۰۳، ص ۴).

در این خصوص، یک ملاحظه غیربازاری دیگر «ارزش غیر استفاده‌یی» یا «ارزش استفاده منفعل[۱]» آب‌های زیرمینی است که براساس آن افراد انتظار ندارند از یک منبع یا دارایی طبیعی استفاده کنند اما در صورت از بین رفتن یا تخریب آن، احساس ضرر خواهند کرد (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۴۰).

- ارزش‌های غیراستفاده‌یی

ارزش‌های غیراستفاده‌یی به وجود منبع و ویژگی‌های فرهنگی و فیزیکی آن بر می‌گردد و منافعی هستند که از آگاهی وجود یک کالا حاصل می‌شوند، حتی اگر فرد به طور مستقیم آن را تجربه نکند. این ارزش‌ها به هیچ استفاده‌ی خاصی وابسته نیستند (مانند ارزش غیراستفاده‌ای آب برای کمک به حفظ گونه‌های ماهی‌های رو به انقراض) و به شرح زیر طبقه‌بندی می‌شوند:

- ارزش وجودی[۲]

ارزش وجودی از شناخت وجود منابع طبیعی مورد نظر نشات می‌گیرد، این ارزش، منابع طبیعی را بدون وجود انسان نیز دارای حق حیات می‌داند. در این شرایط، افراد منابعی از محیط زیست را ارزش‌گذاری می‌کنند که ارتباطی به استفاده‌های جاری یا آینده ندارد. به تعبیری، این ارزش‌ها، در ارزش‌گذاری منابع برای آشنایی با خدمات اکوسیستمی مورد توجه قرار می‌گیرد. برای نمونه، ممکن است فردی در اروپا بدون این که حتی احتمال داشته باشد روزی دریاچه نمکی را در آفریقا بازدید کند، حاضر باشد برای حفاظت آن مبلغی بپردازد.

۱- Passive Use Value

۲- Existence Value

- ارزش‌های میراثی[۱]

ارزش میراثی، تمایل پرداخت برای حفظ منابع طبیعی در راستای منافع نسل‌های آینده است. ارزش میراثی مربوط به موقعیتی است که افراد تمایل به نگهداری منابع برای استفاده و تولید در آینده دارند. حفاظت از گونه‌های زیستی و کمک به تنوع زیستی از ارزش‌های میراثی محسوب می‌شود. این ارزش پولی نیست و جنبه روانی دارد. برای نمونه، نسل فعلی از این که احساس کند فرزندانش در آینده از هوای سالم برخوردار خواهند بود، رضایت کسب می‌کنند.

از آن جا که محصولات غیربازاری به گونه‌ای مناسب در بازار ارزش‌گذاری نمی‌شوند، چگونه می‌توان تلاش کرد تا این ارزش را مشخص نمود؟ در بالاترین سطح، دولت‌ها و مقامات مرکزی می‌توانند از مجامع عمومی و فرآیندهای قانون‌گذاری برای بحث درباره اهداف این دارایی‌های سرمایه‌یی طبیعی بهره جویند. این مباحث می‌توانند اهداف خاص و محدودیت‌هایی را برای کاربرد آن‌ها در اکوسیستم ایجاد کرده تا از این طریق، به جامعه و کشور خدمت کنند. این موضوع در فصل‌های بعدی بررسی می‌شود.

هزینه‌ها

در زمینه کارآیی بازار، هزینه‌ها یا مخارج، منابعی هستند که برای تولید یک کالا، خدمات و یا آب‌های زیرزمینی در واکنش به تقاضا، صرف می‌شوند. از این رو هزینه، سنجه‌ای برای ارزش یک کالا یا خدمات‌رسانی به مصرف‌کننده نیست. هزینه‌های قابل تعیین[۲] هزینه‌هایی هستند که می‌توان آن‌ها را برحسب واحدهای پولی یا واحدهای دیگر بیان کرد. برای تولید آب‌های زیرزمینی، این هزینه‌ها شامل خرید یا اجاره کردن دارایی‌ها، حق‌آبه‌ها، حفر چاه، نیروی کار، مواد و انرژی لازم برای حفظ تولید است. هزینه‌های عرضه را می‌توان بر اساس هزینه نهایی محاسبه کرد. ممکن است صرفه‌های مقیاس نشان دهند که چاه‌های بزرگ‌تر می‌توانند آب‌های زیرزمینی بیش‌تری را با هزینه کم‌تری به ازای هر واحد، تولید کنند. این هزینه‌ها ممکن است قابل پولی شدن[۳] باشند زیرا می‌توان آن‌ها را بر حسب دلار یا واحدهای پولی دیگر بیان کرد. هزینه‌های تولید در محل یا تصفیه برای رسیدن به سطح خاصی از کیفیت آب، مثال‌هایی از هزینه‌های داخلی[۴] هستند، چرا که می‌توان آن‌ها را به صورت تابع خاصی از تولید یا تصفیه آب‌های زیرزمینی تفکیک کرد.

---

۱ -Bequest Value
۲- Quantifiable Costs
۳- Monetizable
۴- Internal Costs

هزینه‌های عرضه در تابع تولید، نمود می‌یابند. برای آب‌های زیرزمینی، شکل ساده‌ای از تولید یا تصفیه در فصل هشتم ارائه شده است و می‌تواند به صورت زیر باشد:

$$Y = f(X, G, K) \qquad (۱-۹)$$

که بیان می‌کند

Y= تولید آب و تابعی(f) از عوامل نهاده در سمت راست معادله است

X= نهاده‌های متغیر، که می‌تواند شامل نیروی کار و برق برای پمپاژ آب زیرزمینی باشد

G= آب زیرزمینی آبخوان

K= عوامل ثابت تولید مانند زمین، چاه و پمپ.

هزینه‌های قابل تعیین ولی غیرقابل تبدیل به پول، می‌توانند شامل کاهش جریان در نهر مجاور باشد که توسط آب‌های زیرزمینی تامین می‌شوند، چرا که این جریان‌ها استفاده از آب‌های زیرزمینی را افزایش می‌دهند. جریان نهر را می‌توان اندازه‌گیری کرد. هم‌چنین کاهش جریان نهر، مثالی از هزینه‌های خارجی[۱] است چرا که ممکن است کاربران پایین‌دست نهر، برای استفاده‌های دیگر به این جریان وابسته باشند. اگر این مسئله درست باشد، بخشی از هزینه‌های خارجی را می‌توان تعیین کرد اما ارزش پولی آن مشخص نخواهد شد. هزینه‌های خارجی را می‌توان با تابع تولید آب‌های زیرزمینی، مرتبط دانست اما این ارتباط بر افراد و محیط، فراتر از محل تولید یا دارایی و فراتر از زمان تولید بوده و بر نسل‌های آینده و محیط زیست نیز اثر می‌گذارد. اگر کاربری اصلی آب‌های زیرزمینی که به نهرها می‌ریزد، حفظ زیستگاه‌های آبی باشد و جریان مشخصی برای حفظ حیات وحش مورد نیاز باشد، شاید تنها بتوان جریان کاهش‌یافته را تعیین کرد ولی ارزش پولی آن مشخص نیست. به علاوه، تعیین خسارت به زیستگاه، با شمارش جمعیت حیات وحش به منظور تعیین تراکم و نوع گونه‌های گیاهی و جانوری، امکان‌پذیر است. از همه مهم‌تر این که ارزش همه اثرات خارجی مشخص نیست تا بتوان آن‌ها را در عرضه یا معادلات تولید لحاظ نمود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۱۲). این هزینه‌های خارجی تجربه شده توسط سایر افراد یا اکوسیستم و اشکال دیگر زندگی، فراتر از محل اولیه استفاده بوده و تحت عنوان هزینه‌های اجتماعی نیز شناخته می‌شوند. هزینه‌های اجتماعی مصارف آب‌های زیرزمینی، بر بقیه افراد جامعه و اکوسیستمی که جامعه به آن متکی است، تحمیل می‌شود. افراد جامعه می‌توانند یک محله، منطقه‌ای از کشور یا کل کشور و نیز حوضه آبریز رودخانه یا واحد هیدرولوژی دیگری باشند.

هزینه‌های غیرقابل تعیین، اثراتی هستند که به صورت معمول ولی نه منحصرا مربوط به کالاها و خدمات غیربازاری می‌باشند که ممکن است تنها بتوان آن‌ها را بر حسب مسائل کیفی توصیف کرد. برای

۱- External Cost

نمونه، تولید آب‌های زیرزمینی ممکن است ویژگی فرهنگی یک منطقه را تغییر بدهد. به عنوان مثال، آب‌های زیرزمینی ممکن است که پوشش گیاهی را از بین برده و یا رشد شهری ایجاد نماید که موجب خواهد شد برداشت مردم از منطقه با توضیحی که برای آن ارائه می‌دهند، متفاوت باشد. این موضوع شاید یک هزینه غیرقابل تعیین درنظر گرفته شود. این هزینه‌ها با نگرانی‌های زیست‌محیطی افراد در ارتباط است که می‌توان برای آن‌ها وزنی تعیین نمود تا با هزینه‌های دیگر مقایسه شوند. قطعا، می‌توان در تلاش برای تعیین این اثرات، پیمایشی را در مورد دیدگاه‌های ساکنان نسبت به این تغییرات، انجام داد. به هزینه‌های غیرقابل تعیینی که اثرات آن فراتر از نقطه مصرف است، هزینه‌های اجتماعی گفته می‌شوند.

سایر هزینه‌های غیرقابل تعیین شامل فرآیندهای ذاتی طبیعی مربوط به وجود آب‌های زیرزمینی هستند. طبیعت در طول زمان، مجموعه گسترده و مناطقی برای ذخیره آب‌های زیرزمینی در سنگ‌های زیرزمینی متخلخل و رسوب‌های محکم نشده و هم‌چنین شرایطی برای حرکت آهسته آب زیرزمینی، ایجاد کرده است. این امر، مصرف مردم و حیات وحش را امکان‌پذیر کرده است. هزینه‌های ذاتی ذخیره‌سازی، در تعادل طبیعی ایجاد شده است و معمولا در توسعه یا پاک‌سازی آب زیرزمینی از آن‌ها چشم‌پوشی می‌شود. آب‌های زیرزمینی اغلب از کیفیت لازم برای آشامیدن و مصارف دیگر برخوردار هستند. گردآوری و ذخیره‌سازی طبیعی آب‌های زیرزمینی، معمولا به عنوان هزینه تلقی نشده و به مثابه هزینه از دست رفته[۱] طبیعت درنظر گرفته می‌شود. این ظرفیت را می‌توان با کم هزینه‌ترین گزینه بعدی، برای تامین آب به عنوان «قیمت سایه[۲]» بر اساس واژگان اقتصادی، مورد ارزیابی قرار داد اما تنها بخشی از ارزش اکوسیستم محل، قابل تعیین و ارزش‌گذاری پولی است.

به یاد داشته باشید که هزینه‌های اقدام صورت گرفته در خصوص منابع آب‌های زیرزمینی بسته به ناحیه و یا کشور متغیر است. این موضوع به دلیل هزینه سرمایه‌یی تاسیس چاه، تصفیه بسته به عمق سطح آب زیرزمینی، فاصله از تجهیزات عرضه‌کننده و میزان تصفیه مورد نیاز برای یک کاربری خاص، متفاوت است. هم‌چنین، هزینه نیروی کار و مواد اولیه برای راه‌اندازی تجهیزات نیز متغیر است. این عوامل به نوبه خود بر هزینه تولید یا تصفیه آب‌های زیرزمینی تاثیر گذاشته و آنگاه بر قیمت ارائه شده برای یک مصرف‌کننده نیز اثر می‌گذارند.

عموما، کاهش هزینه‌ها نتیجه مطلوبی است. هزینه پایین‌تر معمولا به این معناست که برای تولید یک محصول یا خدمت اجتماعی، به منابع کم‌تری نیاز است. هزینه پایین‌تر نتیجه اقتصاد کارآمدتری است. در مقایسه این پیامدها با منافع، ارزیابی بین هزینه‌ها و منافع، تقارن دارند (فریمن، ۱۹۹۳). هر دو

۱- Sunk Cost
۲- Shadow Price

پیچیده بوده و لازم است که عوامل تاثیرگذار درجه دوم و سوم، تعیین و بررسی شوند. به همین صورت، تقارنی بین استخراج یا از بین رفتن آب‌های زیرزمینی و کاهش ظرفیت اکوسیستم برای پشتیبانی از کارکردهای ذاتی طبیعی نیز وجود دارد. در هر حال، هزینه‌های دیگر را می‌توان تعیین کرد و ممکن است نشان‌دهنده افزایش هزینه‌های نهایی و احتمالا عدم صرفه‌های مقیاس در تولید آب زیرزمینی باشد.

موارد نامساعد عمومی

پیش‌تر در این فصل، به کالاهای عمومی اشاره شد و اکنون موارد نامساعد عمومی[۱] را درنظر می‌گیریم که کاربرد غیراقتصادی و زیان‌بار از اکوسیستم را نشان می‌دهند. موارد نامساعد عمومی از طریق تخلیه ضایعات، منابع را از دسترس خارج می‌کنند. جذب ضایعات به عنوان یک کاربری اکوسیستم با هر تولیدی رخ می‌دهد، چرا که هر چیزی که مصرف می‌شود برحسب کاربری تغییر می‌یابد و در نهایت به ضایعات تبدیل خواهد شد. این ضایعات یا آلودگی که به طور گسترده‌یی آزاد و منتشر می‌شود، یک مورد نامساعد عمومی است که غیررقابتی (اثرات بر یک شخص، اثرات بر سایر افراد را به نحوی معنادار کاهش نمی‌دهد) و تفکیک‌ناپذیر (آلودگی منتشر شده به سادگی جذب و کنترل نمی‌شود، بنابراین بر بسیاری از افراد اثر می‌گذارد) است. علاوه بر این، مقیاس تخلیه ضایعات می‌تواند در مناطق گسترده‌یی اثرگذار باشد. در مدت زمان زیادی، آزادسازی ضایعات یک کارخانه تولید مهمات خارج از مرکز شهری واقع در ایالت‌های میانی ایالات متحده آمریکا، بدون بازرسی انجام می‌شد و آب‌های زیرزمینی منطقه‌ای با مساحت ۷۸ کیلومترمربع را آلوده می‌کرد. وجود آب‌های غیرسالم و غیرقابل استفاده موجب شیوع سرطان و بسته شدن چاه‌های عمومی و خصوصی شد. اگر تولید بیش‌تر بدون کنترل مناسب ضایعات انجام شود، میزان تخلیه ضایعات افزایش یافته و بیش‌تر شدن موارد نامساعد عمومی را به همراه دارد که ممکن است به اکوسیستم و اقتصاد نیز کشیده شوند. زمانی منابع نمی‌توانند مورد استفاده قرار گیرند که ظرفیت اکوسیستم برای جذب و تجزیه ضایعات از مقدار آزادسازی، کم‌تر باشد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۱۸-۲۱۴).

منافع

مبنای نظری ارزیابی منافع، از اقتصاد رفاه نئوکلاسیک گرفته شده که فرض می‌کند مردم از مصرف کالاها و خدمات «مطلوبیت» به دست می‌آورند. بر اساس رویکرد بازار، منافع معمولا به عنوان جریان خدمات کسب شده از کالاهای تقاضا شده توسط مصرف‌کنندگان، درک می‌شوند. از منظر بازار، منافع را می‌توان به عنوان سطح زیر منحنی تقاضا تلقی کرد. تقاضا از یکپارچه کردن مصرف مورد انتظار کالاها یا

۱- Public Bads

خدمات در قیمت‌های پیشنهادی مختلف به دست می‌آید. منافع قابل تعیینی که ارزش پولی آن‌ها قابل محاسبه است را می‌توان به عنوان قیمت کالاها بیان کرد. قیمت، میزان پرداخت جبرانی تسویه‌کننده بازار بر حسب واحدهای پولی است که مصرف‌کننده به تولیدکننده یا فراهم‌کننده آن کالا می‌پردازد تا منافع خود را از این خدمات به دست آورد. معمولا این منافع، داخلی هستند و صرفا از طریق خدمات آب‌های زیرزمینی به دست مصرف‌کننده می‌رسند. این خدمات ممکن است شامل رفع تشنگی و یا دفع ضایعات باشند. مصرف‌کنندگان می‌توانند کاربران مسکونی و یا صنایع بزرگ باشند که برای فرآیندهای تولیدی به آب نیاز داشته و در پایان فرآیند، منجر به تولید فاضلاب می‌شوند. تغییر در قیمت‌ها بر منافعی که مصرف‌کنندگان دریافت می‌کنند، اثر می‌گذارد. بخشی از سطح بالای خط قیمت و زیر منحنی تقاضا تحت عنوان «مازاد مصرف‌کننده» شناخته می‌شود. قیمت‌های پایین‌تر، مازاد رفاه مصرف‌کننده را افزایش می‌دهند. این ارجاع نشان می‌دهد که مصرف‌کنندگان از عدم اجبار در پرداخت هزینه برای واحدهای با قیمت‌های بالاتر در امتداد منحنی تقاضا «بهره» می‌برند، اما در عوض باید قیمت تسویه‌کننده بازار را پرداخت نمایند که در آن عرضه با تقاضا و قیمت با هزینه نهایی در یک بازار رقابتی برابر است.

همه منافعی که قابل تعیین و پولی‌سازی هستند، بازاری برای قیمت‌گذاری ندارند که این نیز یک شکست بازار دیگر محسوب می‌شود. همان‌طور که در بالا اشاره شد، این منافع تحت عنوان ارزش‌های «غیر استفاده‌یی» یا «استفاده منفعل» شناخته می‌شوند. بر اساس نظریه تمایل به پرداخت، افراد حاضر هستند که برای وجود یک منبع طبیعی پاک و تمیز، قیمتی را پرداخت کنند (فریمن، ۱۹۹۳؛ برگستروم و همکاران، ۱۹۹۶؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷). «تمایل به پرداخت، به بالاترین قیمتی گفته می‌شود که یک فرد حاضر است برای یک خدمت یا کالا پرداخت کند» (فریمن، ۹۹۳، ص ۸). آمایش‌هایی نیز برای به دست آوردن چنین اطلاعاتی انجام شده است (فصل ۱۳ را ببینید).

به طور بالقوه، می‌توان گستره‌ای از منافع را برای خدمات آب‌های زیرزمینی تعیین کرد. این موارد ممکن است در صورتی که به افرادی فراتر از نقطه استفاده تعلق گیرند، دارای منافع اجتماعی باشند. گستره منافع اجتماعی شامل تغییر در سلامت انسان، ریسک‌های سلامتی در تامین آب آشامیدنی، تغییر در ارزش محصولات یا هزینه‌های تولید برای آب مورد استفاده در آبیاری، تغییر در کمیت یا کیفیت فعالیت‌های تفریحی و تخلیه آب زیرزمینی پاک به جویبارها می‌باشند (برگستروم و همکاران، ۱۹۹۶؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷). محدوده‌ای از تکنیک‌ها برای تعیین منافع در فصل ۱۳ آورده شده است.

به یاد داشته باشید که قیمت، یک سنجه اقتصادی نئوکلاسیکی برای ارزش خدمات آب‌های زیرزمینی است و از منطقه‌ای به منطقه دیگر در یک کشور متغیر است. عوامل طبیعی بر دسترسی به آب زیرزمینی اثر می‌گذارد و در هزینه‌های نیروی کار و مواد اولیه به عنوان عوامل تعیین قیمت آب، تاثیرگذار است. از

این رو، تلاش برای استفاده از یک قیمت واحد برای بسیاری از شهرستان‌ها در مناطق مختلف یک ایالت یا کل کشور، ممکن است ارزش آن منبع را برای جامعه یا گروه مورد نظر، اشتباه نشان دهد. حتی استفاده از قیمت میانگین، احتمالا باید مبتنی بر وزن‌دهی طبق حجم آب مصرفی مورد استفاده یا جمعیتی که از آن استفاده می‌کنند، به عنوان نماینده، برای مقدار آن منبع در هر منطقه با قیمت محلی درنظر گرفته شود تا آماره معناداری برای قیمت منطقه‌یی یا ملی برای آب زیرزمینی ارائه نماید. با این حال، حتی رویکردهای ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی از طریق قیمت نیز ارزش اکوسیستم را در بستر اقتصاد اکولوژیک کم‌تر از حد، برآورد می‌کنند که در وضعیت جاری، روش‌های برآورد منافع، عمدتا قابل تعیین نبوده و یا قابل پولی‌سازی نیستند.

ممکن است منافع غیرقابل تعیین، حاصل اقداماتی باشند که بر آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارند. هم‌چنین ممکن است این منافع شامل بهبود حس رفاه جامعه، توانایی جذب صنایع، کاهش ریسک بیماری ناشی از مقررات‌گذاری منابع بالقوه آلایندگی یا حفظ زیستگاه آبی پشتیبان گونه‌های وحشی و اهلی باشند. این منافع و منافع اجتماعی دیگر، ممکن است در برخی فرآیندهای تصمیم‌گیری، مهم‌ترین منافع به کارگیری خدمات آب‌های زیرزمینی باشند.

منافع قابل تعیین و قابل پولی‌سازی آب‌های زیرزمینی در فلوچارت نمایه (۹-۳) آورده شده است. این فلوچارت فرآیند برآورد منافع ناشی از تغییرات در کمیت یا کیفیت آب‌های زیرزمینی و گام‌های اصلی در تعیین منافع ناشی از تغییرات در خدمات آب‌های زیرزمینی را نشان می‌دهد. این تغییرات ممکن است ناشی از تصمیم به افزایش تولید آب، تغییر در حدود تولید آب مجاز، اصلاح استانداردهای کیفیت آب، اجرای اقدام اصلاحی برای پاک‌سازی آب‌های آلوده زیرزمینی یا انجام سایر فعالیت‌های تاثیرگذار بر آب‌های زیرزمینی باشد. منافع، از تغییر در خدمات منابع آب‌های زیرزمینی حاصل می‌شود که این نیز به نوبه خود حاصل تغییر در شرایط آبخوان یا بخشی از آن از نظر کمیت یا کیفیت و یا هر دو مورد است.

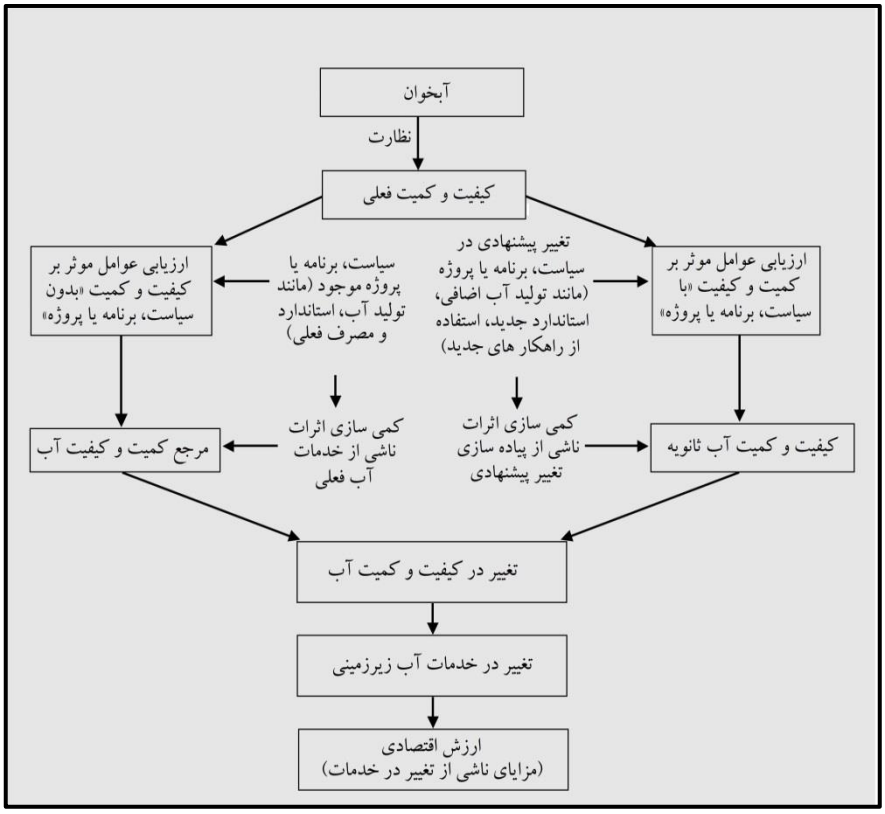
قیمت

قیمت آب‌های زیرزمینی که به ارزش آن بستگی دارد، با گستره‌ای از اجزاء سر و کار دارد. در یک بازار کاملا رقابتی، قیمت آب‌های زیرزمینی (P) برابر هزینه نهایی (MC) تامین آب است (P=MC). عوامل اثرگذار بر قیمت آب‌های زیرزمینی به شرح زیر می‌باشند (هاو، ۱۹۷۹؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷):

- موجودی آب‌های زیرزمینی در دسترس
- تغذیه ذخایر آب‌های زیرزمینی با بارندگی، جریان رودخانه‌یی و نفوذ القایی و تزریق
- تخلیه آب‌های زیرزمینی به رودخانه‌ها

- آلودگی آب‌های زیرزمینی
- هزینه دسترسی از طریق احداث چاه
- هزینه پمپاژ و توزیع
- هزینه نیروی کار و مواد اولیه
- هزینه تصفیه در صورت نیاز
- نیاز جمعیت به آب
- سطوح درآمدی
- سیاست‌ها و طرح‌های دولت
- فرآیندهای تصمیم‌گیری نهادی

نمایه ۹-۳- فرآیند برآورد منافع ناشی از تغییرات در کمیت یا کیفیت آب‌های زیرزمینی



این عامل‌ها نشان‌دهنده تلاشی پیچیده برای تعیین قیمت آب زیرزمینی هستند. در بیش‌تر موارد، قیمت آب بر پایه هزینه عرضه، تعیین شده و ارزش کمیابی آن درنظر گرفته نمی‌شود (هانمن، ۲۰۰۵، ص ۱۹). در نمایه (۹-۴) میانگین قیمت‌های آب زیرزمینی و سطحی در ایالات متحده و دیگر کشورها ارائه شده است. نتایج نشان می‌دهد که قیمت‌ها در کشورهای مختلف بسیار متفاوت هستند (توجه: روشن نیست که آیا این قیمت‌ها میانگین وزنی هستند یا خیر). قطعا، مدل ساده‌تر هتلینگ که برای بهره‌برداری از منابع تجدیدناپذیر به کار گرفته شده است را می‌توان برای منابع آب زیرزمینی استفاده کرد (هتلینگ، ۱۹۳۱، ذکر شده در هاو، ۱۹۷۹) اما شامل عوامل معنادار دیگری که در بالا ذکر شده است، نخواهد بود. مدل هتلینگ نشان می‌دهد تحت ثبات سایر شرایط اقتصادی، بهره‌برداری کارآمد و موثر از یک منبع تجدیدناپذیر و غیرقابل افزایش، باعث تخلیه آن منبع می‌شود. مطابق این قانون، این امر منجر به افزایش قیمت خالص «نرخ هتلینگ» مربوط به منبع می‌شود که به صورت سالانه و با نرخی برابر با نرخ بهره، افزایش یافته و کمبود روزافزون منابع را منعکس می‌کند. در یک بازار رقابتی آب‌های زیرزمینی درون یک آبخوان محصور بدون تغذیه (یعنی یک منبع محدود یا کمیاب)، مدل هتلینگ نشان می‌دهد قیمتی که افراد می‌پردازند برابر نرخ بهره اجتماعی (ارزش انتظاری بازده حاصل از سرمایه‌گذاری‌های جایگزین) است. با این حال، این مدل، مقدار افزایش ذخایر درون زمین (که در زمان حاضر بهره‌برداری نشده‌اند) و اثرات زیست‌محیطی تولید آن را درنظر نمی‌گیرد (هاو، ۱۹۷۹، ص ۹۴). با درنظر گرفتن کمیابی فزاینده، قیمت‌گذاری آب در کشورهای توسعه‌یافته، به هیچ وجه ضرورت اساسی آن، برای پایداری زندگی را منعکس نمی‌کند. مردم نیازهایی به آب دارند که به وضوح از نیازهای ضروری فراتر رفته و قیمت‌ها باید بر اساس آن تعیین شوند (هانمن، ۲۰۰۵، ص ۲۳-۲۱).

نمایه ۹-۴- میانگین قیمت آب در کشورهای منتخب

در اینجا محدوده‌ای از میانگین قیمت‌های آب (زیرزمینی و سطحی عرضه شده) برای کشورهای منتخب نشان داده شده است. قیمت‌ها به ازای هر مترمکعب ارائه شده‌اند. هم‌چنین قیمت‌ها بر حسب دلار در سال ۲۰۰۰ که در سال ۲۰۰۱ گزارش شده و برحسب دلار در سال ۲۰۰۵ که در سال ۲۰۰۶ گزارش شده است، می‌باشند. مشخص نیست که آیا این قیمت‌ها وزنی هستند یا خیر، به همین دلیل باید فرض کرد که آن‌ها میانه‌های حسابی قیمت‌های اعلام شده، هستند.

ادامه نمایه ۹-۴- میانگین قیمت آب در کشورهای منتخب

کشور	۲۰۰۱ بر حسب دلار بر مترمکعب	۲۰۰۶ بر حسب دلار بر مترمکعب
آلمان	۱/۵۲	۲/۲۵
دانمارک	۱/۴۶	۲/۲۵
بریتانیا	۱/۱۱	۱/۹
هلند	۰/۹۸	۱/۴۹
فرانسه	۰/۹۳	۱/۵۸
بلژیک	۰/۷۵	۱/۷۲
ایتالیا	۰/۶۲	۱/۱۵
اسپانیا	۰/۵۸	۰/۹۳
فنلاند	۰/۵۳	۱/۰۳
ایالات متحده	۰/۵۲	۰/۶۶
سوئد	۰/۵۱	۰/۸۶
استرالیا	۰/۴۸	۱/۰۱
کانادا	۰/۳۷	۰/۷۹
آفریقای جنوبی	۰/۳۴	۰/۹۲

مشکل استفاده از میانگین قیمت‌های کشورها برای هر گروه خاص در یک کشور، این است که حتی در یک کشور یکسان، ممکن است به شدت متغیر باشد و نباید از آن برای پیش‌بینی در سطح ملی یا کم‌تر از آن یا در سطح پروژه خاصی استفاده کرد.

برای مثال، نرخ آب شهرهای کوچک و روستاهای ایالات متحده در سال ۲۰۰۲ که از آب زیرزمینی استفاده می‌کنند، نشان می‌دهد که برای مصرف‌کنندگان، قیمت‌های زیر اعمال می‌گردد:

نوگالس آریزونا	۰/۳۷ دلار بر مترمکعب	مسکونی (دارای نرخ‌های بلوکی فزاینده)
	۰/۴۸ دلار بر مترمکعب	آبیاری (برای تمام مصارف، فاقد ساختار نرخ بلوکی)
لینکلن نبراسکا	۰/۳۱ دلار بر مترمکعب	مسکونی (دارای نرخ‌های بلوکی فزاینده)
	۰/۲۶ دلار بر مترمکعب	صنعتی (برای تمام مصارف، فاقد ساختار نرخ بلوکی)
پکین ایلینوی	۰/۴۸ دلار بر مترمکعب	همه کاربری‌ها (دارای نرخ‌های بلوکی کاهنده)
دیتون اوهایو	۰/۱۳ دلار بر مترمکعب	همه کاربری‌ها (دارای نرخ‌های بلوکی کاهنده)

Sources:

1. National Drinking Water Clearinghouse, On Tap, Fall, 1 (3), 4, 2001.
2. NUS Consulting Group, 2005–2006 International Water Report & Cost Survey, http://www.nusconsulting.com/downloads/2006WaterSurvey.pdf (accessed October 8, 2008), 2006.

مدل قیمت‌گذاری تعمیم‌یافته

بر پایه روش هاو (۱۹۷۹) و شورای تحقیقات ملی (۱۹۹۷) که با برخی اصلاحات توام بوده است، می‌توان یک مدل قیمت‌گذاری تعمیم‌یافته تهیه کرد. در این مدل، عوامل اصلی و هم‌چنین برخی از جوانب شکست بازار درنظر گرفته می‌شود. عوامل مهم به شرح زیر می‌باشند:

S(t): حجم ذخیره آب در سال مورد نظر

S(۰): حجم ذخیره آب در ابتدای دوره

H(t): حجم آب ورودی به منبع آب مورد مطالعه در زمان مشخص که می‌تواند به دلیل بارش‌های جوی و یا ورود آب از حوضه‌های مختلف دیگر به حوضه آب مورد نظر باشد.

J(t): حجم آب خروجی از منبع آبی مورد نظر به منابع آبی دیگر

z(L): هزینه ثابت استحصال آب که می‌تواند با افزایش عمق چاه یا افت سطح آب‌های زیرزمینی افزایش پیدا کند.

w[S(t)]: هزینه متغیر استحصال آب و توزیع بین متقاضیان آب‌های زیرزمینی.

A(t): سرمایه‌های اجتماعی- انسانی که در صورت بهبود و توسعه می‌تواند بر تقاضا و بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی موثر باشند

a[A(t)]: هزینه توسعه و بهبود سرمایه‌های اجتماعی انسانی

M(t): میزان آلودگی آب‌های زیرزمینی به دلیل استحصال آن‌ها

x[M(t)]: هزینه پاک‌سازی آب‌های آلوده

o[F(t)]: هزینه فرصت استحصال آب‌های زیرزمینی

B(t): حداقل آب مورد نیاز برای فعالیت‌های انسانی در سطح تکنولوژی موجود.

T(t): تکنولوژی موجود استحصال آب

D(t): تابع تقاضای جمعیت برای آب زیرزمینی در زمان معین.

E(t): اثرات سرمایه‌گذاری برای حفاظت از منابع آب و کاهش مصرف آب در زمان مشخص

U(t): مطلوبیت استفاده از آب در زمان معین

Y(t): سطح درآمد در زمان معین

N(t): اندازه جمعیت و چگونگی توزیع آن در زمان مشخص

c[B(t)]: هزینه اطمینان برای این که گروه‌های کم‌درآمد به حداقل آب مورد نیاز دسترسی دارند.

G(t): سیاست‌ها و برنامه‌های دولتی برای بهره‌برداری بیش‌تر یا حفاظت از منابع و آب‌های زیرزمینی

p(t): ارزش نهایی آب که معادل قیمت بهینه آب لحاظ می‌شود

$q(t)$: نرخ کم آبی در زمان مشخص

$R(t)$: نرخ پمپاژ آب زیرزمینی

r: نرخ تنزیل.

δ: وقایع و حوادث طبیعی که بر ذخایر آب تاثیر می‌گذارند

نظر به فاکتورهای مهم و متغیرهای مربوط به آن‌ها، میزان آب موجود در منبع آب مورد بررسی با رابطه (۹-۲) قابل محاسبه است.

$$S(t+1) = S\left[S(t), H(t), J(t), R(t), M(t), A(t), \delta\right] \qquad (۹-۲)$$

این رابطه نشان می‌دهد که ذخیره آب‌های زیرزمینی، تابعی از ذخیره گذشته آب‌های زیرزمینی، تغذیه، تخلیه، آلودگی آب‌های زیرزمینی، فعالیت‌های انسانی و وقایع و حوادث طبیعی است. به یاد داشته باشید که تغذیه خالص با $H(t) - J(t)$ برابر است.

از آن جایی که فعالیت‌های انسانی، میزان ذخایر آبی را تحت تاثیر قرار می‌دهند، رابطه (۹-۳) فاکتورهای تاثیرگذار بر فعالیت‌های انسانی را نشان می‌دهد.

$$A(t) = A\left[S(t), D(t), G(t), C\left[B(t)\right], r\right] \qquad (۹-۳)$$

که در این رابطه، تابع تقاضای جمعیت خود تحت تاثیر عامل‌ها و فاکتورهای دیگری می‌باشند.

$$D(t) = D\left[N(t), U(t), E(t), B(t), T(t), Y(t), G(t), R(t), M(t), p(t)\right] \qquad (۹-۴)$$

تابع تقاضای جمعیت به شکل فعالیت‌های انسانی اثرگذار بر مصرف آب‌های زیرزمینی، به عنوان تابعی از ذخیره آب‌های زیرزمینی موجود، تقاضای آب‌های زیرزمینی، سیاست‌ها و طرح‌های دولتی در مورد مصرف و حفاظت از عرضه آب‌های زیرزمینی، فرآیندهای تصمیم‌گیری نهادی اثرگذار بر مصرف و حفاظت آب‌های زیرزمینی و نرخ تنزیل مربوط به بازده سرمایه‌گذاری‌های جایگزین، تشریح می‌شود. تقاضا برای آب‌های زیرزمینی به اندازه جمعیت، مطلوبیت آب برای جمعیت در مقادیر و کیفیت‌های متفاوت، اثرات سرمایه‌گذاری برای صرفه‌جویی در مصرف آب، نیازهای اساسی انسانی به آب و سایر نیازمندی‌ها، سطح فن‌آوری، درآمد جمعیت برای خرید آب به عنوان یک کالا در سبد تقاضای کالا و خدمات افراد، سیاست‌های دولتی موثر بر مصرف آب، نرخ پمپاژ آب زیرزمینی (حجمی که می‌تواند عرضه شود)، آلودگی آب‌های زیرزمینی (موثر بر خرید موارد جایگزین) و قیمت، وابسته است.

نظر به روابط (۹-۲) تا (۹-۴)، قیمت (ارزش اقتصادی) آب‌های زیرزمینی از رابطه (۹-۵) محاسبه می‌شود. برخی از عامل‌های رابطه (۹-۵) از عامل‌های دیگری تاثیر می‌پذیرند که بایستی تاثیر آن‌ها را درنظر گرفت.

$$p(t) = z(L) + w\left[S(t)\right] + x\left[M(t)\right] + o\left[F(t)\right] + a\left[A(t)\right] + q(t) \qquad (۹-۵)$$

بر اساس روابط فوق، قیمت آب زیرزمینی تابعی از هزینه نهایی استحصال و توزیع آب، هزینه نهایی تصفیه آب، هزینه فرصت مصرف آب و نرخ کمیابی آب می‌باشد. هاو (۱۹۷۹، ص ۲۹۷) نشان می‌دهد که در بازاری بدون تنظیم برای آب‌های زیرزمینی با هدف بیشینه کردن تولید یک منبع محدود، نرخ کمیابی q(t) مطابق رابطه (۹-۶) است.

$$\overset{0}{q}(t) = \left(r - \frac{dH}{dS(t)} \right) \times q(t) + \frac{dw(R_0)}{dS(t)} \qquad (۹-۶)$$

این نرخ به عامل‌هایی مانند نرخ تنزیل، نرخ ورودی آب (نسبت به ذخیره آب)، نرخ تغییر هزینه‌های تولید آب، نرخ هزینه استحصال آب و ذخیره آب زیرزمینی و عمق ایستابی آب زیرزمینی بستگی دارد. هاو خاطر نشان می‌کند که نرخ‌های تغییر برای تغذیه و هزینه تولید، منفی هستند. از آن جایی که ذخیره S(t) در هر دو عبارت یکسان، اما علامت‌های جلوی آن‌ها متفاوت یعنی یکی مثبت و دیگری منفی است، افزایش تغذیه، موجب بالا آمدن سطح ایستابی آب شده و هزینه تولید کاهش می‌یابد. با این حال، نتیجه بهینه پیش‌بینی شده نشان می‌دهد که با افزایش dH/dS، نرخ تغییر در q(t) نیز افزایش می‌یابد زیرا تغذیه القایی کم‌تر می‌شود. وقتی که این اتفاق به دلیل کاهش هزینه‌های پمپاژ (dw−) رخ می‌دهد، نرخ تغییر q(t) نیز کاهش می‌یابد (هاو، ۱۹۷۹، ص ۲۹۷). به تعبیر دیگری، نرخ کمیابی، نشان‌دهنده هزینه مازادی است که بنگاه یا فرد متقاضی برای داشتن یک واحد اضافی آب باید بپردازد. البته باید درنظر داشت که برای محاسبه دقیق‌تر این نرخ، هزینه فرصت را باید در محاسبات هزینه‌یی منظور کرد. برای محاسبه هزینه فرصت، ساده‌ترین شیوه محاسبه هزینه به کار گرفته شده برای تامین آب مورد نیاز از منابع دیگر آبی است (شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۴).

شورای تحقیقات ملی (۱۹۹۷) به q(t) به عنوان «هزینه پویای تولید آب زمینی اضافی» اشاره می‌کند که همان «ارزش اجاره» آب‌های زیرزمینی است: یعنی مقدار پولی که یک فرد یا شرکت برای جبران یک واحد بیش‌تر آب (در حاشیه) به فروشنده آب زیرزمینی می‌پردازد. پیامدهای تولید یک واحد آب بیش‌تر و فروش آن در بازار می‌تواند برای جامعه یا اکوسیستم مثبت یا منفی باشد. از آن جایی که ارزش تولید یک واحد بیش‌تر در حاشیه می‌تواند کم‌تر یا بیش‌تر از واحد قبلی باشد، نتیجه این است که افزودن نرخ کمیابی یا ارزش اجاره‌یی، در صورتی که اجاره به طور کامل در قیمت لحاظ شده باشد، ممکن است قیمت را تقریبا دو برابر کند. اگر o[F(t)] یعنی هزینه فرصت تولید یک واحد بیش‌تر را بتوان از هزینه منابع آبی جایگزین یا ابزارهای دیگر برآورد کرد، قیمت می‌تواند بالاتر نیز باشد (فصل ۱۳ را نگاه کنید).

نکات دیگر این مدل در مورد کمیابی آب‌های زیرزمینی و قیمت‌گذاری مربوط به آن‌ها به قرار زیر هستند:

- در معادله قیمت‌گذاری، با ادامه تولید آب زیرزمینی و کاهش S(t)، مشخص می‌شود که (۱) سطح ایستابی آب زیرزمینی کاهش می‌یابد، (۲) عمق آب‌های زیرزمینی بیش‌تر می‌شود و (۳) تخلیه آب زیرزمینی رخ داده و در نتیجه هزینه‌های پمپاژ (w(S(t)) افزایش می‌یابد.
- اگر J(t) یعنی تخلیه آب‌های زیرزمینی به نهر رخ دهد، احتمالا آب دچار کمبود نیست وq(t) برابر صفر خواهد بود. قیمت آب ارزش نهایی آن) با هزینه نهایی تولید آن (پمپاژ، توزیع و تصفیه) برابر خواهد بود.
- M(t) یا آلودگی آب‌های زیرزمینی، ممکن است بخشی از یک آبخوان را از چرخه مصرف خارج کند که میزان آن به شدت آلودگی، بستگی دارد. وجود آلودگی شدید می‌تواند نتیجه‌ای مانند کاهش سطح ایستابی آب و افزایش قیمت (w(S(t)) را در پی داشته باشد، به ویژه اگر یک منبع جایگزین آب وجود داشته باشد. یک جایگزین حفر چاه، در ناحیه‌ای محصور، عمیق‌تر و دارای آب است که پایین‌تر از سطح آلودگی قرار دارد. اگر تصفیه امکان‌پذیر باشد، قیمت آب نیز همان‌طور که معادله نشان می‌دهد افزایش خواهد یافت.
- A(t)، مجموعه عوامل انسانی و اجتماعی اثرگذار بر تقاضای آب‌های زیرزمینی، نیاز به بررسی حق انسانی افراد فقیر به آب را در بر می‌گیرد.
- F(t)، واحدهای آب زیرزمینی که به دلیل پمپاژ فعلی (R(t)) یا آلودگی (M(t))، فرصت استفاده برای آینده را از دست می‌دهند؛ شامل فرصت از دست رفته عملکردهای اکوسیستم هستند که به هنگام پمپاژ یا آلودگی بیش از حد، سرمایه طبیعی منبع آب زیرزمینی را از بین می‌برند. از همه مهم‌تر، برای چگونگی درنظر گرفتن این فرصت از دست رفته، نیاز به پژوهش وجود دارد که هزینه آن را بخش عمومی و سپس دولت یا مقامات مرکزی تامین می‌کنند و سپس این وظایف را در سیاست هایی که برای پرداختن به این هزینه ها که از طریق هزینه یا مالیات در قیمت گذاری اجرا می شود ، به رسمیت می شناسد.
- یک نکته در روابط تعریف شده در بالا، این است که اعمال قیمت صفر برای شرایط ناشی از کاهش یا آلودگی آب‌های زیرزمینی یک اقدام اقتصادی یا حسابداری نادرست است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۱۱). فردریک و همکاران (۱۹۹۶، ص ۱۱) بیان می‌کنند که «منبعی که رایگان در اختیار مصرف‌کننده قرار بگیرد تا زمانی که ارزش نهایی آن صفر شود یا عرضه به پایان برسد، مورد استفاده قرار خواهد گرفت».

از منظر عملی، می‌توان تعداد زیادی از اجزای این مدل را که ممکن است به طور منطقی در این موقعیت به کار گرفته شوند و برای آن‌ها داده وجود داشته باشد، استفاده کرد. شرایط یک مکان خاص، ممکن است نشان‌دهنده اجزای دیگری باشد که باید به چنین مدلی افزوده شوند.

عوامل غیربازاری

روش قیمت‌گذاری ارائه شده می‌کوشد تا عوامل غیربازاری را مطرح نماید. قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی در بیش‌تر کاربری‌ها (مسکونی، شهری و صنعتی) حتی زمانی که مالک حق زمین و آب را دارا باشد، در بازار کاملا رقابتی انجام نمی‌شود. به دلیل این که آب‌های زیرزمینی با عمق کم حرکت می‌کنند، یک منبع ذخیره مطلق نبوده و ویژگی‌های یک منبع جریان و دارایی مشترک یا یک محصول عمومی غیربازاری را دارا هستند. یک مشخصه کلیدی چنین منابعی، این است که دسترسی و کسب آن‌ها هزینه زیادی را به کاربر تحمیل نمی‌کند. این مشخصه در بسیاری از شرایط زیست‌محیطی برای آب‌های زیرزمینی صادق است. در حالی که هزینه دسترسی برای اکثر مصرف‌کنندگان آبخوان‌های کم‌عمق، کم‌ترین میزان ممکن است، دولت معمولا الزام می‌کند که عرضه آب به جوامع توسط انحصارگر دولتی انجام شده و قیمت را طوری تنظیم می‌کند که همه افراد بتوانند آن را دریافت نمایند.

آب زیرزمینی نه تنها یک کالای عمومی و ضروری برای زندگی است، بلکه ارائه گسترده‌یی از تعاملات، موازنه‌ها و پشتیبانی اکوسیستم را نیز در بر می‌گیرد. مصرف‌کنندگان ممکن است کاملا از این موضوع آگاه نباشند اما از منظر قانونی این موضوع به رسمیت شناخته شده‌است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۱a). این تعاملات نیازمند پژوهش هستند تا دانش کشف ارزش ضرورت آن‌ها، برای محیط زیست بهبود یابد اما در دسترس نبودن داده‌ها، قیمت‌گذاری این تعاملات و پشتیبانی‌ها را دشوار می‌کند. بخشی از دانش در حوزه توانایی زیرسطح برای تجزیه یا حفظ آلاینده‌های خاص، به «کاهش» منبع آلاینده چاه‌های عرضه‌کننده آب زیرزمینی منجر شده است که پتانسیل ابتلا به بیماری را کاهش می‌دهد (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۷). علاوه بر این، مناطق مستعد فرونشست زمین که آب زیرزمینی ساختار زمین‌شناسی آن‌ها را شکل داده است با محدودیت‌های پمپاژ روبرو هستند. این توانمندی‌های اساسی ذاتی آب‌های زیرزمینی، در حالی که به طور کامل شناخته شده نیستند، در قیمت‌گذاری نیز لحاظ نشده‌اند. آب‌های زیرزمینی همان‌طور که هستند درنظر گرفته می‌شوند. مدل قیمت‌گذاری نشان می‌دهد که قیمت یک منبع یا ذخیره محدود توسط هزینه‌های پمپاژ و اجاره بها تعیین می‌شود. حاصل ضرب قیمت و مقدار فروخته شده ارزش کالای مبادله شده را نشان می‌دهد اما ارزش تعاملات و موازنه‌های اکوسیستم برای اهداف طبیعی و انسانی را منعکس نمی‌کند.

ارزش دارایی

ارزش دارایی را می‌توان از جریان مشارکت عوامل مختلف در تولید به دست آورد. اگر آبخوانی یک دارایی تلقی شده و تولید سالیانه تولیدکننده را به میزان K دلار افزایش داده و نرخ بازدهی سرمایه‌گذاری جایگزین مشابه با r برابر باشد، ارزش دارایی از رابطه زیر به دست می‌آید (شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷):

$$V=K+\frac{K}{(1+r)}+\frac{K}{(1+r)^2}+\frac{K}{(1+r)^3}+...=\frac{K}{r} \qquad (۷-۹)$$

این رابطه ارزش دارایی مولد و با عمر نامحدود مانند آب‌های زیرزمینی را نشان می‌دهد که ممکن است وضعیتی تجدیدپذیر داشته باشند. در این مورد خاص با دارایی نامحدود، ارزش اجاره بهای سالیانه، یعنی قیمتی که تولیدکننده مایل به دریافت آن است با K نشان داده شده است. اجاره بها از حاصل ضرب ارزش دارایی V در نرخ بازدهی r به دست می‌آید. ممکن است ارزش دارایی برای آب‌های زیرزمینی مشخص نباشد اما می‌توان اجاره بهای سالانه را با مشاهده بازار به دست آورد. این روش هم‌چنان ارزش وجود غیربازاری منبع را برای اکوسیستم به دست نمی‌دهد.

قیمت‌گذاری سربار جایگزینی[۱]

اصول حفاظت از اکوسیستم و منابع زیست‌محیطی رو به کاهش، توسط پژوهشگران و سازمان‌های متعددی تشریح شده است. نمایه (۹-۵) دستورالعمل‌ها، رویکردها و یا اقدامات ممکن در خصوص حفاظت از منابع طبیعی و به ویژه آب زیرزمینی برای مصرف آینده را ارائه می‌دهد. این اصول به جایگزینی منابع رو به کاهش با منابع تجدیدپذیر، اشاره دارند. چنین شرایطی را می‌توان با یک رویکرد بازار محور، تنظیم شده برای قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی، مطرح نمود. یکی از این اصول بیان می‌کند که نرخ استفاده از منبع نباید از نرخ پایداری منبع بیش‌تر باشد. اصل دیگری نشان می‌دهد که قیمت‌ها باید منعکس ننده تمام هزینه‌های اجتماعی، اقتصادی و زیست‌محیطی استخراج و مصرف باشند اما راهنمایی در خصوص به کارگیری این مفاهیم ارائه نمی‌کند.

۱- Replacement Surcharge Pricing

نمایه ۹-۵- اصول اکوسیستم مرتبط با تخلیه و آلودگی آب‌های زیرزمینی

پژوهشگران و سازمان‌های متعددی اصول اکوسیستم مرتبط با تخلیه و آلودگی آب‌های زیرزمینی را تشریح کرده‌اند:

پیمان تنوع زیستی[۱]

حفظ ساختار اکوسیستم و عملکرد آن در جهت حفظ خدمات اکوسیستم باید یک هدف اولویت‌دار برای رویکرد اکوسیستمی باشد. «هم‌چنین خاطر نشان می‌کنند زمانی که که تهدید کاهش چشمگیر یا از بین رفتن تنوع زیستی وجود داشته باشد، فقدان قطعیت کاملا علمی نباید به عنوان دلیلی برای به تاخیر انداختن تدابیر جلوگیری یا به حداقل رساندن چنین تهدیدی به شمار رود (پیمان تنوع زیستی، ۲۰۰۲).

دستورالعمل چارچوب آب اتحادیه اروپا

- پیش فرض مربوط به آب‌های زیرزمینی باید به طور گسترده این باشد که این آب‌ها هرگز نباید آلوده شوند.
- این پیش فرض اساسا یک اصل احتیاطی بوده و شامل ممنوعیت تخلیه مستقیم به آب‌های زیرزمینی و الزام به پایش توده آب‌های زیرزمینی است تا تغییر در ترکیب شیمیایی را تشخیص داده و روند آلودگی رو به رشد ناشی از هر گونه فعالیت انسانی را وارونه کند. بر اساس اصل کم‌ترین تاثیر انسانی، این موارد از آب‌های زیرزمینی در برابر تمام آلودگی‌ها حفاظت می‌کند.
- هر ساله تنها مقدار مشخصی تغذیه آب‌های زیرزمینی انجام می‌شود که از این میان، مقداری برای پشتیبانی از اکوسیستم مورد نیاز است (خواه توده‌های آب سطحی باشند یا سیستم‌های زمینی مانند تالاب‌ها). برای مدیریت مناسب، تنها آن بخش از تغذیه کلی که مورد نیاز اکولوژی نیست را می‌توان جلب کرد.
- یکی از نوآوری‌های دستورالعمل فوق، این است که برای اولین بار چارچوبی برای مدیریت یکپارچه آب‌های زیرزمینی و سطحی در سطح اروپا را ارائه می‌دهد.
- کشورهای عضو باید اطمینان بدهند که قیمت‌های توزیع آب شیرین، جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب که از مصرف‌کنندگان دریافت می‌شود، نشان‌دهنده هزینه‌های واقعی است (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۰b).

کشورهای مشترک‌المنافع استرالیا[۲]

قیمت‌گذاری ارزش‌های زیست‌محیطی و منابع طبیعی:

قیمت منابع طبیعی باید تمام هزینه‌های اجتماعی و زیست‌محیطی ناشی از استفاده و استخراج آن‌ها را بازیابی کند. بسیاری از ارزش‌های زیست‌محیطی قابل پولی‌سازی نبوده و سیاست‌های قیمت‌گذاری، بخشی از چارچوب گسترده‌تری در تصمیم‌گیری خواهند بود (کشورهای مشترک‌المنافع استرالیا، ۱۹۹۲).

کنفرانس ریو پیرامون محیط زیست و توسعه، اعلامیه ریو اصل ۱۵

دولت‌ها برای حفاظت از محیط زیست، می‌بایست به طور گسترده و برحسب توان خویش اقدامات پیشگیری مبذول نمایند. در مواردی که خطر ایجاد صدمات جدی یا جبران‌ناپذیر به محیط زیست وجود دارد، عدم یقین کافی علمی نباید مستمسکی برای به تعویق انداختن اقداماتی که از نظر هزینه کارآمد بوده و لازمه جلوگیری از تخریب محیط زیست هستند، باشد. (مجمع عمومی سازمان ملل متحد[۳]، ۱۹۹۲).

کنفرانس ریو پیرامون محیط زیست و توسعه، دستورکار ۲۱ فصل ۱۸

آب باید همچون منبع محدودی درنظر گرفته شود که ارزش اقتصادی و پیامدهای اجتماعی و اقتصادی داشته و از نظر تامین نیازهای اساسی اهمیت دارد (مجمع عمومی سازمان ملل متحد، ۱۹۹۲b).

۱- Convention on Biological Diversity

۲- Commonwealth of Australia (COA)

۳- United Nations General Assembly (UNGA)

ادامه نمایه ۹-۵- اصول اکوسیستم مرتبط با تخلیه و آلودگی آب‌های زیرزمینی

ارتباط اتحادیه اروپا با کمیسیون اصل احتیاطی

«اصل احتیاطی در توافق‌نامه به گونه‌یی تعریف شده است که حفاظت دائمی از محیط زیست را تضمین کند. چشم‌انداز آن بسیار گسترده است و به خصوص هر جا که ارزیابی علمی اولیه نشان دهد که زمینه‌های معقولی برای نگرانی از اثرات بالقوه خطرناک زیست‌محیطی، سلامت انسان، حیوانات یا گیاهان وجود دارد، لازم است که تدابیری بر پایه اصل احتیاطی به شرح زیر اتخاذ شود:

- تناسب با سطح حفاظت انتخاب شده
- عدم وجود تبعیض در به کارگیری آن‌ها
- سازگاری با تدابیر اتخاذ شده در گذشته
- مبتنی بودن بر بررسی فواید و هزینه‌های بالقوه اقدام یا عدم اقدام (شامل تحلیل اقتصادی هزینه/فایده در جای مناسب و امکان‌پذیر)
- استفاده از داده‌های علمی نوین در ارزیابی‌ها و بررسی‌ها
- قابلیت تخصیص مسئولیت به منظور ایجاد شواهد علمی لازم برای درکی جامع‌تر از ارزیابی ریسک (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۰a)

هرمان ای دالی در فراسوی رشد

برای یک منبع تجدیدپذیر (خاک، آب، جنگل، ماهی‌ها) نرخ مناسب مصرف نمی‌تواند بزرگ‌تر از نرخ بازتولید باشد. (برای مثال، ماهی‌ها هنگامی مورد بهره‌برداری پایدار قرار می‌گیرند که با نرخی صید شوند که بتواند با جمعیت ماهی باقی‌مانده جایگزین شود).

برای یک منبع تجدیدناپذیر (سوخت‌های فسیلی، سنگ‌های معدنی درجه بالا، آب‌های زیرزمینی فسیلی) نرخ مصرف پایدار نمی‌تواند از نرخ منبع تجدیدپذیر جانشین که به گونه‌یی مستمر مورد بهره‌برداری قرار می‌گیرد و می‌تواند جانشین آن باشد، بزرگ‌تر باشد. (برای مثال، یک رسوب نفتی در صورتی که بخشی از سودهای آن به گونه‌ای سیستماتیک صرف جمع‌آوری‌کننده‌های خورشیدی یا کاشت درخت شوند، مورد استفاده پایدار قرار خواهد گرفت، به همین دلیل وقتی نفت به اتمام برسد، جریان معادلی از انرژی تجدیدپذیر هم‌چنان در دسترس خواهد بود) (دالی، ۱۹۹۰).

بیانیه دوبلین پیرامون آب و توسعه پایدار

اصل شماره ۴: آب در تمام مصارف رقابتی خود دارای ارزش اقتصادی بوده و باید به عنوان یک کالای اقتصادی شناخته شود. براساس این اصل، حیات انسان به آب بستگی دارد و بنابر این، دسترسی به آب سالم و بهداشتی به عنوان حقوق اولیه انسانی شناخته می‌شود و لازم است که دسترسی افراد با توان مالی پایین هم مد نظر قرار گیرد. مدیریت آب به عنوان یک کالای اقتصادی شیوه مهمی در دست‌یابی به مصرف کارآمد و منصفانه و نیز تشویق به حفاظت از منابع آبی است (کنفرانس توسعه و محیط زیست سازمان ملل متحد، ۱۹۹۲a).

اعلامیه وزیران در دومین مجمع جهانی آب[۱] (لاهه، ۲۰۰۰):

آب باید به شکلی مدیریت شود که نشان‌دهنده ارزش‌های زیست‌محیطی، اجتماعی، اقتصادی و فرهنگی آن برای همه مصارفش باشد و به سمت قیمت‌گذاری بر اساس پوشش کامل هزینه‌ها حرکت کند. در این رویکرد باید اصول انصاف و نیازهای بنیادین فقرا و اقشار آسیب‌پذیر مدنظر قرار گیرد (شورای جهانی آب[۲]، ۲۰۰۳)

اعلامیه وزیران در سومین مجمع جهانی آب (شورای جهانی آب، ۲۰۰۳):

وجوه مالی باید با به کارگیری رویکردهای بازیابی هزینه، افزایش یافته و با شرایط اقلیمی، زیست‌محیطی و اجتماعی محلی و اصل «پرداخت هزینه توسط آلوده‌کننده» متناسب بوده و شرایط افراد فقیر را نیز مدنظر قرار دهد. همه منابع مالی، دولتی، خصوصی، ملی و بین‌المللی باید بسیج شده و به موثرترین و کارآمدترین شکل مورد استفاده قرار گیرند.

۱- Ministerial Declaration of the ۲nd World Water Forum

۲- World Water Council (WWC)

ادامه نمایه ۹-۵- اصول اکوسیستم مرتبط با تخلیه و آلودگی آب‌های زیرزمینی

کمیته حقوق اقتصادی، اجتماعی و فرهنگی سازمان ملل[۱]
این کمیته حقوق کلی مربوط به آب را پذیرفته است. دسترسی به آب برای زندگی و سلامت ضروری است. آب آشامیدنی کافی و سالم یک پیش شرط در راستای تحقق حقوق بشر است.
اعلامیه کوچابامبا[۲] **(۲۰۰۰)**
آب به زمین و همه گونه‌ها تعلق داشته و برای زندگی مقدس است. آب موجود در جهان باید حفظ و اصلاح شده و برای همه نسل‌های آینده باقی بماند و الگوهای طبیعی آن نیز باید محترم شمرده شوند.

برای قیمت‌گذاری منابع رو به کاهش آب‌های زیرزمینی، چه باید باشد؟ این قیمت از مکانی به مکانی دیگر متفاوت است. اصول اکوسیستم ذکر شده در بالا، جهت‌گیری درستی را در محدوده ملاحظات مربوط به آب‌های زیرزمینی شامل نمی‌شوند. با استفاده از ملاحظات حسابداری برای هزینه‌های اجتماعی و اکوسیستمی کاهش آب‌های زیرزمینی، فرونشست زمین را می‌توان یک عامل اصلی تلقی کرد که باید جلوی آن گرفته شود. از این رو، «عدم تخلیه بیش‌تر» می‌تواند محرکی برای هزینه‌های اجتماعی و اکوسیستمی در برخی از مکان‌ها باشد. «هزینه به دست آوردن آب از یک منبع تجدیدپذیر» تا زمانی که بتواند پایدار بماند، عامل مهم دیگری است. هم چنین، هزینه جایگزین تولید یک حجم از آبی که به اندازه کافی پاک باشد تا یک آبخوان رو به تخلیه را تغذیه کرده یا از آن مجددا استفاده کند، هم می‌تواند مولفه دیگری در تعیین قیمت باشد.

هاو (۱۹۷۹، ص ۲۹۷) اجاره کمیابی برای آبخوانی در لاکوستای مکزیک که کاهش آب را تجربه می‌کرد، محاسبه کرده است. با استفاده از برنامه‌ریزی خطی و پارامترهای اساسی اقتصادی، اجاره کمیابی برای دوره ۳۶ ساله محاسبه شد. در سال بیست و نهم، اجاره کمیابی در نهایت به ۰/۰۲۲۴ دلار (دلار ۱۹۷۴) بر مترمکعب رسید که نزدیک به هزینه جایگزینی آب از منبعی دورتر بود. هیچ مانع نهادی برای انتقال آب ذکر نشده، وجود نداشت. با این حال، استفاده از چنین رویکردی نشان داد که حدود ۱۸ میلیارد مترمکعب آب زیرزمینی توسط آبیاری کشاورزی استخراج شده است. این مسئله تهدید نفوذ آب‌های شور را پیش از آن که اجاره کمیابی با هزینه یک منبع جایگزین برابر شود، به همراه دارد. سیاست‌گذار ممکن است پیشنهاد کند که پیش از اتلاف چنین حجم بزرگ غیرقابل جایگزینی، رویکرد متفاوتی به کار گرفته شود. این امکان وجود دارد که از نظر سیاست‌گذار، ارزش‌های اجتماعی بر ارزش‌های اقتصادی ارجح باشد.

۱- United Nations Committee on Economic, Social, and Cultural Rights

۲- Cochabamba Declaration

رویکرد محاسبه اجاره کمیابی سالانه، یک روش اقتصادی برای ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی در دوره‌های زمانی کوتاه‌مدت است. روش دیگر، درنظر گرفتن ارزش، ارزیابی هزینه جایگزینی هنگام برآورد ارزش آب و استفاده از آن به عنوان قیمت حفظ منبع است. این روش در جایی که اطلاعی از منبع جایگزین دیگری وجود ندارد، بسیار کارآمد است. در حالی که این شرایط ممکن است برای نواحی خشک غرب آمریکا و نواحی مشابه آن در سراسر جهان کاربردی‌تر باشد، به طور فزاینده‌ای می‌تواند در نواحی شرقی آمریکا که نفوذ آب‌های شور در آن‌ها در حال تبدیل شدن به یک معضل بوده و یا این مشکل هم‌اکنون در آنجا وجود دارد، نیز کاربرد داشته باشد. جایگزینی کامل مانند بازیافت تمام آب، یکی دیگر از شیوه‌های قیمت‌گذاری آب است (آب از دست رفته در جریان تبخیر یا نشت‌های خطی). در حالی که ممکن است این هزینه بسیار بالاتر باشد، چنین رویکردی به طور کامل‌تری هزینه اجتماعی و اکوسیستمی آب‌های زیرزمینی را مشخص می‌کند. به خصوص، در مناطقی که نرخ تغذیه در مقایسه با تولید واقعی یا بالقوه ناچیز است، ماهیت چرخه هیدرولوژیک آن محل باید در قیمت‌گذاری لحاظ شود. در حالی که چنین رویکردی ممکن است به تغییر کاربری اراضی منجر شود، ممکن است در تعیین هزینه نهایی آب در چرخه هیدرولوژیک برای جامعه، نیز توجیه اقتصادی داشته باشد. هم‌چنین می‌تواند نشان‌دهنده نیازهای بالقوه نسل‌های آینده و گزینه‌های آن‌ها برای جمعیت‌های بیش‌تر نیازمند آب باشد.

برآورد O[F(t)]، هزینه فرصت‌های از دست رفته برای استفاده از آب

در شرایط کاهش منابع آب زیرزمینی و یا در شرایطی که بخشی از یک آبخوان به دلیل آلودگی غیرقابل استفاده است، مالک یا کنترل‌کننده منبع، می‌تواند برآوردهایی از هزینه جایگزینی بخشی از خدمات آب‌های زیرزمینی داشته باشد. این هزینه اگر در ارزیابی لحاظ گردد، همان فرصت‌های از دست رفته برای استفاده از آب‌های زیرزمینی در آینده است که ممکن است ارزش بالایی داشته باشد. جوامع یا شرکت‌ها، از طریق کاهش سطح ایستابی آب یا آلودگی یا محدود کردن این فرصت‌ها برای افراد، تاثیر می‌پذیرند. ارزش جایگزینی از طریق قیمت‌گذاری این خدمات مشخص می‌شود. ممکن است برای بسیاری از این خدمات اطلاعاتی وجود نداشته باشد. می‌توان ارزش جایگزینی را در نرخ تنزیل جاری ضرب کرد تا ارزش اجاره بهای سالانه مشخص گردد. سپس این ارزش اجاره بهای سالانه را می‌توان بر تولید مورد انتظار سالانه آب زیرزمینی تقسیم کرد تا حداقل سربار به دست آید. بسیاری از دیگر تعاملاتی که آب‌های زیرزمینی انجام می‌دهند، مشخص نیستند اما می‌توان آن‌ها را با پژوهش و با گذشت زمان مشخص کرد (برای مثال ما در حال حاضر نسبت به این خدمات غافلیم). به لحاظ نظری، این رویکرد با استفاده از هزینه نهایی، به عنوان روشی برای قیمت‌گذاری جایگزین حمایت می‌شود. این جایگزینی می‌تواند به

صورت واقعی انجام شود و یا اتفاق نیافتد. حیطه قدرت محلی ممکن است تصمیم بگیرد که سربار کل باید تعدیل شود.

گام‌های فرآیند تعیین ارزش جایگزینی به شرح زیر است:

- همه خدمات اصلی انجام شده توسط اکوسیستم را تعیین کنید: ساختار زمین‌شناسی برای جلوگیری از فرونشست زمین، حفظ مانعی در برابر نفوذ آب‌های شور، تصفیه برای حفظ کیفیت متوازن در آبخوان، خلق تالاب‌های قابل مقایسه، عدم تخلیه آب زیرزمینی به نهر مجاور و حیات وحش مربوطه، احداث سیستم‌های گردآوری آب برای حجم قابل مقایسه آب و خدمات دیگر از جمله خدمات مستمر و بلندمدت و ذاتی آب‌های زیرزمینی هستند.
- روش کم هزینه دیگری را برای جایگزینی خدمات تعیین کنید.
- استمرار نامحدود و جایگزینی بدون وقفه خدمات را درنظر بگیرید. برخی از خدمات ممکن است نیاز به عملیات و نگهداری داشته باشند. جایگزین‌ها ممکن است پروژه‌های بزرگ مهندسی برای ارائه، تصفیه و بازیافت آب باشند که ممکن است ساخته نشوند اما طراحی شده و هزینه‌بر باشند.
- هزینه‌هایی برای بازسازی خدمات تخصیص دهید.
- حاصل ضرب هزینه جایگزینی تصور شده در نرخ تنزیل، نشان‌دهنده هزینه فرصت سرمایه‌گذاری برای کسب اجاره بهای سالانه است.
- همه هزینه‌های جایگزینی اکوسیستم را اضافه کرده و تخصیص دهید و سربار قابل کاربرد را از مصرف‌کننده اخذ کنید.
- حجم آب کاهش یافته یا آلوده را می‌توان به سازمان مدیریت آب ایالتی، گزارش کرد تا اثرات زیست‌محیطی کلان، ردیابی و پاسخ داده شوند.

این کار می‌تواند قیمت آب‌های زیرزمینی برای مصرف‌کنندگان را افزایش داده و شناخت ناقص سهم اکوسیستم در ارزش آب تامین شده را به همراه داشته باشد. در شرایط تداوم کاوش و کاهش آبخوان یا ادامه آلودگی یا گسترش آن، قیمت‌ها با گذشت زمان افزایش می‌یابند. از نظر ریاضی، مدل این قیمت‌گذاری با معادله‌های زیر آغاز می‌شود.

$$V = \frac{K}{r} \qquad (۸-۹)$$

$$p(t) = w[S(t)] + x[M(t)] + O[F(t)] + q(t) \qquad (۹-۹)$$

قیمت آب در ناحیه‌ای که آبخوان آن تخلیه شده باشد، از طریق قیمت آب در نواحی مجاور که آب با کیفیت مشابه دارند و هم‌چنین هزینه‌های بازچرخانی کلی فاضلاب در جامعه، تعیین می‌شود. در نتیجه فرآیند قیمت‌گذاری آب با معادله‌های زیر تشریح می‌شود:

$\psi(t)$: حجم آب‌های زیرزمینی کاهش‌یافته یا آلوده در آبخوان در زمان t

$\beta(t)$: حجم آب با کیفیت مشابه از نواحی مجاور در زمان t

$\alpha\beta[(t)]$: هزینه آب با کیفیت مشابه از نواحی مجاور در زمان t

$\Theta(t)$: حجم فاضلاب بازچرخانی شده جامعه در زمان t

$\in[\Theta(t)]$: هزینه فاضلاب بازچرخانی شده جامعه برای به دست آوردن آب با کیفیت مشابه در زمان t

$$\beta(t)+\Theta(t)=\Psi(t) \qquad (۱۰-۹)$$

از آن جا که کاهش آب زیرزمینی یا آلودگی می‌تواند هر سال تا زمان مورد بررسی ادامه یابد، جریان افزایش سالانه ارزش آب (V) با استفاده از سیاست قیمت‌گذاری هزینه تولید و هزینه جایگزینی سالیانه (K) از روابط زیر به دست می‌آید:

$$K=\alpha[\beta(t)]+\in[\Theta(t)] \qquad (۱۱-۹)$$

$$V=\{\alpha[\beta(t)]+\in[\Theta(t)]\}+\frac{\alpha[\beta(t+1)]+\in[\Theta(t+1)]}{1+r}+\frac{\alpha[\beta(t+2)]+\in[\Theta(t+2)]}{(1+r)^2}+\ldots \qquad (۱۲-۹)$$

که در آن r نرخ تنزیل است.

با داشتن $V_r=K$ و $K=\alpha[\beta(t)]+\in[\Theta(t)]$ این رابطه اجاره بهای سالانه را برای تامین آب جایگزین ارائه می‌دهد که می‌توان آن را برای تولید از آبخوانی که در مورد آن نگرانی وجود دارد، به کار گرفت.

با فرض این که هزینه‌ها به طور یکنواخت در همه واحدهای کاهش یافته (یا آلوده شده) آب گسترش می‌یابند، اثر قیمت یک واحد آب بر مصرف‌کننده از رابطه زیر حاصل می‌شود:

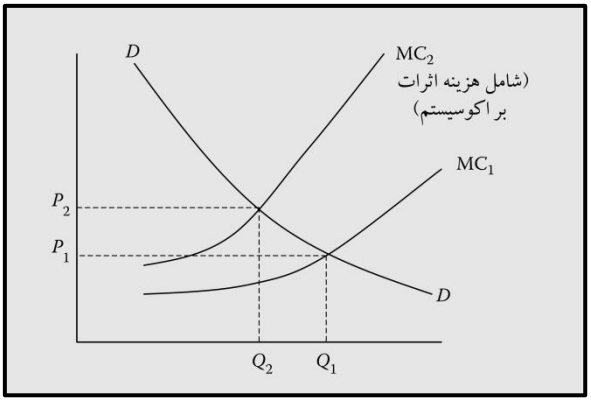
$$\frac{\alpha[\beta(t)]+\in[\Theta(t)]}{[\Psi(t)]}=o[F(t)] \qquad (۱۳-۹)$$

بنابر رابطه $p(t)=w[S(t)]+x[M(t)]+O[F(t)]+q(t)$، کاهش منابع و یا آلودگی بر قیمت آب تاثیرگذار خواهد بود. خدمات دیگر را می‌توان در $O[F(t)]$ گنجاند. انتظار می‌رود با افزایش قیمت برای مصرف‌کنندگان، تقاضا کاهش یابد. (بخش «کشش قیمتی تقاضای آب و عوامل درآمدی» را در ادامه متن ببینید.) این رویکرد اثر مشابهی همانند مالیات بر مصرف آب دارد اما می‌تواند خدمات اکوسیستمی مورد استفاده در تولید و یا مصرف آب‌های زیرزمینی را شامل شود. نمایه (۹-۶) این اثر را به صورت نموداری نشان می‌دهد. منحنی MC_2 شامل هزینه نهایی اثرات اکوسیستمی است که در MC_1 لحاظ نشده است. لحاظ کردن هزینه‌های اثرات اکوسیستمی باعث افزایش قیمت آب‌های زیرزمینی و کاهش تقاضا از Q_1 به Q_2 می‌شود.

در مواردی که حقابه‌ها مناسب بوده و مورد استفاده قرار می‌گیرند و کاهش موجودی منابع، اثرات مخرب دیگری دارند، قیمت‌ها ممکن است بالاتر باشند. برای مثال، اگر جامعه‌ای دارای هلدینگ‌های کشاورزی گسترده باشد و باید آب زیرزمینی را تنها برای تغذیه آبخوان رو به کاهش پمپاژ نماید، معادله قیمت می‌تواند شامل هزینه‌های تزریق به عنوان یک عامل جداگانه باشد. این شرایط، قیمت آب را نیز افزایش می‌دهد.

اگر چه این مجموعه مفاهیم و معادلات فوق‌الذکر برای قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی به ویژه در شرایط کاهش سطح آب مناسب هستند اما عوامل دیگری وجود دارند که مسیرهای پژوهشی جدیدی را در آینده مطرح می‌کنند.

نمایه ۹-۶- هزینه‌های نهایی اثرات اکوسیستم بر قیمت‌گذاری



P_1: قیمت آب زیرزمینی بدون توجه به هزینه‌های اکوسیستم ناشی از تخلیه آلودگی
P_2: قیمت آب زیرزمینی با درنظر گرفتن هزینه‌های اکوسیستم ناشی از تخلیه آلودگی

کشش قیمتی تقاضای آب و عوامل درآمدی

از عوامل دیگر در ارزیابی میزان افزایش قیمت آب‌های زیرزمینی، کشش قیمتی آب و درآمد موجود است. بیچر و همکاران (۱۹۹۴) از بیش از ۱۰۰ مطالعه، نتیجه‌گیری کردند که کشش تقاضای مسکونی آب بین ۰/۲- تا ۰/۴- و کشش تقاضای آب صنعتی بین ۰/۵- تا ۰/۸- است. به طور مشابه، یانگ (۲۰۰۵، ص ۲۵۵) بیان کرد که در کشش قیمتی تقاضا برای آب مسکونی، تغییرپذیری قابل توجهی وجود داشته و این کشش معمولا در محدوده ۰/۳- تا ۰/۶- است. یانگ (۲۰۰۵، ص ۲۲۸) کشش قیمتی تقاضای آب صنعتی را بررسی کرده و آن را در محدوده ۰/۱۵- تا ۱/۳- به دست آورد که نشان می‌دهد هزینه‌های

پساب ممکن است روشی موثر برای کاهش مصرف و تخلیه آب باشد. از این رو، افزایش ۱۰ درصدی در قیمت آب، تقاضا برای مصرف‌کنندگان مسکونی را ۳ تا ۶ درصد کاهش می‌دهد که این میزان برای کاربران صنعتی دو برابر است. وینپنی (۱۹۹۴، ص ۸۰-۷۶) کشش قیمتی تقاضای آب شهری در هفت کشور توسعه‌یافته را بررسی کرده و دریافته که کشش‌ها برحسب کاربری و زمان سال متغیر بوده و در محدوه ۰/۰۶- تا ۱/۰۷- قرار می‌گیرند. با این حال، عموما تقاضای آب بی‌کشش است.

توانایی پرداخت به قیمت آب و درآمد یک فرد یا صنعت ارتباط داشته و از نظر برابری بسیار اهمیت دارد. برای افراد با درآمد بالاتر، تغییر در قیمت آب، ممکن است به اندازه افراد کم درآمد پیامدهای زیادی در پی نداشته باشد. آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده (۲۰۰۲) معتقد است که سهم آب در سبد هزینه خانوار میانه باید حدود ۲/۵ درصد باشد تا در آن، هزینه رو به افزایش تصفیه آب مدنظر قرار گیرد. در جوامع کوچک (با جمعیت ۲۵ تا ۱۰ هزار نفر)، در سال ۱۹۹۵، درآمد خانوار میانه از ۲۷۰۵۸ دلار تا ۳۰۷۸۵ دلار، هزینه قبوض آب از ۱۸۱ تا ۲۱۱ دلار و سهم آب در سبد هزینه خانوار از ۰/۶۷ تا ۰/۶۹ متغیر بود. در همان سال، درآمد خانوار میانه در سطح ملی ۴۰۸۱۶ دلار بود. برای این جوامع، سهم آب در سبد هزینه خانوار میانه از ۰/۶۵ تا ۰/۶۹ قرار داشت. این نتیجه نشان می‌دهد که قیمت آب می‌تواند توسط عوامل مختلف برای افراد پردرآمدتر افزایش یابد و تاثیر منفی زیادی بر درآمد خانوار نداشته باشد.

توان مالی پرداخت در کشورها و جوامع مختلف بسیار متفاوت می‌باشند. در حالی که ۲/۵ درصد درآمد خانوار میانه را می‌توان حدی برای مقدار پرداخت آب در جوامع کوچک ایالات متحده از سوی مردم درنظر گرفت، شرایط دیگری در سایر مناطق جهان وجود دارد که منجر به این می‌شود که درصد بسیار بالاتری از منابع خانوارها صرف تامین آب شود. در کشورهای کم‌تر توسعه‌یافته، افراد و به خصوص زنان و کودکان، زمان قابل توجهی را صرف تهیه آب از منابع دور دست می‌کنند (یونسکو، ۲۰۰۳b، ص۲۸۶). افراد فقیر در کشورهای کم‌تر توسعه‌یافته اغلب آب سالم و قابل اطمینان در اختیار نداشته و ممکن است ۱۰ برابر هزینه آبرسانی از شبکه را به فروشندگان دوره‌گرد پرداخت کنند که ۱۰ تا ۱۵ درصد درآمد خانوار را شامل می‌شود (برای مثال در نامیبیا) (یونسکو، ۲۰۰۳a).

با این حال، بسیاری از صنایع هزینه کمی برای آب پرداخت می‌کنند و ممکن است بتوانند افزایش قیمت را بسیار بهتر از بخش کشاورزی جبران نمایند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۲۲۳). لازم به ذکر است که گستره مصرف آب در بخش صنعتی بسیار متغیر بوده و از برآوردن نیازهای اساسی کارگران تا استفاده‌های زیاد در خنک کردن نیروگاه‌های حرارتی را در بر می‌گیرد (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۲۴۴). عموما، تقاضای آب صنعتی نسبت به قیمت بی‌کشش است (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۲۴۵).

کمیابی و قیمت‌گذاری

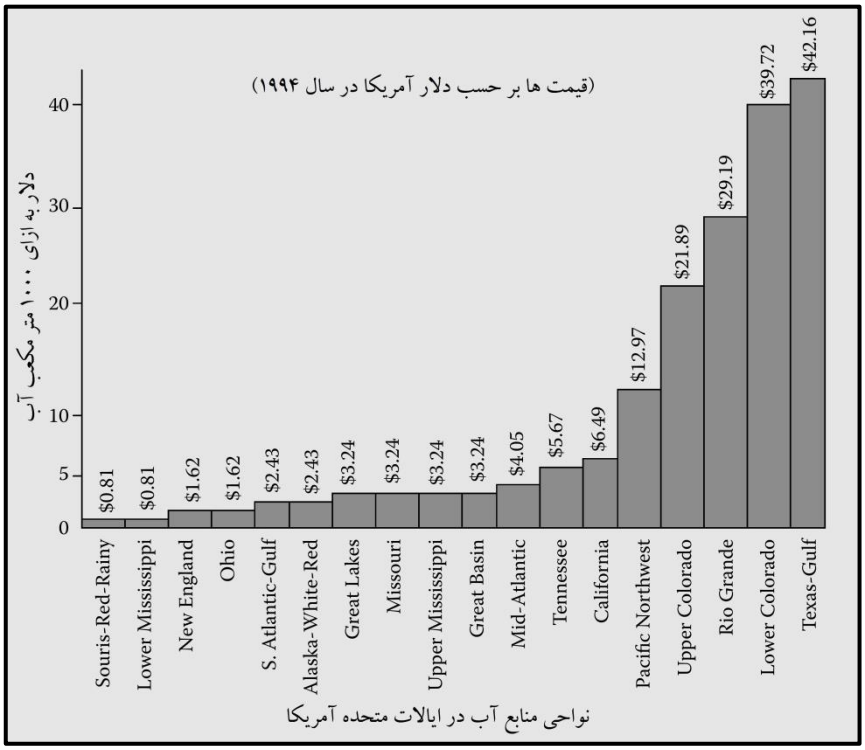
در صورتی که حجم آب‌های زیرزمینی در یک ناحیه یا به طور فصلی کمیاب‌تر شود، اقتصاد نشان می‌دهد که قمیت آب باید افزایش یابد. معمولا فرض می‌شود که ابتدا پاک‌ترین و در دسترس‌ترین آب زیرزمینی تولید می‌شود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۹۵) بنابراین با گذشت زمان، آب با کیفیت کم‌تر و دسترسی محدودتر، هزینه بیش‌تری برای تولید، تصفیه و استفاده خواهد داشت. این عوامل، هزینه‌ها را افزایش داده و در افزایش قیمت آب نیز نقش دارند. در دسته‌بندی‌های دیگر، کشف منابع آب و جانشین‌های جدید می‌تواند کمیابی را جبران کند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۹۴). با این حال، به طور معمول کشف «آب جدید و کم هزینه‌تر» محتمل نبوده و در بیش‌تر فرآیندهایی که از آب استفاده می‌شود، جانشینی وجود ندارد. اطلاعات بیش‌تر می‌تواند به کاهش اثر کمیابی کمک کند اما این مسئله معمولا موقتی است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۹۵). تولید آب «جدید» از طریق بازچرخانی و استفاده مجدد از فاضلاب، با قیمت بالقوه کم‌تری امکان‌پذیر است. مطالعه عرضه آب برای پکن در سال ۱۹۸۷ نشان داد که بازچرخانی و استفاده مجدد، در مقایسه با ایجاد یک پروژه جدید جانشین، برای کاربری صنعتی ۳۰ درصد و برای کاربری خانگی ۱۵ درصد مقرون به صرفه‌تر است (هوفشمیت و همکاران، ۱۹۸۷، ذکر شده در کار وینپنی، ۱۹۹۹۴، ص ۸۶-۸۴). برای مصارف با حجم بالا، تعدادی از گزینه‌ها به شرح زیر وجود دارد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۲۸-۲۷):

- استفاده از فرآیندهای جایگزینی که کم‌تر به آب وابسته هستند.
- بهبود فرآیندها (مانند کاهش نشت‌ها)
- استفاده از آب با کیفیت پایین‌تر شامل آب شور و فاضلاب
- استفاده از فن‌آوری‌های جدید

ممکن است واکنش کشاورزانی که به آب آبیاری وابسته هستند، بر اساس اقتصاد متعارف قابل پیش‌بینی باشد اما دفعات تغییر در کاربری آب مشخص نیست (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۲۸-۲۷). برنامه‌های صرفه‌جویی تا حدودی کمیابی را جبران کرده و قیمت‌ها را در سطحی کم‌تر از چیزی که ممکن است باشند، نگه داشته و می‌تواند به مثابه خلق عرضه آب بدون آب اضافی تلقی شود (مانند مطالعه موردی ۱۱، متعادل کردن اکوسیستم، مصرف آب و قیمت‌گذاری).

نمایه (۹-۷) ارزش منابع آب مناطق مختلف ایالات متحده را نشان می‌دهد. این مقادیر از ۵۰۰ مورد استخراج شده و شامل منابع آب سطحی و زیرزمینی می‌باشند (در بسیاری از موارد ممکن است آن‌ها هنگامی که یک خط انتقال در ارزیابی یک منبع درنظر گرفته شود، منابع جایگزینی برای همدیگر باشند).

نمایه ۹-۷- ارزش آب میانه در مناطق مختلف ایالات متحده



توجه: ارزش‌های میانه آب با توجه به تمام مصارف عمده از منابع سطحی و هم زیرزمینی در مناطق ایالات متحده توسعه داده شدند. یک منبع آب ممکن است جایگزینی برای منبع دیگری در مکان‌های دیگر باشد. نزدیک به 500 برآورد از 41 مرجع تفسیر شدند تا این مقادیر به دست بیاید. مصارف آب شامل موارد زیر هستند: تخلیه فاضلاب، سرگرمی، زیستگاه، ناوبری، نیروگاه برقابی، آبیاری، پردازش صنعتی، نیروی ترموالکتریک و مصارف خانگی. نویسندگان نشان می‌دهند که این ارزش‌های میانه، ممکن است برای مقایسه در سطح ملی مناسب‌تر باشند.

Source:
Frederick, K.D. et al., Economic Values of Freshwater in the United States. Discussion Paper 03-97, Resources for the Future, Washington, DC, 1996, Table 3,3. With permission

این مقادیر مربوط به همه مصارف عمده آب، از جمله تخلیه ضایعات، تفریح، زیستگاه‌ها، ناوبری، نیروی برقابی، آبیاری، پردازش صنعتی، نیروی ترموالکتریک و مصارف خانگی هستند. محدوده این مقادیر (دلار سال ۱۹۹۴) برای مصارف فوق، از حداقل رایگان تا حداکثر ۰/۰۱ دلار بر مترمکعب برای تخلیه ضایعات در مناطق خشک‌تر، تا کمینه رایگان در مناطق مرطوب و بیشینه ۲/۱۴ دلار بر هر مترمکعب در نواحی خشک‌تر برای تفریح و زیستگاه‌های ماهی‌ها و حیات وحش بود. نمودار ارائه شده (شامل ارزش‌های

میانه را به ازای هر ۱۰۰۰ مترمکعب) نشان می‌دهد که عموما در نواحی مرطوب‌تر ایالات متحده، آب فراوان‌تر بوده و نواحی غربی که آب به میزان کم‌تری موجود است، ارزش آب بالاتر است.

قیمت‌گذاری پایین‌تر از حد واقعی

آب هر روز کمیاب‌تر می‌شود اما بر اساس ارزش بازاری آن قیمت‌گذاری نمی‌شود. قیمت پایین آب یک انحراف در بازار است و ناکارآمدی‌هایی ایجاد می‌کند. در یک اقتصاد آبیاری، آب عامل محدودکننده تولید بوده که معمولا از نظر ارزش مصرفی، پایین‌تر مقدار واقعی خود قیمت‌گذاری می‌شود (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۴۰). بررسی دو کشور خشک (اردن و رژیم صهیونیستی) با وابستگی بسیار زیاد به آب‌های زیرزمینی نشان می‌دهد که قیمت‌گذاری پایین آب، پیامدهای اقتصادی نامطلوبی به همراه داشته است: (سکستون، ۱۹۹۰، ذکر شده در کار وینپنی، ۱۹۹۴، ص ۱۹):

- «سرمایه‌گذاری بیش از حد دولت در این بخش» و «ممانعت از سرمایه‌گذاری بخش خصوصی» (صفحه ۱۸)
- «نرخ بازدهی پایین»
- «ارتقای بخش‌های مصرف‌کننده غیر رقابتی»
- «پرداخت یارانه آب که می‌تواند به سود افراد ثروتمند و دارای ارتباطات باشد» (صفحه ۱۸)
- «کاهش فن‌آوری در بخش‌هایی که مصرف‌کننده آب هستند.» (صفحه ۱۷)

روش‌های قیمت‌گذاری

تسور و همکاران مروری بر روش‌های قیمت‌گذاری آب داشتند که در نمایه (۹-۸) به صورت خلاصه بیان شده است. هیچ کدام از رویکردها بهترین تلقی نمی‌شود (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳). قیمت‌گذاری آب پیچیده بوده و اقتصاددانان بر سر بهترین رویکردها توافق ندارند. این مسئله از ابهام بر سر اصول بنیادین و دلالت‌های ملاحظات فیزیکی، محلی، فرهنگی، نهادی و سیاسی نشات می‌گیرد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۲). رویکرد نئوکلاسیک نشان می‌دهد که کارایی، عاملی کلیدی در سنجش عملکرد یک روش خاص در تعیین قیمت آب است اما کارایی نحوه توزیع منافع میان کاربران را درنظر نمی‌گیرد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۲).

قیمت‌گذاری بر اساس هزینه نهایی یا شرایط رقابتی، کارآیی اقتصادی را تضمین می‌کند (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۱۴). با این حال، همان‌طور که پیش‌تر نشان داده شد، روش‌هایی که در حال حاضر به کار گرفته می‌شوند، معمولا هزینه‌های اثرات اکوسیستمی را لحاظ نمی‌کنند. در رویکرد هزینه نهایی، قیمت با هزینه نهایی برابر است. در این رویکرد، فرض می‌شود که کیفیت و ارزش آخرین واحد برای همه

مصرف‌کنندگان یکسان است. در غیر این صورت، قیمت را می‌توان به گونه‌ای تعدیل کرد که نشان‌دهنده این تفاوت‌ها باشد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۱۵). چالش بزرگ قیمت‌گذاری بر اساس هزینه نهایی، این است که هزینه نهایی با گذشت زمان تغییر می‌کند و شرایط خشک‌سالی به طور بالقوه هزینه‌های بسیار بالاتری ایجاد می‌کند. افزون بر این، هزینه‌های سنجش مصرف در روش هزینه نهایی ضمنی بوده و در پیاده‌سازی با مشکلاتی همراه است (تسور و همکاران، ۲۰۰۱، ص ۱۵ و ۱۸).

در روش قیمت‌گذاری بهینه دوم، قیمت آب نسبت به هزینه نهایی بلندمدت کم‌تر بوده که ممکن است سودهای اجتماعی دیگری به همراه داشته باشد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۱۶). در نواحی که در آن‌ها آبیاری یا صنایع بزرگ مصرف‌کننده اصلی آب هستند، سایر مصرف‌کنندگان نیز از توسعه شبکه آبرسانی بهره‌مند می‌شوند. قیمت‌گذاری انحصاری تنظیم شده ممکن است اصل توانایی پرداخت را تضمین کند. این روش‌ها، اثرات اکوسیستم را نیز در ساختار خود مدنظر قرار نمی‌دهند. با این حال، تسور و همکاران (۲۰۰۴) بازبینی گسترده و تحلیل قیمت‌گذاری آب آبیاری را انجام داده و راهنمایی‌هایی را برای قیمت‌گذاری در کشورهای در حال توسعه ارائه دادند. این راهنمایی‌ها که کاربردهای گسترده‌یی در قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی دارند، در نمایه (۹-۹) خلاصه شده است.

نمایه ۹-۸- روش‌های قیمت‌گذاری

روش قیمت‌گذاری	شرح مختصر	پیاده‌سازی	کارآمدی بالقوه	افق زمانی	توانایی کنترل تقاضا	تطبیق با شرایط کیفی آب
انحصاری تنظیم شده	هزینه متوسط بلندمدت	نسبی	بهینه دوم	کوتاه‌مدت	وابسته به حساسیت نرخ	دشوار
حجمی تک نرخی	قیمت‌گذاری هزینه نهایی (هزینه کامل)	پیچیده	بهینه اول	کوتاه‌مدت	ساده	ساده
نهاده / ستانده	مالیات	پیچیدگی کم‌تر	بهینه دوم	کوتاه‌مدت	نسبتا ساده	دشوار
در هر ناحیه	قیمت بر پایه مکان	ساده	هیچ	غیرقابل کاربرد	از طریق محدودیت‌ها	دشوار
پلکانی[1]	هزینه نهایی بر اساس تقاضا	نسبتا پیچیده	بهینه اول	کوتاه‌مدت	ساده	نسبتا ساده
دو بخشی	هزینه نهایی همراه با هزینه‌های مدیریت	نسبتا پیچیده	بهینه اول	بلندمدت	نسبتا ساده	نسبتا ساده
بازارهای آب	قیمت‌گذاری فروش، مزایده رقابتی	دشوار	بهینه اول	کوتاه‌مدت/ بلندمدت	بسته به نوع بازار	ساده

Source:
Tsur et al, Pricing Irrigation Water: Principles and Cases from Developing Countries, Resources for the Future, Washington, DC, 2004, 46. With permission.

۱- Tiered

نهادهای تسهیل‌کننده قیمت‌گذاری

نهادهای مرتبط با آب که به موجب قانون تاسیس شده‌اند، مبنایی برای قیمت‌گذاری فراهم می‌کنند. این نهادها قوانین و حقوق آب را اداره کرده و خدمات توزیع و تخصیص آب را فراهم می‌کنند (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۲۸). قانون آب می‌تواند انگیزه‌هایی برای پاسخ‌گویی به منافع اجتماعی و اقتصادی حقوق مالکیت، کارآمدی، توزیع و اثرات خارجی ارائه نماید. این معضلات در فصل پنجم در مورد قانون آب مطرح شده است. حقوق مالکیت آب، امکان تبادل مالکیت یا استفاده از آب را فراهم می‌آورد. این حقوق هم‌چنین اطمینان می‌دهد که مالکیت یا مصرف مختل نمی‌شود. فرآیندهای قضایی در بسیاری از کشورها به منظور بازبینی حقوق مالکیت یا مصرف آب‌های زیرزمینی شکل گرفته است. قانون‌گذار ممکن است یارانه‌هایی فراهم آورد تا مصارف خاص را تشویق کنند یا مالیات‌هایی برای جلوگیری از مصارف دیگر آب وضع کند. سازمان‌های تنظیم‌گر اجرایی، ممکن است قیمت‌هایی که برای عرضه‌کنندگان عمومی و خصوصی آب وضع می‌شود را به گونه‌یی تعیین کنند که هزینه‌ها پوشش داده شوند. در بسیاری از مناطق ایالات متحده، کمیسیون‌های خدمات عمومی آب وجود دارند تا نرخ آب را برای شرکت‌های خصوصی آب که انحصار تامین آب در جوامع مربوط به خود را در اختیار داشته و کاهش سطح آبخوان را در تعیین نرخ آب درنظر نمی‌گیرند، تعیین نمایند (نمایه (۹-۱۰) را ببینید). سازمان‌های تامین آب[۱] را می‌توان به منظور تامین آب برای انواع مختلف مصرف‌کنندگان یا مکان‌هایی خاص تاسیس کرد. سازمان‌های کاربران آب[۲] به منظور تخصیص آب، میان مصرف‌کنندگان عمل می‌کنند و برای این کار، قیمت‌هایی را تعیین کرده و مشخص می‌کنند آب چگونه مصرف شود. یک مقام اصلی در حوزه آب، ممکن است نقش‌های گسترده‌یی داشته باشد. این نقش‌ها بر قیمت آب تاثیر می‌گذارد (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳۹-۲۸):

- اطمینان از تخصیص آب برای اهداف ملی یا ایالتی
- تعیین قیمت‌های آب
- فراهم آوردن مبادلات مبتنی بر بازار و تبادل آب
- کنترل مصرف آب و مجوزهای کیفیت تخلیه و تبادل
- ایجاد توافق‌های بین‌المللی در مورد معضلات آب‌های بین‌مرزی
- ایجاد مخازن آب برای ذخیره و انتقال در حجم زیاد
- ایجاد بازارهای نقدی و اختیار معامله به منظور بررسی تغییرپذیری در دسترسی به آب

۱- Water Supply Organizations

۲- Water User Organizations

نمایه ۹-۹- راهنماهایی برای قیمت‌گذاری آب آبیاری، بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب زیرزمینی در جهان

راهنمای اقتصاد خرد

۱- قیمت‌گذاری بر اساس هزینه نهایی تخصیص کارآمد آب را تضمین می‌کند و در آن مجموع مازاد رفاه مصرف‌کنندگان آب یعنی کشاورزان و عرضه‌کنندگان آب حداکثر است.

۲- قیمت‌گذاری بر اساس هزینه متوسط، بودجه عرضه آب را متوازن می‌کند اما کارآمدی از دست می‌رود، زیرا رفاه توام کشاورزان و عرضه‌کنندگان آب را کاهش می‌دهد. علاوه بر این، کشاورزان بار از دست رفته رفاه را بر دوش می‌کشند (ص ۷۶).

۳- قیمت‌گذاری بلوکی می‌تواند مورد استفاده قرار گیرد تا ضمن حفظ کارآمدی، ثروت را بین عرضه‌کنندگان آب و کشاورزان انتقال دهند (ص ۷۶).

۴- هزینه‌های پیاده‌سازی، یک روش قیمت‌گذاری برای بخشی از هزینه عرضه است و باید در هزینه‌های ثابت یا متغیر عرضه آب به حساب آیند (ص ۷۸).

۵- از منظر کارآیی، روش قیمت‌گذاری مطلوب، روشی است که هنگامی که هزینه‌های پیاده‌سازی محاسبه شوند، بیش‌ترین رفاه را ارائه دهد (ص ۷۹).

۶- هر هزینه‌یی که برای پوشش دادن هزینه‌های ثابت عرضه آب صورت گیرد، باید به شیوه‌ای وضع شود که بر «تصمیمات نهاده آب» کشاورزان تاثیر نگذارد، مثلا همانند یک پرداخت ثابت یا پرداخت به ازای هر هکتار، اما همانند هزینه حجمی نباشد (ص ۸۱).

۷- قیمت‌های آب تاثیر محدودی بر توزیع درآمد در بخش کشاورزی دارند و به همین دلیل، وسیله‌ای ناکافی برای بررسی اهداف توزیع درآمد به شمار می‌روند (ص ۸۲).

۸- به لطف راهنمایی ۶، این پرسش که چه کسی هزینه ثابت عرضه آب را هنگامی که سود عملیاتی عرضه‌کنندگان کم‌تر از هزینه ثابت باشد، می‌پردازد را می‌توان با توجه به معیار توزیع درآمد تعیین کرد. در کشورهای در حال توسعه، جمعیت شهری از جمعیت روستایی مرفه‌تر بوده و ممکن است برخی از بار هزینه‌های ثابت عرضه آب آبیاری را به دوش بکشند. بخشی از این هزینه به شکل محصولات غذایی کم‌هزینه‌تر به آن‌ها بازگشت داده می‌شود (ص۸۲).

۹- منابع آب با کیفیت مختلف بر برداشت محصول، اثرات متفاوتی خواهد داشت، هر کیفیت آب به عنوان یک نهاده جداگانه درنظر گرفته می‌شود و باید به طور جداگانه قیمت‌گذاری شود. تقاضا برای هر نوع کیفیت آب به میزان دسترسی و تقاضا برای سایر انواع آب بستگی دارد. با توجه به مجموعه تقاضاهای آب، قیمت‌گذاری باید به طور هم‌زمان برای تمام انواع آب انجام شود (ص ۸۳).

۱۰- هنگامی که آب آبیاری از یک منبع مانند یک دریاچه، مخزن یا آبخوان به نحوی ناپایدار به دست آید، یعنی موجودی و کیفیت آن در طول زمان کاهش یابد، قیمت آب نیز باید منعکس‌کننده کمیابی باشد. در این حالت، اثر تخلیه و اندازه موجودی باید در هزینه استخراج لحاظ شود. این اثرات از طریق هزینه استفاده از آب که در چارچوب یک مدیریت بین‌زمانی محاسبه می‌شود، نمایش داده می‌شوند. هزینه استفاده از آب باید به هزینه و قیمت آب اضافه شود (ص ۸۵-۸۴).

۱۱- اگر تقاضای آب برای منابع مختلف مشابه باشد، برای مثال محیط یا منطقه‌یی که از سطوح مختلف و منابع زیرزمینی استفاده می‌کند، تغییر در هزینه عرضه هر منبع نشان می‌دهد که هزینه نهایی عرضه آب به هنگام انتقال عرضه از یک منبع به منبع دیگر افزایش می‌یابد. منابع کم‌هزینه‌تر در وهله نخست مصرف خواهد شد و قیمت آب باید منعکس‌کننده هزینه نهایی گران‌ترین منبع مورد استفاده باشد (ص ۱۰۰).

۱۲- وقتی که آب به صورت حجمی قیمت‌گذاری شود، کارآمدی نیازمند آن است که قیمت آب هزینه نهایی عرضه آب را صرف‌نظر از تخصیص آن بین محصولات منعکس کند. قیمت آب بین محصولات نباید متفاوت باشد (ص ۱۰۸).

۱۳- تحت قیمت‌گذاری منطقه‌یی، با تغییر دادن هزینه آب هر هکتار بین محصولات، می‌توان آن را برای بهبود کارآمدی با تاثیر گذاشتن بر انتخاب محصولات کشاورزان، مورد استفاده قرار داد (ص ۱۰۸).

۱۴- به دلیل رواج اطلاعات نامتقارن، تخصیص آب و قوانین قیمت‌گذاری باید به گونه‌یی طراحی شوند تا محدودیت‌های اجرایی بر تصمیمات نهاده- ستانده کشاورزان را به حداقل برساند.

ادامه نمایه ۹-۹- راهنماهایی برای قیمت‌گذاری آب آبیاری، بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب زیرزمینی در جهان

راهنمای اقتصاد کلان

۱- اصلاحات سیاستی اقتصاد کلان دارای آثار منطقه‌ای مختلفی بر کشاورزی آبی است. حتی تغییرات سطح محیط در تقاضای آب تاثیرات قابل اندازه‌گیری اما متفاوتی بر نرخ‌های اجاره سایر عوامل تولید در سراسر کشاورزی آبی دارد (ص ۱۴۳).

۲- بسیار مهم است که تحلیل اصلاحات اقتصاد کلان با تحلیل سطح خرد در مزرعه یکپارچه شود (ص ۱۴۳).

۳- اصلاحات اقتصادی خارج از بخش کشاورزی بر بهره‌وری آب در بخش کشاورزی تاثیرگذار است (ص ۱۴۸).

۴- اصلاحات خارج از بخش کشاورزی آثار قدرتمندی بر درآمد خانوار کشاورزی روستایی دارند (ص۱۴۹).

۵- سیاست‌های نامناسب در حوزه آب می‌توانند نابرابری بین کشاورزان و محصولات را افزایش داده و به صورت بالقوه بهره‌وری کلی آب را کاهش دهند (ص ۱۴۹).

۶- اصلاحات اقتصادی خارج از بخش کشاورزی به ویژه اصلاح تجاری، فرصت‌هایی برای اصلاح بازار آب فراهم می‌آورند زیرا وضعیت کشاورزان آسیب‌دیده از اصلاحات تا حدودی می‌توانند با خلق یک بازار آب جبران شود (ص ۱۵۲).

۷- وصل کردن اصلاحات اقتصاد کلان با اصلاح سیاست‌های آب موجب افزایش بهره‌وری آب در بخش کشاورزی می‌شود. هم‌چنین، رفاه خانوارهای روستایی را نیز بهبود بخشیده و اصلاح اقتصاد کلان را بهتر از آنچه به تنهایی می‌توانست انجام دهد، کامل می‌کند (ص ۱۵۲).

۸- سودهای حاصل از ارتباط اصلاح اقتصاد کلان و اصلاح بازار آب از طریق تخصیص مجدد سرمایه، در طول زمان رشد می‌کند. به هر حال، تحقق کامل این منافع پویا در بخش کشاورزی ممکن است تا ۵ سال و یا بیش‌تر پس از اصلاحات اقتصاد کلان رخ دهد، زیرا مشکلات بیش‌تری در زمینه تخصیص مجدد سرمایه در بخش کشاورزی وجود دارد (ص ۱۵۲).

۹- اصلاح بازار آب به همراه اصلاح تجاری می‌تواند بهره‌وری واقعی آب را کاهش دهد زیرا حجم بیش‌تری از آب می‌تواند از محصولات حفاظت نشده به سوی محصولات حفاظت شده، تخصیص داده شود (ص ۱۵۳).

۱۰- اصلاح هم‌زمان اقتصاد کلان و بازار آب موجب تخصیص مجدد آب بین محصولات و کشاورزان می‌شود، اما شواهدی پیدا نشده که نشان دهد که برخی از محصولات پس از اصلاحات، تولید یا آبیاری نخواهد شد. بنابراین، به نظر می‌رسد اصلاح موجب یک بازتخصیص عمده نشود حتی به رغم این که سودهای بهره‌وری آب بالا هستند (ص ۱۵۳).

Source:
Abstracted from Tsur, Y. et al., Pricing Irrigation Water: Principles and Cases from Developing Countries, Resources for the Future, Washington, DC, 2004. With permission.

نمایه ۹-۱۰- کمیسیون‌های خدمات عمومی در قیمت‌گذاری آب زیرزمینی اثر کاهش موجودی را لحاظ نمی‌کنند.

از تمام ۵۰ کمیسیون خدمات دولتی ایالت‌های آمریکا که در زمینه قیمت‌گذاری آب زیرزمینی فعال بودند، پیمایشی به عمل آمد. در این پیمایش ۳۲ پاسخ دریافت شد که نشان می‌داد هیچ یک از ایالت‌های گزارش شده، هزینه کاهش منابع را در قیمت‌گذاری لحاظ نمی‌کردند. اغلب این کمیسیون‌ها تنها سیستم‌های متعلق به بخش خصوصی را تنظیم می‌کردند. پنج ایالت نرخ‌های آب وضع شده توسط هر مالک سیستم‌های آبی متعلق به بخش خصوصی یا دولتی را تنظیم نمی‌کردند. نه ایالت تعداد سیستم‌هایی که آب زیرزمینی را تخلیه می‌کردند، شناسایی کرده بودند. سایر عوامل عمده ذکر شده در نرخ‌گذاری آب زیرزمینی در خصوص کاهش منابع از این قرار است:

- هزینه عرضه‌های جایگزین
- هزینه و مخارج سرمایه
- هزینه‌های ذخیره مجدد آب
- نرخ‌گذاری در شرایط خشک‌سالی

Source:
Job, C.A., Survey of State Public Service Commissions Concerning Water Rates and Ground Water Depletion, 2002.

سازمان‌های ملی و بین‌المللی، قیمت‌گذاری آب را به عنوان یک عامل کلیدی در تخصیص آب معرفی کرده‌اند. آن‌ها تشویق می‌شوند تا هزینه کامل آب مصرفی را درنظر بگیرند. دولت‌ها ممکن است وارد عمل شده و برای قیمت‌گذاری مناسب مانعی باشند. آن‌ها کیفیت آب و دیگر نگرانی‌های زیست‌محیطی را نادیده گرفته و قیمت پایینی برای آب تعیین می‌کنند (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳۲-۳۱). تسور و همکاران تعدادی از ملاحظات نهادی را که بر قیمت و تخصیص آب اثر می‌گذارند مورد تاکید قرار داده که اساسا بر قیمت‌گذاری آب آبیاری متمرکز هستند اما به طور گسترده برای مصارف دیگر آب که در نمایه (۹-۱۱) آورده شده‌اند، نیز کاربرد دارند.

قیمت‌گذاری هزینه نهایی در مقایسه با قیمت‌گذاری هزینه متوسط

اصل کارآمدی اقتصادی بیان می‌کند که برای دست‌یابی به کارآمدی اقتصادی، ارزش آب باید با هزینه‌ی نهایی آن برابر باشد. هزینه‌ها شامل هزینه‌های عملیاتی و نگهداری، افزایش ظرفیت تولید، هزینه‌های زیست محیطی و دیگر هزینه‌های خارجی است. تنها در صورتی که قیمت با هزینه‌ی نهایی مساوی باشد، رفاه اجتماعی کل، حداکثر خواهد شد (رفاه عرضه‌کننده و مصرف‌کنندگان حداکثر می‌شود). قیمت‌گذاری بر اساس هزینه نهایی، فقط در شرایط بازارهای رقابتی، کارآمد خواهد بود، زیرا در این شرایط است که بنگاه برای تولید، حداقل هزینه را انتخاب می‌کند. هزینه‌های جمع‌آوری و تصفیه فاضلاب و هزینه‌های پاکیزه ساختن محیط زیست که به علت دفع ناصحیح فاضلاب آلوده شده‌اند، باید به هزینه‌های اقتصادی آب اضافه شوند. از صنایعی که مواد آلاینده به محیط زیست تخلیه می‌کنند، باید هزینه اضافی دریافت شود. افزودن اضافه بهای فاضلاب به قیمت آب، این انگیزه را در مصرف‌کنندگان ایجاد می‌کند که از امکانات موجود آب و فاضلاب به بهترین شکل که از نظر اجتماعی مطلوب است، استفاده کنند.

قیمت‌گذاری آب بر اساس رویکرد هزینه متوسط (حسابداری) بیش‌تر بر خنثی کردن درآمد یا اصل کفایت درآمد تاکید دارد. به تعبیری، این روند به دنبال تعیین نرخی است که در آن درآمدها، هزینه‌ها را پوشش دهد. هزینه متوسط برآوردی با دقت پایین، از ارزش همه واحدهای ایجاد شده است. علاوه بر این، هزینه متوسط ضربدر تعداد کل واحدها، هزینه کل را به دست می‌دهد که ارزش آن منبع را مشخص نمی‌کند.

در قیمت‌گذاری بر اساس هزینه نهایی، نکته قابل توجه این است که هزینه نهایی چقدر به صورت کامل هزینه‌ها را پوشش می‌دهد و چه هزینه‌هایی لحاظ شده یا نادیده گرفته شده است. در حاشیه تصمیم‌گیری، فرصت‌های استفاده از منابع جایگزین نیز وجود دارند و سنجه‌ای از ارزش، فراتر از هزینه

تولید را به دست می‌دهند. در حالی که ممکن است در حجم‌های کم‌تر، هزینه تحویل آب با کیفیت مناسب، برای مشتریان شهری با این قابلیت که در زمان‌های خاص در یک محل مسکونی در دسترس قرار گیرد، از هزینه آب زیرزمینی از همان منبع که به مزارع کشاورزی تحویل داده شده است، بیش‌تر باشد. هزینه آب شهری معمولا شامل تصفیه برای رسیدن به استانداردهای سلامت، انتقال از طریق سیستمی گسترده از خطوط لوله و دسترسی در هر زمان از روز می‌باشد. حجم بالای مصرف کشاورزی هزینه متوسط را پایین می‌آورد، در حالی که هزینه نهایی مصرف خانگی در محل ممکن است بیش‌تر باشد. استفاده از آب‌های زیرزمینی در بخش کشاورزی اساسا «در محل منبع» می‌باشند اما در مناطق شهری، شاید لازم باشد آب توسط خطوط انتقال از فواصل طولانی‌تر تامین شود. بنابراین، هزینه‌های انتقال در بخش کشاورزی در مقایسه با بخش شهری کم‌تر خواهد بود.

نمایه ۹-۱۱- ملاحظات نهادی اثرگذار بر قیمت‌گذاری آب

قوانین و حقوق مالکیت (ص ۳۲-۲۹،۴۸)

- قوانین و حقوق مالکیت بر کارآیی اقتصادی، برابری و اثرات خارجی اثر می‌گذارند.
- اهمیت تخصیص بازاری آب زیرزمینی به خوبی تعریف شده و حقوق مالکیت، الزام‌آور و قابل انتقال است تا برای مصرف‌کنندگان اطمینان ایجاد کند و نیازهای بخش‌های مختلف را تشخیص دهد.
- عوامل کلیدی اثرگذار بر نتایج قانون آب عبارتند از:
  - تصفیه یکپارچه منبع آب
  - کارآیی حل اختلاف
  - درجه یکپارچگی در قانون آب
  - چشم‌انداز قانونی مشارکت بخش خصوصی

دولت‌های کشورهای توسعه‌یافته و در حال توسعه (ص۳۲-۳۱)

- شکست پروژه‌های آبیاری و فعالیت‌ها از جمله: سرمایه‌گذاری در پروژه‌هایی با تخصیص نامناسب
- سازمان‌های دولتی بیش از حد گسترده
- عرضه خدمات ناکافی برای افراد فقیر
- نادیده گرفتن کیفیت آب و اثرات زیست‌محیطی
- قیمت‌گذاری پایین‌تر از حد واقعی منابع آب

- ارتقای خدمات آبیاری کارآمد از طریق:
  - سیاست‌های قدرتمند ارتقای تخصیص کارآمد آب
  - اطمینان از این که کارمزدهای آب هزینه‌های بهره‌برداری و نگهداری را پوشش می‌دهد.
  - تعیین کارمزدهای منصفانه برای آب
- مشخصه‌های تخصیص کارآمد آب از طریق سازمان‌های محلی و منطقه‌یی مصرف‌کننده آب عبارتند از:
  - تخصیص بدون جانبداری
  - ارائه کارگزاری آب برای پایین آوردن هزینه‌های مبادله
  - شناورسازی قیمت آب
  - اعمال حقوق شخص ثالث
- عوامل موردنیاز دولت‌ها برای موفقیت بازار آب
  - تعریف و اعمال حقوق آب
  - پایش و تنظیم اثرات خارجی و اثرات شخص ثالث

ادامه نمایه ۹-۱۱- ملاحظات نهادی اثرگذار بر قیمت‌گذاری آب

- تغییرات نهادی در سطح بین‌المللی اثرگذار بر قیمت‌گذاری در بخش آب عبارتند از:
  - گذار از توسعه منابع به مدیریت تقاضا
  - پذیرش خصوصی‌سازی و کنترل غیرمتمرکز
  - انطباق رویکردهای یکپارچه در مدیریت آب به ویژه در سطح حوضه رودخانه
  - تمرکز بر امکان‌پذیری اقتصادی و پایداری فیزیکی
- **مدیریت آب (ص ۴۹)،**

مدیریت آب باید انگیزه‌های زیر را برای بهینه‌سازی فراهم آورد:
- عملکرد مدیریت
- بهبود کیفیت و کارآیی سیستم
- صرفه‌جویی در وجوه دولتی با کاهش هزینه بهره‌برداری و نگهداری از طریق انتقال مسوولیت‌های مدیریتی

Source:
Tsur, Y. et al., Pricing Irrigation Water: Principles and Cases from Developing Countries, Resources for the Future, Washington, DC, 2004. With permission.

عناصر هزینه بر نتایج قیمت‌گذاری اثر می‌گذارد. قیمت‌گذاری بر اساس هزینه متوسط شامل هزینه‌های ثابت و متغیر است. قیمت‌گذاری هزینه نهایی، تنها هزینه‌های متغیر تولید آخرین واحد را درنظر می‌گیرد. به دلیل صرفه‌های مقیاس و رابطه هزینه‌های متوسط با هزینه‌های نهایی، اکثر تامین‌کنندگان آب هزینه‌های نهایی پایین‌تری را در سراسر محدوده تولید تجربه می‌کنند. اگر از روش قیمت‌گذاری هزینه نهایی استفاده شود، ممکن است هزینه زیرساخت ارائه آب نادیده گرفته شود. این زیرساخت به احتمال فراوان باید در آینده تعویض شود و هزینه این کار در رویکرد هزینه نهایی مشخص نمی‌شود.

قیمت‌گذاری هزینه کامل

در قیمت‌گذاری هزینه کامل، همه هزینه‌های مرتبط درنظر گرفته می‌شود. هم‌چنین، قیمت‌گذاری با هزینه‌های کامل بسته به کاربردش، معانی مختلفی دارد. قیمت‌گذاری هزینه کامل برای عرضه‌کنندگان دولتی آب به این مفهوم است که همه فعالیت‌های مهم کسب‌وکار مربوط به تامین آب، لحاظ می‌شوند. این رویکرد نشان‌دهنده مبنای مالی قیمت‌گذاری است. قیمت‌گذاری هزینه کامل از نظر اجتماعی نشان می‌دهد که همه هزینه‌های اقتصادی و اجتماعی تامین آب از جمله هزینه‌های خارجی (اثرات شخص ثالث) و اکوسیستمی در قیمت لحاظ می‌شوند.

این دو رویکرد از جنبه‌های مختلف متفاوت هستند. در رویکرد اول، تامین‌کنندگان دولتی آب باید همه هزینه‌های مستقیم و غیرمستقیم شامل هزینه‌های استهلاک و تعویض اقلام سرمایه‌ای (مانند نیروگاه‌های تصفیه و خطوط لوله که مورد اخیر می‌تواند عمر طولانی داشته باشد)، بازپرداخت بدهی،

بازده اوراق سرمایه‌گذاری شده و هزینه فرصت سرمایه را درنظر بگیرند. این مسئله را می‌توان به عنوان بسط قیمت‌گذاری هزینه نهایی درنظر گرفت. رویکرد دوم، شامل هزینه‌های رویکرد اول است اما علاوه بر آن، اصل «پرداخت توسط آلوده کننده - یا تخلیه‌کننده» را نیز از طریق مالیات یا سایر هزینه‌ها و کارمزدهایی که به هزینه عرضه افزوده می‌شوند، به کار می‌گیرد. رویکرد دوم از سازوکار قیمت برای علامت دادن به مصرف‌کنندگان درباره کمبود آب بهره می‌گیرد. این رویکرد به طور گسترده‌تری در اروپا مورد استفاده قرار می‌گیرد و به شدت از سوی اقتصاددانان به عنوان راهی برای استفاده از بازار و حفظ منابع زیست‌محیطی پذیرفته شده است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۳، ص ۱). روش‌های قیمت‌گذاری رویکرد دوم، به شرح زیر است (برای مثال آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۵ را ببینید):

- تعرفه‌های تصاعدی صعودی- در این روش، قیمت با افزایش مصرف افزایش می‌یابد. این ساختار به عنوان یک نوع قیمت‌گذاری برای حفظ منابع مورد توجه بوده است. اشکال روش فوق، این است که قیمت‌گذاری در گروه‌های مختلف بر اساس قیمت‌های واقعی آب صورت نمی‌گیرد. در این روش، مصرف‌کننده‌های بزرگ به مصرف‌کننده‌های کوچک یارانه می‌پردازند.
- قیمت‌گذاری روزانه- در زمان‌های اوج مصرف آب در طول روز به ازای هر واحد قیمت‌های بالاتری دریافت می‌شود.
- قیمت‌گذاری مازاد بر ظرفیت – مصرف‌کننده برای مصارف مازاد بر ظرفیت باید جریمه پرداخت کند.
- قیمت‌گذاری فصلی- هزینه‌های واحد آب براساس تقاضا در طول زمان‌های مختلف سال کاهش یا افزایش می‌یابند. در این نوع تعرفه، قیمت متناسب با تقاضا و شرایط جوی نوسان می‌کند. معمولا قیمت‌های بالاتر مربوط به تابستان و قیمت‌های پایین‌تر مربوط به زمستان است.

ارزش‌ها

همان‌طور که در بحث منافع گفته شد، ارزش آب‌های زیرزمینی حیطه فرآیندهای ذاتی طبیعت که حیات را پایدار می‌سازد، در بر می‌گیرد که در صورت تداخل، حیات انسان و اکوسیستم مختل خواهد شد. برداشت بیش از حد از منابع آب‌های زیرزمینی، باعث صدمات تجمعی به محیط زیست و به ویژه زیست‌گاه‌های آبی خواهد شد. از طرفی دیگر، مصرف زیاد آب موجب تنزل کیفیت آب می‌شود و این امر سلامت انسان‌ها و اکوسیستم را با خطر مواجه می‌سازد. این اثرات معمولا تحت عنوان «اثرات خارجی» شناخته می‌شوند. بنابر عقیده پربرگستروم و همکاران (۱۹۹۶) و شورای تحقیقات ملی (۱۹۹۷) گستره‌یی

از خدمات توسط آب‌های زیرزمینی و محیط زیست طبیعی فراهم می‌آیند. با این حال، بسیاری از خدمات دیگر نیز توسط آب‌های زیرزمینی فراهم می‌شوند که نمی‌توان آن‌ها را شناسایی کرد زیرا انسان امروزی نگاه محدودی نسبت به کارکرد منابع «خارج از دید» دارد. توفته (۲۰۰۶) خاطر نشان می‌کند: «قوانین طبیعت نسبت به این که ما در مورد آن‌ها چه فکری می‌کنیم، بی‌تفاوت هستند.» فریمن (۱۹۹۳، ص ۴۸۵) پا را فراتر گذاشته و می‌گوید که «چارچوب اقتصادی با تمرکزش بر رفاه انسان‌ها، برای ارزش‌گذاری مواردی نظیر تنوع زیستی، کاهش ریسک‌های بوم‌شناختی و حفاظت از کارکردهای اصلی اکوسیستم مناسب نیست». وقتی سیاست‌های حفاظت از تنوع زیستی یا اکوسیستم‌ها پیشنهاد می‌شوند، ممکن است اقتصاددانان بتوانند مطلبی معنادار درباره هزینه‌های این سیاست‌ها بیان کنند اما این موضوع را نمی‌گویند که نقش ارزش‌های استفاده نشده، چیست و در کجا مردم از اکوسیستم‌ها استفاده می‌کنند.

دالی (۱۹۹۶، ص ۷۵) از این نیز فراتر رفته و می‌گوید «لذت از زندگی را (شاید با مراجعه به رفاه بشری) نمی‌توان تفسیر کرد.» با بسط این گفته، دالی اهمیت سرمایه طبیعی ناشناخته، در چارچوب استاندارد جریان‌های چرخشی اقتصادی محصولات و خدمات در میان انسان‌ها در مشاغل مختلف (مصرف‌کننده و نیروی کار) را بررسی می‌کند. هم‌چنین سرمایه طبیعی به صورت محلی و جهانی مورد استفاده قرار می‌گیرد (تحت عنوان «اقتصاد کلان» بررسی می‌شود). هاو (۱۹۷۹) از طریق بررسی تحلیل هزینه – فایده منابع طبیعی، به نتیجه مشابهی رسید. وی بیان کرد که میراث نسل‌های آینده باید شامل سرمایه انسانی، سرمایه منابع طبیعی و اکوسیستم‌ها باشد که بیش‌تر آن‌ها به صورت برگشت‌ناپذیر مورد استفاده قرار می‌گیرند و تقاضا برای آن‌ها در حال افزایش است. وی هم‌چنین دریافت که تغییر فن‌آورانه نمی‌توانست مکمل موجودی‌های طبیعی باشد (هاو، ۱۹۷۹، ص ۳۲۹). هاو نتایج مطالعه اسمیت و کروتیلا (۱۹۷۷) را به شرح زیر تلخیص کرد:

۱- فن‌آوری دفع پسماند، اهرمی برای استفاده از ظرفیت جذب زیست‌محیطی دارایی‌های مشترک است.

۲- مقدار قابل ملاحظه‌ای از رشد ستانده به «تغییر فن‌آورانه، آموزش و دیگر عوامل کیفی نسبت داده می‌شود و باید به استفاده فزاینده از محیط زیست مرتبط گردد»

۳- استفاده در حال گسترش و آینده‌نگرانه از محیط زیست به عنوان یک نهاده (برای مثال یک منبع یا مخزن آلاینده مورد استفاده) ممکن است امکان‌پذیر نباشد.

٤- «اگر بهره‌وری تغییر فن‌آورانه از مقدار پیش‌بینی شده کم‌تر باشد، تغییر فن‌آورانه در آینده به عنوان راهکاری جزئی برای حل مسائل شناخته می‌شود. از این رو، روشی جدید برای

تصمیم‌گیری درباره استفاده از موهبت طبیعی اکوسیستم زمین برای جمعیت روزافزون انسان ضروری است (هاو، ۱۹۷۹، ص ۳۲۹).

اساس سرمایه طبیعی، ارزش روابط اکوسیستمی است که در چارچوب استاندارد اقتصادی شناخته نشده است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴). این ارزش‌ها فرآیندهای طبیعی هستند که نیازهای انسانی، شامل چرخه هیدرولوژیک، نور خورشید و حفاظت طبیعی از آن، سیستم‌های تولید مثل تعامل‌های بیوشیمیایی و موارد دیگری که همگی برای ادامه زندگی ضروری می‌باشند را برآورده می‌کنند. آب‌های زیرزمینی را می‌توان توسط یک فرآیند اقتصادی (مانند عرضه آب خانگی یا آبیاری) به دست آورد، اما آن‌ها هنوز در اکوسیستم بزرگ‌تری وجود دارند و از آبخوان برداشت شده و با خطوط انتقال به مناطق مسکونی یا زمین‌های زراعی فرستاده می‌شوند تا پردازش بیش‌تری در جهت تامین منافع برای نیازهای جسمی یا رشد محصول و تعرق انجام دهند. معادلات ما برای مقایسه فایده‌ها و هزینه‌ها، در عین حال که ساده هستند باید شامل عواملی برای جایگزینی کارکردهای اثرگذار بر اکوسیستم بوده و عملا «ارزش ذاتی» آن‌ها را مدنظر قرار دهند. از این رو، ارزش کلی منبع (یا اکوسیستم) آب‌های زیرزمینی را می‌توان به صورت زیر نوشت:

$$TRV_{GW} = TEV_{GW} + TIV_{GW} \qquad (۱۴-۹)$$

که در آن

TRV_{GW}: ارزش کلی منبع آب‌های زیرزمینی

TEV_{GW}: ارزش کلی (غیرذاتی) اقتصادی آب‌های زیرزمینی

TIV_{GW}: ارزش کلی ذاتی آب‌های زیرزمینی

ارزش کلی اقتصادی (TEV_{GW}) از مجموع ارزش محصولات و خدمات از ذخایر (GS_{GW-S}) و جریان (GS_{GW-F}) آب‌های زیرزمینی و (NUV_{GW}) ارزش‌های غیراستفاده‌یی به دست می‌آید:

$$TEV_{GW} = GS_{GW-S} + GS_{GW-F} + NUV_{GW} \qquad (۱۵-۹)$$

ارزش کلی ذاتی (TIV_{GW}) آب‌های زیرزمینی به عملکرد آب‌های زیرزمینی در اکوسیستم (با روابط پیچیده و غیرقابل درک اما کامل برای انسان در رابطه با بقیه اکوسیستم) مرتبط بوده و از رابطه زیر حاصل می‌شود:

$$TIV_{GW} = HCV_{GW} + MPV_{GW} + SVV_{GW} + CBV_{GW} + OPV_{GW} \qquad (۱۶-۹)$$

که در آن

HCV_{GW}: ارزش چرخه هیدرولوژیک آب شیرین (شامل کیفیت و کمیت) برای تالاب‌ها، دریاچه‌ها، نهرها و اقیانوس‌ها

MPV_{GW}: ارزش نگهداری میکروارگانیسم‌ها برای فرآوری ضایعات انسانی، خانگی و صنعتی و طبیعتا سایر موادی که وارد زمین می‌شوند.

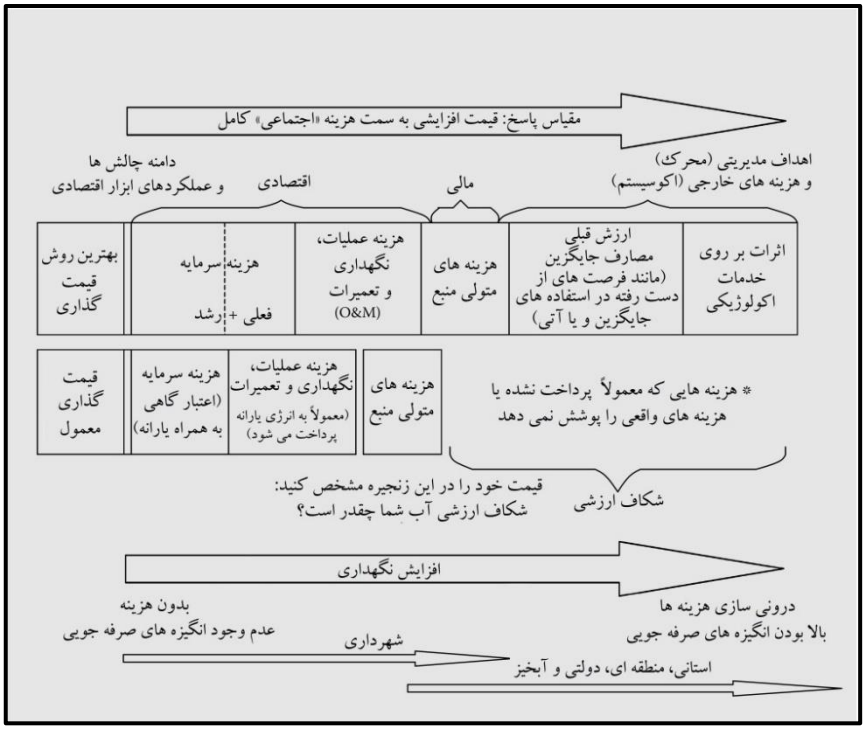
SVV_{GW}: ارزش حمایت از پوشش گیاهی برای بازچرخانی مواد مغذی و فتوسنتز

CBV_{GW}: ارزش حفظ تعادل آب و هوا از طریق تبخیر و تعرق

OPV_{GW}: ارزش سایر فرآیندهایی که باید تعریف شوند.

برخی از این مقادیر، ممکن است قابل ارزش‌گذاری پولی نباشند اما آشکارا بازاری برای محصولات و خدمات آب‌های زیرزمینی وجود دارد که مردم فقط با هزینه استفاده از آب‌های زیرزمینی در یک مکان (از طریق چاه‌ها و سیستم‌های توزیع)، کانتینر (بطری‌ها یا شیشه‌ها) یا ارتباط (برای فرآوری ضایعات موجود در آب و مایعاتی که از طریق سیستم‌های فاضلاب و چاه‌های تزریقی وارد زیرسطح می‌شوند)، آشنا هستند. در حالی که ما درک خود را از این فرآیندها افزایش می‌دهیم، ممکن است بتوانیم به شیوه‌یی ناخالص و غیردقیق در آینده نزدیک و به روش اصلاحی در بلندمدت، فواید اقتصادی این فرآیندها را برآورد کنیم. نمایه (۹-۱۲) این چالش را به صورت نموداری به تصویر می‌کشد.

نمایه ۹-۱۲- ارزش اجتماعی آب و شکاف ارزشی آب



Source:
Adapted from Sawyer, D. et al., Analysis of Economic Instruments for Water, Canadian Council of Ministers of the Environment and Marbek Resource Consultants, Ltd., Winnipeg, MB, Canada, 2005. With permission.

نمایه (۹-۱۲) نشان می‌دهد که «بهترین روش قیمت‌گذاری»، باید به طور ایده‌آل ارزش‌های آن منبع، فرصت‌های از دست رفته و کاربردهای آینده و حتی تاثیرات بر خدمات بوم‌شناختی را که امروزه از دست رفته‌اند، در بر گیرد. معمولا روش‌های قیمت‌گذاری از ارزش اجتماعی کامل آب بسیار دور بوده و تنها گاهی هزینه‌های اداری آن منبع را جبران می‌کنند. در سال ۲۰۰۷، هنوز نهادهای شهرداری برای هزینه‌های آب، یارانه به مصرف‌کنندگان پرداخت می‌کردند. سیاست‌ها و اقداماتی که از ابزارهای اقتصادی اثرگذار بر قیمت آب بهره می‌گیرند، باید ارزش اجتماعی آب را نیز درنظر بگیرند. در علامت پیکان رو به پایین با عنوان «ایالتی/ استانی، فدرال و آبخیز»، نشان داده شده است که نهادهای دیگری که به عنوان حافظ و مدیران منابع بزرگ‌تر خدمت می‌کنند، بایستی از طریق قیمت‌گذاری خدمات بوم‌شناختی و ذاتی، «شکاف ارزشی آب» را کاهش دهند.

دیگر طبقه‌بندی‌های اثرات

فواید کاهش ریسک

در ایالات متحده، قانون آب آشامیدنی ایمن (که در سال ۱۹۹۶ اصلاح شد) به صورت رسمی طبقه‌ای از سودها را تحت عنوان «کاهش ریسک» تعریف کرد. ریسک معمولا به صورت احتمال وقوع یک رخداد یا تعداد وقوع رویدادها تعریف شده که در این مورد، پیامدهای منفی مانند بیماری و یا مرگ و میر برای افرادی که از آب آلوده استفاده می‌کنند، خواهد داشت. تغییر استاندارد میزان مجاز آرسنیک در آب آشامیدنی و کاهش میزان مجاز از ۵۰ به ۱۰ بخش در هر میلیارد (ppb)، باعث شد که ریسک مرگ بر اثر وجود طبیعی آرسنیک به شدت کاهش پیدا کند. از سایر اثرات حاد و مزمن سلامتی نیز اجتناب می‌شود (۳۱-۱۹ مورد اضافی سرطان مثانه در هر سال و ۲۵-۱۹ مورد سرطان ریه در هر سال). با به کارگیری استانداردی برای اجرای فن‌آوری تصفیه به منظور کاهش سطوح رخداد طبیعی، ممکن است آن را به عنوان افزایش ارزش آب‌های زیرزمینی برای مصارف انسانی تلقی کرد (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۱b).

اثرات برابری

هر یک از اصول برابری، انصاف، عدالت اجتماعی، کاهش فقر، توزیع مجدد درآمد در غالب اصل برابری بررسی می‌شود. معرفی و لحاظ کردن برابری در تحلیل‌های اقتصادی سبب ایجاد چالش‌هایی در ارائه راهکارهای بهینه برای قیمت‌گذاری آب می‌شود. در موضوع برابری، دغدغه عموم، مرتبط با موضوع توانایی پرداخت است، یعنی قیمت آب باید به نحوی تعیین شود که توانایی پرداخت افراد با درآمد پایین حفظ

شود. در بعضی شرایط، ترجیح اجتماعی بر بالا بردن بهای آب برای افراد پرمصرف است. با توجه به این نکته، یافته‌های اقتصادی دلالت دارند که اتلاف آب به قیمت‌گذاری پایین آب بر می‌گردد اما باید در قیمت‌گذاری، اصل انصاف را نیز مدنظر قرارداد. در مکانیسم قیمت‌گذاری آب، برای افرادی که درآمد آن‌ها، توانایی پرداخت هزینه‌های حداقلی آب را ندارد، پرداخت یارانه منطقی بوده و دارای زمینه‌های کارکردی فراوانی، از جمله دستاوردهای بهداشتی است. از طرف دیگر با توجه به ویژگی ضروری بودن آب که پیش‌تر به آن اشاره شد، باید توجه داشت که تعیین قیمت یک کالای ضروری، اهمیت زیادی دارد. به طور معمول قیمت کالای ضروری مانند آب باید در مقایسه با سایر کالاهای دیگر در حد پایین‌تری باشد. نکته مهم دیگر این است که با توجه به ویژگی بدون جانشین بودن آب، دامنه انتخاب مردم برای مصرف آب محدود است و در عمل، انتخاب دیگری وجود ندارد. از طرف دیگر به طور معمول، عرضه آب به صورت انحصاری انجام می‌گیرد و در این حالت به طور معمول عرضه‌کننده تمایل دارد که قیمت را بیش‌تر از هزینه نهایی اعلام کند و این مسئله علاوه بر کاهش رفاه مصرف‌کننده و تناقض با اصل کارآمدی اقتصادی، با اصل انصاف نیز سازگاری ندارد. به طور معمول در این موارد، دولت‌ها سعی می‌کنند قیمت‌ها را تا سطح هزینه نهایی کاهش دهند.

توجه به مسئله عدالت اجتماعی نیز در ذیل اصل برابری، قرار می‌گیرد. این که تمام آحاد جامعه مجبور به پرداخت هزینه خدمات آب باشند، مغایر با عدالت اجتماعی است. اگر چه در فرآیند قیمت‌گذاری، توان پرداخت افراد یک مسئله مهم است اما توجه به ایجاد درآمدهای کافی یا توزیع مجدد درآمد از طریق قیمت‌گذاری نیز از اهمیت ویژه‌یی برخوردار است. به طور کلی برابری در قیمت‌گذاری آب، به تاثیر آن بر مشترکان آسیب‌پذیر و توانایی آنان برای پرداخت بستگی دارد، اما برابری و یا عدالت بین نسلی نیز می‌تواند به عنوان یک عامل مهم مورد توجه قرار گیرد، چرا که اقداماتی مانند پمپاژ بیش از حد یا آلودگی که بر آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارند، به دوره زمانی طولانی برای از بین رفتن نیاز دارند. برای مثال، یک پیامد منفی یعنی فرونشست زمین بر اثر پمپاژ بیش از حد و کاهش سطح ایستابی آب زیرزمینی قابل بازگشت نیست. در مناطقی که در آن زمین نشست می‌کند، ترک‌هایی با دهانه‌های باز و بزرگ روی زمین باقی می‌مانند که استفاده از منطقه را برای اهداف دیگر دچار مشکل می‌کنند. افزون بر این، فرآیند تغذیه آبخوان‌هایی که بر اثر برداشت آب‌های زیرزمینی تخلیه شده‌اند، بسیاز زمان‌بر بوده و ممکن است چندین قرن طول بکشد. این موضوع یک زیان دائمی برای نسل‌های آینده به شمار می‌رود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۰۹).

در راستای کاهش فقر به عنوان یک اصل کلی قیمت‌گذاری آب، خدمات آب به عنوان یک حق اساسی و دسترسی به آن بدون توجه به توان پرداخت مشترکان، یک ضرورت است. این هدف سبب می‌شود که

خدمات آب برای بسیاری از افراد یا حداقل نیازمندان به صورت رایگان ارائه شود. هر چند که این موضوع با اصول کارآمدی اقتصادی و کفایت درآمدی ناسازگار است.

مسئله برابری از نظر استفاده از آب‌های زیرزمینی برای تامین آب از این جهت مهم است که ۹۷ درصد سیستم‌های عمومی آب در ایالات متحده و بخش بزرگی از سیستم‌های آب در سر تا سر دنیا که به جوامع یا جمعیت‌های مسکونی خدمت می‌کنند، سیستم‌های کوچکی هستند که معمولا از آب‌های زیرزمینی استفاده می‌کنند. اغلب این سیستم‌ها به کم‌تر از ۱۰۰ نفر خدمات‌رسانی می‌کنند.

ملاحظات برابری در مورد استفاده از آب‌های زیرزمینی شامل اثرات زیر می‌باشند:

۱- گروه‌های کم درآمد

۲- گروه‌های اقلیت

۳- جمعیت‌های حساس (نوزادان، کودکان، زنان باردار، افرادی با سابقه بیماری‌های جدی، سایر جمعیت‌ها با ریسک‌های قابل توجه). این امکان وجود دارد که اثرات اقدامات انجام شده بر آب‌های زیرزمینی، اثرات شدیدتری بر این گروه‌ها در مقایسه با دیگران داشته باشند.

خلاصه

استفاده از آب‌های زیرزمینی اجزایی از کالاها و خدمات بازاری و غیربازاری دارد. نظریه اقتصادی نشان می‌دهد که افراد برای سبدهای مشخصی از کالاها و خدمات، ترجیحاتی دارند و زمانی که نیروهای بازار بر قیمت‌ها تاثیر می‌گذارند، آنان می‌توانند ترکیب این کالاها و خدمات را تغییر دهند. ویژگی دسترسی آزاد به آب‌های زیرزمینی باعث می‌شود که مکانیسم بازار به صورت کارا عمل نکند. کالاها و خدمات بازاری، معمولا قابل تعیین و ارزش‌گذاری پولی و هم‌چنین تفکیک‌پذیر و رقابتی هستند. کالاها و خدمات غیربازاری، تفکیک‌ناپذیر، غیررقابتی و اغلب غیرقابل تعیین بوده و بر افرادی خارج از کسانی که این منافع را دریافت می‌کنند، اثر می‌گذارند. در تعیین ارزش پولی خدمات آب‌های زیرزمینی، باید ارزش‌های ذاتی طبیعی درنظر گرفته شده و نباید به عنوان یک کالای رایگان به آن نگریسته شود. شکست بازار حاصل سیگنال‌های نادرست از مبادله آزادانه آب‌های زیرزمینی می‌باشد که بر رفاه افرادی که غیرمستقیم و اغلب به شکلی مخرب در مبادلات شرکت می‌کنند، اثر می‌گذارد. تعدادی از روش‌های قیمت‌گذاری وجود دارند که هیچ کدام مناسب نیستند. قیمت‌گذاری را می‌توان طوری تنظیم کرد تا شکست بازار را در حدی که اطلاعات کافی وجود داشته باشد، لحاظ نماید. کمیابی آب در اغلب روش‌های قیمت‌گذاری لحاظ نمی‌شود. از طریق هزینه منبع جایگزین، می‌توان برآوردی از ارزش‌های ذاتی به دست آورد. اصل برابری و توانایی پرداخت افراد محروم و همچنین عدالت بین نسلی باید مورد توجه قرار گیرد.

نهادهای آبی (قوانین، حقوق، دولت‌ها، کاربران سازمانی) بسته به قوانین خاص و کارکردهای پذیرفته شده، تاثیر زیادی بر قیمت‌گذاری آب دارند. نکته مهم این است که اگر ارزش آب‌های زیرزمینی صرفا بر پایه هزینه تولید آن تعیین شود تا نیازهای کوتاه‌مدت برآورده شود، منابع اکوسیستم از جمله آب‌های زیرزمینی همیشه ارزان به نظر می‌رسند. در مواردی که تخلیه یا کاهش غیرمنتظره‌یی در منابع آب زیرزمینی اتفاق بیافتد، ارزش آن به خوبی درک می‌شود. افزایش درک ما از نقش آب‌های زیرزمینی در اکوسیستمی که از ما پشتیبانی می‌کند، باعث افزایش ارزش آب‌های زیرزمینی نزد ما خواهد شد.

منابع

- Beecher, J.A., Mann, P.C., Hegazy, Y., and Standford, J.D. 1994. Revenue Effects of Water Conservation and Conservation Pricing: Issues and Practices. National Regulatory Research Institute, Columbus, OH.
- Bergstrom, J.C., Boyle, K.J., Job, C.A., and Kealy, M.J. 1996. Assessing the Economic Benefits of Ground Water for Environmental Policy Decisions. Environmental Economics Report to the U.S.
- Environmental Protection Agency. URL:http://yosemite.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwRepNumLookup/EE-0115?Open Document (accessed February 16, 2009), 34 pp. Reprinted in Journal of the American Water Resources Association, ۳۲ (۲), ۲۷۹-۲۹۱, ۱۹۹۶.
- Cochabamba. 2000. Cochabamba Declaration. Adopted December 8, 2000, by several hundred people in Cochabamba, Bolivia, attending a seminar on global pressure to privatize water. URL: http://www.ratical.org/co-globalize/CochabambaD.html (accessed November 6, 2006).
- Commonwealth of Australia (COA). 1992. Australia's Green Plan. Ecologically Sustainable Development,Australia.
- Convention on Biological Diversity (CBD). 2002. Ecosystem Approach Principles.
- Daly, H. 1990. Principles of sustainable development towards some operational principles of sustainable development.Ecological Economics 2, 1–6.
- Daly, H.E. 1996. Beyond Growth. Beacon Press, Boston, MA.
- Daly, H. and Farley, J. 2004. Ecological Economics. Island Press, Washington, DC, 454 pp.
- European Union (EU). 2000a. Communication of the European Communities; Communication from the Commission on the Precautionary Principle. Brussels, 02.02.2000. COM(2000) 1. URL:http://europa.eu.int/comm/dgs/health_consumer/library/pub/pub07_en.pdf(accessed November 11, 2005).
- European Union (EU). 2000b. Water Framework Directive. Directive 2000/60/EC, adapted October 23, 2000.URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/overview.html (accessed November 3, 2006).
- European Union (EU). 2003. Economic Assessment of Ground Water Protection; A Survey of the Literature;Final Report. ENV.A.1/2002/0019. April 2003. 89 pp. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework /pdf/grounwater_protection.pdf (accessed November 3, 2006).
- Frederick, K.D., VandenBerg, T., and Hanson, J. 1996. Economic Values of Freshwater in the United States.Discussion Paper 97-03. Resources for the Future, Washington, DC, 86 pp.
- Freeman, A.M. 1993. The Measurement of Environmental and Resource Values. Resources for the Future,Washington, DC.
- Gibert, J., Danielopol, D.L., Stanford, J.A. (Editors). 1994. Groundwater Ecology. Academic Press, San Diego, CA.
- Glennon, R. 2002. Water Follies; Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters. Island Press,Washington, DC, 314 pp.
- Hanemann, M. 2005. The Value of Water. University of California, Berkeley, CA, 35 pp. URL: http://are.berkeley. edu/courses/EEP162/spring06/Readings/valuewater.pdf (accessed November 10, ۲۰۰۶).
- Hirschleifer, J. 1976. Price Theory and Applications. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ, 506 pp.
- Hotelling, H. 1931. The economics of exhaustible resources. Journal of Political Economy, 39, (2), 137–175.
- Howe, C.W. 1979. Natural Resource Economics. John Wiley & Sons, New York, 350 pp.
- Hufschmidt, M., Louise, F., John, D., and Zhu, Z. 1987. Water Management Policy Options for the Beijing-Tianjin Region of China. East-West Center, Honolulu, HI.
- Institute for Learning and Research Technology (ILRT). 2005. Economics Glossary. University of Bristol,Bristol, U.K. URL: http://www.bized.ac.uk/cgi-bin/glossarydb (accessed November 12, 2005).
- International Society of Doctors for the Environment (ISDE). 2000. ISDE Resolution Affirming the Precautionary Principle. Bonn, Germany.

- Job, C.A. 2002. Survey of State Public Service Commissions Concerning Water Rate and Ground Water Depletion (unpublished).
- Llamas, R. and Custodio, E. (Editors). 2003. Intensive Use of Ground Water; Challenges and Opportunities.Swets and Zeitlinger B.V., Lisse, the Netherlands, 478 pp.
- Mishan, E.J. 1982. Cost-Benefi t Analysis. George Allen and Unwin (Publishers) Ltd., London, U.K., 447 pp.
- National Drinking Water Clearinghouse. 2001. On Tap. Fall, 1(3), 4, 2001.
- National Research Council (NRC). 1997. Valuing Ground Water, Economic Concepts and Approaches. National Academy Press, Washington, DC, 189 pp.
- NUS Consulting Group. 2006. 2005–2006 International Water Report & Cost Survey. URL: http://www.nusconsulting.com/downloads/2006WaterSurvey.pdf (accessed October 8, 2008).
- Raucher, B. 2005. The value of water: What it means, why it's important, and how water utility managers can use it. Journal of the American Water Works Association, 97 (4), 90–98.
- Rea, K. 1999. Glossary [of economic terms].
- URL: http://www.chass.utoronto.ca/~reak/eco100/glosslist.htm (accessed November 12, 2005).
- Resources for the Future (RFF). 2002. Glossary.
  URL: http://www.weathervane.rff.org/glossary/index.html (accessed November 12, 2005).
- Sawyer, D., Perron, G., Trudeau, M., and Renzetti, S. 2005. Analysis of Economic Instruments for Water Conservation, Canadian Council of Ministers of the Environment and Marbek Resource Consultants,Ltd., Winnipeg, MB, Canada. URL: http://www.ccme.ca/assets/pdf/ei_marbek_fi nal_rpt_e.pdf (accessed October 8, 2008).
- Smith, V.K. and Krutilla, J.V. 1977. Resource and Environmental Constraints to Growth. Discussion Paper D-17. Resources for the Future, Inc., Washington, DC.
- Tsur, Y., Roe, T., Doukkali, R., and Dinar, A. 2004. Pricing Irrigation Water: Principles and Cases from Developing Countries. Resources for the Future, Washington, DC, 319 pp.
- Tufte, E. 2006. Presentation in Crystal City. May 22, 2006, Alexandria, VA.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 2003a. Facts and Figures—Water in Cities. URL: http://www.wateryear2003.org/en/ev.php-URL_ID = 5970& URL_DO = DO_TOPIC&URL_SECTION = 201.html (accessed January 14, 2007).
- United Nations Educational, Scientifi c and Cultural Organization (UNESCO). 2003b. Water for People, Water for Life. The United Nations Water Development Report prepared by the UN World Water Assessment Programme, 575 pp.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). 1992a. Dublin Statement on Water and Sustainable Development. International Conference on Water and the Environment, Dublin, Ireland,January 31, 1992.
- United Nations Conference on Environment and Development (UNCED). 1992b. Rio Declaration on the Environment and Development, Agenda 21, Chapter 18. Rio de Janeiro, Brazil, June 3–14, 1992.
- United Nations Committee on Economic, Social, and Cultural Rights (UNCESCR). 2002. General Comment on the Right to Water. Adapted November 27, 2002.
- United Nations General Assembly (UNGA). 1992. Rio Declaration on the Environment and Development;Annex I. August 12, 1992.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1997. M/DBP Stakeholder Meeting: Ground Water Disinfection Rule; Executive Summary. December 18–19, 1997. URL: http://www.epa.gov/safewater/ndwac/sum_gwdr.html (accessed December 17, 2005).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Conservation Pricing of Water and Wastewater.[Prepared by Holly Stallworth, April 10, 2000] EPA 832-F-03–027. 10 pp. URL: http://www.epa.gov/owmitnet/cwfi nance/cwsrf/consrvprice.pdf.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2001a. Proposed combined animal feedlot operation regulation.Federal Register, 66 (9), 2959–3008.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2001b. Technical Fact Sheet: Final Rule for Arsenic in Drinking Water. EPA 815-F-00–016 (January 2001).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2003. Water and Wastewater Pricing: An Informational Overview. EPA 832-F-03–027. 10 pp.
  URL: http://www.epa.gov/waterinfrastructure/pricing/pdfs/waterpricing_fi nal2.pdf (accessed January 12, 2007).

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2005. Case Studies of Sustainable of Water and Wastewater Pricing. EPA 816-R-05–007. 21 pp. URL:http://www.epa.gov/safewater/smallsys/pdfs/guide_smallsystems_fullcost_pricing_case_studies.pdf (accessed January 12, 2007).
- Winpenny, J.T. 1994. Managing Water as an Economic Resource. Routledge, London, U.K., 133 pp.
- World Water Council (WWC). 2000. Ministerial Declaration of the 2nd World Water Forum. The Hague, the Netherlands, March 22, 2000. URL: http://www.gdrc.org/uem/water/hague-declaration.html (accessed December 17, 2005).
- World Water Council (WWC). 2003. Ministerial Declaration of the 3rd World Water Forum. Kyoto, Japan,March 23, 2003. URL: http://www.mofa.go.jp/policy/environment/wwf/declaration.html (accessed December 17, 2005).
- Xepapadeas, A. and Koundaouri, P. 2004. Introduction to special section on groundwater economics and policy. Water Resources Research, 40, W06S15, doi:10.1029/2003WR002158.
- Young, R.A. 2005. Determining the Economic Value of Water; Concepts and Methods. Resources for the FuturePress, Washington, DC, 357 pp.

فصل دهم

اقتصاد کلان

از آن جا که گمان می‌رود آب‌های زیرزمینی در همه قاره‌ها وجود داشته باشند، این منبع، عاملی در اقتصاد کلان کشورها و جهان به شمار می‌رود. حوزه اقتصاد کلان بر کارکرد و تولید کل اقتصاد و در اصل بر درآمد ملی، عرضه پول و نرخ بهره، پس‌انداز و سرمایه‌گذاری، سطح عمومی قیمت‌ها و تراز پرداخت‌ها تمرکز می‌کند (بننوک و همکاران ۱۹۷۸، ص ۲۸۸). با توجه به وابستگی جوامع سراسر جهان به وجود و استفاده از آب‌های زیرزمینی، این منبع از طریق ارائه خدمات اکوسیستم‌ها به جوامع و صنایع در کارکرد اقتصاد کشورها نقش دارد. آب‌های زیرزمینی یک مولفه بنیادین در «سرمایه طبیعی» جهان هستند که بر درآمد، سرمایه‌گذاری، قیمت‌ها و تراز پرداخت‌ها اثر می‌گذارند. سرمایه طبیعی، نشان‌دهنده ذخایر ذاتی و جریان‌های موجود در اکوسیستم است که جریانی سودمند و ارزشمند از منابع و خدمات را ارائه می‌نماید (به نمایه (۱۰-۱) نگاه کنید) (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۳۷). سیاست‌های اقتصاد کلان کشورها بر دسترسی و مصرف آب‌های زیرزمینی اثر گذاشته و از آن تاثیر می‌پذیرد.

فعالیت سیاستی اقتصاد کلان

اقتصاد کلان چیزی بیش از مجموع فعالیت‌های اقتصاد خرد بوده و عمدتا با اثرات اقدامات سیاستی و پیامدهای آن بر تولید، درآمد، عرضه پول و نرخ بهره کشور، ارتباط دارد. متون دیگری، مفاهیم اقتصاد کلان را به تفصیل پوشش می‌دهند و به همین دلیل خواننده می‌تواند برای آگاهی از آن پس‌زمینه که در اینجا در سطحی بالاتر پوشش داده می‌شود، به آن‌ها مراجعه کند (مانند ساموئلسون، ۱۹۶۴؛ برنسون و لیوتاک، ۱۹۷۶؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴). اکثر دولت‌های ملی بر سیاست‌های اقتصاد کلان تاثیرگذار بر رشد اقتصادی، تمرکز دارند که در حالت ایده‌آل بی‌قید و شرط هستند. این دیدگاه سیاستی، بیانگر آن است که اقتصاد باید بدون محدودیت رشد کند. از آن جا که رشد نامحدود در جهانی با منابع محدود غیرممکن است، چنین رویکرد سیاستی، محدودیت‌های جدی دارد. به این دلیل که مواد خامی که اقتصادها به آن‌ها وابسته هستند، از اکوسیستم استخراج می‌شوند و بسیاری از این مواد، مانند آب‌های زیرزمینی جزء کالاهای عمومی بوده یا ویژگی‌های کالاهای عمومی را دارند، در صورتی که پیش‌تر کمیاب نشده باشند، کمیاب‌تر خواهند شد. وابستگی به بازار موجب عرضه کم‌تر از حد کالاهای عمومی خواهد شد. در حالی که کالاهای عمومی، طبق تعریف، کالاهای غیربازاری هستند، رویکردهای اقتصادی مرسوم، ممکن است برای تخصیص آن‌ها ناکافی باشند و لزوم مداخلات سیاستی برای اطمینان از عرضه آن‌ها را موجب شوند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۲۴، کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۳۵۵-۳۰۸). در این زمینه، دالی و فارلی (۲۰۰۴، ص۲۹۷) نشان داده‌اند که:

به لحاظ نظری، (سیاست فدرال) پول فدرال در یک جامعه دموکراتیک به سمت کالاها و خدماتی هدایت خواهد شد که بیش‌ترین مطلوبیت نهایی را برای کل جامعه فراهم آورد. نقش مهم مخارج دولتی، فراهم ساختن کالاهای غیربازاری است.

در این فصل، ملاحظات سیاستی اقتصاد کلان مربوط به آب‌های زیرزمینی در سطح ملی یا ایالتی بررسی می‌شود. فصل‌های گذشته بر تصمیم‌گیری‌ها و پروژه‌هایی در سطح فردی یا بنگاه متمرکز بوده‌اند. این فصل و فصل‌های بعدی بر اهداف سیاستی گسترده اقتصادی و اثرات کلی آن‌ها به عنوان روشی برای اشاره به سیاست‌ها و اهدافی که ممکن است در جهانی با منابع محدود خواهان باشیم، تمرکز می‌کنند. در این جهان با منابع محدود، بازخورد متعادل کننده اکوسیستم از طریق تغییرات اقلیمی، علامت داده است که اقتصادهای جهانی ظرفیت جو برای انتشار ضایعات را کاملا استفاده کرده و اکنون در جستجوی تخلیه بخشی از این ضایعات در زیرزمین هستند. این فصل می‌کوشد به این پرسش پاسخ دهد که «در بستر اقتصاد کلان، ماهیت سیاست‌ها و پروژه‌های متعاقب آن‌ها که ممکن است نیازهای انسان به آب‌های

زیرزمینی را پاسخ دهند، چیست؟» نخست، ما برخی از مفاهیم اقتصاد کلان را پوشش داده و سپس دوباره برخی از جنبه‌های ماکروفیزیکی آب‌های زیرزمینی که بر این سیاست‌ها اثر گذاشته و از آن‌ها تاثیر می‌پذیرند را مورد بررسی قرار می‌دهیم.

نمایه ۱۰-۱- سرمایه طبیعی و نهاده‌های اکوسیستم

سرمایه طبیعی

سه دسته سرمایه طبیعی شامل موجودی منابع طبیعی، زمین و اکوسیستم وجود دارد. روی هم رفته، این سه مورد برای «کارکردهای» اقتصاد، بنیادین بوده و از پایداری قلمرو زیست‌فیزیکی نیز که انسان به آن متکی است، پشتیبانی می‌کنند:

- کارکردهای استخراج مواد برای تولید اقتصادی کالاها و خدماتی است که برای بهبود رفاه مردم مورد استفاده قرار می‌گیرند. این مواد شامل مواد معدنی، گیاهان برداشت شده و حیوانات و آب‌های زیرزمینی در کنار مواهب طبیعی دیگر است.
- کارکردهای تخلیه (ظرفیت محیط زیست در جذب محصولات نامطلوب)، پسماندهای دور ریخته شده تولید و مصرف، ضایعاتی که در هوا، آب یا زیر زمین ریخته می‌شوند؛ را دریافت می‌کنند.
- کارکردهای خدمات از فضای زندگی و فرآیندهای انسانی و همه حیات‌های دیگر، شامل عناصر اصلی: هوا برای تنفس و آب برای نوشیدن که برای زندگی ضروری هستند را پشتیبانی می‌کنند. اگر خدمات این عناصر کاهش یافته یا از بین بروند، تنوع زیستی به خطر می‌افتد.

پشتیبانی اکوسیستم

نهاده‌های اکوسیستم و خدمات آن متفاوتند.

خدمات اکوسیستم، ظرفیتی مشابه فرآیندهای طبیعی و پشتیبانی از تنوع زیستی را ایجاد می‌کنند.

نهاده‌های اکوسیستم، مواد تولید و مصرف شده در فرآیندهای طبیعی مانند اکسیژن، دی اکسید کربن، آب و مواد مغذی می‌باشند.

Source:
United Nations (UN), 2003. Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting. Publications Board and Exhibits Committee, New York, P. 5, 73.

مروری بر اقتصاد کلان

فعالیت و تولید اقتصادی کشورها در مقیاس وسیع، بر حسب واحدهای پولی به عنوان ارزش همه کالاها و خدمات نهایی سنجیده می‌شود. در جریان دایره‌وار اقتصاد، خانوارها نیروی کار را به بنگاه‌ها عرضه می‌کنند که همراه با دیگر عوامل تولید، (معمولا منابع استخراج شده از اکوسیستم) به محصولات (و ضایعات) مورد نیاز خانوارها تبدیل می‌شوند. نمایه (۱۰-۲) این جریان فعالیت اقتصادی را نشان می‌دهد. خانوارها عوامل تولید را فراهم کرده و درآمد به دست می‌آورند؛ بنگاه‌ها کالاها و خدمات را تولید کرده و مخارج را دریافت می‌نمایند. «نشت‌های» ناشی از مخارج خانوار شامل پس‌انداز (برای مخارج آینده) و مالیات (برای حمایت از دولت) می‌باشند. سرمایه‌گذاری و مخارج دولتی، «ترزیق‌های» متناظر

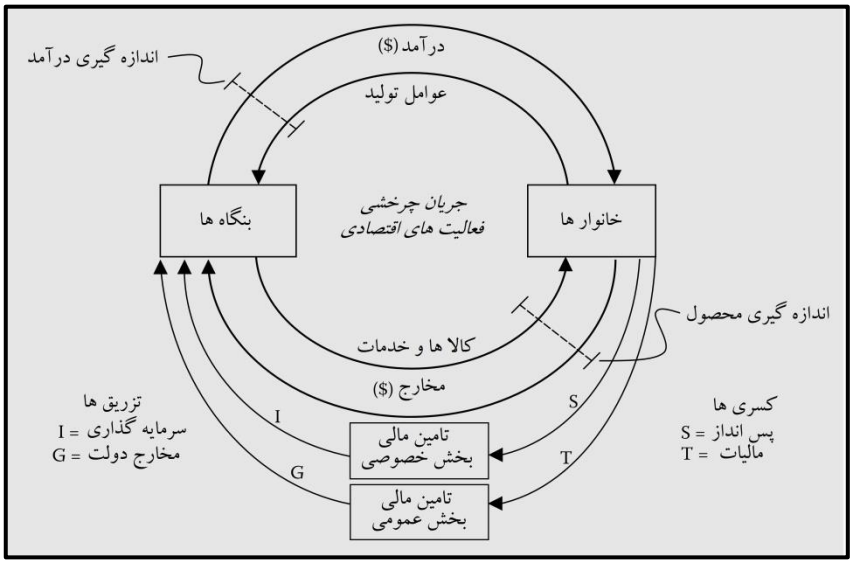
هستند که به ترتیب در کلیه موسسات مالی دولتی و خصوصی وجود دارند. در این جریان اقتصادی کلاسیک، اتلاف وجود ندارد. با این حال، وقتی محصولات مصرف شده و یا از بین می‌روند، به ضایعات تبدیل می‌شوند. نه تنها ضایعات بلکه ارزش منابع استخراج شده از اکوسیستم نیز به طور معمول در جریان دایره‌وار اقتصاد لحاظ نمی‌شوند. تولید اقتصادی نئوکلاسیک تابعی از نیروی کار و سرمایه است:

$$Y = f(L, K)$$

که در آن به ترتیب Y تولید، L نیروی کار و K سرمایه است که پیش‌تر در فصل ۸ و در جریان دایره‌وار نمایه (۱۰-۲) ذکر شده است.

کل تولید ملی، تحت عنوان تولید ناخالص ملی یا GNP شناخته می‌شود که معادل ارزش همه فعالیت‌های اقتصادی در یک کشور به قیمت‌های بازاری است (بننوک و همکاران، ۱۹۷۸، ص ۲۰۷). این مفهوم در نمایه (۱۰-۲) به عنوان «اندازه‌گیری تولید» همه کالاها و خدمات نهایی فراهم شده در اقتصاد، نشان داده شده است. در این چارچوب حسابداری، ارزش منابع طبیعی شامل آب‌های زیرزمینی به عنوان یکی از خدمات پشتیبان زندگی، صفر درنظر گرفته می‌شود (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۲۸) چرا که آب‌های زیرزمینی بازاری ندارند که بتوان به درستی آن را ارزش‌گذاری کرد (کامن و اشتاگل،۲۰۰۵، ص ۱۵۶). هرچند تولید ناخالص ملی سنجه‌ای برای فعالیت‌های اقتصادی تلقی می‌شود، اما معیاری برای سنجش رفاه به شمار نمی‌آید. اگر ضایعات در تابع تولید درنظر گرفته شوند، در این صورت، رفاه غیراقتصادی خواهد بود. آلودگی و آلایش منابع، منجر به بیماری و غیرقابل استفاده شدن ذخایر و جریان‌های طبیعی خواهند شد. به همین صورت، هزینه‌های پیشگیری و دفاعی که از ما در برابر پیامدهای آلودگی و آلایش حفاظت می‌کنند، رفاه را افزایش نخواهند داد و نباید در اندازه‌گیری رفاه لحاظ شوند. آن‌ها «آنتی‌بدها» هستند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۳۰، کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۱۴۸). نمایه (۱۰-۳) حسابداری تولید ملی را از دیدگاهی که سرمایه انسان‌ساخت و سرمایه طبیعی را در اندازه‌گیری فعالیت اقتصادی به جای جانشین بودن، مکمل تلقی می‌کند، مورد بررسی قرار می‌دهد.

نمایه ۱۰-۲ جریان دایره‌وار فعالیت اقتصادی با نشت‌ها و تزریق‌ها



Sources:
1. Branson, W.H. and Litvack, J.M., Macroeconomics, Harper & Row Publishers, New York, 1976, 17.
2. Daly, H.E. and Farley, J., Ecological Economics: Principles and Applications, Island Press, Washington, DC,2004, 27.

کارکردهای ملی اقتصاد کلان

دولت‌های ملی با استفاده از سیاست‌های پولی و مالی (مخارج) بر جهت‌گیری اقتصاد در مقیاس بزرگ‌تر، اثر گذاشته که این موضوع به نوبه خود بر استفاده از منابع طبیعی استخراج شده از اکوسیستم نیز اثر می‌گذارد. همان‌طور که در بالا گفته شد، کارکردهای اصلی بر ابزارهای نرخ بهره، عرضه پول، مخارج و مالیات‌ستانی تمرکز دارند. از همه مهم‌تر، برخی از این ابزارها (مخارج و مالیات‌ستانی) را می‌توان برای تحریک تغییرات فن‌آورانه، به منظور بهبود سرمایه انسان‌ساخت مورد استفاده قرار داد تا تولید را کارآمدتر و اتلاف را کم‌تر کرد.

از آنجایی که این سیاست‌ها برای این به کار می‌روند تا بر کل اقتصاد اثر بگذارند، ابزارهای اقتصادی، «کند تاثیر» بوده و در دست‌یابی به نتایج اکوسیستمی خاص، دارای محدودیت هستند اما مهم‌تر از آن، «مقیاس» و گستره اثرات اکوسیستم را تعیین می‌کنند که پیشران فعالیت‌های اقتصادی است. معمولا سیاست انبساطی پولی (افزایش مخارج مصرف‌کننده در اقتصاد) بر نتایجی که تولید و مصرف کالاهای بازاری را تحریک می‌کند، تمرکز دارد و به این ترتیب مقیاس استفاده از منابع اکوسیستم را افزایش

می‌دهد. سیاست پولی به حفاظت از منابع، جایگزینی آن‌ها و اثرات توزیعی، همچون دسترسی به منابع مقرون به صرفه برای برآورده کردن نیازهای اساسی، نمی‌پردازد.

نمایه ۱۰-۳- تخلیه سرمایه طبیعی در حسابداری اقتصادی ملی

دالی و فارلی (۲۰۰۴، ص۲۳۲) در مقایسه با منابع انسان‌ساخت، بیش‌تر بر تخلیه منابع طبیعی در تولید ملی توجه کرده‌اند:
تخلیه سرمایه طبیعی یک دسته‌بندی روشن و صریح از حسابداری اقتصادی ملی است. کلمه GNP مخفف تولید ناخالص ملی بوده و شامل استهلاک سرمایه نیز می‌باشد. اگر استهلاک سرمایه انسان‌ساخت را از آن کم کنیم، تولید خالص ملی (NNP) به دست می‌آید که تقریب نزدیک‌تری به آن چیزی است که می‌توانیم مصرف کنیم، بدون آن که در نهایت دچار محرومیت شویم. با این حال، استهلاک و تخلیه سرمایه طبیعی در محاسبه تولید خالص ملی درنظر گرفته نمی‌شود. از همه مهم‌تر، سرمایه انسان‌ساخت، جانشین کاملی برای سرمایه طبیعی محسوب نمی‌شود، آن هم به این دلیل ساده که اولی نمی‌تواند بدون دومی وجود داشته باشد. این دو مکمل هستند. اگر مقدار استهلاک سرمایه انسان‌ساخت و سرمایه طبیعی یک دلار باشد، به طور ضمنی فرض می‌شود که این دو نوع سرمایه، جانشین کاملی بوده و ما می‌توانیم مادامی که سرمایه انسان‌ساخت با مقداری جبران‌کننده‌ای رشد می‌کند، از میان رفتن سرمایه طبیعی را بپذیریم. در واقعیت، سرمایه طبیعی کم‌تر، موجب می‌شود سرمایه انسان‌ساخت نیز دارای ارزش کم‌تری باشد.
با این دیدگاه، اگر اصلا آب زیرزمینی تولید نشده یا آلوده باشد، آنگاه ارزش چاه، زمین یا تجهیزات آبیاری چقدر خواهد بود؟

سیاست مالی (مخارج دولت مرکزی و تامین مالی) از نظر توانایی‌اش در کاهش مقیاس تاثیرات ، با استفاده از حفاظت و بازیابی خدمات غیربازاری اکوسیستم‌ها یا اطمینان از این که از سطح مقیاس بهینه فراتر نمی‌رود، انعطاف‌پذیرتر است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۹۹-۲۹۶). ممکن است سیاست‌های مالی مربوطه که در سراسر کشور اعمال می‌شوند، شامل کسب زمینه‌های حساس و نیز مهم‌تر از آن، اطمینان از این مسئله باشند که آن سیاست‌ها سازگار با الزامات اکوسیستم، پایش و اعمال می‌شوند. برای آب‌های زیرزمینی، این سیاست‌ها می‌تواند به معنای حفاظت از تالاب‌ها و زیستگاه‌های حساس، تامین مالی، پایش و حفاظت منطقه تغذیه، تسهیل استقرار فن‌آوری‌های کارآمد مصرف آب، بررسی استفاده از مواد شیمیایی در زمین و کنترل تخلیه زیرزمینی ضایعات باشد. حفظ خدمات اکوسیستم از طریق چنین تلاش‌هایی، این منابع را در اختیار نسل‌های آینده نیز قرار می‌دهد. به همین صورت، سیاست‌های مالی را می‌توان برای هدف گرفتن اثرات توزیع درآمد نیز به کار برد تا نیازهای اساسی طبقه محروم اقتصادی از جمله تامین آب سالم برآورده شود.

نقش بانک مرکزی

در سیاست اقتصاد کلان ایالات متحده، سیاست نظام پولی توسط سیستم فدرال رزرو (FRS یا Fed) متشکل از بانک‌های مرکزی منطقه‌ای، سازمان‌دهی می‌شود که همانند سایر کشورهایی که مقامات پولی مشابهی دارند، مانند بانک مرکزی انگلستان، سه ابزار سیاستی در اختیار دارند (برانسون و لیتواک، ۱۹۷۶، ص ۲۷۵-۲۷۳؛ بننوک و همکاران، ۱۹۷۸، ص ۴۰، ۳۳۱؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۵۵-۲۵۳).

۱- نرخ ذخیره قانونی (سپرده قانونی): بانک‌های تجاری موظف هستند که درصدی از سپرده‌های خود را نزد بانک مرکزی نگهداری کنند که به آن نرخ ذخیره قانونی گفته می‌شود. گاهی بانک‌های تجاری برای وقایع پیش‌بینی نشده، اقدام به نگهداری ذخیره بیش‌تر از ذخیره قانونی می‌کنند که ذخایر اضافی نامیده می‌شود. کاهش نرخ ذخیره قانونی به معنی آزاد شدن بخش بیش‌تری از منابع بانک‌های تجاری برای وام دادن است که سبب افزایش وام دادن بانک‌های تجاری و به دنبال آن، قدرت خلق تکاثری پول می‌شود. بنابر این کاهش نرخ ذخیره قانونی منجر به افزایش حجم پول شده و به همین ترتیب، افزایش نرخ ذخیره قانونی، منجر به کاهش حجم پول می‌شود.

۲- نرخ تنزیل مجدد: نرخ تنزیل مجدد نرخ بهره‌ای است که بانک مرکزی از بانک‌های تجاری دریافت می‌کند تا به هنگام نیاز به وجوه، به آنان وام دهد. این موضوع بر درآمدهای حاصل از بهره بانک‌هایی که از محل وام دادن به مشتری به دست می‌آیند، اثر می‌گذارد. با افزایش نرخ تنزیل، نرخ ذخایر اضافی بانک‌های تجاری افزایش می‌یابد و در نتیجه، ضریب تکاثر خلق پول، کاهش یافته که منجر به کاهش حجم پول می‌شود. به همین ترتیب، با کاهش نرخ تنزیل، حجم پول افزایش می‌یابد.

۳- خرید یا فروش اوراق قرضه (عملیات بازار باز): هرگاه بانک مرکزی قصد اجرای سیاست پولی انبساطی با استفاده از عملیات بازار باز را داشته باشد، اقدام به خرید اوراق قرضه دولتی در بازار می‌نماید. به این ترتیب دارایی‌های بانک مرکزی و حجم پولی افزایش یافته و به همین ترتیب، با سیاست پولی انقباضی، حجم پول کاهش می‌یابد. به این نکته توجه کنید که با افزایش حجم پول، نرخ بهره کاهش خواهد یافت و برعکس.

این فعالیت‌ها از این رو اهمیت دارند که می‌توانند رشد عرضه پول را در یک اقتصاد ملی تحریک کنند. پیاده‌سازی این سیاست‌ها بر تصمیم‌گیری افراد در مورد میزان پولی که پس‌انداز می‌کنند یا برای خریدهای جاری در حساب‌ها نگه می‌دارند، اثر می‌گذارد. با افزایش جمعیت، تقاضا برای پول نیز افزایش می‌یابد اما افزایش عرضه پول، بدون افزودن معادل آن بر ثروت واقعی، ارزش کمی دارد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۵۷). اگر اقتصاد بزرگ‌تر شود و کالاها و خدمات بیش‌تری تولید نماید، به پول بیش‌تری برای معاملات نیاز دارد. در حالی که شرایط تولید بیش‌تر کالاها و خدمات، با افزایش عرضه پول تسهیل می‌شود، محدودیتی واقعی برای استفاده از مواد خام به منظور تطابق با شرایط جدید وجود دارد. از این رو، رشد پول حقیقی (یعنی عرضه پول تقسیم بر سطح قیمت) یک محدودیت دارد. در نهایت، ما به جای ایجاد محصول و پول بیش‌تر، باید به دنبال راه‌های دیگری برای سنجش و مشارکت در رفاه باشیم.

نقش دولت مرکزی

دولت مرکزی از طریق سیاست مالی (مالیات‌ستانی، مخارج و چاپ پول) در مدیریت اقتصاد ملی نقش دارد:

۱- روش اصلی اکثر دولت‌ها به منظور کسب درآمد برای انجام کارکردهای قانونی، مالیات‌ستانی است. دولت‌ها می‌توانند از اقلام و فعالیت‌هایی مانند آلودگی یا مصرف بیش از حد منابع که جامعه کم‌تر به آن‌ها اقبال دارد، نیز مالیات بگیرند. افزایش مالیات بر آلودگی، هزینه عرضه محصول را برای تولیدکننده بالا می‌برد که به شکل افزایش قیمت به مشتری انتقال داده می‌شود. این رویکرد در خصوص مالیات‌ستانی از آلودگی، تحت عنوان «پرداخت هزینه توسط آلوده‌کننده» شناخته شده و باعث می‌شود تولیدکننده و مصرف‌کننده، هزینه محصولات تولیدی با آلودگی ناخواسته را درونی‌سازی نمایند. برعکس، درآمدها و اعتبارات مالیاتی می‌توانند با فراهم ساختن یارانه‌ها برای محصولات و خدماتی به منظور تشویق فعالیت‌هایی مانند لوازم کاهنده مصرف آب و انرژی که جامعه بیش‌تر به آن‌ها اقبال دارد، مورد استفاده قرار گیرند. یارانه‌ها، قیمت اقلام یا فعالیت‌هایی که یارانه به آن‌ها تعلق گرفته است، را کاهش می‌دهد.

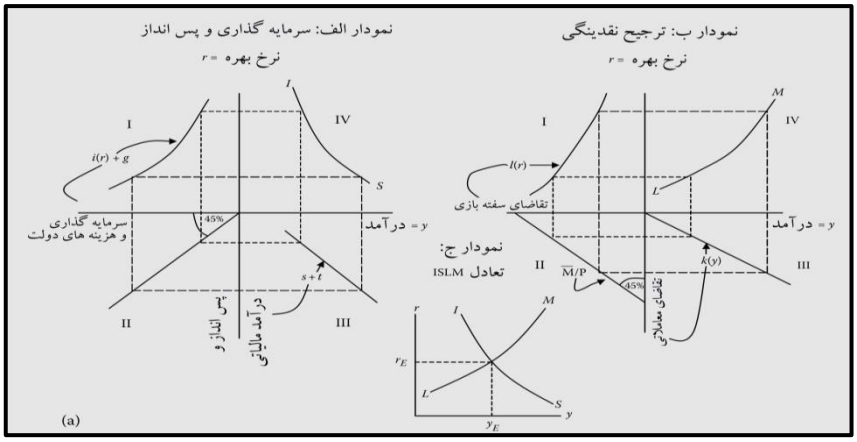
۲- مخارج دولتی می‌توانند با هدایت شدن به سوی فعالیت‌ها، خدمات یا تولیدات خاصی، بر اقتصاد اثر بگذارند. دولت مرکزی به عنوان یک خریدار عمده کالاها و خدمات می‌تواند مصرف آب یا فن‌آوری بازیافت را به نحوی کارآمدتر ارتقاء بخشد. دولت مرکزی هم‌چنین می‌تواند کمک هزینه و تامین مالی برای سطوح دیگر دولت اختصاص دهد تا آن‌ها نیز همین کار را انجام دهند. افزون بر این، دولت‌های مرکزی ممکن است بودجه پژوهش را برای استفاده از فن‌آوری‌های کاهش‌دهنده آلودگی و استفاده کارآمد از آب تامین نمایند که می‌تواند قیمت این فن‌آوری‌ها را برای استفاده گسترده کاهش داده و کارآیی را در کل اقتصاد بالا ببرد. در چنین رویکردهای سیاستی و سایر رویکردها (مانند ارائه کمک هزینه یا کنترل حقوق استفاده از منابع)، مخارج دولتی را می‌توان برای بررسی تخصیص کالاهای عمومی مانند آب‌های زیرزمینی به کار گرفت. برای تامین مالی این مخارج، دولت می‌تواند پول را با فروش اوراق قرضه که قیمت اوراق را کاهش و نرخ بهره را افزایش می‌دهد، فراهم نماید.

۳- چاپ پول برای تسهیل تبادلات اقتصادی انجام می‌شود. دولت‌ها در این زمینه با احتیاط عمل می‌کنند چرا که این کار می‌تواند تورم و دیگر مشکلات پولی را به همراه داشته و در تخصیص نادرست منابع، نقش داشته باشد.

توسعه سیاست اقتصاد کلان

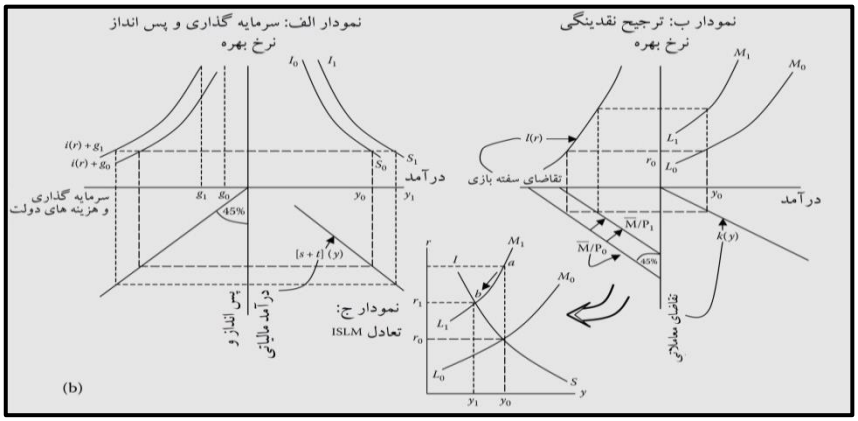
معمولا توسعه سیاست اقتصاد کلان بر استفاده از ابزارهای اقتصادی به منظور درک تاثیر سیاست‌هایی خاص، متمرکز است. یک ابزار مهم علم اقتصاد امروزی، استفاده از مدل سرمایه‌گذاری– پس‌انداز – نقدینگی – پول (ISLM) است. این مدل در مراجع دیگر مربوط به اقتصاد کلان به تفصیل تشریح شده است اما در اینجا به طور خلاصه به آن پرداخته می‌شود. مدل ISLM درآمد و نرخ بهره را به الف) پس‌انداز، درآمد مالیاتی، سرمایه‌گذاری و مخارج دولت و ب) تقاضای پول برای معاملات و فرصت‌های سفته‌بازی کسب سود مرتبط می‌سازد. نمایه (۱۰-۴) تصویری ایده‌آل از عملکرد عوامل اقتصاد کلان برای رسیدن به تعادل بین عرضه و تقاضای پول را به تصویر می‌کشد. نکته کلیدی در اینجا، این است که سیاست اقتصاد کلان بر استفاده و حفظ منابع اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارد، اما چنین ملاحظاتی بخشی از این مدل نیستند.

نمایه ۱۰-۴ a – مدل IS-LM به شکل نموداری



Source:
Adapted from Branson, W.H. and Litvack, J.M., Macroeconomics, Harper & Row Publishers, New York,1976, 63. With permission.

نمایه ۱۰-۴ b - مثال‌هایی از جابجایی در منحنی‌های IS و LM



Source:
Adapted from Branson, W.H. and Litvack, J.M., Macroeconomics, Harper & Row Publishers, New York,1976, 63. With permission.

استخراج نموداری منحنی IS

در نمودار الف (سرمایه‌گذاری و پس‌انداز) نمایه (۱۰-۴ a):

تعادل بازار کالا و خدمات رابطه‌یی معکوس بین نرخ بهره و درآمد ملی را ایجاد می‌کند که اصطلاحا به این رابطه معکوس، منحنی IS گفته می‌شود. به عبارت دیگر، منحنی IS ترکیبی از نرخ بهره و درآمد ملی است که به ازای آن، بازار کالا و خدمات در تعادل است. برای استخراج منحنی IS از شرط برابری تراوشات (مجموع پس‌انداز و خالص مالیات‌ها) و تزریقات (مجموع سرمایه‌گذاری و مخارج دولت) استفاده می‌شود.

- ربع دوم نشان‌دهنده ارتباط منفی بین نرخ بهره (برای قرض گرفتن) و سرمایه‌گذاری است.
- ربع سوم نشان می‌دهد که مجموع پس‌انداز و درآمد مالیاتی با مجموع سرمایه‌گذاری و مخارج دولتی برابر است.
- ربع چهارم نشان‌دهنده رابطه‌یی است که با افزایش درآمد، پس‌انداز و درآمد مالیاتی افزایش می‌یابد.
- ربع اول، منحنی استخراج شده IS را نشان می‌دهد. در این منحنی با کاهش نرخ بهره، درآمد ملی افزایش می‌یابد و برعکس.

همان‌طور که در نمایه (۴b-۱۰)، نمودار الف دیده می‌شود، افزایش مخارج دولت از g_0 به g_1، منحنی $i(r)+g_0$ را به سمت چپ و بالا به $i(r)+g_1$ انتقال می‌دهد؛ در نتیجه، منحنی IS_0 به سمت راست به IS_1 منتقل و درآمد از y_0 به y_1 افزایش می‌یابد.

استخراج نموداری منحنی LM

نمودار b (ترجیح نقدینگی)

منحنی LM مکان هندسی ترکیباتی از سطح درآمد ملی و نرخ بهره است که در آن بازار پول در تعادل است. به عبارت دیگر، برای حفظ تعادل بازار پول بین سطح درآمد ملی و نرخ بهره، رابطه‌ای مستقیم وجود دارد که اصطلاحا به آن منحنی LM می‌گویند.

- ربع دوم نشان‌دهنده تقاضای سفته‌بازی پول است. تقاضای سفته‌بازی پول تابعی معکوس از نرخ بهره است.
- ربع چهارم نشان می‌دهد که برای یک مقدار درآمد، یک تقاضای معاملاتی مشخص برای پول وجود دارد که جریان نقدی را برای خرید فراهم می‌آورد. تقاضای معاملاتی پول، تابعی صعودی و مستقیم از درآمد ملی است.
- در ربع سوم، خطی بین دو محور تقاضای معاملاتی و تقاضای سفته‌بازی طوری رسم شده است که اولا با هر کدام از این دو محور، زاویه ۴۵ درجه ساخته و ثانیا فاصله دو طرف آن از مبداء برابر کل عرضه برونزای حقیقی ($\frac{\bar{M}}{P}$) باشد.
- ربع اول، منحنی استخراج شده LM را برای هر سطح مشخصی از M و P نشان می‌دهد. در این منحنی با کاهش نرخ بهره، درآمد ملی کاهش می‌یابد و برعکس.

به یاد داشته باشید که اگر سطح قیمت‌ها بالا برود و یا عرضه اسمی پول کاهش پیدا کند، خط ۴۵ درجه M/P به سمت داخل انتقال می‌یابد و منحنی LM به سمت بالا انتقال یافته و نرخ بهره افزایش می‌یابد.

تعادل هم‌زمان بازار کالا و پول

در نمایه (۴-۱۰ b) ج، تعادل هم‌زمان بازار کالا و پول نشان داده شده است. تنها در نقطه تقاطع این دو منحنی است که هر دو بازار به طور هم‌زمان تعادل دارند. به این ترتیب، y_E درآمد ملی تعادلی و r_E نرخ بهره تعادلی خواهد بود.

مثالی از سیاست‌های پولی

یک سیاست پولی انقباضی در نمایه (۱۰-۴ b) نشان داده شده است. بانک مرکزی می‌تواند برای کاهش تولید و درآمد ملی، از سیاست پولی انقباضی استفاده کند. البته در اصل، سیاست پولی انقباضی زمانی اجرا می‌شود که بانک مرکزی قصد داشته باشد فشارهای تورمی را کاهش دهد. فرض کنید که تعادل اولیه y_0 و r_0 باشد. تصور کنید که بانک مرکزی عرضه حقیقی پول را کاهش داده باشد (عرضه اسمی پول کاهش و یا سطح عمومی قیمت‌ها افزایش یافته باشد). کاهش عرضه حقیقی پول سبب پیدایش اضافه تقاضا یا کمبود عرضه در بازار پول می‌شود و در نتیجه نرخ بهره شروع به افزایش می‌کند و به صورت نموداری نیز LM به سمت چپ و بالا جابه‌جا می‌شود. افزایش نرخ بهره سبب کاهش سرمایه‌گذاری می‌شود. با کاهش سرمایه‌گذاری، تقاضای کل کاهش یافته و در نتیجه تولید و درآمد ملی کاهش می‌یابد. نقطه تعادل جدید y_1 و r_1 خواهد بود.

نکات متعددی در رابطه با عوامل اقتصاد کلان، از این مرور کوتاه به دست می‌آیند:

- سیاست‌های پولی باعث تغییر نرخ بهره می‌شود.
- نرخ بهره، عاملی پیشران است و می‌تواند بر گستره پس‌انداز، سرمایه‌گذاری و ترجیح نقدینگی اثر بگذارد (تصمیماتی در مورد این که چقدر پول نگه داشته یا سرمایه‌گذاری کنیم).
- نرخ بهره بر تصمیم‌های دولتی و بخش خصوصی برای اجرای پروژه‌ها و برنامه‌ها تاثیرگذار است.
- تصمیمات سرمایه‌گذاری، تحت تاثیر نرخ بهره قرار می‌گیرد که این نیز به نوبه خود بر تامین مالی در سطح محلی، شرکتی و فردی مدیریت پروژه و برنامه، اثر می‌گذارد.

اثرات سیاست‌های اقتصاد کلان

نمایه (۱۰-۵) نشان دهنده اثرات سیاست‌های اقتصاد کلان بر اقتصاد و منابع اکوسیستم از جمله آب‌های زیرزمینی است. سیاست‌های پولی انبساطی، ممکن است بر افزایش تقاضا برای منابع اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی تاثیرگذار باشند. نرخ بهره پایین‌تر، سرمایه‌گذاری در بخش‌های تولیدی و به ویژه بخش‌های کشاورزی و ساختمان که به تغییرات نرخ بهره حساس می‌باشند، را افزایش می‌دهد. نرخ بهره پایین، تولید کالاهای غیربازاری را تحریک نمی‌کند بلکه احتمالا ساخت و ساز در نواحی حساس اکولوژیک یا مناطق نیازمند حفاظت شدید از منابع مانند تالاب‌ها یا مناطق تغذیه، رونق خواهد گرفت (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۹۷). نرخ بهره بالا بر بدهکارانی که ممکن است اغلب فقیر و از نظر اقتصادی افرادی محروم باشند، اثر می‌گذارد و توانایی پرداخت آن‌ها را در ازای نیازهای اساسی کاهش می‌دهد.

نمایه ۱۰-۵- اثرات پیش‌بینی شده سیاست‌های اقتصاد کلان

سیاست	اثرات نرخ بهره	اثرات درآمدی	اثرات بر منابع اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی
۱- انبساط پولی حاصل از: • کاهش نرخ ذخیره قانونی • فروش اوراق قرضه به صورت «بازار آزاد» کاهش نرخ تنزیل	وقتی اقتصاد ضعیف است، (بیکاری بالا، سرمایه‌گذاری کم) سیاست پولی ممکن است تاثیر کمی بر نرخ بهره داشته یا اصلا تاثیری نداشته باشد.	وقتی اقتصاد ضعیف است، اثری بر درآمد ندارد (که تحت عنوان دام نقدینگی شناخته می‌شود).	وقتی اقتصاد ضعیف نیست، سیاست پولی ممکن است پایدار بوده و تقاضا برای مصرف محصولات و خدمات اکوسیستم را افزایش دهد. نرخ بهره پایین‌تر، سرمایه‌گذاری را تشویق کرده و پروژه‌های بلندمدت‌تر را جذاب می‌کند.
۲-افزایش مالیات از طریق: • مالیات بر درآمد • وضع عوارض محصول یا کاربر	مالیات‌ها (به خصوص مالیات بر درآمد تصاعدی) به تثبیت اقتصاد کمک می‌کنند.	وقتی درآمد افزایش می‌یابد، مالیات‌ها پول بیش‌تری جمع می‌کنند و وقتی درآمد کم‌تر شود، میزان مالیات‌ها کاهش می‌یابند.	هزینه‌های هدفمند محصول و کاربر در کل اقتصاد، تقاضا برای اقلام هدف‌گیری شده مانند فعالیت‌های آلوده‌کننده یا مصرف بیش از حد منابع را کاهش می‌دهد.
۳-کاهش مالیات از طریق: • کاهش نرخ مالیات بر درآمد • کاهش درآمد مشمول مالیات • اعتبارهای مالیاتی هدفمند	ممکن است فشار را از روی نرخ بهره بردارد. کاهش درآمد مشمول مالیات و اعتبارات هدفمند ممکن است اثر کمی بر نرخ بهره داشته باشند.	پول بیش‌تر برای مصرف خصوصی و پول کم‌تر برای فراهم آوردن کالاهای عمومی. کاهش‌های هدفمند شاید اثری جزئی بر اقتصاد داشته باشند.	کاهش مالیات هدفمند تقاضا را به سمت محصولات و خدمات مطلوب هدف‌گیری شده، انتقال می‌دهد.
۴- افزایش مخارج دولت: • تامین مالی از طریق انتشار اوراق قرضه • تامین مالی از طریق مالیات • تامین مالی شده با حق‌الضرب (چاپ پول)	می‌تواند برای کالاهای بازاری و غیربازاری خرج شود.	درآمد را افزایش می‌دهد (بحث و نمایه‌های نمودارهای ISLM را ببینید).	مخارج هدفمند تقاضا برای اقلام هدف‌گیری شده را افزایش می‌دهد و می‌توان از آن برای تامین بیش‌تر کالاهای غیربازاری مانند کالاهای اکوسیستم نظیر آب‌های زیرزمینی بهره جست. این کار ممکن است در تحریک پژوهش‌های فن‌آوری هدفمند مفید باشد.
• تامین مالی از طریق انتشار اوراق قرضه	وقتی اقتصاد ضعیف است، ممکن است تاثیر بر نرخ بهره اندک باشد و وقتی اقتصاد با ظرفیت کامل عمل می‌کند، بزرگ باشد.	درآمد وقتی اقتصاد ضعیف است، افزایش می‌یابد ولی وقتی اقتصاد با ظرفیت کامل عمل می‌کند، ممکن است سبب افزایش درآمد نشود (این موضوع به عنوان شرایط خارجی ازدحام شناخته می‌شود[۱])	وقتی اقتصاد ضعیف است، می‌تواند تقاضا برای منابع اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی را افزایش دهد.
• تامین مالی از طریق مالیات	افزایش نرخ بهره کم‌تر از زمانی است که تامین مالی از طریق انتشار اوراق قرضه انجام می‌شود.	نرخ رشد، کم‌تر از زمانی است که تامین مالی از طریق انتشار اوراق قرضه انجام می‌شود.	بسته به این که با وجوه مالیاتی چه کاری انجام می‌شود، می‌تواند تقاضا برای کالاهای اکوسیستم را کاهش دهد.
• تامین مالی شده با حق‌الضرب (چاپ پول)		احتمالا تحت شرایط ازدحام خروج، باعث تورم می‌شود و هیچ اثر واقعی بر درآمد ندارد.	

سیاست‌های هدفمند اقتصاد کلان می‌توانند منابع اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی را بسته به فعالیت‌ها و محصولات مورد بررسی را، بهبود بخشیده یا تضعیف نمایند. مالیات‌های هدفمند می‌توانند مصرف اقلام

۱- Crowding Out

(افزایش در مخارج دولتی که منجر به افزایش در نرخ بهره و در نتیجه باعث کاهش سطح سرمایه‌گذاری خصوصی پیش بینی شده می‌شود)

هدف‌گیری شده را کاهش دهند. اقلام مالیاتی هدفمند، ممکن است شامل محصولات و فعالیت‌های مربوط به ایجاد آلودگی یا مصرف بیش از حد، مانند اتلاف آب در کل اقتصاد باشند. کاهش‌های مالیاتی هدفمند، می‌توانند تقاضای بیش‌تری برای اقلام هدف‌گذاری شده مانند تجهیزات و فعالیت‌هایی که آلودگی کم‌تری ایجاد کرده یا مصرف آب را کاهش می‌دهند، ایجاد کنند. هم‌چنین اعتبارات مالیاتی ممکن است ابزاری برای انتقال پرداخت‌ها به افراد فقیر باشند تا اطمینان حاصل شود که نیازهای اساسی آن‌ها، برآورده می‌شود. برخی از مثال‌ها می‌توانند دلالت‌های مربوط به سیاست‌های اقتصاد کلان در مورد آب‌های زیرزمینی را روشن کنند که در ادامه به آن‌ها پرداخته می‌شود.

مثال ۱۰-۱- تولید انرژی

در سال ۲۰۰۷، رشد اقتصادهای وابسته به نفت، موجب افزایش قیمت نفت شد. نرخ بهره نسبتا کم در ایالات متحده باعث شد که سرمایه‌گذاری در زمینه منابع انرژی جایگزین غیروابسته به نفت، مانند زیست‌توده، هسته‌ای، بادی، خورشیدی و زمین گرمایی رونق بگیرد. اثرات این تصمیمات بر آب‌های زیرزمینی، بسته به مکان و منبع متغیر بوده و احتمالا تولید زیست توده، انرژی هسته‌ای و زمین گرمایی، اثرات کمی و کیفی بالقوه زیادی بر محیط زیرسطحی داشته است. از دست دادن آب‌های زیرزمینی بر اثر کاوش برای آبیاری زیست توده یا در نتیجه آلودگی با مواد شیمیایی کشاورزی یا انتشار مواد شیمیایی دیگر یا مواد رادیولوژیک در صورتی که پتانسیل (منفی) آن‌ها پیش‌بینی نشده و به درستی مدیریت و بررسی نشود، در آینده قابل تصور و برگشت‌ناپذیر خواهد بود. این تغییرات در سطح پروژه و یا در سطح کل اقتصاد می‌تواند پرهزینه باشد. در مورد کاوش گسترده آب‌های زیرزمینی در آبخوان اوگالالا (دشت‌های مرتفع) در ایالات متحده که برای کشاورزی آبی مورد استفاده قرار می‌گرفت، مجوزهای تخلیه آب‌های زیرزمینی، هزینه‌های کشاورزی و مالیات بر درآمد کشاورزان را تحت قوانین فدرال کاهش می‌داد تا تولید غذا افزایش یافته و کاوش آب‌های زیرزمینی را برای تولید محصولات انرژی در جهت تولید سوخت‌های زیستی که می‌توانند به طور بالقوه آب مورد نیاز را به جای سایر ملزومات مهم دیگر، در اقتصاد و نسل‌های آینده مصرف کند، ارتقاء بخشید. مقیاس این تاثیر شامل تخلیه آبخوان و نفوذ مواد شیمیایی کشاورزی به داخل زیرسطح در کل اکوسیستم و اقتصاد ملی پشتیبان آن، دیده می‌شود. این شرایط، قیمت صفر را برای آب‌های زیرزمینی به همراه داشته و فقط هزینه مربوط به پمپاژ آب زیرزمینی درنظر گرفته می‌شود. حفاظت از انرژی در سراسر اقتصاد باید به جای آن که سوخت بیش‌تری تولید نماید، تاثیر کاوش آب‌های زیرزمینی را به حداقل برساند. یک رویکرد سطح کلان جامع می‌تواند مجموعه منتخب متفاوتی از سیاست‌های اقتصاد کلان را تعیین کنند که استفاده بلندمدت از منابع را به جای واکنش و سود کوتاه‌مدت، تسهیل کنند.

مثال ۱۰-۲- تامین مالی سیستم آبی

در ایالات متحده، مانند سایر نقاط دنیا، سطح نرخ بهره اوراق قرضه شهرداری‌ها، تا حدودی تحت تاثیر نرخ بهره ایجاد شده توسط بانک مرکزی بوده و از وام گرفتن دولت نیز تاثیر می‌پذیرد. ایالات متحده یک برنامه تامین مالی سیستم آب ایجاد کرده است که در مرحله اول، هدف آن تامین مالی سیستم‌های آبی کوچکی است که در به دست آوردن اعتبار برای ایجاد زیرساخت‌های لازم به منظور تامین آب آشامیدنی سالم، با مشکل مواجه هستند. این برنامه، سالانه وجوه فدرال را در اختیار ایالت‌ها قرار می‌دهد تا وجوه وام ایالتی را به سرمایه‌ای تبدیل کنند که سیستم‌های آبرسانی بتوانند از آن‌ها برای تامین مالی با نرخ بهره زیر نرخ بازار استفاده نمایند. در سال ۲۰۰۷، بودجه این برنامه به ۱۳ میلیارد دلار رسید. عمده این بودجه به سیستم‌های آبرسانی کوچک که نزدیک به دو سوم از ۶ هزار وام‌گیرنده را شامل می‌شدند، اعطا شد. در حالی که این وجوه بخش کوچکی از تامین مالی کلی زیرساخت‌های آبرسانی در ایالات متحده است، میزان نرخ‌ها و یارانه در مقیاس ملی، هدف‌گذاری شده و بر توانایی سیستم‌های کوچک آبرسانی در کل کشور و اغلب در نواحی روستایی و محروم اقتصادی، اثر می‌گذارد. اکثر این سیستم‌های کوچک آبرسانی به آب‌های زیرزمینی متکی هستند. میزان نرخ بهره بر هزینه تامین مالی پروژه‌های آن‌ها اثر می‌گذارد.

ظرفیت اکولوژیکی در اقتصاد کلان

دالی و فارلی تحلیل اقتصاد کلان را با درنظر گرفتن «ظرفیت اکولوژیکی» (EC) اقتصاد، به چالش کشیدند (۲۰۰۴، ص ۳۰۴-۳۰۲). آن‌ها این ظرفیت را به صورت «حداکثر توان پایدار اکولوژیکی[۱] (سرمایه طبیعی) که برحسب معادل با Y (شدت توان به ازای هر دلار[۲]) تبدیل شده و به عنوان قید برون‌زای تحمیل شده بر مدل (ISLM)، تعریف می‌کنند. این مفهوم یک تعادل بیوفیزیکی را نشان می‌دهد و یک تعادل اقتصادی نیست». متخصصان اقتصاد کلان چنین قیدی را نمی‌شناسند. نمایه (۱۰-۶) سه نموداری را نشان می‌دهد که دیدگاهی از این رویکرد را ارائه می‌کنند.

در مورد اول، قید ظرفیت اکولوژیکی (بیان شده برحسب معادل با Y) بسیار فراتر از تعادل اقتصادی *Y است. در این دولت– ملت، بسیاری از منابع اکوسیستم به گونه‌ای وجود دارند که این قید، اثری بر اقتصاد نمی‌گذارد. مورد دوم دولت– ملتی را نشان می‌دهد که در آن اقتصاد از ظرفیت اکولوژیکی خود فراتر رفته است، یعنی بسیاری از منابع، محدود یا تخلیه شده یا در حال کمیاب شدن هستند. در حالی که اقتصاد به کار خود ادامه می‌دهد، تقاضا برای منابع اکوسیستم چنان بالا است که قیمت‌های سرمایه

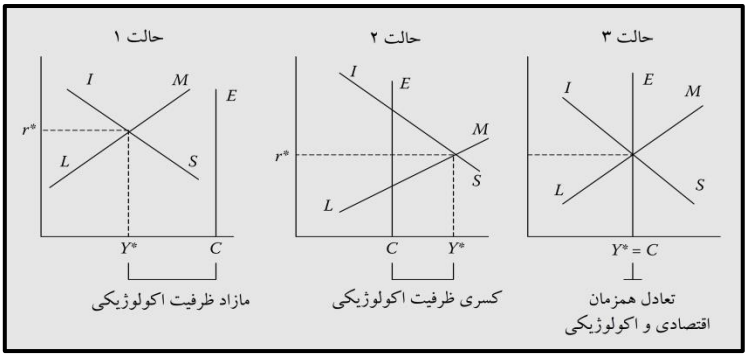
۱- Maximum Ecologically Sustainable Throughput

۲- Throughput Intensity per dollar

طبیعی باقی مانده را افزایش می‌دهد. دالی و فارلی خاطرنشان می‌کنند؛ اغلب اقتصاددانان اکولوژیکی بر این باورند که ما در حال حاضر در مورد دوم قرار داریم، در حالی که اقتصاددانان متعارف به «کاهش سرمایه طبیعی» اهمیتی نمی‌دهند. مورد سوم، نشان‌دهنده انطباق تعادل‌های اکولوژیکی و اقتصادی است. مدل ISLM قیدهای اکوسیستم را در بر نمی‌گیرد. هیچ برنامه‌ریزی و یا نهادهای اقتصادی، این موضوع را در سطح ملت - دولت بررسی نکرده است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۰۳). در این جا بر مدل دوم که بر پایداری منابع اکوسیستم به منظور بقای بلندمدت جامعه بشری و حفظ قابلیت‌های منابع سیاره زمین تاکید دارد، تمرکز می‌شود. این مدل اقتصاد کلان دوم، در بخش بعدی تشریح می‌گردد.

با تاکید بر نکته عنوان شده در مورد دوم، کامن و اشتاگل (۲۰۰۵، ص ۴۱۰) ردپای اکولوژیکی (کل مساحت اراضی و آب مورد نیاز یک اقتصاد که تمام منابع مصرفی را فراهم کرده و همه ضایعات ایجاد شده توسط انسان‌ها را به صورت مستمر با فن‌آوری موجود جذب می‌کند) را مورد بررسی قرار داده‌اند. آن‌ها نشان می‌دهند که نسبت اندازه ردپا به مساحت اراضی برای اقتصاد جهانی از ۰/۷ در سال ۱۹۶۱ به ۱/۲ در سال ۱۹۹۹ افزایش یافته است. برای فراهم کردن مصرف سالیانه در اقتصاد جهانی به ۱/۲ معادل خاک نیاز است. ردپای اکولوژیکی برحسب اقتصاد ملی متغیر بوده و میانگین ردپای جهانی ۲ هکتار برای هر نفر است، در حالی که این مقدار در ایالات متحده ۹/۷ هکتار است. به میزان خاک زیادی نیاز است تا هر فرد زنده‌ای در سیاره ما به سبک مردم ایالات متحده زندگی کند. مشخص است که اقتصاددانان راهبردی، اکولوژیست‌ها و برنامه‌ریزان باید عوامل اقتصادی و اکولوژیکی را برای آینده پایدار مورد ارزیابی قرار دهند.

نمایه ۱۰-۶- ظرفیت اکولوژیکی در اقتصاد کلان



Source:
Adapted from Daly, H.E. and Farley, J., Ecological Economics: Principles and Applications, Island Press,Washington, DC, 2004, 303. With permission.

مدل‌های اقتصاد کلان

دو مدل پایه‌ای اقتصاد کلان برای بررسی ملاحظات کلان مقیاس، بین صنعتی، بین جوامعی، ملی و بین‌المللی در تخصیص و کاربرد منابع توسعه، داده شده است. مدل رشد تولید که در حال حاضر مدل غالب است، بر «رشد توان تولید» تمرکز دارد. این مدل از منابع طبیعی و ظرفیت جذب آن، حداکثر استفاده را کرده و استخدام فزاینده نیروی کار، هدف آرمانی آن است. مدل دوم، «توسعه پایدار» است که نوظهور بوده و بر «حفظ مبنای منابع و بهبود کیفیت زندگی برای جمعیتی پایدار در یک سیستم طبیعی محدود» متمرکز است. این که آیا مدل رشد تولید، می‌تواند به اندازه کافی بادوام باشد تا جهانی با جمعیت حدود ۶ میلیارد نفر را (در زمان نگارش کتاب) که تا ۵۰-۴۰ سال آینده به ده میلیارد نفر با مشکلات تخصیص منابع از جمله برخورد با ضایعات را، پشتیبانی کند یا خیر، هنوز یک پرسش است.

جایگزینی مدل توسعه پایدار با مدل جاری می‌تواند با توانایی آن برای بازتاب واقعیت‌های مرتبط با محدودیت منابع طبیعی در طول زمان، به منظور اجتناب از اختلال‌های عمده اکوسیستم که بر اقتصادهای بزرگ ملی تاثیر می‌گذارند، وابستگی داشته باشد. این مدل باید به طور فزاینده‌ای با تغییرات در سیاست‌های کشورهای صنعتی هماهنگ باشد.

مدل‌های مختلف اقتصاد کلان مورد استفاده برای سیاست‌گذاری و تصمیم‌گیری، بر آب‌های زیرزمینی چه تاثیری می‌گذارند؟ قطعا مدل رشد تولید فعلی که افزایش توان بازدهی منابع طبیعی و جذب ضایعات را تشویق می‌کند، نازک شدن لایه ازن، ماهی‌گیری‌های تجاری کنترل نشده، تخلیه آب‌های زیرزمینی و نهرهای کاملا تخصیص‌یافته برای استفاده غالب بشر در بسیاری از کشورها (آمریکا، اعضای اتحادیه اروپا، کشورهای عربی، چین، هند، مکزیک، شوروی سابق و سایر مکان‌ها) را به همراه داشته است (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۱، ص ۶۰). وقوع این رویدادها و سایر موارد، از تمرکز بر فعالیت‌های فردی، بنگاه واحد، پروژه واحد یا برنامه واحد به عنوان مقیاس اقتصادی مناسب برای ارزیابی و سیاست‌گذاری، از منظر کارآیی یا هزینه- فایده، نشات گرفته است. در سطح فردی، شرکت یا پروژه واحد، تنها محدودیت مربوط به نهاده‌های کمیاب مانند نیروی کار و سرمایه بوده و سرمایه طبیعی که مصرفش معمولا رایگان یا بدون هزینه است، به عنوان یک محدودیت تلقی نمی‌گردد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۲۸، ۲۳۳).

مدل آزمون نشده «توسعه پایدار»، بر حفظ منابع طبیعی، کمینه کردن تولید برای حفاظت از سرمایه، ارتقای توسعه کیفیت در سطح فردی و سهیم کردن مردم در ثروت، تاکید می‌کند. در حالی که مشخص نیست این مدل در مورد استفاده از آب‌های زیرزمینی چه نتایجی خواهد داشت، به خوبی با مفهوم هیدرولوژیکی بازدهی ایمن، همخوانی دارد. بازدهی ایمن یعنی ساختار مدیریت آب‌های زیرزمینی که استفاده از آبخوان‌ها را با تغذیه طبیعی آن‌ها متعادل کرده و در عین حال، آب را بر پایه قانون ملی،

ایالتی یا محلی، میان کاربران تخصیص می‌دهد. از منظر اقتصاد کلان صرف، کاهش منابع ملی آب‌های زیرزمینی از طریق تخلیه آبخوان‌ها یک خسارت است که به دارایی‌ها و ذخایر ملی وارد می‌شود (اوتی،۲۰۰۴،ص۳۷). قطعا، استفاده کارآمدتر از آب، می‌تواند مانند آبیاری قطره‌ای در نواحی خشک باشد. این رویکرد، نیازمند سرمایه‌گذاری‌های عمده در سرمایه‌های انسان‌ساخت برای چنین سیستم‌های آبیاری است که به نوبه خود نیازمند توان بازدهی بیش‌تری برای حفظ سرمایه طبیعی است. استفاده از چنین سیستم‌های آبیاری کشاورزی، لزوما به مفهوم دست‌یابی به نقطه بازدهی ایمن آبخوان‌ها نخواهد بود. از این رو، آبیاری کشاورزی با استفاده از آب‌های زیرزمینی را می‌توان فراتر از ظرفیت تحمل اکوسیستم در نواحی خشک تلقی کرد. با افزایش جمعیت، فشار تولید کشاورزی به زمین‌هایی وارد می‌شود که بارندگی طبیعی بیش‌تری دارند. با این حال، موقعیت این نواحی مرطوب، ممکن است به دلیل تغییرات اقلیمی در بلندمدت مورد تردید قرار گیرد.

همان‌طور که نمایه (۱۰-۷) نشان می‌دهد، ارزیابی و سیاست‌گذاری در سطح اکوسیستم باید با استفاده از مدل توسعه پایدار انجام شود. این مدل «نگرش پیش تحلیلی» داشته و در آن، اقتصاد یک زیرسیستم از اکوسیستم است. (دالی، ۱۹۹۶، ص ۶، با ذکر شومپیتر، ۱۹۵۴). از این رو، سرمایه طبیعی اقتصاد محدود خواهد بود. افزون بر این، سرمایه طبیعی را نمی‌توان با نیروی کار یا سرمایه انسان‌ساخت جانشین نمود. با این حال، سرمایه‌های انسان‌ساخت در لوازم کاهنده مصرف آب استفاده می‌شوند. بنابراین، سرمایه‌های انسان‌ساخت می‌توانند به انسان کمک کنند تا به هدف استفاده کم‌تر از آب و بازدهی ایمن برای آبخوان‌ها دست یافته و از رودخانه‌ها و پوشش گیاهی که به سطح ایستابی کم‌عمق‌تر آب وابسته هستند، حفاظت کنند. انتخاب مدل‌های اقتصاد کلان در هر جامعه‌ای به ارزش‌گذاری گونه‌های زیستی و همچنین آب، بستگی دارد.

نمایه ۱۰-۷- ویژگی‌های کلیدی مدل‌های اصلی اقتصاد کلان

مدل «رشد تولید» با ویژگی‌های بسیاری به ویژه، موارد زیر مشخص می‌شود:
۱- جریان دایره‌ای عوامل تولید، از خانوارها به بنگاه‌ها و جریان کالاها و خدمات به سوی خانوارها در بستر یک نظام اقتصادی آزاد بدون محدودیت انجام می‌شود (نمایه ۱۰-۲ را ببینید).
۲- فرض وجود منابع طبیعی نامحدود برای عرضه مواد خام، موجب تداوم افزایش توان بازدهی مواد خام می‌شود.
۳- فرض تغییرات فن‌آورانه، جانشینی مداوم بین نیروی کار و سرمایه را امکان‌پذیر می‌کند.
۴- مواد خام موجود در طبیعت رایگان به وجود آمده‌اند.
۵- مصرف مواد خام از مبنای منابع طبیعی برای تعادل اکوسیستم، بی‌هزینه است.
۶- تخلیه ضایعات، غیر از تاثیر بر انسان، برای تعادل اکوسیستم بی‌هزینه است.
۷- سرمایه انسان‌ساخت با سرمایه طبیعی، قابل جانشین شدن است.
۸- کنش انسان در راستای منافع خود، بیش‌ترین منفعت را موجب خواهد شد.
۹- بازار، قیمت‌هایی را برای تعادل عرضه و تقاضا ایجاد خواهد کرد.
۱۰- این مدل تمام محصولات و خدمات را یکسان درنظر می‌گیرد و تمایزی بین سرمایه انسان‌ساخت و نیروی کار و فعالیت‌های حفظ مبنای منابع طبیعی که تولید به آن وابسته است، قائل نیست.

ادامه نمایه ۱۰-۷- ویژگی‌های کلیدی مدل‌های اصلی اقتصاد کلان

مدل «توسعه پایدار» ویژگی‌های متفاوتی دارد: ۱- جریان دایره‌ای عوامل تولید، از خانوارها به بنگاه‌ها و کالاها و خدمات جریان یافته به سوی خانوارها درون اکوسیستم و از طریق منابع و ظرفیت موجود، جذب ضایعات آن انجام می‌شود. ۲- فرض می‌شود که مبنای منابع طبیعی برای استخراج مواد خام، محدودیت‌هایی دارد. ۳- تغییرات فن‌آورانه، جانشینی سرمایه و نیروی کار را امکان‌پذیر کرده و ممکن است منابع را با وجود محدودیت‌ها حفظ کنند. ۴- مواد خام در طبیعت با ارزش و دارای هزینه هستند. (این هزینه بیش‌تر از هزینه استخراج است). ۵- مصرف مواد خام از مبنای منابع طبیعی، برای تعادل اکوسیستم هزینه دارد. ۶- تخلیه ضایعات برای تعادل اکوسیستم هزینه دارد. ۷- سرمایه منابع طبیعی با سرمایه انسان‌ساخت مکمل است. ۸- در جامعه، بیش‌ترین منفعت از طریق توسعه کیفی منابع طبیعی مانند کارآیی بیش‌تر دراستفاده یا توقف استفاده با تشخیص محدودیت‌های منبع، حاصل می‌شود. ۹- بازار، قیمت‌هایی را برای تعادل عرضه و تقاضا ایجاد خواهد کرد. ۱۰- این مدل پیشنهاد می‌کند که خدمات منابع طبیعی به طور جداگانه در حساب‌های تولید ملی منظور شوند.
مدل «رشد تولید» برای حل تمام مسائل مربوط به کمیابی و جذب ضایعات به جانشینی سرمایه و نیروی کار و تغییرات فن‌آورانه اتکا دارد. این مدل برای پشتیبانی از جمعیت رو به رشد، نهاده‌های طبیعی بیش‌تری را مورد استفاده قرار داده و برای منابع طبیعی محدودیتی قائل نمی‌شود. مدل «توسعه پایدار» محدودیت‌های سرمایه طبیعی را در بر می‌گیرد. این مدل نهاده‌های طبیعی و جذب ضایعات را در حد بازدهی پایدار و ایمن مورد استفاده قرار داده و کیفیت زندگی را برای درصد بیش‌تری از افراد بهبود می‌بخشد.

Sources:
1. Daly, H., Beyond Growth, Beacon Press, Boston, MA, 1996.
2. Daly, H.E. and Farley, J., Ecological Economics: Principles and Applications, Island Press, Washington, DC, 2004.
3. Common, M. and Stagl, S., Ecological Economics: An Introduction, Cambridge University Press, Cambridge,U.K., 2005.

برای بررسی این مدل‌ها می‌توان از ارزش اقتصادی یک کالا نیز استفاده کرد. ارزش اقتصادی یک کالا، حاصل‌ضرب قیمت در کمیت آن است. تحت مدل رشد تولید، ارزش اقتصادی آب از حاصل‌ضرب تولید آب بیش‌تر برای تقاضاهای انسانی و قیمت آب، به دست می‌آید. به دلیل این که ارزش از بین رفتن زیستگاه‌ها یا گونه‌های زیستی در مدل رشد تولید لحاظ نمی‌شود، آب زیرزمینی کم‌تر از حد، قیمت‌گذاری می‌شود. در مدل توسعه پایدار، حجم (نگهداری) آب‌های زیرزمینی کم‌تری معادل مصرف بازدهی ایمن که زیستگاه‌ها یا گونه‌ها (یا سایر منابع زیست‌محیطی) را حفظ می‌کند، در قیمت بالاتری ضرب می‌شود. در مدل توسعه پایدار، به دلیل لحاظ کردن مواردی مانند ارزش‌های اکوسیستمی، ارزش‌های منابع زیست‌محیطی برای پشتیبانی از اکوسیستم از جمله تامین آب در آینده برای افراد بشر و هزینه عرضه دستگاه‌های لوازم کاهنده، قیمت و ارزش در این مدل در مقایسه با مدل رشد تولید بسیار بیش‌تر خواهد بود. از این رو، مدل توسعه پایدار در مقایسه با مدل رشد تولید، بسیار جامع‌تر و کامل‌تر است.

ممکن است تعریف این ارتباطات در سطح اکوسیستم دشوار باشد و از این رو، شاید تعیین ارزش‌ها نیز مشکل‌سازتر شوند. نتایج برآوردهای یک تحقیق نشان می‌دهد که هزینه سالانه تامین ۱۷ کالا و خدمات اکوسیستمی، حدود ۱۶ تا ۵۴ تریلیون دلار و به طور متوسط ۳۳ تریلیون دلار است. نااطمینانی‌های موجود در این برآوردها، نشان می‌دهد که این میزان، کم‌ترین مقدار است. به این نکته توجه کنید که مجموع تولید ناخالص ملی در جهان حدود ۱۸ تریلیون دلار در سال است (کاستانزا و همکاران، ۱۹۹۷). اگر مقادیر ارزش‌های اکوسیستمی را بتوان در سطح اقتصاد کلان به دست آورد، می‌توان از آن‌ها برای سیاست‌گذاری در شرایطی که اقتصاد نسبت به اکوسیستم بزرگ بوده و بده-بستان‌های آشکارتری بین راهبردهای رشد و توسعه پایدار وجود دارد، بهره جست.

دلالت‌های هزینه و فایده این دو مدل کدامند؟ مدل رشد تولید، هزینه‌ها و منافع را در سطح فردی یا پروژه، سبک و سنگین می‌کند. این مدل در طول افق زمانی که جریان‌های منافع و هزینه‌ها، انباشت و تنزیل می‌شوند، هزینه‌ها را با منافع مقایسه می‌کند. اگر منافع از هزینه‌ها بیش‌تر باشد، پروژه انجام می‌شود. اما چشم‌انداز حسابداری مهم است. یک پروژه (فرضی) ممکن است تنها بر توسعه زمین با حفر چاه و بیش‌ترین قابلیت پمپاژ برای یک چاه عمیق تمرکز کند تا در صورتی که کاهش آب‌های زیرزمینی در طول دوره حسابداری بسیار زیاد باشند، از جایگزینی با چاه کم‌عمق‌تر جلوگیری کند. اگر حیطه حسابداری بسیار کوچک باشد، این امکان وجود دارد که حسابداری هزینه‌های کاهش بیش‌تر، سطح ایستابی آب که هزینه‌های انرژی پمپاژ را برای این توسعه و هم‌چنین برای توسعه مجاور افزایش می‌دهند، را درنظر نگیرد. جریان نهر مجاور ممکن است در زمان‌های خاصی از سال به دلیل پمپاژ بیش‌تر و بارندگی کم‌تر خشک شود که بر پوشش گیاهی در طول نهر اثر گذاشته و حیات وحش را تغییر می‌دهد. افزون بر این، آب‌های زیرزمینی پمپاژ شده از محیط زیرسطحی، ممکن است به یک تصفیه‌خانه فاضلاب مرکزی فرستاده شده تا با خروجی پساب فاضلاب تصفیه شده، ترکیب شود. این آب ترکیبی به پایین رود، تخلیه شده و آب را از مصرف‌کنندگان آب‌های زیرزمینی به کاربران کنار رود در نواحی دورتر انتقال می‌دهد. از این رو، ممکن است در مرزهای توسعه، منافع از هزینه‌ها بسیار بیش‌تر باشند، به ویژه اگر هزینه آب کمی بالاتر بوده و هزینه‌های بالاتر پمپاژ را منعکس کند.

مدل توسعه پایدار می‌تواند برای حسابداری نواحی بزرگ منابع طبیعی و تا حد امکان، برای ایجاد تعادل در سطوح ایالتی، ملی و حتی جهانی، مورد استفاده قرار گیرد. توسعه پایدار به حفظ منابع طبیعی موجود برای خدمت‌رسانی به انسان‌ها و سایر موجودات نیاز دارد. برداشت آب‌های زیرمینی برای برنامه‌های ملی یا منطقه‌ای باید با تغذیه طبیعی برابر باشد. استفاده از لوازم کاهنده مصرف آب برای رسیدن به این هدف، اگر نه در همه موارد، بلکه در اکثر موارد نیاز است. افزون بر این، می‌توان آب تصفیه

شده را دوباره به زیرسطح برگرداند و به ارگانیسم‌های طبیعی زیرسطح اجازه داد که هر نوع ضایعات پسماند را بیش‌تر تجزیه کرده و جریان نهر، پوشش گیاهی کنار رود و حیات وحش را حفظ کنند. این اقدام از تخلیه آب زیرزمینی به پایین‌دست رود کارآمدتر است. علاوه بر این، شاید لازم باشد اندازه توسعه برحسب ظرفیت حمل آب‌های زیرزمینی و توانایی ارگانیسم‌های زیرسطح برای تجزیه ضایعات پسماند، محدود شود. تولید آب‌های زیرزمینی را می‌توان در سطح منطقه‌ای ارزیابی کرد تا این اطمینان حاصل شود که پمپاژ بر سطوح ایستابی آب‌های زیرزمینی، کیفیت و سایر جریان‌های تاثیرگذار بر دیگر کاربران، اثرات منفی ندارد. در صورتی که پروژه‌یی منفعت کافی داشته باشد، می‌توان آن پروژه را به پیش برد. در محاسبه منافع، باید هزینه‌های اقدامات صرفه‌جویی، اثرات بر مصرف‌کنندگان منطقه‌ای، پوشش گیاهی و حیات وحش را به طور کامل درنظر گرفت.

وجود و مصرف آب‌های زیرزمینی (بررسی مجدد)

آب‌های زیرزمینی معمولا با یک ملک یا ناحیه خاص، متناظر با یک منبع محلی، ارتباط دارند. در نتیجه، تحلیل‌های اقتصادی مربوط به آب‌های زیرزمینی در سطح اقتصاد خرد، بر افراد و بنگاه‌ها تمرکز می‌کنند. با این حال، آب‌های زیرزمینی در زیر اغلب توده‌های خشکی قاره‌ها وجود دارند و باید در بستر اقتصاد کلان نیز مورد ارزیابی قرار گیرند. برای مثال، مسیر جریان آب‌های زیرزمینی ممکن است از ۹۶۶ کیلومتر در مرکز ایالات متحده تا ۱۸۰۰ کیلومتر در حوضه بزرگ آرتزین در استرالیا متغیر باشد (ریلی، ۲۰۰۵). بنابراین، آب‌های زیرزمینی در امتداد مرزهای سیاسی و املاک بسیاری، جریان دارند. آب‌های زیرزمینی بر اساس ماهیت خود، حضور فیزیکی کلانی در اکوسیستم داشته و به مکان یا مرزهای خاصی محدود نمی‌شوند.

به دلیل این که بسیاری از کشورها در اقتصاد خود به شدت به آب‌های زیرزمینی وابسته بوده [یک سوم جمعیت جهان وابسته به آب‌های زیرزمینی هستند (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۱، ص ۶۰)] و تخلیه آب‌های زیرزمینی یک مولفه مهم بین مرزی، بین ایالتی و جریان‌های بین‌المللی هستند، ملاحظات اقتصاد کلان در خصوص اثرات آبیاری و تامین آب، نیرو و مسیریابی، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار هستند. بخش کشاورزی بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب‌های زیرزمینی در جهان است: به طور میانگین، ۷۴ درصد برداشت آب‌های زیرزمینی در ۴۴ کشور، در بخش کشاورزی مصرف می‌شود و ۶۸ درصد از مصرف آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده به منظور کشاورزی آبی است.

تقاضاهای دیگر برای آب‌های زیرزمینی در حال افزایش است. نیمی از جمعیت ایالات متحده برای تامین آب آشامیدنی خود، به این منبع متکی هستند. استفاده از آب‌های زیرزمینی با هدف تامین تقاضای

فزاینده عموم، از سال ۱۹۸۰ تا ۱۹۹۰ بیش از دو برابر منابع آب‌های سطحی، افزایش یافته است. این نکته اخیر نیز مربوط به شرایطی است که اکثر نهرهای ایالات متحده که به منظور تامین آب آشامیدنی مورد استفاده قرار می‌گیرند، باید برای مصارف دیگری از جمله حمایت از گونه‌های در معرض خطر، آبزیان و حیات وحش به کار گرفته شوند. این شرایط نشان می‌دهند که آب‌های زیرزمینی یک منبع دارای اهمیت برای اقتصاد کلان و اکوسیستم بوده و صرفا یک دارایی نیستند. تراکم جمعیت در ایالات متحده از ۱/۷ نفر در هر کیلومترمربع در سال ۱۷۹۰ به ۹/۷ نفر در کیلومترمربع در سال ۱۸۹۰ و ۲۷ نفر در هر کیلومترمربع در سال ۱۹۹۰ رسیده است. تقاضاهای انسان برای منابع محدود، مانند آب‌های زیرزمینی باعث اشباع شدن مناظر طبیعی شده است.

در اروپا، استفاده از آب‌های زیرزمینی بسته به کشور و درون کشورها متفاوت است. اروپا برای ۷۰ درصد از تامین آب عمومی خود به آب‌های زیرزمینی متکی است (هاک، ۱۹۹۸). اطلاعات ذکر شده در بالا، نشان می‌دهد که آب‌های زیرزمینی یک نگرانی بالقوه بین مرزی در سطح بین‌المللی با اثرات اقتصاد کلان، خواهند بود، به ویژه اگر جریان آب‌های زیرزمینی یا کیفیت جریان آب تغییر کند.

افزایش تراکم جمعیت در نواحی محدود نیز بر تقاضای محیط زیرسطحی به منظور تخلیه و جذب ضایعات، اثر می‌گذارد که شامل انتقال آلاینده‌ها به آب‌های زیرزمینی، کاهش شدید کیفیت آب و در برخی موارد، غیرقابل استفاده شدن آن می‌شود. هم‌چنین تمرکز جمعیتی باعث می‌شود که تولید کشاورزی شامل مزارع پرورش گراز و جوجه و ضایعات مربوط به آن‌ها گسترده‌تر شود. ممکن است این ضایعات به خاک نفوذ کرده و آب‌های زیرزمینی را همراه با زیرسطح آلوده کنند و در نهایت آب‌های زیرزمینی به عنوان «مخزنی» برای جمع‌آوری آلاینده‌ها عمل می‌کنند. وقتی آب‌های زیرزمینی آلوده می‌شوند، تصفیه و بازیابی منبع آلوده دشوار می‌شود و این کار مستلزم تصفیه در نقاط تولید (برای مثال در سرچاه‌ها از جداسازها برای مواد شیمیایی فرار استفاده شود) یا مصرف (فیلترهای فعال کربن در خانه‌ها) است. کیفیت پایین آب‌های زیرزمینی ممکن است حتی باعث جستجوی جامعه برای تامین آب جایگزین شود و تقاضاهای اضافی برای منابع محدود را به همراه داشته باشد.

نمایه (۱۰-۸) اثر تجمعی در مقیاس کلان را نشان می‌دهد که بسیاری از مصرف‌کنندگان آب‌های زیرزمینی می‌توانند بر این منبع وارد کنند.

نمایه ۱۰-۸- آیا نگرانی‌های سطح کلان با تولید آب‌های زیرزمینی مرتبط هستند؟ (مطالعه موردی: منطقه شیکاگو ایلینوی)

در منطقه شیکاگوی ایلینوی، دو آبخوان، بیش‌تر آب‌های زیرزمینی را تامین می‌کنند. اولی آبخوان ماسه‌سنگی عمیقی به نام آبخوان کمبرین- اردیویسین[۱] است که در آن آب‌های زیرزمینی در شرایط محصور قرار دارند.

دیگری آبخوان دولومیتی کم‌عمقی است که در آن آب‌های زیرزمینی با افزایش عمق در شرایط محصور نشده تا نیمه محصور قرار دارند. آب هر دو آبخوان عمدتا برای مصارف شهری استفاده می‌شود.

از سال ۱۸۶۴ تا ۱۹۸۰ (شکل ۱۰-۱)، شش منطقه کلان شهر شیکاگو به مساحت ۵۳۱۲ مایل مربع (۱۳۷۵۸ کیلومترمربع) و دارای ۷ میلیون و ۲۶۱ هزار نفر جمعیت در سال ۱۹۹۰، کاهش سطح آب به میزان بیش از ۸۵۰ فوت در آبخوان ماسه سنگی را تجربه کردند (سامسن و همکاران ۱۹۸۱). سطوح آب‌های زیرزمینی در یک چاه در المورست[۲] ایلینوی دارای ویژگی روندهای سطح آب در آبخوان ماسه سنگی عمیق هستند. در فاصله سال‌های ۱۹۵۳ تا ۱۹۸۰، سطح آب‌ها به دلیل افزایش برداشت سالانه حدود ۳۷۰ فوت کاهش یافت. برای مثال از سال ۱۹۵۹ تا ۱۹۸۰ میزان برداشت از ۴۰۵۰۴ مترمکعب در روز به ۷۷۹۷۹ مترمربع در روز افزایش یافت.

سطوح آب‌های زیرزمینی در یک چاه در ایتاسکا[۳] ایلینوی، نمونه‌یی از روندهای سطح آب در آبخوان دولومیتی کم‌عمق هستند. سطوح آب از سال ۱۹۵۸ تا ۱۹۷۸ حدود ۵۰ فوت کاهش یافت. آبخوان دولومیتی مانند آبخوان ماسه سنگی عمیق، به صورت گسترده‌ای برای تامین آب شهری مورد استفاده قرار گرفته است.

از سال ۱۹۶۰ تا ۱۹۷۹، برداشت آب از ۱۵۰۰ مترمکعب در روز به ۲۰ هزار مترمکعب در روز افزایش یافت. اگرچه کاهش سطح آب در آبخوان کم‌عمق بسیار کم‌تر از آبخوان عمیق بود اما ضخامت ناحیه اشباع آبخوان دولومیتی را به میزان ۵۷ درصد در ایتاسکا کاهش داده است و این درصد ممکن است در مناطقی با پمپاژ سنگین‌تر، بسیار بیش‌تر باشد.

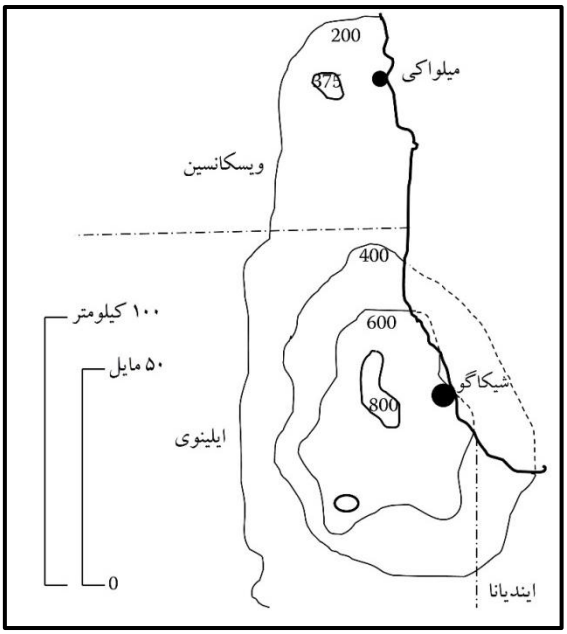
میزان کاهش سطح آب در آبخوان دولومیتی نیمه محصور در واحد حجم آب پمپاژ شده، بسیار کم‌تر از آبخوان ماسه سنگی محصور است. برای مثال، افزایش برداشت از آبخوان دولومیتی به میزان ۱۸۶۰۰ مترمکعب در روز بین سال‌های ۱۹۵۹ تا ۱۹۸۰، سطح آب را حدود ۱۵ متر کاهش داده است. افزایش برداشت نزدیک به ۳۸ هزار مترمکعب در روز از آبخوان ماسه سنگی بین سال‌های ۱۹۵۹ تا ۱۹۸۰ منجر به کاهش حدود ۷۵ متری شده است. اگرچه برداشت از آبخوان ماسه سنگی دو برابر آبخوان دولومیتی بود اما کاهش سطح آب در آبخوان ماسه سنگی پنج برابر بیش‌تر بود. اختلاف واکنش دو آبخوان به یک واحد برداشت آب، نشان‌دهنده تفاوت در ویژگی‌های ذخیره، ویژگی‌های انتقال آب و تاثیر مرزهای هیدرولوژیکی است (ساسمن و همکاران، ۱۹۸۱).

سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، کاوش و تخلیه آب‌های زیرزمینی در چهار مطالعه موردی دیگر را مستند کرده است. این مطالعات موردی شامل دره سن خوآکین[۴]، کالیفرنیا (مصرف آبیاری)؛ باتون روژ[۵]، لوییزیانا (مصرف صنعتی)؛ فرانکلین[۶]، محدوده ویرجینیا (مصرف شهری و صنعتی)؛ آبخوان داکوتا[۷] در داکوتای جنوبی (مصرف آبیاری) بوده است.

توجه کنید که پمپاژ در منطقه کلان شهر شیکاگو، ایلینوی، یک مخروط افت[۸] منطقه‌ای ایجاد کرد. این مخروط تا ویسکانسین گسترش یافته و با مخروط افت محدوده میلواکی ویسکانسین اشتراک پیدا کرده است (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۸۵). شیکاگو نسبتا مرطوب بوده و میزان متوسط بارش سالانه آن به بیش از ۸۶ سانتی‌متر می‌رسد. از این رو، ملاحظات کلان مقیاس، برای مصرف آب‌های زیرزمینی توسط این جمعیت‌های کلان شهری مهم است. اداره مدیریت آب شهری شیکاگو[۹] اکنون آب شهر و ۱۲۴ حومه مجاور آن را از دریاچه میشیگان تامین می‌کند (شهر شیکاگو، ۲۰۰۳). این مورد و سایر موارد مشابه، اهمیت تصمیمات در خصوص پمپاژ آب‌های زیرزمینی در زمان‌های گذشته و حال را نشان می‌دهد.

Source:
Abstracted from USGS, National Water Summary, Water Supply Paper 2275, 1984, 108–109.

۱- Cambrian–Ordivician
۲- Elmhurst
۳- Itasca
۴- San Joaquin Valley
۵- Baton Rouge
۶- Franklin
۷- Dakota Aquifer
۸- Cone of Depression
۹- City of Chicago Department of Water Management



شکل ۱-۱۰- کاهش سطح آب‌های زیرزمینی در آبخوان ماسه‌ای مناطق شیکاگو و میلواکی در فاصله ۱۸۶۴ تا ۱۹۸۰ (واحدهای نقشه براساس فوت؛ یک فوت با ۰/۳۰۴۸ متر برابر است). (برگرفته از سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، خلاصه ملی آب، مقاله تامین آب ۲۲۷۵، ۱۹۸۴)

مواد خام اصلی برای بسیاری از صنایع

همان‌طور که در بالا گفته شد، آب زیرزمینی یک ماده خام اصلی برای کشاورزی آبی و تامین آب احشام است. این منبع در بیش‌تر مناطق غرب ایالات متحده و قسمت شرقی مرکز این کشور و فلوریدا برای صنایع دیگری مانند معدن، حائز اهمیت است. از آب‌های زیرزمینی در نواحی و صنایع مختلف استفاده می‌شود. برای مثال در کشاورزی آبی، آب‌های زیرزمینی در کنار نور خورشید، تکثیر بذر، فتوسنتز زیستی و خاک، یک منبع اساسی برای بنیان اقتصادی بوده و غذا و مواد معدنی مورد نیاز جمعیت آمریکا و کشورهای دیگر را فراهم می‌آورند. این تولیدات بدون آب‌های زیرزمینی امکان‌پذیر نبوده و یا امکان تولید این سطوح با میزان بارندگی عادی وجود ندارد. در این وضعیت‌ها، آب‌های زیرزمینی سرمایه طبیعی هستند که برای تولید غذا به منظور بقای انسان‌ها در سراسر جهان مورد استفاده قرار می‌گیرند.

با درنظر گرفتن جنبه‌های ماکروفیزیکی استفاده از آب‌های زیرزمینی، این منبع به عنوان یک «سرمایه طبیعی» مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

سرمایه طبیعی

مفهوم سرمایه طبیعی از دیرباز مورد بحث بوده است. بولدینگ (۱۹۴۹، ۱۹۴۵)، هیکس (۱۹۴۶)، مارشال (۱۹۶۱)، سادی (۱۹۲۰) و جورجسکیو-روتگن (۱۹۷۱) و دالی (۱۹۹۶) در این زمینه پیشرو بوده‌اند. دالی (۱۹۹۶) «سرمایه طبیعی» را به عنوان «ذخیره‌ای که جریان منابع طبیعی را تولید کرده» تعریف می‌کند و به علاوه نشان می‌دهد «درآمد طبیعی حاصل از سرمایه طبیعی متشکل از خدمات طبیعی و نیز منابع طبیعی است». سرمایه طبیعی به دو نوع تجدیدپذیر و تجدیدناپذیر تقسیم می‌شود. دالی هم‌چنین نشان می‌دهد که «تعریف کاربردی‌تر از سرمایه عبارت است از «ذخیره‌ای که جریانی از کالاها یا خدمات سودمند برای آینده ایجاد می‌کند» و «سرمایه طبیعی نیز مانند کالاهای مصرفی بادوام به خوبی با این مفهوم تناسب دارد». در اینجا مخصوصا به کالاهای مصرفی و سرمایه انسان‌ساخت که در آینده خدماتی ارائه می‌دهند، اشاره شده است تا نشان داده شود که انسان‌ها به سرمایه‌های ساخت دست خودشان ارزش می‌گذارند اما برای سرمایه طبیعی، به شیوه پولی ارزش قائل نمی‌شوند. سالیان دراز، اقتصاددانان نشان داده‌اند که هزینه‌های استفاده از سرمایه باید به عنوان هزینه فرصت برنامه‌ها یا پروژه‌ها تلقی گردد. هزینه‌های استفاده از سرمایه را می‌توان از روش ارزش‌گذاری مشروط و یا گزینه‌های با کم‌ترین هزینه استخراج کرد (دالی، ۱۹۹۶).

ایجاد «ارزش افزوده» با تحمیل هزینه بر انسان و اکوسیستم همراه بوده و برای تخصیص منابع یا حتی اجرای اکثر برنامه‌ها، باید در سطح اقتصاد خرد به این نکته مهم توجه شود. انسان‌ها در شرایط بحرانی مجبور هستند که برای تامین آب از روش‌های مصنوعی استفاده کرده که این روش‌ها بسیار هزینه‌بر هستند. به عنوان نمونه، انسان‌ها برای ایجاد دستگاه‌های جمع‌آوری عظیم (مانند برکه‌ها و دریاچه‌ها و مخازن آب)، مقادیر هنگفتی پول هزینه می‌کنند. برای دانستن زمان دقیق بارورسازی ابرها، در زمینه علم هواشناسی پژوهش کرده و روش‌های بارورسازی دقیق ابرها را توسعه می‌دهند. آن‌ها بارورسازی ابرها را در زمان درست و روی منطقه‌ای بزرگ که قادر به استفاده در موارد (فرصت‌های) دیگر نباشد، اجرا می‌کنند. آن‌ها همچنین آبی که در سال‌های طولانی در محیط زیرسطحی ذخیره شده است را نیز به عنوان یک منبع عرضه آب، مدنظر قرار می‌دهند. زیرسطح به عنوان مخزنی برای ضایعات نیز عمل می‌کند. هرچند به نظر می‌رسد که ضایعات در زیرسطح ناپدید می‌شوند اما تجزیه ضایعات به سرعت انجام نشده و این فرآیند ممکن است تا صدها سال طول بکشد. تاسیسات انسان‌ساخت و با ظرفیت تجزیه این حجم از ضایعات، بسیار عظیم خواهند بود. از پیش وجود داشتن این سرمایه طبیعی، مانند یارانه است. یارانه‌ها باعث می‌شوند که ارزش منابع کم‌تر از حد بهینه نشان داده شده و تخصیص منابع را منحرف می‌کنند.

این مطلب برای آب‌های زیرزمینی و محیط زیرسطحی نیز صادق است. ما برای تولید طبیعت و ذخیره آب‌های زیرزمینی، هزینه‌ای پرداخت نمی‌کنیم بلکه تنها هزینه پمپاژ و توزیع آن را می‌پردازیم.

ارزشی که انسان‌ها برای آب‌های زیرزمینی درنظر می‌گیرند، معادل هزینه تولید و تحویل است. از منظر سرمایه انسان‌ساخت، تولید را می‌توان «بازآرایی مجدد ماده» برای ایجاد مطلوبیت‌های جدید درنظر گرفت (دالی، ۱۹۹۶، ص ۶۲). بر اساس دو قانون اول ترمودینامیک؛ ماده و انرژی نه تولید می‌شود و نه از بین می‌رود بلکه از حالت آنتروپی کم به آنتروپی زیاد تغییر می‌کند[1]. انسان به منظور فراهم ساختن خدمات سودمندتر، سرمایه طبیعی (آهن، چوب، آب) را بازآرایی می‌کند. برای مثال، آب در زیر زمین در حالت آنتروپی پایین به هزاران نقطه روی سطح زمین و سپس به واحدهای تصفیه‌خانه و در نهایت به عنوان آب آشامیدنی به خانه‌ها و کسب‌وکارها پمپاژ می‌شود. این آب زیرزمینی با ارزش افزوده انسانی همراه بوده و نیازمندی‌های جوامع را برآورده می‌کند. هر تصفیه، ضایعاتی را ایجاد کرده و آب مورد استفاده برای شست و شو، پخت و پز و حمام به فاضلاب تبدیل شده و در حالت آنتروپی بالا، دوباره به محیط زیست برگردانده می‌شود. آب نیز درست همانند انرژی که در فرآیندهای مختلف پخش می‌گردد؛ پراکنده می‌شود. هرچند پیش و پس از مصرف، هزینه بالایی برای تصفیه آب پرداخت می‌شود، اما فاضلاب بر پایه سلایق و اولویت‌های جاری نسبت به آب آشامیدنی ارزش کم‌تری دارد.

در سطح ملی، ارزش افزوده ناشی از سرمایه انسان‌ساخت (چاه‌ها، تصفیه‌خانه‌ها، سیستم‌های توزیع و غیره) در تولید ناخالص ملی محاسبه می‌شود. با این حال، آب‌های زیرزمینی که به سهولت در دسترس قرار داشته (به طور طبیعی به سطح زمین نزدیک‌ترند یا بهتر از آن آرتزین هستند) یا کم‌تر آلوده شده‌اند (برای مثال آب با کیفیت طبیعی بالاتر)، در تولید ناخالص داخلی محاسبه نمی‌شود. از نظر تاریخی، در ابتدا از آب‌های زیرزمینی با دسترسی بیش‌تر و کیفیت بالاتر استفاده می‌شد. در مکان‌هایی که آب از بازده ایمن (پایدار) آبخوان فراتر رفته و سطوح ایستابی آب پایین‌تر می‌آیند، برای دسترسی به آب‌های زیرزمینی باید چاه‌های عمیق‌تری حفر شده و برای پمپاژ آب به سطح زمین باید انرژی بیش‌تری مصرف شود. برای مثال، در ناحیه مرطوب شرقی کلان شهر فیلادلفیا، پمپاژ آب‌های زیرزمینی سطح آبخوان مورد استفاده برای تخلیه به رودخانه دلاویر را به سطحی پایین‌تر از رودخانه رسانده که نگرانی‌هایی را نیز در خصوص عرضه تولیدکنندگان آب‌های زیرزمینی در نیوجرسی برای مراکز جمعیتی در حال رشد به وجود آورده است. این مراکز جمعیتی ممکن است در نهایت آبی که از طریق سایت‌های تخلیه ضایعات در سمت رودخانه پنسیلوانیا آلوده شده است را به دست بیاورند که باید تصفیه شود (مک‌کیب و همکاران، ۱۹۹۷). در چنین مواردی، آبی که زمانی یک منبع تجدیدپذیر بوده؛ امروزه به منبعی رو به اتمام با

۱- این یک عبارت «قیاسی» ساده‌سازی شده از قانون دوم ترمودینامیک است (دالی، ۱۹۹۶،ص ۲۹) که رسما تنها برای انرژی و نه ماده به کار می‌رود. انرژی مورد استفاده از شرایط آنتروپی کم –متراکم با کیفیت بالا- به آنتروپی بالا –پخش شده و باز آرایی شده- تبدیل می‌شود.

کیفیت پایین‌تر تبدیل شده است. این بخش از سرمایه طبیعی حوضه رودخانه دلاویر، ممکن است غیرقابل استفاده بوده و بدون نگهداری یا تصفیه از بین برود.

تعریف هیکسی از درآمد شامل «مفهوم پایداری» است (دالی، ۱۹۹۶، ص ۷۵): یعنی «بیش‌ترین مقداری که جامعه می‌تواند در یک دوره زمانی مصرف کند و با این حال در پایان دوره به اندازه آغاز دوره، وضع آسوده‌ای داشته باشد.» (نقل شده از هیکس،۱۹۴۶). «آسوده بودن در آغاز و پایان دوره» به معنای حفظ سرمایه تعبیر می‌شود و در نتیجه، یک قابلیت اساسی برای تامین جریان درآمدی در هر سال، به شمار می‌رود. در اینجا سرمایه شامل سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت است. به طور سنتی، اقتصاد خرد، سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت را قابل تبدیل به یکدیگر می‌داند. هرفیندال (۱۹۶۹، ص ۶) و دالی (۱۹۹۶، ص ۷۶) به مکمل بودن این سرمایه‌ها اشاره کرده‌اند. همان‌طور که در بالا گفته شد، نمی‌توان آب‌های زیرزمینی را با تراکتورها جایگزین کرد تا ذرت تولید شود. از این رو، تراکتورها و آب در کشاورزی آبی مکمل یکدیگر هستند و استفاده از یکی برای تولید ذرت به وسیله آن عامل که کمیاب‌تر است، محدود می‌شود. در این مورد، چاه‌ها نیز سرمایه انسان‌ساخت هستند که برای آبیاری به کار می‌روند و مکمل آب زیرزمینی بوده و یک «عامل تبدیل جریان منبع از نهاده‌های مواد خام به خروجی محصول» هستند (دالی، ۱۹۹۶، ص ۷۶). از منظری دیگر، چاه‌ها مخارج سرمایه‌ای اضافی لازم برای «انجام» خدمات مولد منابع طبیعی (در این مورد آب‌های زیرزمینی) هستند (هرفیندال، ۱۹۶۹، ص ۶). برای این که تولید سالیانه انجام شده و درآمد ایجاد نماید، هم سرمایه انسان‌ساخت (چاه‌ها و تراکتورها) و هم سرمایه طبیعی (آب‌های زیرزمینی) باید حفظ گردند. چنانچه هر کدام از آن‌ها کمیاب شوند و یا چاه‌ها شکاف برداشته و نشت کنند، تراکتورها فرسوده یا آب‌های زیرزمینی تخلیه شوند، درآمد محصول تقلیل خواهد یافت.

بولدینگ معتقد است که انسان‌ها «رضایت‌مندی» را نه از تولید یا مصرف، بلکه از دریافت خدمات سرمایه به دست می‌آورند (۱۹۴۹، ذکر شده در دالی، ۱۹۹۶). تولید و مصرف باید کمینه شوند؛ یعنی، تولیدی که باعث کاهش موجودی سرمایه می‌شود، نوعی هزینه است که باید از آن اجتناب شود و مصرف موجودی سرمایه در زمان جاری، سطح خدمات آینده را کاهش می‌دهد. از این رو، موجودی سرمایه طبیعی باید حفظ شود.

مهم این است که آب‌های زیرزمینی برای رسیدن به سطح تولید امروزی، یک «سرمایه طبیعی ضروری» هستند که به صورت رایگان در محیط زیست وجود دارند و تنها در برخی از ایالت‌ها برای اجتناب از تداخل مصارف آنها، حداکثر تولید تحت کنترل قرار می‌گیرد. در چنین شرایطی، هیچ سرمایه (یا نیروی کار) دیگری نمی‌تواند جانشین آب‌های زیرزمینی شود. مشغول شدن افراد بیش‌تری (نیروی کار یا سرمایه انسانی) در کار کشت زمین نمی‌تواند جانشین آب‌های زیرزمینی مورد استفاده برای آبیاری

باشد. تراکتور یا کود بیش‌تر (سرمایه) نیز نمی‌تواند جانشین آب‌های زیرزمینی شود. حتی کاشت بذر بیش‌تر (یک جزء دیگر از سرمایه طبیعی) هم جانشینی برای آب‌های زیرزمینی نخواهد بود. تنها چیزی که می‌تواند جانشین آب‌های زیرزمینی شود یک منبع دیگر آب مانند بارندگی طبیعی یا یک منبع آب سطحی است که به سادگی هدایت می‌شود. حتی صرفه‌جویی یا بازیافت نیز جانشین آب‌های زیرزمینی نمی‌باشند، اما این اقدامات، تقاضا برای آب‌های زیرزمینی را کاهش می‌دهند. در صورتی که منابع دیگر با قیمت قابل قبول و زیر هزینه تولید آب‌های زیرزمینی (با قیمت صفر) در دسترس قرار بگیرند، قابل اتکا هستند. در اینجا اهمیت مکمل بودن مصرف آب‌های زیرزمینی با سایر نهاده‌های تولید مشخص می‌شود. اقتصاد کلاسیک نشان می‌دهد که سرمایه و نیروی کار «جانشین» هم هستند و یکی می‌تواند در صورت کمبود عرضه، جای دیگری را بگیرد. سرمایه انسان‌ساخت (تراکتورهای بیش‌تر) نمی‌تواند خدماتی را که آب‌های زیرزمینی فراهم می‌آورند، ارائه کند. از این رو، هدف باید حفظ سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی باشد نه بیشینه کردن تولید جاری و درآمد حاصل از آن.

سرمایه طبیعی و کاهش آن

پذیرش فرض وجود «سرمایه طبیعی» رایگان، اثرات قابل ملاحظه‌ای بر استفاده از منابع طبیعی در زمان آینده می‌گذارد. همان‌طور که پیش‌تر گفته شد، آب‌های زیرزمینی منبعی هستند که از اکوسیستم استخراج می‌شوند. اکوسیستم زمین و هم‌چنین سرمایه طبیعی موجود در آن، محدود است (هرفیندال، ۱۹۶۹، ص ۷؛ دالی، ۱۹۹۶، ص ۹۱). حجم آب با کیفیت‌های متفاوت در حالت‌ها و فضاهای مختلف شامل جو، اقیانوس‌ها، زیر زمین، نهرها، دریاچه‌ها، یخچال‌ها و توده‌های یخی، محدود و نسبتا پایدار است. تغییرات اقلیمی جهانی ممکن است در مکان‌هایی که مقدار محدودی آب برای آینده باقی مانده است، بازتوزیع شوند اما این حجم، کم و بیش ثابت خواهد بود. بدیهی است برخی از حالت‌های (یا اشکال) آب (زیرزمینی، نهرها و دریاچه‌ها) برای حمایت زندگی انسان‌ها سودمندتر از حالت‌های دیگر (یخچال‌ها و توده‌های یخ) است که پشتیبان اکوسیستم هستند. بدیهی است این پشتیبانی به میزان کمی بوده، زیرا بیش‌تر افراد در مجاورت این اشکال آب‌ها زندگی نمی‌کنند. سرمایه انسان‌ساخت به شکل چاه‌ها و خطوط آب و فاضلاب نیز می‌توانند آب‌های زیرزمینی را بازتوزیع کنند. برای مثال، سطح تاریخی آب‌های زیرزمینی در دهه ۱۹۰۰ جریان رودخانه سانتاکروز را حفظ کرد و حالا این رودخانه در توسان آریزونا و مناطق مجاور آن، به دلیل پمپاژ به منظور تامین آب، پرورش دام و آبیاری توسط بنگاه‌ها و افراد، خشک شده است. آبخوان تامین‌کننده دره توسان ده‌ها متر پایین رفته و حتی باعث فرونشست زمین شده است. فرونشست زمین محیط زیرسطحی ایجاد می‌کند که نمی‌تواند حجم آب مشابه گذشته را در خود نگه

دارد و به طور بالقوه در صورتی که سطح آب‌های زیرزمینی در آینده افزایش یابد، میزان ذخیره آب موجود برای آینده را کاهش خواهد داد. در مورد دره توسان، «کاهش» دایمی سرمایه طبیعی، شاید تا ابد، رخ داده است و آب‌های زیرزمینی بیش از سطح پایدار مورد استفاده قرار گرفته است.

مثال‌های بالا به چیزی اشاره دارند که دالی (۱۹۹۶، ص ۴۹) آن را مسئله جهان‌های «پر» و «خالی» نامید که اقتصاد جهانی در چارچوب آن وجود دارد و مشابه، مشکلات استفاده از منابع مشترک می‌باشند. وقتی اقتصاد نسبت به اکوسیستم بسیار کوچک بود، تقاضا برای سرمایه‌های طبیعی نظیر آب، فلزات، چوب و مانند آن و نیز تقاضای جذب ضایعات حاصل از تبدیل و تولید، چرخ‌ها و اتاقک‌های واگن، اندک و اغلب غیرمتمرکز و پراکنده بود. به همین دلیل، تقاضای زیادی برای خدمات اکوسیستمی که در آن امکان بازیابی آب، درختان و تجزیه ضایعات ساده وجود داشت، ایجاد نمی‌شد. امروزه، اقتصاد به ویژه در آمریکای شمالی و اروپای غربی، نسبت به اکوسیستم بزرگ است. تراکم‌های جمعیتی بالاست و تقاضاهای بزرگی برای آب، فلزات، مواد معدنی، چوب و سایر منابع تجدیدپذیر و منابع تجدیدناپذیر در یک اکوسیستم محدود ایجاد می‌کند. فعالیت‌های اقتصادی انسان منجر به محدودیت‌های ماهی‌گیری در اقیانوس‌ها، تغییر هواشناسی و جو محلی و جهانی، انقراض بسیاری از گونه‌های غیر انسانی و کاهش سطح ایستابی آب‌های زیرزمینی در بسیاری از مکان‌ها و برخی نتایج دیگر، شده است. سرمایه طبیعی محدود، افزایش جمعیت، کمیاب شدن منابع و احتمال جانشینی محدود سرمایه انسان‌ساخت به جای سرمایه طبیعی، موجب افزایش ارزش منابع طبیعی می‌شود که باید در تخصیص منابع مورد توجه قرار گیرد. این موضوع تمرکز اصلی اقتصاد خرد به منظور تخصیص منابع کمیاب است که هزینه‌های نهایی و منافع نهایی آن، با درنظر گرفتن هزینه‌ها و منافع اجتماعی باید برابر باشند. در این جهان «گسترده»، نگهداری ذخایر سرمایه به معنای به رسمیت شناختن آن‌ها به عنوان سرمایه طبیعی است. سرمایه‌های طبیعی نه تنها سرمایه انسان‌ساخت نیستد، بلکه عاملی محدودکننده نیز به شمار می‌روند. کاهش سرمایه طبیعی شامل آب‌های زیرزمینی، ارزش سرمایه انسان‌ساخت مانند چاه‌ها را که در صورت عدم دسترسی به سطح ایستابی آب کاربردی ندارد، از بین می‌برد. هر دو نوع سرمایه ضروری بوده و برای منفعت بشری باید حفظ شوند.

متعادل کردن اقتصاد کلان و سیاست‌ها

مسئله اساسی مطرح شده توسط دالی (۱۹۹۶) این است که اقتصاد خرد برای متعادل کردن هزینه‌ها و قیمت‌ها (عرضه و تقاضا) به منظور تسویه بازار در سطح فردی و بنگاهی، عمل می‌کند اما موانع کمیابی

پیش روی افراد و بنگاه‌ها با سطح اقتصاد کلان مرتبط است. در این سطح و زمانی که انسان‌ها ارزشی را کسب کرده و فرآیندهایی را به منظور حفظ سرمایه طبیعی سازمان‌دهی می‌کنند، سیاست‌های جامعه، ایالتی و ملی باید قادر به تنظیم مجدد حقوق برای استفاده از سرمایه طبیعی به عنوان منابع مواد خام و مخازنی برای ضایعات باشند. یک مسئله در سطح اقتصاد کلان ملی، این است که تولید ناخالص ملی، ارزش افزوده فرآوری آهن به منظور تولید فولاد برای خودروها را با هزینه‌های تخلیه عصاره‌های شستشوی قطعات مربوط به تولید فولاد که در لایه‌های عمیق زمین‌شناسی تزریق می‌شود، بر حسب دلار یا واحد پولی دیگری جمع می‌زند. افزون بر این، تولید ناخالص ملی به جز هزینه تامین آب برای فرآوری فولاد، ارزش دیگری برای آن قائل نیست. مشکل دیگر این است که هزینه‌های تحمیل شده بر تامین‌کنندگان آب توسط مصرف‌کنندگان مواد شیمیایی به عنوان «ارزش افزوده» ناشی از «تصفیه‌خانه‌ها» که آلاینده‌های آب‌های سطحی و زیرزمینی را پیش از مصرف به منظور آشامیدن از بین می‌برند، در تولید ناخالص ملی به حساب می‌آیند. در حسابداری تولید ناخالص ملی، ارزش محصولات تولیدکنندگان مواد شیمیایی به هزینه از بین بردن آلاینده‌ها افزوده می‌شود. در ایالات متحده و شاید در کشورهای دیگر، برای اعمال ارزش آب از هر منبع، راهنمای مناسبی وجود ندارد. هم‌چنین مقیاس مشخصی (محلی، ایالتی، ملی، بین‌المللی) نیز برای استفاده از راهنما وجود ندارد زیرا اقتصاد خرد و اقتصاد کلان هر کدام روش خاص خود را ارائه می‌دهند.

نویسندگان مختلفی، نظام حساب‌های ملی جدیدی ارائه کردند که می‌کوشد منافع را از هزینه‌ها تفکیک کرده و یک حساب سرمایه ایجاد نماید. یکی از این تعاریف به صورت زیر ارائه می‌شود (دالی، ۱۹۹۶، ص ۱۱۳):

۱- «یک حساب منافع، باید به دنبال سنجش ارزش تجمعی خدمات ارائه شده توسط سرمایه باشد. (نه فقط آن مواردی که در طول دوره حسابداری اجاره داده شدند و نه فقط برای مصرف‌کنندگان، بلکه هم‌چنین برای آن دسته که در تولید به کار می‌روند که لذت‌بخش و خودشکوفا است).

۲- «یک حساب هزینه باید به دنبال سنجش هزینه‌های کاهش و تخلیه، آلودگی منابع و عدم مطلوبیت نیروی کار بی‌رمق (و به تعبیر آلفرد مارشال، «در انتظار») نیز باشد. گاهی می‌توان با کمک حساب‌های جداگانه برای هزینه‌ها و منافع، این سوال را مطرح کرد که آیا منافع اضافه انباشت بیش‌تر (سرمایه تولید شده)، ارزش هزینه‌های اضافی را دارد یا خیر.

۳- «یک حساب سرمایه شامل موجودی انباشت ذخایر، وجوه و توزیع مالکیت آن‌ها است. در حساب سرمایه نه تنها ذخایر و وجوه تولید شده بلکه هم‌چنین سرمایه‌های طبیعی مانند معادن، چاه‌ها و زیرساخت‌های اکوسیستم نیز به حساب می‌آیند.»

چنین طرح حسابداری، امکان ارزیابی منافع و هزینه‌های نهایی را در سطح ملی به وجود می‌آورد تا جهت‌گیری برای تمام انواع فعالیت‌ها مشخص شود. هزینه‌ها و منافع اقتصاد خرد را می‌توان در سطح ملی به یکدیگر افزود تا مقیاس مناسبی در سطح کلان برای تعیین سیاست و حفظ منابع طبیعی به دست آید.

در گذشته با سرمایه طبیعی، طوری رفتار و حتی عمدا مدیریت می‌شد که گویی همیشه به صورت فراوان وجود داشته و کسب آن رایگان بوده است. از این رو، قیمت آن صفر درنظر گرفته می‌شد. با افزایش جمعیت و بیش‌تر شدن تراکم آن، موارد مشترک نیز گسترش یافته است. افراد بیش‌تری، کالاهای عمومی محدود مشابهی، از جمله منابعی مانند آب‌های زیرزمینی را که پیش‌تر به عنوان کالاهای خصوصی مدیریت می‌شد (از جمله تحت قانون آب غرب ایالات متحده) با یکدیگر تسهیم می‌کنند. امروزه تشخیص داده شده است که این منابع یکی از ویژگی‌های کالای عمومی را دارا هستند. آن‌ها به آهستگی از یک مکان به مکان دیگر جریان یافته و بر مصرف بسیاری از کاربران دیگر از همان آب، اثر می‌گذارند. در انتها، دولت برای اطمینان از دسترسی و کیفیت یک منبع با تقاضای بیش‌تر، می‌تواند سیاست‌هایی را برای حفاظت از آن در سطح کلان اتخاذ کند. این دولت می‌تواند دولت محلی، ایالتی یا فدرال باشد.

اهداف و اصول سیاست اقتصاد کلان

اهداف

حرکت به سوی سطح اقتصاد کلان و اتخاذ سیاست‌های تخصیص منابع، بسیار بحث‌برانگیز است اما ممکن است برای حفظ کره زمین و برای نسل‌های آینده لازم باشد. در این رویکرد، توجه به منابع آب‌های زیرزمینی که به طور محدود در دسترس هستند، ضروری است. به ویژه، در جایی که تعیین ارزش پولی برای راهبردهای کلان و اثرات آن‌ها در حال حاضر امکان‌پذیر نباشد، ممکن است وضع اهدافی که با سنجه‌های دیگر قابل کمی شدن هستند، برای تعیین دستاورد یا موفقیت بر حسب الزامات اکوسیستم و موارد اجتماعی، لازم باشد.

اهداف خاص ممکن است شامل موارد زیر باشند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۵-۳۶۰):

۱- مقیاس پایدار- سطحی از مصرف، تغذیه مجدد و بازیافت منبع طبیعی است که از طریق نظارت، اکوسیستم حفظ شده و به مصرف آیندگان نیز آسیب وارد نمی‌شود.
۲- توزیع عادلانه- در توزیع عادلانه، نیازهای پایه‌ای همه انسان‌ها و گونه‌های زیستی برآورده می‌شود.
۳- تخصیص کارآمد (بهبود پارتو) – تخصیصی از منابع که دست کم وضع یک نفر را بهتر کند، بدون این که وضع کس دیگری را بدتر نماید.

با توجه به منابع محدود زمین و این حقیقت که محصولات و خدمات آب‌های زیرزمینی و زیرسطحی، محدود و تا حد زیادی مکمل سرمایه انسان‌ساخت هستند، ترتیب این اهداف بسیار مهم است. در حالی که در اقتصاد نئوکلاسیک، تخصیص کارآمد مهم‌ترین موضوع است، در جهانی با منابع محدود، مقیاس پایدار باید نسبت به دیگر اهداف مقدم باشد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۳). اگر تخصیص کارآمد اولویت داشته باشد، منابع کمیاب به بالاترین پیشنهاددهنده قیمت (خریدار) رسیده و احتمالا بسیاری از مردم قادر به خرید آن منبع نخواهند بود. [توجه کنید که در سال ۱۹۹۸ در ایالات متحده، ۲۰ درصد از جمعیت بیش از ۸۰ درصد از ثروت را در اختیار داشتند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۶۳)]. آب‌های زیرزمینی به عنوان یک کالای عمومی در بازارهای غیر کارآمد به طور فزاینده‌ای کمیاب شده و ممکن است منابع کمیاب برای اغلب مردم قابل دسترس نباشد. در این وضعیت، آب زیرزمینی به عنوان یک کالای ضروری برای حیات انسان، به صورت عادلانه توزیع نمی‌شود. از این رو، در سطح اقتصاد کلان، ابتدا باید مقیاس پایدار مدنظر قرار گیرد، پس از آن توزیع عادلانه و سپس تخصیص کارآمد لحاظ گردد.

اصول

برای بررسی اهداف به اصولی نیاز است که با کمک آن بتوان گام‌های قابل استفاده و قابل پذیرش را به صورت کارآمد ترسیم نمود. دالی و فارلی (۲۰۰۴، ص ۳۷۲-۳۵۹) این اصول را تشریح می‌کنند:

۱- هر سیاستی باید دارای ابزار سیاستی مستقل باشد، برای مثال، نمی‌توان از ابزار قیمتی (افزایش قیمت آب یا وضع مالیات) برای افزایش کارآیی و افزایش درآمد کشاورزان فقیر استفاده کرد. برای بررسی معضلات فقر به ابزار اقتصادی دیگری نیاز است.
۲- سیاست‌ها باید بر کنترل سطح کلان با کم‌ترین زیان برای آزادی و تنوع سطح خرد، متمرکز شوند. با تغییرات اقلیمی، بارندگی بالقوه برای تغذیه آبخوان‌ها کاهش می‌یابد. بنابراین، اهداف بخش آب هنوز هم ممکن است به کمک روش‌های صرفه‌جویی برآورده شوند تا تقاضای منبع را بر اساس کاربرد و روش تطبیق یافته با شرایط، کاهش دهند.

۳- سیاست‌ها در مورد خدمات اکوسیستم نباید خطاهای بزرگ داشته باشند. این خطاها حداکثر می‌توانند حاشیه‌ای باشند. ما باید ارزیابی محافظه‌کارانه از دسترسی به آب‌های زیرزمینی داشته باشیم چرا که انجام خطا ممکن است هزینه‌بر بوده و اثرات مخربی بر زندگی افراد داشته باشد.

٤- سیاست‌ها باید عوامل تاریخی را در بر گیرند. بسیاری از نهادهای مصرف آب‌های زیرزمینی مانند سیستم‌های لوله‌کشی مسکونی و سیستم‌های آبیاری در محدوده قوانین مالیاتی استهلاک، قرار می‌گیرند که ممکن است در طول زمان نیازمند جایگزینی با روش‌های صرفه‌جویی در آب باشند. این جایگزینی بلافاصله انجام نمی‌شود.

٥- سیاست‌ها برای انطباق با تغییرات باید منعطف باشند. همان‌طور که قبلا بیان شد، آب‌های زیرزمینی و سطحی برهم کنش دارند. بنابراین، قوانین و مقررات باید به گونه‌ای تغییر کنند تا درک علمی جدید از ماهیت «تک منبع بودن» آب حاصل شود تا بتوان به راهکارهای موثر و کارآمدی دست یافت.

٦- حیطه کنترل سازمان سیاست‌گذار باید با منطقه یا حیطه مسئله مورد نظر انطباق داشته باشد. یک ایالت نباید به تنهایی تلاش کند تا سیاستی را برای آبخوانی که بین ایالت‌های مجاور قرار دارد، وضع کند و انتظار موفقیت در مدیریت آبخوان را داشته باشد، مگر این که ایالت‌ها همگی بر اهداف یکسانی برای مدیریت آبخوان، متمرکز باشند.

ابزارهای اقتصاد کلان

به منظور حفاظت از منابع اکوسیستمی و آب‌های زیرزمینی برای مصارف جاری و آینده، می‌توان ابزارهای مختلفی به شرح زیر را به کار گرفت:

۱- مالیات بر مصارف و مالیات بر تخلیه ضایعات: مالیات‌ها، قیمت محصول نهایی را برای مصرف‌کننده افزایش می‌دهند.

۲- محدودیت بر تولید، مصرف و تخلیه ضایعات با وضع معیارهایی توسط ایالت‌ها برای شناخت شرایط محلی، ممکن است محدودیت‌ها و قیدهای مصنوعی برای منابع ایجاد کرده و قیمت‌ها را نسبت به آن چه که باید باشد، بالاتر نگه دارد. این سیاست‌ها ابزارهایی هستند که می‌توان از آن‌ها به منظور نشان دادن ارزش‌های محلی، ایالتی و ملی بهره جست.

۳- اعطای یارانه‌ها برای ارتقای نگهداری از سرمایه طبیعی: علم می‌تواند راهنمایی‌هایی درباره این که چه منابعی باید در اولویت حفاظت و نگهداری باشند، ارائه دهد.

٤- تعدیل‌های هدفمند نرخ بهره هدف بر اساس شرایط منابع: در حال حاضر، در بازارهای مالی، نرخ‌های بهره بر اساس تامین مالی دارایی‌ها و هم‌چنین شرایط آن‌ها تعیین می‌شود. برای مثال، معمولا نرخ بهره وام خرید خودروهای کار کرده از خودروهای جدید بالاتر است. از سال ۱۹۸۷، دولت فدرال ایالات متحده برنامه صندوق وام متحول‌کننده‌ای برای سیستم‌های جمع‌آوری فاضلاب و در سال ۱۹۹۶ برای سیستم‌های آب شرب تعیین کرد. در این برنامه، نرخ بهره زیر نرخ بهره بازار بوده و به عنوان یارانه برای تشویق سرمایه‌گذاری و تامین استانداردهای کیفیت آب و حفاظت از سرچاه‌ها درنظر گرفته می‌شود. به طور مشابه، می‌توان سرمایه‌گذاری‌های دیگری را نیز برای حفاظت از منابع اکوسیستم تشویق کرد. انجام سرمایه‌گذاری زیاد در نواحی آسیب‌پذیر یا در مجاورت آن‌ها، می‌تواند از قانون ممنوع کردن برداشت در آن نواحی بهتر باشد. این موضوع جایگزینی برای رویکرد اقتصاد کلان محسوب می‌شود.

ابزارهای سیاستی دیگر اقتصاد کلان می‌توانند هنگامی که ارزش خدمات اکوسیستم مورد پژوهش قرار گرفته و به طور گسترده‌ای شناخته می‌شوند، تکامل یابند. اثرات این سیاست‌های کلان اقتصادی در فعالیت‌های اقتصادی خرد افراد و بنگاه‌ها، به صورت تغییر در تقاضا و هزینه‌های عرضه نمود پیدا می‌کند. این روابط در فصل‌های بعدی مورد بررسی قرار می‌گیرند.

اثرات توزیعی

اثرات توزیعی یک سیاست خاص، باید در سطح اقتصاد کلان مدنظر قرار بگیرند. سیاست‌های توزیعی با هدف تضمین در دسترس قراردادن منابع کافی برای فقیرترین گروه‌های جامعه، یک اولویت جهانی محسوب می‌شوند (کمیسیون جهانی محیط زیست و توسعه سازمان ملل متحد، ۱۹۸۷، فصل دوم). امروزه جمعیت جهان رو به رشد بوده اما حجم آب‌های زیرزمینی یا سایر منابع آب شیرین ثابت است. در این شرایط، اجرای سیاست‌ها برای دست‌یابی به همه اهداف و مقاصد باعث ارزشمندتر شدن آب و در نتیجه بالا رفتن قیمت می‌شود. بیش از یک میلیارد نفر در جهان به آب آشامیدنی سالم دسترسی ندارند (سازمان ملل متحد، ص ۶۰). در سال ۱۹۶۰، دو شهر دارای جمعیت بالای ده میلیون نفر بودند. در سال ۱۹۹۹، این تعداد به ۱۷ شهر رسید و در سال ۲۰۱۵، انتظار می‌رود به ۲۶ شهر افزایش یافته باشد. در سال ۱۹۹۹، جمعیت جهان ۶ میلیارد نفر بود و برآورد می‌شود در سال ۲۰۵۰ این رقم به ۱۰ میلیارد نفر برسد (تایم، ۱۹۹۹). سیاست‌گذاران در نواحی به شدت پرجمعیت، باید اطمینان یابند که اگرچه آب و دیگر منابع ضروری ممکن است بسیار باارزش باشند، اما باز هم فقیرترین بخش جامعه باید به آب دسترسی داشته باشد. در کشورهایی با درصد بالای جمعیت فقیر، برآورده کردن نیازهای آبی افراد فقیر

بسیار چالش‌برانگیز است اما باید به این نیازها پاسخ داده شود و سپس باید گام‌هایی برای حصول اطمینان از این که نیازهای آبی در آینده نیز پاسخ داده می‌شوند، برداشته شود. با کمیاب شدن هر چه بیش‌تر آب، توسعه پروژه‌های عظیم بازچرخانی فاضلاب می‌تواند در حفظ سرمایه طبیعی موثر باشد اما باید به این نکته توجه نمود که این پروژه‌ها ممکن است حجم عظیمی از ضایعات نیازمند تخلیه شدن را نیز ایجاد کرده و در آینده مشکلات بیش‌تری برای کیفیت آب به وجود آورند.

دو مولفه در برابری وجود دارند (کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۳۳۷-۳۳۳):

۱- درون‌زمانی

۲- بین‌زمانی

برابری درون‌زمانی، توزیع درآمد و ثروت را در میان جمعیتی از یک نسل مدنظر قرار می‌دهد. برابری بین‌زمانی به توزیع درآمد و ثروت در بین نسل‌ها می‌پردازد. تخصیص عادلانه در هر دو مورد، ممکن است کارآمد نباشد اما درصورتی که به خوبی تعیین و به نحوی کارآمد اجرا شود، برای رفاه افراد نیازمند ضروری است. در بهبود پارتو، زمانی که وضعیت برخی افراد بهتر شود، در حالی که وضعیت دیگران بدتر نشود، فضایی برای برابری وجود دارد و از این رو ملاحظات برابری می‌تواند با دیدگاه‌های اقتصاد کلاسیک هماهنگ باشد. «بازتوزیع می‌تواند در افزایش رفاه اجتماعی کارآمد باشد» (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۶۱). از منظر اجتماعی، این نیازهای انسانی باید پاسخ داده شوند. هم‌چنین شواهدی مبنی بر اثرگذاری توزیع نابرابر درآمد بر مرگ و بیماری، وجود دارد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۶۷، با ذکر ویلکینسون، ۲۰۰۱). به دلایل فوق و چون ما همه از نظر استفاده از منابع اکوسیستم و در نتیجه اقتصادی در خطر هستیم، دولت- ملت‌هایی که نگران رفاه همه شهروندان خود هستند، باید توجه خود را بر برابری در جامعه متمرکز نمایند. هرچند این چالش‌ها ممکن است رفع گردند، توزیع منصفانه کالاها و خدمات ضروری اکوسیستم باید توسط دولت‌های مرکزی و سیاست‌های اقتصاد کلان انجام شوند.

همگرایی مدل‌های اقتصادی

این پرسش که «آیا مدل‌های رشد اقتصادی با مصرف فزاینده منابع و حفظ اقتصادی مبتنی بر یک سرمایه طبیعی پایدار، متقابلا مانع‌الجمع هستند یا خیر» قابل توجه است. با گذشت زمان مشاهده می‌شود که مدل رشد اقتصادی، مقید به این شناخت می‌شود که نمی‌توان از منابع انرژی کربنی به صورت بی‌حدوحصر استفاده کرده و دی‌اکسید کربن را بدون اثرات قابل ملاحظه بر تغییرات اقلیمی، سیستم‌های اقتصادی و اکولوژیکی رهاسازی کرد. همچنین اثرات رهاسازی دی اکسید کربن با حجم زیاد، بر فرآوری آن از طریق فتوسنتز فیتوپلانکتون اقیانوس‌ها و جنگل‌ها و موارد مشابه آن در قاره‌ها، اثر می‌گذارد.

تغییرات اقلیمی به صورت بالقوه می‌تواند خشک‌سالی شدیدتر و تغذیه کم‌تر آب‌های زیرزمینی در نواحی خشک و بارندگی بیش‌تر در نواحی مرطوب‌تر را به همراه داشته باشد. بنابراین، تعیین اهداف روشن برای سرمایه طبیعی و به خصوص در این مورد، آب‌های زیرزمینی که کشورها بخشی از درآمد خود را از طریق این سرمایه‌ها به دست می‌آورند، ضروری است. برای دست‌یابی به این اهداف باید از جدیدترین علم هیدرولوژی استفاده کرده و اثرات تغییر اقلیم بر حوضه‌های آبریز و اکوسیستم‌های مورد حمایت آن‌ها به صورت دقیق شناسایی شده و اولویت‌ها از طریق فرآیندهای سیاسی- اجتماعی گفتگوی آزاد تعیین شوند. در حالی که ممکن است دسترسی به آب‌های زیرزمینی در نواحی خاصی کاهش یابند، نشانه‌های روشن قیمتی مبنی بر کمیابی این منابع در هدایت مصرف آنها اهمیت خواهند داشت، اما استفاده پایدار در این نواحی ممکن است توسط جوامعی که محدود به حقابه‌ها یا الزامات اکولوژیکی هستند، امکان‌پذیر باشد. چنین جوامعی، اهداف اکوسیستمی و قانونی خاصی را برای این سرمایه طبیعی خود؛ یعنی آب‌های زیرزمینی تعیین کرده‌اند و با استفاده از این قوانین، اثرات مقیاس اکوسیستم نسبت به آبخوان‌هایی که از آن‌ها حمایت می‌کنند را مدنظر قرار می‌دهند. برای مثال، اقدامات موثری در وست‌مینستر کلرادو از طریق یک وام یارانه‌ای برای بازیافت آب و در سن‌آنتونیوی تگزاس از طریق تلاش‌های محلی برای صرفه‌جویی در مصرف آب که مقدار قابل توجهی از آن از سوی سیستم آب عمومی تامین مالی می‌شد، صورت گرفته است. در جوامعی از این دست و در شرایط یکسان، شهروندان برای تخصیص سرمایه‌های طبیعی کمیاب توسط فرآیندهای دولتی و الزاماتی که مقیاس مصرف آب‌های زیرزمینی، آن‌ها را محدود کرده و در عین حال توسعه آن جامعه را تسهیل نموده و اهداف مشترک اجتماعی را برای منابع برآورده کنند، احترام قایل می‌شوند. این پرسش که آیا این رویکردها می‌توانند پایداری بلندمدت منابع برای تامین نیازهای آبی جامعه را تضمین کنند یا خیر، نیازمند ارزیابی بیش‌تری است. با این حال پاسخ دولت‌های محلی در این موارد اطمینان می‌دهد که آب‌های زیرزمینی همچنان به طور آگاهانه و منطقی مورد استفاده قرار می‌گیرند و به این ترتیب، پتانسیل شکست بازار مورد بررسی قرار گرفته و دسترسی به آب برای اهداف مهم و زیستگاه‌های حساس اکولوژیکی، مصرف‌کنندگان پایین‌دست و حفظ اقتصاد محلی، مدنظر قرار خواهد گرفت. شواهد نشان می‌دهند که یکپارچگی مدل‌های منابع طبیعی مختلف می‌توانند کارآمدی را بهبود ببخشند. به عنوان نمونه، سیستم رتبه‌بندی ساختمان سبز مربوط به راهبری انرژی و طراحی زیست‌محیطی[۱] بر پروژه‌های توسعه، در سراسر اقتصاد تاثیر گذاشته و توانسته است که در میان سایر عوامل، مصرف آب را حدود ۲۰ تا ۳۰ درصد کاهش داده و نوآوری‌هایی در فن‌آوری‌های فاضلاب نیز ایجاد نماید. (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۲۰۰۸). این سیستم رتبه‌بندی ساختمان

۱- Leadership for Energy and Environmental Design (LEED)

در نبود نشانه‌های قیمتی روشن و با استفاده از تعیین اهداف اجتماعی، رویکردی نظارتی برای استفاده از منابع و تولید ضایعات اتخاذ می‌کند تا استفاده از مواد و اثرات تجمعی اکوسیستمی پیش‌بینی شده که در قراردادهای ساخت لازم هستند، کمینه شود. افزون بر این، توسعه و به کارگیری «ردپای اکولوژیکی» زمین، آب و مصرف انرژی، باعث می‌شود که پروژه‌های محلی با تقاضاهای سرمایه طبیعی اکوسیستم مرتبط شوند (در فصل ۱۳ بیش‌تر تحت پوشش قرار داده می‌شود). از این رو، مدل‌های اقتصادی، نشان‌دهنده رویکردهای بسیار متفاوتی برای حسابداری اجتماعی – اکولوژیکی هستند که باید برای رفاه جاری و آینده جامعه و پایداری سرمایه طبیعی، متعادل شوند. همان‌طور که تغییرات اقلیمی نشان داده است، برای پایداری اکوسیستم باید بر فرآیندهای متعادل‌سازی سیاست‌های اقتصاد کلان که با منابع محدود زمین از جمله آب‌های زیرزمینی مرتبط هستند، بیش‌تر تمرکز شود.

خلاصه

سیاست‌های اقتصاد کلان بر درآمد ملی، عرضه پول، نرخ بهره، پس‌انداز، سرمایه‌گذاری و سطح عمومی قیمت‌ها تمرکز دارند که همه آن‌ها اثرات مهمی بر مقیاس و گستره تقاضاهای فعالیت‌های اقتصادی در منابع اکوسیستم، از جمله آب‌های زیرزمینی دارند. سیاست پولی انبساطی ممکن است موجب شود منابع مهم قابل توجهی بدون ملاحظه مشکلات منبع بزرگ‌تر، از اکوسیستم برداشت شود. سیاست مالی (خرج کردن) دولت مرکزی از نظر توانایی هدف‌گیری کالاهای غیربازاری، مانند خدمات آب‌های زیرزمینی یا تالاب‌ها که کم‌تر از حد عرضه می‌شوند، انعطاف‌پذیرتر است. جریان دایره‌ای فعالیت‌ها در اقتصاد کلاسیک که با مدل رشد تولید اقتصاد کلان مرتبط است، تولید ضایعات یا محدودیت‌های دسترسی به منابع را درنظر نمی‌گیرد. مدل توسعه پایدار از ظرفیت سرمایه طبیعی اکوسیستم برای تامین نیازهای انسانی حفاظت کرده و در دسترس بودن منابع ضروری برای محرومان اقتصادی را نیز مدنظر قرار داده و بر چگونگی تسهیم منابع اثر می‌گذارد. در حال حاضر این مدل آزموده نشده است، اما ویژگی مهم آن این است که به روشنی نشان می‌دهد که استفاده بیش از حد از اکوسیستم‌ها و تخلیه ضایعات در آن‌ها، خطری برای بقاء و کیفیت قابل قبول زندگی برای نسل‌های آینده خواهد بود. از این رو، حفظ سرمایه طبیعی، باید مورد توجه سیاست‌های اقتصاد کلان در سطح ملی یا ایالتی قرار گیرد. ابزارهای جاری اقتصاد کلان مانند مالیات‌ها، یارانه‌ها و نرخ بهره به منظور تحقق نتایج مطلوب منابع و اجتناب از نتایج ناخواسته، باید به کار گرفته شوند.

در سیاست‌های زیست‌محیطی ایالات متحده، به تمایل به پرداخت جوامع در خصوص مالیات‌ها کم‌تر توجه شده است. در ایالات متحده، معمولا رویکرد تعیین استانداردهای ملی برای بالا بردن هزینه‌های

فعالیت‌های اثرگذار بر منابع طبیعی و زیست‌محیطی متداول بوده است. مفهوم این وضعیت، آن است که ایالات متحده باید مزرهای خود را به روی محصولات خارجی که تحت استانداردهای زیست‌محیطی مشابهی برای حفاظت از سرمایه طبیعی ساخته نشده‌اند، ببندد. تا زمانی که مرزها بسته نشده است، دولت‌های فدرال، ایالتی یا محلی باید روش‌های دیگری را به کار گیرند. بیش‌تر توجه توافق‌های بین‌المللی که پیامدهای زیست‌محیطی را مطرح می‌کنند، روی استانداردهای اثرگذار بر کیفیت محیط زیست مانند کمینه کردن ضایعات و دورریز آن و هزینه‌های مربوط به این ضایعات، متمرکز است. این توافق‌ها بر هزینه‌های عرضه آن محصولات اثر می‌گذارند. مباحث کنترل کیفیت آب‌های زیرزمینی و حفظ عرضه بلندمدت آن در سطح کلان، کم‌تر مورد توجه قرار گرفته است. مصرف نامحدود اثرات مخربی بر دسترسی و کیفیت آینده خواهد داشت. سیاست‌های سطح کلان که نگاهی به حفاظت از منابع ضروری در سطح پایدار دارند، ممکن است بسته به ترجیحات اجتماعی، برای کیفیت زندگی در آینده ضروری باشند. تعیین اهداف و نظارت بر اکوسیستمی که منابع را در اقتصاد فراهم کرده و درآمد کشورها از آن به دست می‌آید، در متعادل شدن رویکردی پایدار در اقتصاد کلان، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این مسئله در فصل ۱۴ مورد بحث قرار می‌گیرد.

منابع

- Alley, W.M., Reilly, T.E., and Franke, O.L. 1999. Sustainability of Ground-Water Resources. U.S. Geological Survey Circular 1186, Reston, VA, 79 pp.
- Auty, R.M. (ed.) 2004. Resource Abundance and Economic Development. Oxford University Press, New York, 356 pp.
- Bannock, G., Baxter, R.E., and Rees, R. 1978. The Penguin Dictionary of Economics. Penguin Books Ltd.,Harmondsworth, Middlesex, U.K., 467 pp.
- Boulding, K. 1945. The consumption concept in economic theory, American Economic Review, May 1945, 2.
- Boulding, K. 1949. Income or welfare? Review of Economic Studies, 17, 79.
- Branson, W.H. and Litvack, J.M. 1976. Macroeconomics. Harper & Row Publishers, New York, 433 pp.
- Common, M. and Stagl, S. 2005. Ecological Economics: An Introduction. Cambridge University Press,Cambridge, U.K., 560 pp.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill,R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., and van den Belt, M. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital, Nature, 387, 253–260.
- Daly, H. 1996. Beyond Growth. Beacon Press, Boston, MA.
- Daly, H.E. and Farley, J. 2004. Ecological Economics: Principles and Applications. Island Press, Washington, DC.
- European Union (EU). 1999. Ground Water Quantity and Quality in Europe.
- Georgescu-Roegen, N. 1971. The Entropy Law and the Economic Process. Harvard University Press. Cambridge,MA.
- Gibert, J., Danielopol, D.L., and Stanford, J.A. 1994. Groundwater Ecology. Academic Press, Inc., San Diego, CA.
- Haakh, F. 1998. Data-management for groundwater protection at the Landeswasserversorgung. In Source Water Assessment and Protection 98; A Technical Conference; Proceedings, Dallas, TX, 347 pp, pp. 209–230.
- Hicks, J.R. 1946. Value and Capital, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Marshall, A. 1961. Principles of Economics. 9th edn. Macmillan, New York.
- McCabe, W.J., Job, C.A., Simons, J.J., Graves, J.S., and Terada, C.J. 1997. History of the sole source aquifer program: A community-based approach for protecting aquifers used for drinking water supply. Ground Water Monitoring and Remediation, 17(3), 78–86.
- Reilly, T. 2005. Personal Communication, December 19, 2005. United States Geological Survey.
- Samuelson, P.A. 1964. Economics: An Introductory Analysis. McGraw-Hill Book Company, New York.
- Sasman, R.T., Schicht, R.J., Gibb, J.P., O'Hearn, M., Benson, C.R., and Ludwigs, R.S. 1981. Verifi cation of the Potential Yield and Chemical Quality of the Shallow Dolomite Aquifer in DuPage County, Illinois.Illinois State Water Survey, Champaign, Circular 149, 46 pp.
- Schumpeter, J. 1954. History of Economic Analysis. Oxford University Press, New York.
- Smith, Z.A. 1989. Groundwater in the West. Academic Press Inc., New York.
- Soddy, F. 1920. Science and Life. John Murray, London.
- Time. Six billion… and counting, October 19, 1999, p. 61.
- United Nations (UN). 2001. We the peoples: The role of the United Nations in the 21st century: The millennium report. New York, 80 p. http://www.un.org/millennium/sg/report/ch4.pdf (accessed January 3, 2008).
- United Nations (UN). 2003. Handbook of National Accounting; Integrated Environmental and Economic Accounting. Publications Board and Exhibits Committee, New York.
- U.S. Geological Survey (USGS). 1985. National Water Summary 1984, Water supply paper 2275.
- Wackernagel, M. and Rees, W. 1996. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth.New Society Publishers, Gabriola Island, BC, Canada.
- Wilkinson, G. 2001. Mind the Gap. Yale University Press, New Haven, CT.

فصل یازدهم

سیاست‌گذاری آب زیرزمینی

در نظام جامع سیاست‌گذاری تصفیه آب‌های زیرزمینی، برخورد با این منابع طبیعی با دو رویکرد صورت می‌گیرد:

۱- به عنوان یک منبع آب

۲- به عنوان محلی برای انباشت آلاینده‌ها

یکی از دلایل اصلی دولت‌ها برای تدوین و اجرای سیاست‌های مربوط به منابع آب، شکست بازار در تعیین ارزش خدمات و محصولات غیربازاری آب است (به فصل ۹ رجوع شود). از لحاظ تاریخی، تقسیم‌بندی ذخایر آب زیرزمینی به عنوان منبع آب و محل انباشت، باعث شده است تا رشته‌های اقتصاد منابع و اقتصاد محیط زیست نیز از یکدیگر تفکیک شوند. دولت فدرال ایالات متحده و اکثر ایالت‌های این کشور، این تفکیک اصول اقتصادی را در تصویب قوانین، در اجرایی نمودن آن‌ها توسط وزارت‌خانه‌ها و سازمان‌های مربوطه و هم‌چنین در تفاسیر و آیین‌نامه‌های اجرایی این قوانین، رعایت نموده‌اند. اما همان‌طور که در فصل پنجم عنوان شد، کشورهایی مانند کانادا، کشورهای عضو اتحادیه اروپا و مکزیک رویکرد یکپارچه‌ای را در خصوص آب‌های سطحی و زیرزمینی درنظر گرفته و یک قانون واحد در رابطه با کیفیت و کمیت منابع آب وضع کرده که در سطح آبخوان‌ها و در حوضه‌های آبریز رودخانه‌ها، اعمال می‌شود. قوانین، دستورالعمل‌ها و مقررات اجرایی یک کشور، ایالت و یا شهرداری است که سیاست یک منطقه را در طراحی اصول و اقدامات مناسب برای مباحثی مانند نحوه حفر مناسب چاه‌ها و کاهش آلودگی آب‌های زیرزمینی مشخص می‌کند. فعالیت‌هایی که همواره از آب زیرزمینی استفاده می‌کنند، بر هر دو جنبه این منبع طبیعی تاثیر می‌گذارند. تنها با این نگاه ویژه می‌توان به طور کامل به پیامدهای اقتصادی استفاده از آب زیرزمینی پی برد. در این فصل، در ابتدا سیاست‌های مربوط به منابع آب و سپس سیاست‌های مربوط به محل انباشت مورد بررسی قرار می‌گیرد. در فصل دوازدهم نیز به دیدگاه تحلیلی اقتصادی این سیاست‌ها پرداخته می‌شود.

برای درک استفاده اقتصادی از آب زیرمینی، باید به ارزش خصوصی و هم‌چنین ارزش اجتماعی آن توجه کرد. برای مثال، چشمه‌های آب گرم موجود در پارک ملی یلواستون[۱] در ایالت وایومینگ، با برهم کنش آب زیرزمینی و حرارت موجود در پوسته زمین، به عنوان پدیده‌یی طبیعی محسوب می‌شود. از این چشمه‌ها به دو روش می‌توان استفاده کرد. دولت می‌تواند منطقه را به یک شرکت خصوصی واگذار کند تا استراحت‌گاه‌ها و کافه‌های سلامتی در آنجا راه اندازی کند. در این حالت به احتمال زیاد، تنها افرادی که توانایی پرداخت هزینه‌ها را دارند، از این خدمات استفاده می‌کنند. به غیر از توسعه حالت طبیعی، روش‌های دیگری نیز برای جذب گردشگر در منطقه وجود دارد. شرکت نامبرده می‌تواند به روشی متفاوت سرمایه‌های خصوصی را جذب کند و برای آن‌ها سود اقتصادی درنظر بگیرد. گزینه دیگر این است که

۱- Yellowstone National Park

دولت مسئولیت این عجایب طبیعی را به عهده گرفته و با صرف‌نظر کردن از ارزش‌های اقتصادی، منطقه را به محلی تفریحی برای عموم مردم تبدیل کرده تا از دیدن این مناظر لذت ببرند. این اقدام منجر به جذب بیش‌تر ارزش‌های اجتماعی از این منابع می‌شود. صرف‌نظر از نحوه کاربری، از این تقسیم‌بندی می‌توان در توسعه و اجرای سیاست‌های مربوط به آب زیرزمینی در سطح محلی، منطقه‌ای، ملی و حتی در آب‌های مشترک بین کشورها استفاده کرد.

انواع سیاست‌گذاری‌های منابع آب زیرزمینی

انواع سیاست‌های ویژه‌ای که دولت می‌تواند در حوزه آب‌های زیرزمینی به کار گیرد، به شرح زیر می‌باشند (ترنر، ۱۹۹۳؛ فیلد، ۱۹۹۴؛ شیفلر، ۱۹۹۸):

۱- اعمال شرایط حقوقی از طریق الف- قانون مسئولیت و ب- حق مالکیت
۲- ارائه اطلاعات اجتماعی
۳- مدیریت ریسک
٤- وضع استانداردها از طریق الف- محدودیت‌های حجمی، ب- استانداردهای محیط زیستی، پ- استانداردهای نشر و محتوای ضایعات و ت- استانداردهای فن‌آوری
٥- تنظیم استانداردهای عملکرد
٦- به کارگیری ابزارهای اقتصادی مانند الف- وضع عوارض بر مصرف‌کنندگان، ب- وضع عوارض و مالیات بر انتشار آلاینده‌ها، پ- یارانه‌ها، ت- وضع عوارض بر محصولات و ث- مجوز برداشت یا حقابه قابل انتقال به غیر

این سیاست‌ها در نمایه (۱۱-۱) تشریح شده است. هیچ گاه نمی‌توان یا نباید یک رویکرد را در همه موارد به کار گرفت. اغلب ترکیبی از سیاست‌ها است که با به کارگیری ویژگی‌های مختلف، به بهترین حالت با شرایط مطابقت می‌یابد (شیفلر، ۱۹۹۸، ص ۳۴۲ – ۳۴۰؛ تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳).

در این بخش، انواع سیاست‌ها و معیارهای ارزیابی آن‌ها مورد بررسی قرار گرفته است. در فصل بعد، روابط اقتصادی مربوط به هر سیاست، نشان داده می‌شود.

نمایه ۱۱-۱- تعریف انواع سیاست‌های کاربردی در زمینه آب‌های زیرزمینی

سیاست روابط محلی

سیاست‌هایی است که از روابط بین افراد و شرکت‌ها با یکدیگر به عنوان پایه و اساسی برای خروجی مورد انتظار طرفین استفاده می‌کند.

a- حق مالکیت: شرایطی است که طی آن دولت به اشخاص اجازه می‌دهد تا مالک اموال محسوس (یا در برخی مواقع نامحسوس)، مانند زمین و آب باشند و از آن به صورت انحصاری استفاده کنند.

b- قانون مسئولیت[۱]: این سیاست معمولا به عنوان یکی از قوانین مرسوم در کشورها شناخته می‌شود که در آن مسئولیت افراد در قبال آسیب وارده به افراد دیگر مشخص شده است. مسئولیت می‌تواند بر اساس ایجاد مزاحمت (اقدامی که موجب اذیت یا ناراحتی سایرین شود) یا قصور (عدم انجام مراقبت‌های لازم که منجر به آسیب به سایرین می‌شود) و هم‌چنین سایر ملاحظات قانونی ایجاد شود.

c- اطلاعات اجتماعی: دانش و حقایقی که به طور گسترده در اختیار عموم قرار می‌گیرد تا از آن در فرآیندهای تصمیم‌گیری استفاده شود.

مدیریت ریسک

به اقداماتی گفته می‌شود که توسط افراد، شرکت‌ها یا دولت‌های محلی و ملی برای به حداقل رساندن ضرر، آسیب یا تهدید سلامت انسان‌ها یا منابع انجام می‌شود و افراد به صورت گروهی یا فردی در کوتاه‌مدت یا بلندمدت، آن‌ها را به کار می‌گیرند.

ابزارهای (مشوق‌های) اقتصادی

قیمت‌گذاری مناسب خدمات و محصولات می‌تواند افراد، سازمان‌ها یا شرکت‌ها را ترغیب کند تا عوامل پولی و ارزش‌های اقتصادی تاثیرگذار در استفاده از منابعی مانند آب‌های زیرزمینی را مورد توجه قرار دهند.

a- وضع عوارض بر مصرف‌کنندگان: هزینه‌هایی که باید برای استفاده از یک دارایی یا خدمت پرداخت شود. این هزینه‌ها می‌تواند بر اساس تکرار، زمان، حوضه یا حجم استفاده باشد.

b- وضع عوارض و مالیات بر انتشار آلاینده‌ها: مبلغی که بابت رهاسازی آلاینده‌ها یا پسماندها (مانند گرما) در طبیعت پرداخت می‌شود و شامل رهاسازی زیرزمینی نیز می‌شود.

c- یارانه‌ها: دریافت خسارت یا پس‌اندازی که در اثر انجام دادن یا ندادن یک اقدام مشخص به دست می‌آید.

d- وضع عوارض بر محصولات: هزینه‌ای که باید برای ساخت یا خرید یک جنس یا محصول پرداخت شود.

c- مجوز برداشت یا حقابه قابل انتقال به غیر: به امتیاز دولتی استفاده از آب یا رهاسازی آلاینده‌ها در آب گفته می‌شود که می‌توان با توافق به سایر افراد، سازمان‌ها و یا شرکت‌ها واگذار نمود.

۱- Liability law

ادامه نمایه ۱۱-۱- تعریف انواع سیاست‌های کاربردی در زمینه آب‌های زیرزمینی

استانداردهای عملکرد محیط زیستی

استانداردهایی است که حداقل یا حداکثر سطح عملکرد مجاز در رابطه با منابع را مشخص می‌کنند و معمولا بر مقدار استفاده از آب، غلظت آلاینده‌ها، نوع فن‌آوری و بر بهترین اقدامات با هدف کاهش یک ریسک مشخص، اعمال می‌شوند.

a- محدودیت کمی: به میزانی از استفاده گفته می‌شود که نباید از آن تجاوز کرد و در اینجا به میزان استفاده مجاز از آب زیرزمینی اشاره دارد.

b- استاندارد محیطی: به میزانی از آلودگی اطلاق می‌شود که تحت شرایط محیطی ماده مورد بررسی (مانند آب زیرزمینی یا خاک) نباید از آن تجاوز کرد.

c- استاندارد رهاسازی ضایعات: حد یا مقدار نهایی مجاز رهاسازی یک آلاینده است که معمولا بر اساس مقررات بهداشت عمومی یا توانایی محیط زیست در پذیرش آلاینده تعیین می‌شود.

d- استاندارد محتوا: به حد یا مقدار نهایی مجاز از حضور یک آلاینده در یک محصول گفته می‌شود که معمولا بر اساس مقررات بهداشت عمومی تعیین می‌شود.

e- استاندارد فن‌آوری: به نوع تجهیزات یا اقدامات (برای مثال بهترین روش‌های مدیریتی) به کار گرفته شده برای تصفیه (حذف، خنثی‌سازی و ...) یک آلاینده یا عملکرد مورد نیاز آن (برای مثال حذف حجمی یا وزنی ۹۵ درصدی از آلاینده موجود) ارتباط دارد.

استاندارد بهترین اقدام[۱]: به مراحل یا گام‌های مشخص دست‌یابی به اهداف قانونی و تنظیم‌کننده برای اجرای یک برنامه (مانند تکمیل طراحی منطقه حفاظت سرچاه) گفته می‌شود.

Sources:
1. Tsur, Y. et al., Pricing Irrigation Water, Resources for the Future, Washington, DC, 2004.
2. Schiffl er, M., The Economics of Groundwater Management in Arid Countries; Theory, International Experience and a Case Study of Jordan, Frank Cass Publishers, London, U.K., 1998.

سیاست‌ها از دیدگاه منبع آب

نمای کلی سیاست‌ها

در فصل سوم نشان داده شد که آب زیرزمینی کاربردهای بسیاری در اقتصاد داشته و در فصل پنجم نیز اشاره شد که می‌توان اکثر این کاربردها را با ابزارهای اقتصادی و یا نهاد تنظیم مقررات کنترل کرد. اساسا در تمام این کاربردها، آب زیرزمینی به عنوان یک منبع طبیعی درنظر گرفته می‌شود. نگاه سیاستی بر نحوه استفاده از آب زیرزمینی ناشی از پیامدهای مصرف آن بر سایرین می‌باشد. در فصل ۸، عوامل تاثیرگذار بر تصمیم‌های اقتصادی در سطح خرد در رابطه با استفاده از آب‌های زیرزمینی تشریح شد. در این فصل به نمای کلی تصمیم‌گیری‌ها پرداخته می‌شود.

۱- Best Practice Standard

در سطح محلی

از روش‌های مختلفی می‌توان مراجع و ارتباطات جوامع محلی را برای تامین آب زیرزمینی و نحوه مصرف آن با تمرکز بر فعالیت‌هایی مانند تغذیه آبخوان، حفر و راه‌اندازی چاه‌ها، آبرسانی برای مقاصد شرب و صنعتی، آبیاری، بازچرخانی و بازیافت و اطلاعات اجتماعی شکل داد. کشورها می‌توانند بسته به این که قوانین کشور اختیارات را به دولت و یا به مراجع قضایی واگذار کرده باشد، سیاست‌هایی را برای اجرای برخی از این اقدامات وضع کنند. در برخی موارد یک فرد یا یک شرکت به تنهایی سیاست‌هایی را تعیین می‌کند که بر استفاده از آب زیرزمینی تاثیر می‌گذارد. سازمان‌های محلی می‌توانند در ارائه اطلاعات به افراد جوامع خود فعال باشند (بنیاد آب زیرزمینی[۱]،۲۰۰۲). در نمایه (۱۱-۱۲)، مثال‌هایی از سیاست‌های به کار گرفته شده توسط مراجع قضایی در رابطه با آب‌های زیرزمینی ارائه شده است.

نمایه ۱۱-۲- نمونه‌هایی از به کارگیری سیاست‌های تاثیرگذار بر کنترل استفاده از آب‌های زیرزمینی توسط مراجع قضایی

پس از هر تصمیم یا سیاستی، لازم است که شاخصی تعیین شود تا مشخص کند که فعالیت‌ها یا اقدامات مربوط به آن در کدام یک از دسته‌های سیاست روابط محلی، سیاست مدیریت ریسک، ابزار اقتصادی و استاندارد عملکرد زیست‌محیطی قرار می‌گیرد و یا در پاسخ به کدام یک از این سیاست‌ها انجام می‌شود. برخی از این اقدامات یا فعالیت‌ها در چند دسته قرار گرفته و بستگی به این دارد که آن اقدام در کدام زمینه اجرا می‌شود. برای مثال، بازچرخانی فاضلاب تصفیه شده به آبخوان می‌تواند در پاسخ به یک سیاست ابزار اقتصادی (حداقل هزینه کلی بهره‌برداری یا مالیات بر پسماند)، یک استاندارد عملکرد زیست‌محیطی (کاهش برداشت) و یا یک سیاست مدیریت ریسک (اطمینان از تامین آب از آبخوان در کوتاه‌مدت) باشد. هدف از این فهرست، ارائه تمام و کمال همه موارد نیست، بلکه هدف از آن نشان دادن گستردگی این سیاست‌ها است.

تصمیمات یا سیاست‌ها

حقوق مالکیت محلی یا مشارکتی/ بهره‌برداری

- نصب و راه‌اندازی یا عدم نصب و راه‌اندازی چاه آب برای استفاده شخصی (در پاسخ به استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تعیین مقدار مورد نیاز و بهره‌برداری به میزان مجاز (در پاسخ به استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- بازچرخانی فاضلاب (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- تصفیه و استفاده مجدد از فاضلاب (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- اجرای اقدامات کاهش مصرف آب برای حفاظت از منابع آب (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)

دولت محلی

- وضع استاندارد برای به حداقل رساندن سطوح غیرقابل نفوذ (مثلا برای مواد مورد استفاده، سطح تحت پوشش و بیشینه کردن تغذیه آبخوان در نواحی در حال توسعه)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- تعیین مقررات برای مناطق و دستگاه‌های تغذیه آبخوان (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- مجوز نصب و راه‌اندازی چاه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)

۱- Groundwater Foundation

ادامه نمایه ۱۱-۲- نمونه‌هایی از به کارگیری سیاست‌های تاثیرگذار بر کنترل استفاده از آب‌های زیرزمینی توسط مراجع قضایی

- تعیین استاندارد نصب و راه‌اندازی چاه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تعیین ظرفیت سیستم آبرسانی محلی و تامین مالی آن (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تنظیم مقدار یا زمان برداشت (مثلا در طول خشک‌سالی و شرایط اضطراری یا برای استفاده‌های خاص)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- الزامی نمودن استفاده از دستگاه‌های حفاظت از آب (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تعیین نرخ استفاده از آب (در صورتی که پیش‌تر دولت آن را تعیین نکرده باشد)، (ابزار اقتصادی)
- تصفیه و استفاده مجدد از فاضلاب (ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- اجازه یا عدم اجازه برداشت آب زیرزمینی در نواحی نزدیک به تالاب‌ها (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- انتشار عمومی اطلاعات در زمینه استفاده از آب (سیاست روابط محلی)
- استفاده از رویه‌های قضایی برای تعیین سوءاستفاده و آسیب‌های وارده به اشخاص و املاک مجاور (سیاست روابط محلی)
- الزامی نمودن سطوح نفوذپذیر در جاده‌ها، خیابان‌ها و پیاده‌روها (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)

دولت ایالتی یا استانی

- تعیین مسئولیت‌های فردی و دولتی در زمینه حقابه‌ها و فرآیندهای مرتبط برای آسیب‌های ناشی از سوءاستفاده از منابع آب زیرزمینی (سیاست روابط محلی)
- تعیین و پیاده‌سازی برداشت ایمن و پایدار در بلندمدت برای استفاده‌های آتی (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تعیین مقرراتی برای مناطق و دستگاه‌های تغذیه آبخوان (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- مجوز نصب و راه‌اندازی چاه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- تعیین استاندارد نصب و راه‌اندازی چاه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- تعیین حد استفاده برای برخی از مصرف‌کنندگان خاص (مثلا برای آبیاری) یا برای مواقع خاص (مثلا در زمان خشک‌سالی)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- الزامی نمودن استفاده از منابع آب جایگزین (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- تعیین سیستم آبرسانی محلی و تامین مالی آن (در صورت نیاز)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و ابزار اقتصادی)
- تعیین نرخ استفاده از آب (معمولا برای سیستم‌های آبرسانی محلی که تحت مالکیت خصوصی قرار دارند)، (ابزار اقتصادی)
- تعیین و پیاده‌سازی حقوق آب (مثلا برای حفاظت از گونه‌های در خطر)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی و مدیریت ریسک)
- الزامی نمودن تصفیه فاضلاب پیش از تخلیه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- اجازه یا عدم اجازه برداشت آب زیرزمینی در مجاورت تالاب‌ها (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- انتشار عمومی اطلاعات در زمینه استفاده از آب (سیاست روابط محلی)
- استفاده از رویه‌های قضایی برای تعیین سوءاستفاده و آسیب‌های وارده به اشخاص و املاک مجاور (سیاست روابط محلی)

دولت فدرال یا ملی

- تعیین و پیاده‌سازی حقوق آب (مثلا برای حفاظت از گونه‌های در خطر)، (سیاست روابط محلی)
- تعیین و کنترل استفاده از آب‌های زیرزمینی در اراضی ملی و در فعالیت‌های ملی و فدرال (مثلا در معادن زغال سنگ)، (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- الزامی نمودن تصفیه فاضلاب پیش از تخلیه (استاندارد عملکرد زیست‌محیطی)
- اجازه یا عدم اجازه برداشت از آب زیرزمینی در اراضی فدرال مجاور تالاب‌ها (سیاست روابط محلی)
- تعیین چگونگی تغذیه آبخوان‌ها با استفاده از آب بازچرخانی شده (سیاست روابط محلی)
- انتشار عمومی اطلاعات در مورد نحوه استفاده از آب (سیاست روابط محلی)
- تعیین مقرراتی برای استفاده از ابزارهای کاهنده مصرف (سیاست روابط محلی)

ادامه نمایه ۱۱-۲- نمونه‌هایی از به کارگیری سیاست‌های تاثیرگذار بر کنترل استفاده از آب‌های زیرزمینی توسط مراجع قضایی

- استفاده از رویه‌های قضایی برای تعیین سواستفاده و آسیب‌های وارده به اشخاص و املاک مجاور (سیاست روابط محلی)
- جبران بخشی از هزینه‌های ناشی از رکود در کسب‌وکارها در اثر استفاده از آب‌های زیرزمینی غیرقابل جایگزین استفاده شده (ابزار اقتصادی)
- ارائه وام‌های کم بهره و حمایت از فعالیت‌های کشاورزی از طریق تعیین نوع کشت برای حفاظت از منابع آب (ابزار اقتصادی)

دولت ایالتی

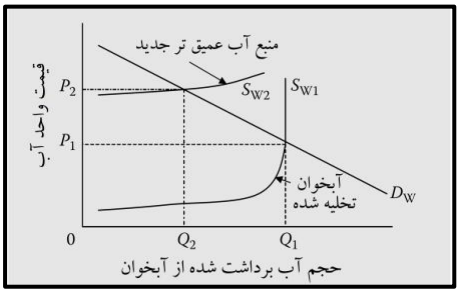
همان‌طور که اشاره شد، ایالت‌ها نیز می‌توانند سیاست‌هایی مشابه اقدامات سطح محلی داشته باشند. مطابق قانون، اکثر ایالت‌های کشور آمریکا نیز موظف هستند منابع آب زیرزمینی خود را به دقت شناسایی کرده و اطمینان یابند که استفاده مستمر از این منابع، برداشت بلندمدت را با خطر روبرو نخواهد کرد. ایالت‌ها هم‌چنین می‌توانند مجوز استفاده از سایر منابع را صادر کنند. در نمایه (۱۱-۳)، نتیجه تخلیه یک آبخوان توسط عده‌ای از افراد و ایجاد یک چاه جدید عمیق‌تر نشان داده شده است. مشاهده می‌شود که هزینه‌های برداشت از این چاه جدید به دلیل افزایش هزینه پمپاژ، بیش‌تر شده است. ایالت‌ها می‌توانند با کنار هم قرار دادن نتایج حاصله، برهم کنش آب‌های سطحی و زیرزمینی را مورد ارزیابی قرار داده و از این طریق، حقابه‌های رودخانه‌ها، تالاب‌ها و حد مجاز استفاده از آب‌های زیرزمینی را مشخص کنند. در انجام این اقدام، ایالت‌ها می‌توانند از قوانین مصوب ایالتی سازگار با قوانین فدرال استفاده کنند. بر طبق قوانین فدرال، محیط زیست از آب زیرزمینی وارده به جریان‌های سطحی برای حفظ جانداران و گیاهان ساکن در آن، دارای حقابه می‌باشند. این نوع حقابه، مصرف توامان[۱] نامیده می‌شود. حتی زندگی جانداران حاضر در آبخوان نیز به اکوسیستم این حق را می‌دهد که برای ادامه بقاء از آب زیرزمینی مطالبه داشته باشند.

در نمایه (۱۱-۴) یکی از نهادهای تنظیم مقررات حوضه آبخوان که وظیفه تنظیم مقدار استفاده از آب زیرزمینی توسط انسان‌ها و سایر جانداران را دارد، معرفی شده است. ایالت هم‌چنین می‌تواند اطلاعات مربوط به استفاده از آب را در دسترس عموم مردم قرار دهد. از آنجایی که دستگاه قضایی ایالت‌ها، صلاحیت ورود به موارد مرتبط با آب‌های زیرزمینی را دارا هستند، این ایالت‌ها قوانینی را در ارتباط با حقوق آب وضع کرده‌اند که مشخص می‌کند آیا مسئولیت حفظ این حقوق با اشخاص حقیقی است و یا دولت می‌تواند مسئولیت آن را برای تمامی کاربران (به صورت امانی) بر عهده بگیرد.

۱- Conjunctive Use

نمایه ۱۱-۳- تخلیه آبخوان و هزینه بالای استفاده از منبع جدید

آبخوان تخلیه شده، منبع قابل اطمینانی نبوده و برداشت آب از آن، هزینه زیادی در بر دارد. بنابراین، با صرف هزینه بیش‌تر، چاه جدید حفر شده است که آب را از آبخوان عمیق‌تر به سطح زمین پمپاژ کند. مشاهده می‌شود که با افزایش قیمت از P_1 به P_2، میزان تقاضا از Q_1 به Q_2 کاهش یافته است.



نمایه ۱۱-۴- مدیریت آب زیرزمینی در آبخوان ادواردز (ایالت تگزاس، ایالات متحده آمریکا) برای انسان‌ها و گونه‌های در معرض خطر

سازمان آبخوان ادواردز وظیفه مدیریت، ارتقاء و حفاظت از آبخوان ادواردز را بر عهده دارد. این آبخوان، یکی از سیستم‌های آبرسانی مطرح در ایالت تگزاس بوده و تقریبا، ۱/۷ میلیون نفر تحت پوشش آن هستند (سازمان آبخوان ادواردز، ۲۰۰۶). این آبخوان کربناته در ناحیه‌یی با طول تقریبی ۲۵۷ کیلومتر و عرض متغیر بین ۸ تا ۶۴ کیلومتر واقع شده و با حوضه آبریز سه رودخانه تلاقی دارد (کالج پارک دانشگاه مریلند[۱]،۱۹۹۶). آبخوان ادوارادز منبع اصلی تامین آب شهرها و روستاهای منطقه جنوب مرکزی تگزاس، شامل آستین و سن آنتونیو است. این آبخوان در سال ۱۹۷۵، از سوی دولت فدرال به عنوان «آبخوان منحصربه‌فرد»[۲] شناخته و تحت بررسی ویژه در زمینه پروژه‌های تامین مالی فدارل قرار گرفت (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۶). در این آبخوان، یک اکوسیستم آبی منحصربه‌فرد شامل ۱۴ گونه در معرض خطر وجود دارد (اقتباس شده از مرکز داده و تحقیقات آبخوان ادواردز، ۲۰۰۶). از آب این آبخوان برای فعالیت‌های متنوعی شامل مصارف خانگی، کشاورزی، صنعتی و تفریحی استفاده می‌شود. در سازمان آبخوان ادواردز، قوانین مدیریت تقاضا و شرایط بحرانی وجود دارد که اجازه می‌دهد هنگامی که سطح آب زیرزمینی به سطحی پایین‌تر از حد معینی برسد، بر میزان برداشت از آب زیرزمینی محدودیت اعمال شود (سازمان آبخوان ادواردز، ۲۰۰۶).

اعمال این محدودیت‌ها هم‌زمان با تامین آب مورد نیاز شهرها، روستاها، مزارع و صنایع اجازه می‌دهد تا زندگی گونه‌های در معرض خطر حفظ شود. این اختیار مدیریت و اعمال محدودیت از لایحه ۱۴۷۷ سنای تگزاس نشات گرفته شده است (اشکارت، ۲۰۰۷). این لایحه در راستای سیاست دولت تگزاس، ارزش ویژه‌ای را برای آبخوان ادواردز و جاندارن و گیاهان ساکن آن ایجاد کرده است. این ارزش در مدیریت آبخوان برای ایجاد تعادل بین مصارف انسانی و حفظ گونه‌های در خطر، انعکاس داده شده است.

Sources:
1. Adapted from Edwards Aquifer Authority (EAA), The Edwards Aquifer; Manage, Enhance, Protect, 2006, URL:
http://edwardsaquifer.org/ (accessed April 28, 2007).
2. Adapted from Edwards Aquifer Research and Data Center (EARDC), Threatened and Endangered Species in the Edwards Aquifer System, 2006, URL: www.eardc.txstate.edu/endangered.html (accessed April 28, 2007).
3. Adapted from University of Maryland-College Park (UMCP) Department of Meteorology, Edwards Aquifer Location
Map, 1996, URL: http://www.atmos.umd.edu/~owen/CHPI/IMAGES/EA-location.html (accessed April 28, 2007).
4. Adapted from U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Effects of Sole Source Aquifer Designation,2006, URL: http://www.epa.gov/region6/6wq/swp/ssa/effects.htm (accessed April 28, 2007).
5. Adapted from Eckhardt, G., The Edwards Aquifer Website; Texas Senate Bill 1477, 2007, URL: http://www.edwardsaquifer.net/1477.html#1.01 (accessed April 28, 2007).

۱- University of Maryland-College Park (UMCP)

۲- Sole-Source Aquifer

در سطح ملی یا فدرال

در ایالات متحده، هنگامی که ایالتی اختیار اجرای برخی قوانین و در برخی مناطق مانند اراضی ملی را نداشته باشد، دولت فدرال می‌تواند اقدامات مشابه سطح ایالتی را در آنجا اجرا کند. سیاست‌های استفاده از آب زیرزمینی در اراضی ملی بر اساس نیاز به حفظ جریان آب برای حیات وحش مثلا در پارک‌های ملی (کیمبال، ۱۹۹۶) و هم‌چنین برای سایر حقوق آب‌های زیرزمینی و سطحی بنا شده‌اند. دولت فدرال هم‌چنین نحوه تغذیه آبخوان با استفاده از آب بازیافت شده را شرح داده است (بوررک، ۲۰۰۰) و در زمینه استفاده و کیفیت آب‌های زیرزمینی به عموم مردم اطلاع‌رسانی کرده است (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۸). سیاست‌های فدرال در مورد خشکاندن آبخوان‌هایی که برای معادن مورد استفاده قرار می‌گیرند (برای مثال معدن تولید زغال سنگ)، می‌تواند از آب‌های زیرزمینی مجاور این آبخوان‌ها حفاظت نمایند.

در نمایه (۱۱-۲)، سیاست‌هایی که افراد، شرکت‌ها و دولت‌ها می‌توانند در سطوح مختلف به کار بگیرند تا مدیریت منابع آب زیرزمینی را بهبود بخشند، بررسی شده است.

ملاحظات اقتصادی در سیاست‌های منابع آب

در حالی که سیاست‌های آب زیرزمینی جنبه‌های متعددی دارد، تجزیه و تحلیل اقتصادی، امکان بررسی دقیق سیاست‌ها را فراهم می‌آورد. در فصل بعد به ویژگی‌های اقتصادی پرداخته می‌شود. در ابتدا، سیاست‌ها با درنظر گرفتن جنبه‌های اقتصادیشان دسته‌بندی می‌شوند. سپس معیاری را که برای مقایسه به کار رفته است، تعریف می‌کنند.

استفاده از سیاست‌های روابط محلی با استفاده از وضع قوانین از طریق الف- حق مالکیت و ب- قانون مسئولیت و با انتشار اطلاعات اجتماعی.

حقوق مربوط به آب‌های زیرزمینی و آسیب‌های ناشی از سوءاستفاده از آن، در دو دسته اول سیاست‌های روابط محلی به خوبی تعریف شده‌اند. همان‌طور که در فصل پنجم ذکر شد، حق استفاده از آب در بسیاری از ایالت‌های غربی، به مالک اراضی و اشخاص حقیقی و حقوقی داده شده است. در سایر ایالت‌ها و به طور مشخص در ایالت‌های شرجی شرق آمریکا، مسئولیت آب‌های زیرزمینی (و حتی آب‌های سطحی و همه منابع آب) به صورت امانی در اختیار ایالت‌ها بوده و آن‌ها نحوه استفاده از منابع را تعیین می‌کنند. حق استفاده از آب و آسیب‌های ناشی از سوءاستفاده از آن، منجر به ایجاد تبادلات اقتصادی می‌شود. به عنوان نمونه می‌توان به خرید و فروش حق استفاده از آب و پرداخت خسارات ناشی از آن

اشاره کرد. در برخی قوانین، برخی حقوق به شیوه‌یی غیرمعمول، مانند ایجاد حق گونه‌های در معرض خطر برای همزیستی با انسان‌ها و سایر موجودات، درنظر گرفته شده‌اند. در صورتی که آب زیرزمینی توانایی حمایت از تالاب‌ها و تامین جریان پایه رودخانه‌ها را نداشته باشد و به این دلیل زیستگاه مناسبی برای جانداران فراهم نشود، آنگاه حیات وحش قادر به ادامه حیات و همزیستی نخواهد بود. بنابراین، در آن شرایط است که حیات وحش دارای حق اختصاصی استفاده از آب زیرزمینی بوده و نمی‌توان آن را برای مصارف شرب و آبیاری سایر مناطق استفاده کرد.

به منظور انتشار عمومی اطلاعات، می‌توان فعالیت‌های مختلفی را مانند انتشار متون به صورت کاغذی و یا الکترونیکی، برگزاری جلسات عمومی برای تبادل اطلاعات در زمینه عواقب استفاده از آب‌های زیرزمینی، برگزاری رویدادهایی مانند جشنواره برای کودکان و به اشتراک گذاشتن نقطه نظرات شخصی و مسائل اخلاقی و مذهبی درباره استفاده از آب زیرزمینی انجام داد. حضور مشتری کاملا مطلع، یکی از اصول اساسی اقتصاد بازار محور است و این اصل از طریق گردش آزاد اطلاعات فراهم می‌شود. این گونه اطلاعات معمولا بر جنبه‌های استفاده عقلانی از آب زیرزمینی مانند جنبه‌های حفاظتی، صرفه‌جویی در هزینه‌ها و هم‌چنین درس آموخته‌هایی از بایدها و نبایدها تمرکز دارد. سیاست‌های انتشار اطلاعات اجتماعی در مورد آب‌های زیرزمینی معمولا بر یکی از دو محور اساسی زیر متمرکز شده‌اند:

۱- متقاعد نمودن مخاطب در مورد این که مراقبت و حفاظت از آب‌های زیرزمینی باید یک اولویت اجتماعی باشد.

۲- تشویق مردم به انجام اقدامات مراقبتی و حفاظتی با فرض این که آب زیرزمینی یک اولویت اساسی است.

پیاده‌سازی اقدامات مدیریت ریسک

ریسک عبارت است از پیشامدهای نامطلوبی که در آینده با میزان احتمال خاصی، ممکن است رخ دهند. (سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۱، ص ۲۵۸). بنابراین، مدیریت ریسک سعی می‌کند که این احتمال را کاهش دهد. پیاده‌سازی فعالیت‌های مدیریت ریسک یک فرآیند بازگشتی بوده و به شرح زیر می‌باشند (با اصلاحات از سازمان بهداشت جهانی، ۲۰۰۱، ص ۹):

۱- شرایط منابع و شرایط بهداشت عمومی را ارزیابی می‌کند.

۲- ریسک را که شامل پتانسیل تغییر شرایط منابع و قرار گرفتن در شرایط خطرات بهداشتی است، ارزیابی می‌کند.

۳- اهدافی را بر اساس بهداشت و منابع، شامل ریسک‌های قابل پذیرش یا قابل تحمل، تعیین می‌کند.

٤- رویکردهای کنترلی را برای دست‌یابی به اهداف بهداشتی و حداکثرسازی کیفیت منابع پیاده‌سازی می‌کند.

عناصر رویکردهای مدیریت ریسک در نمایه (۱۱-۵) نشان داده شده است. مدیریت ریسک را می‌توان به عنوان گسترش چارچوب زمانی استفاده از مقدار معینی از آب و یا افزایش مقدار قابل دسترس برای استفاده از آن، به منظور دست‌یابی به فواید اقتصادی و بهداشتی جامعه، ایالت و یا کشور درنظر گرفت. اقدامات محلی می‌تواند شامل نصب سطوح مناسب جذب بارش، کم کردن سطوح غیرقابل نفوذ، تزریق آب پاک به سطح زیر زمین، ساخت حوضچه‌های جمع‌آوری سیلاب و سایر اقدامات تغذیه آبخوان (با آبی که در غیر این حالت به صورت رواناب از دست می‌رود) باشد. با اجرای برنامه‌ای در ایالات متحده، نتایج برخی از اقدامات افزایش حجم آب در آبخوان برای استفاده‌های آتی، بررسی و از منظر بهداشت و کیفیت آب مورد ارزیابی قرار گرفت (بوررک، ۲۰۰۰؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۴).

در برخی از ایالت‌های آمریکا و برخی از کشورهای اتحادیه اروپا، با اجرای برخی از فعالیت‌های مدیریت ریسک مانند برنامه‌های حفاظت از سرچاه، از مقدار و کیفیت آب‌های زیرزمینی حفاظت می‌کنند. در ایالات متحده برای اطمینان از وجود آب کافی برای آیندگان، از برنامه‌های حفاظت از سرچاه استفاده می‌کنند. این برنامه‌ها منابع آلایندگی ناشی از فعالیت‌های انسانی در اطراف چاه و سطوح نفوذپذیر آبخوان را مدیریت می‌کنند. این اقدامات باعث کمینه شدن هزینه منابع آب جایگزین و یا نصب و راه‌اندازی چاه‌های جدید می‌شوند.

نمایه ۱۱-۵- اجزای سیاست مدیریت ریسک

۱- تعیین کنترل‌های پایه‌ای برای اهداف بهداشت و منابع
۲- تعیین اهداف کیفی و کمی آب زیرزمینی و سایر اهداف مدیریتی
۳- تعریف معیارها و مداخلات (ملزومات، مشخصات) بر اساس اهداف
۴- تعریف نقاط ریسک کلیدی و فرآیندهای حسابرسی برای ارزیابی کلی اثربخشی
۵- تعریف تاییدیه‌های تحلیلی (فرآیند، منابع، شرایط، بهداشت عمومی)
۶- پیاده‌سازی مداخلات و اقدامات
۷- تصدیق شرایط منابع و بهداشت عمومی
۸- دسترسی به حساسیت منابع و میزان اثرگذاری محیط زیستی بر بهداشت عمومی
۹- شناسایی ریسک و ارزیابی ریسک قابل پذیرش
۱۰- ارزیابی مجدد به منظور تعیین تغییرات در کنترل‌های پایه‌ای

Source:
Modifi ed from World Health Organization (WHO), Water Quality: Guidelines, Standards and Health,Lorna, F. and Jamie, B. (eds.), IWA Publishing, London, U.K., 2001, 9.

پیشنهاد استفاده از ابزارهای اقتصادی از طریق الف- وضع عوارض بر مصرف‌کننده، ب- یارانه‌ها و پ- حقابه قابل انتقال.

تمرکز این دسته، بر رشد کارایی اقتصادی و استفاده از قیمت آب در بازار برای دست‌یابی به یک نتیجه کارآمد است. عوارض بر مصرف‌کنندگان که معمولا با حفاظت از منابع آب‌های زیرزمینی ارتباط دارد، اغلب از طریق تعیین نرخ آب توسط دولت‌های محلی یا ایالتی انجام می‌گیرد. یارانه‌ها نیز بسته به این که چگونه اعمال شوند، کم و بیش باعث ترویج استفاده از منابع می‌شوند. توزیع لوازم کاهنده مصرف توسط دولت و یا درنظر گرفتن تخفیفات مالیاتی برای این لوازم (برای مثال، نازل‌ها یا شیرهای محدودکننده جریان، مخازن کم حجم) نمونه‌هایی از این یارانه‌ها است که استفاده کم‌تر از آب زیرزمینی را ترغیب می‌کنند. نرخ‌های پایین‌تر از نرخ‌های بازار برای تامین سرمایه‌گذاری در کشاورزی و تخفیف‌های راه‌اندازی کسب و کار که باعث کاهش هزینه آب برای مصرف‌کنندگان می‌شود، یارانه‌هایی است که استفاده بیش‌تر از آب را ترغیب می‌کند. در ایالات متحده، اعطای این گونه از یارانه‌ها در مناطق با کمبود آب، یک سیاست عمومی برای توسعه اقتصادی در بخش کشاورزی محسوب می‌شود. حقابه قابل انتقال نیز به ایجاد بازار آب اطلاق می‌شود که با قیمت‌گذاری آب، ارزش بیش‌تری به آب می‌دهد. این قیمت از طریق موافقت‌نامه‌های خرید و فروش، به منظور تسهیل کارآمد تبادل آب زیرزمینی و آب سطحی به عنوان جایگزین آن انجام می‌شود. البته باید توجه کرد که آب‌های سطحی و زیرزمینی منابع به هم پیوسته‌ای هستند و می‌توان برای دست‌یابی به یک نتیجه مطلوب به صورت هم‌زمان در یک حوضه آبریز، آن‌ها را مدیریت کرد. علاوه بر این، در صورتی که هزینه‌های تصفیه فاضلاب بالا بوده و هزینه‌های آبرسانی بر اساس ارزش‌گذاری کامل (نرخ‌های حفاظتی) تعیین شود، آنگاه صنایع مجبور می‌شوند فاضلاب را به حدی تصفیه کنند که بتوانند آن را مجدد مورد استفاد قرار دهند.

ایجاد استانداردهای عملکردی از طریق الف- محدودیت کمی و ب- استانداردهای فن‌آوری.

استانداردهای محدودیت کمی می‌تواند در طول دوره‌های خشک‌سالی و شرایط اضطراری برقرار شوند. در این مورد بر اساس نیازهای ضروری، مقدار استفاده منازل و صنایع از آب به میزان مشخصی محدود (جیره‌بندی) می‌شود. برقراری این شرایط در حقیقت باعث کاهش هزینه‌های بهره‌برداری از طریق شناسایی و اجرای اقدامات مرتبط با کاهش هدررفت آب می‌شود. در استانداردهای فن‌آوری نیز بحث چنین ملزوماتی در کنار مشخصات تاسیسات، جریان‌های مجاز از طریق لوازم کاهنده مصرف و لوله‌کشی و تجهیزات مخصوص بازچرخانی و استفاده مجدد از فاضلاب مطرح است. مسئله اصلی در مورد استانداردهای فن‌آوری به تحقیقات انجام شده برای دست‌یابی به فن‌آوری‌های کم هزینه‌تر در طول زمان

مربوط می‌شود، زیرا امکان پیاده‌سازی آن‌ها به دلیل نیاز به تجهیزات خاص، طبق قوانین و مقررات یا روال کاری فن‌آوری‌های کنونی وجود نخواهد داشت.

رویکردهای مربوط به سیاست‌های منابع آب زیرزمینی، برای آبرسانی گسترده است. چالش موجود در این زمینه، انتخاب سیاست‌هایی است که با چارچوب سیاسی و نهادی موجود برای استفاده کارآمد از آب زیرزمینی به عنوان یک منبع نایاب، همخوانی داشته باشند. پس از بررسی سیاست‌های مربوط به اقتصاد کنترل آلودگی آب‌های زیرزمینی، معیاری را برای این عوامل، مشخص خواهیم کرد.

سیاست‌های کنترل آلودگی

نمای کلی سیاست‌ها

زمان زیادی از پذیرش کنترل آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی به عنوان رویکردی برای کاهش عوامل بیماری‌زا مانند نیترات و باکتری کلی‌فرم می‌گذرد. از اواسط دهه ۱۹۷۰ میلادی در ایالات متحده و سایر نقاط جهان، آلاینده‌هایی که از ابتدا به آسانی قابل شناسایی نبودند ولی در صورت ورود به بدن، باعث ایجاد عواقبی می‌شدند، به شدت مورد توجه قرار گرفتند. در آن زمان، دانشمندان در حال آزمایش بر روی آب‌های زیرزمینی برای یافتن آلاینده‌های احتمالی بودند که توسط آفت‌کش‌ها و مواد شیمیایی وارد آب می‌شدند. سیاست دولت نیز به طور خاص بر مکان‌های تخلیه زباله‌های شیمیایی کنترل نشده، متمرکز شده بود. در این مکان‌ها، مواد شیمیایی می‌توانستند به آرامی از سطح زیرزمینی عبور کرده و بدون هیچ تغییری به سفره‌های آب زیرزمینی برسند. زمانی که سیستم‌های آبرسانی، آب را از آبخوان‌های آلوده برداشت می‌کنند، این آلاینده‌ها همراه با آب به بیرون پمپاژ شده و به عنوان آب آشامیدنی به خانه‌های مردم می‌رسند. نگرانی زیاد در مورد تاثیرات این آلاینده‌ها، باعث شد تا قوانین نیز به سرعت با این شرایط تطبیق یابند. نکته موجود در تفکیک سیاست‌ها به دو دیدگاه منبع آب و کنترل آلاینده‌ها، این است که در صورت بالا بودن غلظت آلاینده‌ها و عدم امکان تصفیه سریع، شرایطی به وجود می‌آید که استفاده از آب زیرزمینی برای مصارف آتی امکان‌پذیر نخواهد بود. عکس این قضیه زمانی است که استفاده از یک منبع آب تحت تاثیر کیفیت آن قرار داشته باشد. برای مثال در مورد اخیر، برخی از منابع آب زیرزمینی در منطقه دشت‌های مرتفع (بخشی از دشت بزرگ آمریکا) به دلیل شوری زیاد برای استفاده انسان مناسب نیست، اما می‌تواند برای استفاده احشام مورد استفاده قرار گیرد. همان‌طور که در نمایه (۶-۱۱) نشان داده شده است، سطوح مختلف مراجع قضایی در سیاست کنترل آلاینده، نقش‌های مختلف و هم‌چنین مکمل دارند.

نمایه ۱۱-۶- مثال‌هایی از انواع سیاست‌های قضایی تاثیرگذار بر کنترل آلاینده‌های آب زیرزمینی

پس از هر تصمیم یا سیاستی، شاخصی نیز تعیین می‌شود تا مشخص کند که فعالیت‌ها یا اقدامات مربوط به آن در کدام یک از دسته‌های سیاست روابط محلی، سیاست مدیریت ریسک، ابزار اقتصادی و استاندارد عملکرد زیست‌محیطی قرار گرفته و یا در پاسخ به کدام یک از این سیاست‌ها انجام می‌شود. برخی از این اقدامات یا فعالیت‌ها در چند دسته قرار گرفته و بستگی به این دارد که آن اقدام در کدام زمینه اجرا می‌شود. هدف از این فهرست، ارائه تمام و کمال همه موارد نیست، بلکه هدف از آن نشان دادن گستردگی این سیاست‌ها است.

تصمیمات یا سیاست‌ها

حقوق مالکیت محلی یا مشارکتی/ بهره‌برداری

- تصفیه فاضلاب و تخلیه آن به اگو یا جریان یا تصفیه فاضلاب و تزریق آن به زیر لایه غیرقابل نفوذ زمین (مدیریت ریسک)
- استفاده مجدد از فاضلاب (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- تصفیه و بازچرخانی فاضلاب (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- تعمیر یا جایگزینی چاه‌های آسیب‌دیده یا کف‌بند چاه‌ها (مدیریت ریسک)
- امتناع از استفاده، جابه‌جایی و نگهداری مواد شیمیایی و سایر آلاینده‌ها در نزدیکی چاه‌ها (مدیریت ریسک)

دولت محلی

- تعیین مناطق حفاظت از سرچاه برای چاه‌های آبرسانی و سایر مناطق تغذیه آب زیرزمینی، شناسایی منابع بالقوه آلاینده‌ها و ایجاد برنامه مدیریت سرچاه‌ها به منظور کمینه نمودن ریسک (استاندارد عملکردی و مدیریت ریسک)
- ایجاد مناطق تجاری برای استفاده مواد شیمیایی خطرناک مشخص و جابه‌جا کردن آن از مناطق حفاظت از سرچاه‌ها و مناطق تغذیه آبخوان (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکردی و مدیریت ریسک)
- شناسایی چاه‌های متروکه و مهر و موم کردن آن‌ها به شیوه‌ای مناسب (استاندارد عملکردی و مدیریت ریسک)
- نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی (روابط محلی)
- ایجاد برنامه بازیافت زباله‌های خطرناک (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکردی و مدیریت ریسک)
- اطلاع‌رسانی عمومی در زمینه احتمال آلودگی، خطر آن و روش‌های بازدارندگی و اصلاح آن (روابط محلی)
- نظارت بر کیفیت آب شرب و گزارش دادن آن به جامعه (روابط محلی)
- حفظ توانایی پاسخ به شرایط اضطراری برای مواقع رهاسازی مواد شیمیایی و سمی خطرناک کنترل نشده (مدیریت ریسک)

دولت استانی/ ایالتی

- تعیین حقوق شخصی و ایالتی و فرآیندهای پشتیبان برای کاهش آسیب‌های ناشی از آلودگی آب‌های زیرزمینی (روابط محلی)
- تنظیم و اجرای استانداردها و فرآیندهای آگاهی‌بخشی عمومی از میزان آلاینده‌های موجود در آب شرب تحویلی به مصرف‌کنندگان (استاندارد عملکرد)
- ارزیابی حساسیت سیستم آبرسانی به آلایندگی و ارائه آن به مشتریان و مصرف‌کنندگان (استاندارد عملکرد و روابط محلی)
- تنظیم و اجرای استانداردها در زمینه دفع زباله بر روی زمین و یا در داخل آن و تزریق زباله‌ها به زیرزمین از طریق چاه‌ها (استاندارد عملکرد)
- ارائه راهنما برای مناطق حفاظت از سرچاه‌ها یا تنظیم نحوه ایجاد برنامه حفاظت از سرچاه (در پاسخ به استاندارد عملکرد)
- شناسایی و ارائه منابع مالی برای بهبود شرایط مکان‌های متروکه زباله‌های خطرناک که در آن مکان دفع می‌شود (در پاسخ به ابزار اقتصادی و مدیریت ریسک)
- تنظیم و اجرای استانداردها برای تولید، ذخیره، تصفیه زباله‌های خطرناک و استانداردهای مربوط به تاسیسات دفع و بهره‌برداری از آن‌ها (استاندارد عملکرد)
- تنظیم و اجرای استانداردها برای ذخیره‌سازی، استفاده و دفع آفت‌کش‌ها و سایر مواد سمی تجاری (استاندارد عملکرد)

ادامه نمایه ۱۱-۶- مثال‌هایی از انواع سیاست‌های قضایی تاثیرگذار بر کنترل آلاینده‌های آب زیرزمینی

- تنظیم و اجرای استانداردها برای مخازن سطحی و زیرزمینی ذخیره مواد سمی و شیمیایی خطرناک (استاندارد عملکرد)
- تنظیم استانداردها برای تصفیه فاضلاب، تخلیه سیلاب به حوضچه‌های ذخیره و زهکش‌ها و زباله‌های حیوانی ناشی از چرای دام (استاندارد عملکرد)

دولت استانی/ ایالتی

- اجرا و توسعه اقدامات مدیریت زمین و مواد شیمیایی کشاورزی برای کمینه کردن منابع تولید آلاینده (در پاسخ به سیاست ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- اطلاع‌رسانی عمومی در زمینه تهدیدهای آلاینده‌های بالقوه و روش‌های بازدارندگی و اصلاح آن (روابط محلی و در پاسخ به استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- تنظیم استانداردها برای کنترل حجم و کیفیت تالاب‌ها (استاندارد عملکرد)
- نظارت بر کیفیت محیطی آب زیرزمینی (در پاسخ به استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- واگذار کردن منابع به سازمان‌های محلی به منظور اطمینان از اجرای حداقل‌های برنامه ایالتی کنترل زباله‌های خطرناک و مواد سمی موجود در آب زیرزمینی و آب شرب (ابزار اقتصادی)
- استفاده از فرآیندهای قضایی برای مدیریت آلودگی آب‌های زیرزمینی و آسیب‌های ناشی از آن به اشخاص و املاک مجاور آن (در پاسخ به استاندارد عملکرد، مدیریت ریسک و روابط محلی)
- حفظ توانایی مقابله با شرایط اضطراری در موارد رهاسازی مواد سمی و شیمیایی خطرناک، به خصوص در جوامعی که قادر به انجام واکنش مخصوص به خود نیستند (در پاسخ به استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)

در سطح ملی یا فدرال

- تنظیم و اجرای استانداردها و فرآیندهای آگاهی‌بخشی عمومی از میزان آلاینده‌های موجود در آب شرب تحویلی به مصرف‌کنندگان (استاندارد عملکرد)
- تنظیم و اجرای استانداردها در زمینه دفع زباله بر روی زمین و یا در داخل آن و تزریق زباله‌ها به زیرزمین از طریق چاه‌ها (استاندارد عملکرد)
- ارائه راهنما یا کمک به اجرای برنامه‌های مناطق حفاظت از سرچاه‌ها (در پاسخ به استاندارد عملکرد)
- شناسایی، تنظیم استاندارد و ارائه کمک‌های مالی در زمینه بهبود شرایط مکان‌های متروکه دفع زباله‌های خطرناک از محل مالیات بر فرآورده‌های مواد شیمیایی خطرناک (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- ارائه اعتبارات مالی به مزرعه‌داران به منظور عدم کشت در مناطق حفاظت از سرچاه‌ها (ابزار اقتصادی)
- توسعه بازیافت و کاهش تولید زباله (در پاسخ به ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- تنظم و اجرای استانداردها در زمینه تولید، ذخیره و تصفیه زباله‌های خطرناک و تاسیسات دفع و بهره‌برداری از آن‌ها (استاندارد عملکرد)
- تنظیم و اجرای استانداردها در زمینه ذخیره‌سازی، استفاده و دفع آفت‌کش‌ها و سایر مواد سمی تجاری (استاندارد عملکرد)
- تنظیم و اجرای استانداردها در زمینه مخازن ذخیره و خطوط لوله سطحی و زیر زمینی مواد سمی و شیمیایی خطرناک (استاندارد عملکرد)
- تنظیم استانداردها برای تصفیه فاضلاب، تخلیه سیلاب به حوضچه‌های ذخیره و زهکش‌ها و زباله‌های حیوانی ناشی از چرای دام (استاندارد عملکرد)

در سطح ملی یا فدرال

- اجرا و توسعه اقدامات مدیریت زمین و مواد شیمیایی کشاورزی برای کمینه کردن منابع تولید آلاینده‌ها (در پاسخ به سیاست ابزار اقتصادی، استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- تنظیم استانداردها برای کنترل حجم و کیفیت تالاب‌ها (استاندارد عملکرد)

ادامه نمایه ۱۱-۶- مثال‌هایی از انواع سیاست‌های قضایی تاثیرگذار بر کنترل آلاینده‌های آب زیرزمینی

- بررسی و اصلاح (در صورت لزوم) پروژه‌هایی که کمک‌های مالی دولتی دریافت کرده و اجرای آن‌ها ممکن است برای برخی از آبخوان‌ها که به عنوان تنها منبع تامین آب شرب یک منطقه عمل می‌کنند، تهدیدی باشند (استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- حمایت‌های تحقیقاتی در زمینه اثرات آلاینده‌ها بر سلامتی انسان، فن‌آوری‌های شناسایی و تصفیه آلاینده‌ها و مواد سمی و خطرناک موجود در آب زیرزمینی و شرب (مدیریت ریسک)
- الزامی نمودن آموزش برای افرادی که از آفت‌کش‌ها استفاده می‌کنند (استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- الزامی نمودن تست و ثبت مواد شیمیایی سمی برای شرکت‌ها، پیش از فروش تجاری آن‌ها (استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- توسعه برنامه تجارت آلاینده‌ها (ابزار اقتصادی)
- اطلاع‌رسانی عمومی در زمینه تهدیدهای آلاینده‌های بالقوه و روش‌های بازدارندگی و اصلاح آن (روابط محلی و در پاسخ به استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)
- واگذار کردن منابع به سازمان‌های محلی به منظور اطمینان از اجرای حداقل‌های برنامه ایالتی کنترل زباله‌های خطرناک و مواد سمی موجود در آب زیرزمینی و آب شرب (ابزار اقتصادی)
- حفظ توانایی مقابله با شرایط اضطراری در موارد رهاسازی مواد سمی و شیمیایی خطرناک، به خصوص در جوامعی که قادر به انجام واکنش مخصوص به خود نیستند (در پاسخ به استاندارد عملکرد و مدیریت ریسک)

در سطح محلی

در سطح محلی و بسته به این که دولت استانی یا ایالتی، چه وظایفی را به دولت‌های محلی واگذار کرده باشند، اطلاعات قابل توجه‌ای می‌تواند برای ارایه به تصمیم‌گیران و عموم مردم تولید شود. این اطلاعات می‌تواند در شناسایی خطرات آلاینده‌ها، اجرای اقدامات بازدارنده، اصلاحی و نظارت بر کیفیت آب‌های زیرزمینی و آب شرب به کار گرفته شوند. هم‌چنین این اطلاعات، بسته به شرایط هیدروژئولوژیک برای تعیین نقاطی که در آن‌ها مواد شیمیایی خطرناک صنعتی استفاده و جابه‌جا می‌شوند، مورد استفاده قرار می‌گیرد. از آنجایی که استفاده از مواد شیمیایی در بیش‌تر فرهنگ‌ها پذیرفته شده است، بنابراین، کنترل رهاسازی مواد شیمیایی در سطح محلی اجتناب‌ناپذیر است. هم اکنون نیاز است که مقامات محلی به صورت معمول در مورد آلاینده‌های مضر و خطرناک استفاده شده در فرآیندهای تجاری اطلاع‌رسانی کنند. سازمان‌های اجتماعی نیز می‌توانند در انتشار اطلاعات مربوط به پیشگیری، تهدیدها و واکنش‌های مرتبط با آلاینده‌های آب زیرزمینی موثر باشند. فعالیت مشترک صاحبان املاک نیز امری اساسی در سازمان‌دهی و اجرای سیاست‌های شرکت‌ها در کنترل آلاینده‌های آب زیرزمینی، مبتنی بر مقررات ملی و ایالتی است.

دولت استانی یا ایالتی

در ایالات متحده، آب زیرزمینی عموما به عنوان «آب ایالتی» شناخته شده و دولت فدرال فعالیت‌های اقتصادی بین ایالت‌ها را که می‌تواند بر کیفیت آب اثرگذار باشد، تعیین و تنظیم می‌کند. در برخی مواقع، دولت‌های ایالتی، استانداردهایی را در زمینه رهاسازی آلاینده‌ها و سایر مواد شیمیایی خطرناک بر روی

سطح زمین یا در آب زیرزمینی، تدوین کرده و یا نسبت به حداقل الزامات خواسته شده در استانداردهای ملی که تمامی ایالت‌ها موظف به اجرای آن‌ها هستند، سختگیری بیش‌تری می‌کنند. ایالت‌ها می‌توانند حداقل‌های استانداردهای فدرال را انتخاب و اجرا کنند. قوانین ملی و ایالتی، اغلب برای پیگیری جبران خسارت وارده ناشی از رهاسازی آلاینده‌ها تدوین شده است. کشورهای عضو اتحادیه اروپا نیز این جایگاه قانونی را برای اشخاص متضرر به وجود آورده‌اند تا بتوانند پیگیر مطالبات خود باشند و تهدیدات زیست‌محیطی و تاثیرات آن‌ها بر تنوع زیستی را شناسایی کنند (کلارک، بدون تاریخ). ایالت‌ها هم‌چنین می‌توانند مشخص کنند که در کدام مناطق، می‌توان از آفت‌کش‌ها استفاده کرد. این امر با درنظر گرفتن شرایط هیدروژئولوژیکی که نحوه نفوذ آفت‌کش‌ها به داخل آب زیرزمینی را تحت تاثیر قرار می‌دهد و هم‌چنین آب‌های سطحی که از نظر هیدرولوژیکی به یکدیگر متصل هستند، صورت می‌گیرد. ایالت‌ها در خط مقدم توسعه و اجرای برنامه‌های حفاظت از سرچاه‌ها هستند تا از آلودگی آب‌های زیرزمینی که به عنوان منبعی برای تامین آب شرب به کار می‌روند، پیشگیری کنند. در اجرای این برنامه‌ها از سازمان‌های متنوعی استفاده می‌شود.

دولت ملی یا فدرال

اولویت‌های اساسی دولت ایالات متحده آمریکا در کنترل آلاینده‌ها و سایر مواد سمی و خطرناک موجود در آب‌های زیرزمینی به شرح زیر است، اما به آن‌ها محدود نشده است (سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۰):

۱- تعیین مقررات سخت و جدی برای مکان‌های آلوده
۲- ارتقای فعالیت‌های پیشگیرانه از طریق حفاظت از سرچاه‌ها و تعیین مقررات مربوط به تزریق زباله‌ها به زیر سطح زمین
۳- تدوین استانداردها برای مدیریت زباله‌ها
٤- تعیین الزامات و تامین منابع مالی از طریق وضع مالیات بر محصولات شیمیایی خطرناک به منظور کاهش مکان‌های متروکه زباله‌های خطرناک
٥- تنظیم استانداردها برای ذخیره‌سازی زیرزمینی محصولات شیمیایی
٦- الزامی نمودن آموزش افراد استفاده‌کننده از آفت‌کش‌ها
۷- الزام شرکت‌ها به ثبت محصولات شیمیایی سمی، پیش از خرید و فروش آن‌ها
۸- تدوین استانداردها برای فاضلاب، سیلاب و زباله‌های حیوانی ناشی از چرای دام

کشورهای عضو اتحادیه اروپا نیز سیاست‌های مشابهی را اتخاذ نموده‌اند (کلارک، بدون تاریخ). حتی دستورالعمل اتحادیه اروپا در حفاظت از آب‌های زیرزمینی، شرایطی را تعیین کرده است که دولت‌های

عضو را برای انجام اقداماتی در زمینه رهاسازی زباله‌ها و مواد شیمیایی (اتحادیه اروپا، ۱۹۷۹) و همکاری در طرح‌های مدیریت حوضه رودخانه ترغیب می‌کند (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۶). این سیاست‌ها باعث افزایش هزینه زیست‌محیطی می‌شود، با این حال، دولت‌ها برای حفاظت از سلامت انسان‌ها و محیط زیست، مقیاس و هزینه‌ای را در کسب‌وکارهای این کشورها لحاظ کرده‌اند.

سایر اقدامات دولت ایالات متحده، شامل واگذاری منابع به ایالت‌ها به منظور اطمینان از اجرای حداقل‌های استانداردهای فدرال و نظارت محیطی بر کیفیت آب، کاهش زباله‌ها، حمایت از تحقیقات برای شناسایی و تصفیه آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی و آب شرب و توانایی واکنش در شرایط اضطراری برای پاسخ‌گویی به رهاسازی کنترل نشده، آلاینده‌ها است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده،۱۹۹۰). مسئولیت اجرای این سیاست‌ها بر عهده بسیاری از وزارت‌خانه‌ها و سازمان فدرال آمریکا شامل آژانس حفاظت از محیط زیست، وزارت کشاورزی، سازمان مهندسی ارتش[۱] و وزارت حمل و نقل است. هم‌چنین، کشورهای اتحادیه اروپا و ایالات متحده به میزان قابل ملاحظه‌ای به بهبود مکان‌های صنعتی آلوده (میدان‌های قهوه‌ای) برای سایر اهداف تولیدی اقتصادی توجه نموده‌اند (کمیسیون اروپا،۲۰۰۷؛ آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۷).

ملاحظات اقتصادی در سیاست‌های کنترل آلاینده‌ها

سیاست کنترل آلاینده‌ها شامل فعالیت‌های متنوعی برای حفاظت و احیاء آب‌های زیرزمینی می‌شود. بررسی این فعالیت‌ها در فصل بعدی، ما را قادر می‌سازد تا بر مزایا و معایب اقتصادی آن‌ها تمرکز کنیم. به نظر می‌رسد برخی از رویکردها از نقطه نظر اقتصادی مزایای بیش‌تری داشته و این دسته از سیاست‌ها، انعطاف‌پذیری کافی از خود نشان می‌دهند تا واکنش‌های محیط زیستی با چارچوب‌های سازمانی ایالت‌ها و شهرها، متناسب شوند و در عین حال، پیامدهای اقتصادی آن‌ها نیز درنظر گرفته شود.

استفاده از سیاست‌های روابط محلی و اعطای شرایط قانونی از طریق الف- قانون مسئولیت و ب- حق مالکیت به همراه انتشار اطلاعات اجتماعی.

حق مالکیت از طریق ایالت و بخش‌های زیرمجموعه آن اعطا می‌شود و می‌تواند بنا به تصمیم ایالت، محدود شده و یا در اختیار جامعه قرار گیرد. انجام فعالیتی بدون اجازه که منجر به آلودگی آب‌های زیرزمینی و در نتیجه مانع استفاده افراد مجاور از آن می‌شود، در واقع نقض حقوق اشخاص برای استفاده مسالمت‌آمیز از اموال است. در قانون مسئولیت، قوانین مرسوم ایالتی در زمینه مزاحمت (عملی که باعث آزار و اذیت سایرین شود)، قصور (کوتاهی در انجام عملی که منتج به آسیب به سایرین شود) و تعهدپذیری

۱- Army Corps of Engineers

(تعیین مسئولیت و حدود جبران خسارات و آسیب‌های وارده به یک فرد از سوی فردی دیگر) به طور مشخص در فصل پنجم تشریح شده است. این قوانین به طور گسترده‌ای در دادگاه‌های مربوط به آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط اموال یک شخص و تاثیر آن بر اموال سایر افراد و استفاده از اموال آن‌ها، به کار گرفته شده است (ساکس و همکاران، ۱۹۸۶، ص ۹۲۴ - ۹۱۹). حقوق مردم در استفاده از زمین‌هایشان و آب زیرزمینی موجود در آن، حقی نسبی بوده و قطعی نیست، زیرا این آب‌ها در داخل مرزهای این اراضی، جریان دارند (هار، ۱۹۷۱، ص ۱۱۵ - ۱۰۹). علاوه بر این، کنگره آمریکا نیز به وضوح اشخاصی که فعالیت‌هایشان در گذشته (برای مثال تولیدکنندگان و حاملان زباله) بر آلودگی آب‌های زیرزمینی تاثیر داشته است را مسئول جبران هزینه‌های خسارات به آب‌های زیرزمینی و اموال مجاور مالکین کنونی و پیشین دانسته است (کنگره ایالات متحده، ۱۹۸۰).

ارائه عمومی اطلاعات مربوط به آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی به افراد جامعه و مسئولان، اجازه می‌دهد تا در مورد واکنش‌های مناسب به شرایط، تصمیمات آگاهانه اخذ کرده و در کمینه کردن ریسک‌های جامعه موثر باشند. بسیاری از قوانین محلی، ایالتی و ملی، دولت را ملزم می‌کنند تا در زمینه آلودگی آب‌های زیرزمینی و موارد محیط زیستی، اطلاع‌رسانی عمومی کنند. برای نمونه، «قانون آب آشامیدنی ایمن» سیستم‌های آبرسانی عمومی را ملزم کرده است تا به صورت سالیانه، مردم را در جریان تخطی از استانداردهای بهداشتی آب آشامیدنی قرار دهند. هم‌چنین «قانون کنترل مواد سمی»، صنایع را ملزم دانسته تا رهاسازی مواد سمی به داخل آب‌های زیرزمینی را به صورت سالیانه گزارش دهند. «قانون جامع پاسخ‌گویی به محیط زیست، جبران خسارت و مسئولیت» نیز از افراد جامعه می‌خواهد تا از بهبود شرایط آب‌های زیرزمینی (یا سایر موارد محیط زیستی) در مکان‌های متروکه زباله‌ها اطلاع حاصل نمایند (کنگره ایالات متحده، ۱۹۸۶، ۱۹۹۱). ارائه اطلاعات عمومی به اشخاص و گروه‌ها کمک می‌کند تا تمایلات و خواسته‌هایشان برای منابع سالم، پاک و تمایل به پرداختشان را آشکار کنند.

اجرای اقدامات مدیریت ریسک

تصفیه آب زیرزمینی آلوده، پرهزینه و پیچیده است. بنابراین، اقداماتی که ریسک آلودگی را کاهش می‌دهد، نتایج اقتصادی بلندمدت به همراه خواهد داشت. کشورهای اصلی عضو اتحادیه اروپا، مدت زیادی را صرف انجام اقدامات حفاظت از سطح اراضی (سطح تغذیه) نموده‌اند. مواد شیمیایی صنعتی و کشاورزی از طریق این سطوح همراه با آب ناشی از بارش به زیر زمین نفوذ کرده و سپس به سفره آبخوان، آب‌های زیرزمینی و به چاه‌ها وارد می‌شوند. در ایالات متحده نیز اقدامات مشابه اتحادیه اروپا انجام شده که به

آن حفاظت از سرچاه گفته می‌شود و قانون آب آشامیدنی ایمن (در اصلاحیه سال ۱۹۸۶) نیز اجرای آن را اجباری کرده است. در این رویکرد، منابع بالقوه آلایندگی در مناطق تغذیه آبخوان بررسی شده و طی آن، برنامه مدیریتی برای کاهش یا از بین بردن ریسک‌های آلاینده‌ها اجرا می‌شود. نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی در اتحادیه اروپا بخشی از اقدامات مربوط به مدیریت ریسک بوده اما لزوما به طور کامل در ایالات متحده اجرا نمی‌شود. اقدامات دیگری شامل بررسی، تعمیر و تعویض بدنه ترک خورده چاه یا کف‌بندهای بتنی برای کاهش ریسک وجود دارند که برای اطمینان از عدم نفوذ آلاینده‌ها به زمین‌های اطراف چاه استفاده می‌شود. برای چشمه نیز اقدامات مشابهی را می‌توان به کار گرفت.

«اصل پیشگیری» را می‌توان زیر بنای کاربرد مدیریت ریسک در حفاظت از آب‌های زیرزمینی در اتحادیه اروپا دانست. سختگیری در زمینه کاربرد مواد شیمیایی در زمین‌های اطراف مناطق حفاظت از سرچاه‌ها، باعث به حداقل رسیدن پتانسیل آلودگی آبخوان‌ها می‌شود. این اقدام، هزینه تصفیه آب شرب را کاهش می‌دهد. شرکت‌های بسته‌بندی آب به عنوان مالک محلی اموال، می‌توانند از این اصل در هنگام خرید قطعات زمین در بالادست یک حوضه آبریز استفاده کرده و اطمینان یابند که هیچ آلاینده‌ای در زمین بالای آبخوان مورد نظرشان، وجود ندارد. در این مورد، کیفیت آب زیرزمینی را می‌توان در دسته «طبیعی» یا «خالص» درنظر گرفت که خود به گران‌تر بودن آب منجر می‌شود.

پیشنهاد استفاده از ابزارهای اقتصادی از طریق الف- عوارض بر مصرف‌کننده، ب- مالیات و عوارض بر رهاسازی مواد، پ- یارانه‌ها، پ- عوارض بر تولید و ت- حقابه قابل انتقال.

سیاست‌های محلی، ملی و فدرال زیادی در این دسته از سیاست‌های کنترل آلاینده‌های موجود در آب‌های زیرزمینی ایالات متحده قرار نمی‌گیرند. در دسته عوارض بر تولید، مکان‌های مورد نظر از طریق وضع مالیات بر محصولات شیمیایی خطرناک، حفاظت می‌شوند. این مالیات‌ها از تولیدکنندگان این محصولات دریافت می‌شود. هم‌چنین ایالت‌ها می‌توانند هزینه‌های مجوز را از کسب‌وکارهایی که آلاینده‌ها را در آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی با کیفیت رها می‌کنند، دریافت کنند. در اجرای برنامه حفاظت از سرچاه‌ها به کشاورزانی که از پیش ثبت‌نام کرده باشند و در مناطق حفاظتی از کشت صرف‌نظر کنند، اعتبارات مالیاتی تعلق می‌گیرد. در برخی از برنامه‌های فدرال، به ایالت‌ها برای اجرای برنامه‌های حفاظت و احیاء آب‌های زیرزمینی و شرب، منابع مالی تعلق می‌گیرد. اعطای منابع مالی از منابع ملی به دولت ایالتی از طریق انتقال مستقیم دلارهای مالیاتی انجام شده و از طریق یارانه صورت نمی‌گیرد. با این وجود و با درنظر گرفتن یارانه‌ها، آژانس حفاظت از محیط زیست، اختیار دارد به ایالت‌ها برای حمایت از

سیستم‌های آبرسانی عمومی (با مالکیت دولتی یا خصوصی)، امتیازات مالی و وام‌های کم بهره پرداخته تا از مطابقت با استانداردهای بهداشتی اطمینان یابد. گزارش‌ها نشان می‌دهد که بیش‌تر سیستم‌های آبرسانی عمومی که این استانداردها را رعایت نمی‌کنند، سیستم‌های کوچک مقیاسی (خدمات‌رسانی به ۱۰۰۰۰ نفر یا کم‌تر) هستند که از آب زیرزمینی به عنوان منبع تولید آب شرب استفاده می‌کنند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۱). وام‌های کم بهره نوعی یارانه و نتیجه سیاست کنگره ایالات متحده است تا نشان دهند سیستم‌های کوچک برای اطمینان از حفظ سلامت عمومی، نیاز به همراهی بیش‌تری دارند (کنگره ایالات متحده، ۱۹۷۶، ۱۹۸۰، ۱۹۸۶). متناسب با مجوزهای انتقال حقآبه، دفتر امور آب آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده یک چارچوب حوضه‌محور را برای تجارت احتمالی آلاینده‌ها ایجاد کرده است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۷). در نمایه (۱۱-۷) فرآیند تجارت آلاینده‌ها در ایالات متحده و چگونگی کاربرد آن برای آب‌های زیرزمینی، به صورت مختصر ارائه شده است.

نمایه ۱۱-۷- تجارت آلاینده‌ها در ایالات متحده

تجارت کیفیت آب چیست؟

تجارت کیفیت آب، یک رویکرد مبتکرانه برای دست‌یابی موثرتر به اهداف کیفیت آب است. تجارت بر اساس این واقعیت است که هزینه‌های کنترل آلاینده‌های یکسان در حوضه‌های مختلف، بسیار متفاوت هستند. برنامه‌های تجارت کیفیت آب به واحدهایی که هزینه زیادی را برای رعایت مقررات کنترل و تخلیه آلاینده‌ها می‌پردازند، اجازه می‌دهد که مجوز انتشار آلودگی را از واحد دیگری که هزینه کنترل آلودگی آن کم‌تر است، خریداری کند. در این صورت، آن واحدها توانسته‌اند با صرف هزینه کم‌تر، به کیفیت آب یکسان دست یابند.

تجارت کیفیت آب چگونه کار می‌کند؟

با این که تجارت می‌تواند به اشکال مختلفی شکل گیرد، اما اساس این تجارت، این است که سطح کیفی هدف آب بدست آید و واحدهای موجود در حوضه آبریز برای دست‌یابی به سطح مشابهی از کنترل آلودگی، هزینه متفاوتی صرف می‌کنند.

تجارت کیفیت آب در کجا کاربرد دارد؟

در هر منطقه‌ای که شرایط حوضه اقتضاء کند، این تجارت می‌تواند به عنوان یک ابزار قوی برای دست‌یابی به کاهش سریع‌تر آلودگی و با هزینه کم‌تر، به کار برده شود. با این حال، تجارت کیفیت آب در همه جا کاربرد ندارد. تجارت کیفیت آب در موارد زیر بهترین عملکرد را دارد:

۱- باید محرکی وجود داشته باشد تا واحدها را به سمت کاهش آلودگی سوق دهد. معمولا مقدار مجاز تخلیه بار روزانه[۱] یا یک شرط سختگیرانه‌تر در مجوز سیستم ملی حذف آلاینده[۲]، این انگیزه‌ها را ایجاد می‌کنند.

۲- هزینه کنترل آلودگی‌ها برای واحدهای مختلف، تفاوت چشمگیری داشته باشد.

۳- سطوح لازم برای کاهش آلاینده آنقدر بزرگ نباشد که همه واحدها مجبور به کاهش حداکثری برای دست‌یابی به مجموع کاهش مورد نیاز شوند. در این صورت ممکن است خرید و فروشی اتفاق نیاقتد.

۴- ذی‌نفعان حاضر در حوضه و سازمان تنظیم مقررات ایالتی، مشتاق باشند تا یک رویکرد نوآورانه را امتحان کنند و به مسائل طراحی و اجرای تجارت، وارد شوند.

چگونه می‌توان از تجارت کیفیت آب در مسائل مربوط به آب‌های زیرزمینی استفاده کرد؟

کیفیت آب زیرزمینی متاثر از هر دو نوع منبع آلاینده یعنی نقطه‌ای (یک مکان مشخص، مانند محل دفن زباله) و غیرنقطه‌ای (مکان‌های پراکنده و احتمالا زیاد مانند کاربرد آفت‌کش‌ها در مزارع) است. هم‌زمان با جریان آب زیرزمینی، آلاینده‌ها از طریق فعالیت‌های مختلف به زیر سطح زمین و به سوی نقاط یا محل‌های برداشت مانند چاه‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها، تالاب‌ها و مناطق ساحلی حرکت می‌کنند. مقدار مجاز تخلیه بار روزانه برای یک پیکره آبی، مطابق یا استاندارد آب شرب، باید به نحوی طراحی شود که برای کاهش فعالیت‌های آلوده‌کننده به عنوان یک محرک عمل کند. تعیین این محرک برای آب‌های زیرزمینی می‌تواند از طریق مدل‌سازی جریان زیرسطحی آلاینده‌ها در یک حوضه آبریز انجام شود. این مدل‌سازی به اطلاعات دقیقی درباره آب زیرزمینی، شرایط زیرسطحی منطقه تحت بررسی و آلاینده‌ها نیاز خواهد داشت. بر این اساس، می‌توان فعالیت‌های آلوده‌کننده‌ای را که باعث افزایش بار آلاینده‌های جریان آب زیرزمینی می‌شوند، شناسایی کرده و هزینه هر کدام را برای دست‌یابی به بار هدف، از طریق اصلاح فعالیت‌های آلاینده‌های نقطه‌ای و یا غیرنقطه‌ای محاسبه کرد. در برخی موارد، برای دست‌یابی به بار هدف، ممکن است تصفیه یا حذف آلاینده‌ها در برخی مناطق به صرفه‌تر از سایر نقاط باشند. در این صورت، ممکن است مالکین فعالیت‌های آلوده‌کننده از تجارت آلاینده‌ها استقبال کنند.

هم‌چنین استفاده از محیط زیرزمینی برای دفع دی اکسید کربن به منظور کاهش اثرات تغییر اقلیم، باعث به وجود آمدن مسائلی پیرامون ارزش‌گذاری مناطق زیر سطح زمین می‌شود. در فصل دوازدهم این موضوع بیش‌تر مورد بحث قرار خواهد گرفت.

Source:
U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Water Quality Trading, 2007b, URL: http://www.epa.gov/OWOW/watershed/trading.htm (accessed August 10, 2007).

۱- Total Maximum Daily Load (TMDL)

۲- National Pollutant Discharge Elimination System (NPDES)

ایجاد استانداردهای عملکردی از طریق الف- استانداردهای محیطی، ب- استانداردهای انتشار، پ- استانداردهای محتوایی، ت- استانداردهای فن‌آوری و ث- استانداردهای بهترین اقدامات.

اکثر فعالیت‌های محلی، ایالتی و فدرال در ایالات متحده در این دسته قرار می‌گیرند. آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، استانداردهای محیطی را برای برخی منابع آب زیرزمینی تعیین کرده است. این منابع، منابع آب شربی هستند که فاضلاب به داخل آن‌ها تزریق شده و در محل تزریق، باید مقررات استانداردهای بهداشتی آب شرب رعایت شود. در مکان‌های دفع زباله‌های خطرناک، آلاینده‌های اندازه‌گیری شده از طریق چاه‌های نظارتی در مرز واحد دفع، نمی‌تواند از نظر آماری با آلاینده‌های اندازه‌گیری شده در محیط‌های کنار واحد، تفاوت چشمگیری داشته باشند. هم‌چنین برای فعالیت‌های بهبود شرایط در مکان‌های حفاظت حداکثری، می‌توان از استانداردهای آب آشامیدنی یا استانداردهای جایگزین استفاده کرد تا الزامات مربوط به پاک‌سازی آب زیرزمینی رعایت شود. استفاده از برخی آفت‌کش‌ها به دلیل احتمال وجود آن‌ها در محیط‌های آب زیرزمینی می‌تواند با محدودیت‌هایی روبرو باشد. استانداردهای محتوایی بر غلظت مجاز آلاینده‌های آب شرب تامین شده از سیستم‌های آبرسانی عمومی، اعمال می‌شود. آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، سطوح بهداشتی مجاز آلاینده یا الزامات روش‌های تصفیه برای بیش از ۹۰ آلاینده که ممکن است در آب شرب وجود داشته باشند را تعیین می‌کند. استانداردهای انتشار در برنامه مخازن ذخیره زیرزمینی، اعمال شده و در این زمینه با استاندارد فن‌آوری آلاینده‌ها ترکیب می‌شود. اساسا نباید آلودگی از مخازن نشت پیدا کند. در مخازن زیرزمینی مدرن، از فن‌آوری بدنه دوجداره استفاده می‌شود و فضای مابین جداره‌ها نیز تحت نظارت قرار می‌گیرد تا در صورت مشخص شدن نشت از جداره اول و نیاز به تعویض مخزن، از عدم نشت مخزن اطمینان حاصل شود. به همین صورت ژنراتورها، مخازن ذخیره، وسیله حمل و نقل، تصفیه‌گرهای زباله‌های خطرناک و دفع‌کننده‌های زباله‌های خطرناک، ملزم به رعایت استانداردهای فن‌آوری در مواردی مانند طراحی و ساخت مخازن و تاسیسات دفع هستند. کشاورزان با استفاده از بهترین اقدامات مدیریتی، میزان آلاینده‌های غیرنقطه‌ای ورودی به آبخوان‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و مصب‌ها را کمینه می‌کنند. استانداردهای بهترین اقدامات، هم‌چنین می‌توانند به عنوان راهنمایی برای اجرای برنامه حفاظت از سرچاه و آموزش افرادی باشند که با آفت‌کش‌ها کار می‌کنند. بنابراین، مجموعه‌ای از این سیاست‌ها به کار گرفته شده است تا خدمات‌رسانی آب زیرزمینی، حفظ شود.

معیاری برای ارزیابی سیاست‌ها

به منظور تطبیق و مقایسه اقتصادی سیاست‌های موثر بر آب زیرزمینی، باید معیاری را برای انعکاس اصول اقتصادی تعیین کرد. اصول اقتصادی شامل موارد زیر می‌باشند:

۱- اطلاعات دقیق درباره گزینه‌ها و ارزش آن‌ها برای اشخاص تحت تاثیر (اطلاعات کامل، به هر اندازه که برای تصمیم‌گیری نیاز باشد)
۲- ایجاد تعادل بین نتایج نهایی محیط زیستی و هزینه نهایی (کارایی)
۳- لحاظ کردن هزینه‌ها و منافع اجتماعی (درنظر گرفتن تمام و کمال اثرات اجتماعی)
٤- انصاف و عدالت برای اشخاص و گروه های متاثر (برابری حقوق)

سایر اصول مهم، مانند قیمت‌گذاری آب بر اساس هزینه نهایی شامل هزینه اثرات خارجی و هزینه نهایی کاهش انتشار آلودگی[۱]، با هدف جبران خسارت‌های نهایی[۲] را می‌توان بر اساس همین اصول اولیه به دست آورد. معیارهای ارزیابی و مقایسه سیاست‌ها به شرح زیر است (اصلاح شده از ترنر و همکاران، ۱۹۹۳؛ فیلد، ۱۹۹۴؛ شیفلر، ۱۹۹۸؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴):

۱- مقیاس اکوسیستم
۲- پاسخ اکولوژیکی مثبت
۳- انصاف و برابری
٤- کارایی اقتصادی یا اثربخشی
٥- مشوق پویا
٦- الزامات اطلاعاتی کم‌تر
۷- هزینه‌های اداری کم‌تر
۸- سازگاری با قواعد اخلاقی

با استفاده از این معیارها، می‌توان سیاست‌های موجود را مقایسه کرد و اثرات آینده رویکردهای مصرف، حفاظت و احیاء آب‌های زیرزمینی و هم‌چنین سایر موارد محیط زیستی را ارزیابی نمود.

مقیاس اکوسیستم

مقیاس اکوسیستم یک سیاست یا پروژه، می‌تواند یک عامل اصلی در توسعه و اجرای آن باشد. در اقتصاد اکولوژیکی، مقیاس به عنوان اولین جنبه بحرانی سیاست ظهور می‌کند و از آنجایی که یک عامل

۱- Mariginal Abatement Costs (MACs)
۲- Marginal Damages (MDs)

اصلی تاثیرگذار برای سایر معیارهای مذکور است، باید آن را درنظر گرفت. مقیاس، با اندازه آبخوان، حدود منطقه تحت تاثیر، تعداد افراد یا جانداران تحت تاثیر، مقدار آب زیرزمینی تولیدی، مصارف آب زیرزمینی و با بسیاری از اجزای یک سیاست، ارتباط دارد. از دیدگاه توجه به تغییر اقلیم جهانی و تاثیر بر انسان‌ها و منابع، مقیاس، یک عامل بحرانی است که باید پیش از مشخص شدن اهمیت سایر معیارهای ارزیابی سیاست‌ها، آن را درنظر گرفت. مقیاس اکوسیستم، به درک صحیح و میزان تاثیرگذاری اهداف بر کمیت و کیفیت آب زیرزمینی مرتبط است. اگر هدف و اثرات آن به وضوح برای افراد تحت تاثیر، تفسیر شده و شناخته شده باشد، آنگاه می‌توان دیدگاه‌های هزینه و منافع یک سیاست یا پروژه را (به خصوص که اثرات از مرزها نیز فراتر می‌روند) بررسی کرد.

مقیاس اکوسیستم در فصل دوم تشریح شده است. به منظور درک بیش‌تر این معیار، به فصل دوم مراجعه کنید.

پاسخ اکولوژیکی مثبت

سیاست‌های جایگزینی که به سوی هدف یکسانی حرکت می‌کنند، در دست‌یابی به اهداف اکولوژیکی، احتمالات متفاوتی دارند. این نتایج، چه در صورتی که محصولی از یک مقدار معینی آب باشند و چه نتیجه احیای یک آبخوان برای رعایت استانداردهای آب آشامیدنی باشند، منافع حاصل از سرمایه‌گذاری در منابع کمیاب، هستند. احتمال دست‌یابی به نتایج مورد انتظار باید در ارزیابی سیاست‌های جایگزین و سرمایه‌گذاری‌های متعاقب، برای پاسخ به تخلیه آبخوان یا آلودگی آن توسط افراد و شرکت‌ها درنظر گرفته شود. کارا بودن در دست‌یابی به نتایج اشتباه، استفاده موثر از منابع محسوب نمی‌شود.

انصاف و برابری

درنظر گرفتن برابری به این معنی است که اطمینان داشته باشیم، برنامه‌های محیط زیستی به تمامی بخش‌های جامعه به صورت عادلانه‌ای پاسخ می‌دهند. برنامه‌هایی که اهدافشان پیشگیری از آلودگی، حفاظت و احیای آب‌های زیرزمینی برای منابع آب شرب است، باید به دقت، برابری بین افراد را ارزیابی کنند، زیرا بیش‌تر سیستم‌های آبرسانی در ایالات متحده با استفاده از منابع آب زیرزمینی به جمعیت ۱۰۰۰۰ نفر یا کم‌تر از آن خدمت‌رسانی کرده (۵۸ درصد این سیستم‌ها به جمعت ۵۰۰ نفر یا کم‌تر خدمت‌رسانی می‌کنند) و اغلب در مناطق روستایی قرار دارند. در این مورد وجود جوامع کوچک ثروتمند، نوعی استثناء محسوب می‌شود. نحوه برخورد با جوامع کوچک، یک مورد اخلاقی یا حتی مذهبی به شمار می‌رود. ارائه خدمات به بزرگ‌ترین گروه از مردم که می‌تواند از نظر اقتصادی اثربخش باشند، ممکن است باعث شود تا افراد با درآمد کم‌تر، از این مزایا و خدمات بهره‌مند نشوند. در صورتی که یک برنامه آبرسانی با آب زیرزمینی یا برنامه بهبود شرایط آب

زیرزمینی، وابسته به مالیات یا عوارض بر مصرف (برای مثال نرخ مالیات یا عوارض یکسان بر واحد ارزش آب خریداری شده یا مقدار آب ذخیره شده) باشد، افراد با درآمد پایین نسبت به افراد با درآمد بالا، سهم بیش‌تری از درآمدشان را صرف تهیه آب می‌کنند. به این شرایط، مالیات یا عوارض نزولی اطلاق می‌شود. سیستم‌های آبرسانی کوچک برای پایین آوردن قیمت واحد تا سطح استطاعت خرید، فاقد صرفه‌های مقیاس هستند. در جوامع ثروتمند بزرگ‌تر که مردمی با درآمد پایین در آن وجود دارد، می‌توان از نرخ کاهنده استفاده کرد. در این شرایط برای مصرف اولین واحدهای آب هزینه بالاتری نسبت به واحدهای بعدی مصرف درنظر گرفته می‌شود. بنابراین، اگرچه آب بیش‌تری مصرف می‌شود، اما قیمت نهایی دریافت شده برای مصرف واحدهای اضافی، کم‌تر خواهد بود. در نتیجه، توزیع هزینه‌ها و منافع یکی از مهم‌ترین معیارها در سیاست‌های آب زیرزمینی به شمار می‌رود[۱].

جنبه‌های برابری و توزیعی را هم‌چنین می‌توان به اثرات بین نسلی و حقوق طبیعی نسل‌های آینده برای آب و خدمات آن مربوط دانست. معمولا توجه به برابری بین نسل‌های مختلف، باعث برخورد منصفانه و عادلانه در زمان کنونی شده و افراد با درآمد، اخلاق و فرهنگ متفاوت، نسل کنونی را تحت تاثیر قرار می‌دهند. تساوی حقوق بین نسل‌ها، منافع یکسانی را در برابر نسل‌های آینده قرار خواهد داد. پذیرش جمعی به دستاوردهای اقتصادی و اجتماعی منصفانه و عادلانه وابسته است. تصمیمات مربوط به برابری و توزیع،ی باید پیش از ارزیابی کارایی اقتصادی گرفته شود. بر اساس اصل بهینه پارتو، در صورتی که سیاست توزیعی درنظر گرفته نشود، گروهی از مردم تحت یک سیاست خاص به نحو نامطلوب کنار گذاشته شده و هزینه پاسخ‌گویی به آن‌ها در این ارزیابی، درنظر گرفته نمی‌شود.

کارایی اقتصادی یا اثربخشی

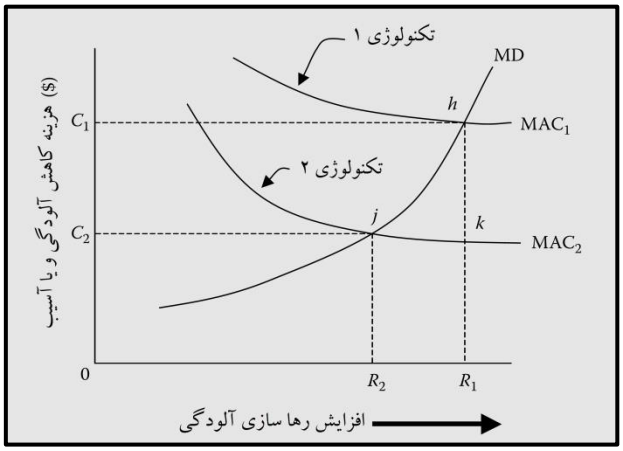
اثربخشی در زمینه آب‌های زیرزمینی به ایجاد تعادل بین نتایج نهایی محیط زیستی و هزینه نهایی مربوط به خدمات منابع، اطلاق می‌شود (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۱۸۳-۱۸۱). هرچند ممکن است همواره نتوان نقطه دقیق برقراری این تعادل را مشخص کرد، اما باید تا جای ممکن برای نزدیک‌تر شدن به این نقطه تلاش کرد. در زمینه استفاده از آب‌های زیرزمینی، باید بین قیمت (که نشان‌دهنده تقاضاهای جایگزین برای این منبع است) و هزینه نهایی (شامل اثرات خارجی و هزینه‌های اجتماعی از جمله یارانه‌ها، از دست رفتن تالاب‌ها و اثراتی از این دست) تعادل برقرار شود. در زمینه کنترل آلاینده‌ها، باید بین هزینه نهایی کاهش انتشار آلودگی و خسارت نهایی، تعادل برقرار کرد.

۱- تا جایی که مترجمین می‌دانند از تعرفه بلوکی کاهنده برای دستیابی به هدف برابری استفاده نمی‌شود. بنابراین، منظور نویسنده از بیان این مطلب مبهم است.

به طور معمول، اطلاعات کافی برای برآورد میزان خسارت‌ها (به عنوان مثال، موارد ابتلا به بیماری یا از دست رفتن زیستگاه) در اختیار نیست. در چنین مواردی، اصل هزینه - اثربخشی به عنوان معیار ارزیابی تعیین می‌شود. بر اساس این اصل، زمانی یک سیاست اثربخش است که بتواند بهترین نتایج محیط زیستی (مقدار آب بیش‌تر یا حداقل انتشار آلاینده) را به ازای کم‌ترین هزینه (کم‌ترین مقدار پولی یا حداقل خسارت) فراهم کند. یک سیاست کارآمد، همواره از نظر هزینه‌ای اثربخش بوده اما عکس این رابطه همواره برقرار نیست. به عبارت دیگر، برنامه‌یی با کم‌ترین هزینه، همواره نمی‌تواند هزینه‌ها و منافع را متعادل سازد.

در هنگام تصمیم‌گیری در مورد برنامه، حداکثر نمودن نتایج محیط زیستی با صرف کم‌ترین منابع ممکن (به عبارت دیگر، انتخاب گزینه‌های دارای هزینه - اثربخشی برای به کارگیری بهترین اطلاعات) مسئله بسیار مهمی است. در نمایه (۱۱-۸)، دو تابع متفاوت برای هزینه نهایی کاهش آلودگی (MAC) نشان داده شده است. MAC_1 نشان می‌دهد که هزینه‌های کاهش انتشار آلودگی برای فن‌آوری ۱ به نسبت هزینه نهایی خسارت (MD) در نقطه تقاطع h اثربخش است. این نتیجه، از برابری مقدار هزینه نهایی کاهش انتشار آلودگی (MAC) با هزینه نهایی خسارت (MD) حاصل شده است. تخمین‌های اولیه، بسته به عوامل استفاده شده برای محاسبه آن، ممکن است بالاتر یا پایین‌تر باشند. با این حال، یک بازار رقابتی می‌تواند سطح فن‌آوری را بهبود بخشیده و موجب کم‌تر شدن هزینه‌های کاهش آلودگی شود. اگر تخمین هزینه، بالاتر از حد واقعی باشد و از همین هزینه‌ها برای تعیین سطح مقرون به صرفه رهاسازی آلودگی به میزان R_1 استفاده شده باشد، چنین سطحی نمی‌تواند نتایج محیط زیستی را حداکثر کرده و یا بیش‌ترین اثربخشی را در زمینه حفاظت از آب‌های زیرزمینی فراهم کند. MAC_2 مربوط به فن‌آوری ۲ بوده و نشان می‌دهد که به دلیل پیشرفت تکنولوژی، هزینه کاهش انتشار آلودگی کم‌تر شده است. بنابر این در سطح آلودگی R_1، پیشرفت تکنولوژی باعث شده است که هزینه کاهش انتشار آلودگی از h به k کاهش پیدا کند. از نقطه نظر اثربخشی و با فرض ثابت ماندن تابع خسارت، فن‌آوری ۲ قادر است که نتیجه اثربخش‌تری را با خسارت نهایی پایین‌تر (از لحاظ اجتماعی) فراهم کند (نقطهj، تقاطع MAC_2 و MD). با توجه به کمیاب بودن منابع موجود برای تخصیص به تعداد زیادی پروژه که به طور بالقوه ارزشمندند، لازم است که تخصیص هزینه با بیش‌ترین اثربخشی انجام شود. محدودیت منابع کشورهای در حال توسعه یا هر کشور دیگری که با رکود یا کساد رو به رو شده است، اهمیت این معیار را افزایش می‌دهد.

نمایه ۱۱-۸- مثالی از کارآمدی و هزینه کاهش آسیب



مشوق‌های پویا

سیاست‌هایی که روش‌های جایگزین یا راه‌حل‌های بلندمدت را به رسمیت می‌شناسند، ممکن است کم هزینه‌تر بوده و با دست‌یابی به همان نتایج محیط زیستی و یا حتی نتایج بهتر، مشوق‌هایی را برای دست‌یابی به خروجی‌های بهتر فراهم کنند. فن‌آوری‌های مرتبط با کیفیت محیط زیست، همواره در حال بهبود است. سیاست‌ها نباید صرفا متکی به الزامات دولتی باشند، بلکه باید به گونه‌یی تدوین شوند که بخش خصوصی نیز ترغیب شود تا هزینه‌های خود را کاهش داده و یا در تحقیقات در زمینه یافتن روش‌های تصفیه یا روش‌های تولید کم هزینه‌تر سرمایه‌گذاری کنند (نمایه ۱۱-۸). سیاست‌هایی که به جای تعیین هدف‌هایی مشخص در زمینه میزان استفاده از منابع یا تصفیه، نیازمند فن‌آوری‌هایی با کاربری خاص باشند، اثر این مشوق‌ها در بهبود کارایی را محدود می‌کنند.

الزامات اطلاعات کم‌تر

هزینه جمع‌آوری و نگهداری داده‌های مورد نیاز برای ارزیابی سیاست‌ها، نباید زیاد باشد. در صورتی که جمع‌آوری داده‌ها بیش از حد هزینه‌بر باشد و از مدیر برنامه نظارت بر کیفیت آب زیرزمینی پرسیده شود که آیا به نتایج مورد انتظار خود دست یافته است یا خیر، ممکن است وی حاضر نباشد برای جمع‌آوری مجموعه کامل اطلاعات مورد نیاز به حد کافی هزینه کند. چنین مدیری در ادامه، تصمیمات سرمایه‌گذاری دیگری اتخاذ خواهد کرد، بدون این که از میزان هزینه یا مناسب بودن این تصمیمات اطلاع داشته باشد. افراد و شرکت‌هایی که مسئولیت گزارش‌دهی نتایج را بر عهده دارند، ممکن است در

راستای کاهش هزینه‌های خود، ارسال داده‌ها را متوقف کرده و یا حتی از ابتدا به جمع‌آوری این داده‌ها اقدام نکنند.

هزینه‌های اداری کم‌تر

هزینه‌های اداری پیاده‌سازی و اجرای برنامه باید در حد معقولی باشند. در عین حال که باید نتایج برنامه را با توجه به منابع موجود به حداکثر سطح خود برسانند، اگر در این میان به مسائل اجرایی آن توجه کافی نشود، میزان پیروی گروه هدف از این سیاست‌ها تنزل پیدا خواهد کرد. هزینه‌های اداری و اجرایی باید مطابق با ضرورت‌های محیط زیستی و سلامتی متعادل شوند. علاوه بر این، رفع چالش‌های تصویب این سیاست‌ها در دادگاه نیز مستلزم صرف هزینه و زمان است. بنابراین، عملی نمودن این سیاست‌ها باید مسئله‌یی مشخص، واضح و همراه با اهداف قابل اندازه‌گیری و قابل گزارش باشد.

سازگاری با قواعد اخلاقی

برنامه یا پروژه مورد نظر باید در محدوده مرزهای اخلاقی (فیلد، ۱۹۹۴، ۱۸۸) و ارزش‌های معنوی و مقدس (چاپل، ۲۰۰۰، ۱۸-۱۳) جامعه یا کشور قرار بگیرد. این ارزش‌ها در قالب سلایق و ترجیحات جامعه و در نحوه انتخاب مصرف‌کنندگان از بین گزینه‌های جایگزین موجود، نمود پیدا می‌کند. ملاحظات اخلاقی بر واکنش جامعه نسبت به آلودگی، حفر معادن و استخراج آب‌های زیرزمینی تاثیرگذار بوده و نشان می‌دهد که تولیدکنندگان و سایر کسانی که باعث ایجاد آلودگی می‌شوند، در قبال جامعه مسئول بوده و نباید برای دست‌یابی به اهداف خود، موجب آسیب رساندن به دیگران شوند. ارزش‌های معنوی که از دیدگاه‌های اخلاقی نشات می‌گیرند، کشورها را بر آن داشته است که در تهیه دستورالعمل‌ها، اجرای برنامه‌ها، تعیین پیامدهای آلوده‌سازی آب‌های زیرزمینی، استخراج بیش از حد آب‌های زیرزمینی و سایر قوانین محیط زیستی، اصول اخلاقی را مدنظر قرار دهند. این باور که آب به عنوان بخشی از چرخه هیدرولوژیکی برای ادامه حیات، ضروری بوده و در واقع هدیه‌یی از طرف خداوند به بشریت است (باوری که به طور مثال در ادیان یهودیت، مسیحت، اسلام و بومی آمریکا نیز مشاهده می‌شود)، نقش برجسته‌ای در تاریخ، مناسک و سنت‌های این ادیان ایفا می‌کند. به همین دلیل، آب در حال حاضر و در آینده، مقدس و مورد احترام بوده و خواهد بود. در حقیقت، این تقدس یکی از دیدگاه‌های بنیادین اخلاقی و یک واکنش معنوی به شرایط آب‌های زیرزمینی و به طور کلی آب است. اگر این ارزش‌های بنیادین وجود نداشته باشند، سیاست‌های مصوب برای حفاظت از آب در برابر آلودگی یا جلوگیری از هدررفت آن، ممکن است در نهایت لغو یا نادیده گرفته شوند.

پس از درک این معیارها، گام بعدی، سنجش پیامدهای اقتصادی ناشی از پیاده‌سازی این سیاست‌ها و نحوه اثرگذاری آن بر آب‌های زیرزمینی به عنوان یک منبع آب و یک محل بالقوه برای دفع آلاینده‌ها است. مبحث اول مورد بررسی، سیاست‌هایی است که از نظام قدیم حقوق مشترک[۱] بریتانیا در زمینه تعیین مسئولیت‌ها و حقوق مالکیت ریشه گرفته‌اند. مبحث دوم مربوط به اشتراک‌گذاری اطلاعات مرتبط با آب‌های زیرزمینی برای مردم است تا آن‌ها بتوانند اقدامات خود را در جامعه جهت‌دهی کنند. در مبحث سوم، به ارزیابی سیاست‌هایی خواهیم پرداخت که قادرند ابزارهای اقتصادی مشخصی را برای هدایت نحوه استفاده از آب‌های زیرزمینی و حفاظت از آن فراهم کنند. در انتها، استانداردهای کنترل میزان آلایندگی و استفاده از آب‌های زیرزمینی و تاثیرات آن از نظر مقیاس اکوسیستم، برابری، بهره‌وری و معیارهای دیگری از این دست را بررسی خواهیم کرد.

خلاصه مباحث

تعدد و پیچیدگی سیاست‌های شرکتی، محلی، ایالتی و فدرال می‌تواند، بیش از حد زیاد باشند. به منظور انجام تحلیل‌های اقتصادی، می‌توان این سیاست‌ها را به شرح زیر تجمیع کرد:

۱- حقوق قانونی از طریق الف) قوانین مسئولیت و ب) حق مالکیت اعطا می‌شود.
۲- اطلاعات را در اختیار جامعه قرار می‌دهد.
۳- ریسک را مدیریت می‌کند.
٤- ابزارهای اقتصادی را از طریق الف) وضع عوارض بر مصرف‌کنندگان، ب) وضع عوارض و مالیات بر انتشار آلودگی، پ) یارانه‌ها، ت) وضع عوارض بر محصول و ث) مجوز برداشت یا حقابه قابل انتقال، لحاظ می‌کند.
٥- استانداردها را به صورت الف) اعمال محدودیت‌های کمی، ب) استانداردهای محیطی، ت) استانداردهای انتشار و محتوا و ث) استانداردهای فن‌آوری تدوین می‌کند.
٦- استانداردهای عملکردی را تعیین می‌کند.

این سیاست‌ها را می‌توان از طریق معیارهای اقتصادی زیر ارزیابی کرد:

۱- مقیاس اکوسیستم
۲- پاسخ اکولوژیکی مثبت
۳- برابری
٤- کارایی اقتصادی یا اثربخشی

۱- Common Law

۵- مشوق‌های پویا
٦- الزامات اطلاعات کم‌تر
۷- هزینه‌های اجرایی کم‌تر
۸- سازگاری با قواعد اخلاقی

همچنین، باید مواردی از جمله اطلاعات کافی در زمینه گزینه‌های جایگزین، رعایت برابری افراد و گروه‌های متاثر از این سیاست‌ها، ارزش آن برای افراد متاثر، متعادل‌سازی هزینه‌های نهایی تولید و تصفیه با بهداشت نهایی و اثرات محیط زیستی، لحاظ نمودن هزینه‌ها و منافع بلندمدت محیط زیستی و اجتماعی را نیز درنظر گرفت. گام بعدی، مقایسه این سیاست‌ها با استفاده از معیارها، به منظور شناخت نقاط قوت مبانی اقتصادی آن‌ها است.

منابع

- Chapelle, F.H. 2000. The Hidden Sea: Ground Water, Springs and Wells. National Ground Water Association, Westerville, OH.
- Clarke, C. Undated. Update Comparative Legal Study.
- URL: http://ec.europa.eu/environment/liability/legalstudy_full.pdf (accessed April 28, 2007).
- Daly, H.E. and Farley, J. 2004. Ecological Economics: Principles and Applications. Island Press, Washington, DC, 454 pp.
- Eckhardt, G. 2007. The Edwards Aquifer Website; Texas Senate Bill 1477. URL: http://www.edwardsaquifer.net/1477.html#1.01 (accessed April 28, 2007).
- Edwards Aquifer Authority (EAA). 2006. The Edwards Aquifer; Manage, Enhance, Protect. URL: http:// edwardsaquifer.org/ (accessed April 28, 2007).
- Edwards Aquifer Research and Data Center (EARDC). 2006. Threatened and Endangered Species in the Edwards Aquifer System. URL: www.eardc.txstate.edu/endangered.html (accessed April 28, 2007).
- European Commission (EC). 2007. Non-Invasive Evaluation of Contaminated Land. http://ec.europa.eu/research/environment/print.cfm?file=/comm/research/environment/newsanddoc/article_2665_en.htm(accessed April 28, 2007).
- European Union (EU). 1979. Council Directive 80/68/EEC on the Protection of Groundwater against Pollution Caused by Certain Dangerous Substances. 17 December 1979. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri = CELEX:31980L0068:EN: (accessed April 29, 2007).
- European Union (EU). 1991. Council Directive 91/676/EEC Concerning the Protection of Waters against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources, December 12, 1991. URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/directiv.html (accessed April 29, 2007).
- European Union (EU). 2006. Directive 2006/118/EC on the Protection of Groundwater against Pollution and Deterioration (Ground Water Directive), December 12, 2006. URL: www.euobserver.com/?fid=9707&download=1 (accessed April 29, 2007).
- Field, B.C. 1994. Environmental Economics. McGraw-Hill, Inc., New York, 482 pp.
- Gibbons, D.C. 1986. The Economic Value of Water. Resources for the Future, Inc., Washington, DC.Groundwater Foundation. 2002. Guide to Groundwater Guardian.
- Haar, C.M. 1971. Land Use Planning; A Casebook on the Use, Misuse, and Re-Use of Urban Land. Little,Brown and Company, Boston, MA, 788 pp.
- Kimbal, D. 1996. Chief Hydrologist, National Park Service, US Department of the Interior, Personal communication (January).
- National Research Council (NRC). 1994. Ground Water Recharge Using Waters of Impaired Quality. National Academy Press, Washington, DC.
- Sax, J.L. and Abrams, R.H. 1986. Legal Control of Water Resources: Cases and Mateials. West Publishing Company, St. Paul, MN.
- Schiffler, M. 1998. The Economics of Groundwater Management in Arid Countries; Theory, International Experience and a Case Study of Jordan. Frank Cass Publishers, London, U.K., 394 pp.
- Tsur, Y., Roe, T., Doukkali, R., and Dinar, A. 2004. Pricing Irrigation Water. Resources for the Future,Washington, DC, 319 pp.
- Turner, K., Pearce, D., and Bateman, I. 1993. Environmental Economics: An Elementary Introduction. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 328 pp.
- University of Maryland-College Park (UMCP). Department of Meteorology. 1996. Edwards Aquifer Location Map. URL: http://www.atmos.umd.edu//owen/CHPI/IMAGES/EA-location.html (accessed April 28, 2007).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1990. Progress in Ground-Water Protection and Restoration.EPA 440/6-90-001.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Draft Framework for Watershed-based Trading. EPA 800-R-96-001.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2001. Factoids: Drinking Water and Ground Water Statistics for 2001.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. Effects of Sole Source Aquifer Designation. URL: http://www.epa.gov/region6/6wq/swp/ssa/effects.htm (accessed April 28, 2007).

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2007a. Brownfi elds Cleanup and Redevelopment. URL: http://www.epa.gov/swerosps/bf/ (accessed April 29, 2007).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2007b. Water Quality Trading. URL: http://www.epa.gov/OWOW/watershed/trading.htm (accessed August 10, 2007).
- U.S. Congress. 1976. Toxic Substances Control Act. URL:http://www4.law.cornell.edu/uscode/html/uscode15/usc_sup_01_15_10_53.html(accessed April 29, 2007).
- U.S. Congress. 1980. Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act.
- U.S. Congress. 1986. Amendments to the Safe Drinking Water Act. http://www.law.cornell.edu/uscode/html/uscode42/usc_sup_01_42_10_6A_20_XII_30_C.html (accessed April 29, 2007).
- U.S. Congress. 1996. Amendments to the Safe Drinking Water Act. http://www.law.cornell.edu/uscode/ html/uscode42/usc_sup_01_42_10_6A_20_XII_30_C.html (accessed April 29, 2007).
- U.S. Department of the Interior, Bureau of Reclamation (BurRec). 2000. High Plains States Groundwater Demonstration Program Summary Report.
- U.S. Geological Survey (USGS). 1998. Estimated Use of Water in the United States in 1995. Circular 1200.
- World Health Organization (WHO). 2001. Water Quality: Guidelines, Standards and Health, Lorna, F.and Jamie, B. (eds.). IWA Publishing, London, U.K.

فصل دوازدهم

تحلیل اقتصادی سیاست‌های آب زیرزمینی

هم اکنون که دسترسی آسان به منابع آب زیرزمینی، سبب مصرف و آلوده شدن و در نتیجه تخلیه آن‌ها می‌شود، بنابراین سیاست‌های تاثیرگذار بر تخصیص این منابع را باید از لحاظ اقتصادی به دقت بررسی نمود. در برخی موارد، حتی سیاست‌های تاثیرگذار بر سایر منابع مانند تولیدات معدنی یا حیات وحش (مثلا قوانین مربوط به گونه‌های در معرض خطر) ممکن است پیامدهای اقتصادی ناخواسته‌ای را برای آب‌های زیرزمینی داشته باشند. تدوین و اجرای بهترین سیاست ممکن، منوط به شناخت درست روابط بین سیاست‌ها و نیازهای انسان و اکوسیستم (درنظر گرفتن وابستگی انسان به آن) و هم‌چنین شناخت پیامدهای اقتصادی است که بر آب‌های زیرزمینی، چه به عنوان یک منبع آب و چه به عنوان محلی برای تخلیه زباله تاثیر می‌گذراند. در تحلیل‌های اقتصادی، نه تنها اثرات بازاری مشهود بوده، بلکه باید اثرات غیربازاری و اکوسیستم را که می‌توانند پیامدهای بلندمدتی را به دنبال داشته باشند، درنظر گرفت.

ارزیابی سیاست

سیاست‌هایی که در فصل یازدهم معرفی شد، پیامدهای اقتصادی مختلفی به همراه دارند. برخی پتانسیل آن را دارند که هزینه‌های وارد بر مصرف‌کننده را افزایش داده و برخی دیگر احتمال دارد که این هزینه‌ها را کاهش دهند. همان‌طور که پیش‌تر نشان داده شد، دامنه هزینه‌ای که مصرف‌کننده برای آب شرب می‌پردازد، با توجه به سیاست‌های تنظیم‌کننده یا تاثیرگذار بر قیمت آبرسانی و بسته به موقعیت جغرافیایی پیاده‌سازی آن‌ها، بسیار متغیر است. شرکت‌ها اگر تمایل به این داشته باشند که عوامل تاثیرگذار بر پایداری فرآیند تولید را کنترل کنند تا هزینه‌ها و ملزومات مورد نیاز برای تامین مقادیر قابل اتکا آب در بلندمدت را مدیریت نمایند، آنگاه احداث یک یا چندین چاه برای مصارف شخصی می‌تواند یکی از تصمیمات ممکن باشد. فرآیندهای تولیدی می‌توانند شامل تولیدات کارخانه‌ای و هم‌چنین کشاورزی باشند. در صورتی که استفاده از آب، مشروط به تصفیه آن باشد، سیاست‌های شرکت‌ها برای بازیافت و بازچرخانی آب می‌تواند، باعث افزایش هزینه‌ها شود. با این حال شرکت‌ها می‌توانند نهاده‌های تولید را به نحوی تغییر دهند که هزینه آب بخش کوچکی از قیمت محصول تولیدیشان باشد (گیبونز، ۱۹۸۶؛ یانگ، ۲۰۰۵). در کشورهای صنعتی، سیاست‌های مدیریت زباله باعث شده است تا زباله‌های جامد شهری بیش‌ترین حجم از زباله‌هایی باشند که معمولا از طریق دفن در زمین (لندفیل) دفع می‌شوند (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳). این مسئله خود تهدیدی برای آلودگی آب‌های زیرزمینی است. همان‌طور که قبلا گفته شد، در ایالات متحده، سیاست‌ها به گونه‌ای است که اجازه می‌دهد تا بیش‌تر حجم فاضلاب‌ها به فضای زیرزمینی تزریق شود و اگر به درستی مدیریت نشوند، چالش‌هایی در برابر حفاظت از آب‌های زیرزمینی ایجاد می‌کنند. به احتمال زیاد، دولت‌ها پیش از تدوین این سیاست‌ها، معیارهای اقتصادی و محیط زیستی زیادی را بررسی کرده‌اند.

با درنظر گرفتن این ملاحظات و بر اساس معیارهایی که در فصل یازدهم معرفی شدند، در اینجا انواع سیاست‌های تاثیرگذار بر منابع آب زیرزمینی را بررسی می‌کنیم. سیاست روابط محلی، اولین سیاستی است که بررسی می‌شود. این سیاست با استفاده از حقوق مالکیت و قوانین مسئولیت‌پذیری و ارائه اطلاعات عمومی، شرایط قانونی را برای استفاده از آب زیرزمینی وضع می‌کند. در ادامه، موضوعات مربوط به مدیریت ریسک، تدوین استانداردها و سپس تدوین مشوق‌های اقتصادی مورد بحث قرار می‌گیرند.

تذکری بر ارتباط بین فصول ۱۲ و ۱۳ که درباره ارزیابی‌های اقتصادی هستند

این فصل و فصل سیزدهم (تحلیل هزینه- منفعت) از راه‌های مختلفی، یکدیگر را پشتیبانی می‌کنند. این فصل، اصولا وابسته به الگوی تحلیل تعادل جزئی است که در فصل اول به عنوان «ارزیابی بخش

کوچکی از اقتصاد، بدون درنظر گرفتن تغییرات سایر بخش‌های اقتصاد» تعریف شده است. تحلیل‌های این فصل (با این که فرضی است)، بر اساس اصول اقتصادی بنیادی فصول هشتم و نهم ترسیم شده‌اند و هدفشان کمک به شناخت چگونگی تاثیرگذاری عوامل بازاری و غیربازاری بر تخصیص کارآمد آب زیرزمینی و خدمات آب است. هم‌زمان که منابع آب شیرین زیرزمینی و سطحی به طور فزاینده‌ای کمیاب می‌شوند، شرایط رقابتی و بازاری بیش‌تری بر این منابع تحمیل می‌شود. تحلیل تعادل جزئی به کار رفته در این فصل، معمولا به شکل گرافیکی بوده و تنها نتایج استاتیک و کوتاه‌مدت را نشان می‌دهد. رویکردهایی که در فصل سیزدهم برای تحلیل هزینه‌ها و منافع به کار رفته‌اند، ابزارهایی هستند که تحلیل‌گران اقتصادی می‌توانند از آن‌ها برای تحقیق، تشریح و تخمین هزینه‌ها و منافع خاص استفاده کنند. از آنجایی که همواره شرایط رقابتی بر منابع آب حاکم نبوده و قیمت آن در بازار تعیین نمی‌شود، آنگاه برخی از این ابزارها مثل ارزیابی مشروط، به تحلیل‌گران کمک می‌کند تا در زمانی که امکان تعیین قیمت‌های رقابتی برای آب وجود ندارد، ارزش آن را تخمین بزنند. از ابزارهای فصل سیزدهم می‌توان برای تخمین و محاسبه برخی از نتایج، استفاده کرد.

سیاست‌های روابط محلی

سیاست‌های روابط محلی، شامل حقوق استفاده از آب زیرزمینی و مسئولیت سوءاستفاده از آن به دلیل برداشت بیش از حد یا آلوده کردن می‌شود. این رویکردهای قانونی بر مصرف‌کنندگان مجاور و یا نزدیک به هم یا حتی بسته به شرایط جغرافیایی در فواصل دور از هم، تاثیر می‌گذارند. سومین سیاست روابط محلی اطلاعات عمومی است که این سیاست نیز بر مصرف‌کنندگان مجاور تاثیر می گذارد. این امر در شرایطی رخ می‌دهد که یک فرد یا گروه، با ارائه اطلاعات و داده‌های قابل فهم برای عموم و مورد استفاده در تصمیم‌سازی به سایر افراد، آن‌ها را از منافع عمومی مصرف آب مطلع سازند.

مقیاس اکوسیستم

سیاست‌های روابط محلی، بر تدوین حقوق و برقراری ارتباط بین مصرف‌کنندگان آب، به صورت مورد به مورد متمرکز است. اندازه اکوسیستم این سیاست‌ها می‌تواند تا اندازه مشخصی محدود باشد. از طرفی، قوانین عرفی و یافته‌های علمی را می‌توان در سطح گسترده‌ای به کار برد. در نتیجه، مقیاس اکوسیستم این سیاست‌ها نیز می‌تواند بزرگ و گسترده باشد. برای مثال کاربرد آن‌ها برای آب‌های زیرزمینی می‌تواند در سطح یک آبخوان صورت گیرد و بنابراین، این سیاست‌ها می‌توانند تاثیر شگرفی داشته باشند. یکی از کمبودهای این سیاست‌ها، این است که لزوما استاندارد و اولویتی برای مصرف، حفظ سرمایه طبیعی آب زیرزمینی، کاهش مصرف انرژی یا کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای مرتبط با پمپاژ یا انتقال آب زیرزمینی

تدوین نمی‌کنند. اثرات اکوسیستم سیاست‌های روابط محلی به تحقیقات بیش‌تر در زمینه خروجی‌های مثبت منابع بزرگ‌تر نیاز دارند.

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب

مقیاس اکوسیستم برای حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری، معمولا از نظر جغرافیایی محدود است. چالش‌ها و مشکلات قانونی، اغلب بین مالکین اراضی مجاور به وجود می‌آید. در برخی موارد نیز، شاهد تقابل جمعی از مالکین در برابر یک مالک خاص هستیم. این قانون‌ها معطوف به اقداماتی است که باعث هدررفت آب می‌شود. این اقدامات را می‌توان از سایر مشکلات عمیق مربوط به مصرف یا آلودگی آب جدا کرد. با این حال، با درنظر گرفتن آب به عنوان کالایی که می‌توان آن را تا فواصل دور پمپاژ کرد، این شرایط نیز در حال تغییر است. در یک سطح بزرگ‌تر، برخی کشورها نگران برداشت بیش از حد آب زیرزمینی در مجاورت مرزهایشان و تاثیرات اقتصادی ناشی از تخلیه منابع آب مرزی هستند که منجر به محدود شدن آب در دسترس برای شهروندانشان می‌شود. میزان زیاد برداشت آب از چاه‌های مرزی باعث به وجود آمدن درگیری‌ها و چالش‌هایی بین کشورها بر سر حقوق آن‌ها در برداشت و استفاده از آب‌هایی می‌شوند که احتمالا برای مدت‌های طولانی در زیر زمین ذخیره شده و یا به آرامی در حال حرکت بوده و به راحتی قابل مشاهده نیستند. به دلیل ماهیت حرکت آهسته آب‌های زیرزمینی، جایگزینی آب‌هایی که توسط همسایگان برداشت شده است، دشوار خواهد بود و در مناطق خشک، این کار حتی با مشکلات بیش‌تری همراه خواهد بود. بسیاری از مصرف‌کنندگان مجاور می‌توانند نواحی بزرگی از آب‌های زیرزمینی را تخلیه نموده و یا منجر به از بین رفتن حیات وحش و کاهش ذخایر آبی آینده شوند. بنابراین، اثرات این قوانین و حقوق می‌تواند تا حدی مثبت باشد. هرگونه ملاحظه خاص اکوسیستم، ممکن است برنامه‌ریزی نشده باشد و در آینده با عواقب ناخواسته و کنترل نشده‌ای همراه شود.

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلودگی

زباله‌های شیمیایی از قدیم مشکلی بوده است که بر آب‌های زیرزمینی تاثیر گذاشته و در ایجاد محل‌های آلوده نقش داشته است. برای مثال، در برنامه قانون تمدید مجوز و اصلاح حداکثری ایالات متحده، ۱۶۴۴ مکان آلوده متروکه شناسایی شد که آب زیرزمینی آن ناحیه توسط زباله‌ها و مواد شیمیایی آلوده شده است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۲). معمولا تصور می‌شود که آلودگی آب‌های زیرزمینی، محلی است. از دیدگاه حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری، مشکل آلودگی آب‌های زیرزمینی بین فرد آلوده‌کننده و مالکی است که آب مورد استفاده‌اش آلوده شده یا با تهدید، روبرو است. در این موارد، حرکت آب زیرزمینی باعث جابه‌جایی آلاینده به اراضی مجاور می‌شود. اگر دوره زمانی کوتاه باشد، فاصله جابه‌جایی آلاینده نیز زیاد نبوده و مقایس اکوسیستم نیز محدود است. در حالی که

اگر نوع آلاینده بزرگ و گسترده بوده یا دوره زمانی جابه‌جایی طولانی باشد، مقیاس اکوسیستم نیز بسیار بزرگ خواهد بود. این امر باعث تشدید چالش‌های قانونی تمامی دسته‌های مصرف‌کنندگان آب زیرزمینی خواهد شد. به صورت مشابه، ناحیه زیرزمینی بزرگی از حیات وحش (مانند گونه‌های در معرض خطر) می‌تواند به دلیل نتیجه چالش‌های حقوق و مسئولیت‌پذیری افراد در رابطه با انتشار آلاینده‌ها، تهدید شود. در صورتی که سطح آلودگی گسترده نباشد، قوانین مسئولیت‌پذیری محلی، احتمالا در سطح اکوسیستم‌های بزرگ‌تر بی‌تاثیر خواهند بود.

اطلاعات عمومی برای منابع آب

اطلاعات عمومی مربوط به مقیاس اکوسیستم آب‌های زیرزمینی، می‌تواند کم و محلی یا جامع و فراگیر باشد. اطلاعات مقیاس اکوسیستم محلی می‌تواند تنها شامل یک مورد خاص مثل تخلیه آبخوان و اقدامات فردی برای کاهش آن باشد. سایر رویکردهای جامع شامل شناسایی منابع آب جایگزین و ساختار آن‌ها، واکنش سایر جوامع به تخلیه آبخوان و موفقیت در کاهش آن، موجب اثرات گسترده تخلیه آبخوان بر صنایع و حیات وحش می‌شوند. برای اطمینان از کارایی اطلاع‌رسانی عمومی بر بزرگ‌ترین گروه مصرف‌کنندگان، جوامع نیاز دارند تا واکنش این گروه‌ها نسبت به اطلاعات را ارزیابی کنند. گروه‌های با درآمد بالا احتمالا در فعالیت‌های مربوط به مصرف آب مانند آبیاری باغچه و چمن مشارکت می‌کنند. هم‌چنین، شرکت‌هایی هستند که مصرف آب بالایی دارند اما آب مصرفی بخش کوچکی از فرآیند تولیدشان محسوب می‌شود. در حالی که این شرکت‌ها اثرات زیادی بر آب می‌گذارند اما علاقه‌ای به تغییر الگوی مصرف ندارند. برای آن که مقیاس اکوسیستم بیش‌ترین فایده را داشته باشد، باید در استفاده از اطلاعات عمومی دقت زیادی نمود تا اطمینان یافت که اطلاعات، دقیق و مطابق با بهترین یافته‌های عملی هستند. این امر بیش‌ترین تاثیر ممکن را بر مسائل مربوط به مقیاس منابع آب خواهد گذاشت. این مسائل به نوعی تاثیر زیادی بر گروه‌های خاص مصرف‌کنندگان دارند.

اطلاعات عمومی برای کنترل آلاینده‌ها

ارزیابی ارائه اطلاعات عمومی برای کنترل آلاینده‌ها، مشابه مقیاس اکوسیستم است. تمرکز آن می‌تواند بسیار محلی یا گسترده‌تر و جامع‌تر باشد. از آنجایی که اکثر مردم محصولاتی مصرف می‌کنند که ممکن است دارای آلاینده یا اثرات پسماند باشد، باید توجه کافی به این اقدامات صورت گیرد. رویکردهای جامع در ارائه اطلاعاتی که عوامل مقیاس‌های بزرگ‌تر را درنظر می‌گیرند، نیز ممکن است بر تولید آلاینده‌ها در طی فرآوری محصولات قابل دفع و بر شناسایی جایگزین‌های کم‌تر آلوده‌کننده، متمرکز باشند. برای مثال، محصولات مشابه ممکن است در طی فرآیند تولید، آلودگی کم‌تری ایجاد کنند که باعث کاهش سطح مناطق و نواحی آبخوان‌های تحت تاثیر می‌شود.

واکنش مثبت اکوسیستم

واکنش مثبت اکوسیستم، از طریق ارزیابی اکوسیستم سنجیده می‌شود. در ارزیابی اکوسیستم، باید همبستگی بین عوامل مختلف شناسایی شود. در این مورد، هم‌چنین باید سایر جوانبی را که ارتباط آشکار با یک فعالیت خاص ندارند، اما ممکن است باری بر واکنش اکوسیستم و استفاده‌های بلندمدت و کوتاه-مدت از آب‌های زیرزمینی وارد آورند، شناسایی کرد. واکنش مثبت اکوسیستم علاوه بر توسعه دسترسی به آب برای مردم و سایر جانداران، می‌تواند شامل کمینه کردن ردپای اکولوژیکی تولید، مصرف و آلودگی آب زیرزمینی باشد. کاهش اثر اندازه ردپای اکولوژیکی آب زیرزمینی به عنوان یک منبع آب یا محلی برای دفن زباله، به معنی کاهش مصرف انرژی و کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای در فرآیند پمپاژ، تصفیه و انتقال آب زیرزمینی و کاهش هدررفت آب است (زیرا برای جبران یا جایگزینی آب از دست رفته باید انرژی بیش‌تری صرف شود). علاوه بر این، کاهش مصرف این منبع و پایدارسازی بیش‌تر جوامع، تاثیر مثبتی بر چارچوب اجتماعی جامعه داشته و باعث تقویت دولت و سازمان‌های حامی این جوامع می‌شود. اندازه‌گیری مستقیم یا مراحل طی شده برای طراحی واکنش اکوسیستم، درک این اثرات را آسان‌تر می‌سازد.

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری، ممکن است در واکنش‌های اکوسیستم برای آب زیرزمینی، دارای محدودیت باشند. احتمال موفقیت قوانینی که به صورت موشکافانه متمرکز بر مسائل خاص یا تهدیدهای بالقوه، مانند از بین رفتن زیستگاه طبیعی یا استفاده بی‌فایده در برخی مناطق هستند، بیش‌تر است. هنگامی که این چارچوب‌ها برای حفاظت از نیازهای گروه‌هایی از ارگانیسم‌ها و حیوانات در معرض خطر در سطح یک آبخوان به کار برده شود، این محدودیت قابل کاربرد نیست. جلوگیری از برداشت بیش از اندازه آب با استفاده از حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری زمانی امکان‌پذیر است که تهدیدات به دقت مدل‌سازی و نمایش داده شوند. پس از شناسایی الزامات اکوسیستم مانند گونه‌های در معرض خطر، اگر بخواهیم همه آن‌ها را مد نظر قرار دهیم، نیاز است تا آن‌ها را منظم و مرتب کنیم. ایجاد تغییر در قوانین و اقدامات قانونی برای شناسایی اصول هیدرولوژیکی در یک جامعه یا کشور، می‌تواند زمان زیادی ببرد، اما در رویکرد جامع‌تر، احتمال موفقیت وجود دارد. این رویکرد حتی اگر در محل‌هایی با مقیاس کوچک و به شیوه‌یی که لزوما اکوسیستم بزرگ‌تر را درنظر نمی‌گیرد، به کار گرفته شود، احتمال موفقیت وجود دارد. جوامعی که از طریق حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری از نواحی نفوذ و تغذیه آب‌های زیرزمینی (حتی به صورت تغذیه مصنوعی) حفاظت می‌کنند، طعم واکنش مثبت اکوسیستم را خواهند

چشید. اندازه این واکنش می‌تواند محدود به یک سطح کوچک در یک استان یا یک کشور باشد. با این حال، معمولا واکنش اکوسیستم نقطه تمرکز این حقوق و قوانین نیست.

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلودگی

واکنش مثبت اکوسیستم، بسته به استفاده از حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری، متکی به مراحل قانونی برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی و کاهش آلودگی است. زمانی که فعالیت‌های یک مالک، منابع مالکین و مصرف‌کنندگان مجاور را تهدید نماید، مدل‌سازی می‌تواند راه‌های جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی را نشان داده و بعدها در موارد مشابه نیز به عنوان یک مثال موثق، به کار رود. جلوگیری از فرآیندها و حوادث آلوده‌کننده، نیاز به واکنش اکوسیستم و حفظ کیفیت آب زیرزمینی را کاهش می‌دهد. در صورتی که چنین حادثه‌یی رخ دهد، می‌توان از این چارچوب‌های قانونی برای محدود کردن اثرات آن بر اکوسیستم استفاده کرد، اما اول باید با استفاده از مهندسی، نمونه‌هایی از مسئله را بررسی کرده و زمان لازم برای استفاده مجدد از منبع را کشف کرد. در این شرایط، آسیب‌هایی به اکوسیستم وارد می‌شود که ممکن است در سطح محلی یا گسترده باشد. در صورتی که آلاینده‌های بزرگ وارد مناطق وسیع شوند، سطح آسیب‌ها نیز گسترده خواهد بود. در حالت ایده‌آل، تهدید قانونی می‌تواند فرد آلوده‌کننده را از ادامه کار باز دارد، اما این تهدید به موفقیت کامل نخواهد رسید. مردم و شرکت‌ها، معمولا به دنبال راه‌ها و مکان‌هایی برای دفع زباله‌ها و ضایعات ناشی از تولید و مصرفشان هستند و انتظار می‌رود که بیش‌تر آن‌ها قانونی باشند. بنابراین واکنش مثبت مورد نظر اکوسیستم، ممکن است فراتر از یک موقعیت محلی باشد که از طریق تصمیمات حقوقی و مسئولیتی به دست آمده است. قطعا این تصمیمات برای کاربرد این حقوق و مسئولیت، برنامه‌ریزی نشده است، زیرا آن‌ها لزوما بر اثرات اکوسیستم تمرکز ندارند، بلکه تمرکزشان بر نتایج مداخله انسان در استفاده از یک منبع به عنوان محلی برای دفع زباله است.

اطلاعات عمومی برای منابع آب

در صورتی که ارائه و انتشار اطلاعات عمومی به منظور تاثیرگذاری بر تقاضا و مصرف منابع آب، جوانب منفی استفاده از آب زیرزمینی را کاهش دهد، این موضوع با واکنش مثبت اکوسیستم همراه خواهد بود. کاهش مصرف آب زیرزمینی را می‌توان به عنوان تاثیرات عمده اکوسیستم درنظر گرفت. این تاثیرات شامل تخلیه کم‌تر آب و دسترسی بیش‌تر برای آیندگان و برای مواقع خشک‌سالی، فرونشست کم‌تر زمین، نابودی کم‌تر زیستگاه‌های موجود در تالاب‌ها و رودخانه‌ها و تنوع زیستی بیش‌تر می‌باشند. اگر بسیاری از مردم در خصوص اثرات مثبت کاهش برداشت بی‌رویه یا مصرف نادرست آب اطلاعات کافی داشته باشند، اثرات اکوسیستم می‌تواند بسیار گسترده‌تر باشد. برای دست‌یابی به حداکثر اثرات مثبت باید پیام‌ها به نحوی اصلاح شوند که

مناسب گروه‌ها و مخاطبین خاص جامعه باشند. در رویکردهای اطلاعات عمومی، معمولا فرض می‌شود که واکنش مثبت جامعه هدف و اجرای اقدامات پایدار، در دوره‌های بلندمدت اتفاق می‌افتد. حتی با تعیین این دوره‌های زمانی بلندمدت که منبع برای واکنش نیاز دارد، اگر مردم جامعه (یا جوامع) هماهنگ با هم به این دوره بلندمدت توجه نداشته و واکنش اکوسیستم و آبخوان اندازه‌گیری و محاسبه نشود، آنگاه نتایج این سیاست قطعی نخواهد بود.

اطلاعات عمومی برای کنترل آلودگی

به طور مشابه، صرف نظر از این که اطلاعات به چه صورتی ارائه می‌شوند، ارائه این اطلاعات برای تاثیرگذاری و کنترل انتشار آلاینده‌ها می‌تواند با واکنش مثبت اکوسیستم همراه باشد. به جای کاهش دسترسی به منبع آلوده، می‌توان با کاهش انتشار آلاینده در فضای زیر زمین، امکان حفظ آبخوان به عنوان یک منبع آب شیرین را نیز فراهم کرد. در این صورت، خطر بیماری و مرگ و میر انسان‌ها و حیات وحش نیز کم می‌شود.

برابری

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلودگی

مالکان و مشاغل کوچک کم درآمد و محروم، عموما منابع کم‌تری در اختیار داشته و از این رو، انعطاف‌پذیری کم‌تری نیز برای کاهش مصرف یا دفع ضایعات برای به حداقل رساندن عوامل خارجی دارند. با این حال به دلیل این که مصرف و در نتیجه دورریزشان کم‌تر است، احتمالا منابع بزرگی از عوامل خارجی نیز محسوب نمی‌شوند. پتانسیل مصرف و دورریز کم مالکان کم درآمد و محروم، باید در تصمیمات مربوط به نحوه اجرای حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری لحاظ گردد. نقطه قوت این حقوق و قوانین این است که اگر از ابتدا به صورت عادلانه تدوین و اجرا شوند، از همه افراد به یک شکل، حفاظت خواهند کرد. در اکثر جوامع، افراد یا مشاغل کم درآمد نیاز دارند تا از طرف سازمان‌های قانونی و دولتی حمایت شوند. هدف از این کار، این است که مطمئن شوند برخی نهادهایی که عادت به مصرف نادرست آب داشته و با مصرف بیش‌تر محصولات، زباله بیش‌تری تولید می‌کنند، از این وضعیت سوءاستفاده نکنند.

اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلودگی

ارائه اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلودگی می‌تواند به نفع همه افراد جامعه باشد. بنیاد آب زیرزمینی تلاش می‌کند تا از جوامعی با شرایط اقتصادی- اجتماعی متفاوت از طریق آموزش، اطلاع‌رسانی و تعامل از آب‌های زیرزمینی، حفاظت کند.

کارآیی یا بازدهی اقتصادی

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب

در تحلیل‌های اقتصادی سیاست‌های روابط محلی، باید مالکیت آب‌های زیرزمینی، استفاده یا سوءاستفاده از آن و تاثیری که بر مصرف‌کنندگان اراضی مجاور یا نزدیک دارد، درنظر گرفته شود.

برای شروع تحقیق، ابتدا یک نمونه فرضی ساده را درنظر می‌گیریم. این نمونه شامل دو مصرف‌کننده آب زیرزمینی است. فرد اول فروشنده آب (دارایی آب خود را به هر شخص دیگری می‌فروشد) و فرد دوم همسایه فرد اول است که از آب زیرزمینی چاه خود برای تامین نیازهای خانواده‌اش که در مزرعه بزرگی همراه با او زندگی می‌کنند، استفاده می‌کند. هر دو مصرف‌کننده این حق را دارند که در املاک خود به طور نامحدود از آب استفاده کنند. در این منطقه فرضی، بازار آب وجود دارد. فروشنده آب (فرد اول) می‌تواند همه کالاهای تولیدی خود را به فروش رسانده و آب را با خط لوله، با بطری و یا با تانکر انتقال دهد. چاه او که ظرفیت بالایی نیز دارد، به صورت شبانه‌روزی کار می‌کند. کشاورز (فرد دوم) در طول سال به آب نیاز دارد و این نیاز در تابستان برای آبیاری زمین‌های کشاورزی بیش‌تر می‌شود. کشاورز در می‌یابد که سطح آب زیرزمینی در حال افت است و مشاهده می‌کند که چاه مخصوص مصرف گاوها خشک شده است و هزینه کلی پمپاژ از سایر چاه‌ها افزایش یافته است. سایر مصرف‌کنندگان آب زیرزمینی این منطقه نیز شرایط مشابهی را تجربه می‌کنند. علاوه بر این، رودخانه‌هایی که حتی در مواقع کم بارش یا بی‌بارش به صورت عادی جریان داشته‌اند، حالا خشک شده‌اند. مشورت با سازمان زمین‌شناسی منطقه نشان داده که سطح آب زیرزمینی افت کرده است. با وجود این که میزان بارش‌ها در طول سال‌های اخیر کاهش یافته و کماکان دستگاه صافی بسیاری از چاه‌ها پایین‌تر از سطح آب کنونی قرار دارد، اما هنوز در سطحی نیست که برای مصرف مداوم و بلندمدت یا برای سطح برداشت ایمن، بحرانی تلقی شود. با درنظر گرفتن این شرایط، روابط اقتصادی بین این همسایه‌ها را مورد بررسی قرار می‌دهیم. این موقعیت در نمایه (۱۲-۱) تشریح شده است.

در نمونه اول، نمودار a_1 نشان می‌دهد که فروشنده آب باید تا زمانی که هزینه‌های متغیر نهایی (MVC) مانند نیروی کار، برق و نگهداری پمپ با درآمد نهایی‌اش (MR) برابر شود، به تولید و فروش آب ادامه دهد. در این حالت میزان تولید بهینه به مقدار Q_m می‌رسد. در نمودار a_2، سطح زیر نمودار، بیشینه سود خالص نهایی (MNPB) وی را نشان می‌دهد (MR کم‌تر از MVC). نمودار a_3 تصویر فعالیتش را با تفاوت اندکی نشان می‌دهد، زیرا میزان برداشت وی آبخوان را تحت تاثیر قرار داده است. در این حالت سطح آب زیرزمینی افت کرده و به نقطه W_d و هم‌زمان میزان تولید به مقدار Q_d رسیده است. در نمودار a_4، هزینه‌های مصرف‌کنندگان مجاور به دلیل اجبار به نصب چاه‌های جدید و جایگزینی چاه‌های خشک شده و هزینه‌های

پمپاژ بیش‌تر (مجموعا با واژه خسارات عنوان می‌شود) در حال افزایش است. این افزایش هزینه، شامل از بین رفتن ماهی‌های محلی به دلیل خشک شدن رودخانه‌ها نیز می‌شود. نمودار a_5 نشان می‌دهد که هزینه‌های خسارت نهایی (MD) (نرخ افزایش کل هزینه خسارت) به دلیل افزایش سطح تولید فرد فروشنده، افزایش یافته است. همسایه‌ها تصمیم گرفتند تا با فروشنده آب وارد مذاکره شوند و او را تهدید کنند که اگر فکری برای هزینه زیان‌هایشان نکند، او را به دادگاه می‌کشانند. با همکاری یک هیدرولوژیست محلی، بر سر یک سطح برداشت بلندمدت ایمن (Q_S) مذاکره کردند. همان‌طور که در نمودار a_5 نشان داده شده است، این سطح تولید ایمن، به فروشنده اجازه می‌دهد از فروش سود ببرد، در حالی که جامعه نیز متحمل هزینه کم‌تر برابر با C_S می‌شود. این هزینه‌های کم‌تر شامل از سرگیری جریان رودخانه، برای ماهی‌گیری می‌باشد.

توجه داشته باشید در نمودار a_6 که نشان‌دهنده موقعیت نهایی مذاکره شده است، تولید فروشنده از Q_S به Q_m زیر منحنی MNPB کاهش یافته است. با این حال، همسایه‌ها تمایل داشتند او را به دلیل خساراتی که بسیار بیش‌تر از سود خالصش بود، تحت پیگرد قرار دهند. سطح زیر منحنی MD در سمت راست Q_S نشان‌دهنده این سود خالص است. بنابراین، محل برخورد منحنی‌های MNPB و MD مشخص‌کننده سطح تولید، برای فروشنده آب (Q_S) و سود خالصش است. در این نقطه که منحنی‌ها با یکدیگر برابر هستند، نتیجه اقتصادی کارآمدی را به دنبال دارند.

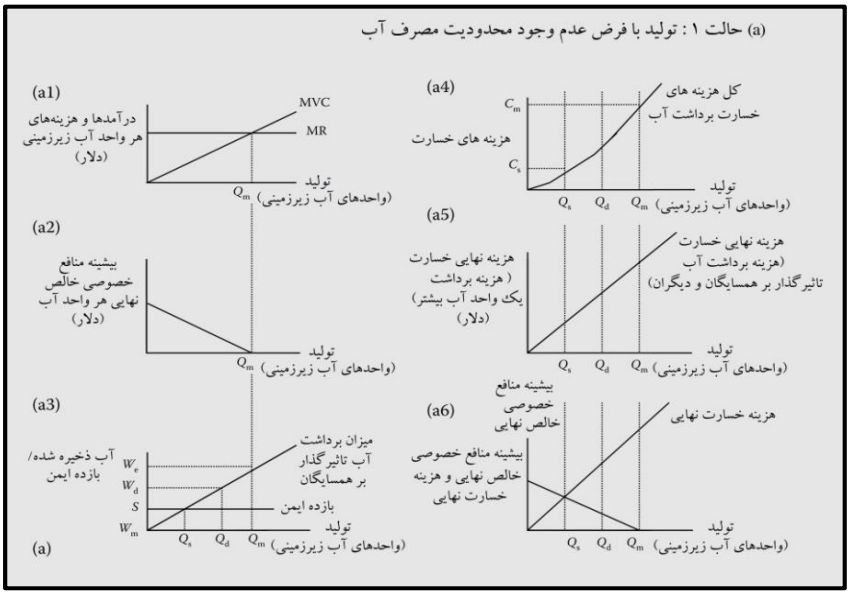
بررسی مثال ساده‌ای که در بالا صورت گرفت، حاصل فرضیه دکتر رونالد اچ کوز در سال ۱۹۶۰ است (به نقل از ترنر و همکاران، ۱۹۹۳ و فیلد، ۱۹۹۴). او بر این باور بود که در موارد آلودگی (یا سایر عوامل خارجی مثل تخلیه منابع آب زیرزمینی)، نیازی به مداخله دولت برای دست‌یابی به یک نتیجه موثر نیست. در عوض، همان‌طور که در مثال بالا نشان داده شد، تا زمانی که یکی از طرف‌های متضرر یا شخص آلوده‌کننده (یا تخلیه‌کننده) از حقوق مالکیت برای منابع مورد استفاده (آلوده شده) دارا باشد، می‌توانند از طریق مذاکره و معامله به نتیجه اقتصادی موثر دست یابند. فیلد (۱۹۹۴، ص ۱۹۷) حداقل شرایطی را که باید وجود داشته باشد تا نتیجه رویکردها، یک نتیجه موثر باشد، این گونه تعریف می‌کند:

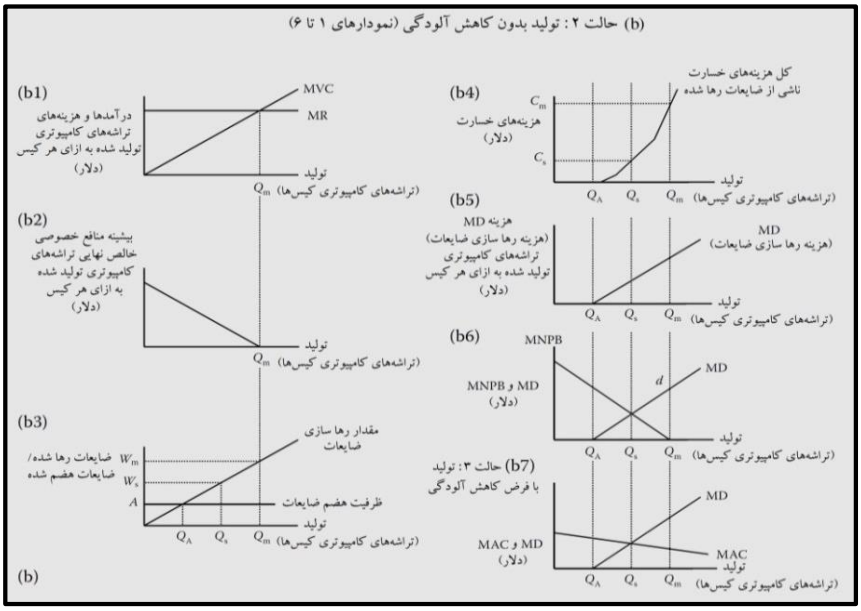
۱- حقوق مالکیت به خوبی تعریف شده، قابل اجرا و قابل انتقال باشد.

۲- یک ساختار کارآمد و رقابتی معقول، برای طرف‌های علاقه‌مند به گفتگو و مذاکره بر سر استفاده از این حقوق مالکیت محیط زیستی، وجود داشته باشد.

۳- مجموعه کاملی از بازارها، برای مالکان خصوصی به منظور کسب تمامی ارزش‌های اجتماعی مربوط به استفاده از یک دارایی محیط زیستی، وجود داشته باشد.

نمایه ۱۲-۱- تولید و اثرات بر منابع





Source:
Modifi ed from Turner, R.K. et al., Environmental Economics: An Elementary Introduction, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 1993, 149. With permission.

رویکرد فرضیه کوز در حالی که به دلیل سادگی آشکارش جذاب است، اما پیاده‌سازی آن با چالش‌هایی روبرو است. رقابت کامل نیست چرا که دولت برای اطمینان از برابری و سایر منافع ضروری در اقتصاد دخالت می‌کند. بازارهای آب زیرزمینی معمولا رقابتی نیستند. هزینه معاملات برای همه طرف‌های درگیر، به ویژه اگر تعداد افراد زیان‌دیده زیاد باشد، بالا است. اگر چه این فرآیند معقول و ساده به نظر می‌رسد اما ممکن است طولانی و ملال‌آور باشد.

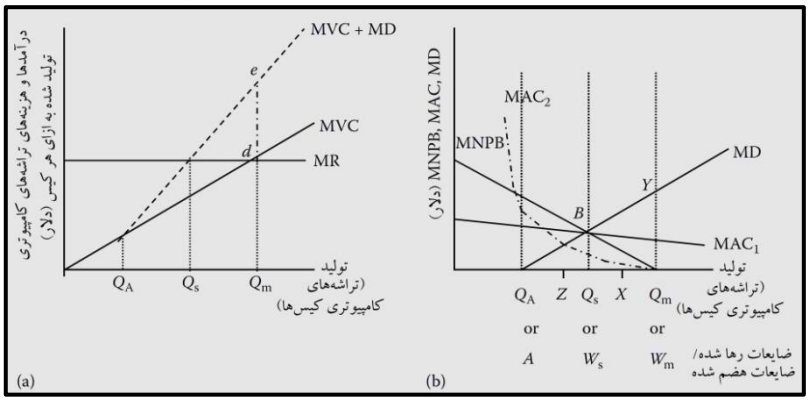
اگر جنبه‌های آلایندگی آب‌های زیرزمینی شامل پاک‌سازی ضایعات خطرناک در مناطق متروکه و رهاسازی زباله‌ها در ایالات متحده، اروپا و سایر کشورها بررسی شود، مشاهده می‌کنیم که با توجه به تغییرپذیری راه‌های عبوری موجود در فضاهای زیرزمینی، نه تنها شناسایی همه افراد متضرر از آلودگی آب‌های زیرزمینی دشوار است، بلکه شناسایی عاملان گذشته آلودگی یک منطقه متروکه دفع مواد شیمیایی، خود موضوعی چالش‌برانگیز است.

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای کنترل آلاینده‌ها

در نمایه‌های (۱۲-b1) و (۱۲-۲)، به طور مختصر و مشابه به تحلیل حقوق مالکیت و قوانین مسئولیت‌پذیری که می‌تواند در کنترل آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی موثر باشد، پرداخته شده است. در نمایه (۱۲-b1) فرض می‌شود که هیچ کاهشی در آلودگی رخ نمی‌دهد و تنها موقعیتی را تصویر می‌کند که در آن مذاکراتی فرضی بین یک نهاد آبرسانی (برای مصارف شرب) با مالکان مجاور از محل منبع آب زیرزمینی و یک شرکت تولیدکننده تراشه‌های کامپیوتری که ضایعات خود را در آن منطقه دفن می‌کند، صورت می‌گیرد. ضایعات به آب‌های زیرزمینی که برای تامین آب شرب و حفظ یک تالاب و یک مصب مولد در آن منطقه مورد استفاده قرار می‌گیرد، نشت می‌کند. همان‌طور که در نمودار b_2 نشان داده شده است، این شرکت به دنبال تولید مقدار Q_m از تراشه‌های کامپیوتری است تا سود خود را بیشینه کند. نمودار b_3 نشان می‌دهد که فضای زیرزمینی توانایی تحمل آلاینده‌ها را حداکثر تا نقطه A روی محور عمودی دارد. این نقطه جایی است که سطح تولید برابر با Q_A است و در این حالت هیچ هزینه شناخته شده‌ای بر مالکان مجاور تحمیل نمی‌شود. اگر سطح تولید به بیش‌تر از سطح Q_A برسد، آلاینده‌ها در آب شرب وجود خواهند داشت اما هنوز پایین‌تر از سطح خطرناک برای سلامتی هستند. با این حال، مطابق نمودار b_4، زمانی که تولید به Q_S می‌رسد، مشاهده می‌شود که میزان آلاینده‌ها در آب زیرزمینی از بیش‌ترین مقدار مجاز آلاینده فراتر می‌رود. در نتیجه، دغدغه‌های مربوط به سلامتی افزایش می‌یابد و نهاد آبرسانی مجبور می‌شود تا با هزینه بیش‌تر، از یک منبع آب جایگزین استفاده نماید. نهاد آبرسانی به همراه مالکانی که نگران ارزش دارایی‌های خود هستند و مدیریت پارک محلی که درصدد تبدیل تالاب به پناهگاهی برای حیات وحش است، تصمیم می‌گیرند تا با شرکت برای

دست‌یابی به راه‌حلی برای حفظ منافع همه طرف‌ها وارد مذاکره شوند. نتیجه مذاکرات، رسیدن به نقطه تقاطع منحنی‌های MNPB کارخانه و MD سایر طرف‌ها است (نمودار b_6 را ببینید).

نمایه ۱۲-۲- تولید و اثرات منابع، با فرض کنترل کاهش آلودگی



در نمایه (۱۲-۲)، نمودار a نشان می‌دهد که با افزودن منحنی MD جامعه به منحنی MVC شرکت (که نشان‌دهنده هزینه راه‌اندازی و نگهداری کارخانه است)، طرف‌ها می‌توانند به همان راه‌حل دست یابند. فاصله نقاط d و e بر روی نمودار a، برابر با فاصله نقاط Q_m و Y در نمودار b و برابر با فاصله نقاط Q_m و Y در نمودار ۶b از نمایه (۱۲-۱) است. این فاصله‌های برابر، بیش‌ترین خسارات (MD) ناشی از بیشینه تولید یا بیشینه رهاسازی زباله‌ها را برای جامعه اندازه می‌گیرد. از آنجایی که بیش‌ترین خسارت (MD) برای افراد منطقه، نهاد آبرسانی و پارک محاسبه شده است، بنابراین، Q_S یعنی سطح تولیدی کارآمد اجتماعی حاصل می‌شود. در ادامه، شرایطی که چنین نتیجه‌ای را به همراه دارد، تشریح می‌شود.

در دست‌یابی به سطح تولید کارآمد (Q_S)، شرکت باید یک عامل مهم دیگر، یعنی کاهش آلاینده را نیز مدنظر قرار دهد. شرکت نیاز خواهد داشت تا تجهیزات کنترل آلودگی بیش‌تری را نصب و راه‌اندازی کند. این اطلاعات اضافی با استفاده از منحنی هزینه نهایی کاهش آلودگی (MAC) تعیین می‌شود که در نمایه (۱۲-۲b) با MAC_1 نشان داده شده است. در این مورد، محل تلاقی منحنی MAC_1 تا حد امکان به محل تلاقی MNPB و MD (نقطه B) نزدیک است، تنها به این دلیل که نتیجه کارآمد و ایده‌آل مورد نظر شرکت به دست آید. این منحنی هم چنین باید زیر منحنی MNPB باشد تا شرکت سوددهی داشته باشد. توجه کنید که در سمت راست نقطه B در نمایه (۱۲-۲b)، منحنی MAC_1 بالای منحنی MNPB قرار دارد و شرکت نمی‌خواهد در این محدوده کار کند. همگرایی این سه منحنی نهایی در این مثال، یک حالت ایده‌آل است. در بیش‌تر حالت‌ها فرض می‌شود که منحنی MAC در ناحیه مورد نظر زیر منحنی

MNPB قرار می‌گیرد که این مورد برای MAC_2 (منحنی نقطه-خط در نمایه (۱۲-b۲) نیز به همین شکل است.

نتیجه ایده‌آل نمودار (۱۲-b۲) نکات دیگری نیز دارد. سطح محصور در مثلث Q_mQ_SB در نمودار b، کاهش تولید شرکت را در حالتی نشان می‌دهد که نیاز به کاهش انتشار زباله نبوده است. اگر شرکت میزان تولید را برابر با نقطه X بر روی محور افقی انتخاب کند، جامعه با آسیب‌های قابل ملاحظه‌ای روبرو می‌شود که از MNPB شرکت فراتر می‌باشند. زیر Q_A (به سمت چپ)، جامعه تحت تاثیر انتشار ضایعات قرار نداشت، زیرا محیط زیرزمینی آنقدر آلوده نبوده و قادر به جذب کامل ضایعات است. هم چنین، به دلیل این که سطوح تولید با سطح انتشار ضایعات مرتبط هستند، محور افقی نمودار b را می‌توان با نمادهای «ضایعات منتشر شده / جذب شده»، A، W_S و W_m نشان داد.

همان‌طور که در بالا نشان داده شد، سنجش بیش‌تر وضعیت عملیاتی شرکت باید با درنظر گرفتن هزینه نهایی کاهش آلودگی (MAC) که کم‌تر از حد ایده‌آل است، انجام شود. اگر هزینه نهایی کاهش آلودگی که شرکت با آن روبروست برابر با MAC_2 باشد، نکات متعدد دیگری را می‌توان از آن برداشت کرد. نکته اول، در منطقه‌ای که در آن MAC بزرگ‌تر از MNPB باشد، شرکت به فکر اجرای عملیات نخواهد بود. در این حالت هزینه‌های شرکت از سودش بیش‌تر بوده و این از نظر اقتصادی، بی‌معنی است. اگر شرکت هدفش از کار در منطقه، فقط سوددهی بوده و هزینه‌های اجتماعی تولید را نادیده بگیرد، آنگاه تولید در سطح Q_m خواهد بود. این نقطه هم چنین نشان‌دهنده شرایط بیشینه انتشار ضایعات (W_m) است. با فرض این که MNPB شرکت نشان‌دهنده عملیات تولید پیش از کاهش انتشار ضایعات باشد که در آن آسیب‌های وارد به جامعه و هزینه‌های مربوط به کاهش آلودگی لحاظ نشده است، شرکت تنها در صورتی می‌تواند هزینه بهره‌برداری بلندمدت را تامین کند که میزان MAC آن کم‌تر یا مساوی با MNPB باشد. تا زمانی که MNPB مثبت یا صفر باشد، تولید در نقطه Z یعنی محل برخورد منحنی‌های MAC_2 و MD، جایی که MD و MAC برابر هستند، انجام می‌شود. این انتخاب مدیریتی برای تولید و انتشار ضایعات معقول است، زیرا شرکت باید بر اساس مذاکره‌ای که با جامعه داشته است، بیشینه خساراتی را که به جامعه وارد می‌کند، شناسایی کند. با این حال، تا زمانی که منحنی MNPB ثابت بماند، شرکت می‌تواند تولید را در هر نقطه‌ای در راستای منحنی MD حداکثر تا میزان Q_S برای MAC_1 و بین منحنی MNPB و نقطه Z برای MAC_2 (اگر این دو منحنی حقیقی باشند) ادامه دهد، زیرا بیشینه خسارات کم‌تر از هزینه‌های نهایی است و شرکت هنوز برای هر واحد تولید اضافی (نهایی) در شرایط سوددهی قرار دارد.

نمودار ۷b در نمایه (۱۲-b۱) را درنظر بگیرید و این بار منحنی MAC را بر این تحلیل گرافیکی رسم کنید، مشاهده می‌شود که که منحنی MAC در حالت ایده‌آل، منحنی MD را در نقطه Q_S قطع می‌کند. نقطه تقاطع می‌توانست در هر نقطه‌ای در سمت چپ Q_S باشد و تولید شرکت بر اساس موقعیت منحنی MNPB در نمودار ۶b، همراه با سوددهی باشد. شرکت مایل نیست در حالتی که MD بیش‌تر از MNPB است (سمت راست Q_S) به فعالیت ادامه دهد.

هم‌زمان با اجرای قوانین مسئولیت‌پذیری در حوزه انتشار آلاینده‌ها، باید سایر هزینه‌ها نیز در تحلیل لحاظ شود. برای شناسایی آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی، باید آن را پایش کرد. به دلیل این که آب‌های زیرزمینی طبیعتا خارج از دید هستند، این پایش باید گسترده بوده و هزینه آن باید توسط فرد مشخصی (معمولا یک شرکت خصوصی یا دولت یا هر دو) تامین شود. پایش پرهزینه است و همان‌طور که در فصل ۶ گفته شد، چاه‌های مشاهده‌ای (پایش) باید حتی پیش از آغاز نمونه‌گیری احداث شوند. در بیش‌تر موارد، اجرای مقررات اثبات ادعا ضروری است و هم‌چنین اطلاعات مربوط به اثبات این ادعا که آسیبی وارد شده است، می‌تواند وقت‌گیر و گسترده باشد. در ابتدا، شاکی باید اثبات کند که خسارت وارد به وی متاثر از انتشار یک آلاینده خاص است. سپس، باید اثبات شود که مسئولیت انتشار آلاینده بر عهده طرف دعوی بوده است. علاوه بر این، مذاکره بر سر نتایج یک پرونده آلودگی، ممکن است زمان‌بر و پرهزینه باشد.

نکته اساسی در خصوص حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای آب‌های زیرزمینی این است که به کارگیری روابط اقتصادی بنیادی، دست کم در شرایط ایده‌آل، نتیجه موثری خواهد داشت. اگر چند پیامد برای دست‌یابی به یک هدف یکسان ارزیابی شوند، می‌توان مشخص کرد که کدام یک از آن‌ها مقرون به صرفه‌تر است. با این حال، حتی یک نتیجه موثر، ممکن است به دلایل سیاسی یا هر دلیل دیگری مورد قبول افراد جامعه قرار نگیرد. با این اوصاف، ارزیابی کارایی پیاده‌سازی حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای آب‌های زیرزمینی را می‌توان برای آگاهی‌بخشی در خصوص فرآیند تصمیم بزرگ‌تر به کار گرفت تا به سوی یک نتیجه موثر گام برداشت. اگر دادرسی‌های دادگاه برای موارد مربوط به حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری همراه با جوایز نقدی باشد، آنگاه این جوایز، هزینه نادیده گرفتن اثرات وارد بر مالکان مجاور و کاهش دسترسی به آب و یا کاهش کیفیت آب زیرزمینی را افزایش می‌دهد.

اطلاعات عمومی برای منبع آب

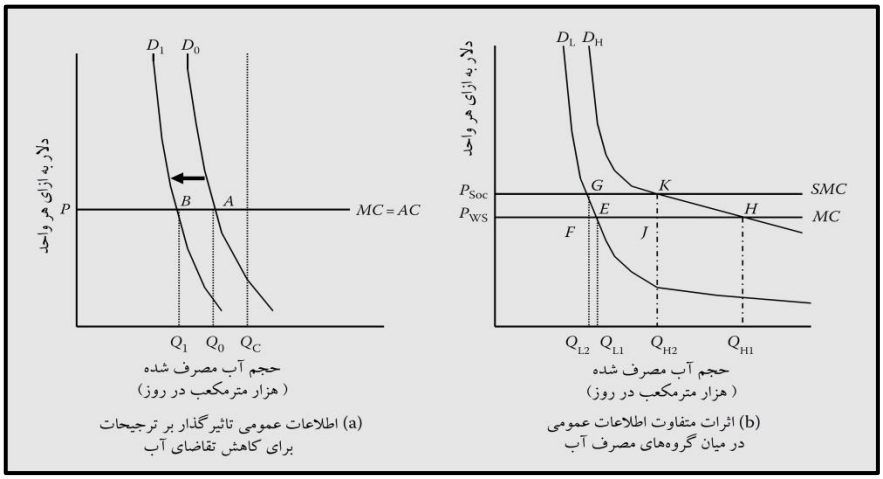
اگر مردم جامعه نگران استفاده بلندمدت از منابع آب زیرزمینی باشند، آنگاه شاید اطلاعات مربوط به استفاده و حفظ این منابع را به اشتراک بگذارند. عواملی مانند نیاز فیزیکی، اندازه‌گیری واقعی، ایده‌آل‌گرایی، نگرانی‌های محیط زیستی یا حتی انگیزه‌های مذهبی می‌توانند بر اشتیاق به استفاده

حداکثری از منبع یا بر عکس، بر ذخیره آن برای نسل‌های بعدی تاثیر داشته باشند. اخیرا، مدیریت پایدار منابع مورد توجه قرار گرفته است (برای مثال نگاه کنید به دالی و فارلی، ۲۰۰۴). به اشتراک گذاشتن اطلاعات مربوط به عرضه آب زیرزمینی و نقش آن در جامعه معمولا به اقدام و تلاش برای کاهش تقاضای آب منتج می‌شود. انگیزه می‌تواند موجب افزایش تقاضا شود (همان‌طور که در نمایه ۱۲-۳ نشان داده شده است)، آنگاه با جابه‌جایی منحنی تقاضا (D_0) به سمت راست در امتداد منحنی عرضه MC، شاید میزان مصرف به حدی زیاد شود که بسیار نزدیک به نقطه Q_c (نشان‌دهنده یک سطح بحرانی از تقاضا که می‌تواند استفاده‌های آتی را به خطر بیاندازد) باشد و در این حالت، مجبور می‌شویم که با هزینه جامعه، عمق چاه را افزایش داده یا منابع آب دیگری را مورد استفاده قرار دهیم.

در نمایه (۱۲-۳) واکنش‌های موفقیت‌آمیز اشتراک‌گذاری اطلاعات برای کاهش مصرف آب در بلندمدت بررسی شده است. در نمودار (۱۲-۳a)، اطلاعات عمومی باعث کاهش تقاضا از Q_0 به Q_1 شده است. در مثالی که در این نمودار نشان داده شد است، فرض می‌شود که هزینه نهایی و یا عرضه شرکت آبرسانی یک خط راست (مسطح) است، در این صورت هزینه نهایی (MC) مساوی هزینه متوسط (AC) و مساوی قیمت (P) است. به این ترتیب هر واحد در این محدوده، به یک قیمت یکسان فروخته می‌شود. در این حالت، هرگاه مصرف آب کم شود، شرکت آبرسانی درآمد کم‌تری خواهد داشت. این کاهش درآمد برابر با مستطیل $Q_1 - B - A - Q_0$ است. با کاهش درآمد، اگر قیمت P نتواند تمامی هزینه‌ها را پوشش دهد، شرکت آبرسانی ممکن است قیمت آب را افزایش دهد (در ادامه نشان داده می‌شود که افزایش قیمت می‌تواند ابزاری برای صرفه‌جویی بیش‌تر باشد).

اثرات اشتراک‌گذاری اطلاعات برای کاهش مصرف آب در میان گروه‌های مختلف مصرف‌کنندگان متفاوت است. نمودار (۱۲-۳b) نشان می‌دهد که اگر مصرف‌کنندگان در ابتدا روی منحنی تقاضای خود بمانند، نتایج بین مصرف‌کنندگان پردرآمد و کم‌درآمد (یا صنایع بزرگ و کوچک مصرف‌کننده آب) به طور قابل توجه‌ای متناقض خواهد بود. منحنی تقاضا برای مصرف‌کنندگان کم‌درآمد که شناخت کم‌تری نسبت به مصرف آب خود دارند، قابل استفاده است. اگر آن‌ها به اطلاعات عمومی در خصوص کاهش مصرف آب واکنش نشان دهند، ممکن است مصرفشان را از Q_{L1} به Q_{L2} کاهش دهند (جابه‌جایی از نقطه E به نقطه F روی منحنی P_{ws} یا نقطه G بر روی منحنی تقاضایشان، در صورتی که قیمت‌ها با هدف افزایش صرفه‌جویی، بالا رفته باشد). این مصرف‌کنندگان می‌توانند مدت زمان استحمام را کم کنند یا سردوش‌های کاهنده مصرف نصب نمایند اما توانایی آن‌ها برای خرید ابزارهای مناسب این کار، یکی از عوامل محدودکننده است. توجه داشته باشید که همانند نمودار b در نمایه (۱۲-۳)، F نشان‌دهنده یک جابه‌جایی در تقاضا است.

نمایه ۱۲-۳- اثرات اقتصادی اطلاعات عمومی تاثیرگذار بر مقدار مصرف آب زیرزمینی



توجه: مقایس محور افقی برای مقدار آب مصرفی (Q)، در نمودارهای a و b متفاوت است

از سویی دیگر، مصرف‌کننده پردرآمد بر نحوه مصرف آب کنترل بیش‌تری دارد و می‌تواند مصرف آب را با تغییر در سبک زندگی و خرید تجهیزات کاهنده مصرف، کاهش دهد. برای مثال، آبیاری چمن‌ها را می‌توان قطع کرد، شستشوی ماشین را کاهش داد و مهم‌تر این که می‌توان لوازم کم مصرف (مانند سردوش‌های کاهنده مصرف، فلاش تانک‌های با حجم کم‌تر و ماشین لباسشویی‌های کم مصرف) خریداری کرد. این نوع از مصارف و توانایی صرفه‌جویی در قسمت پرکشش منحنی تقاضا (D_H) به صورت کاهش تقاضا از H به J یا به K (در صورتی که قیمت آب، افزایش یابد) نشان داده شده است. همانند نمودار a در نمایه (۱۲-۳)، حالت J در اینجا نشان‌دهنده جابه‌جایی در تقاضا است. تغییر در مقدار مصرف آب از Q_{H1} به Q_{H2}، در بخش پرکشش منحنی تقاضای افراد پردرآمد، نشان‌دهنده کاهش بسیار بیش‌تر در مقدار آب مصرفی است. هزینه‌های اجتماعی وارد بر هر دو گروه در اجرای چنین تغییراتی، در منحنی هزینه P_{SOC} که در بالای قیمت شرکت آبرسانی (P_{ws}) قرار دارد، نشان داده شده است. اختلاف بین این دو منحنی، هزینه اضافی است که جامعه برای اجرای اقدامات صرفه‌جویی و در پاسخ به اطلاعات عمومی می‌پردازد. این اطلاعات عمومی بیان می‌دارد که حفاظت از آب می‌تواند منجر به تامین پایدار آب در آینده شود. دانستن این که همه افراد نمی‌توانند مصرف آب را به یک اندازه کاهش دهند، می‌تواند در پیاده‌سازی جنبش‌های ارائه اطلاعات عمومی به مصرف‌کنندگان مختلف اهمیت داشته باشد. در این رویکرد اصل اقتصادی برابری نهایی نیز مدنظر قرار می‌گیرد. این اصل بیان می‌دارد که با یک قیمت معین برای مصرف آب، مصرف‌کنندگان بسته به توانایی و اشتیاقشان برای پرداخت هزینه اجرای اقدامات کاهنده

مصرف، نتایج متفاوتی از این اقدامات خواهند گرفت. اگر قیمت آب، درآمد و سایر عوامل اقتصادی ثابت بماند و اگر اقدامات کاهش مصرف به صورت دائمی اجرا شود، تغییر در تقاضای آب بر اساس ارائه اطلاعات عمومی، ممکن است به صورت جابه‌جایی در منحنی‌های تقاضا نمود پیدا کند. نمودار a، با فرض این که مردم بر پایه اطلاعات دریافتی عمل می‌کنند، این مسئله را نشان می‌دهد.

اطلاعات عمومی برای کنترل آلاینده

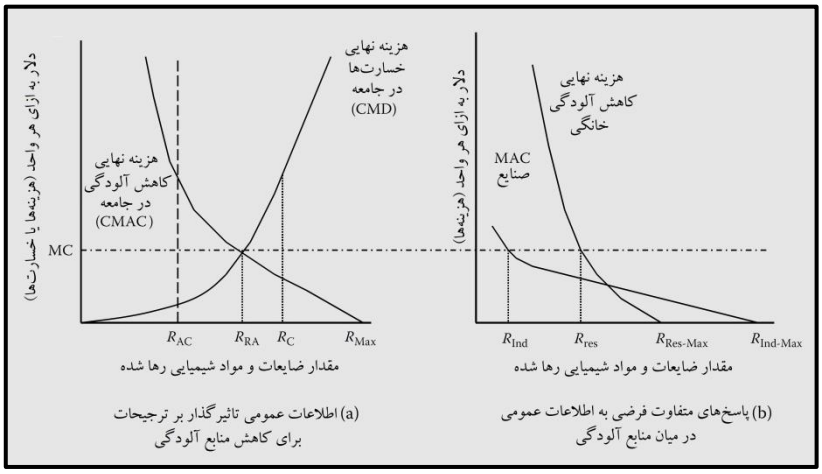
فعالیت‌های شهروندان، کسب‌وکارها و صنایع، موجب آلودگی منابع آب زیرزمینی می‌شوند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده،۱۹۹۰؛ یونسکو، ۲۰۰۳، ص ۱۱-۱۰). اقتصادها در سراسر دنیا در فعالیت‌ها و فرآیندهایی مانند پاک‌سازی و فرآوری محصولات و فعالیت‌های مصرفی شامل مصارف خانگی، تا حد زیادی به مواد شیمیایی وابسته هستند. شهروندان مواد شیمیایی را در چمن و فضاهای سبز مصرف می‌کنند. افرادی که برای تصفیه فاضلاب خانگی از سیستم‌های سپتیک استفاده می‌کنند، بسته به میزان عملکرد این سیستم‌ها، ممکن است مواد شیمیایی را بدون تصفیه و یا با تصفیه اندک، به طور مستقیم به منابع زیرزمینی تخلیه کنند. کسب‌وکارهایی مانند کشاورزی برای افزایش بهره‌وری به مواد شیمیایی متکی هستند و باقی‌مانده مصرف این مواد شیمیایی، در واقع زباله‌ای است که باید دور ریخته شود. به همین صورت برخی صنایع از مواد شیمیایی استفاده می‌کنند که ممکن است از طریق چاه‌های تزریقی یا محل‌های دفع زباله، به اکوسیستم و آب‌های زیرزمینی وارد شوند. هم‌چنین ممکن است برای جمع‌آوری سیلاب، حوضچه‌های آرامش ساخته شود. این حوضچه‌ها، آب باران را به همراه پسماند ناشی از فعالیت‌های بسیاری مانند کنترل آفت، پسماند جاده‌ها و سایر فعالیت‌های خانگی و تجاری، جمع‌آوری می‌کنند. آب جمع‌آوری شده در این محل‌ها، ممکن است به داخل زمین و منابع آب زیرزمینی وارد شوند. این فعالیت‌ها و مواردی از این دست، می‌توانند اثرات مخربی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی داشته باشند.

فعالیت‌هایی دارای اثرات نامطلوب بر کیفیت آب‌های زیرزمینی، می‌توانند جنبه‌های احتیاطی نیز داشته باشند و ارائه اطلاعات عمومی در خصوص کاهش ریسک آلودگی می‌تواند در کاهش انتشار آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی و در اکوسیستم موثر باشد. برخی فعالیت‌ها ممکن است هزینه‌های کم‌تری از آن چه در ابتدا تصور می‌شود، داشته باشند. برای مثال کسب و کارها می‌توانند با مدیریت دقیق تولید، حجم ذخایر مواد شیمیایی موجود در کارگاه را کاهش دهند و احتمال نشت از این ذخایر مواد شیمیایی را به کم‌ترین سطح ممکن برسانند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶). به همین صورت، خانوارها می‌توانند برای کنترل آفت و نظافت از محصولات دوستدار محیط زیست به جای مواد شیمیایی استفاده کرده و یا استفاده گسترده از آن‌ها را محدود کنند. هر دو بخش خانگی یا صنعتی (بازرگانی) می‌توانند ضایعات نفتی را جمع‌آوری و بازیافت کنند. در همه موارد، گزینه‌هایی مثل بازار

ضایعات و ابزارهای بازیافت، باید موجود باشند. در برخی موارد، جامعه با دانستن سود و هزینه اجتماعی کاهش ضایعات رهاشده در اکوسیستم، این گزینه‌ها را فراهم می‌کنند.

اثرات اقتصادی ارائه اطلاعات عمومی موثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی در نمایه (۱۲-۴) نشان داده شده است. سطح کلی انتشار مواد شیمیایی و زباله، بسته به نوع جامعه و فرهنگ آن متفاوت است. نمودار a در نمایه (۱۲-۴)، منحنی «هزینه نهایی کاهش انتشار آلودگی در جامعه» (CMAC) را نشان می‌دهد. این منحنی دارای شیب نزولی بوده و محور افقی را در نقطه R_{Max} قطع می‌کند. در این نقطه، هیچ کاهشی در پسماند مواد شیمیایی و زباله‌ها رخ نمی‌دهد. منحنی CMAC، منحنی خسارت نهایی جامعه (CMD) را در نقطه R_{RA} قطع می‌کند؛ در این نقطه، هزینه نهایی کاهش انتشار آلودگی با خسارت نهایی جامعه برابر است. در این شرایط فرضی، جامعه از دانشمندان محلی استفاده کرده است تا ظرفیت جذب فضا و آب زیرزمینی برای انتشار مواد شیمیایی و ضایعات (R_{AC}) را تعیین کنند. در R_{AC}، انتظار می‌رود خسارت وارد بر جامعه برابر یا نزدیک به صفر باشد، زیرا محیط زیرزمینی می‌تواند غلظت‌های پایین مواد شیمیایی و ضایعات مختلف رهاشده توسط مردم را کاهش داده یا بی‌اثر کند. با حرکت به سمت راست RAC، مقدار ضایعات رهاشده افزایش می‌یابد و به افراد جامعه خسارت وارد می‌شود. تا زمانی که جامعه خواستار پذیرش بخشی از خسارت (برای مثال مقدار بیش‌تری از نیترات در آب زیرزمینی، اما کم‌تر از حداکثر مقدار مجاز آلاینده در آب شرب) باشد تا فرصت انجام برخی فعالیت‌های مولد ضایعات، مانند کوددهی به فضای سبز، تولید محصولات کشاورزی یا سیستم‌های تکی تصفیه فاضلاب سپتیک را داشته باشد، آنگاه R_{RA}، وضعیت کارآمد جامعه است. در نقطه R_C، استانداردهای حداکثر مقدار مجاز آلاینده در آب شرب رعایت نشده است. حالت ایده‌آل جامعه این است که کاهش ضایعات نهایی و هزینه‌های خسارت نهایی به تعادل برسند.

نمایه ۱۲-۴- اثرات اقتصادی ارائه اطلاعات عمومی موثر بر کیفیت آب‌های زیرزمینی



Source:
Adapted from Field, B.C., Environmental Economics: An Introduction, The Johns Hopkins University Press. Baltimore, MD, 1994, 207, 215. With permission.

در منحنی CMAC مولفه‌های مختلفی مانند مسکونی و صنعتی وجود دارند که باید درنظر گرفته شوند. این جنبه تحلیلی می‌تواند بر بهترین روش اجرای یک برنامه ارائه اطلاعات عمومی به نحوی تاثیر بگذارد تا به نتایج لازم برای کاهش اثر آلاینده‌های بالقوه آب زیرزمینی دست یابد. منحنی CMAC، علاوه بر تغییرات واقعی در کاهش ضایعات، می‌تواند در یکپارچه کردن هزینه‌های اجرای برنامه ارائه اطلاعات عمومی نقش داشته باشد. روابط نسبی نشان داده شده در نمودار b نمایه (۱۲-۴) ممکن است برای هر جامعه متفاوت باشد. باریاش و رسک نشان داده‌اند که کیفیت آب زیرزمینی، بسته به این که آلاینده‌ها منشاء خانگی و صنعتی داشته باشند، تفاوت چشمگیری دارد (باریاش و رسک، ۱۹۹۶، ص ۲۴۵). در این حالت فرضی در نمودار b، منحنی هزینه کاهش آلایندگی منابع صنعتی تا حدی کشش‌پذیر است؛ یعنی تلاش اندک برای کاهش انتشار آلاینده‌ها از این بخش، می‌تواند به کاهش چشمگیری در انتشار این مواد منجر شود. از سوی دیگر در این مثال، منحنی هزینه کاهش آلایندگی بخش خانگی کشش‌پذیری کم‌تری دارد (در حقیقت عکس این حالت می‌تواند درست باشد و در هر صورت باید ارزیابی شود). اگر این شرایط واقعی باشد، در خصوص هزینه‌های کاهش ضایعات خانگی چه می‌توان گفت؟ هر فرد مستقلی، هزینه‌های کاهش مربوط به خود را دارد که اگر بر مبنای واحدی سنجیده شود، این هزینه بسیار بیش‌تر از هزینه صنایعی است که می‌توانند به طور مرکزی، آلاینده‌ها را کاهش دهند.

کدام بخش بهترین عملکرد در کاهش انتشار آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی را دارد؟ در حالت فرضی نمودار b، هر بخش به طور ایده‌آل بر اساس اصل اقتصادی برابری نهایی عمل می‌کند و در نهایت هزینه‌های نهایی کاهش انتشار برای آن‌ها برابر خواهد بود. در این مورد، اگر واکنش هر بخش بر پایه منحنی MAC یکی باشد، آنگاه نقطه R_{RA}، نقطه انتشار کارآمد خواهد بود. در حالت ایده‌آل، این نقطه با محل تقاطع منحنی‌های MAC منابع خانگی و صنعتی و منحنی MC تلاقی دارد. در واقعیت، باید تحقیقات قابل توجه‌ای در جامعه صورت گیرد تا مشخص شود این مسئله چگونه اتفاق می‌افتد. در این جامعه فرضی، شهروندان به مقدار R_{Res} و صنعت به مقدار R_{Ind} آلودگی منتشر می‌کنند.

سایر معیارها برای ارزیابی سیاست‌های ارتباطات محلی

پس از بررسی مقیاس و واکنش مثبت اکوسیستم، برابری، کارآیی اقتصادی و کارآیی سیاست‌های ارتباطات محلی، معیارهای ارزیابی دیگری به شرح زیر شناسایی شده‌اند:

مشوق پویا

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

این قوانین ممکن است آنقدر انعطاف‌پذیر نباشند که بتوانند در بلندمدت، نتایج مقرون به صرفه‌ای داشته باشند اما قادرند وضعیت جاری عوامل خارجی را سامان دهند. این قوانین به خودی خود نمی‌توانند مشوق انجام تحقیقاتی برای یافتن راهکارهای کارآمدتر باشند. با این حال، فشار ناشی از یک پیگرد قضایی با استفاده از حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری، می‌تواند انگیزه‌ای برای بررسی و پژوهش باشد، البته به شرط آن که شرایط ایجادکننده عوامل خارجی مورد نظر، گسترده باشند. چنین حالتی قبلا در مورد تخلیه و آلایندگی آب‌های زیرزمینی وجود داشته است. در چنین شرایطی، امکان دست‌یابی به نتایج مقرون به صرفه‌تر وجود دارد.

اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلودگی

اطلاعات عمومی درباره آب‌های زیرزمینی، بر اساس ماهیت این منبع می‌تواند به عنوان یک مشوق پویای محلی عمل کند، اما این مشوق آن چنان بین تصمیم‌گیرندگان مختلف توزیع شده است که می‌تواند موجب ایجاد اصلاحات بلندمدت در زمینه مصرف آب و آلودگی آن شود. اما این که آیا نتایج آن مقرون به صرفه است یا نه و این که آیا انگیزه‌ای برای انجام تحقیقات بیش‌تر به منظور یافتن روش‌های کارآمدتر

مدیریت آب‌های زیرزمینی فراهم می‌کند یا نه، به طور قطعی مشخص نیست. اگر جنبش اطلاع‌رسانی عمومی، به حد کافی در مکان‌های مختلفی برگزار شده باشند که بتوانند توجه لازم برای انجام پژوهش‌های بیش‌تر و دست‌یابی به راهکارهای بلندمدت کارآمدتر را جلب کنند، نتیجه‌گیری بالا ممکن است متفاوت باشد.

حداقل الزامات اطلاعاتی

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

مذاکرات فردی و قانونی، بسته به ماهیت و الزامات حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری و هم‌چنین بسته به سیستم قضایی مسئول رسیدگی به آن‌ها، ممکن است نیازمند حجم بالایی از اطلاعات باشند.

اطلاعات عمومی برای منبع آب و کنترل آلاینده‌ها

فعالیت‌های مربوط به اطلاع‌رسانی به جامعه در زمینه آب‌های زیرزمینی و آلودگی آن باید بتواند پیام خود را به نحوی مختصر و شفاف به مخاطبان هدف خود برساند. این فعالیت‌ها باید بر مهم‌ترین اطلاعات موجود تمرکز کرده و آن را به شفاف‌ترین شکل ممکن منتقل کند. اطلاع‌رسانی به جامعه با حداقل الزامات اطلاعاتی نیز می‌تواند موفقیت‌آمیز باشد به شرط آن که بر پایه بهترین اطلاعات علمی بوده و با گذشت زمان توسعه داده شود. این کار اغلب از طریق افراد داوطلب و با تکیه بر اقدامات داوطلبانه جامعه مخاطبان هدف، انجام می‌شود. پیگیری بازخورد حاصل از ارزیابی واکنش مردم و شرایط متناظر آب‌های زیرزمینی، نیازمند جمع‌آوری گسترده داده‌ها است، اما این مسئله احتمالا به مکان و شرایط خاص آن بستگی خواهد داشت.

حداقل هزینه مدیریت

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

مدیریت مذاکرات میان مالکان اراضی و نهادهای قانونی از طریق دادگاه‌ها، ممکن است هزینه‌های بسیار بالایی داشته باشد. نتیجه دعاوی حقوقی مربوط به قانون حاکم بر محل‌های ضایعات متروکه در ایالات متحده بسیار پرهزینه بوده است. به طور مشابه، دعاوی قانونی برای کسب حق مالکیت آب نیز حیطه حقوقی پرمشغله‌ای بوده است. در هر دو مورد، هزینه‌های حقوقی موجب بالا رفتن هزینه‌های مدیریتی خواهند شد.

اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

معمولا جنبش‌های اطلاع‌رسانی عمومی در مقایسه با سایر سیاست‌ها، هزینه مدیریتی پایین‌تری دارند. همان‌طور که در بالا گفته شد، این جنبش‌ها معمولا بر تلاش‌های داوطلبانه‌ای تکیه داشته و می‌تواند هزینه‌های اجتماعی قابل توجهی داشته باشند که در بازار به رسمیت شناخته نمی‌شود، اما در قیمت‌گذاری سایه‌ای محاسبه می‌شوند. اطلاعات عمومی می‌تواند از طریق تعاملات اجتماعی و بدون هزینه مدیریتی اضافی، از فردی به فرد دیگر منتقل شود.

توافق همراه با قواعد اخلاقی

حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

معمولا، حقوق مالکیت و قانون مسئولیت‌پذیری از یک قانون مشترک استخراج می‌شوند. این قانون مشرک نشان‌دهنده نحوه مناسب ارتباطات بین افراد جامعه بوده و خود برگرفته از مجموعه‌ای از قواعد مذهبی است که سپس در قالب قوانین سکولار به صورت مدون تنظیم شده است. این قوانین در مورد روابط مربوط به مصرف و آلوده کردن آب‌های زیرزمینی نیز صدق می‌کنند.

اطلاعات عمومی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

به طور مشابه، سیاست‌های اطلاع‌رسانی عمومی نیز اغلب به دنبال اصلاح روابطی هستند که از تعادل خارج شده‌اند. به عنوان نمونه، می‌توان به استفاده بسیار زیاد از آب‌های زیرزمینی یا استفاده از آن به عنوان محلی برای دفع ضایعات اشاره کرد. درنظرگرفتن منافع دیگران در استفاده مشترک از منابع، با قواعد مذهبی و اجتماعی همخوانی دارد.

مدیریت ریسک برای منابع آب و کنترل آلاینده

مدیریت ریسک برای منابع آب و کنترل آلاینده، شامل انتخاب ریسک‌هایی است که یک فرد، شرکت، جامعه یا یک کشور متحمل می‌شود و مهم‌تر از آن، شامل تعیین ریسک‌هایی است که باید از آن‌ها دوری کرد و یا آن‌ها را کاهش داد. هم‌چنین شامل تدوین دستورالعمل‌ها و فرآیندهای لازم برای تحقق این اهداف می‌باشد. ریسک‌هایی که در زمینه منابع آب باید از آن‌ها دوری کرد و یا آن‌ها را کاهش داد، می‌تواند شامل از بین رفتن یا تخلیه کامل یک آبخوان باشد. در زمینه کنترل آلاینده‌ها، این ریسک‌ها

می‌تواند شامل آلودگی برگشت‌ناپذیر یک آبخوان، در افق برنامه‌ریزی جامعه یا پرهیز از مصرف آب‌های زیرزمینی آلوده برای جلوگیری از بیماری‌های احتمالی باشد.

مقیاس اکوسیستم

مدیریت ریسک، هرچند برای پایداری مصارف کمی و کیفی منابع آب زیرزمینی مهم است، اما معمولا به صورت پروژه به پروژه اجرا می‌شود. ریسک وارد بر سرتاسر یک آبخوان به ندرت در ملاحظات مدیریتی درنظر گرفته می‌شود، اما به هر حال باید مورد بررسی قرار گیرد. این ریسک بستگی به اندازه آبخوان و تعداد مصرف‌کنندگان آن دارد؛ مانند آبخوان اوگالالا که در آن، بخش عمده‌ای از آبخوان، به دلیل برداشت بیش از حد در خطر تخلیه کامل قرار داشت. با این که قوانین را در سطح یک ایالت یا کشور اجرا می‌کنند، اما ریسک مربوط به سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی معمولا تنها یک چالش در بخشی از آبخوان محسوب می‌شود. معمولا، اقدامات کنترلی لازم، در زمان صدور مجوز تولید یا تخلیه آب صادر می‌شود. ریسک وارد به یک آبخوان بزرگ‌تر به عنوان یک واحد مدیریتی، در این سطح عملیاتی نمی‌شود و در نتیجه این مسئله، ریسک بقاء و پایداری را در استفاده از آبخوان ایجاد می‌کند.

واکنش مثبت اکوسیستم

مدیریت ریسک معمولا واکنش مثبت اکوسیستم را به همراه دارد. این اصل در مورد مقررات مربوط به مخازن ذخیره‌سازی زیرزمینی در ایالات متحده صدق می‌کند. هزینه پاک‌سازی آب زیرزمینی از گازوییل و سایر مواد شیمیایی در مقایسه با هزینه تعویض مخازن یا جایگزینی آن‌ها با تکنولوژی جدیدی که از نشت مواد شیمیایی جلوگیری می‌کند یا اثر آن‌ها بر محیط زیست را کاهش می‌دهد، بسیار بالاتر است. بخشی از واکنش اکوسیستم را می‌توان در یک چارچوب منافع و «هزینه‌های اجتناب‌شده»، مورد ارزیابی قرار داد.

برابری

مداخلات ریسک بر گروه‌های مختلف اقتصادی- اجتماعی اثرات متفاوتی دارد. این مسئله به طور خاص در جایی نمود پیدا می‌کند که برخی گروه‌ها ماهیت ریسک و هزینه ناشی از آن را به درستی شناسایی نکنند. برخی مداخلات ممکن است همه گروه‌ها را یکسان درنظر بگیرند (به عنوان مثال، تصفیه آب زیرزمینی، پیش از عرضه به همه مصرف‌کنندگان صرف‌نظر از سطح درآمد و سایر تفاوت‌هایشان). در تدوین سیاست‌ها باید نسبت به چنین معیارهایی حساس بود، چرا که در غیر این صورت، چنین سیاست‌هایی، ریسک زیادی را برای آن دسته از مردم که توانایی مقابله یا دوری از ریسک را ندارند، ایجاد کرده و موجب تحمیل هزینه‌های زیست‌محیطی و تهدیدهای جدی بهداشتی و سلامتی برای آن‌ها می‌شود. برای نمونه، تخلیه ضایعات صنعتی

در دهه ۱۹۵۰ تا ۱۹۷۰ آلودگی خاک و آب‌های زیرزمینی در اطراف کوه رامپو در نیوجرسی را به همراه داشته است و تا کنون این منطقه دو بار در فهرست مناطق سوپرفاند (برنامه پاک‌سازی مناطق آلوده) قرار گرفته است تا از پاک‌سازی کامل آن اطمینان حاصل گردد. بومی‌های رامپو سطح درآمد پایینی داشته و پیوسته با بیماری درگیر بوده‌اند (استادگیل، ۲۰۰۷).

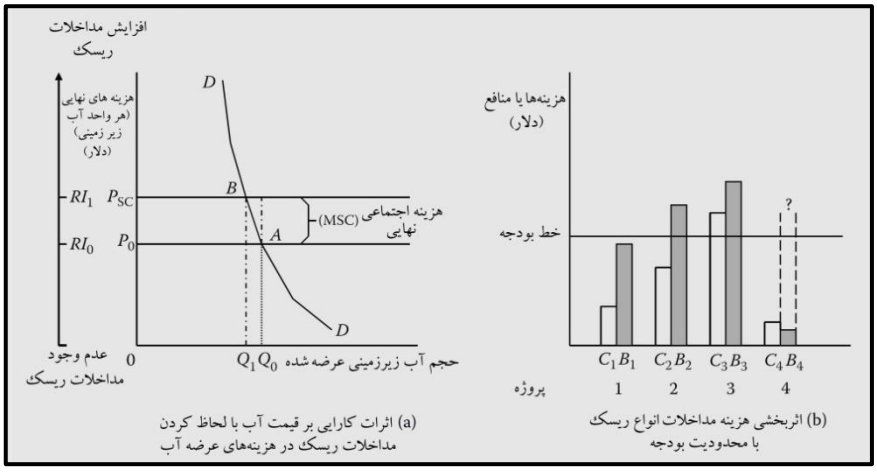
کارآیی و اثربخشی اقتصادی

تحلیل اقتصادی سیاست‌های مدیریت ریسک، بر مداخله در نقاط کلیدی به منظور جلوگیری از ریسک نابودی منابع یا کاهش بهداشت عمومی متمرکز است. ریسک‌های چندگانه (بیش‌تر از یک ریسک) بر شرایط منبع یا بهداشت عمومی در اثر مصرف آب زیرزمینی تاثیر دارند، در این صورت می‌توان اقدامات متعدد و چندگانه‌ای را به کار گرفت (که در مباحث بهداشت عمومی تحت عنوان «رویکرد موانع چندگانه» شناخته می‌شوند). باکتری‌های مدفوع انسان‌ها و حیوانات، فلزات سنگین و سایر منابع انسانی در نواحی پمپاژ و تغذیه در مجاورت دهانه چاه‌ها، اولویت اصلی ریسک‌های آلودگی کیفی آب‌های زیرزمینی، محسوب می‌شوند. مداخلات یا اقدامات مدیریت ریسک را می‌توان از جنبه‌های مختلف کارآیی و اثربخشی اقتصادی مورد بررسی قرار داد. از منظر کارآیی، می‌توان اثر مداخله ریسک محلی را در قیمت آب ارزیابی کرد. با درنظر گرفتن صرفه اقتصادی، می‌توان هزینه یک یا مجموعه‌ای از اقدامات مختلف را در دست‌یابی به یک یا مجموعه‌ای از اهداف، با یکدیگر مقایسه کرد.

از آن جا که ریسک وارد بر منابع یا بهداشت عمومی، در واقع احتمال وقوع یک نتیجه نامطلوب برای این اهداف است، بنابراین ماهیت این نتایج باید بررسی شوند. از منظر حجم آب در یک منبع، نتیجه نامطلوب شامل افت سطح آب زیرزمینی، افزایش هزینه‌های پمپاژ و احتمالا ضرورت حفر چاه‌های عمیق‌تر برای تداوم تامین آب در بلندمدت می‌باشد. از نظر کیفیت آب زیرزمینی، آلودگی منابع موجب ایجاد ضرورت تصفیه آب‌های زیرزمینی در محل یا پس از برداشت از چاه و پیش از مصرف می‌شود. در هر دو صورت، این مسئله هزینه استفاده از آب را بالا می‌برد. اگر رویکرد مدیریت ریسک به اندازه کافی جامع باشد، آنگاه ناحیه‌بندی منابع و کنترل کاربری زمین در ناحیه تغذیه چاه، می‌تواند اقدام مناسبی تلقی گردد. در این مجموعه اقدامات، ممکن است هزینه‌های اجتماعی به وجود آید که بر قیمت آب با کیفیت قابل قبول تاثیر ندارند، اما به هرحال هزینه محسوب شده و این هزینه‌ها را می‌توان بر مبنای واحد آب، مورد ارزیابی قرار داد. در برخی موارد، اقدامات ممکن است توسط نهاد دیگری غیر از عرضه‌کننده آب انجام شود و از این رو، هزینه کامل این اقدامات در قیمت آب لحاظ نمی‌شود. در نمودار a از نمایه (۱۲-۵)، تاثیر این اقدامات بر قیمت آب نشان داده شده است. در نمودار b از نمایه (۱۲-۵)، صرفه اقتصادی اقدامات مختلف با درنظر گرفتن محدودیت بودجه، با یکدیگر مقایسه شده است.

در نمودار (۱۲a-۵)، محور عمودی دوم در سمت چپ، مداخله ریسک را نشان می‌دهد. به عنوان مثال، با جابه‌جایی از RI_0 به RI_1 مداخله ریسک بیش‌تر می‌شود. مقایسه کارآیی اقتصادی سیاست‌های مداخله ریسک (با فرض این که $P = MC$ منحنی عرضه متناظر در بازه مورد بررسی باشد) نشان می‌دهد که با تغییر قیمت از P_0 تا P_{SC}، مقدار آب زیرزمینی که باید برداشت شود، از Q_0 به Q_1 کاهش می‌یابد. این شرایط تنها در صورتی صادق است که تامین‌کننده آب، همان نهادی باشد که مداخله را انجام داده و هزینه این اقدامات را در قیمت نهایی آب برای مصرف‌کننده لحاظ کرده باشد. هزینه اجتماعی نهایی (MSC) مداخله، یعنی هزینه افزوده اقدام به ازای هر واحد آب که می‌تواند فروخته شود، برابر با اختلاف قیمت P_0 و P_{SC} است. اگر نهادی که مداخله ریسک را انجام داده است، عرضه‌کننده آب نبوده و هزینه‌های اجتماعی مداخله به جای جبران از طریق افزایش قیمت آب از طریق سایر درآمدهای عمومی جبران شوند، هزینه اخذشده از مصرف‌کنندگان برای مقدار Q_0 برابر P_0 باقی خواهد ماند. در این صورت، اگر هزینه‌های اجتماعی اقدامات را کل جامعه، نه صرفا مصرف‌کنندگان آب، پرداخت کنند، آنگاه مصرف‌کننده هزینه کامل دریافت آب سالم را پرداخت نمی‌کند. به عبارت دیگر، جامعه برای کاهش ریسک یارانه می‌پردازد.

نمایه ۱۲-۵- کارآیی و اثربخشی اقتصادی ارزیابی مداخلات ریسک به منظور حفظ و حراست از کیفیت یا کمیت آب زیرزمینی



در نمودار b از نمایه (۱۲-۵) با درنظر گرفتن صرفه اقتصادی مداخلات ریسک مختلف، چهار پروژه مداخله با یکدیگر مقایسه شده است. این پروژه‌ها در عین تفاوت، هدف یکسانی را از لحاظ کاهش ریسک دنبال می‌کنند. پروژه اول بیش‌ترین نسبت منافع به هزینه (B_1 / C_1) را دارد. با این حال، اگر منافع غیرپولی به نوعی در محاسبات لحاظ شوند (که در این مثال با خط چین نمایش داده شده است)،

پروژه چهارم نسبت منافع به هزینه بالاتری خواهد داشت. پروژه چهارم موردی را نشان می‌دهد که منافع کمی آن، که با خط توپر B_4 نشان داده شده، بسیار کوچک بوده و حتی از هزینه‌های آن کم‌تر است. با درنظر گرفتن منافع غیرکمی و ناملموس (خط چین B_4)، این پروژه نسبت منافع به هزینه بزرگ‌تری خواهد داشت. پروژه‌های اول، دوم و چهارم همگی هزینه‌هایی در بر دارند که در محدوده خط بودجه جامعه، برای انجام اقدامات مداخله ریسک قرار می‌گیرند. بررسی نمودار نشان می‌دهد که اگر صرفا پروژه‌هایی با منافع پولی بالاتر از هزینه درنظر گرفته شوند، پروژه اول در واقع مقرون به صرفه‌ترین مورد محسوب شده و بالاترین نسبت منافع به هزینه را خواهد داشت. پروژه سوم به وضوح در این زمان بسیار هزینه‌بر است. با بررسی پروژه دو به نظر می‌رسد که نسبت منافع به هزینه آن مشابه پروژه اول باشد و هزینه‌های آن نیز در محدوده خط بودجه قرار می‌گیرد اما در مقایسه با پروژه اول، هزینه بیش‌تری دارد. این مثال نشان می‌دهد که:

۱- اگر بیشینه کردن منافع پولی کسب شده، به ازای هر واحد پولی هزینه به عنوان معیار اصلی انتخاب پروژه درنظر گرفته شود، پروژه اول باید انتخاب شود.

۲- اگر هدف اصلی، انتخاب پروژه‌یی با بالاترین سطح منافع باشد، پروژه سوم باید انتخاب شود به شرطی که محدودیت بودجه وجود نداشته باشد.

۳- اگر قرار باشد صرفا پروژه‌هایی انتخاب شوند که در محدوده بودجه قرار داشته و منافع پولی آن بیش از هزینه‌هایشان باشد، جامعه می‌تواند از بین پروژه‌های اول و دوم انتخاب نماید.

منافع محقق شده، معمولا در ارزیابی و انتخاب پروژه‌ها مدنظر قرار می‌گیرند و عموما با نحوه وزن‌دهی ریسک‌ها توسط افراد یا گروه‌ها تناسب دارند. منافع محقق شده، ممکن است در مقایسه یک پروژه با پروژه‌های دیگر بالاتر به نظر برسند و این موضوع می‌تواند عامل مهمی در فرآیند تصمیم‌گیری باشد. بازتاب منافع محقق شده در چارچوب مقایسه صریح منافع پولی و هزینه‌ها در انتخاب پروژه، بسیار چالش‌برانگیز است. محدودیت‌های بودجه معمولا یکی از ملاحظات ضروری در انتخاب پروژه‌ها بوده و ممکن است بخشی از تحلیل صریح هزینه- اثربخشی محسوب نشوند.

در مبحث مدیریت ریسک، درجه ریسک‌پذیری یا ریسک‌گریزی، عاملی است که بر پایه هزینه و منافع مورد انتظار فرد برای تحقق در آینده، معین می‌شود. منافع ممکن است برای شخص ریسک‌پذیر ارزشمند باشد، اما تعیین و پولی‌سازی آن دشوار است. کدام یک از انواع ریسک‌پذیری می‌تواند در زمینه آب‌های زیرزمینی به کار گرفته شود؟ در محیط‌های خشک، حجم بالای مصرف در زمان حال، ممکن است ریسک بلندمدت از دست رفتن یک منبع آب را به همراه داشته باشد و یا ورود آلاینده‌هایی با عواقب نامشخص به آب‌های زیرزمینی، ممکن است باعث ایجاد ریسک در استفاده آتی از این آب شود. تحلیل

اقتصادی مدیریت ریسک برای آب‌های زیرزمینی را می‌توان با روش منافع ناشی از «هزینه‌های اجتناب شده» نیز مورد ارزیابی قرار داد. ریسک اجتناب شده در پروژه‌های مختلف را می‌توان با هم مقایسه کرد.

مشوق‌های پویا

اگر ریسک‌هایی که باید رفع شوند، از یک نوع باشند (مانند دسته‌ای از حلال‌ها در آب زیرزمینی یک ناحیه یا کمبود آب در یک حوضه آبریز) و در مکان‌های مختلف رخ دهند، یا خریداران بالقوه متعددی برای ابزارهای مداخله یا مکانیسم‌های واکنش وجود داشته باشند، آنگاه بازار برای کاهش قیمت، نیازمند انجام تحقیقات بیش‌تر در زمینه مداخلات و رقابت خواهد بود.

حداقل الزامات اطلاعاتی

این عامل، بستگی به ماهیت ریسک و شرایط اکوسیستم دارد. مجددا مثال قبلی در مورد مخازن زیرزمینی ذخیره مواد شیمیایی را درنظر بگیرید. بر اساس مشکلات اولیه شناسایی شده از مخازنی که قبلا نشتی داشته‌اند، اطلاعات کافی به دست آمده است. در نتیجه در مداخلات بعدی، اگر احتمالی برای نشت شناسایی نشده باشد، مداخله با جمع‌آوری اطلاعات بسیار کم‌تری صورت می‌گیرد. الزامات اطلاعاتی در صورتی که نیاز به تعیین اندازه و بزرگی آن‌ها باشد، باید به دقت مورد ارزیابی قرار گیرند.

حداقل هزینه‌های مدیریتی

اغلب، مداخلات ریسک در زمینه آب‌های زیرزمینی را می‌توان در قالب برنامه‌های زیست‌محیطی موجود مدیریت کرد و هزینه‌های مدیریتی ناشی از آن را کمینه نمود.

توافق همراه با قواعد اخلاقی

شناسایی مشکلات بالقوه (ریسک‌ها) و کاهش یا از بین بردن آن‌ها، پیش از این که نمود پیدا کنند و هزینه‌های بیش‌تری را رقم بزنند، معمولا یک اقدام مسئولانه و اخلاقی در جوامع قلمداد می‌شود.

ابزارهای اقتصادی برای منابع آب و کنترل آلاینده‌ها

ابزارهای اقتصادی از طریق بازار عمل کرده و به طور غیرمستقیم به واسطه مکانیسم‌های قیمت‌گذاری بر ریسک پیش روی افراد یا منبع، اثر می‌گذارند. استفاده از ابزارهای اقتصادی برای تاثیرگذاری بر مصرف منابع و نتایج اکوسیستمی آن، اغلب بر قیمت‌گذاری با هدف ایجاد تعادل در اقدامات تولیدکنندگان و مصرف‌کنندگان در بازار، متمرکز است. سیگنال‌دهی از هزینه‌های تولید و ارزش محصول به مصرف‌کنندگان، از مهم‌ترین نتایج قیمت‌گذاری است (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۱۴۳). با این حال،

محصول مورد نظر، در اینجا یعنی آب زیرزمینی، چه برای مصرف و چه به عنوان ابزاری برای مدیریت پسماند رایگان نیست، بلکه در فرآیند بازار ممکن است رایگان قلمداد شود. در مباحث مربوط به این ابزارهای اقتصادی، آب زیرزمینی یک محصول عمومی است که به عنوان یک کالای خصوصی قیمت‌گذاری می‌شود. استفاده از این محصول می‌تواند هزینه‌هایی را به دیگران تحمیل کند. دفع مواد شیمیایی و زباله در آب زیرزمینی می‌تواند برای سایر مصرف‌کنندگان، هزینه‌هایی را ایجاد نماید. این هزینه‌ها برای افرادی که آن را تجربه می‌کنند، نوعی «رفاه از دست رفته» محسوب می‌شوند. ابزارهای اقتصادی می‌توانند از طریق قیمت‌گذاری در بازار، مشوق‌هایی را فراهم کنند که به واسطه آن‌ها، دست‌یابی به اهداف خاصی مانند کاهش مصرف آب زیرزمینی یا کاهش دفع ضایعات تسهیل شود.

مشوق‌های حاصل از ابزارهای اقتصادی را می‌توان به دو روش اصلی ایجاد کرد (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۱۴۳-۱۴۴):

۱- تجدید ساختار بازارها، به گونه‌ای که ارزش منابع، محصولات و خدمات اکوسیستم در قیمت محصولات و خدمات واسطه یا نهایی که مصرف‌کنندگان خریداری می‌کنند، لحاظ شود. چنین روشی می‌تواند شامل تعیین اهدافی در واکنش به تعادل اکولوژیک برای مصرف منابع و تصفیه آلاینده‌ها باشد.

۲- ایجاد بازارهای جدید برای خدمات منابعی که پیش‌تر رایگان بوده‌اند.

هر دو رویکرد باید توسط یک نهاد تصمیم‌گیرنده مرکزی (مانند دولت‌های محلی، ایالتی و فدرال) پیاده‌سازی شوند که توانایی انجام اقداماتی برای مداخله در بازار را داشته باشند. منطق تجدید ساختار بازارها و تغییر آن‌ها به منظور به رسمیت شناختن ارزش منابع رایگان و محصولات و خدمات اکوسیستم، شامل موارد زیر است:

- مشوق‌های بازاری از استانداردهای تعیین شده تحت رویکرد «فرمان و کنترل[۱]» کارآمدتر هستند.
- رویکرد فرمان و کنترل، به اطلاعات پیشرفته‌ای نیاز دارد که نهاد نظارتی باید فرآیندهایی را برای به دست آوردن آن تدوین کند.
- هزینه نهایی کاهش انتشار آلاینده‌ها، بسته به منتشرکننده آن متغیر است و این احتمال وجود دارد که نهادی با کم‌ترین هزینه به ازای هر واحد کاهش آلاینده، بتواند فن‌آوری کاهش آلایندگی خود را به گونه‌ای پیاده‌سازی نماید که بیش‌ترین سطح کاهش آلودگی با کم‌ترین هزینه، برای اقتصاد محقق شود.

۱- Command-and-Control (CAC)

استفاده از بازار به معنای پذیرش «اصل پرداخت هزینه توسط آلوده‌کننده» است که سازمان همکاری و توسعه اقتصادی در سال ۱۹۷۲ در گروهی متشکل از بیست و چهار کشور صنعتی و کمیسیون اروپا به علاوه یوگسلاوی به کار گرفت. اهمیت این نکته در آن است که با پذیرش این اصل در سطح بین‌المللی، هیچ کشوری نمی‌تواند به عنوان مکانی برای دفع آلاینده‌ها («زباله‌دانی») عمل کند تا از این طریق، به قیمت وارد شدن آسیب‌های احتمالی به سلامت مردم، صنایع بیش‌تری را به خود جذب کند. این اصل سعی دارد یک «شکست بازار» را اصلاح نموده و هزینه‌های بهره‌برداری از منابع یا تخریب محیط زیست (شامل خسارات ناشی از آلودگی) را درونی‌سازی نماید. پذیرش این اصل را می‌توان به عنوان اتخاذ تصمیمی مبنی بر عدم پرداخت یارانه به نهادهای آلوده‌کننده نیز تلقی کرد. با تعمیم این رویکرد، اصل مشابه دیگری مبنی بر «پرداخت هزینه توسط کاربر» نیز وجود دارد که می‌تواند به طور گسترده، هزینه‌های استفاده بی‌رویه از منابع تجدیدناپذیر را از مصرف‌کنندگان محصولات و خدمات اکوسیستم دریافت نماید (برای بحث بیش‌تر مراجعه کنید به: ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۱۵۶-۱۴۳ و فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۶۱-۲۲۶).

همان‌طور که در فصل گذشته بیان شد، دسته‌ای از ابزارهای اقتصادی به شرح زیر است:

- عوارض و مالیات بر مصرف‌کننده
- عوارض و مالیات بر انتشار آلاینده
- یارانه‌ها
- عوارض محصول
- مجوز برداشت یا حقابه قابل انتقال
- مزایده بازاری برای خدماتی که پیش‌تر رایگان بوده‌اند

هیچ سیاست یا رویکرد خاصی نمی‌تواند به بهترین شکل در همه شرایط مشابه به کار گرفته شود (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۲۶؛ شیفلر، ۱۹۹۸، ص ۳۴۲-۳۴۰). از این رو، برای تاثیرگذاری بر محصولات و خدمات آب زیرزمینی و سایر عوامل اکوسیستمی مربوط به آن، باید ترکیبی از ابزارهای اقتصادی را درنظر گرفت.

مقیاس اکوسیستم

ابزارهای اقتصادی ذاتا مبتنی بر بازار هستند. از آن جا که بازار، کالاهای عمومی مانند خدمات آب‌های زیرزمینی را کم‌تر از نیاز تامین می‌کند، بنابراین اثر رویکردهای بازارمحور در حفظ سرمایه طبیعی اکوسیستم، ممکن است محدود باشد. اتحادیه اروپا کاربرد این ابزارها در کشورهای عضو را محدود، اما در حال افزایش ارزیابی کرده است. با توجه به تمرکز این ابزارها بر کارآمدی مبادلات، لزوما مشخص

نیست که ابزارهای اقتصادی بتوانند در حفظ سرمایه طبیعی آب زیرزمینی در زمان و مکان‌های مختلف، کارآمد عمل کنند. معمولا این ابزارها توسط نهادهایی پیاده‌سازی می‌شوند که حوزه اختیارات آن‌ها با اهداف آبخوان‌های مورد نظر همخوانی ندارند. این ابزارها در سطح چندین آبخوان که در سطح کلان نقش دارند، قابل پیاده‌سازی است، اما انجام این کار مستلزم همکاری سیاسی در سطح چندین حوزه قضایی است. اگر قیمت‌گذاری بازار برای تاثیرگذاری بر کمیت منابع آب مورد استفاده، برای رهاسازی آلاینده‌ها در فضای زیرسطحی در سطح یک کشور یا ایالت اجرا شود، می‌توان تا حدودی انتظار داشت که سرمایه‌های طبیعی آب‌های زیرزمینی حفظ شوند. در غیر این صورت، بدون درنظر گرفتن هدفی بزرگ‌تر برای این منابع، اثرات مقیاس کلان اکوسیستم کاملا بدون برنامه‌ریزی بوده و به طور بالقوه، نتایجی غیرمنتظره و نامعین را به همراه خواهد داشت.

واکنش مثبت اکوسیستم

همه این سیاست‌ها ممکن است شرایط کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی و محیط زیرزمینی را بهبود بخشند، اما این مسئله ممکن است هدف اصلی این سیاست‌ها نباشد. در عوض، نتایج اکوسیستمی حاصل از آن‌ها، ممکن است متغیر و غیرقطعی باشد، زیرا تمرکز اصلی در پیاده‌سازی این ابزارها بر کارآیی اقتصادی است. بهبود کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی صرفا اثرات ثانویه بالقوه محسوب می‌شوند و در جایی که منابع تحت تنش تقاضا یا آلودگی آب قرار دارند، وقوع آن‌ها قطعی نیست. از این رو، این سیاست‌ها ممکن است در هدف‌گیری مکان خاص یا شرایط چالشی منابع آب، موفق نباشند.

رویکردهای حفاظت از آب زیرزمینی و هم‌چنین مباحث ارتقای سطح نگهداری از سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی، به تفصیل در فصل‌های بعدی مورد بررسی قرار خواهد گرفت.

برابری

مسائل مربوط به برابری و اثرات توزیعی آب، یک چالش عمده در به کارگیری ابزارهای اقتصادی و دست‌یابی به اصل بهینه پارتو محسوب می‌شود. اگر یک فرد یا گروه نتواند با استفاده از این ابزار به نوعی منتفع گردد، بررسی این که آیا هزینه‌ها به گروه‌های کم درآمد یا محروم تحمیل می‌شود یا نه، مسئله مهمی خواهد بود.

۱- مصرف‌کننده، دفع زباله، عوارض محصولات و مالیات‌ها و یارانه‌ها: همه این سیاست‌ها به گونه‌ای دارای اثرات توزیعی هستند. در صورتی که یارانه مصرف‌کنندگان کم درآمد با یارانه مصرف‌کنندگان پردرآمد برابر باشد، این توزیع عادلانه نخواهد بود. عوارض، مالیات و یارانه‌هایی که منجر به حفظ آب زیرزمینی و حفاظت از کیفیت آن‌ها می‌شوند، نیاز نسل‌های آینده را

برآورده می‌کنند، اما این که این موضوع تا چه حدی در واقعیت اتفاق می‌افتد، در حیطه این ابزارها قرار نمی‌گیرد.

۲- مجوزهای برداشت قابل انتقال: این سیاست‌ها، ممکن است باعث شود مکان‌های با بالاترین نیاز را در بدترین شرایط رها کنند، چرا که ممکن است آن‌ها قادر به پرداخت هزینه‌های مجوز و تامین الزامات آن نباشند. حفاظت بین نسلی سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی، ممکن است تحقق یابد. اما از آنجا که تمرکز اصلی این ابزار بر روی این موضوع نیست، ممکن است برابری مدنظر، محقق نشود.

۳- بازارهای خدماتی که پیش‌تر رایگان بوده‌اند: مزایده برای خدمات آب‌های زیرزمینی که قبلا رایگان بوده‌اند، ممکن است شرایط دشواری برای افراد و مشاغل کم‌درآمد رقم بزند. گروه‌های کم‌درآمد ممکن است به دلیل عدم دسترسی به آب‌های زیرزمینی متضرر شوند. اگر در این مزایده‌ها به خریداران آب، اجازه مصرف بی‌رویه داده شود، مسائل بین نسلی ممکن است هرگز برطرف نشوند.

بازدهی و کارآیی اقتصادی

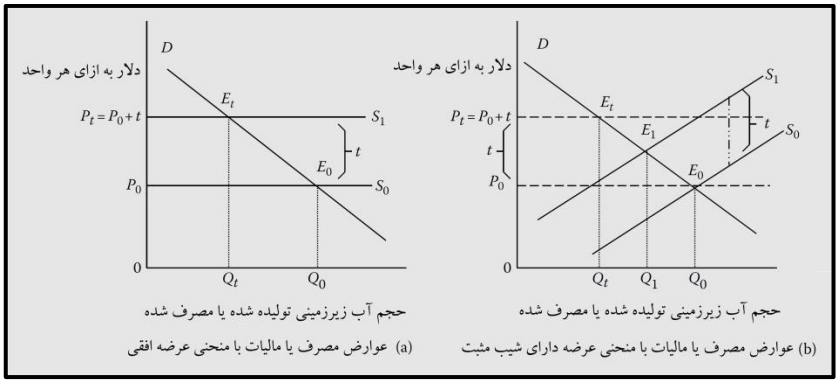
عوارض و مالیات بر مصرف منابع آب

اگر برای تقاضا و تخصیص آب، بازار کارآمدی وجود نداشته باشد، آنگاه عوارض و مالیات بر مصرف، رویکردهای متفاوتی برای اصلاح شکست بازار هستند. این رویکردها چه برای محصول و چه برای خدمات منبع، خروجی یکسانی دارند. هزینه‌هایی که مصرف‌کننده پرداخت می‌کند، در واقع بهای استفاده از دارایی یا خدمات آب‌های زیرزمینی مانند تامین آب و انتقال فاضلاب است. هزینه‌های مصرف را می‌توان بر پایه واحد بهره‌برداری شده، دفعات مصرف و زمان مصرف (در طول روز یا فصل) و مدت استفاده، ارزیابی کرد. مالیات بر مصرف آب‌های زیرزمینی را نیز می‌توان بر پایه واحد خریداری شده یا مصرف شده، تعیین کرد. حوزه اختیارات نهاد مالیاتی در برخی ایالت‌های خاص، ممکن است محدود به ایالت، کشور یا شهر باشد. با این حال، دریافت هزینه بهره‌برداری از یک دارایی یا خدمت، می‌تواند توسط هر واحد دولتی برای یک محصول یا کاربری که تحت کنترل آن است، انجام شود.

در نمایه (۶a-۱۲) نتیجه اعمال عوارض و مالیات بر مصرف به مقدار t نشان داده شده است. در اینجا، P_0 هزینه میانگین تامین‌کننده آب زیرزمینی است که در امتداد منحنی عرضه (S_0) پیش از اعمال مالیات، از مصرف‌کننده دریافت می‌شود. منحنی تقاضای D، تقاضای محلی برای آب‌های زیرزمینی را نشان می‌دهد، که در Q_0، با منحنی عرضه S_0 تلاقی دارد (کمیت مصرف پیش از اعمال مالیات). مالیات

t، قیمت آب را به P_t افزایش می‌دهد که برابر با قیمت مصرف به علاوه مالیات است. واکنش مصرف‌کننده به مالیات، کاهش مصرف از Q_0 تا Q_t در ازای از دست رفتن خدمات حجم آبی به میزان برابر با اختلاف Q_0 و Q_t است. اگر اولویت‌های آب در این مثال تغییر نکنند و اگر مالیات به تامین‌کننده داده شود، درآمد تامین کننده از $0-P_0-E_0-Q_0$ به $0-P_t-E_t-Q_t$ تغییر می‌کند، که بسته به نمودار رسم شده، ممکن است درآمدی کم‌تر یا بیش‌تر از مقدار دریافتی با هزینه P_0 باشد (بررسی نمودار در این مثال نشان می‌دهد که درآمد کم‌تر خواهد شد).

نمایه ۱۲-۶- اقتصاد عوارض و مالیات بر مصرف آب‌های زیرزمینی



توجه: فرض شده است که تمام واحدها در هر دو نمودار یکسان است و عوارض یا مالیات (t) در هر دو، برابر است.

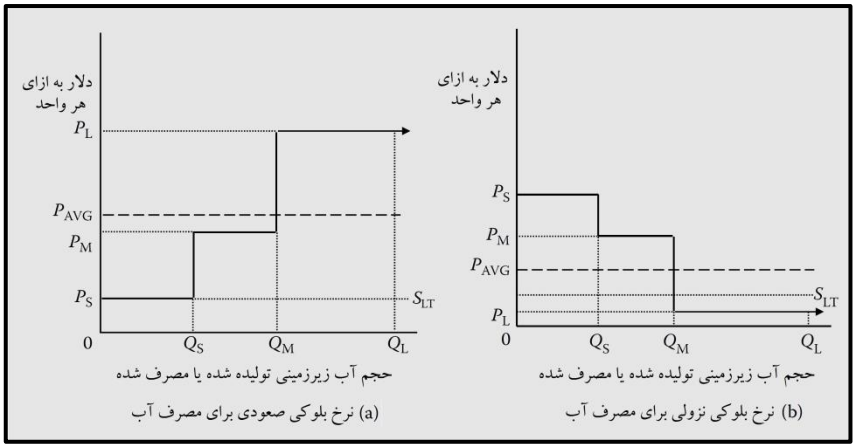
در نمودار (۱۲-۶b) یک منحنی عرضه آب با شیب صعودی ارائه شده است. وضعیتی را تصور کنید که نهاد آبرسانی باید آب را از شهرداری مجاور خریداری کند تا پاسخ‌گوی سطح تقاضای فزاینده در زمان‌های خاص باشد. در این حالت، با فرض منحنی تقاضای مشابه مورد قبل، مقدار کاهش مصرف، ممکن است کم‌تر باشد. با منحنی عرضه با شیب صعودی و مالیات مشابه نمودار a، تعادل جدید (یعنی نقطه تلاقی یا نقطه تعادل عرضه و تقاضا) در نقطه E_1 نیست، بلکه به دلیل اضافه شدن مالیات به قیمت آب (P_t)، در نقطه E_t خواهد بود. سطح بین منحنی تقاضای D و خط قیمت P_0 مازاد رفاه مصرف‌کننده را نشان می‌دهد. اعمال مالیات باعث می‌شود که مازاد رفاه مصرف‌کننده کاهش یافته و امکان حفظ آب زیرزمینی برای آینده از طریق مصرف کم‌تر، محقق شود.

نرخ بلوکی آب یک روش عملی برای تاثیرگذاری بر مصرف آب است که در نمایه (۱۲-۷) نشان داده شده است. در نمودار (۱۲-۷a)، نرخ بلوکی صعودی برای یک مورد فرضی نشان داده شده است. در اینجا می‌توان مقدار Q_s واحد آب را با قیمت P_S، مقدار برابر با اختلاف Q_m و Q_s واحد را با قیمت P_M و مقدار برابر با اختلاف Q_L و Q_m واحد را با قیمت P_L خریداری کرد. هم‌چنین S_{LT} منحنی عرضه بلندمدت تولیدکننده آب (آب زیرزمینی) است. در نمـودار (۱۲-۷)، قیمت مصرف متوسط، حدود سه برابر مصرف

کم و قیمت مصرف عمده، دو برابر قیمت مصرف متوسط است. P_{AVG} قیمت متوسط فرضی همه واحدهای مصرفی برای یک مصرف‌کننده عمده را نشان می‌دهد. قیمت نهایی به ازای هر واحد برای مصرف‌کننده عمده، از قیمت متوسط به ازای واحد، بالاتر می‌باشد.

نرخ بلوکی نزولی با نرخ بلوکی صعودی رابطه‌ای معکوس دارد. در نرخ بلوکی نزولی با افزایش مصرف، قیمت به ازای هر واحد کاهش می‌یابد. همان‌طور که نمودار (۱۲-۷b) نشان داده شده است، در این نوع تعرفه‌گذاری، قیمت نهایی مصرف عمده از قیمت متوسط کم‌تر است. در این مثال، قیمت نهایی مصرف عمده (P_L)، از هزینه تامین مشخص شده در منحنی عرضه بلندمدت، کم‌تر است. این شرایط در همه حالات صدق نمی‌کند. در تعرفه‌گذاری بر اساس نرخ بلوکی نزولی، مصرف‌کنندگان کوچک به مصرف‌کنندگان عمده، یارانه می‌پردازند.

نمایه ۱۲-۷- اقتصاد نرخ‌های بلوکی مصرف آب زیرزمینی

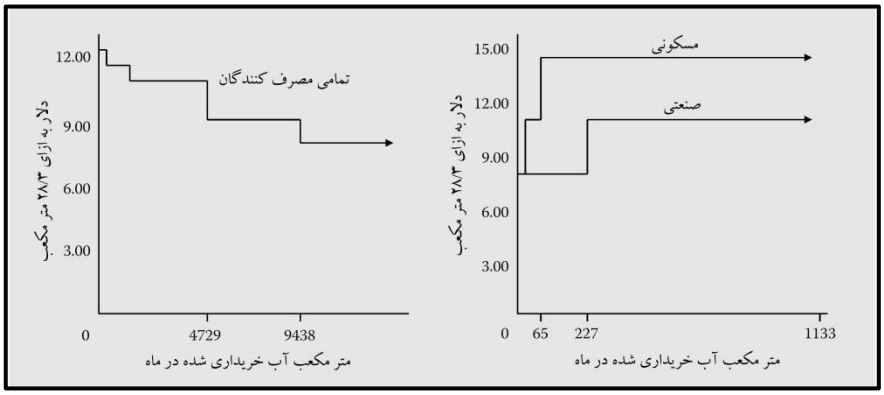


توجه: واحدهای در دو نمودار، معادل فرض نمی‌شوند.

ساختار نرخ بلوکی صعودی و نزولی، انواع مختلفی دارد. در نمایه (۱۲-۸)، رویکردهای دو شهر برای پیاده‌سازی این سیاست‌ها نشان داده شده است. در نمودار a از (۱۲-۸)، در شهر دایتون در ایالت اوهایو، نرخ آب برای سال ۲۰۰۲ و در نمودار b، نرخ‌های مربوط به شهر لینکلن در ایالت نبراسکا نشان داده شده است. هزینه آب یک مصرف‌کننده مسکونی که ۳۳۰۰ فوت مکعب آب در ماه مصرف می‌کند، در دایتون ۴۰/۳۶ دلار و در لینکلن ۳۷/۱۷ دلار است. هزینه پرداختی یک مصرف‌کننده صنعتی که ۴۰۰ هزار فوت مکعب آب در ماه مصرف می‌کند، در دایتون ۳۹۱۱ دلار و در لینکلن ۴۳۳۶ دلار است. با ساختار نرخ بلوکی صعودی این مثال و با مقایسه این رویکردها، مشخص می‌شود که مصرف‌کنندگان بزرگ صنعتی، هزینه بیش‌تری می‌پردازند. این مسئله نشان می‌دهد ارزش نهایی آب زیرزمینی در لینکلن از دایتون

بیش‌تر است. البته توجه داشته باشید که ساختار نرخ بلوکی صعودی، انواع مختلفی دارد و همه مقایسه‌ها لزوما نتیجه یکسانی را به دست نمی‌دهند. این که آیا ساختار نرخ بلوکی در این مثال، نتیجه مورد انتظار صرفه‌جویی در مصرف آب توسط مصرف‌کنندگان بزرگ‌تر را به همراه دارد، موضوعی برای تحقیقات بیش‌تر است.

نمایه ۱۲-۸- مثال‌هایی از نرخ بلوکی برای سیستم‌های آبرسانی عرضه‌کننده آب زیرزمینی



منبع آب: حقابه قابل انتقال

آب زیرزمینی منبعی برای تامین آب است و هم‌چنین به عنوان یک منبع انباشت- جریان، غیرانحصاری و رقابتی شناخته می‌شود (به فصل ۳ رجوع کنید). در این حالت می‌توان با تعریف حقوق مالکیت آب (که از طریق تصرف و مالکیت آن اعمال می‌شود) و سپس انتقال آن، گزینه‌های تخصیص این منبع نایاب را تعیین کرد. حقابه قابل انتقال در برخی مناطق وجود دارد. در اکثر ایالت‌های غرب ایالات متحده، مکزیک و استرالیا، در همه مناطقی که در آنجا بیش‌تر آب زیرزمینی را برای آبیاری استفاده می‌کنند، امکان مالکیت بر حقابه آب زیرزمینی و انتقال آن وجود دارد (آکادمی ملی علوم[۱]،۱۹۹۷، ص ۱۱۳-۱۱۲؛ بر اساس نظر سازمان خواروبار ملل متحد (فائو)، ۲۰۰۶، ص ۲۴؛ آکادمی ملی علوم، ۲۰۰۷، ص ۱۳). دلایل اتخاذ یک رویکردی بازاری برای انتقال حقابه، شامل موارد زیر است:

- رویکردهای سنتی زمین‌محور که با شرایط اقلیمی خاص سازگاری ندارند
- رویکردهای سنتی زمین‌محور که برای تخصیص آب مناسب نیستند
- حسابداری برای تعادل اکوسیستم
- تشخیص ارزش اقتصادی آب

۱- National Academy of Science (NAS)

- اقتصادهای سوسیالیستی که در حال تبدیل به اقتصاد بازاری هستند
- برنامه‌های ابتکاری منطقه‌ای
- پشتیبانی از اصلاحات اقتصادی گسترده و سایر اصلاحات اجتماعی
- ارتقای اهداف اجتماعی
- فشار بر منابع آب

ویژگی‌های مهم حقابه‌های قابل انتقال، عبارتند از:

- تعیین حجم آب مربوط به حقابه
- مدت زمان حقابه
- تعداد و محتوای شرایط همراه با حقابه
- تضمین امنیت حقابه

مثال‌های مختلفی برای حقابه‌های قابل انتقال در سراسر جهان وجود دارند. در آریزونا، در شهرهایی که در حال اتمام منابع آب خود هستند، حقابه آبیاری زمین‌های کشاورزی خرید و فروش می‌شوند. در استرالیا، تجارت آب (سطحی یا زیرزمینی) برای پرورش محصولات با ارزش انجام می‌شود. در طی سال‌های ۲۰۰۰ تا ۲۰۰۲، ۵۱ معامله حقابه در استرالیا انجام شده است (فائو، ۲۰۰۶، ص ۸۳). سازمان آبخوان ادواردز، ۱۱۹۲ فرآیند خرید و فروش بخشی از حقابه را ثبت کرده است و در این حالت ۲۷۰/۷ میلیون مترمکعب آب زیرزمینی به اجاره رفته است (فائو، ۲۰۰۶، ص ۸۵). هم‌چنین برای موارد بیش‌تر، می‌توانید به ایستر و همکاران (۱۹۹۸) رجوع کنید.

پیشنهادات خرید و فروش بین خریداران احتمالی آب، می‌تواند باعث افزایش قیمت آب شود. در نیومکزیکو، قیمت‌هایی بین ۱۱/۳۵ تا ۲۰/۲۷ میلیون دلار برای هر میلیون مترمکعب یا تقریبا برابر با ۰/۰۴ تا ۰/۰۸ دلار برای هر ۰/۰۱ تا ۰/۰۲ لیتر حقابه، پیشنهاد داده می‌شود. برآورد شده است که فروش حقابه آب زیرزمینی در شهرستان واشو کانتی در ایالت نوادا در سال ۲۰۰۵، درآمدی در حدود ۱۲ دلار برای هر مترمکعب آب را برای شهر به همراه داشته باشد (شورای شهرستان واشو، ۲۰۰۵)، اما در آن سال، قیمت آب تا چهار برابر افزایش یافت (داربی، ۲۰۰۵). توجه کنید که قیمت ۱۲ دلار برای هر مترمکعب، حدود ۲۵ برابر هزینه میانگین آب خانگی در ایالات متحده در سال ۲۰۰۷ است که معمولا به عنوان با ارزش‌ترین آب شناخته می‌شود.

ملاحظات مختلف تاثیرگذار بر حقابه قابل انتقال، ممکن است نتایج سودمند اقتصادی را به همراه داشته باشد. اول، تضمین هزینه پایین معامله برای انتقال حقابه یکی از عوامل مهم در انجام معاملات است (ایستر و همکارن، ۱۹۹۸، ص ۲۰). عواملی مانند هزینه‌های معامله، عدم قطعیت در تضمین تجارت

و الزامات قابل ملاحظه اکوسیستمی و حقوق بازگشت جریان، می‌توانند کارایی تجارت آب را کاهش دهند. محاسبه مقدار برداشت کنونی مصرف‌کننده، اولین قدم در تعیین حقابه است. دوم، تجارت در بخش کشاورزی، بهره‌وری را بالا برده و درآمد روستاییان را افزایش می‌دهد. سوم، تجارت از مصارف روستایی به شهری، آب را برای مصارف با ارزش‌تر تامین کرده و برای کشاورزان درآمدزایی خواهد داشت. چهارم، تامین آب در برخی مناطق با استفاده از انتقال حقابه، مقرون به صرفه‌تر از ساخت خطوط لوله و کانال‌های انحرافی و سایر راهکارهای مهندسی است. در نهایت، برابری و تامین نیازهای افراد محروم باید در ساختار انتقال حقابه‌ها درنظر گرفته شود. یکی از راهکارهای موجود، دخیل کردن افراد محروم در فرآیند ایجاد ساختار فروش حقابه‌ها است (فائو، ۲۰۰۶). ایستر و همکاران (۱۹۹۸، ص ۲۱) اشاره می‌کنند که بازار آب در صورتی کارآمد است که اثرات خارجی وجود نداشته باشد. اثرات خارجی باید به دقت تعیین شوند، هرچند که معمولا اثرات برداشت آب زیرزمینی بر جامعه و اکوسیستم خارج از محدوده برداشت، در قیمت‌های پیشنهادی برای آب زیرزمینی لحاظ نمی‌شوند.

سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر عوارض، مالیات و جریمه مصرف‌کننده

برای کنترل انتشار آلاینده‌ها می‌توان از ابزارهای اقتصادی مانند عوارض، مالیات‌ها و جرایم استفاد کرد و در حالت ایده‌آل، سطح بهینه انتشار را به دست آورد و در عین حال وجود ضایعات در اکوسیستم را به حداقل رساند. عوارض، مالیات و جرایم، همگی می‌توانند بر تصمیمات شرکت در خصوص گزینه‌های تولید و انتشار ضایعات اثر بگذارند. هدف از اعمال پرداخت‌های اضافی، اصلاح شکست بازار است. در نمایه (۱۲-۹)، اثرات مالیات و جرایم بر انتشار ضایعات در آب‌های زیرزمینی نشان داده شده است. در نمودار a، محل برخورد منحنی MNPB و CMD، نشان‌دهنده تصمیم‌گیری شرکت برای انتخاب مقدار تولید برابر با Q_1 است. در شرایط ایده‌آل، مقدار مالیات (t) برابر با MD قابل قبول برای جامعه خواهد بود. سطح فرضی جرایم برای انتشار ضایعات خیلی پایین درنظر گرفته شده است و تاثیری بر کاهش چشمگیر MD ناشی از تولید ترانشه‌های کامپیوتری و انتشار ضایعات مربوط به آن ندارد. با درنظر گرفتن جریمه‌ها، شرکت تنها تولید را تا Q_P کاهش می‌دهد که در آن، جریمه برابر سود خالص نهایی در ازای تولید Q_P است. در این مثال، جریمه بسیار پایین است، چرا که تعادل MNPB و MD را لحاظ نمی‌کند. در Q_0، شرکت، تولید و انتشار ضایعات را کاهش داده است، ولی MD ناشی از ضایعات در آب‌های زیرزمینی کماکان خیلی زیاد است (پاره خط $b - Q_0$). تولید در Q_1، نقطه‌ای است که در آن میان مالیات (t) بین منافع شرکت برای سود بیش‌تر (MNPB) و منافع جامعه برای کاهش آسیب، تقریبا موازنه برقرار است و این یک نتیجه اجتماعی بهینه است (ترنز و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۱۶۹).

با بررسی تصمیم‌های شرکت در خصوص کنترل کاهش ضایعات در نمودار b، مشاهده می‌شود که مالیات، شرکت و جامعه را به سمت نقطه تعادل MAC که مربوط به تصمیمات شرکت برای انتشار ضایعات به مقدار MD است، سوق می‌دهد. در مقدار مالیات برابر با t که با تقاطع MAC و MD در نمودار b تلاقی دارد، مقدار ضایعات منتشر شده برابر با R_1 خواهد بود. در غیر این صورت، شرکت ممکن است تصمیم بگیرد سود خود را حداکثر و کاهش ضایعات را کم کرده و برای مثال به نقطه R_0 برساند یا در بدترین حالت، اصلا ضایعات را کاهش ندهد و به نقطه R_{Max} برسد. شرکت دو نوع هزینه برای کنترل آلاینده دارد: ۱- کاهش و ۲- مالیات. هزینه‌های کاهش برابر مساحت محدود به $R_1 - E - R_{Max}$ است. هزینه مالیات برابر با سطح $t - E - R_1 - 0$ است. در صورتی که نهاد نظارتی، نرخ مالیات را t_{Low} درنظر گرفته باشد، نشان می‌دهد که اطلاعات را برای برابری MD و MAC لحاظ نکرده است. در نرخ مالیات t_{Low}، تنها هزینه‌های کاهش که برابر سطح $R_0 - G - R_{Max}$ است، برای شرکت وجود دارد و MD برابر با سطح $O - F - R_0$ ادامه می‌یابد. در سطح تولید متناظر با R_1، از تمام آسیب‌های در سمت راست R_1، اجتناب می‌شود.

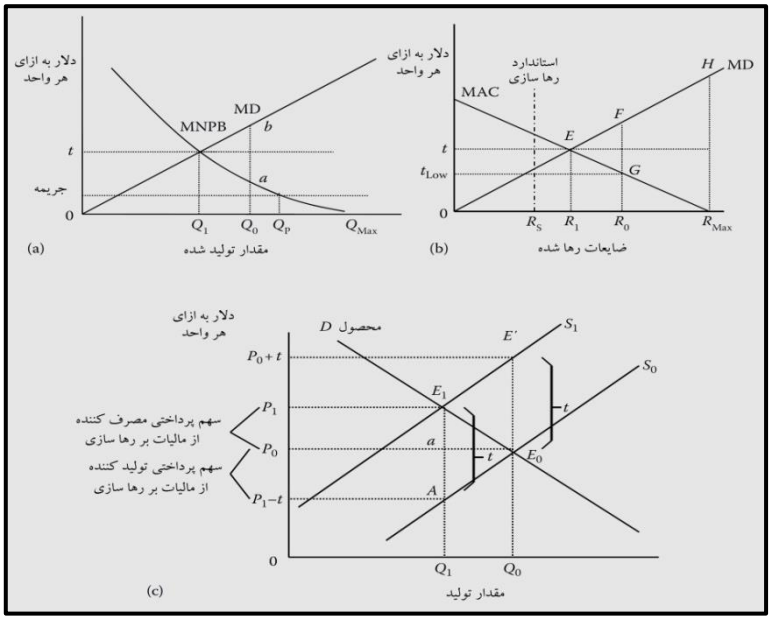
رویکرد نظارتی دولتی باید بین سود خصوصی و آسیب به جامعه، تعادل ایجاد کند. اگر استاندارد انتشار ضایعات برابر با R_S تعیین شود، آنگاه مقدار MAC از MD بیش‌تر می‌شود. اغلب مجموع انواع هزینه‌های کل یک صنعت با مجموع آسیب‌های مورد انتظار عموم مقایسه شده و نهادهای تنظیم‌کننده مقررات، تلاش می‌کنند بین آن‌ها تعادل برقرار کنند. در R_S، نتیجه‌یی حاصل می‌شود که از نظر اجتماعی بهینه نیست. در نتیجه، هزینه‌های خصوصی برای آخرین واحد تولیدی، از همه آسیب‌های نهایی وارد بر جامعه بیش‌تر می‌شود. اگر منحنی‌های MAC و MD برای کل یک صنعت مشابه نمودارهای این نمایه باشند، آنگاه بر اساس تحلیل‌های هزینه- فایده، سود خصوصی در نقطه Q_0 در نمودار a و نقطه R_0 در نمودار b نسبت به آسیب‌های اجتماعی، وزن بیش‌تری خواهند داشت.

هر جا این نگرانی وجود داشته باشد که مالیات اخذشده از شرکت‌ها بسیار بیش‌تر از MD باشد، نهاد تنظیم‌کننده مقررات می‌تواند نسبت به اجرای مالیات انتشار دوبخشی اقدام نماید (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۳۱). در این شرایط، مالیاتی برای انتشار ضایعات کم‌تر از مقدار R_S دریافت نمی‌شود. نهاد نظارتی مالیات t را برای انتشار بیش‌تر از R_S تعیین می‌کند.

تصمیم‌گیری‌های شرکت چه ارتباطی با نتایج بازار دارند؟ نمودار c در این نمایه روابط فرضی عرضه و تقاضا را نشان می‌دهد. نقطه E_0 (محل تلاقی منحنی‌های عرضه و تقاضا) نشان‌دهنده وضعیت تعادل بازار است و در این نقطه، تولید به میزان Q_0 است که با قیمت P_0 مصرف می‌شود. منحنی عرضه (S_0) رویکرد شرکت برای تولیداتش، پیش از اعمال مالیات است. منحنی عرضه به میزان مالیات (t) بالا رفته

و به نقطه S_1 می‌رسد. اگرچه منحنی عرضه به بالا جابه‌جا می‌شود، اما تعادل جدید، حالت E نیست بلکه به E_1 می‌رسد. این تعادل جدید نشان‌دهنده قیمت بیش‌تر، بدون تغییر در منحنی تقاضا است که در آن مقدار تولید و مصرف به مقدار جدید Q_1 با قیمت P_1 تغییر می‌کند.

نمایه ۱۲-۹- اثرات مالیات و جرایم بر انتشار ضایعات در آب‌های زیرزمینی



الف- اثرات مالیات و جرایم بر تولیدات شرکت

Source:
Modifi ed from Turner, R.K. et al., Environmental Economics: An Elementary Introduction, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 1993, 169. With permission.

ب- اثرات مالیات و جرایم بر انتشار ضایعات توسط شرکت

Source:
Modifi ed from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 230. With permission.

ج- اثرات مالیات و جرایم بر عرضه و تقاضا

Source:
Modifi ed from Turner, R.K. et al., Environmental Economics: An Elementary Introduction, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 1993, 172. With permission.

توجه- مالیات، سطح تولید را برای شرکت (نمودار a) و در نتیجه مقدار انتشار آلاینده‌ها (نمودار b) را که از طریق این مالیات‌گذاری کاهش می‌یابد، مشخص می‌کند. جریمه تعیین شده در اینجا بسیار کم است و تاثیری بر عملکرد شرکت (نمودار a) ندارد. مالیات باعث افزایش هزینه‌های مصرف‌کننده و کاهش تقاضای آن‌ها (نمودار c) می‌شود. مصرف‌کننده و تولیدکننده بخشی از مالیات را می‌پردازند.

اثرات فرعی مالیات چندین وجه به شکل زیر دارد:

۱- مصرف‌کنندگان بخشی از مالیات را که برابر با مساحت $P_1 - P_0 - a - E_1$ است، می‌پردازند و مازاد مصرف‌کننده برابر با مساحت $P_1 - P_0 - E_0 - E_1$ از دست می‌رود.

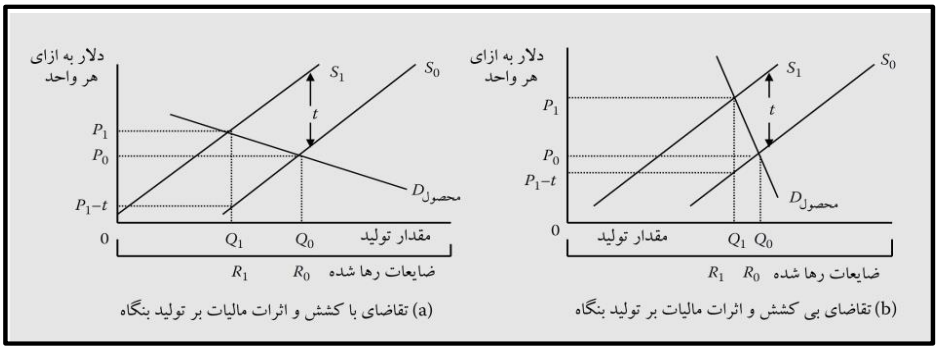
۲- تولیدکنندگان بخشی از مالیات را که برابر با مساحت $P_0 - P_1 - A - a$ است، می‌پردازند در حالی که مازاد تولیدکننده برابر با مساحت $P_0 - P_{1-t} - A - E_0$ از دست می‌رود.

۳- همان‌طور که در سایر نمودارها نشان داده شده است، مالیات باید حداقل از طریق MD اجتناب شده، متعادل شود.

در نمایه‌های (۱۲-۱۰) و (۱۲-۱۱) نمونه‌های دیگری نشان داده شده است.

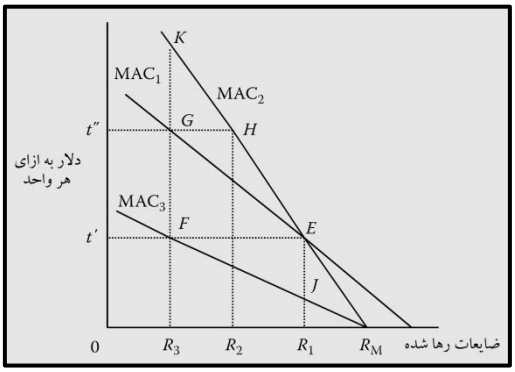
کشش تقاضا برای محصول تولیدشده و عرضه‌شده در بازار، بر تغییر در مقدار تقاضا و ضایعات منتشرشده تاثیرگذار است. در نمودار a از نمایه (۱۲-۱۰)، نمودار یک تقاضای پرکشش (درصد تغییر در کمیت، از درصد تغییر در قیمت بیش‌تر است) نشان داده شده است. اگر تقاضا بی‌کشش باشد (درصد تغییر در کمیت، از درصد تغییر در قیمت کم‌تر است)، آنگاه همان‌طور که در نمودار b نشان داده شده است، اثرات افزایش مالیات بر کاهش میزان تولید و ضایعات منتشرشده در مقایسه با زمانی که تقاضا پرکشش است، کم‌تر خواهد بود. از این رو، ضروری است در ارزیابی اثرات تعیین نوع مالیات برای کاهش انتشار آلاینده‌ها (ضایعات حاصل از تولید)، کشش تقاضا درنظر گرفته شود.

نمایه۱۲-۱۰- انعطاف‌پذیری تقاضا و اثرات مالیات



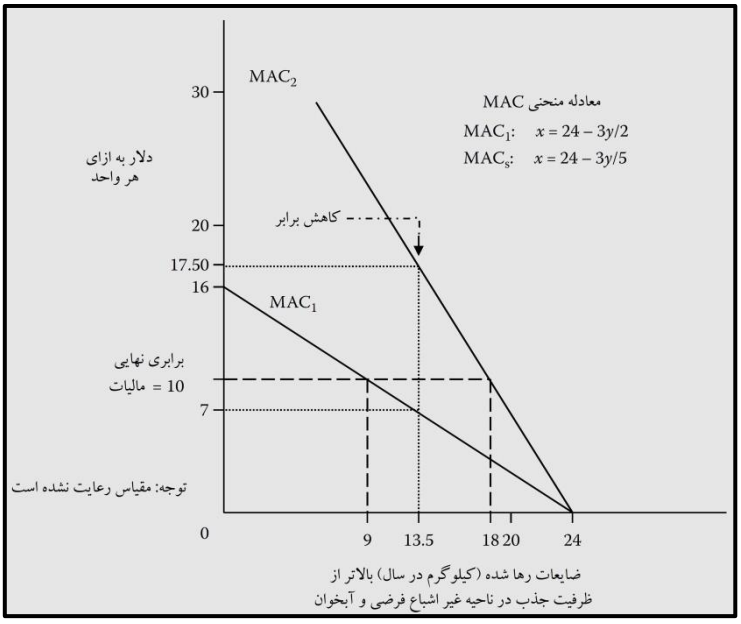
Source:
Modifi ed from Turner, R.K. et al., Environmental Economics: An Elementary Introduction, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 1993, 173. With permission.

نمایه ۱۲-۱۱- عدم قطعیت، نوآوری و مالیات آلاینده



Source:
Modifi ed from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 218, 238, 239, 259.

نمایه ۱۲-۱۲- مالیات بر انتشار ضایعات و اصل اقتصادی برابری نهایی



Source:
Modifi ed from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 232.

در هنگام به کارگیری یک روش مالیاتی، نهاد نظارتی با عدم قطعیت برای شناسایی بازه منحنی‌های MAC شرکت‌های منتشرکننده نوع ضایعات مواجه می‌شود. این شرایط، چالشی را برای نهاد و شرکت‌ها

ایجاد می‌کند. این شرایط در نمایه (۱۲-۱۱) برای دو شرکت که از دو فن‌آوری متفاوت برای کاهش ضایعات بهره می‌برند، به صورت منحنی‌های MAC_1 و MAC_2 نشان داده شده است. در حالت ایده‌آل، قانون‌گذار میزان مالیات را برابر t' تعیین می‌کند. این مقدار اثر یکسانی بر شرکت‌ها دارد و منجر به انتشار آلاینده به میزان R_1 می‌شود. اگر مالیات بسیار بالا تعیین شود (برای مثال به میزان t'')، شرکت ۱ عملکرد خود را به نحوی اصلاح می‌کند تا تولید ضایعات به R_3 برسد. در حالی که شرکت دوم باید ضایعات خود را تا میزان R_2 کاهش دهد. اگر مالیات بسیار پایین باشد (در جایی زیر t')، انتشار ضایعات بیش‌تر از حالت بهینه خواهد بود. بنابراین، نه تنها نهاد با عدم قطعیت روبرو می‌شود، بلکه صنعت نیز باید شرایط مختلفی را برای شرکت‌های تحت تاثیر درنظر بگیرد. نتایج (خروجی‌های) شرکت‌هایی که منحنی MAC آن‌ها شیب تندتری دارد، از شرکت‌های دارای منحنی مسطح‌تر، محدودتر خواهد بود. عدم قطعیت فن‌آوری کنترل آلاینده مورد استفاده در صنایع، نهادهای دولتی را به سمت تعیین استاندارد سوق می‌دهد (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۳۸). قطعا، این مسئله برای رهاسازی ضایعات در آب‌های زیرزمینی نیز صادق است.

با تعیین مالیات بر انتشار ضایعات، در ساخت فن‌آوری‌های کنترل آلاینده‌ها نیز نوآوری بیش‌تری به وجود می‌آید. در نمایه (۱۲-۱۱) از یک منظر دیگر به تصمیمات شرکت‌ها برای به کارگیری فن‌آوری‌های جدید، در شرایط حضور مالیات بر انتشار ضایعات پرداخته شده است. اگر تجهیزات کاهش ضایعات شرکت مطابق منحنی MAC_2 کار کند و نرخ مالیات بر انتشار ضایعات برابر با t' درنظر گرفته شود، عملکرد شرکت همراه با تولید ضایعات به میزان R_1 خواهد بود و در این حالت، کنترل آلاینده برابر با سطح $R_1 - E - R_M$ و مالیات بر انتشار ضایعات با سطح $t' - R - R_1 - o$ برابر می‌شود. وقتی شرکت تصمیم بگیرد تا با استفاده از تحقیق و توسعه، هزینه‌های خود را کاهش دهد، ممکن است به فن‌آوری نوینی با مشخصه‌های MAC_3 دست یابد. با به کارگیری این فن‌آوری، هزینه کنترل ضایعات برابر با $R_3 - F - R_M$ و مالیات بر انتشار ضایعات برابر با $t' - F - R_3 - o$ می‌شود و به مقدار $E - F - R_M$ در هزینه‌ها صرفه‌جویی خواهد شد. تحت این رویکرد، شرکت انگیزه خواهد داشت تا کاهش ضایعات و کاهش هزینه‌های مالیاتی را به صورت هم‌زمان و ترکیبی به کار گیرد (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۳۹). این شرایط در درک تفاوت رویکردهای کنترل ضایعات، مهم است.

کارایی مالیات بر انتشار ضایعات برجسته‌ترین نکته در چنین سیاستی است. مالیات بر انتشار ضایعات را می‌توان برای منابع مختلف، حتی بدون از پیش دانستن سطح دقیق انتشار ضایعات، به کار گرفت. در نمایه (۱۲-۱۲) اطلاعات دو منبع فرضی ۱ و ۲ نشان داده شده است. این دو منبع، ضایعات خود را در زیر سطح زمین تخلیه می‌کنند. تخلیه‌کننده شماره ۱، نوع خاص از فن‌آوری را به کار می‌گیرد که MAC

پایین‌تر و در نتیجه منحنی مسطح‌تری (با شیب کم‌تر) دارد. این حالت می‌تواند با به کارگیری فن‌آوری جدیدتر حاصل شده باشد. تخلیه‌کننده شماره ۲، از یک فن‌آوری قدیمی‌تر و با MAC بالاتر استفاده می‌کند. اگر نرخ مالیات برابر با ۱۰ دلار بر هر کیلوگرم ضایعات منتشرشده باشد، هزینه‌های انطباق در کارخانه به نحوی درنظر گرفته می‌شود که تخلیه‌کننده شماره ۱ ضایعات خود را از ۲۴ کیلوگرم در سال به ۹ کیلوگرم (۶۲/۵ درصد) و تخلیه‌کننده شماره ۲ ضایعات خود را به ۱۸ کیلوگرم در سال (۲۵ درصد) کاهش دهند. با اعمال مالیات یکسان برای همه منابع، MAC یکنواخت بوده و اصل اقتصادی برابری نهایی برای کارایی، رعایت می‌شود. جمع MAC برابر ۱۰۵ دلار (۷۵ دلار برای تخلیه‌کننده شماره ۱ و ۳۰ دلار برای تخلیه‌کننده شماره ۲) به همراه مالیات بر انتشار ضایعات خواهد بود.

چگونه بدانیم این روش کارآمد است؟ در نمایه (۱۲-۱۲) مجموع هزینه‌های انطباق هر دو رویکرد نشان داده شده است. رویکرد اول - کاهش یکسان: در این رویکرد، هر دو تخلیه‌کننده انتشار ضایعات را به یک میزان کاهش می‌دهند و رویکرد دوم - مالیات بر انتشار ضایعات. هر دو رویکرد را می‌توان طوری تنظیم کرد که انتشار ضایعات به یک میزان (مجموع ۲۱ کیلوگرم در سال) کاهش پیدا کند. در رویکرد اول، هر دو تخلیه‌کننده ۱۰/۵ کیلوگرم از تولید ضایعات را کاهش می‌دهند. به همین صورت در حالتی که مالیات بر انتشار ضایعات برابر ۱۰ دلار بر هر کیلوگرم باشد، مجموع ضایعات کاهش یافته ۲۱ کیلوگرم خواهد بود که نتیجه مشابه حالت قبل است؛ یعنی تخلیه‌کننده شماره ۱، ضایعات را به میزان ۱۵ کیلوگرم و تخلیه‌کننده شماره ۲، به میزان ۶ کیلوگرم کاهش می‌دهند. در این نمایه، محاسبات رویکرد کاهش یکسان نشان داده شده است. در این حالت، هر شرکت ضایعات را به مقدار یکسانی کاهش می‌دهند، شاید به این دلیل که نهاد نظارتی اعتقاد دارد نتیجه این کار عادلانه است. در هر دو رویکرد، مجموع هزینه‌های انطباق برابر با جمع هزینه‌های نهایی زیر منحنی MAC است. حجم ضایعات با اعمال رویکرد کاهش یکسان برای هر دو منبع، کاهش یافته و جمع هزینه‌های انطباق برابر ۱۲۸/۶۳ دلار (۳۶/۷۵ دلار برای منبع شماره ۱ و ۹۱/۸۸ دلار برای منبع شماره ۲) می‌شود. هزینه‌های انطباق در شرایط مالیات بر انتشار ضایعات برای دست‌یابی به برابری نهایی نیز ۱۰۵ دلار خواهد بود. کاهش با نسبت یکسان برای صنعت، ۱/۲۲۵ برابر بیش‌تر از رویکرد مالیات بر انتشار ضایعات، هزینه در پی دارد و در این حالت، اصل اقتصادی برابری نهایی برای کارایی نقض می‌شود. هم‌چنین، در صورت آگاهی یا عدم آگاهی نهاد نظارتی از MAC هر منبع، مالیات بر انتشار ضایعات، نتایج کارآمدی در پی خواهد داشت. بنابراین نیازهای اطلاعاتی نهاد نظارتی، کم و عدم قطعیت در خصوص حجم ضایعات کاهش‌یافته، می‌تواند زیاد باشد. برای اطمینان از این که ضایعات نهایتا در محیطی دیگر مانند هوا منتشر نمی‌شوند (مانند پخش آلاینده‌ها در هوا از طریق آب‌های زیرزمینی آلوده به مواد شیمیایی آلی فرار)، می‌توان مالیات مشابهی را برای همه

انواع انتشار ضایعات اعمال و از مشکل جابه‌جایی ضایعات اجتناب کرد و به نتیجه‌یی مطابق با اصل اقتصادی برابری نهایی دست یافت. در این حالت فرض می‌شود که فناوری (که با استفاده از تحقیقات به دست آمده است) می‌تواند انتشار ضایعات را به دقت اندازه‌گیری کرده و در طول زمان، نسبت به مالیات بر انتشار واکنش نشان دهد.

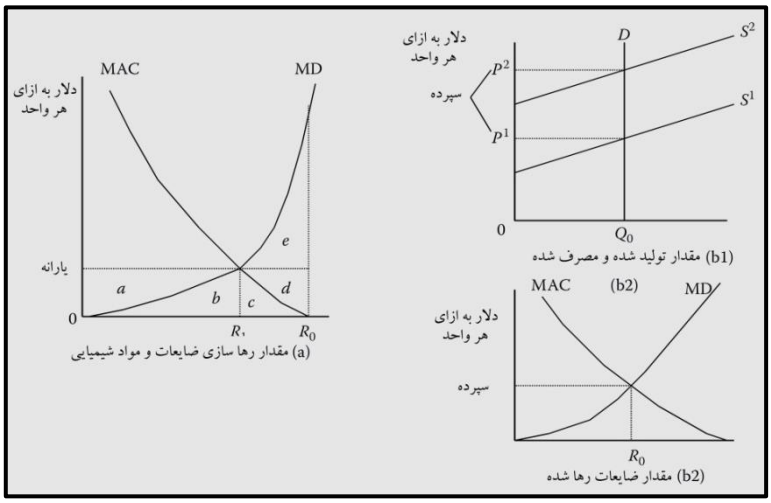
از آن جایی که برداشت آب زیرزمینی از نقاط مشخصی از آبخوان صورت گرفته و احتمالا منابع متعددی از آلاینده‌ها در بالادست چاه‌های برداشت وجود دارند، بنابراین درنظر گرفتن فاصله منبع آلودگی تا چاه‌ها می‌تواند بر نحوه اعمال مالیات بر انتشار ضایعات یا بر انتشار مواد شیمیایی تاثیر داشته باشد. برای مثال، منبع a که حاوی یک ماده شیمیایی است، ۵ کیلومتر بالاتر و مستقیما در بالادست محوطه یک چاه شهری قرار دارد و منبع b نیز حاوی همان ماده شیمیایی بوده و در فاصله ۳ کیلومتر از این چاه قرار دارد. هر چه منبع فاصله دورتری از چاه داشته باشد، در طی فرآیند پخش و جذب، تا یک چهارم رقیق‌تر می‌شود (در این مثال برای دست‌یابی به اهداف، این طور فرض می‌شود). اصل اقتصادی برابری نهایی، فقط در برخی مناطق و بر اساس تاثیر مورد انتظار بر منبع آب شهری اجرا می‌شود. میزان آسیب را می‌توان بر اساس هزینه تصفیه اندازه گرفت و می‌توان از مالیات برای پرداخت هزینه تصفیه استفاده کرد. اگر چندین منبع مختلف آلودگی، هم‌زمان در نواحی بالادست چاه وجود داشته باشد، مالیات بر منابع موجود در یک ناحیه را می‌توان برابر درنظر گرفت، اما نرخ مالیات در هر ناحیه بر اساس تاثیر بر کیفیت آب چاه متفاوت خواهد بود. به این تعریف، مالیات منطقه‌ای برای انتشار ضایعات گفته می‌شود و واقعیت آلاینده‌های پخش شده در کل آبخوان که احتمالا بر آب‌های زیرزمینی نیز اثر می‌گذارند، را نشان می‌دهد. برای انتشار ضایعات در جریان رودخانه‌ها نیز، می‌توان یک رویکرد مشابه را به کار گرفت (برای مثال رجوع کنید به: فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۳۶ – ۲۳۴).

سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر یارانه

یارانه مبلغی است که به یک تولیدکننده (منتشرکننده) ضایعات برای کاهش ضایعات تولیدی پرداخت می‌شود. اگر منتشرکننده تصمیم بگیرد ضایعات بیش‌تری تولید نماید، آنگاه یارانه‌ای دریافت نکرده و هزینه فرصت تولید افزایش می‌یابد. عملکرد یارانه مانند مالیات است، اما شرکت به شکلی متفاوت با آن برخورد می‌کند. در نمودار a از نمایه (۱۲-۱۳) اثر یارانه بر کاهش انتشار ضایعات از R_0 به R_1 (که هدف یارانه است) نشان داده شده است. هر رویکرد یارانه‌ای نیازمند سطح مشابهی از نظارت و مدیریت، در قالب مالیات است. در روش نشان داده شده در نمودار a، یارانه می‌تواند برابر با مبلغ پولی مالیات باشد، اما یارانه تنها در صورتی به تولیدکننده محصول پرداخت می‌شود که او ضایعات خود را کاهش دهد. میزان یارانه با خطی که در نمودار با نام یارانه مشخص شده است، نشان داده می‌شود. مقدار یارانه برای

کاهش ضایعات برابر با سطح زیر c + d است. در این حالت فرض می‌شود که شرکت، فن‌آوری لازم برای رسیدن به منحنی MAC نشان داده شده در نمودار a را داشته و در نتیجه MD به میزان c + d + e کاهش می‌یابد.

نمایه ۱۲-۱۳-یارانه‌ها و انتشار ضایعات در آب‌های زیرزمینی



توجه: نمودار a نشان می‌دهد که یک رویکرد کارآمد، چگونه یارانه لازم برای کاهش انتشار ضایعات را تعیین می‌کند. نمودار b_1، اثر یک برنامه سپرده و بازدهی بر قیمت کالایی که باید کاملا بازیافت شود (مثلا روغن موتور) را نشان می‌دهد. در نمودار b_2 نیز چگونگی تعیین سپرده نشان داده شده است. در منحنی MAC می‌توان هزینه‌های مبادله و پردازش مجدد را لحاظ کرد.

نمایه ۱۲-۱۴- مقایسه یارانه‌ها و مالیات اعمال شده بر انتشار ضایعات در آب‌های زیرزمینی

ضایعات منتشر شده بیش‌تر از *AC	MAC	کل هزینه کاهش ضایعات (TAC)	یارانه برای انتشار ضایعات		مالیات یکنواخت انتشار	
			یارانه برای ۴۵ دلار بر کیلوگرم	یارانه کاهش TAC	مالیات برای ۴۵ دلار بر کیلوگرم	مجموع هزینه‌ها (TAC + مالیات)
کیلوگرم در سال						
۱۰۰	۰	۰	۰	۰	۴۵۰۰	۴۵۰۰
۹۰	۵۰	۵۰	۴۵۰	۴۰۰	۴۰۵۰	۴۱۰۰
۸۰	۱۰۵	۱۵۵	۹۰۰	۷۴۵	۳۶۰۰	۳۷۵۵
۷۰	۱۸۰	۳۳۵	۱۳۵۰	۹۹۵	۳۱۵۰	۳۴۸۵
۶۰	۲۶۰	۵۹۵	۱۸۰۰	۱۲۰۵	۲۷۰۰	۳۲۹۵
۵۰	۳۴۰	۹۳۵	۲۲۵۰	۱۳۱۵	۲۲۵۰	۳۱۸۵
۴۰	۴۴۵	۱۳۸۰	۲۷۰۰	۱۳۲۰	۱۸۰۰	۳۱۸۰
۳۰	۵۸۰	۱۹۶۰	۱۳۵۰	۳۳۱۰	۳۱۵۰	۱۱۹۰
۲۰	۷۰۰	۲۶۶۰	۳۶۰۰	۹۴۰	۹۰۰	۳۵۶۰
۱۰	۸۲۰	۳۴۸۰	۴۰۵۰	۵۷۰	۴۵۰	۳۹۳۰
۰	۱۰۲۰	۴۵۰۰	۴۵۰۰	۰	۰	۴۵۰۰

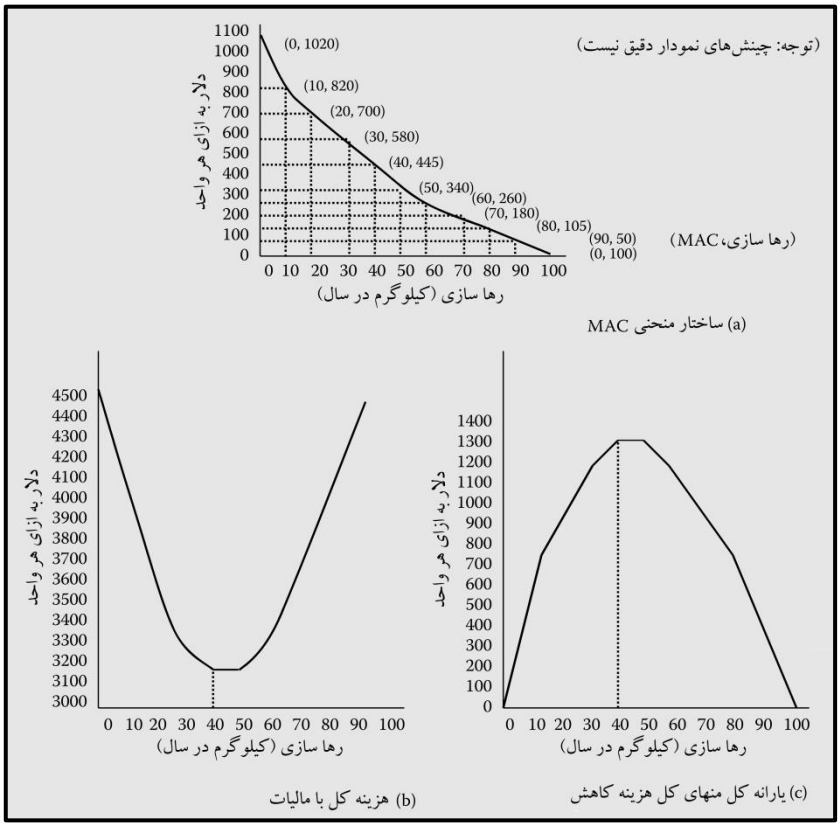
Source:
Modified from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 228, 244.
* 65 کیلوگرم در سال، تخمینی از ظرفیت جذب (AC) برای یک آبخوان و ناحیه فرضی غیراشباع در این مثال است.

تفاوت مالیات بر انتشار و یارانه، از نظر تاثیر بر تصمیم شرکت‌های حاضر در یک حوزه از صنعت چیست؟ در نمایه (۱۲-۱۴) مقایسه بین مالیات و یارانه برای یک مقدار یکسان (۴۵ دلار بر هر کیلوگرم ضایعات) نشان داده شده است. در این مثال فرض می‌شود ۶۵ کیلوگرم در سال می‌تواند جذب شود، بدون این که آسیبی به سلامت انسان یا محیط زیست وارد گردد. در مورد مالیات (سمت راست نمایه)، شرکت به دنبال عملکردی است که در آن مجموع هزینه‌های انتشار ضایعات، با درنظر گرفتن هزینه‌ها و مالیات کاهش ضایعات، به حداقل برسد. در این مورد، اگر مقدار انتشار ضایعات برابر ۴۰ کیلوگرم در سال باشد، مجموع هزینه‌ها به کم‌ترین میزان و به ۳۱۸۰ دلار در سال (جمع MAC حداکثر به میزان ۴۰ کیلوگرم در سال) می‌رسد. با یارانه‌یی به همین مقدار (۴۵ کیلوگرم ضایعات در سال)، شرکت به دنبال بیشینه کردن درآمدها با استفاده از یارانه خواهد بود. در نمایه (۱۲-۱۴) بیشینه درآمد، با استفاده از یارانه، ۱۳۲۰ دلار و میزان انتشار ضایعات در سال برابر با ۴۰ کیلوگرم است که مشابه رویکرد مالیات است. برای منتشرکننده ضایعات، یارانه مانند یک هزینه فرصت عمل می‌کند. اگر شرکت تصمیم بگیرد مقداری از ضایعات را رهاسازی کند، در واقع یارانه‌ای را که می‌توانست در صورت عدم انتشار دریافت کند، از دست خواهد داد (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۴۳).

نتایج نمایه (۱۲-۱۴) برای MAC، مجموع هزینه‌ها به علاوه مالیات و مجموع یارانه‌ها منهای مجموع هزینه‌های کاهش ضایعات به شکل گرافیکی در نمایه (۱۲-۱۵) نشان داده شده است. هدف این نمودارها نشان دادن نحوه ترسیم هزینه‌های شرکت از دو منظر مالیات و یارانه است، در حالی که تصمیم نهایی برای عملکرد شرکت، در هر دو حالت یکسان است.

در اثر به‌کارگیری یارانه برای کل یک صنعت یا مجموعه‌یی از صنایعی که ضایعات یکسانی را منتشر می‌کنند، ممکن است ضایعات منتشرشده از سطوح مورد نظر بیش‌تر شود. در ابتدا، شرکت یا صنعت ممکن است در مرحله برآورد یارانه، تصمیم به افزایش انتشار ضایعات بگیرد تا انتشار مبنا (یارانه بر اساس انتشار مبنا محاسبه می‌شود) را افزایش دهد. دوم، در این شرایط، وجود یارانه، شرکت را در حالت مزیت نسبی برای بیشینه کردن درآمد ناشی از آن قرار می‌دهد و به همین دلیل، شرکت‌های جدید برای حضور در صنعت، علاقه نشان می‌دهند و در نتیجه، انتشار ضایعات در آینده افزایش خواهد یافت. در روش‌های پیچیده‌تر اعطای یارانه، می‌بایست نتایج (خروجی‌های) ناخواسته ناشی از آن شناسایی شود.

نمایه ۱۲-۱۵- نتایج گرافیکی مالیات و یارانه‌ها بر اساس نمایه (۱۲-۱۴)



Source:
Modifi ed from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 228

استفاده از روش سپرده‌گذاری و بازپرداخت نیز راهی برای کنترل ضایعات محصولاتی است که بخشی از آن‌ها یا کل آن‌ها دور ریخته می‌شود. از این روش می‌توان برای کاهش اثرات منفی بر آب‌های زیرزمینی و سایر منابع اکوسیستم استفاده کرد. سپرده، مالیات بر محصول آماده مصرف است و بازپرداخت، یارانه‌ای برای تشویق به بازیافت محصول مصرف شده است. کشور آلمان این روش را برای روغن‌های صنعتی که پس از مصرف دور ریخته می‌شدند، به کار گرفت. این طرح مشوقی بود تا بین فرآوری‌کنندگان روغن ضایعاتی، رقابت ایجاد شود (به نقل از فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۴۵، برداشت شده از بوم، ۱۹۸۱).

نتایج اقتصادی کلی یک طرح سپرده – بازپرداخت در نمایه (۱۲-۱۳) نشان داده شده است. در نمودار b_1، سپرده در افزایش قیمت از P^1 تا P^2 و در جابه‌جایی صورت گرفته در منحنی عرضه، از S^1 به S^2 انعکاس داده شده است. میزان سپرده کارآمد برای محصولاتی مانند روغن و سایر فرآورده‌های شیمیایی

که برای آن به سپرده‌گذاری نیاز بوده و هم‌چنین پس از مصرف به عنوان ضایعات محسوب می‌شوند، در نمودار b_2 نشان داده شده است. سپرده می‌تواند MAC، هزینه‌های تراکنش‌های مالی مناسب برای مصرف‌کنندگانی که بازچرخانی می‌کنند و هزینه‌های فرآوری مجدد را با MD (مانند آب زیرزمینی آلوده و اثرات ناشی از ارائه آن به مصرف‌کنندگان) متعادل کند.

سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر عوارض محصول

اعمال عوارض (یا هزینه استفاده) بر محصولاتی که پس از مصرف و دورریز باعث آلوده شدن آب‌های زیرزمینی می‌شوند، نتایج اقتصادی مشابه وضع مالیات بر محصول را دارد. این نتیجه در نمودار c از نمایه (۹-۱۲)، نشان داده شده است. عوارض، منحنی عرضه را از S_0 به S_1 جابه‌جا کرده و قیمت برای مصرف‌کننده را به P_1 تغییر می‌دهد. مصرف‌کنندگان بخشی از عوارض و تولیدکنندگان بخش دیگر آن را پرداخت می‌کنند و خروجی خالص تولید از Q_0 به Q_1 (که قیمت بیش‌تری دارد) کاهش می‌یابد.

سیاست کنترل آلاینده با اتکا بر مجوزهای انتشار قابل انتقال

یکی از استراتژی‌های مرسوم نهادهای نظارتی برای کنترل انتشار ضایعات و مواد شیمیایی در آب‌های زیرزمینی، صدور مجوز تخلیه برای میزان مشخصی از ضایعات و مواد شیمیایی در اکوسیستم است. تعدادی از ایالت‌های آمریکا مانند آیووا و نیوجرسی این مجوزها را برای آب‌های زیرزمینی صادر می‌کنند. یک فرض اساسی درباره سلامت عمومی یا حفاظت از اکوسیستم این است که نهاد صادرکننده مجوز در خصوص حجم بهینه تخلیه، دارای اطلاعات کامل است. حق رهاسازی حجم مشخصی از ضایعات یا مواد شیمیایی به صاحب جواز (فرد دارای مجوز) داده می‌شود. رویکرد جدید در این استراتژی این است که علاوه بر برقراری رابطه بین نهاد صادرکننده و فرد گیرنده مجوز، میان سایر افراد دارای مجوز، نیز رابطه برقرار باشد. به این حالت که نوعی حق مالکیت به حساب می‌آید، مجوز انتشار قابل انتقال گفته می‌شود. دلیل این انتقال (خرید و فروش مجوز) منافع شخصی منتشرکنندگان ضایعات با هدف بهینه کردن هزینه‌های نهایی کاهش ضایعات در محدوده انتشار مجاز است. در مورد مجوزهای قابل انتقال، هر شرکتی می‌تواند بسته به منحنی MAC خود، نسبت به خرید و فروش واحدهای انتشار مجازی اقدام نماید. نهاد نظارتی می‌تواند قیمت اولیه را تعیین کرده یا میان دارندگان مجوز، مزایده برگزار نماید و یا می‌تواند حداقل قیمت مجوزهای دائمی را که به عنوان یک مالیات داخلی بر شرکت‌های یک حوزه صنعتی اعمال می‌کند، تعیین نماید. نهاد می‌تواند، درصدی از هر معامله را بر اساس واحد انتشار برای تامین هزینه‌های اداری خود اختصاص دهد یا می‌تواند مقداری یکسانی را از هر معامله دریافت کند. اساس کار بازار مجوزهای انتشار ضایعات و مواد شیمیایی، این است که نحوه قیمت‌گذاری برای همه مجوزداران مشخص

و معلوم باشد. در این شرایط، اصل اقتصادی برابری نهایی برای مجوزهایی که با قیمت بازاری مبادله می‌شوند، نیز رعایت می‌شود.

مجوزهای انتشار قابل انتقال رویکرد بازاری، برای رهاسازی مقدار محدودی از ضایعات است. این رویکرد به عنوان روشی کارآمدتر در کنترل آلاینده‌ها در محیط زیست شناخته می‌شود. در ایالات متحده، آژانس حفاظت از محیط زیست در ژانویه ۲۰۰۳، تجارت کیفیت آب را راه‌اندازی کرد. دلیل این کار، این بود که رویکردهای بازارمحور نسبت به رویکردهای نظارتی سنتی، انعطاف‌پذیری بیش‌تری دارند و پتانسیل این روش در مقایسه با روش‌های قدیمی برای تامین کیفیت آب بهتر و دست‌یابی به مزیت‌های محیط زیستی، بیش‌تر است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۳). مثال‌های نقل شده در خصوص سیاست مجوزهای انتشار قابل انتقال برای کیفیت آب در بخش مراجع، شامل رهاسازی ضایعات در آب‌های زیرزمینی نمی‌شود. در یک بازار خرید و فروش مجوز، اگر دولت یا نهاد مرکزی تمایل به کاهش انتشار ضایعات در آب‌های زیرزمینی تا حد مشخصی (که در حالت ایده‌آل، بر اساس اهداف اکوسیستمی تعیین می‌شود) داشته باشد، آنگاه در خصوص صدور مجوز تصمیم‌گیری می‌کند. معمولا، مقداری از انتشار ضایعات باید به دلیل رعایت استانداردهای بهداشتی و محیط زیستی به طور کامل حذف و نابود شوند یا حداقل سطح انتشار باید در محدوده این استانداردها حفظ شده و از آن بیش‌تر نشود. در این حالت، شرایط عرضه و تقاضا، ایجاد می‌شود که می‌توان آن‌ها را به ترتیب در دو منحنی متقاطع مانند نمایه (۸-۱) نشان داد. تقاطع منحنی‌های عرضه و تقاضا، قیمت مجوزهای انتشار قابل انتقال را برای تعداد مجوزهایی که دولت مشخص کرده و صنعت به آن‌ها نیاز دارد، تعیین می‌کند.

تعیین تعداد مجوزهای قابل مبادله در بازار از چالش‌های اصلی نهاد نظارتی بوده و رفع این چالش، اقدام مهمی است که بر قیمت مجوز اثر دارد. نهاد نظارتی می‌تواند با کسب اطلاع از منحنی MAC صنعت همراه با تعداد واحد ضایعات مورد انتظار، تعداد مجوزها را تعیین نماید. عوامل دیگری نیز بر قیمت مجوزها اثرگذار است و این عوامل مشخص می‌کنند که چه کسی می‌تواند مجوز داشته باشد. از آن جایی که آب زیرزمینی معمولا در مقیاس محلی مدیریت می‌شود (مگر این که ارتباط آن با آب‌های سطحی درنظر گرفته شود)، کیفیت آن در آینده، تحت تاثیر عوامل موجود در بازار مجوزها، قرار می‌گیرد.

انتشار قابل انتقال (به عنوان یک حق مالکیت)، انگیزه‌یی برای یافتن روش‌های کاهش هزینه‌های عملیات حذف (نابودی) ضایعات ایجاد می‌کنند. نمایه (۱۲-۱۱)، نتیجه یک نوآوری در مجوزهای فن‌آوری را نشان می‌دهد که برای مجوزهای قابل انتقال نیز کاربرد دارد. در مورد مجوزهای قابل انتقال، فرض می‌شود که t' نشان‌دهنده قیمت مجوز برای فن‌آوری کنونی تصفیه آلاینده‌ها در MAC_2 و نتایج تعداد R_1 واحد از ضایعات منتشر شده است. با داشتن مجوزهای قابل انتقالی که بر هزینه کسب‌وکارها در یک صنعت اثر می‌گذارد،

شرکت‌های فعال در زمینه پژوهش و توسعه فن‌آوری‌های کاهش هزینه‌های ضایعات می‌توانند هزینه‌های عملیاتی خود را کاهش داده و سپس مجوزهای مازاد خود را به فروش برسانند (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۵۸). در R_2، هزینه‌های کاهش ضایعات شرکت برابر با سطح $R_1 - E - R_M$ است. اگر شرکت بتواند فن‌آوری خاصی را به کار بگیرد که هزینه‌های نهایی آن مطابق نمودار MAC_3 باشد، مقدار انتشار و هزینه‌های ضایعات تغییر قابل ملاحظه‌ای می‌کنند. اگر قیمت مجوز به t' برسد، آنگاه انتشار ضایعات شرکت به R_3 تغییر می‌کند و هزینه‌های کاهش برابر با سطح $R_3 - F - R_M$ خواهد بود و در این حالت، فرصت فروش مجوزهای مازاد، درآمدی برابر با $t'(R_1 - R_3)$ خواهد داشت که برابر با سطح $R_1 - F - R_M$ است. در این حالت هزینه و درآمد شرکت برابر با

$$(R_1 - E - R_M) - (R_3 - F - R_M) + (R_1 - R_3 - F - E) = (R_M - F - E)$$

خواهد بود. این همان نتیجه‌ای است که در صورتی که مالیات بر انتشار ضایعات، به عنوان قیمت بازاری مجوز درنظر گرفته شود، حاصل می‌گردد. این نتیجه در نمایه (۱۲-۱۱) نشان داده شده است (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۵۹). بنابراین مجوزهای قابل انتقال می‌توانند در شرایط سازمانی یا سیاسی خاص، یک ابزار اقتصادی جایگزین برای مالیات بر انتشار ضایعات باشند.

بازار خرید و فروش حق انتشار، به نحوی که در بالا تشریح شد، می‌تواند برای آب زیرزمینی، چه در موارد کنترل کاربرد مواد شیمیایی و در نتیجه پسماندهای کشاورزی و چه در سایر موارد تخلیه زیرسطحی مواد برای منابع کانونی آلاینده و حتی در موارد جداسازی دی اکسید کربن در زیر سطح زمین، به کار رود. با افزایش تقاضا برای آب‌های زیرزمینی و مشخص شدن هزینه‌های نهایی بهداشت عمومی و عوامل خارجی اکوسیستم، مجوزهای قابل انتقالی که به بازار، امکان تعیین قیمت خدمات فرآوری ضایعات را برای نواحی مختلف می‌دهند، مورد توجه و کاربرد بیش‌تری قرار می‌گیرند. این امر ممکن است نوآوری‌های بیش‌تری را به همراه داشته باشد که در نتیجه باعث کاهش انتشار ضایعات خواهد شد.

بازار برای خدماتی که قبلا رایگان بوده‌اند

مجموعه‌یی از خدمات عمومی رایگان آب‌های زیرزمینی و محیط زیرزمینی، چندان مورد توجه قرار نگرفته‌اند. تلاشی که برای طبقه‌بندی این خدمات انجام شد، نشان داد که برای آب‌های زیرزمینی ۱۳ خدمت به عنوان یک منبع ذخیره و ۱۸ خدمت به عنوان یک منبع جریان شناخته شده است (برگستروم و همکاران، ۱۹۹۶) و مشخصا بسیاری از خدمات ناشناخته، درنظر گرفته نشده‌اند. عمده این خدمات عمومی بوده و رایگان ارائه می‌شوند. برای مثال، برخی شرکت‌هایی که ضایعات شیمیایی مایع تولید می‌کنند، به دلایل محیط زیستی و اقتصادی نمی‌توانند آن‌ها را در آب‌های سطحی تخلیه کنند. چنین

شرکت‌هایی در ایالات متحده می‌توانند مطابق برنامه کنترل تزریقات زیرزمینی که بر اساس قانون آب آشامیدنی ایمن تهیه شده است، برای تزریق این ضایعات در اعماق زمین، مجوز درخواست کنند. در اتحادیه اروپا و سایر کشورها نیز چنین برنامه‌هایی وجود دارد. در حالی که هزینه‌ای به شرکت‌ها بابت اخذ مجوز برای تزریق، تصفیه ضایعات مایع تا کیفیتی مشخص و تزریق آن در زیرزمین تحمیل می‌شود، اما ارزش محیط زیرزمینی به عنوان محلی برای دورریز درنظر گرفته نمی‌شود. در روش تزریق زیرزمینی، عمق تخلیه به عنوان ناحیه بدون جابه‌جایی درنظر گرفته می‌شود، به این معنی که از لحاظ فنی انتظار می‌رود، هیچ جابه‌جایی و حرکتی در وضعیت ضایعات رخ نخواهد داد. برای ایجاد بازاری برای این نوع تخلیه، دولت می‌تواند نواحی عمیقی را برای تخلیه مشخص کند. این مناطق باید تحت کنترل دولت بوده و استفاده از آن‌ها به مزایده گذاشته شود. این اقدام باعث ایجاد انگیزه لازم برای تحقیق و پژوهش در زمینه تصفیه مقرون به صرفه‌تر ضایعات مایع می‌شود.

تغییرات اقلیمی می‌تواند بازاری برای محیط‌های زیرزمینی برای دفع دی اکسید کربن ایجاد نماید. ارزش این بازار که از طریق مزایده مشخص می‌شود، مبنایی برای تعیین بخشی از ارزش محیط زیرزمینی به عنوان محلی برای تخلیه ضایعات (در حالی که هم اکنون این منبع ارزشی ندارد) است. مجوزهای قابل انتقال انتشار دی اکسید کربن فرصتی برای پیشرفت‌های بیش‌تر در زمینه کاهش و مدیریت دی اکسید کربن است. این ماده قابلیت تاثیرگذاری بر آب‌های زیرزمینی را دارد. توجه داشته باشید که با چنین چارچوبی، در صورتی که مجوزهای قابل انتقال انتشار دی اکسید کربن برای همه محیط‌ها (هوا، آب و زیرزمین) درنظر گرفته نشود، آنگاه این ماده در بی‌ارزش‌ترین یا کم ارزش‌ترین این محیط‌ها رها خواهد شد. اگر معیارهای ارزیابی مذکور را لحاظ کنیم، مزایده برای تعیین ارزش استفاده از اعماق زیرزمینی به عنوان محلی برای دفع ضایعات، زمانی صورت خواهد گرفت که تعهدات کشور در یک قطعنامه (حکم)، به صورت واضح و مورد پذیرش عموم مشخص شده باشد. از آنجایی که ما دانش کاملی درباره هدف و کارکرد ذاتی اکوسیستم این منطقه در اختیار نداریم، بنابراین بیش‌ترین ارزش مزایده با کم‌ترین ارزش اقتصادی برابر خواهد بود. برای درنظر گرفتن ارزش مزایده‌ای خدمات اعماق زیرزمینی برای دفع ضایعات، هر چیزی به جز کم‌ترین ارزش اقتصادی به مثابه فرآیند استخراج آب زیرزمینی در قرن بیستم خواهد بود. در واقع برداشت آب زیرزمینی در قرن بیستم بدون توجه به احتمال فرونشست زمین و شوری خاک، انجام می‌شد، زیرا در آن زمان این مسائل از حوزه دانش بشر فراتر بود. در آن زمان، ارزش لایه‌های بالاتر زمین که حاوی آب زیرزمینی بودند، به عنوان یکی از خدمات مهم آب زیرزمینی ناشناخته مانده بود. امروزه درک ما از آب زیرزمینی و حرکت و کیفیت آن بسیار بیش‌تر شده است و ما قادریم خدماتی را که قبلا رایگان بوده‌اند (حداقل بخشی از آن‌ها را)، شناسایی کرده و مد نظر قرار دهیم.

معیارهای باقی‌مانده ارزیابی ابزارهای اقتصادی

سیاست‌های ابزارهای اقتصادی، امکانات منحصر به فردی برای صرفه‌جویی و حفاظت از آب‌های زیرزمینی در اختیار ما قرار می‌دهند که وقتی با سایر معیارهای ارزیابی همراه شوند، نتایج زیر را به دنبال خواهند داشت:

مشوق پویا

بسیاری از این سیاست‌ها، محرکی برای پژوهش و نوآوری به منظور پاسخ‌گویی به افزایش قیمت‌ها برای مشتری هستند. مالیات بر استفاده بیش از حد از آب زیرزمینی و انتشار آلاینده‌ها، مروج پژوهش بیش‌تری برای شناسایی گزینه‌هایی است که می‌توانند هزینه مصرف و دفع ضایعات را پایین بیاورند.

حداقل الزامات اطلاعاتی

همه این سیاست‌ها به پایش آب زیرزمینی و ردیابی اطلاعات توسط یک نهاد مرکزی یا مقام قضایی نیاز دارند. بسته به الزامات و نحوه اجرای آن‌ها، این پایش می‌تواند هزینه قابل توجه‌یی داشته باشد. این هزینه را می‌توان به عنوان هزینه انجام کار درنظر گرفت که احتمالا باعث افزایش هزینه‌های مصرف‌کننده خواهد شد. تعیین میزان مناسب مالیات و عوارض، نیازمند اطلاعات است. برای توسعه دسترسی به اطلاعات کافی می‌توان با استفاده از رویکرد سعی و خطا، نیازهای اطلاعاتی را در بلندمدت کاهش داد. از این رو برای پیاده‌سازی این ابزارهای اقتصادی به عنوان وسیله‌یی برای حفاظت از آب زیرزمینی، اطلاعات فراوانی مورد نیاز است. با ظهور روش‌های تبادل داده الکترونیکی ایمن، هزینه این الزامات نیز کم‌تر شده است.

حداقل هزینه‌های مدیریتی

تعیین مالیات و عوارض به مدیریت قابل توجه‌ای نیاز ندارد. با این حال، یکی از مسئولیت‌های مدیریتی، اطمینان از کارکرد زیست‌محیطی مورد انتظار است. این مسئله برای مجوزهای قابل انتقال و بازارهای خدمات پیش‌تر رایگان نیز صادق است. عوارض بر محصول را می‌توان با سیستم‌های اداری موجود پیاده نمود، اما تعیین میزان عوارض مناسب، نیازمند روش‌های سعی و خطا یا اطلاعات بسیار بیش‌تری است. نهاد مدیریت مرکزی برای بررسی نتایج پایش، به منظور اطمینان از انطباق با قانون و عدالت، باید منابع مالی در اختیار داشته باشد.

توافق همراه با قواعد اخلاقی

دست‌یابی به نتایج زیست‌محیطی مثبت، با صرف کم‌ترین هزینه عادلانه، با اهداف حکمرانی مطلوب و اقدامات مورد قبول عموم، هم‌راستا است. حالت منصفانه این است که هزینه خدمات آب زیرزمینی مصرفی، توسط مصرف‌کننده پرداخت شود. چالش اخلاقی این است که آیا باید از افراد فقیرتر نیز نرخ‌های زیاد برای آب دریافت شود؟ یکی از روش‌های رفع این معضل، تعیین خط زندگی یا نرخ یارانه برای افراد کم‌درآمد است. برای پاسخ‌گویی به این مسئله باید همه روش‌های ممکن را از نظر اقتصادی ارزیابی کرد.

استانداردهای عملکرد محیط زیستی

تعیین استاندارد برای مصرف آب یا غلظت آلاینده، از پرکاربردترین سیاست‌های زیست‌محیطی است. همان‌طور که قبلا گفته شد، استاندارد عملکرد زیست‌محیطی بیش‌ترین یا کم‌ترین سطح عملکرد مجاز منابع است که معمولا برای غلظت آلاینده‌ها، میزان مصرف آب، فن‌آوری مورد استفاده و یا مراحل فرآیند طی شده، به کار می‌رود. استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی شامل حدود کمی، غلظت آلاینده در محیط، انتشار یا رهاسازی آلاینده و محتوای آن و الزامات خاص فن‌آوری و بهترین اقدامات، می‌شود.

مقیاس اکوسیستم

استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی ممکن است بیش‌ترین قابلیت به‌کارگیری را در نشان دادن مقیاس اکوسیستم و به طور خاص، برای سیاست‌های کنترل حد کمی و غلظت آلاینده‌های موجود در آب‌های زیرزمینی داشته باشند. معمولا، چنین استانداردهایی برای فعالیت‌های مرتبط با کل یک حوزه قضایی (می‌تواند یک شهر، ایالت یا کشور باشد) اعمال می‌شوند. این استانداردها به نوبه خود حتی می‌توانند در سطح یک آبخوان یا حوضه آبریز مدیریت شوند. انتظار می‌رود استانداردهای عملکردی ظرفیت بیش‌تری در تعیین منافع حاصل از حفظ سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی داشته باشند، زیرا به وسیله فعالیت‌هایی مانند مصرف آب زیرزمینی یا انتقال آلاینده، می‌توان اهداف مشخصی را تعیین کرد و به آن دست یافت. چالش اطمینان از حفظ سرمایه‌های طبیعی از طریق کاربرد استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی، این است که آیا این استانداردها به طور خاص برای این منظور تعیین شده‌اند یا آن‌ها را به سایر دلایل زیست‌محیطی، انتخاب کرده‌اند. نکته اخیر، یکی از جوانب اصلی توسعه پایدار است که در فصل ۱۴ بیش‌تر مورد بررسی قرار می‌گیرد.

واکنش مثبت اکوسیستم

در صورت پیاده‌سازی و اجرای استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی، تمرکز آن‌ها به طور خاص بر بهبود شرایط کیفی و کمی آب‌های زیرزمینی خواهد بود. در حالی که این استانداردها نسبتا دقیق تعیین شده‌اند، اما توسعه آن‌ها به جای درنظر گفتن و مشاهده اثرات بزرگ‌تر اکوسیستم (که احتمال وقوع دارند)، معمولا بر اساس یک فرآیند ارزیابی ریسک و تست‌های آزمایشگاهی، صورت می‌گیرد.

استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی اغلب به مسائل مربوط به سلامت و بهداشت انسان، مانند حداکثر غلظت مجاز آلاینده در آب آشامیدنی نیز می‌پردازند. باید توجه داشت که حذف بخشی از آلاینده‌ها از آب، می‌تواند منجر به تولید ضایعاتی شود که خود نیاز به دفع دارد. موازنه هزینه‌های دست‌یابی به اثرات بهداشتی و هزینه‌های تخلیه مناسب ضایعات، یکی از چالش‌های حوزه سلامت و حفظ اکوسیستم است و اغلب با استفاده از تحلیل هزینه- فایده به آن پرداخته می‌شود.

برابری

به نظر می‌رسد که استانداردها مشابه یکدیگر بوده و همه نهادها را به طور یکسان تحت تاثیر قرار می‌دهند. با این حال، می‌توان آن‌ها را طوری پیاده‌سازی کرد که ملاحظات منطقه‌ای مربوط به کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی نیز در آن‌ها لحاظ شده باشد. قطعا استانداردهای عملکردی آب‌های زیرزمینی را می‌توان در سطوح مختلف دولتی اجرا کرد و در هر یک از این سطوح، می‌توان جنبه‌های خاصی از آب‌های زیرزمینی را با توجه به مقیاس مربوطه بررسی نمود. نتیجه می‌تواند بسته به عامل تحت کنترل، یک استاندارد متغیر باشد. استانداردها را می‌توان متناسب با بخش‌های خاصی از جامعه طراحی نمود. برای مثال، استانداردهای حفاظت از بهداشت و ایمنی را می‌توان در هر جایی به کار برد و در عین حال می‌توان آن را در سطوحی دقیق‌تر تعریف کرد تا برای جمعیت‌های حساس و آسیب‌پذیر مناسب باشد.

بازدهی و کارایی اقتصادی

در رویکرد استانداردها (CAC)، استاندارد بر اساس قانون تنظیم می‌شود و انتظار می رود همه به آن پایبند باشند. دلایل محبوبیت و استفاده گسترده از استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی به شرح زیر است (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۰۷ - ۲۰۶):

۱- به نظر ساده می‌آیند، یعنی معمولا یک عدد حد کمی یا غلظت آلاینده را نشان می‌دهد (مثلا ۱۰ ppm)

۲- هدف را تعیین می‌کنند: حجم مشخصی از آب یا غلظت مشخصی از یک آلاینده خاص

۳- نهادهای تحت تاثیر مستقیم (معمولا از نظر دسته‌ای که در آن قرار می‌گیرند) را شناسایی می‌کنند: عرضه‌کنندگان آب، محل‌های دفن زباله یا مصرف‌کنندگان مواد شیمیایی

٤- حس عدالت ایجاد می‌کنند: به طوری که همه نهادها باید به یک هدف، واکنش نشان دهند

٥- درست و غلط را از لحاظ قانونی به صراحت تعریف می‌کنند: در محدوده استاندارد یا بیرون از محدوده آن

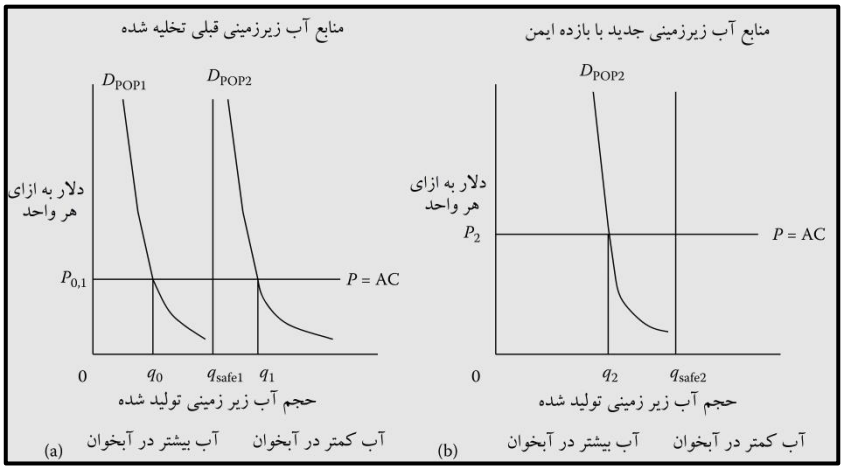
در عمل، استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی پیچیده‌تر هستند و در پیاده‌سازی و اجرا، انعطاف-پذیری زیادی وجود دارد. انتخاب بهترین استاندارد ممکن برای کمیت آب زیرزمینی و برای میزان تولید و یا برای کیفیت آن، با درنظر گرفتن منابع آلایندگی نقطه‌ای و غیرنقطه‌ای مشکل است، زیرا شناخت فرآیندهای فیزیکی زیرزمینی دشوار است (وزارت کشاورزی ایالات متحده، بدون تاریخ، ص ۵۹).

حدود کمی منابع آب

رویکرد مناسب برای حدود کمی، می‌تواند تلاش برای مدیریت سطح تولید آب زیرزمینی به اندازه‌ای باشد که آب را برای بلندمدت حفظ کند. در نمایه (۱۲-۱۶) به اهمیت اقتصادی چنین حدی برای تامین آب پرداخته شده است. مطابق نمودار a، سیاست معمول قیمت‌گذاری آب اجازه می‌دهد با افزایش جمعیت از D_{POP1} به D_{POP2}، منحنی تقاضا نیز جابه‌جا شود و در عین حال قیمت ثابت بماند. این تقاضاها منجر به برداشت مقادیر q_0 و q_1 آب زیرزمینی از آبخوان می‌شود. در قیمت $P_{0,1}$ هم‌زمان با رشد تقاضا، درآمد نیز افزایش می‌یابد. با این حال، هزینه نهایی تولید آب زیرزمینی بیش‌تر از این قیمت بوده و ممکن است وقتی MC به q_{safe1} (حد برداشت ایمن از آبخوان) میل می‌کند، تقریبا عمودی شود. در حقیقت، در q_1، آبخوان در حال تخلیه است، یعنی با نرخی بیش‌تر از حد برداشت ایمن مورد بهره‌برداری است که منجر به کاهش دسترسی به آب در آبخوان می‌شود. اگر حد برداشت ایمن (q_{safe1}) برای شرایط نمودار a اعمال گردد، فرض می‌شود که افزایش برداشت آب در این نقطه، بدون توجه به نیازهای جمعیت جدید، متوقف شده است. هزینه‌های نهایی اضافه می‌تواند شامل هزینه‌های پمپاژ آب از عمق بیش‌تر، فرونشست زمین و خشک شدن رودخانه‌ها (رودخانه‌هایی که از آب زیرزمینی تغذیه می‌شوند) باشد.

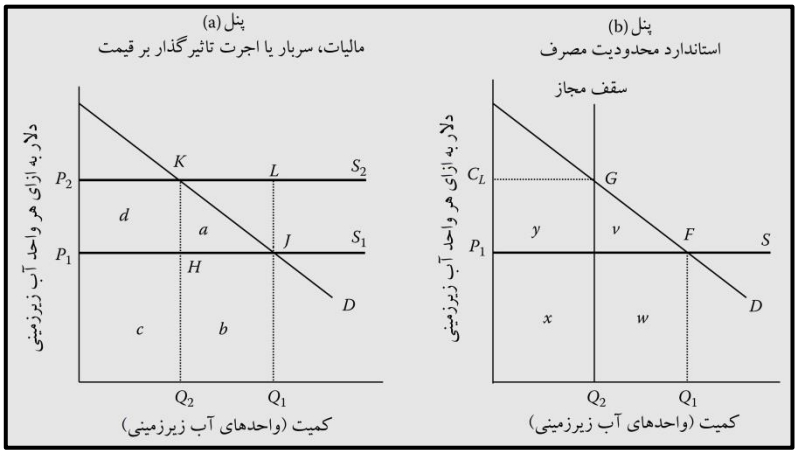
در نمودار b از نمایه (۱۲-۱۶)، تقاضای ناشی از جمعیت بیش‌تر (D_{POP2})، منحنی تقاضای جدیدی ایجاد می‌کند که از طریق قیمت‌گذاری نهایی پلکانی (که تقاضا را بدون استاندارد زیر q_{safe2} نگه می‌دارد) و یا از طریق لوازم کاهنده مصرف، کنترل آبیاری فضاهای سبز و ممنوعیت شستشوی خودروها و سایر محدودیت‌ها از منبع، حفاظت می‌شود. مطابق نمودار a، اگر سیاست قیمت‌گذاری مطابق P_2 نباشد، افزایش جمعیت موجب مصرف بیش‌تر آب زیرزمینی می‌شود. این نوع سیاست قیمت‌گذاری نشان‌دهنده هزینه‌های اجتماعی تامین آب زیرزمینی بیش‌تر در شرایط محدودیت منابع آب است.

نمایه ۱۲-۱۶- اقتصاد تعیین ملزومات پایین‌ترین سطح آب زیرزمینی (حد برداشت ایمن)



در نمایه (۱۲-۱۷)، تفاوت بین مالیات یا سایر عوارض و استاندارد حد مصرف آب زیرزمینی نشان داده شده است. نمودار a این نمایه نشان می‌دهد که اگر مالیات معادل پاره‌خط JL باشد، هزینه‌های تامین آب از منحنی S_1 به S_2 افزایش می‌یابد. با این مالیات و با فرض این که آب‌های زیرزمینی مورد استفاده مشمول مالیات بوده و منحنی تقاضای این آب نسبت به تغییرات قیمت حساس باشد، آنگاه تقاضا از Q_1 به Q_2 کاهش می‌یابد. هزینه مصرف‌کننده برای Q_2 واحد آب زیرزمینی برابر $c+d$ است. با استفاده از استاندارد حد مصرف در نمودار b، مجددا خروجی Q_2 حاصل خواهد شد. با این حال، نهاد قضایی ممکن است تمایلی به افزایش قیمت به بیش‌تر از قیمت P_1 نداشته باشد، اما هنوز متکی بر اعمال استاندارد برای حفظ سطح خروجی است. در این مورد اخیر، هزینه‌های مصرف‌کننده برای Q_2 واحد، برابر x است. اگر جامعه حد استاندارد مصرف را پیاده کند، هزینه این کار y خواهد بود. از این رو، مجموع هزینه‌های تامین Q_2 واحد آب برابر $x+y$ است که از این میان، x هزینه مصرف‌کننده و y هزینه‌های اجرایی برای اطمینان از مطابقت قانونی ($C_L - P_1$ برای هر واحد اضافه) برای جامعه است.

نمایه ۱۲-۱۷- قیمت‌گذاری صرفه‌جویی در مصرف آب در مقابل استاندارد حد مصرف

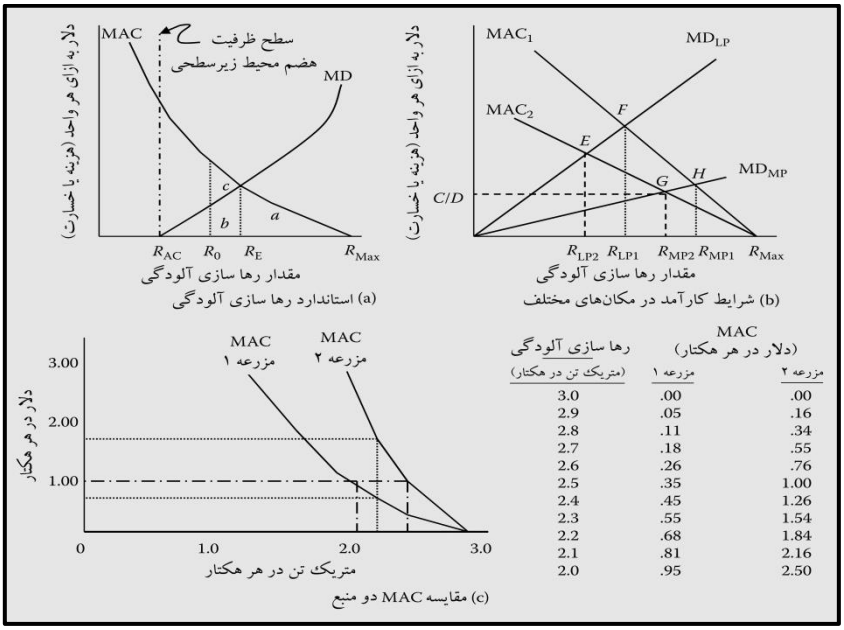


حدود غلظت آلاینده در محیط، انتشار یا رهاسازی و محتوای آن

کنترل آلاینده‌ها در اکوسیستم از طریق تدوین استانداردها، پرکاربردترین روش برای حفاظت از اکوسیستم و بهداشت عمومی در برابر آلاینده‌ها است. استانداردهای عملکردی برای کنترل غلظت آلاینده‌ها در محیط، برای انتشار آن‌ها و برای محتوای آن‌ها در یک محصول، کاربرد دارد. احتمالا همان‌طور که در بالا گفته شد، چنین استانداردهایی پرکاربرد هستند، زیرا به نظر عادلانه بوده و کاربرد آن‌ها نیز ساده است. پیاده‌سازی آن‌ها ممکن است نسبتا پیچیده باشد. در نمایه (۱۲-۱۸) اثرات اقتصادی استانداردهای کنترل آلودگی نشان داده شده است. در نمودار a، استاندارد انتشار آلاینده R_E را بر اساس مذاکرات بین شرکت و جامعه و با درک MAC و آسیب‌های اجتماعی نهایی، به دست آورده‌اند. در این مثال، R_{Max} بیانگر عدم کاهش انتشار آلاینده در آب‌های زیرزمینی است؛ یعنی همه ضایعات به زیر زمین ریخته می‌شوند و در نهایت بر کیفیت آب‌های زیرزمینی و خدمات قابل ارائه آن، اثر می‌گذارد. R_{AC} ظرفیت جذب سطح زیرزمینی و آب‌های زیرزمینی برای مقدار محدودی از آلاینده‌ها است که باید به وسیله استاندارد کنترل شوند. در اعمال یک استاندارد غلظت آلاینده، R_E نشان‌دهنده خروجی کارآمد است. این شرایط اقتصادی ایده‌آل است و اطلاعات کاملی برای جامعه و منتشرکننده آلاینده وجود دارد. چالش اصلی این است که اطلاعات زیادی، مانند سطح MAC در هر بار افزایش انتشار آلاینده توسط تخلیه‌کننده‌های مربوطه و هزینه‌های MD برای همه مصرف‌کنندگان آب زیرزمینی، به ازای هر واحد آلاینده رها شده، برای رسیدن به این موقعیت مورد نیاز است. برای دست‌یابی به این شرایط نیاز به

تحقیقات نیز احساس می‌شود. دولت باید برای اعمال R_E فرآیندی را برای اندازه‌گیری مطمئن غلظت آلاینده در همه موارد انتشار توسط تولیدکنندگان، راه‌اندازی نماید. اگر دولت محلی وضعیت ایده‌آل کارآمدترین استاندارد را نداند، ممکن است استانداردی را تدوین کند که در نقطه R_0 (جایی بالاتر از ظرفیت جذب (R_{AC})) قرار بگیرد. در این حالت، R_0 به R_{AC} نزدیک‌تر از حالت کارآمد ایده‌آل است.

نمایه ۱۲-۱۸- اثرات اقتصادی استانداردها برای کنترل کیفیت آب‌های زیرزمینی



رها سازی آلودگی (متریک تن در هکتار)	MAC (دلار در هر هکتار) مزرعه ۱	مزرعه ۲
3.0	.00	.00
2.9	.05	.16
2.8	.11	.34
2.7	.18	.55
2.6	.26	.76
2.5	.35	1.00
2.4	.45	1.26
2.3	.55	1.54
2.2	.68	1.84
2.1	.81	2.16
2.0	.95	2.50

Source:
Modified from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 207, 214, 215

چرا R_E از نظر اقتصادی، کارآمدترین حالت است؟ در این نقطه، MAC برای کاهش غلظت آلاینده دقیقا معادل با MD است. آن دسته از افرادی که از استفاده از آب زیرزمینی به عنوان محلی برای دفن ضایعات و انتقال آن‌ها به محل‌های دور از نقطه انتشار، نفع می‌برند، قاعدتا می‌توانند با این اقدامشان، ضررها را جبران کنند. دلیل این امر این است که هزینه‌های کاهش (سطح a در زیر منحنی MAC، بین R_{Max} و R_E در نمودار a) به مراتب کم‌تر از آسیب‌ها (سطح زیر منحنی MD و سمت راست R_E) است. در سمت چپ R_E، مقدار MD خیلی کم‌تر از مقدار MAC است. نقطه R_0، حالت کارآمدی در کنترل آلاینده‌ها محسوب نمی‌شود، زیرا منتشرکننده آلاینده، هزینه‌های کاهش برابر با $a+b+c$ در نمودار a را می‌پردازد. همان‌طور که دیده می‌شود، این هزینه‌ها بیش‌تر از هزینه a در حالت خروجی کارآمد R_E است. علاوه بر این، منتشرکننده هزینه $b+c$ را نیز می‌پردازد. این هزینه به مراتب بیش‌تر از آسیب‌های

وارده در حالت R_E است. مشکل قضیه اینجا است که در هر میزان انتشاری بالاتر از R_{AC}، به اکوسیستم آسیب وارد می‌شود و جامعه باید تصمیم بگیرد که آیا می‌خواهد آسیب‌های وارده در حالت R_E را بپذیرد یا نپذیرد؟ عدم پذیرش آسیب‌ها در این سطح توسط جامعه، به این معنی است که جامعه در فرآیند مذاکرات، ارزش آسیب‌ها را کم‌تر از آنچه هست، درنظر گرفته است.

استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی مربوط به کنترل آلاینده‌ها در آب‌های زیرزمینی و محصولات آن‌ها در یکی از دسته‌های زیر طبقه‌بندی می‌شود:

۱- استانداردهای محیطی
۲- استانداردهای انتشار یا رهاسازی
۳- استانداردهای فن‌آوری
٤- استانداردهای محتوا. در ادامه به این دسته بیش‌تر پرداخته می‌شود.

استانداردهای محیطی

استانداردهای محیطی، میزان غلظتی از آلاینده‌ها است که مطابق قانون طوری تعیین شده است که در سطح قابل قبولی در محیط‌های طبیعی که در این جا، آب زیرزمینی است، رعایت شود. برای مثال، در یک منطقه کشاورزی که در آن به طور معمول از کود نیترات برای افزایش تولید محصول استفاده می‌شود، دولت محلی می‌تواند با پایش منابع آب دریابد که نیترات آب‌های زیرزمینی بالاتر از استاندارد بهداشتی آب شرب است. به دلیل این که آب‌های زیرزمینی منطقه برای مقاصد خصوصی و عمومی استفاده شده و کود نیترات نیز به طور گسترده در سطح زمین مورد استفاده قرار می‌گیرد، دولت ممکن است به این نتیجه برسد که مقرون به صرفه‌ترین روش کاهش نیترات در بلندمدت، اجرای یک استاندارد سطح نیترات در منبع آب زیرزمینی است. این روش نیازمند پایش منبع آب با نمونه‌گیری از چاه‌ها است. در این مورد، اجرای استاندارد توسط دولت ممکن است مستلزم این باشد که هر کشاورزی که در نمونه چاه‌های مشاهده‌ای وی، غلظت نیترات بیش‌تر از استاندارد است، باید مصرف نیترات در خاک را کاهش دهد تا به زیر استاندارد برسد. مثال دیگر، آزمایش آب‌های زیرزمینی اطراف مکان‌های دفن زباله (لندفیل) است. این کار به منظور اطمینان از پایین‌تر بودن غلظت محیطی آلاینده‌های ناشی از دفن زباله از سطح مشخصی انجام می‌شود. از این رو، هزینه‌های پایش و انطباق به هزینه‌های عملیاتی افزوده می‌شوند.

استانداردهای انتشار یا رهاسازی آلاینده

استانداردهای انتشار یا رهاسازی آلاینده، میزان غلظتی از آلاینده‌ها است که حجم ضایعات شیمیایی، بیولوژیکی و رادیولوژیکیِ تخلیه شده یا منتشرشده در فضای زیرزمین از طریق دفن یا نفوذ، نباید بیش‌تر

از این میزان آلاینده باشد، زیرا بر کیفیت آب زیرزمینی تاثیرگذار است. معمولا منتشرکننده ضایعات، درخواست اخذ مجوز تخلیه ضایعات در زیرزمین را به یک سازمان مدیریتی (یک نهاد دولتی) ناظر بر استاندارد ارائه می‌دهد. سازمان مدیریتی مقدار غلظت مجاز آلاینده برای تخلیه را در مجوز صادره مشخص می‌کند. در صورت مشخص بودن ظرفیت جذب طبیعی فضای زیرزمینی و اجازه قانونی، سازمان می‌تواند این ظرفیت را در صدور مجوز درنظر بگیرد. برای مثال، غلظت برخی آلاینده‌های خاص در ضایعات مایعی که از طریق چاه به زیرزمین تزریق می‌شود، نباید پیش از تزریق در چاه (معمولا به صورت تحت فشار) بالاتر از یک حد مشخص قانونی باشد.

انواع استانداردهای انتشار آلاینده به شرح زیر است (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۰۹):

- نرخ انتشار (برای مثال حجم بر دقیقه)
- غلظت انتشار (برای مثال ppm نیترات)
- مجموع پسماندها (برای مثال نرخ انتشار ضربدر غلظت انتشار ضربدر طول زمان انتشار)
- پسماند بر واحد تولید
- غلظت پسماند بر واحد نهاده
- درصد حذف آلاینده

نمودار b از نمایه (۱۲-۱۸) نشان می‌دهد که مکان‌های مختلف می‌توانند بسته به فن‌آوری مورد استفاده و واکنش جامعه به آسیب‌ها، خروجی‌های کارآمدی برای استانداردهای انتشار آلاینده داشته باشند. در موقعیت LP، منحنی MD انتشار یک آلاینده خاص در آب زیرزمینی MD_{LP} خواهد بود، در حالی که در موقعیت MP، MD برابر MD_{MP} است. این تفاوت در MD می‌تواند به دلیل ظرفیت جذب طبیعی محیط زیرزمینی و آب‌های زیرزمینی در مکان‌های مختلف باشد. علاوه بر این، به دلیل تفاوت‌های سطحی، زیرزمینی و سازمانی، فن‌آوری‌های مختلف را می‌توان بر پایه این ویژگی‌ها به شکلی کارآمدتری به کار گرفت. اگر نهاد مدیریتی که با جوامع و منتشرکننده‌های ضایعات کار می‌کند، بتواند حد و اندازه آسیب‌های ناشی از انتشار آلاینده را مشخص کند و اگر قانون، امکان اعمال تفاوت‌های محلی را در استانداردها فراهم کرده باشد، آنگاه می‌توان استانداردهای هدفمندی را تهیه نمود. در مورد نمودار b، این شرایط منجر به بازه‌ای برای استاندارد انتشار برابر با $R_{LP1} - R_{LP2}$، برای موقعیت LP می‌شود، که نشان‌دهنده نقطه برخورد MAC_1 و MAC_2 برای شرکت‌های صنعتی و MD_{LP} است. به طور مشابه، R_{MP1} و R_{MP2} منتج به خروجی‌های کارآمد برای موقعیت MP برای هر دو فن‌آوری می‌شود. باید توجه داشت که MP جامعه و MAC_2 فن‌آوری با کم‌ترین هزینه را دارند که به وسیله نقطه G (با هزینه یا آسیب برابر با C/D) مشخص شده است. اما میزان انتشار آلاینده در این نقطه، از نقطه E کم‌تر نیست.

چنین شرایطی زمانی روی می‌دهد که ناحیه زیرزمینی آلودگی به سطح نزدیک‌تر باشد که در این صورت تاثیر بیش‌تری بر سلامت افراد خواهد داشت و امکان استفاده از یک فن‌آوری ارزان‌تر را فراهم می‌کند. بنابراین، استانداردهای کارآمد، بسته به موقعیت جغرافیایی و شرایط انتشار، متفاوت خواهند بود.

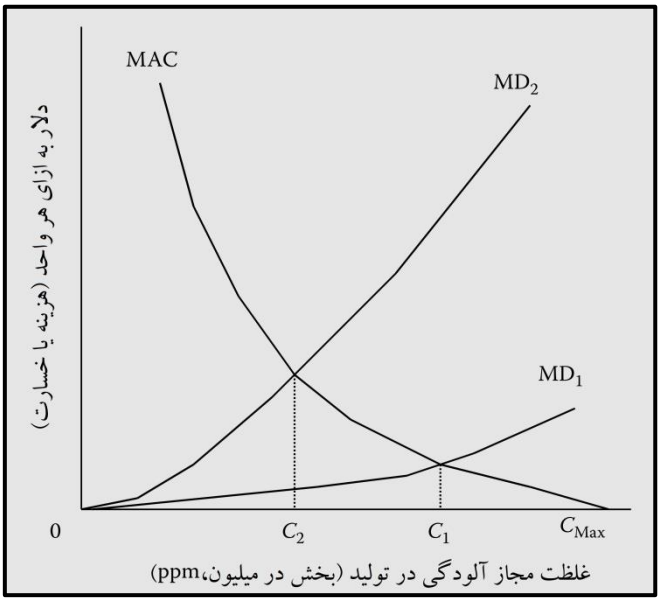
استانداردهای محتوا

استانداردهای محتوا مربوط به غلظت آلاینده‌های مجاز یا قابل قبول، در محصول مورد استفاده می‌باشند. یکی از بهترین مثال‌ها در خصوص استانداردهای محتوا برای محصولات تولید شده از آب زیرزمینی، حداکثر سطح آلاینده آب شرب ناشی از منابع آب زیرزمینی است. در مورد آب شرب، استانداردهای محتوا بر اساس تحقیقات در خصوص اثرات بهداشتی و ارزیابی ریسک آلاینده تعیین می‌شوند. آب شرب از منابع آب زیرزمینی تولید می‌شود و به صورت تجاری توسط سیستم‌های آبرسانی عمومی یا توسط شرکت‌های تولید آب در بطری به فروش می‌رسد. تحلیل اقتصادی استانداردهای محتوا مشابه تحلیل اقتصادی استانداردهای انتشار آلاینده است.

در نمایه (۱۲-۱۹)، تحلیل اقتصادی استانداردهای محتوا نشان داده شده است. در حالت ایده‌آل، MD ناشی از حضور مقداری آلاینده در آب شرب را می‌توان به طور کامل ارزیابی کرد تا بتوان بین هزینه‌های نهایی کاهش آن آلاینده، مقایسه‌یی انجام داد. در C_{Max}، هیچ آلاینده‌ای از آب شرب حذف نمی‌شود. در شرایط فرضی، با تحقیقات می‌توان نشان داد که استاندارد کنونی (C_1) به اندازه کافی از بهداشت عمومی حفاظت نمی‌کند. استاندارد محتوا ممکن است تغییر کند و می‌توان آن را بر حسب ظرفیت فن‌آوری‌های موجود تصفیه برای رسیدن به یک سطح غلظت پایین‌تر، مورد ارزیابی قرار داد. اگر تنها راه اطمینان از رسیدن به غلظت کم‌تر، تصفیه بیش‌تر باشد، آنگاه منحنی هزینه نهایی (MAC) باید نسبت به MD شناخته شده، مورد ارزیابی قرار گیرد تا سطح غلظت مناسب جدید در آب شرب مشخص گردد.

ایالات متحده، اتحادیه اروپا و برخی کشورهای دیگر که از استانداردهای سازمان بهداشت جهانی پیروی می‌کنند، دارای استانداردهای محتوا برای آب شرب هستند (برای مثال نمایه‌های (۴a-۶)، (a-۶ ۶) و (۷a-۶) را ببینید). اساس این استانداردها لحاظ نمودن هزینه‌های آسیب و هزینه‌های تصفیه است. از آنجایی که ارزیابی پولی برخی از این آسیب‌ها آسان نیست، بنابراین باید مشخص شود که آیا این استانداردها دارای خروجی‌های کارآمد هستند یا خیر.

نمایه ۱۲-۱۹- اقتصاد استانداردهای محتوا



استانداردهای فن‌آوری

استانداردهای فن‌آوری، الزامات استفاده از تجهیزاتی خاص به روشی مشخص برای کاهش آلاینده‌ها در آب و سایر محیط‌ها هستند. برای مثال، الزامات مربوط به سطح خاصی از گندزدایی آب از میکروارگانیسم‌ها، یک استاندارد تصفیه محسوب می‌شود. آب را آزمایش می‌کنند تا حضور ارگانیسم‌ها مشخص شود و در صورت حضور، گام‌های دیگری برای اطمینان از سلامت آب برداشته می‌شود. این رویکردی است که برای بسیاری از آلاینده‌های موجود در آب شرب به کار گرفته می‌شود. در مواردی اختلاف بین استاندارد فن‌آوری و سایر استانداردها واضح نیست (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۰۹).

سایر مثال‌های استانداردهای فن‌آوری برای حفاظت از کیفیت آب زیرزمینی به شرح زیر است:

- برنامه کنترل تزریق زیرزمینی در ایالات متحده که بر اساس قانون آب آشامیدنی ایمن تدوین و اجرا شده است، ملزم می‌داند که تزریق ضایعات مایع به اعماق زمین باید از طریق چاه‌هایی صورت گیرد که دارای دو لایه محافظ درونی و بیرونی و با فضای حلقوی میانی باشند تا در صورت نشت در لایه درونی، امکان جمع‌آوری ضایعات تزریقی وجود داشته باشد. یکپارچگی مکانیکی این چاه‌ها باید به طور منظم بررسی شود. در اتحادیه اروپا نیز چنین استانداردهایی برای تزریق ضایعات به زیر زمین وجود دارد.

- در برنامه مخازن ذخیره زیرزمینی در ایالات متحده باید از مخازن دوجداره استفاده شود و فضای بین جداره‌ها باید برای تشخیص نشت محصول شیمیایی پایش شود تا بتوان پیش از این که مواد نشتی به فضای زیرزمینی وارد شده و منابع آب را آلوده کند، به سرعت اقدام لازم را به عمل آورد.

در نمایه (۱۲-۱۱) نشان داده شده بود که هزینه فن‌آوری‌های کنونی برابر با سطح $R_1 - E - R_M$ است و هزینه فن‌آوری جدید برابر با $R_3 - F - R_M$ خواهد بود و بنابراین اختلاف این دو برابر با $R_1 - J - R_M$ است. در این مورد اگر فرض شود که t'، تابع آسیب است، آنگاه اگر $R_1 - R_3 - F - J$ بزرگ‌تر از $R_M - J - E$ باشد، در نتیجه فن‌آوری جدید گران‌تر خواهد بود. با این حال، سایر مزایای انتشار کم‌تر، ممکن است به گونه‌ای باشند که این شرایط قابل پذیرش بوده و برای آن ارزش داشته باشد.

استاندارد بهترین اقدام

استانداردهای بهترین اقدام، گام‌ها یا مراحل خاص دست‌یابی به اهداف تعریف شده قانونی و الزامات اجرای یک برنامه هستند. یک مثال از چنین استانداردهایی، الزام به تعیین برنامه حفاظت از سر چاه برای حفاظت از منشاء آب زیرزمینی مورد استفاده برای تولید آب شرب می‌باشد. مراحل اجرایی آن شامل طراحی ناحیه حفاظت از سر چاه در مناطق تغذیه، شناسایی منابع محتمل آلاینده‌ها در ناحیه طراحی شده و تعریف اقدامات مدیریت آلودگی است. از نگاه برخی تحلیل‌گران، بهترین اقدامات همان استانداردهای فن‌آوری است و در حالی که این دیدگاه می‌تواند درست باشد، اما عموما نتایج حاصل از بهترین اقدامات، قطعیت کم‌تری دارند. در هر صورت، استاندارد بهترین اقدام، یک روش عملی است که اصول خاصی مانند نرخ جریان آب‌های زیرزمینی را در شرایط هیدرولوژیکی مختلف فضای زیرزمینی، نرخ تجزیه آلاینده‌ها در این محیط و اثرات نوع خاک بر میزان آب و نفوذ آلاینده به زیر سطح زمین را در خود لحاظ می‌کند. چنین ترکیبی از عوامل، احتمالا در تهیه دستورالعمل‌های مصرف مواد شیمیایی درنظر گرفته نمی‌شود، اما هنوز توجه جدی به حفاظت و صرفه‌جویی آب‌های زیرزمینی را تضمین می‌کند.

در نمودار c از نمایه (۱۲-۱۸)، با یک مثال از حوزه کشاورزی، مبنای تحلیل بهترین اقدامات نشان داده شده است. دو مزرعه ۱ و ۲، در یک حوضه آبریز قرار دارند. این حوضه، آبخوان زیر آن را به میزان قابل توجه‌ای تغذیه می‌کند. هر دو مزرعه، هم اندازه هستند و از علف‌کش X برای افزایش تولید استفاده می‌کنند. مزرعه اول در خاکی قرار دارد که محتوای رس آن بیش‌تر است. خاک رس باعث می‌شود که علف‌کش کم‌تر به سفره آب زیرزمینی نفوذ کند. نهاد نظارتی تشخیص داده است که در منبع آب شهر که در پایین‌دست دو مزرعه قرار دارد، علف‌کش X وجود دارد. این نهاد تصمیم گرفته است تا پیش از تصفیه آب، الزامات دولتی برای بهترین اقدامات مدیریتی را در سطح حوضه آبریز به کار گیرد. دولت هر

دو کشاورز را ملزم کرده است تا مصرف علف‌کش خود را به یک میزان مشابه کاهش دهند. نماینده دولت با همکاری یک هیدرولوژیست، برآورد کرده است که اگر مصرف علف‌کش‌ها در بالادست، نیم تن در هر جریب کاهش یابد، استاندارد آب‌های شرب ظرف مدت سه سال دوباره با قانون منطبق می‌شود. بدون درنظر گرفتن هزینه‌های نسبی پیاده‌سازی بهترین اقدامات در هر مزرعه، هر کشاورز می‌بایست از نیم تن علف‌کش کم‌تری در هر جریب مصرف کند. برای این کار، منحنی هزینه نهایی (مانند کاهش استفاده از علف‌کش در ترکیب با تغییر در کشت برای حفظ سطح تولید) مرزعه اول برابر ۰/۳۵ دلار در هر جریب و هزینه‌های مزرعه دوم، ۱ دلار در هر جریب (در مجموع ۱/۳۵ دلار) بود. اقتصاددان دولت شرایط را بررسی و با کشاورزان صحبت کرد و دریافت که بر اساس روش بهترین اقدامات، منحنی هزینه نهایی (MAC) آن‌ها متفاوت است. پس از مطالعه منحنی‌های MAC برای هر دو مزرعه، میزان کاهش هر مزرعه برای برابری منحنی‌ها مشخص شد. در این حالت اگر منحنی MAC برابر با ۰/۵۵ دلار در هر مزرعه باشد، آنگاه مزرعه اول انتشار علف‌کش را به میزان ۰/۷ تن در جریب و مزرعه دوم ۰/۳ تن در هر جریب کاهش می‌دهند و مجموع کاهش معادل ۱ تن در هر جریب خواهد بود که یعنی هر مزرعه باید به طور میانگین ۰/۵ تن از مصرف علف‌کش خود را کم کند. کل هزینه ۰/۵۵ دلار بود که برای دو مزرعه برابر با ۱/۱ دلار برای هر جریب می‌شود. برای هر جریب ۰/۲۵ دلار صرفه‌جویی حاصل می‌شود و این یک نتیجه کارآمدتر است. در نهایت، دو مزرعه مقدار یکسانی را برای کاهش علف‌کش هزینه می‌کنند. این مثال هم‌چنین برقراری اصل کارایی اقتصادی برابری نهایی را نشان می‌دهد. در نهایت، هزینه‌های پرداختی توسط بخش‌های مختلف متاثر از اقدامات هستند.

معیارهای باقی‌مانده برای ارزیابی استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی

استانداردهای عملکرد زیست‌محیطی، چالش‌هایی را برای کارایی اقتصادی در حفاظت و حراست از آب‌های زیرزمینی به وجود می‌آورد. این استانداردها را می‌توان با معیارهای باقی‌مانده ارزیابی کرد.

مشوق پویا

این معیار برای استانداردها مشکل‌ساز است، زیرا تمایل دارند تا ثابت باشند. به خصوص برای پیشرفت‌های فن‌آوری، این موضوع صادق است. در نمایه (۱۲-۱۱)، هم‌چنین استانداردهای فن‌آوری و شرایط اقتصادی آن‌ها، تحت پیشرفت‌های فن‌آوری کاهش ضایعات مورد بررسی قرار گرفته است. هزینه‌های نهایی فن‌آوری کنونی در MAC_2 نشان داده شده است و در آن، سطح انتشار آلاینده برابر R_1 و هزینه‌های کاهش ضایعات برابر سطح $R_1 - E - R_M$ است. با استفاده از یک فن‌آوری جدید، منحنی جدیدی (MAC_3) برای هزینه نهایی به دست می‌آید که در آن سطح انتشار آلاینده برابر R_3 و هزینه‌های

کاهش ضایعات برابر $R_3 - F - R_M$ است. اگر قرار باشد به سطح جدید R_3 با استفاده از فن‌آوری کنونی (MAC_2) دست یافت، هزینه‌های کلی کاهش ضایعات برابر با $R_3 - K - R_M$ خواهد بود. مشخص است که خروجی این حالت، پرهزینه‌تر و با کارایی کم‌تری خواهد بود.

حداقل الزامات اطلاعاتی

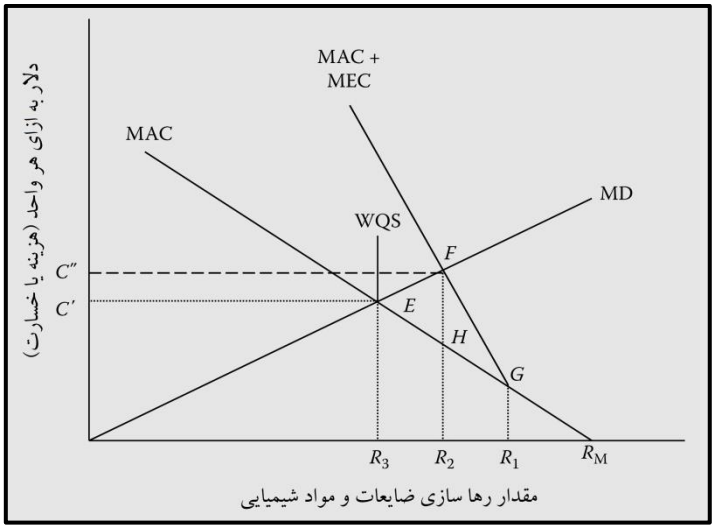
معمولا برای تنظیم استانداردها به داده‌های قابل توجه‌ای نیاز است تا اطمینان حاصل شود که استاندارد به اندازه کافی کارآمد، عادلانه و مقرون به صرفه است. سازمان‌های مدیریتی باید برای تدوین یک استاندارد، تحقیقات گسترده‌ای را انجام دهند و صنعت یا افراد متاثر از این استاندارد را مورد بررسی قرار دهند. در استانداردها، باید به منظور تشخیص اجرای درست استاندارد توسط نهاد، به طور منظم مسائل را پایش کرد. چالش‌های حقوقی تعیین تجاوز از استاندارد نیز اطلاعات گسترده‌ای را می‌طلبد، زیرا در این حالت احتمال دارد هزینه رعایت استاندارد زیاد شود. در خصوص آب‌های زیرزمینی، باید برای سال‌های متمادی شرایط را به ویژه در ارزیابی نتایج استانداردها برای منابع آلودگی غیرنقطه‌ای پایش نمود.

حداقل هزینه‌های مدیریتی

علاوه بر هزینه‌های جمع‌آوری و ارزیابی اطلاعات برای تدوین و تنظیم استانداردها و اطمینان از رعایت آن‌ها، اجرای آنها نیز هزینه اداری قابل ملاحظه‌ای دارد. در نمایه (۱۲-۲۰) به مسائل اقتصادی اجرای استانداردهای کیفیت آب زیرزمینی پرداخته شده است. فرض کنید که نهاد مرکزی قادر بود اطلاعات لازم برای تدوین یک استاندارد کارآمد در نقطه R_3 را به دست آورد و این استاندارد به عنوان استاندارد کیفیت آب زیرزمینی درنظر گرفته شود. اگر منابع برای استمرار در اجرای استاندارد کفایت نکند، آنگاه نهادهای متاثر از این استاندارد تلاش می‌کنند تا از هزینه‌های اجرای آن اجتناب کنند، زیرا ریسک این که تحت پیگرد قانونی قرار بگیرند (و در نتیجه هزینه نیز)، پایین است. هزینه‌های اجرای استاندارد شامل هزینه چاه‌های مشاهده‌ای، تجهیزات نمونه‌گیری و آزمایشگاهی، متخصصین و کارشناسان میدانی، فرآیندهای حقوقی و حتی جرایم و مجازات است. در نمایه (۱۲-۲۰)، سطح کارآمد استاندارد برابر R_3 (نقطه‌ای که MAC دقیقا برابر MD و واحد سطح هزینه ضایعات برابر C' است) می‌باشد. در ابتدای برقراری استاندارد، انتظار می‌رود که تعداد محدودی از افراد به صورت داوطلبانه با استاندارد هماهنگ شوند. این حالت در R_1 نشان داده شده است و در این نقطه، هزینه برابر با سطح $R_M - R_1 - G$ است (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۲۲۱). وقتی هزینه‌های نهایی اجرا زیاد شود، منحنی جدیدی در این شرایط تعریف می‌شود. این منحنی شامل MAC به علاوه هزینه‌های نهایی اجرا است و مقدار انتشار آلاینده‌ها از

R_1 به R_2 کاهش می‌یابد. در R_2، هزینه‌های کاهش اعمال شده برابر با سطح $R_M - R_2 - H$ و هزینه‌های اجرا برابر $F - G - H$ هستند. با اجرای فعال، هزینه واحد انتشار احتمالی به مقدار بیش‌تر C'' می‌رسد تا با R_3 و انطباق با استاندارد کیفیت آب زیرزمینی، به بهداشت عمومی و حفاظت از محیط زیست، دست یابد. هر چه در اجرای استاندارد سختگیری بیش‌تری شود، هزینه‌ها نیز افزایش می‌یابد. یافتن سطح مناسب هزینه اجرا متناسب با اهداف حفظ و نگهداری از آب زیرزمینی، یکی از چالش‌هایی است که نهاد مدیریتی با آن روبرو است.

نمایه ۱۲-۲۰- مسائل اقتصادی اجرای استانداردهای کیفیت آب زیرزمینی



Source:
Modifi ed from Field, B.C., Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 1994, 221.

توافق همراه با قواعد اخلاقی

استانداردهای عملکرد محیط زیستی، پاسخ‌گویی برای نگرانی‌های ما در خصوص نیاز به توقف رفتارهای غیرقابل قبول از طریق محدود کردن موارد سوءاستفاده یا آلودگی آب‌های زیرزمینی و سایر محیط‌های طبیعی هستند.

چشم‌اندازی دیگر: رقابت در مقابل مدیریت منابع

تقابل بین رقابت اقتصادی و مدیریت آب زیرزمینی، یکی از ملاحظات اساسی در مباحث پیشین بوده است، به نحوی که مطالعات بسیاری فقط در این زمینه انجام شده است که معمولا بر پایه مدل‌های اقتصاد آب و ارزیابی موارد خاص، بوده‌اند. کندوری، کارهای انجام شده در این زمینه را از سال ۱۹۵۶ بررسی کرده است و مشاهدات

جالبی از مقایسه رقابت برای استفاده از منابع مشترک و مدیریت آن‌ها (از طریق مالکیت بر دارایی یا کنترل بر استفاده از آن) ثبت کرده است. برای شرایط ساده (اما نه واقعی) یک آبخوان تحکیم نشده و با رسانایی نامحدود، پژوهش‌های اولیه نشان دادند که وقتی عوامل خارجی، شرایط متوسط خشک‌سالی و مسائل بین نسلی در ارزیابی‌ها لحاظ شوند، آنگاه بهره اقتصادی و نتایج پایداری، چشمگیر خواهد بود. بررسی اخیر هم‌چنین نشان داده است که برداشت‌های کنونی بی‌ملاحظه از آب زیرزمینی، هزینه‌های درونی‌سازی نشده قابل ملاحظه‌ای به همراه دارد. بنابراین سود حاصل از مدیریت بهینه منابع، قابل چشم‌پوشی نیست (کندوری و زاپاپادیس، ۲۰۰۴، ص ۷) و این سود می‌تواند رفاه جامعه را افزایش دهد (کندوری، ۲۰۰۴، ص ۱۱).

در نمایه (۱۲-۲۱) این جنبه مهم اقتصادی سیاست آب زیرزمینی، به طور خلاصه مرور شده است. در نمایه (۱۲-۲۲) نیز شرایط قیمت‌گذاری برای کمیابی منابع نسبت به هزینه نهایی تولید و فن‌آوری‌های آینده (که می‌تواند آب بیش‌تری را تولید کند و به آن فن‌آوری پشتیبان[1] گفته می‌شود) تصویرسازی شده است. فن‌آوری پشتیبان در اینجا می‌تواند آب شیرین‌کن یا هر فن‌آوری جایگزینی باشد که هزینه کم‌تری دارد. با رسیدن قیمت مناسب شرایط کمیابی به هزینه فن‌آوری تقویتی، آنگاه در صورتی که هیچ محدودیت خاصی وجود نداشته باشد، می‌توان از آب شیرین‌کن برای تامین آب استفاده کرد.

نمایه ۱۲-۲۱- قیمت‌گذاری رقابتی در مقابل مدیریت آب زیرزمینی: اثر گیسر- سانچز

پیش زمینه: برای بازنگری در تقابل بین قیمت‌گذاری رقابتی و مدل‌های کنترل بهینه برای آب زیرزمینی، کندوری مطالعات انجام شده از سال ۱۹۵۶ را مرور کرد. این مطالعات اصولا مصرف آب زیرزمینی برای آبیاری را بررسی می‌کردند. در بیش‌تر کشورها، بسیاری از کشاورزان بر سر منابع آب مشترک رو به اتمام، در حال رقابت هستند. از منظر اقتصاد نئوکلاسیک، مشکل اصلی در یک بازار آب، رفتار رقابتی نیست. بلکه مشکل ساختار مالکیت بر منابع است، زیرا بر قیمت و تخصیص اثر می‌گذارد.

هر جا برداشت آب زیرزمینی از تغذیه آن بیش‌تر باشد، پمپاژ آب توسط کشاورزان باعث تخلیه کامل منبع می‌شود یا هزینه نهایی پمپاژ به میزانی افزایش می‌یابد که ادامه تولید، اقتصادی نیست. هزینه‌های استخراج و هزینه فرصت استفاده از واحد آب کنونی که در آینده در دسترس نخواهد بود، در روش تخصیص کارآمد آب زیرزمینی به طور هم‌زمان لحاظ می‌شود. به این حالت هم‌چنین رانت کمیابی منابع گفته می‌شود. رانت کمیابی باید هزینه‌یی برای مصرف‌کنندگان کنونی منبع باشد. حد بالای قیمت سایه‌ای آب زیرزمینی، عوارضی بر آب است که مصرف‌کنندگان آتی مایل به پرداخت آن هستند. این تمایل به پرداخت، خود را در خرید حقوق مالکیت منبع یا در توسعه یک فن‌آوری پشتیبان برای تامین آب در حجم و کیفیتی قابل ملاحظه نشان می‌دهد.

به دلیل چالش موجود برای تعریف حقوق مالکیت بی‌حد و حصر بر آب زیرزمینی، رانت کمیابی به دلیل پیچیدگی‌های موجود در اندازه‌گیری آن، در قیمت آب لحاظ نمی‌شود. در نتیجه، قیمت آب زیرزمینی (که به نوبه خود بیش از سطح اجتماعی بهینه تولید می‌شود) ارزش منبع را پایین می‌آورد. این شرایط در نمایه (۱۲-۲۲) نشان داده شده است.

اثر گیسر- سانچز (GSE): در حالی که آب‌های زیرزمینی در سراسر جهان رو به کاهش هستند، مزیت‌های اجتماعی مدیریت برداشت آب زیرزمینی از نظر عددی ناچیز است یا در غیر این صورت، همان‌طور که گفته شد، اثر اقتصادی سودمند مدیریت منابع از طریق مدیریت کنترل بهینه (ساختار برای کنترل نرخ برداشت) قابل چشم‌پوشی است. این خروجی با استفاده از به‌کارگیری مدل اقتصاد آب و حل یک سری روابط ریاضی برای یک آبخوان فرضی و استراتژی پمپاژ، نشان داده شده بود.

بررسی کلی مدل اقتصاد آب گیسر – سانچز

۱- Backstop Technology

ادامه نمایه ۱۲-۲۱- قیمت‌گذاری رقابتی در مقابل مدیریت آب زیرزمینی: اثر گیسر- سانچز

فرضیات این مدل عبارتند از:

- یک آبخوان تحکیم نشده
- رسانایی هیدرولیکی نامحدود
- جریان برگشتی پیوسته
- نادیده گرفتن هزینه‌های سرمایه، تعویض و کاهش
- هزینه‌های ضمنی انرژی، ثابت درنظر گرفته می‌شود
- غیرالزام‌آور بودن محدودیت ظرفیت پمپاژ آب از چاه
- تنها اراضی موجود در بالای آبخوان آبیاری می‌شوند
- منحنی‌های عرضه و تقاضای خطی
- نرخ تنزیل برابر با ۱۰ درصد

برای کشاورزی که در شرایط مالکیت مشترک، اراضی‌اش را آبیاری می‌کند، ارزش فعلی درآمدهای آتی به وسیله تقاضای آب بر اساس ارزش محصولات و کم کردن هزینه‌های پمپاژ از آن، تعیین می‌شود.

رویکرد کنترل بهینه برای آبیاری (بدون درنظر گرفتن سایر هزینه‌های فرصت برای اکوسیستم) بر اساس وضع مالیات معادل با ارزش کمیابی منبع و بیشینه کردن ارزش فعلی جریان‌های درآمدی آتی و با توجه به سطح کنونی آب زیرزمینی و کنترل نرخ پمپاژ، استوار است.

اثر گیسر- سانچز (GSE) در واقع مجموعه‌ای از معادلات است که شرایط منبع و روابط اقتصادی منتج به یک خروجی مشخص را تشریح می‌کند. در این خروجی، تفاوت بین رویکردهای رقابت و کنترل بهینه، قابل چشم‌پوشی است. همان‌طور که قبلا گفته شد، پیامد این خروجی این است که نقش سیاست آب در قالب محدودیت‌های پمپاژ، صفر یا بسیار اندک است.

بازنگری در GSE

بازنگری در GSE در پرتو بررسی فرضیات آن و تحقیق در زمینه موضوعات و نتایج مربوط به آن، جوانب مختلفی از استفاده از آب زیرزمینی و مسائل اقتصادی مورد توجه را نشان می‌دهد:

رویکرد مجوز قابل خرید و فروش، می‌تواند منجر به تملک خصوصی بر سهام منابع و ارتقای تخصیص کارآمد شود. با این حال حقوق مالکیت آب زیرزمینی، درباره حق بر تمامی واحدهای منبع نیست، بلکه در خصوص حق بر تعداد مشخصی از واحدهای منبع است. در این رویکرد، عوامل خارجی پمپاژ و عامل خارجی ریسک بسیار مشکل‌ساز است. عوامل خارجی ریسک به دلیل ماهیت تصادفی بودن بارش، رواناب و تغذیه ایجاد می‌شود. هم‌چنین از آنجایی که حالت اولیه منبع به عنوان پایه و اساس تخصیص درنظر گرفته می‌شود، بی‌ثابتی زمان بر تخصیص اولیه مجوزها، اثر می‌گذارد. بنابراین، اگر شرایط منبع تغییر کند، بیشینه کردن رفاه اجتماعی در آینده نیز متفاوت خواهد بود.

۲- - در مدیریت آب زیرزمینی مسائل زیر باید مد نظر قرار بگیرد:

- منحنی‌های تقاضا و هزینه، لزوما توابع خطی نیستند. هنگامی که عرضه آب سطحی کم می‌شود، مدیریت آب زیرزمینی می‌تواند منافع رفاهی را تامین کند.
- حقوق مالکیت، فرصتی را برای شرکت‌های محتاط‌تر ایجاد می‌کند تا ریسک وارد بر سودشان را مدیریت کنند.
- بر اساس ارزیابی اقدامات کنترلی توسط سایر محققان، افزایش ارزش آب زیرزمینی می‌تواند تا ۱۰ درصد باشد.
- شرایط اقتصادی، هیدرولوژیکی و کشاورزی واقعی در رویکرد GSE لحاظ نشده ست و از هر حوضه آبریز به حوضه دیگر، این عوامل متفاوتند.

ادامه نمایه ۱۲-۲۱- قیمت‌گذاری رقابتی در مقابل مدیریت آب زیرزمینی: اثر گیسر- سانچز

در بلندمدت، استفاده از فن‌آوری‌های نوین (مانند کشاورزی در اراضی خشک)، جایگزینی نهاده‌ها و ترکیبی متفاوت از محصول، واکنش‌های دیگری به کمیابی در برابر سیگنال‌های افزایشی قیمت منابع خواهند بود.

- معمول‌سازی یک فن‌آوری تقویتی برای تولید آب (مثلا آب شیرین‌کن) اندازه مزیت‌های مدیریتی را کاهش می‌دهد، اما نبود آن منجر به دست‌یابی به رفاه بیش‌تر حاصل از عملکرد مدیریتی، در مواجهه با منابع نزدیک به تخلیه کامل شده است.
- در مورد مدیریت آب زیرزمینی که در آن عوامل خارجی (اکسترنالیتی‌های) مهمی از اثرات رودخانه و تخلیه آبخوان تولید می‌شوند، می‌توان GSE را حذف کرد.
- ارزش بافر (سپر) آب زیرزمینی، هنگامی که آب سطحی در شرایط خشک‌سالی قرار می‌گیرد، تا ۸۴ درصد ارزش کل منابع را تشکیل می‌دهد. میزان دسترسی یک شرکت به یک واحد آب زیرزمینی، ریسک درآمد آن را در آینده کاهش می‌دهد و تامین آب را آسان می‌کند. هر چند در این حالت تنها ارزش خصوصی شرکت درنظر گرفته شده و ارزش اجتماعی بهینه لحاظ نشده است. ارزش این بافر (سپر) حاصل از مدیریت آب زیرزمینی در زمان خشک‌سالی، معمولا دست کم گرفته می‌شود.
- کم آبی، درآمد را کاهش و قیمت مجوزهای آب زیرزمینی را افزایش می‌دهد.
- ظرفیت مدیریت آب زیرزمینی برای افزایش رفاه، شامل شرایط هزینه‌های استخراج غیرخطی، بهره‌وری ناهمگن زمین، تقاضای غیرساکن، شرایط نزدیک به تخلیه کامل آبخوان و حضور اثرات رودخانه و حضور ماموران و متخصصان است.
- عوامل کیفیت در ترکیب با عوامل کمیت، ذخیره پایدار بهینه آب زیرزمینی را افزایش می‌دهند.
- نرخ‌های تنزیل کاهشی در تحلیل حساسیت GSE، سود بیش‌تری را از ذخیره آب‌های زیرزمینی برای نسل‌های بعدی تولید می‌کنند
- برای حالت کاهش برگشت‌ناپذیر منابع آب، پژوهش‌ها نشان می‌دهد که نرخ برداشت آب زیرزمینی باید با نرخ تغذیه برابر باشد. این مسئله زمانی که اثر دسترسی نسل‌های آینده مد نظر قرار می‌گیرد، GSE را حذف می‌کند.

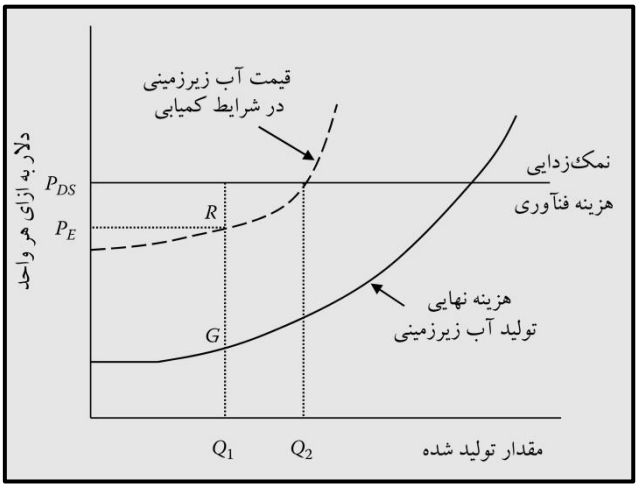
با توجه به این ملاحظات، مدیریت آب‌های زیرزمینی از لحاظ مادی، اثرات مثبتی بر رفاه دارد.

بازنگری بیش‌تر

لازم به ذکر است که به غیر از اثرات رودخانه، پژوهش و ارزیابی‌های نقل شده، اثرات و روابط اکوسیستم‌های دیگر را مد نظر قرار نمی‌دهند. هزینه‌های نهایی و عوامل خارجی، در تحلیل‌های اقتصاد بزرگ‌تر گنجانده نشده‌اند و ممکن است نتایج گسترده‌ای را برای سایر ارتباطات اکولوژیکی و اقتصادی که به خوبی شناخته نشده‌اند، به همراه داشته باشند.

Source:
Koundouri, P., Water Resour. Res., 40, 1, 2004, W06S16, doi:10.1029/2003WR002164.

نمایه ۱۲-۲۲- قیمت‌گذاری آب زیرزمینی با درنظر گرفتن تولید، کمیابی و فن‌آوری



توجه: قیمت‌گذاري براى تخصيص كارآمد، شامل هزينه نهايى توليد آب زيرزمينى و رانت كمياب‌ى منابع مي‌شود. بخش Q_1G نشان‌دهنده هزينه نهايى توليد آب زيرزمينى و بخش GR، رانت احتمالى كمياب‌ى است. خط قيمت P_{DS}، هزينه فن‌آوري پشتيبان آب شيرين‌كن است.
قيمت P_E، قيمت كارايى براى توليد Q_1 با لحاظ كردن هزينه نهايى توليد و رانت كمياب‌ى است.
در صورتى كه هيچ منبع آب كم هزينه‌ترى، براى توليد مقدار Q_1 در دسترس نباشد، آنگاه فن‌آوري پشتيبان مي‌تواند آن را با قيمت P_{DS} تامين كند.

Source:
Modifi ed from Koundouri, P., Water Resour. Res., 40, 1, 2004, W06S16, doi:10.1029/2003WR002164.

خلاصه

مجموعه سیاست‌های موجود برای پرداختن به موضوع استفاده از آب زیرزمینی و مسئله افت کیفیت آن‌ها شامل ارتباط محلی (شامل حقوق قانونی)، مدیریت ریسک، ابزارهای اقتصادی و استانداردهای عملکردی است که باید از نظر کارایی و مزیت‌های زیست‌محیطی و اجتماعی مورد ارزیابی قرار گیرند تا بهترین آن‌ها با توجه به شرایط، انتخاب شوند. اهمیت معیار مقیاس اکوسیستم، در درک این موضوع است که آیا سیاست، بر تعامل‌های مورد به مورد بازار که در آن‌ها مقیاس یک جنبه مهم از سیاست محسوب نمی‌شود، متمرکز است؛ یا این که یک عامل اصلی در سیاست است که توجه به حفظ سرمایه طبیعی آب زیرزمینی را افزایش می‌دهد. به صورت مشابه، پاسخ مثبت اکوسیستم نیز اهمیت خاصی دارد، زیرا برخی از آن‌ها (ابزارهای اقتصادی) می‌توانند بر نتایج تصمیم‌های اقتصادی اکوسیستم تاثیر بگذارند، اما دست‌یابی به خروجی‌های مطلوب مشخص نیست. خروجی سایر سیاست‌ها، مانند استانداردهای عملکرد، می‌تواند به وضوح مشخص باشد (حتی اگر به بهترین حالت طراحی و ترسیم نشده باشند). مجموعه سیاست‌ها به طور

متنوعی بر برابری اثر می‌گذارد و در هر مورد باید مد نظر قرار گیرد. عوامل کارایی، نه تنها مزایا (مانند آسیب‌ها اجتناب شده) را در مقایسه با هزینه لحاظ می‌کنند، بلکه برابری نهایی هزینه‌های سیاست‌ها را نیز مد نظر دارند. هزینه‌های اداری و آگاهی محلی نیز باید برای تعیین بهترین سیاست‌های مدیریت آب زیرزمینی وزن‌دهی شوند. اغلب چندین رویکرد سیاستی مختلف در کنار یکدیگر استفاده می‌شوند تا واکنش مناسب سازمانی برای چالش‌های خاص آب‌های زیرزمینی فراهم شود. بررسی رقابت با دسترسی آزاد در مقابل مدیریت محلی منابع نشان می‌دهد که مدیریت در تعیین عوامل خارجی ناشناخته ارزش دارد. در همه موارد، ضروری است اطلاعات کافی برای انتخاب سیاست مناسب موجود باشد.

سیاست‌های محیط زیستی در ایالات متحده به خروجی‌های ناشی از وضع مالیات که جامعه کم‌تر به آن‌ها اقبال دارد، توجه چندانی ندارد. در ایالات متحده معمولا، رویکرد این بوده است که استانداردهایی در سطح ملی وضع شوند که هزینه فعالیت‌های اثرگذار بر منابع طبیعی و محیط زیست را افزایش دهند. کشورهای عضو اتحادیه اروپا بر مالیات و عوارض زیست‌محیطی تمرکز دارند تا تاثیرات منفی بر آب‌های زیرزمینی را کاهش دهند (موسسه مشاوره و تحقیقات اکوتک[1]، ۲۰۰۱). در مجوزهای قابل انتقال نیز به عنوان یک ابزار اقتصادی، فرصت‌هایی برای ارزش بخشیدن به فرآوری ضایعات و توانایی‌های دفع محیط زیرزمینی که بر آب‌های زیرزمینی (از جمله تخلیه دی اکسید کربن) اثر می‌گذارد، وجود دارد. تمامی کشورها در خصوص عدم واردات محصولات خارجی غیر استاندارد سیاست روشنی ندارند. عمده توجه توافق‌های بین‌المللی که به دنبال خروجی‌های محیط زیستی هستند، بر استانداردهای اثرگذار بر کیفیت محیط زیست (مانند کمینه کردن ضایعات و دفع آن و هزینه‌های مربوط به آن‌ها که بر هزینه عرضه محصولات اثرگذار است) متمرکز هستند. سیاست‌های کنترل کیفیتی مانند محدود کردن مصرف آب زیرزمینی به منظور حفاظت بلندمدت مورد توجه قرار نگرفته است. مصرف نامحدود، اثرات مخربی بر دسترسی و کیفیت آینده منابع دارد. استفاده از سیاست‌های سطح کلان به منظور حفاظت و پایداری بلندمدت منابع از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این مسئله، موضوع فصل چهاردهم یعنی توسعه پایدار است.

۱- Ecotec Research and Consulting

منابع

- Atkinson, S.E., Crocker, T.D., and Shogren, J.F. 1992. Bayesian exchangeability, benefit transfer, and research efficiency. Water Resources Research, 28, 715–722.
- Barbash, J.E. and Resek, E.A. 1996. Pesticides in Ground Water: Distribution, Trends, and Governing Factors.Ann Arbor Press, Inc., Chelsea, MI, 525 pp.
- Bergstrom, J.C., Boyle, K.J., Job, C.A., and Kealy, M.J. 1996. Assessing the economic benefits of ground water for environmental policy decisions. Water Resources Bulletin, 32, 279–291.
- Bohm, P. 1981. Deposit-Refund Systems. Johns Hopkins Press for Resources for the Future, Baltimore, MD, pp. 116–120.
- Coase, R.H. 1960. The problem of social cost. Journal of Law and Economics, 3, 1–44.
- Daly, H.E. and Farley, J. 2004. Ecological Economics: Principles and Applications. Island Press. Washington, DC, 454 pp.
- Darby, T. 2007. Nevada water is new battle front. In Suite101.com (online). URL: http://americanaffairs. suite101.com/article.cfm/no_nv_water_is_new_battle_front (accessed October 13, 2007).
- Easter, W.K., Rosegrant, M.W., and Dinal, A. 1998. Markets for Water: Potential and Performance. Springer Publishing Company, New York, 298 pp.
- Ecotec Research and Consulting. 2001. Study on the Economic and Environmental Implications of the use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States. Brussels, Belgium. http://ec.europa.eu/environment/enveco/taxation/pdf/xsum_table_of_content.pdf (accessed February 18,2008).
- Field, B.C. 1994. Environmental Economics, McGraw-Hill, Inc., New York, 482 pp.
- Gibbons, D.C. 1986. The Economic Value of Water. Resources for the Future, Inc. Washington, DC.
- Gisser, M. and Sanchez, D.A. 1980. Competition versus optimal control in groundwater pumping. Water Resources Research, 16, 638–642.
- Koundouri, P. 2004. Potential for ground water management: Gisser–Sanchez effect reconsidered. Water Resources Research, 40, W06S16, doi:10.1029/2003WR002164, 1–13.
- Koundouri, P. and Xepapadeas, A. 2004. Estimating accounting prices for common pool natural resources: A distance function approach. Water Resources Research, 40, W06S17, doi:10.1029/2003WR002170,1–8.
- National Academy of Sciences (NAS). 1997. Valuing Ground Water: Economic Concepts and Approaches.NAS, Washington, DC, 189 pp.
- National Academy of Sciences (NAS). 2007. Sustainable Management of Groundwater in Mexico: Proceedings of a Workshop, Washington, DC, 124 pp.
- Noel, J.E., Gardner, B.D., and Moore, C.V. 1980. Optimal regional conjunctive water management. American Journal of Agricultural Economics, 62, 489–498.
- Schiffler, M. 1998. The Economics of Groundwater Management in Arid Countries: Theory, International Experience and a Case Study of Jordan. Frank Cass Publishers. London, U.K., 394 pp.
- Stodghill, R. 2007. Decades after a plant closes, waste remains. New York Times, July 29, 2007.
- Tsur, Y. and Graaham-Tomasi, T. 1991. The buffer value of groundwater with stochastic surface water supplies.Journal of Environmental Economics and Management, 21, 201–224.
- Tsur, Y. and Zemel, A. 1995. Uncertainty and irreversibility in groundwater resource management. Journal of Environmental Economics and Management, 29, 149–161.
- Turner, R.K., David, P., and Bateman, I. 1993. Environmental Economics. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 328 pp.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 2003. Water for People, Water for Life, The United Nations Water Development Report prepared by the UN World Water Assessment Programme, 575 pp.
- United Nations Food and Agricultural Organization (UNFAO). 2006. Modern Water Rights: Theory and Practice, FAO Legislative Study 92, Rome, Italy, 120 pp.
- U.S. Department of Agriculture, Economic Research Service (USDA). Undated. Economics of Water Quality Protection. AER-782.

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1990. Citizen's Guide for Ground Water Protection. EPA 440/6-90-004.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Business Benefits of Wellhead Protection. EPA ۸۱۳-B-۹۵-۰۰۴, Washington, DC, ۷ pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. Superfund Hazardous Waste Site Advanced Query Form. 2001. EPA.
- A. 15 July 2002.(www.epa.gov/superfund/sites/query/advquery.htm).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2003. Water Quality Trading Policy. January 13. (www.epa. gov/owow/watershed/trading/finalpolicy2003.html)
- U.S. Water News Online. 2006. Private firm puts northern N.M. water rights out to bid. URL: http://www. uswaternews.com/archives/arcrights/6privfirm7.html (accessed October 13, 2007).
- Washoe County Board of Commissioners. 2005. Staff Report, March 8, 2005. URL: http://64.233.169.104/search?q=cache:4kmmhA3hGh0J:co.washoe.nv.us/large_files/agendas/030805/20f.pdf+groundwater + r ights+bidding&hl=en&ct=clnk&cd=11&gl=us (accessed October 13, 2007).
- World Health Organization (WHO). 2001. Water Quality: Guidelines, Standards and Health, L. Fewtrell and J. Bartram (eds.). IWA Publishing, London, U.K.
- Young, R.A. 2005. Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods. Resources for the Future Press, Washington, DC, 356 pp.

فصل سیزدهم

اطلاعات و تحلیل هزینه- فایده

بسیاری از تصمیمات مربوط به حفاظت و تصفیه آب‌های زیرزمینی در دهه‌های ۱۹۷۰ و ۱۹۸۰ از یک ارزیابی نظام‌مند یا قوی هزینه‌ها و منافع، برخوردار نبودند. این شرایط به دلیل نگرانی در مورد آلودگی گسترده آب‌های زیرزمینی و اعتراض عموم برای واکنش به آن، وجود داشت. دولت‌ها می‌خواستند محل‌ها و منابع را با بیش‌ترین سرعتی که می‌توانستند پاک‌سازی کنند و این کار اغلب بدون مطالعه دقیق گزینه‌ها و به دلیل فشار سیاسی انجام می‌شد. روش هزینه – فایده، دهه‌ها برای پروژه‌های تامین آب سطحی به کار رفته بود. در مورد آب‌های زیرزمینی، فشار عمومی و سیاسی باعث می‌شد که منابع مالی بدون استفاده از رویکرد هزینه -فایده تخصیص داده شود. مهم‌تر این که تحلیل هزینه - فایده باید به عنوان «فرآیندی با هدف ارائه اطلاعات نه تصمیم‌گیری ...» تلقی شود (لیو، ۱۹۹۶، ص ۱۲۸). یکی از اولین تصفیه‌های کامل آب‌های زیرزمینی با رویکرد هزینه - فایده در سال ۱۹۹۳ انجام شد (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۳). صنعت تامین آب زیرزمینی، به عنوان یک بخش نسبتا تنظیم‌شده، سرمایه‌گذاری‌های خود را بر پایه درک هزینه‌ها و منافع (بازده‌های) گزینه‌های تامین آب، انجام می‌دهد. مشخص است که صنعت محصولات شیمیایی که حجم زیادی از ضایعات مایع را برای تخلیه دارد، به این نتیجه رسیده است که تزریق زیرزمینی این ضایعات حتی با الزامات پردازش مجاز، اغلب مقرون به صرفه‌تر از ابزارهای دیگر تخلیه در محیط مقررات فعلی است. این روابط نشان می‌دهند که چارچوب هزینه - فایده برای تصمیم‌گیری در خصوص منابع آب‌های زیرزمینی کاربرد دارد.

ارزیابی هزینه‌ها و منافع در یک رویکرد ساختارمند، اطلاعات مهمی را برای توسعه سیاستی و کمک به تصمیم‌گیری فراهم می‌نماید. معمولا، کامل بودن یا کفایت، شامل هزینه و منافع این فرآیندهای تصمیم‌گیری است که کاستی‌های استفاده از رویکردهای ارزیابی هزینه و فایده را نشان می‌دهد. روش ارزیابی هزینه - فایده از طریق قانون و مقررات، در توسعه سیاستی دولت، از جمله به کارگیری در مسائل مربوط به آب‌های زیرزمینی بنا نهاده شده است. این تحلیل هم‌چنین در تصمیم‌گیری‌های بخش خصوصی که بر آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارد نیز نقش دارد (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵). رویکردهای ارزیابی مختلفی وجود دارد که برخی برای شرایط خاصی مناسب‌تر از بقیه هستند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۴۷-۴۹). سودمندی این رویکردها به اهداف تعیین شده، توسط افراد یا موسسات نیازمند تحلیل بستگی دارد. قطعا این رویکردها چالش‌هایی به همراه دارند، زیرا برای مثال، در حالی که اقتصاددانان پذیرفته‌اند که اثرات غیربازاری باید در این تحلیل‌ها گنجانده شوند، ابزارهای دقیقی برای انجام این کار ندارند (لیو، ۱۹۹۶، ص ۱۲۱). با این حال، چنین رویکردهایی در سازمان‌دهی اطلاعات، برای تصمیم‌گیری سودمند هستند.

از زمان پیدایش تحلیل هزینه - فایده، ارزیابی اقتصادی بر سطح خرد جوامع و شرکت‌ها متمرکز بوده و از «اصول عمده سه‌گانه» استفاده کرده است: ملاحظه عوامل اقتصادی در کنار عوامل زیست‌محیطی و

اجتماعی در توسعه و اجرای پروژه‌ها، محصولات و خدمات. این رویکرد از کار شورای بین‌المللی مشوق‌های زیست‌محیطی محلی[۱] در سال ۱۹۹۰ برگرفته شده است که هم چنان بر توسعه پایدار در سطح محلی تمرکز دارد (شورای بین‌المللی مشوق‌های زیست‌محیطی محلی، ۲۰۰۷a,b). این تلاش بر پایه آن است که رویکردهای معمول حسابداری، هزینه‌های اجتماعی و زیست‌محیطی را خارجی‌سازی می‌کنند و مصرف سرمایه طبیعی را لحاظ نمی‌کنند. سنجش و توصیف سرمایه انسانی و عدالت اجتماعی در این رویکرد اهمیت دارند. از منظر آب‌های زیرزمینی، اطمینان از توزیع عادلانه منابع به افرادی که کم‌ترین توانایی را برای پرداخت در قبال آن دارند، با اهمیت است. متمم این رویکرد، ارزیابی محاسبه اثرات اکولوژیکی مصرف انسانی است: «برآورد مصرف منابع و الزامات جذب ضایعات یک جمعیت معین انسانی یا اقتصادی برحسب مساحت زمین مولد متناظر با آن» (ریس و همکاران، ۱۹۹۵، ص ۷) که اساسا تقاضای منابع طبیعی یک کشور یا سیاره زمین و ظرفیت زیستی آن را محاسبه می‌کند. اگر کشوری از حد ذخایر منابع طبیعی و ظرفیت زیستی خود فراتر رود، سرمایه اکولوژیکی خود را به جای بقاء بر اساس بازدهی سالانه آن، «از بین می‌برد»؛ وضعیتی ناپایدار که بر اقتصاد بلندمدت اثر می‌گذارد. اثر اکولوژیکی را می‌توان بسته به فعالیت مورد ارزیابی در هر سطحی (برای مثال، یک برنامه ملی زمین‌گرمایی یا تصفیه‌خانه آب) محاسبه کرد. چارچوب‌های حسابداری این رویکردها به اقتصاددان یا تحلیل‌گران دیگر امکان می‌دهند تا هزینه‌ها و فایده‌های فعالیت‌ها و پروژه‌ها یا محصولات را بر حسب واحدهای سودمند مناسب دیگری برای مدیریت موسسه یا سازمانی، مستندسازی و مقایسه کنند.

پیش زمینه تحلیل هزینه – فایده

تحلیل هزینه – فایده، روشی برای اتخاذ تصمیم‌های اقتصادی با مقایسه هزینه‌های انجام کاری در مقابل فایده‌های آن است. یک مبنای اصلی این تحلیل در قانون کنترل سیلاب ایالات متحده در سال ۱۹۳۶[۲] دیده می‌شود که معیار اقتصادی زیر را بیان می‌کند: «فایده‌ها متعلق به همه افرادی است که در برابر پروژه‌های بهبود آب‌های قابل هدایت، شاخه‌های فرعی رود و آبخوان‌ها با هزینه‌های برآوردی اضافی، مواجه باشند». این تحلیل در «اقدامات پیشنهادی برای تحلیل اقتصادی پروژه‌های حوضه رودخانه» بیش‌تر مورد بررسی قرار گرفت (کمیته منابع آب، ۱۹۵۸) و در نهایت توسط شورای منابع آب ایالات متحده در «اصول و خط‌مشی‌های اقتصادی و زیست‌محیطی مطالعات اجرایی آب و منابع مربوط به زمین» (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳) مطرح گردید. سازمان توسعه و همکارهای اقتصادی نیز

۱- International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI)

۲- United States Flood Control Act of ۱۹۳۶

در سال ۱۹۸۵ «مدیریت منابع آب» مربوط به خود را منتشر کرد. هر دوی این راهنماها برای ارزیابی پروژه‌های آب، چارچوبی برای تعیین و ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در ارتباط با نتایج اقتصادی - اجتماعی ارائه می‌دهند.

فرمان اجرایی شماره ۱۲۸۶۶ رییس‌جمهور ایالات متحده این روش را برای پروژه‌ها و برنامه‌های دولتی به روز می‌نماید. بسیاری از متون مربوطه، رویکردهای مفصلی ارائه می‌کنند که چکیده آن‌ها به طور خلاصه در این جا اشاره شده است. این متون تبیین‌های نظری و عملی مختلفی را برای رویه‌ها و ملاحظاتی که ممکن است از سوی تحلیل‌گر مورد استفاده قرار گرفته باشد، ارائه می‌کنند (آندرسن و ستل، ۱۹۷۷؛ میشن، ۱۹۸۲؛ دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲؛ آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۳، ۲۰۰۲؛ فیلد، ۱۹۹۴؛ یانگ، ۲۰۰۵). از همه مهم‌تر، در حالی که تحلیل هزینه – فایده، به خصوص از منظر دشواری عدم در بر گرفتن اثرات غیرپولی، مورد انتقاد قرار گرفته است، اما راهی سودمند برای سازمان‌دهی اطلاعات برای آگاه‌سازی در خصوص تصمیم‌های مربوط به پیامدهای بالقوه اقتصادی آن‌ها است و نباید صرفا یک قاعده تصمیم‌گیری سفت و سخت به شمار رود.

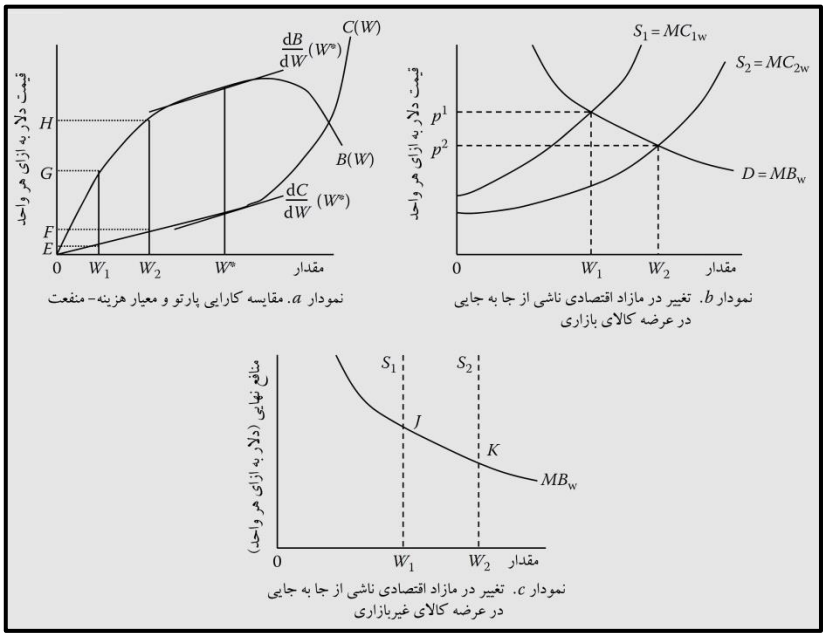
یانگ (۲۰۰۵، ص ۱۸) در توصیف تحلیل هزینه - فایده، به مورد زیر اشاره کرده است:

«کاربرد عملی آزمون اقتصاد رفاه برای بهبود پارتو بالقوه» (نمایه ۸-۷ را ببینید). «برای پیش‌بینی این که آیا یک سیاست پیشنهادی ابتدایی، اثرات سودمند بیش‌تری نسبت به اثرات نامطلوب آن به همراه دارد که هر دو بر حسب واحدهای پولی بیان می‌شوند، (از این تحلیل استفاده می‌شود). فایده‌ها، در واقع آثاری هستند که مطلوبیت مثبت به همراه دارند یا هر چیزی که باعث عدم مطلوبیت می‌شود را از بین می‌برند، در حالی که هزینه‌ها کاهش موارد مطلوب یا افزایش تاثیرات نامطلوب هستند.»

نمایه (۱۳-۱) نمایش گرافیکی فرآیندی را نشان می‌دهد که از بازدهی محصولات بازاری به سمت محصولات غیربازاری، مانند آب‌های زیرزمینی چرخش کرده است.

مفاهیم ارائه شده در نمودارهای نمایه (۱۳-۱) روابط کلیدی را مورد تاکید قرار می‌دهند که برای درک کارآیی اقتصادی در قالب هزینه - فایده اهمیت دارند (چکیده و گسترده شده از یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۵-۲۹).

نمایه ۱۳-۱- سنجش نموداری کارایی برای محصولات بازاری و غیربازاری



Source:
Young, R.A., Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods, Resources for the Future Press, Washington, DC, 2005, 30–34. With permission.

نمودار a:

- نشان‌دهنده هزینه‌های اجتماعی کل برای یک پروژه آب C(W) و فایده‌های اجتماعی کل B(W)، برای مقادیر مختلف آب تامین شده است. فرض نهفته در این نمودار آن است که نرخ افزایش هزینه‌ها با تامین آب بیش‌تر، افزایش می‌یابد در حالی که فایده‌ها با نرخ نزولی، رشد می‌کنند.
- نشان‌دهنده مقدار آب W^* است که برای آن، فایده‌های خالص $[B(W) - C(W)]$ بیش‌ترین است. این بیش‌ترین اختلاف (بیش‌ترین فاصله عمودی) بین دو منحنی $[C(W), B(W)]$ زمانی رخ می‌دهد که در آنجا فایده‌های نهایی (MB) و هزینه‌های نهایی (MC) برابر باشند، یعنی جایی است که در W^*، dB/dW برابر dC/dW باشد.
- در W^*، راه‌حل کارآمد پارتو رخ می‌دهد: وضع هیچ کس نمی‌تواند بدون بدتر شدن وضعیت فرد دیگری بهتر شود. با حرکت از سمت چپ به سوی W^*، تا زمانی که $MB > MC$ است، بهبود پارتو انجام می‌شود و هر موقعیتی در محدوده بودجه که قابل قبول‌تر از پروژه یا سیاست موجود باشد را می‌توان انتخاب کرد.

- تحلیل هزینه – فایده، دو پروژه را از نظر هزینه و فایده‌های مربوطه و بدون دانستن این که کارآیی پارتو کجا ممکن است رخ دهد، مقایسه می‌کند. این موضوع برای بسیاری از فعالیت‌های پیشنهادی معمول است. دو پروژه آب فرضی مقایسه شده‌اند که مقادیر آب مختلف W_1 و W_2 را تولید می‌کنند. اختلاف فزاینده در هزینه‌های کل با اختلاف عمودی بین E و F، یعنی پاره‌خط EF نشان داده می‌شود. پاره‌خط GH مقدار تفاوت در فایده‌های کل است. فایده‌های فزاینده بیش از هزینه‌های فزاینده است و از این رو «بهبود پارتو» انجام می‌شود. اگر W_1 شرایط تامین آب فعلی و W_2 پروژه آب پیشنهادی باشد، W_2 در چارچوب هزینه - فایده ترجیح داده می‌شود چرا که $MB > MC$ است.

نمودار b:

- در مورد یک کالای بازاری، مانند حقوقی برای مقدار مشخصی از آب‌های زیرزمینی یا آب تامین شده با تانکر، منحنی $D(= MB_W)$ منحنی تقاضا برای این آب است که نشان‌دهنده تمایل به پرداخت مصرف‌کنندگان (WTP) برای آب در قیمت‌های مختلف است. با کاهش قیمت‌ها، مصرف‌کنندگان آب بیش‌تری تقاضا می‌کنند. کاهش سطح قیمت مربوط به مصرف آب بیش‌تر، نشان می‌دهد که مصرف‌کنندگان سود نهایی کم‌تری (که منجر به مطلوبیت کم‌تری می‌شود) در ازای هر واحد آب بیش‌تر دریافت می‌کنند.
- منحنی S_1 نشان‌دهنده اولین مجموعه MC تولیدکننده است، وقتی که تولید آب در راستای منحنی افزایش می‌یابد. اگر تولید آب هزینه کم‌تری داشته باشد، مانند شرایطی که افزایش سطح ایستابی آب باعث بهبود تغذیه آبخوان و کاهش هزینه‌های پمپاژ می‌شود، آنگاه منحنی عرضه تولیدکننده (یا صنعت آب محلی) به S_2 انتقال می‌یابد. با فرض این که ترجیحات و درآمد فرد تغییری نکند، تقاضای مصرف‌کنندگان برای آب هنوز در منحنی D نمود می‌یابد و تولیدکننده آب بیش‌تری عرضه می‌نماید. پس در این حالت مصرف‌کننده با کاهش قیمت آب، مقدار بیش‌تری می‌خواهد که با مقدار W_2 نشان داده شده است. در این مورد، حرکت از منحنی S_1 به منحنی S_2 یک «انتقال غیرنهایی» در عرضه است (تغییرات نهایی در عرضه با تغییرات در جهت یک منحنی عرضه واحد، نشان داده می‌شوند). این شرایط هم‌چنین ممکن است زمانی که آب به عنوان یک عامل تولید کشاورزی با افزودن فن‌آوری جدید پمپاژ، افزایش می‌یابد نیز رخ دهد، درست مانند معرفی پمپ پدالی در آسیا.
- مازاد مصرف‌کننده، سطح روی نمودار بالای خطوط قیمت است. این مازاد به صورت اختلاف بین قیمت پرداختی مصرف‌کنندگان (یا پیشنهادی تولیدکنندگان) در بازار و بیشینه مبلغی است که

مصرف‌کنندگان مایل به پرداخت آن در هر مقدار تقاضا شده روی منحنی D، هستند. مازاد اقتصادی برای قیمت p_2 بیش از قیمت p_1 است.

- مازاد تولیدکننده، سطح بالای منحنی‌های عرضه (S_1 و S_2) تا خط قیمت مربوط به آن است. این ناحیه ،نشان‌دهنده مازاد اقتصادی یا سود تولیدکننده، بیش از هزینه‌های وی برای عرضه آب است.
- به یاد داشته باشید که عکس این رویداد در شرایط خشک‌سالی که باعث افت سطح ایستابی آب در دوره‌ای طولانی از زمان می‌شود، اتفاق می‌افتد. در چنین شرایطی، W_2 ممکن است نشان‌دهنده مقدار آب تامین شده پیش از خشک‌سالی باشد. افت چشمگیر سطح ایستابی آب می‌تواند به طور قابل توجهی هزینه‌های عرضه آب زیرزمینی را افزایش دهد و منحنی عرضه آن را به وضعیت نشان داده شده در W_1 انتقال دهد. در این مورد، قیمت p_1 نشان‌دهنده قیمت جدیدی است که بازتاب‌دهنده هزینه افزایش یافته برای تامین آب بسته‌بندی شده در بطری یا تانکر و تقاضای جدید مصرف‌کننده در این قیمت است.
- گستره‌ای که S_1، S_2 و MB_W بر اساس هزینه‌های اجتماعی تعدیل می‌شوند، می‌توانند «قیمت‌های سایه‌ای» باشند که نشان‌دهنده این ارزش‌های اجتماعی (مانند هزینه‌های پولی شده آب زیرزمینی، کم‌تر عرضه شده برای جریان پایه یا فایده‌های پولی شده ناشی از بهبود سلامت انسان در نتیجه عرضه آب سالم‌تر) است که به صورت ارزش تخمینی هر واحد محاسبه می‌شوند.

نمودار c:

- MB_W در منحنی MB نشان‌دهنده تقاضا برای یک کالای «غیربازاری» مانند آب زیرزمینی به عنوان منبعی با دسترسی آزاد می‌باشد. یعنی، این منحنی تصویری از کران یا حد مبلغی را ارائه می‌دهد که مصرف‌کننده می‌خواهد برای یک کالای غیربازاری پرداخت نماید. این نیز یک قیمت سایه‌ای است. برای کالاهای غیربازاری، این منحنی انباشت تقاضای مصرف‌کنندگان است که قدرت ترجیحات آنان را نشان می‌دهد.
- منحنی عرضه بی‌کشش است. مقدار عرضه شده تحت تاثیر قیمت قرار نمی‌گیرد، بلکه تحت تاثیر منابع موجود قرار دارد.
- منحنی MB_W تقاضای مصرف‌کنندگان و تمایل به پرداخت را برای کالای غیربازاری نشان می‌دهد. برای تولیدکنندگان، این منحنی محصول ارزش نهایی آن‌ها (MVP)، یعنی افزایش بازده حاصل از به کارگیری عوامل دیگر تولید و سنجه تمایل به پرداخت آنان است.

- در تحلیل هزینه - فایده، سطح زیر منحنی MB_W بین W_1 (شرایط موجود) و W_2 (شرایط آینده) سنجه‌ای برای ارزش اقتصادی منابع اضافی است که باید مورد استفاده قرار گیرند. این سطح برابر W_1KKW_2 است.
- آبیاری با استفاده از آب‌های زیرزمینی در نواحی که متکی بر کشاورزی دیمی هستند و شناخت کاربردهای تالاب‌های نگهداری شده با آب‌های زیرزمینی، مثال‌هایی از این کاربرد هستند. در هر دو مورد، مقدار اولیه نشان می‌دهد که آن منبع ممکن است نزدیک به صفر باشد و از این رو، مقدار W_1 نزدیک به صفر یا در سطح صفر برآورد می‌شود. در شرایطی متفاوت، ارزش زیبایی‌شناختی چشمه‌های آب گرم در یک پارک ملی، ممکن است در صورتی که امکان بازدید بیش‌تری از آن امکان‌پذیر باشد، افزایش یابد.
- لازم به یادآوری است که هزینه فرصت‌ها برعکس MB هستند یعنی نشان‌دهنده فایده‌های از دست رفته در شرایطی می‌باشند که در آن، منبع محدوده شده با حدود کمی یا کیفی باید به صورت جایگزین دیگری به کار گرفته شود. حال می‌توان نمودار را برعکس مشاهده کرد. در نمودار c، فایده‌های از دست رفته، ناشی از اقدامی هستند که باعث کاهش مقدار تولید از W_2 به W_1 می‌گردد. این شرایط زمانی به وجود می‌آید که آب‌های زیرزمینی آلوده شده‌اند یا وقتی که انتظار می‌رود ورود آب شور رخ داده و مقدار منابع قابل استفاده را به نحوی دائمی برای دوره‌ای از زمان و شاید حتی برای مدتی نامشخص، کاهش دهد. بازهم این مقدار برابر مساحت W_1KKW_2 است که به عنوان میزان از دست رفتن فزاینده منافع به حساب می‌آید.

انواع اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی

گستره‌یی از اقدامات مهمی که بر آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارند را می‌توان با تحلیل هزینه - فایده مورد ارزیابی قرار داد. گستره این اقدامات به قرار زیر هستند:

- تولید آب‌های زیرزمینی- تولید کردن- جدا کردن یا بیرون کشیدن - آب‌های زیرزمینی برای مصارف انسانی و اقتصادی
- حفاظت از آب‌های زیرزمینی- مدیریت جلوگیری از آلودگی آن‌ها
- صرفه‌جویی در آب‌های زیرزمینی و مدیریت آن‌ها برای کم‌ترین اتلاف، ضایعات و مصرف
- حفاظت از آب‌های زیرزمینی- جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی
- تخلیه ضایعات در آب‌های زیرزمینی و زیرسطح - استفاده از آب زیرزمینی به عنوان حوضچه ضایعات

- تصفیه آب‌های زیرزمینی آلوده - از بین بردن آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی
- متعادل ساختن نیاز اکوسیستم به آب‌های زیرزمینی - اطمینان از کفایت آب زیرزمینی برای گونه‌های گیاهی، جانوری، چرخه هیدرولوژیک و تعادل اقلیمی
- در دسترس قراردادن آب‌های زیرزمینی برای مصرف آینده - حفظ و مدیریت آب‌های زیرزمینی برای نسل‌های آینده

برخی از این اقدامات ممکن است همپوشانی داشته باشند - اهمیت هر حیطه تاکید آن بر ارزیابی اقتصادی است. هر نوع اقدامی، مجموعه هزینه‌ها و فایده‌های خود را دارد که برخی از آن‌ها قابل کمی شدن و پولی شدن بوده و برخی این گونه نیستند. نمایه (۹-۳) تاکید می‌کند که در مورد تغییر در شرایط آبخوان مربوط به تغییر در خدمات، به افرادی که می‌توانند در چارچوب هزینه - فایده برای اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی ارزش‌گذاری شوند، چگونه فکر کنیم. مفهوم تغییر در خدمات، مربوط به یک اقدام- خواه افزایش عرضه از طریق احداث یک چاه، تعیین سهمیه برای کاهش مصرف آب، ایجاد مقرراتی برای ممانعت یا کنترل آزادسازی ضایعات در زیرسطح، یا ایجاد ذخیره آب‌های زیرزمینی برای حفظ یک آبخوان به منظور استفاده آینده باشد - منجر به توصیف نتیجه‌ای ملموس (و در پاره‌ای موارد، کم‌تر واضح) می‌شود که می‌توان آن را با تحلیل اقتصادی ارزش‌گذاری کرد.

پرسش‌های مطرح شده

ارزیابی هزینه - فایده به دنبال ارائه توصیه به تصمیم‌گیرنده از منظر اقتصادی برای پاسخ دادن به این سوال است: «با توجه به بودجه محدود سرمایه‌گذاری، کدام یک از گزینه‌های سرمایه‌گذاری باید انتخاب شوند؟» یک پرسش یارانه‌ای که می‌توان مطرح کرد نیز این است که «یک پروژه یا برنامه خاص در چه سطحی باید عمل کند؟» (میشن، ۱۹۸۲). در خصوص بررسی آب‌های زیرزمینی، این پرسش‌ها را نیز می‌توان مطرح کرد:

در حالت اول:

۱- آیا جامعه برای تامین آب باید روی یک منبع آب زیرزمینی یا آب‌های سطحی سرمایه‌گذاری کند؟

۲- آیا مقامات مرکزی یا ایالتی مسئول آب، باید برداشت از آب‌های زیرزمینی را محدود کرده یا خواهان نصب لوازم صرفه‌جویی در آب شوند؟

۳- آیا جامعه باید آب‌های زیرزمینی با کیفیت غیرقابل قبول را تصفیه کند یا منبع آب دیگری با کیفیت مناسب ایجاد کند؟

و در حالت دوم:

۱- چه میزان آب می‌توان برداشت کرد، برای این که عرضه آب زیرزمینی در بلندمدت باقی بماند؟

۲- سطح قابل قبول یک آلاینده در منابع آب‌های زیرزمینی آشامیدنی (یا مصارف دیگری که می‌توان درنظر گرفت) چیست؟

۳- در چه سطحی، آب زیرزمینی که اکنون آلوده شده باید تصفیه شود؟

٤- پرسش‌های دیگری را نیز می‌توان مطرح کرد و تمرکز ممکن است بر مقدار آب زیرزمینی باشد که باید مدیریت شود.

اصول راهنما

اصول زیر در سازمان‌دهی و انجام تحلیل هزینه – فایده، سودمند هستند:

۱- تصریح هدف: پروژه یا برنامه منبع که مدنظر قرار گرفته است، باید هدفی مشخص برای حصول داشته باشد. رسیدن به این اهداف باید قابل مشاهده و سنجش باشد. همین هدف برای ارزیابی همه گزینه‌های بررسی تحلیل هزینه - فایده به کار می‌رود. اگر اهداف گزینه‌ها متفاوت باشند، مقایسه پیامدهای پیش‌بینی شده برای گزینه‌ها نمی‌تواند انجام شود.

۲- ارزیابی اجتماعی: مشخص است که این ارزیابی در سطح جامعه عمل می‌کند (شهر، ایالات یا کشور) نه فرد. در سطح اجتماعی، هزینه‌ها و فایده‌ها نسبت به تحقق ترجیحات کلی آن‌ها برای یک پیامد، محصول یا خدمات خاص مشخص می‌شود. هر اقدام یا چیزی که رفاه انسانی را موجب شده و افزایش می‌دهد، یک فایده است و برعکس هر اقدام یا چیزی که رفاه را کاهش دهد، یک هزینه است (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۹۳).

۳- مدت زمان، افق برنامه‌ریزی و یا برنامه پروژه: چارچوب زمانی که انتظار می‌رود در مدت آن، پروژه یا برنامه، هزینه ایجاد کرده و فایده به همراه داشته باشد، باید مشخص گردد. انباشت هزینه‌ها و فایده‌ها برای یک برنامه یا پروژه در یک دوره مشخص زمانی یا افق برنامه‌ریزی باید تعریف شود تا امکان مقایسه هزینه‌ها و فایده‌ها بین گزینه‌های مورد ارزیابی بر پایه هدف تصریح شده، وجود داشته باشد. تصریح مدت زمان یا افق برنامه‌ریزی برای اعمال نرخ تخفیف در جهت پیامدهای پولی گزینه‌ها، ضروری است تا بتوان آن‌ها را ارزیابی کرده و همان‌طور که در این جا شرح داده خواهد شد، ارزش یک هزینه یا فایده را در طول زمان لحاظ نماییم.

٤- با ارزیابی و بدون ارزیابی: ارزیابی باید نقطه آغازی به مثابه یک مرجع داشته باشد. در تحلیل هزینه - فایده، نقطه آغاز ارزیابی شرایطی است که باید «بدون» اقدام خاصی اثرات مطلوب و

نامطلوب آن مشخص شود (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳؛ مرت، ۱۹۹۷، ص ۸۶؛ یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۵). پیش‌بینی تغییرات مورد انتظار و اثرات حاصل «با» توسعه و پیاده‌سازی یک اقدام، نقطه دوم ارزیابی است که باید با شرایط «بدون» اقدام، مقایسه گردد. یکای رایج برای این کار واحدهای پولی است. نمایه (۱۳-۲) رویکردی به منظور ایجاد خط مبنایی برای منابع دارای عمر بلند، مانند آب‌های زیرزمینی ارائه می‌دهد.

۵- جمعیت و محیط محاسبه شده: ارزیابی باید مرزی داشته باشد که در آن هزینه‌ها و فایده‌ها را بتوان حساب کرد و نشان دهد، چه کسی از خدمات یا اقدامی سود می‌برد و چه کسی هزینه را پرداخت می‌کند (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳؛ یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۵؛ آووا، ۲۰۰۶، ص ۶۷). جمعیت و ناحیه تاثیر پذیرفته، معمولا یک جامعه، شهر، ایالت یا کشور می‌باشند. با این حال، این محدوده می‌تواند حوضه یک رودخانه، واحد هیدرولوژیک دیگری مانند منطقه‌یی که روی یک آبخوان قرار گرفته؛ یا زیربخش‌های سیاسی مانند یک محدوده آبی باشد. زمان و بودجه، محدوده ارزیابی را محدود می‌کند. جمعیت مربوطه باید تا حد امکان جامع باشد تا اثرات از دست رفته مهم را به حداقل برساند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۶). ناحیه و جمعیت مورد نظر می‌تواند زیستگاه گونه‌های گیاهی یا جانوری نیز باشد که نیاز به مقدار (یا سطح ایستابی خاصی) یا کیفیت خاصی از آب‌های زیرزمینی دارد. به عنوان نمونه، می‌توان به آبخوان ادواردز در بخش مرکزی تگزاس و حفظ گونه‌های در معرض خطر آن اشاره کرد.

ناحیه مورد بررسی باید به خوبی تعریف شود تا اطمینان حاصل گردد که عوامل مربوط به اهداف پروژه یا برنامه، لحاظ شده‌اند. برای مثال، به منظور حفاظت از آب‌های زیرزمینی، واحد یا ناحیه حسابداری ممکن است به صورت زیر لحاظ شوند: ۱) خود تاسیسات تامین آب، ۲) مشتریان تاسیسات (مخاطبان و غیرمخاطبان یک برنامه صرفه‌جویی) یا ۳) جامعه به صورت کلی (آووا، ۲۰۰۶، ص ۶۷). استفاده از نواحی کوچک‌تر که ممکن است هزینه یا فایده‌هایشان به نواحی مجاور سرازیر شود، می‌تواند به نحو چشمگیری نتیجه تحلیل را تغییر دهد. افزون بر این، نرخ نیروی کار و تورم، ممکن است از شهری به شهر دیگر و ایالت یا کشوری به ایالت یا کشور دیگر متفاوت باشد. تعریف ناحیه حسابداری در ابتدای ارائه تحلیل برای یک پروژه یا برنامه به این دلایل مهم است.

۶- تعیین اثرات غیرپولی و غیرقابل کمی شدن: اثرات غیرپولی و غیرقابل کمی شدن (تعداد گونه‌های خاص یا کیفیت زیبایی‌شناختی) باید مشخص و فهرست شده و در تحلیل هزینه - فایده به عنوان اطلاعات مهم، توصیف شود (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳). قبلا ارزش

زندگی انسان کمی نشده بود. اکنون، در مطالعه اثرات سلامت بشری، ارزش پولی ممکن است درنظر گرفته شود. امکان دارد تحلیل هزینه - فایده موجب پژوهش‌هایی شود که اطلاعاتی را فراهم می‌آورند تا امکان کمی‌سازی و پولی شدن اثرات در آینده فراهم گردد (اندرسن و ستل، ۱۹۷۷، ص ۲۳). کمی‌سازی غیرپولی، ممکن است شامل ارزیابی اثرات اکولوژیکی و ارزیابی برابری اجتماعی در مقایسه با اثرات مقیاس اکوسیستم و وقوع اثر اجتماعی باشد. اثراتی که می‌توانند تنها به طور کیفی بیان شوند، اثراتی برای دریافت‌کنندگان – خواه انسان باشد، گیاه یا جانور- در محل و خارج از آن و از همه مهم‌تر، اثرات بر اکوسیستم باید با تبیین بازگشت‌پذیری و بزرگی آن‌ها مورد توجه خاصی قرار بگیرند. حداقل، تصمیم‌گیران باید کامل‌ترین اطلاعات را به نحوی داشته باشند که به طور بالقوه و مطلوبی سازمان‌دهی شده باشد و اثرات نامناسب ارزش یک اقدام را تعیین کنند.

۷- حسابداری خصوصی در برابر حسابداری اجتماعی: ارزیابی هزینه‌ها و فایده‌ها باید روشن باشد تا وقوع و کاربرد اثرات، لحاظ گردد. حسابداری خصوصی به اثرات در مورد شرکت‌ها و افراد در مورد تغییرات قیمت‌ها، اشاره می‌کند. حسابداری اجتماعی قیمت کالاها را با احتساب مالیات‌ها، یارانه‌ها یا دیگر تعدیل‌های سیاسی – اقتصادی لحاظ می‌کند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۶). ارزیابی قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی برای آبیاری موضوع این ملاحظات حسابداری، شامل تعدیل‌هایی برای محصول، فصل و دسته‌بندی کاربری آب بوده است (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳۶).

۸- ارزیابی در محل یا در منبع: ارزیابی سازگاری فایده‌ها و هزینه‌ها باید بر اهداف مشابهی برای پروژه‌ها و برنامه‌های جایگزین، متمرکز باشد. ارزیابی‌کننده باید از ابتدا مشخص کند که آیا تحلیل برای محصولات و خدمات در (محل) منبع آب است یا در محل مصرف (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۳۹-۳۸). مهم‌ترین تفاوت بین این مکان‌ها این است که آیا ارزیابی‌ها شامل هزینه‌های مربوط به توزیع و تصفیه آب می‌شود یا خیر. این هزینه‌ها به کاربری آب بستگی دارند. برای مثال، مصرف آبیاری احتمالا شامل تصفیه نیست در حالی که مصرف شهری فراتر از منبع رفته و نیاز به تصفیه دارد.

روش دیگر درنظر گرفتن این عامل، تلقی مصرف آب‌های زیرزمینی روی پیوستار منبع یا مسیر دریافت‌کننده است (شورای تحقیقات ملی، ۲۰۰۲، ص ۱۲۱؛ هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۱۱۳). ارزیابی در منبع پیش‌تر تشریح گردید. مولفه مسیر در صورت تعریف مناسب مسیر آلودگی می‌تواند شامل هزینه‌هایی مانند نصب و عملیاتی کردن یک خط لوله برای تامین آب

یا نصب و عملیاتی کردن چاه‌های دریافت‌کننده باشد. گیرنده آب‌های زیرزمینی و نقطه انتهایی، در معرض خطر آلودگی قرار دارند که ممکن است به آب منتقل گردد.

۹- تحلیل کوتاه‌مدت در مقابل تحلیل بلندمدت: یک چشم‌انداز کوتاه‌مدت می‌تواند هزینه‌های سرمایه‌ای را در برخی محل‌ها «از دست رفته»[۱] (مصرف شده) تلقی کند و از این رو، بی‌ارتباط خواهد بود. در کوتاه‌مدت، حداقل یکی از نهاده‌ها ثابت بوده و تغییرات در نهاده‌های متغیر، برای تحلیل مورد توجه هستند. در بلندمدت، همه نهاده‌ها از جمله هزینه‌های سرمایه‌ای متغیر هستند. در تحلیل‌های بسیار بلندمدت، تغییرات فن‌آوری اثرگذار بر هزینه‌ها مدنظر قرار می‌گیرند.

۱۰- ارزیابی چرخه عمر: مدت زمان پیش‌بینی شده یا معلوم یک پروژه منبع یا برنامه، اقلامی مانند تجهیزات یا سازه‌هایی را در بر می‌گیرد که هزینه‌های اکتساب و سرمایه‌ای و هزینه‌های عملیاتی و نگهداری (O&M) داشته و در دوره مشخصی از زمان، برای سوددهی به مصرف‌کنندگان عمل می‌کنند. این هزینه‌ها و فایده‌های چرخه‌ای (تکراری) باید در تحلیل‌های هزینه - فایده در مدت عمر پروژه یا برنامه گنجانده شوند نه این که تنها یک بار به حساب آیند.

۱۱- قاعده مشاوره تصمیم‌گیری: قاعده مشاوره تصمیم‌گیری برای ناحیه حسابداری (جامعه، شهر، ایالت یا کشور) که تحت تاثیر یک پروژه یا تصمیم قرار می‌گیرد، این است که فایده‌ها باید بر پایه هدف تعیین شده به مقدار مناسبی از هزینه‌ها، بیش‌تر باشد.

فرمول این قاعده (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۱۳) همراه با تغییرات اعمال شده برای پروژه‌های آب‌های زیرزمینی به صورت زیر است:

$$DB + IB > DC + TPC + CC + FDB + FIB$$

که در آن

DB: فایده‌های مستقیم مصارف آب است که در تمایل به پرداخت، منعکس شده است

IB: فایده‌های غیرمستقیم مصارف آب

DC: هزینه‌های توسعه شامل هزینه‌های حمل و نقل و هزینه‌های هرگونه تصفیه

TPC: هزینه‌های معاملات و برنامه‌ریزی شامل هزینه‌های اطلاعات، بستن قرارداد و اجرا

CC: هزینه‌های انتقال و ذخیره فیزیکی

FDB: فایده‌های مستقیم از دست رفته با کاهش تولید

۱- Sunk

FIB: فایده‌های غیرمستقیم از دست رفته با کاهش تولید از قبیل فقدان زندگی یا کاهش ظرفیت محلی/ ملی هستند.

اثرات مستقیم، هم فایده و هم هزینه، «حاصل کالاها و خدماتی هستند که مستقیما از سوی پروژه تولید می‌شوند. فایده‌ها برای محصولات مستقیم با تمایل به پرداخت اندازه‌گیری شده و هزینه‌های تولید محصول مستقیم بر حسب تولید از دست رفته»، در جاهای دیگر اقتصاد سنجیده می‌شود (اندرسن و ستل، ۱۹۷۷، ص ۲۲). یک مثال از فایده مستقیم، افزایش تولید آب‌های زیرزمینی است. هزینه مستقیم می‌تواند در راستای زدودن مواد معدنی از آب باشد تا بتوان از آن برای خدماتی خاص از جمله تولید استفاده کرد. فایده‌ها و هزینه‌های غیرمستقیم، اثرات متفاوتی در ارزش تولید فعالیت‌هایی دارند که به طور غیرمستقیم از پروژه یا برنامه آبی به دست می‌آیند. فایده غیرمستقیم را می‌توان با فروش تراکتورها افزایش داد. هزینه غیرمستقیم می‌تواند بهسازی راه‌ها برای انتقال محصولات کشاورزی به بازار باشد.

یانگ (۲۰۰۵، ص ۱۳) شرط دیگری را اضافه می‌کند که به موجب آن، هزینه‌های یک فعالیت باید کم‌تر از «بهترین گزینه بعدی» باشد که همان هدف را برآورده می‌کند:

$$FDB + FIB + TPC + CC < AC \qquad \text{(نامعادله ۱۳-۱)}$$

که در آن AC هزینه بهترین گزینه بعدی است. بهترین گزینه بعدی، می‌تواند لوله‌کشی آب از یک دریاچه یا آبخوانی در دوردست، یا تصفیه آب در نقاط مصرفی به جای محل تولید باشد. این موارد باید کم‌هزینه‌ترین گزینه‌های بعدی باشند.

نمایه ۱۳-۲- حسابداری شرایط و ارزش دارایی آب‌های زیرزمینی: ایجاد خط مبنایی برای تحلیل هزینه - فایده

در ایالات متحده، هیئت استانداردهای حسابداری دولت[۱]، چارچوب حسابداری را برای ثبت شرایط و ارزش دارایی‌های زیرساخت‌های عمومی ماندگار بر اساس دولت‌های محلی، ایالتی و فدرال توسعه داده است. این چارچوب «اظهارنامه‌های مالی اصلی- و تحلیل بحث مدیریت - برای دولت‌های ایالتی و محلی» نامیده می‌شوند (هیئت استانداردهای حسابداری دولت، ۱۹۹۰). در تعریف گسترده دارایی‌ها که شامل تاسیسات آب می‌شود، خود منبع - در اینجا، آب‌های زیرزمینی - را می‌توان از نظر شرایط و ارزش به عنوان یک دارایی طبیعی دارای اهمیت بلندمدت برای جامعه به حساب آورد. هیئت فوق «اعلامیه ۳۴» (که با عنوان "GASB ۳٤" ارجاع داده می‌شود) را برای تشریح رویه حسابداری برای نمایندگی‌های عمومی ارائه کرده است که «بودجه‌هایی» را برای سازمان‌دهی اطلاعات مربوط به دارایی‌ها و بدهی‌ها تعیین می‌نماید.

معمولا، دارایی‌های زیرساختی با رویکرد استهلاک استاندارد، ارزش‌گذاری می‌شوند که در آن هر ساله درصد خاصی از ارزش دارایی به دلیل مصرف و فرسودگی کم می‌شود. اعلامیه GASB ۳۴ هم‌چنین «رویکرد اصلاح‌شده‌یی» را ارائه می‌کند که چارچوبی برای مدیریت دارایی‌ها از طریق مشاهده و گزارش‌دهی عملکرد و شرایط دارایی تعیین می‌نماید. نمایندگی‌هایی که از رویکرد اصلاح‌شده استفاده می‌کنند باید دارایی را در شرایط حداقلی یا بهتر از آن نگه دارند و به این ترتیب دارایی را طوری مدیریت نمایند که ارزش آن به طور قابل توجهی افت نکند (هنینگ، ۲۰۰۲). در حالی که این چارچوب حسابداری معمولا برای سیستم‌های تامین آب مانند چاه‌ها، لوله‌ها و تاسیسات تصفیه (مانند سایر دارایی‌های عمومی، مانند سدها، جاده‌ها، پل‌ها و ساختمان‌ها) کاربرد دارد، می‌توان از آن برای دارایی‌های طبیعی نیز بهره جست.

۱- Government Accounting Standards Board (GASB)

ادامه نمایه ۱۳-۲- حسابداری شرایط و ارزش دارایی آب‌های زیرزمینی: ایجاد خط مبنایی برای تحلیل هزینه - فایده

در حالی که اعلامیه GASB ۳۴ تنوع مفصلی از اطلاعاتی که باید در حسابداری با رویکرد اصلاح شده گنجانده شوند را فراهم نمی‌کند، نهاده‌های زیر عموما مورد نیاز هستند (میز، ۲۰۰۰؛ هنینگ، ۲۰۰۲):

- حفظ موجودی به روز دارایی‌های زیرساختی
- ارزیابی منظم شرایط همه دارایی‌های زیرساختی و خلاصه کردن نتایج با استفاده از مقیاس اندازه‌گیری
- برآورد هزینه سالانه مورد نیاز برای حفظ و نگهداری دارایی‌ها در شرایط حداقلی، برای طول عمر دارایی‌های ایجاد شده توسط آن نهاد. سطح کمینه شرایط باید بر حسب دسته‌ها یا شاخص‌ها بیان شود (مانند خوب، مناسب و ضعیف؛ یا نسبت به منابع آب‌های زیرزمینی، طبیعی و موجود برای هرگونه مصرف، برآورده کردن تمام استانداردهای آب آشامیدنی، آب آشامیدنی آلوده شده اما قابل مصرف، آب آشامیدنی آلوده و غیرقابل مصرف و حفظ حداقلی از سطح ایستابی آب).

این اطلاعات درباره شرایط دارایی آب‌های زیرزمینی را می‌توان برای توسعه مبنایی برای تحلیل هزینه - فایده به کار گرفت. افزون بر این، اگر جامعه برنامه حفاظت سرچاه (WHP) را برای نگهداری و حفاظت از تامین آب‌های زیرزمینی انجام دهد، هزینه چنین برنامه‌ای نیز می‌تواند به عنوان مبنای تحلیل‌های متمرکز بر تغییرات در خدمات آب‌های زیرزمینی نسبت به کیفیت آن به کار گرفته شود. «مزیت انتخاب رویکرد اصلاح شده، این است که نشان‌دهنده رویکردی مستدل‌تر برای مدیریت دارایی‌های زیرساختی دارای طول عمر زیاد است» (میز و اسمدی، ۲۰۰۷).

رویکردهای ارزیابی

روش‌های متعدد مانند تحلیل تاثیر، ارزیابی هزینه - اثربخشی و ارزیابی هزینه - فایده برای بررسی اثرات اقتصادی معضلات کیفیت آب‌های زیرزمینی به کار گرفته شده‌اند. ارزیابی هزینه - فایده شامل ارزیابی ریسک - فایده نیز می‌شود. ملاحظات نااطمینانی، بر همه این روش‌ها اثر می‌گذارد. در بسیاری از متون، روش ارزیابی هزینه – فایده به صورت کامل تشریح شده است. مراجع انتهای این فصل جزئیات بیش‌تری درباره این موضوع ارائه می‌دهند.

تحلیل تاثیر

تحلیل تاثیر هر جا که ممکن باشد، با تعیین مقدار، محدوده اثرات یک اقدام پیشنهادی یا طیفی از اقدامات اثرگذار بر یک منبع و جامعه را تشریح و فهرست‌بندی می‌کند. تحلیل تاثیر می‌تواند بخشی از ارزیابی‌های هزینه - اثربخشی یا هزینه - فایده باشد (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۱۰۹). یک تحلیل تاثیر در مورد افزودن یک چاه برای تامین نیاز جمعیت رو به رشد، می‌تواند ارزش آب تامین شده و هزینه حفر چاه، لوله‌ها و تصفیه و هم‌چنین اثر آن بر کاربری‌های دیگر آب و گیرنده‌های اکوسیستم را برای سناریوهای مختلف پمپاژ در آینده مدنظر قرار دهد. وقتی یک دولت محلی تصمیم به تصویب مقرراتی برای کنترل تخلیه ضایعات در محل دفن زباله خود می‌گیرد، ساکنان می‌خواهند بدانند اثر اقتصادی الزامات کاهش‌های زیاد و کم حجم ضایعات، چیست. توسعه بخش‌هایی از برنامه یا کل آن مانند

تحلیل ویژه کنترل تخلیه ضایعات فلزی را می‌توان با نگاهی به بزرگی هزینه‌ها، تغییرات در تقاضا برای ترابری کامیون، کاهش فضای مورد نیاز دفن زباله و دیگر عوامل اثرگذار مورد ارزیابی قرار داد. تحلیل‌ها هم‌چنین می‌توانند سیاست‌هایی را در سطح ایالتی و ملی بررسی کنند. افزون بر این، کسب‌وکارها می‌توانند به شکلی مشابه، نگاهی به اقدامات پیشنهادی داخلی خود و ایجاد هزینه‌ها در سراسر عملیاتشان داشته و تاثیر آن بر سود کلی را تعیین نمایند.

ارزیابی هزینه - اثربخشی

ارزیابی هزینه – اثربخشی، به مقایسه مخارج (هزینه‌های) نسبی و پیامدهای (اثرات) مربوط به دو یا چند دوره اقدام، اشاره می‌کند (دیکشنری سرمایه‌گذاری، ۲۰۰۵). هزینه - اثربخشی به پرسش زیر پاسخ می‌دهد: با توجه به هدف، هزینه پولی گزینه‌های مختلف برای رسیدن به هدف چیست و کدام هزینه پایین‌ترین است؟ شهری که می‌خواهد از چاه‌های خود در برابر آلودگی‌های آینده حفاظت نماید، ممکن است هزینه گزینه‌ها مانند تغییر در ناحیه‌بندی، گرفتن کمک فنی برای کسب‌وکار و انجام یک پویش آموزشی و اطلاع‌رسانی را ارزیابی نماید. هزینه هر گزینه را می‌توان با تقسیم هر یک بر میزان پوند (معادل تقریبا نیم کیلوگرم) مواد شیمیایی که انتظار می‌رود کنترل و مدیریت شوند، به دست آورد.

ارزیابی هزینه اثربخشی می‌تواند بخشی از ارزیابی هزینه - فایده باشد. تمرکز بر هزینه‌ها در برنامه‌های دولتی در همه سطوح معمول است، به ویژه وقتی که تعیین و پولی‌سازی فایده‌ها دشوار باشد. بخش اصلی یک تحلیل هزینه – اثربخشی، شناسایی گستره کامل هزینه‌ها و شخصی است که آن‌ها را ایجاد می‌کند: هزینه‌ها برای یک اداره دولتی یا کسب‌وکاری، ممکن است مشخص باشد؛ اما ممکن است تعیین هزینه‌ها برای جامعه بزرگ‌تر یعنی «هزینه‌های اجتماعی» دشوارتر باشد. این هزینه‌ها ممکن است شامل هزینه‌های بالاتر تامین آب، به دلیل اعطای حقوق توسعه یا تخریب ناحیه مهمی برای تغذیه در تامین آب یا آسیب‌های وارده به شیلات، به دلیل از بین رفتن جریان مواد مغذی حاصل از آب‌های زیرزمینی از طریق بستر، به علت کانال‌زنی باشد. در حالی که این هزینه‌ها باید به روشنی توسط هر اداره دولتی (درگیر) مشخص شوند، شرکت‌های خصوصی به نحو فزاینده‌ای، اثرات عدم برآورد هزینه‌های اجتماعی اقدامات خود در حسابداری و به کارگیری آن‌ها در تصمیم‌گیری‌هایشان را احساس کرده‌اند. با مشاهده اثرات مستمر تحریم مصرف‌کنندگان، بازار به مدیریت زیست‌محیطی ضعیف یا برخورد نامحترمانه با مصرف‌کننده واکنش نشان می‌دهد. شیوه داشتن بیش‌ترین هزینه اثربخشی برای تولید و فروش یک پمپ آب زیرزمینی به محل بارگیری و انتقال به تصفیه‌خانه، منحصر نمی‌شود. مولفه‌های تحلیلی هزینه و فایده بر پایه این سوال استوار هستند که آیا به صورت خصوصی ایجاد شده‌اند یا توسط کل جامعه. این موضوع در نمایه (۱۳-۳) بررسی شده است.

نمایه ۱۳-۳- مولفه‌های هزینه و فایده خصوصی و اجتماعی

تحلیل مالی/ خصوصی	تحلیل اقتصادی/ اجتماعی
هزینه‌های فردی و شرکتی	همه هزینه‌ها برای جامعه (شامل هزینه‌های اکوسیستم و هزینه‌های خارجی (بیرون از محل))
فایده‌های فردی و شرکتی	همه فایده‌ها برای جامعه (شامل فایده‌های اکوسیستم و هزینه‌های خارجی (بیرون از محل))
قیمت‌های بازاری (شامل پرداخت‌های انتقالی)	قیمت‌های سایه‌ای (قیمت‌های بازاری بدون مالیات، یارانه‌ها یا سایر پرداخت‌های انتقالی)
نرخ تنزیل فردی یا شرکتی	نرخ تنزیل اجتماعی
بدون برابری یا اثرات توزیعی	برابری و اثرات توزیعی

Source:
Young, R.A., Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods, Resources for the Future Press, Washington, DC, 2005, 30-34. With permission.

نتایج ارزیابی هزینه - اثربخشی باید با «اصل برابری نهایی» نیز متناظر باشند. در صورت داشتن منابع محدود با هدف بیشینه کردن خروجی تولید شده یا خدمات واحدهای ارائه شده، تمام تولید یا مقدار تامین شده را طوری تخصیص دهید که هر تصفیه خانه، تاسیسات، چاه یا تامین‌کننده، هزینه نهایی مشابهی داشته باشد؛ یعنی هزینه نهایی بین همه منابع برابر باشد. نمایه (۱۳-۴) رویکردهای «ارزیابی هزینه» و «هزینه - اثربخشی» را نشان می‌دهد.

نمایه ۱۳-۴- گام‌های ارزیابی هزینه و ارزیابی اثربخشی هزینه - فایده

تعریف اقدام

۱- هدفی را تعیین کنید مثلا اطمینان یابید که همه ساکنان ناحیه تامین آب فورکانتی، منبع آب زیرزمینی سالمی تا سال ۲۰۳۰ خواهند داشت یا آب زیرزمینی برای برآورده ساختن مصارف محلی در آن اقتصاد تصفیه شود.

۲- اهدافی کمی تعیین کنید مثلا افزایش عرضه ۱۰۰۰ مترمکعب آب در روز تا استانداردهای آب آشامیدنی سالم برآورده شود یا این که غلظت آلاینده‌های موجود در آب‌های زیرزمینی به ۱ میلی‌گرم در هر لیتر کاهش یابد.

۳- جایگزین‌هایی (و گام‌های ویژه به کارگیری آن‌ها) را تعریف کنید که اهداف زیر را برآورده نمایند:

a- جایگزین‌های «تامین آب» ممکن است شامل زمین دارای چاه در نزدیکی رودخانه، زمین دارای چاه در جنوب آن جامعه، ورودی (مدخل) رودخانه، تغییر شرایط و استفاده مجدد از فاضلاب و نمک‌زدایی از آب‌های عمیق شور باشد.

- گام‌های خاص پیاده‌سازی، ممکن است شامل بررسی‌های مهندسی و هیدرولوژیک، طراحی سیستم آب، حفر چاه‌ها و مداخل، پمپاژ کردن آب، نصب لوله، تصفیه آب، آزمایش آب، توزیع آب برای مصرف‌کنندگان، طراحی برنامه‌هایی برای اطمینان از حفاظت از منابع آب در آینده و پیاده‌سازی برنامه حفاظت از منابع آب باشد.

b- جایگزین‌های «تصفیه آلاینده‌ها» بسته به نوع آن‌ها می‌تواند شامل حفاری و برداشتن خاک و آب‌های زیرزمینی آلوده؛ تصفیه شیمیایی در محل و خارج از محل، زیست پالایی، جداسازی فیزیکی، زدایش با هوا یا ایجاد مانع باشند (فصل ۷ را ببینید).

ادامه نمایه ۱۳-۴- گام‌های ارزیابی هزینه و ارزیابی اثربخشی هزینه - فایده

- ممکن است شامل گام‌های خاص ارزیابی هیدرولوژیک، طراحی یک شبکه پایش، حفر چاه‌ها، سازمان‌دهی و پیاده‌سازی یک طرح نمونه‌گیری؛ آزمایش و گزارش‌دهی نتایج؛ تعیین رویکردهای مهندسی (تصفیه) و غیرمهندسی؛ برگزاری نشست‌هایی عمومی؛ تعیین بهترین رویکرد و طراحی، نصب یا پیاده‌سازی (منطقه‌بندی برای محدود کردن استفاده به عنوان یک رویکرد غیرساختاری) و ارزیابی آن رویکرد از طریق پایش باشد.

۴- اثرات اقتصادی و غیراقتصادی هر گزینه را تعیین کنید، مانند درجه یا گستره تولید یا آلودگی بالقوه، اثرات نامطلوب تولید یا آلودگی و این که چه کسانی و چه چیزهایی به طور مستقیم و غیرمستقیم با آن اقدام تحت تاثیر قرار می‌گیرند و چه زمانی اثرات آن اقدام رخ می‌دهد.

۵- حوزه تحلیل مانند حوزه انتخاباتی، عوامل بودجه‌ای، صنعت یا جامعه و مرزهای جغرافیایی تحت تاثیر را تعریف کنید.

تعیین خط مبنا

۱- خط مبنا را تعریف کنید، مثلا هزینه عدم انجام کار، مانند اجازه افت کیفیت آب و هزینه‌های جایگزینی تامین آب، درآمد مالیاتی از دست رفته، جابه‌جایی شرکت، تغییر در ریسک سلامتی؛ یا هزینه اقدام در نبود یک برنامه پیشنهادی مقدماتی، مانند واکنش به تخلیه آبخوان یا آلودگی آن.

۲- چارچوب زمانی را مشخص کنید مثلا دفتر مدیریت و بودجه ایالات متحده زمان‌بندی ۳۰ ساله را برای ارزیابی برنامه پیشنهاد می‌دهد.

۳- خط مبنا را کمی کنید: هزینه‌های مبنا، مانند هزینه‌های تصفیه (هزینه‌های معیارهای اصلاحی)، هزینه‌های تعویض (هزینه‌های فراهم کردن تامین آب جایگزین)؛ هزینه‌های آسیب (هزینه‌های اثرات سلامتی، آسیب‌های زیست‌محیطی و فقر، جابه‌جایی اقتصادی و مخارج دعوی قضایی) و سطح تخلیه یا آلودگی را اندازه‌گیری کنید.

۴- عوامل تغییردهنده برآوردهای خط مبنا را درنظر داشته باشید: برای هزینه‌های مبنا، مانند گستره تخلیه یا آلودگی (بدترین حالت یا محدوده سناریوها)، شدت تخلیه یا آلودگی (سطوح بالاتر هزینه‌ها را افزایش می‌دهند) و طرف‌های تحت تاثیر (جمعیت‌های حساس یا خاص ممکن است برای حفاظت به گام‌های بیش‌تری نیاز داشته باشند)؛ برای اثربخشی خط مبنا مانند ویژگی‌های فیزیکی (زمین‌شناسی و هیدرولوژی)، گستره برنامه موجود (سن، طول عمر مورد انتظار و دارایی‌های سرمایه‌ای) و روندهای آینده (جمعیت و رشد صنعت و استفاده از مواد شیمیایی). در مورد برنامه‌های صرفه‌جویی، درجه نفوذ بازار باید عاملی باشد که بر پایه گستره کاربرد مورد انتظار، اعمال صرفه‌جویانه به کار گرفته شود (آووا، ۲۰۰۶، ص ۶۸).

۵- ریسک و نااطمینانی را با استفاده از کاربرد احتمالات در محاسبات خط مبنا و کاربردهای تحلیل حساسیت، ترکیب کنید: برای هزینه‌های مبنا، مانند این که احتمال آلودگی را برآورد کرده و آن را در هزینه آلودگی ضرب کنیم که «هزینه مورد انتظار» را به دست می‌دهد؛ برای اثربخشی مبنا، مانند این که هزینه آلودگی را در معیار اثربخشی مبنا ضرب کنیم که اثربخشی مبنای مورد انتظار را به دست می‌دهد؛ برای احتمالات ریسک آلودگی، بهترین قضاوت‌های حرفه‌ای را از طریق درصد شانسی که آلودگی رخ خواهد داد، بر پایه بهترین اقدامات در قبال آن و آزادسازی مواد خطرناک یا سمی و نفوذ احتمالی آن‌ها و حرکت آن‌ها در زمین‌شناسی منطقه، به دست آورید؛ و برای تحلیل حساسیت، با تغییر فروض مربوط به سطوح آلودگی یا تخلیه (یا سایر عوامل)، محدوده اثرات هزینه و اثربخشی را مشخص کنید.

ارزیابی هزینه‌ها

۱- هزینه‌ها را انتخاب و دسته‌بندی نمایید:

a- هزینه‌های مستقیم و غیرمستقیم. هزینه‌های مستقیم را دولت، کسب‌وکارها و افرادی متحمل می‌شوند که به نحوی در فعالیتی (پروژه یا برنامه‌یی) نقش دارند یا تحت تاثیر آن قرار می‌گیرند، مانند جبران برای آن دسته از افرادی که پروژه را سازمان‌دهی و هدایت کرده و هزینه تجهیزات را برآورده کرده یا نیازمندی‌های ساخت را کامل می‌کنند یا در مورد فعالیت‌های صرفه‌جویانه، هزینه افزایشی ناشی از به کارگیری یک عمل صرفه‌جویانه یا اصلاح تامین آب (آووا، ۲۰۰۶، ص ۶۸)؛ اما هزینه‌های غیرمستقیم را افرادی متحمل می‌شوند که تحت تاثیر آن فعالیت قرار می‌گیرند، اما مستقیما مسئول آن نیستند یا نیازی نیست که به آن واکنشی نشان دهند، مثلا یک اپراتور دفن زباله باید پایش جامع‌تری را به کار گیرد و قیمت ضایعات تخلیه جامد (و هزینه غیرمستقیم) را برای کاربران خدماتش بالاتر ببرد

ادامه نمایه ۱۳-۴- گام‌های ارزیابی هزینه و ارزیابی اثربخشی هزینه - فایده

b- هزینه‌های برنامه و انطباق: این هزینه‌های مستقیم معمولا پاسخی به فعالیت دولت هستند: هزینه‌های برنامه مربوط به برنامه‌ریزی و اجرای برنامه آب‌های زیرزمینی (شامل ساخت و درگیری عموم) می‌باشند؛ اما هزینه‌های انطباق هزینه‌هایی هستند که سازمان‌های عمومی پاسخ‌گو و صنایع، باید برای اجرای یک مقررات (شامل هزینه‌های مربوط به ساخت و مجوزها) بپردازند.

c- هزینه‌های عمومی و خصوصی: هزینه‌های عمومی آن‌هایی هستند که توسط دولت محلی، ایالتی یا فدرال پرداخت می‌شوند و هزینه‌های خصوصی، آن‌هایی هستند که توسط کسب‌وکارها و افراد پرداخت می‌شوند، مانند هزینه‌های مربوط به یک سرمایه‌گذار - مالک تامین‌کننده آب برای انجام تصفیه بیش‌تر (هزینه انطباق خصوصی مستقیم) و برای مصرف‌کننده به شکل هزینه‌های بالاتر برای آب (هزینه انطباق خصوصی غیرمستقیم).

d- اثرات اولیه و ثانویه. اثرات اولیه آن دسته از اثراتی هستند که توسط اشخاص، شرکت‌ها یا دولت‌ها در پاسخ به پروژه یا برنامه تجربه می‌شوند، مثلا یک تاسیسات عمومی محلی، مقررات صرفه‌جویی را برای اجتناب از گسترش زمین‌های دارای چاه به کار می‌گیرد (هزینه‌های اولیه مستقیم عمومی برنامه شامل مخارج هیدرولوژیک، مهندسی، قانونی و اداری می‌باشند)؛ اثرات ثانویه یا «سرریز» برای دیگر افراد، کسب‌وکارها و دولت‌هایی رخ می‌دهند که درگیر آن فعالیت نباشند، مثلا نصاب پمپ با وجود تاسیسات، قراردادی را از دست می‌دهد و از آن کسب‌وکار خارج می‌شود یا به دلیل افزایش پمپاژ، تالابی در پایین‌دست رود به سبب کاهش سطح ایستابی آب ناپدید می‌شود و زیستگاه حیات وحش را و فرصت‌های آموزشی مدرسه محلی را کاهش می‌دهد.

هزینه‌های قابل پولی‌سازی و غیر قابل پولی‌سازی:

هزینه‌های پولی‌سازی، آن هزینه‌هایی هستند که واحدهای پولی (مانند دلار، پوند و پزو) را می‌توان به آن‌ها منتسب کرد مانند نصب تجهیزات کنترل آلودگی به ارزش ۱ میلیون و ۵۵۰ هزار دلار برای هر واحد؛ و هزینه‌های غیر قابل پولی‌سازی آن هزینه‌هایی هستند که نمی‌توان مقداری را برحسب واحدهای پولی به آن‌ها نسبت داد، اما ممکن است قابل کمی شدن باشند یا نباشند، مانند زیستگاه تالابی به وسعت ۵۱ هکتار (قابل کمّی شدن) یا حذف یک گونه بومی از حیوانات دالان‌ساز (غیرقابل کمی شدن).

۲- روش برآورد هزینه را انتخاب کنید:

a- حسابداری تطبیقی: تعیین فعالیت‌های واحد برای پروژه یا برنامه، مانند برنامه‌ریزی، طراحی، ساخت، عملیات، نگهداری و اداره؛ تعیین مبلغی برای هزینه‌ها بر پایه قیمت‌های بازاری یا تجربه حرفه‌ای و جمع زدن هزینه‌ها برای دست‌یابی به یک هزینه کل.

b- مدل‌سازی یا مهندسی سیستم‌ها: تخصیص و جمع‌بندی هزینه‌های به دست آمده از مراجع به مراحلی در یک فرآیند یا نصب و استفاده از تجهیزات و سازه‌های مورد نیاز.

c- پیمایش‌ها: طراحی مناسب و داشتن قالب پرسش و پاسخ برای بیرون کشیدن اطلاعات هزینه‌ای مربوط به پروژه یا فعالیت (پیمایشی از نظر آماری مناسب است شاید گران باشد).

d- ترکیب رویکردها: استفاده از حسابداری تطبیقی برای برخی جنبه‌های فعالیت و مدل‌سازی و پیمایش‌ها برای سایر موارد.

۳- برآورد هزینه‌ها:

a- تعیین دوره زمانی: دوره‌های زمانی برنامه‌ریزی، ساخت و عملیات یا اجرا، باید معمولا بر حسب سال لحاظ شوند.

b- به کارگیری ارزش زمانی پول: ارزیابی باید شامل حسابداری ارزش پول در طول زمان باشد، مثلا هزینه یک فعالیت در سال جاری در صورتی که همان هزینه در سال بعد خرج شود، بالاتر است. هزینه‌ها را می‌توان با به کارگیری «نرخ تنزیل» برحسب «ارزش حال» یا «ارزش آینده» محاسبه کرد (بعدا بخش «نرخ تنزیل و ارزش زمانی» را ببینید). هم‌چنین هزینه‌ها می‌توانند به صورت واحدهای پولی تنزیل نشده، مقایسه شوند تا به تصمیم‌گیران چشم‌اندازی نسبت به جریان هزینه در طول زمان بدهند.

c- ارزیابی هزینه‌های افزایشی: محاسبه هزینه‌های برآورد شده بیش از هزینه‌های خط مبنا، هزینه‌های «افزایشی» پروژه یا برنامه (و هر گزینه مدنظر در پروژه یا برنامه) هستند که باید در تحلیل کل هزینه به کار گرفته شوند.

ادامه نمایه ۱۳-۴- گام‌های ارزیابی هزینه و ارزیابی اثربخشی هزینه - فایده

تحلیل هزینه-اثربخشی

۱- این تحلیل را می‌توان با رویکردهای مختلف و ترکیبات متنوعی از رویکردها به کار برد، یا همان رویکرد را با درجات مختلفی به کار گرفت.

۲- باید با استفاده از سنجه‌های مشابه نتایج (مثلا بخش در هر میلیارد، مترمکعب، متر پایین رفتن، شخص- سال تحت تاثیر)، اهداف یکسانی را برای جایگزین‌های ارزیابی شده، بررسی کند.

۳- باید تلاش کند تا تاثیر سایر عوامل (مانند استفاده از منطقه خدماتی تعریف شده برای تمام جایگزین‌ها، آلاینده‌های متعدد، سایر راه‌های آلودگی) که ارزیابی را پیچیده می‌کنند، کنترل و کمینه نماید.

۴- باید بر واحدهای سنجش مشترکی برای پیامدها، متمرکز باشد.

۵- بسیاری از مراجع خوب وجود دارند که جزئیاتی را پیرامون جنبه‌های مختلف تحلیل هزینه و فایده ارائه می‌کنند و فهرست آن‌ها در انتهای این فصل آمده است.

Source:
Adapted from USEPA, A Guide for Cost-Effectiveness and Cost-Benefit Analysis of State and Local Ground Water Protection Programs, 1993, EPA 813-93-001.

به لحاظ ریاضی، تحلیل هزینه- اثربخشی را می‌توان به صورت زیر بیان کرد:

$$C_{LC} < C_{Ai} \qquad \text{(نامعادله ۱۳-۲)}$$

که در آن C_{LC} جایگزین با کم‌ترین هزینه در میان تمام جایگزین‌های (Ai) تعیین شده برای تحلیل و C_A هزینه سایر جایگزین‌های دیگر (i) است که در تحلیل مدنظر می‌باشند.

برای هر جایگزین خاص، Ai، هزینه‌های درنظر گرفته شده در تحلیل، جمع‌بندی و برای محاسبه ارزش حال (PV) در طول زمان t به صورت زیر تنزیل می‌شوند.

$$PV(C_{Aj})_t = \sum_{t=0}^{t=n}\left[(C_{Aj})/(1+r)^t\right] \qquad (۱-۱۳)$$

که در آن j جایگزین خاصی از میان جایگزین‌های Ai، r نرخ تنزیل، t دوره زمانی و n عمر مورد انتظار پروژه یا برنامه است.

هزینه‌های چرخه عمر

جریان هزینه‌ها با گذشت زمان می‌توانند در یک دوره زمانی متمرکز شوند یا این که در طول زمان گسترش یابند. این هزینه‌ها می‌توانند «سنگین» نیز باشند که در این صورت هزینه‌های سرمایه‌ای (مثلا در مورد تجهیزات) می‌توانند در ابتدا طی چندین سال رخ دهند و به این دلیل، ممکن است برای سالیان طولانی ضرورتی نداشته باشند (مثلا ۵ یا ۲۰ سال یا بیش‌تر). در میان مخارج سرمایه‌ای، هزینه‌های

عملیاتی و نگهداری تجهیزات، ممکن است هزینه سالانه‌ای باشند که با طول عمر و فرسوده شدن تجهیزات در طول زمان تغییر می‌کنند.

برخی اقدامات یا پروژه‌ها، شامل سرمایه‌گذاری در ساخت‌وساز یا راهکارهای فن‌آوری، ممکن است در نقطه‌ای از آینده نیازمند تعویض یا به روزکردن باشند. این مخارج برگشتی باید در محاسبه ارزش حال خالص هزینه‌ها، لحاظ گردند. حتی با وجودی که هزینه‌های اسمی بزرگ به نظر می‌رسند، وقتی از زمانی دور به حال تنزیل شوند، کوچک‌تر خواهند شد و نرخ بهره بالاتری در تحلیل اعمال می‌گردد.

سپس، ارزیابی منافع را درنظر می‌گیریم که مبنای مقایسه هزینه‌های یک پروژه یا برنامه با فایده‌ها را فراهم می‌نماید.

ارزیابی فایده‌ها

برای انجام ارزیابی فایده‌ها برای یک تحلیل هزینه - فایده، مراحلی مشابه ارزیابی هزینه باید به کار گرفته شوند. این دو تحلیل باید به طریق «تقارن بنیادین بین فایده‌ها و هزینه‌ها به مثابه تغییرات در مطلوبیت‌های افراد»، آینه یکدیگر باشند. این مراحل در این جا تکرار نمی‌شوند. فایده‌هایی که باید ارزیابی شوند، از بهبود رفاه یا سود به دست می‌آیند.

تشخیص کالاهای بازاری و غیربازاری در ارزیابی فایده‌ها بسیار مهم است. شرایط بازار و رقابت، منجر به استفاده خصوصی یک فرد یا کسب‌وکار از آب‌های زیرزمینی (یا کالای دیگری) می‌شود که استفاده نفر دیگر و بهره‌مندی‌اش از آن را مستثنی می‌کند. کالاهای عمومی غیربازاری، مشخصه مصرف غیرانحصاری را دارند و همه کاربران از آن‌ها فایده می‌برند. فایده‌های خصوصی آب از مصارف آبیاری، صنعتی و شهری و فایده‌های کالاهای عمومی از تغییرات در میزان آب‌های زیرزمینی یا کیفیت اثرگذار بر سطح آب، پایداری اکوسیستم، زیستگاه حیات وحش، ناوبری، کاهش ریسک سیلاب و سرگرمی حاصل می‌شوند.

استفاده از آب‌های زیرزمینی برای بهره‌مندی از خدمات آن تحت تاثیر عوامل زیر قرار می‌گیرد:

۱- منبع تولید - هزینه‌های انتقال ممکن است در رساندن آب به نقطه مصرف لحاظ شوند.
۲- نقطه استفاده - اگر نقاط تحویل متعددی وجود داشته باشند، هزینه‌های توزیعی لحاظ می‌شوند.
۳- کمیت موجود یا مورد تقاضا - بر اندازه تولید، تصفیه و تاسیسات توزیع اثرگذار است.
٤- کیفیت موجود - بر نیاز به تصفیه یا حد توان پرورش محصولات کشاورزی خاص اثرگذار است.
٥- آب و هوا - بر تقاضای آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارد؛ محیط زیست خشک نرخ تبخیر بالاتری دارد.

٦- مدت زمان مصرف - این موضوع ممکن است بر نوع و کیفیت مواد به کار رفته برای مصرف و دوره زمانی که فایده‌ها در آن محاسبه می‌شوند، اثر بگذارد.

فایده‌ها بر اساس نوع اقدام

فایده‌های اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی، انواع مختلفی را پوشش می‌دهند:

۱- تولید- تمایل به پرداخت برای واحد آب‌های زیرزمینی تامین شده

۲- صرفه‌جویی- تمایل به پذیرش (WTA) موجب حفظ منابع و پس‌اندازهای سرمایه‌ای می‌شود و به جای گسترش یا تعویض زیرساخت‌هایی مانند چاه‌ها، لوله‌ها و تصفیه‌خانه‌ها، از آن‌ها حفاظت می‌کند.

۳- حفاظت- تمایل به پرداخت برای جلوگیری از ریسک آلوده شدن منبع

٤- تخلیه ضایعات- تمایل به پرداخت برای تخلیه ضایعات در زیرسطح

٥- تصفیه- تمایل به پرداخت برای جلوگیری از آلودگی بیش‌تر منبع

٦- توازن اکوسیستم- تمایل به پرداخت برای پایداری اکوسیستم و خدمات شناخته و ناشناخته آن

۷- استفاده در آینده- تمایل به پرداخت برای حفظ و مدیریت آب‌های زیرزمینی برای مصارف (به «ارزش گزینه» رجوع شود) و نسل‌های آینده (به «ارزش میراثی» رجوع شود).

فایده‌های اقدامات اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی

فایده‌های اقدامات اثرگذار بر کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی بر پایه اقدام (یا هدف)، به طور متفاوتی محاسبه می‌شود. برای «اقدامات مربوط به تولید آب‌های زیرزمینی» به طور مستقیم، منافع با استفاده از قیمت آب، بدون مالیات یا حق‌العمل‌ها (که پرداخت‌های انتقالی هستند) برای همه خدماتی محاسبه می‌شود که می‌توان مقدار و ارزش پولی آن‌ها را مشخص کرد. روش‌های دیگر استخراج ارزش فایده‌ها، در صورتی که نتوان قیمت آب را به راحتی تعیین کرد، در بخشی تحت عنوان «روش‌های برآورد منافع» توصیف شده‌اند. واحدهای آب ضرب در قیمت محلی رایج، سنجه‌ای پولی و کمی از فایده‌های تولید آب‌های زیرزمینی به عنوان ارزش یک کالا به دست می‌دهد. ارزش حال خالص یک آبخوان به عنوان یک کالا را می‌توان با رابطه زیر بیان کرد (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۱۲۸؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷، ص ۶۴)

$$NPW_{aquifer} = \sum_{i=1}^{s}\sum_{t=1}^{L}\left[VW_{it} / (1+r)^{t} \right] \qquad (۲-۱۳)$$

که در آن

$NPW_{aquifer}$: ارزش حال خالص آبخوان

i: مصرف iام آبخوان از ۱ تا s

t: دوره زمانی مصرف از ۱ تا L که در طول آن مصرف iام رخ می‌دهد

VW_i : ارزش آب در مصرف iام برای دوره زمانی t

r: نرخ بهره

ارزش هر مصرف از آبخوان، در دوره زمانی مصرف محاسبه شده و سپس همه مصارف با هم جمع می‌شوند تا سنجه‌ای از ارزش اقتصادی کلی آبخوان به دست آید. نمایه (۱۳-۵) ارزش اقتصادی برآورد شده آب زیرزمینی را برای یک سال در ۳ آبخوانی که بیش‌ترین مصرف مسکونی و صنعتی را دارند، نشان می‌دهد. این مقادیر را می‌توان برای یک افق برنامه‌ریزی مشخص (مثلا ۲۰ ساله) در معادله بالا قرار داد تا ارزش حال خالص آبخوان‌ها محاسبه گردد. آب جایگزین تامین شده از منابعی که می‌توانند آب به مقدار مشابه با کیفیت و قابلیت اطمینان مشابه تولید کنند را نیز می‌توان برای تعیین ارزش این آبخوان‌ها به کار گرفت (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۸۰).

نمایه ۱۳-۵- ارزش اقتصادی سه آبخوان با بیش‌ترین مصرف آب زیرزمینی در نیوزیلند

آبخوان	تخصیص خانگی (مترمکعب در هفته)	ارزش اقتصادی مصرف خانگی (میلیون دلار نیوزیلند در سال)	تخصیص صنعتی (مترمکعب در هفته)	ارزش اقتصادی مصرف صنعتی (میلیون دلار نیوزیلند در سال)
کرایست چرچ-وست ملتون	۳۳۷۴۲۵۵	۶۰	۴۱۰۲۴۳۹	۲۳۲۸/۱
جلگه‌های هرتونگا	۱۱۰۰۷۹۲	۲۰	۲۱۲۶۲۵۸	۱۰۷۸/۱
هوت	۹۶۳۰۱۱	۱۷	۱۰۶۴۷۹۷	۵۶۴/۵
توجه: دلار نیوزیلند= ۰/۶۵۸۸۰۱ دلار آمریکا در تاریخ دوم ژانویه ۲۰۰۴				

Source:
NZMED, New Zealand Water Bodies of National Importance for Domestic Use and Industrial Use, 2004, URL: http://www.med.govt.nz/templates/MultipageDocumentTOC_12521.aspx (accessed June 29, 2007).

در مورد «اقدامات صورت گرفته به منظور صرفه‌جویی، حفظ یا تصفیه»، فایده‌ها از اجتناب از نیاز به الحاق منابع آب در سطوح صرفه‌جویی، برای تصفیه یا جایگزین‌هایی برای جانشینی یک منبع آبی آلوده حاصل می‌گردند. همان‌طور که در بررسی هاردیستی و اوزدمیراوغلو (۲۰۰۵) و کروکر و همکاران (۱۹۹۱)، روچر (۱۹۸۳) ذکر شده است، طرح از چارچوبی بنیادی ایجاد می‌شود تا این فایده‌ها را در حالت حفاظت از کیفیت آب‌های زیرزمینی اندازه بگیرد. این چارچوب را می‌توان به کمیت آب‌های زیرزمینی نیز در حالت تخلیه یا کاوش آب‌های زیرزمینی گسترش داد. معمولا، حفاظت از آب‌های زیرزمینی در سطح محلی یا مکانی، با استفاده بیش از حد یا آلودگی بالقوه یا بالفعل انجام می‌گیرد. فایده‌های خالص مورد انتظار اقدامات حفاظت از آب‌های زیرزمینی از رابطه زیر حاصل می‌شود.

$$E(NB_i) = E(B_i)X_i \qquad (۳-۱۳)$$

که در آن

$E(NB_i)$: سود خالص مورد انتظار از راهبرد حفاظتی i

$E(B_i)$: سود اجتماعی مورد انتظار از راهبرد حفاظتی i

X_i: هزینه اجتماعی اجرای راهبرد حفاظتی i است.

مخارج پولی برای اجرای یک فعالیت حفاظتی، اغلب در اسناد دولتی یا حساب‌های شغلی مشخص شده‌اند و به سادگی می‌توان آن‌ها را درک کرد. از سوی دیگر، فایده‌های اجتماعی اغلب به وضوح مشخص نشده یا به سادگی قابل درک نیستند. «فایده‌های حفاظت از آب‌های زیرزمینی (یا صرفه‌جویی) با تغییر در آسیب مورد انتظار مربوط به آلودگی» تعریف می‌شوند (روچر، ۱۹۸۳، ص ۳۲۰). آسیب‌های مورد انتظار (یا در مورد صرفه‌جویی، کاهش مخارج مربوط به مصرف آب) یا همان E(D) به صورت زیر تعریف می‌شوند:

$$E(D) = p\left[qC_r + (1-q)C_u\right] \qquad (۴-۱۳)$$

که در آن

P: احتمالی (در غیاب سیاست i) است که آلودگی (یا تخلیه) رخ می‌دهد $(0 < p < 1)$

q: احتمالی است که آلودگی (تخلیه) پیش از این که آب آلوده استفاده شود (یا سطح ایستابی آب پایین‌تری مشاهده شود) تشخیص داده شود $(0 < q < 1)$

C_r: هزینه کارآمدترین واکنش از نظر اقتصادی به وقوع آلودگی (یا رویداد تخلیه) است $(C_r \geq 0)$

C_u: هزینه تحمیل شده است، در صورتی که آب آلوده به مانند پیش از وقوع آلودگی مصرف شود (یا در صورتی که مقدار آب استفاده شده، همانند پیش از پایین آمدن سطح ایستابی باشد) $(C_u \geq C_r)$.

تصویر یا برآوردی از چنین هزینه‌هایی را می‌توان به صورت زیر مشخص کرد.

$$C_u = I_C + M_C + P_C + E_C \qquad (۵-۱۳)$$

که در آن

I_C: هزینه بیماری (در مورد تصفیه یا حفاظت)

M_C: هزینه مرگ و میر (در مورد تصفیه یا حفاظت)

P_C: هزینه تولید یا ساخت در حالت تصفیه یا حفاظت، با تنظیم فرآیندهای آب با کیفیت پایین‌تر یا تغییر در هزینه‌های تولید در مورد صرفه‌جویی از مصرف کم‌تر است که هزینه‌های تولید پایین‌تری را به همراه دارد.

E_C: خسارت‌های وارده به اکوسیستم مانند آب‌های زیرزمینی غیرقابل استفاده، زیستگاه‌های از دست رفته یا آسیب‌دیده و یا سایر زیان‌ها و آسیب‌هایی است که قابل کمی کردن و پولی‌سازی است.

ویژگی‌های کلیدی این چارچوب، کاربرد آن در شرایط واقعی را نشان می‌دهند. به کارگیری احتمالات به روشنی نشان می‌دهد که نااطمینانی با این ارزیابی، همراه است و به پیچیدگی‌های محیط زیست زیرسطح و دلالت‌های آن‌ها بر جریان آب‌های زیرزمینی و انتقال آلاینده‌ها، مربوط می‌شوند (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۱۲۶). داده‌های ارتفاع آب‌های زیرزمینی و آلاینده‌ها و مدل‌سازی، جنبه‌های مهمی از تحلیل می‌باشند. هر چه زمان طولانی‌تر باشد، تعداد دریافت‌کنندگانی که تحت تاثیر آلودگی یا مخروط افت قرار می‌گیرند، بیش‌تر می‌شود. دریافت‌کنندگان ممکن است افراد یا زیستگاه‌های محلی و منطقه‌ای برای گونه‌های گیاهی و جانوری باشند.

هاردیستی و اوزدمیراوغلو (۲۰۰۵، ص ۱۲۶) اشاره می‌کنند که :

«نکات انتهایی استدلال چند اظهار نظر جالب را آشکار می‌سازد. اگر در بدترین حالت، آلودگی (یا تخلیه) قطعی بوده ($p = 1$) اما تشخیص آن امکان‌پذیر نباشد ($q = 0$)، آب‌های زیرزمینی به همان صورت استفاده می‌شوند و منجر به آسیب خواهند شد. آسیب مورد انتظار $E(D) = C_u$ خواهد بود. به طور مشابه، اگر آلودگی (یا تخلیه) قطعی باشد ($p = 1$) اما اطمینان کامل در مورد تشخیص نیز وجود داشته باشد ($q = 1$)، آنگاه راه‌حل تصفیه (یا صرفه‌جویی) با کم‌ترین هزینه اجرا می‌شود و بنابراین، $E(D)$ برابر C_r خواهد بود. از این رو، سود خالص مورد انتظار برای سیاست پایشی که q را بهبود می‌بخشد، $C_u - C_r$ خواهد بود.»

واکنش با کم‌ترین هزینه، اطلاعات کامل و تصمیم‌گیری عقلایی را درنظر گرفته و ممکن است نااطمینانی عملکرد واکنش را برطرف ننماید.

افزون بر این، زمان نقشی حیاتی در ارزیابی فایده‌های مربوط به حفاظت از آب‌های زیرزمینی ایفا می‌کند (روچر، ۱۹۸۳، ص ۳۲۳-۳۲۲).

گسترش آلودگی می‌تواند افراد یا سایر شکل‌های حیات بیش‌تری را تحت تاثیر قرار دهد. به طور مشابه، رشد مخروط افت تولید آب‌های زیرزمینی، می‌تواند مصرف‌کنندگان بیش‌تری را تحت تاثیر قرار دهد. دوره‌های طولانی‌تر، آسیب بیش‌تری به همراه دارند و فایده‌ها در ارزیابی لحاظ می‌گردد.

فرمول شامل ارزش گزینه (تمایل به پرداخت برای احتمال مصرف آینده) آب‌های زیرزمینی تحت تاثیر نمی‌باشد. چارچوب را می‌توان طوری ایجاد کرد که این ارزش را تشخیص دهد. ارزش‌های آینده را نیز می‌توان با داشتن دوره نامحدود ارزیابی یا به کارگیری نرخ تنزیل صفر محاسبه کرد.

به لحاظ ریاضی، فایده‌های حفاظت، صرفه‌جویی و تصفیه را می‌توان به صورت زیر بیان کرد:

- برای حالت صرفه‌جویی:

$$B_{CE} = \sum_{t=0}^{T} D_{Ct} + D_{Et} \qquad (۶-۱۳)$$

که در آن

D_{ct}: هزینه برآورد شده برای تولید آب در آینده، با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که از اقدامات تغییر آب مصرفی، به منظور کاهش تقاضای آب در شروع زمان t جلوگیری می‌کند.

D_{Et}: هزینه برآورد شده برای تولید آب در آینده، با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که از سیستم فیزیکی یا مهندسی آب یا تغییرات دستگاه تصفیه آب برای کاهش تقاضای آن در آغاز زمان t جلوگیری می‌کند.

به یاد داشته باشید که هر جا یکی از رویکردها، D_c یا D_E، نسبت به دیگری برتری داشته باشد، یکی از اندیس‌ها می‌تواند $t+1$ یا $t+2$ یا عدد دیگری باشد. از این رو، اگر سیستم مهندسی شده یا دستگاه تصفیه آب، سه سال پس از تغییر اقدامات مصرف آب رخ دهد، معادله به صورت زیر خواهد بود:

$$B_{CEt} = \sum_{t=0}^{T} D_{Ct} + D_{Et+3} \qquad (۷-۱۳)$$

منافع هزینه - صرفه‌جویی حاصل از تولید کم‌تر آب، شامل موارد زیر است (آووا، ۲۰۰۶، ص ۷۰):

- کاهش خرید آب از نهادهای عمده‌فروشی آب
- کاهش هزینه‌های نگهداری و عملیاتی [انرژی حاصل از پمپاژ (تولید، تصفیه و توزیع) و مصرف کم‌تر مواد شیمیایی]
- کاهش یا تاخیر در هزینه‌های توسعه سرمایه‌ای تصفیه‌خانه
- کاهش هزینه‌های ذخیره آب
- کاهش هزینه‌های فرآوری فاضلاب (وقتی آب مصرف شود)

معادله زیر را می‌توان برای برآورد صرفه‌جویی در آب به کار گرفت:

$$E = R \times C \times V \qquad (۸-۱۳)$$

که در آن

E: کاهش برآورد شده در مصرف آب از محل صرفه‌جویی در واحدها (برحسب لیتر یا مترمکعب در سال) برای دوره زمانی (سال) مورد نظر

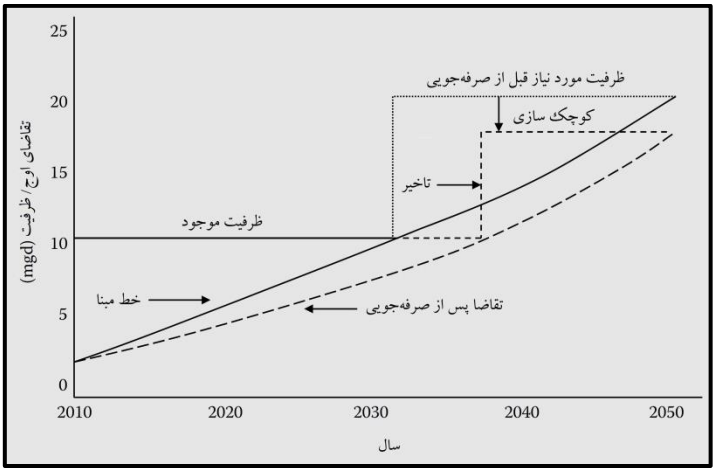
R: درصد کاهش مصرف آب ناشی از تدابیر صرفه‌جویی، با فرض انجام اقدامات توسط همه مصرف‌کنندگان یا ایجاد معیاری برای دوره زمانی مورد نظر

C: درصد پوشش معیار برای گروه مصرف‌کنندگان آب (نفوذ بازار) در دوره زمانی مورد نظر

V: حجم مصرف آب بدون تدابیر صرفه‌جویانه برحسب واحدها (لیتر یا مترمکعب در سال) برای دوره زمانی مورد نظر

در مورد کاهش برآورد شده برای مصرف آب، E را می‌توان برای هزینه واحد سالانه خرید آب از عمده فروش، هزینه سالانه عملیاتی و نگهداری (در اصل برای انرژی و مواد شیمیایی، در صورت نیاز به تصفیه) و صرفه‌جویی در هزینه به واسطه تاسیسات سرمایه‌ای به تعویق افتاده، تقلیل‌یافته یا حذف شده که برای تامین حجم آب مورد نیاز سالانه ضروری هستند، اعمال کرد. در برنامه‌ریزی برای تاسیسات، معمولا اوج تقاضا در بالای میانگین تقاضای روزانه درنظر گرفته می‌شود. صرفه‌جویی می‌تواند به معنای سال‌ها تاخیر در ساخت، در کنار پس‌اندازهای پولی حاصل از مخارج سرمایه‌ای و خدمات آن باشد. اگر فاضلاب به صورت مرکزی تصفیه شود، این تدابیر صرفه‌جویانه را می‌توان با پس‌اندازهای مشابه، مانند به تعویق انداختن ساخت تصفیه‌خانه فاضلاب، تعبیر کرد (آووا، ۲۰۰۶، ص ۸۲-۷۳). نمایه (۱۳-۶) پس‌اندازهای بالقوه ناشی از تاخیر یا کوچک کردن تاسیسات سرمایه‌ای به دلیل صرفه‌جویی را نشان می‌دهد.

نمایه ۱۳-۶- مثالی از به تعویق انداختن و کوچک کردن یک تاسیسات سرمایه‌ای



Source:
AWWA, Water Conservation Programs—A Planning Manual, Manual of Water Supply Practices M52AWWA, Denver, CO, 2006, 75. With permission.

رابطه مشابهی برای حالت‌های حفاظت و تصفیه به کار می‌رود.

- برای حالت‌های حفاظت و تصفیه

$$B_{ARt} = \sum_{t=0}^{T} D_{At} + D_{Rt} \qquad (۹-۱۳)$$

که در آن

D_A: آسیب‌ها و زیان‌های برآورد شده آینده، با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که از گام‌های برداشته شده در جهت اجتناب از استفاده از آب آلوده در زمان t جلوگیری می‌کند.

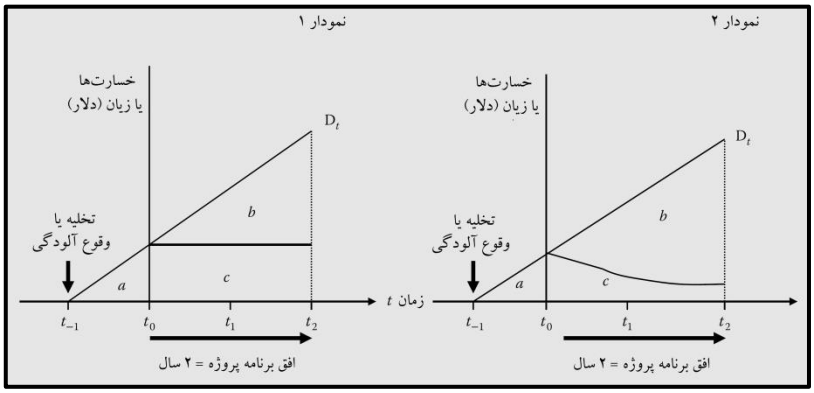
D_{Rt}: آسیب‌ها و زیان‌های برآورد شده آینده، با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که از حفاظت فیزیکی یا مهندسی شده و تدابیر تصفیه‌ای انجام شده برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی یا از بین بردن یا کم کردن حجم آب آلوده که در زمان t آغاز می‌شود، پیشگیری می‌کند.

به یاد داشته باشید که آسیب یا زیانی که در دوره زمانی پیش از زمان t_0 (مانند t_1 یا t_2) رخ داده است را نمی‌توان در این محاسبات لحاظ کرد، اما می‌توان از آن برای برآورد یا مدل کردن آسیب یا زیانی در آینده بهره جست.

نمایه (۱۳-۸) شرح نموداری منافع حاصل از جلوگیری از زیان‌ها و آسیب‌ها را نشان می‌دهد. این شرح درباره «حالت حفاظت» و نیز «حالت حفاظت و تصفیه» کاربرد دارد.

میزان منفعت پیشگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی توسط اقدامات اتخاذ شده از سوی جوامع یا احزاب، ممکن است که دست کم گرفته شود (کروکر و همکاران، ۱۹۹۱). مردم به صورت جمعی یا گروهی، اقدامات پیشگیری از آلودگی و در معرض آن قرار گرفتن (یا به طور بالقوه در معرض آن بودن) را درک می‌کنند. منفعت حاصل از پیشگیری از هزینه این اقدامات بالقوه، ممکن است جزئی نباشد و می‌تواند در کنار سایر اقدامات پیشگیرانه، یافتن منابع جایگزین آب‌های زیرزمینی منطقه‌ای یا نقل مکان از محل تحت تاثیر به منبع دیگری از آب زیرزمینی را شامل شود. منافع حاصل از این اقدامات که نشان‌دهنده تمایل به پرداخت افراد برای آن‌ها است، باید در محاسبه منفعت خالص لحاظ شوند. درنظر گرفتن هزینه اجتناب شده اقدام محوری در سطح جامعه به عنوان «کف» منافع حاصل از پیشگیری از آسیب‌های ناشی از آلودگی، روی دیگر سکه است. به طور مشابه، افراد به طور فردی یا گروهی ممکن است دست به اقداماتی بزنند تا از آسیب وارده ناشی از تامین آب‌های زیرزمینی و اقداماتی برای جلوگیری از این احتمال اجرا کرده و در خصوص تامین بلندمدت آب اطمینان یابند. نمایه (۱۳-۷) رویکرد مفهومی درنظر گرفتن آسیب و جلوگیری از زیان را نشان می‌دهد.

نمایه ۱۳-۷- منافع حاصل از جلوگیری از آسیب‌ها و زیان‌ها با صرفه‌جویی، حفاظت یا تصفیه



Source:
Modifi ed from Hardisty, P.E. and Özdemiroglu, E., The Economics of Groundwater Remediation and Protection, CRC Press, Boca Raton, FL, 2005, 132–133. With permission.

در محاسبه منافع، اقتصاد خرد نئوکلاسیک نشان می‌دهد که منافع باید تنزیل شود تا نشان‌دهنده ارزش زمانی پول باشد. در حالات ذکر شده برای صرفه‌جویی و حفاظت و تصفیه، معادلات تنزیل به قرار زیر می‌باشند:

- برای حالت صرفه‌جویی

$$NPVB_{CEt} = \sum_{t=0}^{T}\left[(D_{Ct} + DEt)/(1+r)^t\right] \qquad (۱۰-۱۳)$$

که در آن $NPVB_{CEt}$ ارزش حال خالص منافع صرفه‌جویی است.

- برای حالت حفاظت و تصفیه

$$NPVB_{ARt} = \sum_{t=0}^{T}\left[(D_{At} + D_{Rt})/(1+r)^t\right] \qquad (۱۱-۱۳)$$

که در آن $NPVB_{Art}$ ارزش حال خالص منافع حفاظت و صرفه‌جویی است.

معادلات مشابهی را می‌توان برای کاربرد در تعادل اکوسیستم و مصرف آینده آب‌های زیرزمینی به دست آورد. در خصوص تعادل اکوسیستم و مصرف آینده آب‌های زیرزمینی، اقداماتی را می‌توان برای کاهش تقاضای آینده برای اکوسیستم و ذخایر موجود آب‌های زیرزمینی (مشابه با حفاظت از آب و هر مقیاسی شامل سطح ملی یا جهانی، مانند دست‌یابی به توافقی بین‌المللی در زمینه نیازمندی‌های واقعی آب برای تمام دستگاه‌هایی که از آب استفاده می‌کنند)، بهبود توازن اکوسیستم و آب موجود برای مصرف آینده (مانند بهبود ویژگی‌های تغذیه در آبخیزهایی در ناحیه‌های بزرگی از مناطق و گذرگاه‌های غیرقابل

نفوذ انسان‌ساخت) و تخریب اکوسیستم یا موجودی آب زیرزمینی آینده (مانند تخریب پوشش گیاهی و ناحیه فعال خاک که امکان نفوذ بارش و چرخه آب و مواد مغذی را فراهم می کند) اتخاذ کرد. این جنبه از برآورد منافع به پژوهش بیش‌تری نیاز دارد تا تعیین مقدار و مبلغ پولی ساده‌تر شود. مسائل مقیاس در فصل‌های ۱۳ و ۱۴ مطرح شده‌اند.

به یاد داشته باشید که در هر دو حالت حفاظت و تصفیه، زمان واقعی حرکت (در حالت تصفیه) و زمان برآورد شده سفر (برای هر دو مورد) در محاسبه هزینه‌های تنزیل شده و آسیب‌های از بین رفته، ضروری می‌باشند. در نمایه (۱۳-۸)، جایگزینی هزینه - اثربخشی تاسیسات آلودگی‌زدایی آب‌های زیرزمینی باید حرکت آلاینده‌ها و گیرنده‌های بالقوه را به علاوه زمان‌بندی نصب و آغاز عملیات حذف، مدنظر داشته باشند. به عنوان مثال، نصب (و سپس عملیاتی کردن) تاسیسات حذف آلودگی در نزدیکی (و احتمالا تا حدی در سمت چپ) گیرنده B، ۲/۵ سال پس از انتشار آلودگی ممکن است چندان موثر نباشد و لذا، هزینه‌های تنزیل شده نباید قبل یا از خود سال دوم، لحاظ شوند. از این رو، هزینه‌ها پلکانی اعمال شده و بر پایه ارزیابی انتقال آلودگی و شرایط هیدرولوژیک در زمان‌های مختلف، اعمال می‌شوند (یا پیش‌بینی می‌شود که اعمال شوند).

علاوه بر این، با انتقال آلودگی، غلظت آلاینده با گذشت زمان کم‌تر می‌شود زیرا فرآیندهای مختلف زیرسطحی (مانند انتشار، انحلال و تجزیه) وجود دارند. بنابراین، اثرات سلامتی برآورد شده که از گیرندگان انسانی دور می مانند، ممکن است بسته به غلظت آلاینده در «منطقه‌ای» که آب زیرزمینی را مصرف می‌کنند، کم‌تر باشد (با این فرض که اقدامات آگاه‌کننده و کارآمدی در این خصوص انجام شوند). هزینه‌های اجتناب شده برای هر فرد در این حالت کم‌تر خواهد بود. گیرنده‌ها هم‌چنین، ممکن است عوامل اکوسیستمی مهمی مربوط به آب‌های زیرزمینی، مانند زیستگاه‌های تالاب‌ها و گونه‌های زیرسطحی در معرض خطر، نیز باشند.

ارزش منافع متعادل‌کننده الزامات اکوسیستم یا مصرف آینده را می‌توان به شکلی مشابه تولید آب زیرزمینی، برای مصرف جاری یا کوتاه‌مدت نیز محاسبه کرد.

- برای تعادل اکوسیستم یا مصارف آینده

$$NPW_{aquifer} = \sum_{t=1}^{L}\left[VW_{it} / (1+r)^{t} \right] \qquad (۱۲-۱۳)$$

که در آن

$NPW_{aquifer}$: ارزش حال خالص آبخوان

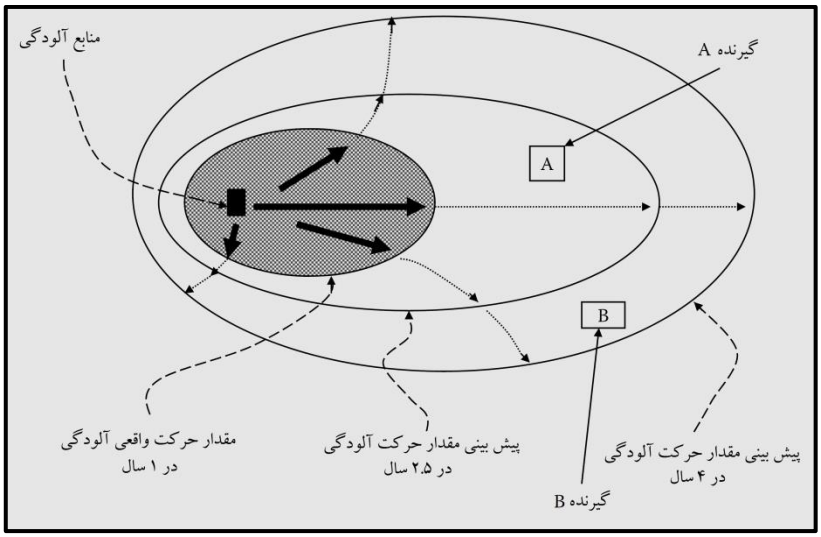
t: دوره زمانی 1 تا L که مصرف iام در آن رخ می‌دهد

VW_t: حجم آب در زمان t

r: نرخ بهره

در تعادل اکوسیستم یا موارد مصرف آینده، هر قیمتی برای آب ممکن است قابل اعمال نباشد. در این خصوص، ممکن است روش‌های دیگری برای تعیین ارزش مناسب باشند. برخی از روش‌های بالقوه برای انجام این محاسبه در زیربخش بعدی ارائه شده‌اند. خدمات آب‌های زیرزمینی شامل برخی خدمات اکوسیستمی در نمایه‌های (۳-۱۷) تا (۳-۱۹) ارائه شده‌اند.

نمایه ۱۳-۸- زمان انتقال آلاینده و برنامه‌ریزی پروژه



روش‌های برآورد فایده

روش‌های مختلفی برای برآورد فایده‌های برنامه و سیاست‌های اتخاذ شده در راستای محیط زیست و سلامت عمومی، شامل منابع آب‌های زیرزمینی برای افراد ارائه شده است. این روش‌ها در اینجا خلاصه شده‌اند. مراجعی که بیش‌تر در زمینه روش‌هایی خاص کار کرده‌اند، در پایان این فصل ذکر شده‌اند. یانگ شرحی سودمند به همراه ارزیابی روش‌های ارزش‌گذاری آب را تهیه کرده است (۲۰۰۵). همان‌طور که پیش‌تر گفته شد، این روش‌ها بر مبنای تئوری اقتصاد رفاه می‌باشند که نشان می‌دهد تغییر در آسایش افراد را می‌توان با درک رابطه بین قیمت‌های پرداخت شده برای مقادیر کالاها و خدمات بازار ارزیابی کرد. یانگ این روش‌ها را به قیاسی و استقرایی تقسیم کرده است (۲۰۰۵، ص ۴۹-۴۷). او خاطرنشان می‌کند که اگر آب یک عامل متغیر برای تولید باشد، روش‌های متکی بر تئوری تقاضای تولیدکننده (مثلا اگر آب عامل ثابتی باشد، آنگاه تحلیل‌گر باید از نظریه رانت‌های اقتصادی استفاده کند) مناسب می‌باشند.

این روش‌ها فنون اندازه‌گیری ترجیحات بیان شده (مستقیم) و آشکار شده (غیرمستقیم) را تحت پوشش قرار می‌دهند.

شرح دقیق‌تر برخی روش‌های پرکاربرد و خلاصه‌یی از کار یانگ در ادامه آورده شده است (۲۰۰۵، قسمت‌های منتخب از فصول ۳ و ۴، توصیف‌های مفصل‌تر و بحث در مورد روش‌ها را بیان کرده‌اند):

۱- ***تابع تقاضا/ قیمت بازار (استقرایی):*** مشاهده مستقیم دادوستد آب می‌تواند اطلاعات قیمتی و کمی برای مصرف کوتاه‌مدت و بلندمدت حقابه‌ها را بر پایه تمایل به پرداخت نشان دهد (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۴۷). با این حال، در بیش‌تر بخش‌های جهان، خرید حقابه غیرمعمول است (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۱۰۸). این رویکرد «ارزش کالایی» به آب‌های زیرزمینی می‌دهد. از این اطلاعات، تحلیل‌گر می‌تواند تابع تقاضا را بر پایه مفاهیم اقتصاد نئوکلاسیک عرضه و تقاضا استخراج نماید (استقرایی، ترجیحات بیان شده). در یک بازار رقابتی، ارزش آب حاصل از پروژه‌هایی که بر مقدار آب به عنوان یک نهاده یا ستانده اثر می‌گذارند را می‌توان در حالت حاشیه‌ای، محاسبه کرد. در این مورد، قیمت برابر با هزینه نهائی آب بوده و حاصل‌ضرب قیمت در مقدار، نشان‌دهنده ارزش کالایی است. روش ارزش‌گذاری دارایی‌ها، برای دادوستدهای بلندمدت حقابه‌ها به کار می‌رود چرا که این خریدها نشان‌دهنده ارزش حال خالص منافع آینده هستند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۱۰۹). ارزش‌گذاری دارایی‌ها در ادامه این فصل مورد بحث قرار می‌گیرد.

۲- ***درآمد – نهاده باقی‌مانده تولیدکننده یا روش پسماند (قیاسی):*** این روش متکی بر توانایی محاسبه درآمد باقی‌مانده برای تولیدکننده، پس از قیمت‌گذاری همه نهاده‌هایش و کسر از آن‌ها، می‌باشند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۶۱-۵۳، تبیین مفصل‌تری از نظریه خلاصه شده در اینجا ارائه می‌نماید). در ادامه کار، ارزش آب برای آن مصرف برآورد می‌شود. فروض، شامل عرضه کاملا پرکشش نهاده‌ها و تقاضای کاملا پرکشش برای ستانده است. این رویه از مدل بنگاه استفاده کرده و تابع تولید را به صورت زیر به دست می‌آورد:

$$Y = Y(X, W, K) \qquad (۱۳-۱۳)$$

که در آن

Y: ستانده

X: نهاده‌هایی به جز آب

W: آب

K: سرمایه

ارزش تولید نهائی نهاده X_J از رابطه زیر به دست می‌آید:

$P_y \partial Y(X,W,K)/\partial X_j$

که در آن P_y قیمت Y، $\partial Y(X,W,K)/\partial X_j$ تولید نهائی نهاده X_J و j نهاده jام از یک تا j نهاده است.

برای یک شرکت که سود خود را بیشینه می‌کند، ارزش تولید نهائی (VMP) هر نهاده با قیمت آن نهاده برابر است. در حاشیه تولید، هزینه‌های متغیر باید پوشش داده شوند تا محصول همچنان تولید گردد و K از رابطه حذف شود. از آنجا که قیمت Y شامل پرداخت قیمت نهاده‌های X_J توسط تولیدکنندگان است، مازاد تولیدکننده $P_y Y - P_x X$ می‌باشند. اگر آب نهاده متغیر مورد نظر باشد، آنگاه $P_y \partial Y(X,W,K)/\partial W$ مقدار VMP برای افزودن نهایی آب به فرآیند تولید بوده و به معنای تعیین مقدار مناسب سود تولیدکنندگان یا تمایل به پرداخت برای افزایش نهاده مورد استفاده است (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۵۶).

با بسط بیش‌تر، ارزش (باقی‌مانده) آب به عنوان عاملی برای قیمت نهاده، مطابق رابطه زیر به دست می‌آید (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۶۱)

$$(Y.P_Y) - \left[(P_M.X_M) + (P_H.X_H) + (P_K.X_K) + (P_L.X_L)\right] \qquad (۱۴-۱۳)$$

که در آن

P_W: قیمت آب نسبت داده شده به عنوان یک نهاده تولید

P_M: قیمت مواد و تجهیزات به عنوان نهاده‌ها

P_H: قیمت نیروی کار (نهاده انسانی)

P_K: قیمت سرمایه

P_L: قیمت زمین

X_M، X_H، X_K، X_L: میزان نهاده استخراج شده به ترتیب از مواد و تجهیزات، نیروی کار، سرمایه و زمین و X_W مقدار آب به عنوان یک نهاده می‌باشند.

این روش در فرآیندهای صنعتی که از آب به عنوان نهاده متغیر استفاده می‌کنند، کاربرد بیش‌تری دارد.

۳- ***استنتاج درآمد – رانت باقی‌مانده تولیدکنندگان (قیاسی):*** این رویکرد بر پایه مفهوم رانت‌های اقتصادی است که هزینه‌های پولی بالاتر از قیمت لازم، برای القای استفاده از یک منبع یا درآمدهای یک عامل هستند که در جاهای دیگری در آن اقتصاد به دست می‌آیند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۶۲). دیوید ریکاردو اقتصاددان بریتانیایی (۱۸۲۳-۱۷۷۲) نظریه خود در مورد منافع شامل «رانت‌ها» را در سال ۱۸۱۵ منتشر کرد که بیان می‌داشت زمین مولدتر، درآمد بیش‌تری نسبت به هزینه

تولید مزرعه به دست می‌آورد که ناشی از هیچگونه تلاش اضافی از سوی مالک مزرعه نیست. او این افزایش درآمد اضافی را «رانت» نامید. اقتصاددان بریتانیایی دیگری به نام آلفرد مارشال (۱۸۴۲-۱۹۲۴) مفهوم «شبه‌رانت» را در پاسخ به شرایطی معرفی کرد که منابع ممکن است به طور موقت دچار عرضه اندک بوده و بازده‌های بالاتری را طلب کنند. از آنجا که آب یک نهاده ثابت برای کشاورزی است و زمین‌های با منابع آب محدود (کمیاب) از آب برای آبیاری بهره می‌گیرند، استفاده از آب‌های زیرزمینی در این نواحی، ممکن است درآمد بیش‌تری را جذب نمایند، مانند بازارهای نقدی در طول فصل خشک‌سالی (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۳۹). تعریف جاری از «شبه‌رانت‌ها» معادل جبران نهاده‌های ثابت است. اقتصاد نئوکلاسیک نشان می‌دهد که بنگاه‌ها با منحنی‌های عرضه کاملا پرکششی برای به دست آوردن نهاده‌های متغیر در قیمتی ثابت، روبرو هستند. در بازار، ستانده آن‌ها اثری بر قیمت فروش ندارد و قیمت محصول آن‌ها به همین شکل پایدار است. در این حالت، درآمد کل (TR) برابر محصول (Y) ضربدر قیمت بازاری Y یعنی (PY) یا $TR = Y.PY$ است. شرکت‌هایی که سود خود را بیشینه می‌کنند، در جایی کار می‌کنند که قیمت برابر MC است.

در نمایه (۱۳-۹)، همان‌طور که انتظار می‌رود منحنی MC از نقطه حداقل منحنی‌های میانگین هزینه کل (ATC، هزینه کل تقسیم بر محصول) و میانگین هزینه متغیر (AVC، هزینه متغیر تقسیم بر محصول) می‌گذرد. قیمت P_Y متناظر با محصول Y_0 در بازار است. در این مورد، فرض می‌شود که آب کمیاب است. هزینه‌های ثابت، اختلاف بین هزینه‌های کل و متغیر در کوتاه‌مدت، هزینه تاسیسات تولیدی یا ساختمان و تجهیزات را پوشش می‌دهد. هزینه‌های متغیر باید برای عملیاتی کردن تاسیسات تولید پرداخت شوند. در نمایه (۱۳-۹)، ناحیه c رانت آب (R_w) است که یک تولیدکننده در مکان‌هایی با کمبود آب دریافت می‌کند. رانت‌های دیگر (R_{nw}) غیرمرتبط به آب (مانند زمین، مدیریت و سایر منابع طبیعی) و شبه رانت‌ها (QR) برای تاسیسات تولید و ویژگی‌های دیگر آن، شامل مدیریت و زمین، در ناحیه b نشان داده شده‌اند.

معادله درآمد کل که نشان‌دهنده رانت و شبه‌رانت است به صورت زیر می‌باشند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۶۸):

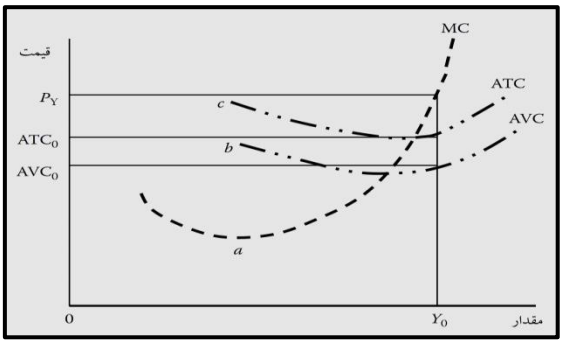
$$TR = TVC + QR + ... + R_w R_{nw} \qquad (۱۳-۱۵)$$

و حل این معادله برای رانت‌های آب، رابطه زیر را به دست خواهد داد

$$R_w = TR - [TVC + QR + R_{nw}] \qquad (۱۳-۱۶)$$

رانت‌ها به دلیل افزایش قیمت‌ها یا کاهش مقادیر موجود، سنجه‌ای برای تغییر رفاه می‌باشند. نمایه (۱۳-۹) این روش را به صورت نموداری نشان می‌دهد.

نمایه ۱۳-۹- منافع حاصل شده برای تولیدکنندگان به صورت رانت



توجه:

$a + b + c = Y_0$ و $PY = (TR)$
رانت‌های دیگر غیرمرتبط به آب و $b = QR$
رانت آب $= c$
Source:
Young, R.A., Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods, Resources for the Future Press, Washington, DC, 2005, 66. With permission

۴- ***تغییر در رانت خالص (قیاسی)***: وقتی قیمت‌ها و مقادیر سایر نهاده‌های تولید از شرایط موجود به شرایط جدیدی تغییر می‌کنند (بدون پروژه یا برنامه یا با آن)، تغییر در درآمد خالص را می‌توان ارزیابی کرد. این شرایط می‌تواند برای کشاورزی آبی یا تولیدات صنعتی دیگر رخ دهد. این رویکرد از اطلاعات توابع تولید در هر دو شرایط بهره می‌گیرد و قیمت محصول و نیز قیمت‌ها و هزینه فرصت‌های عوامل دیگر را تقریب می‌زند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۸۴).

در این رویه، درآمد خالص یا رانت (Z) نتیجه درآمد کل (مقدار ضربدر قیمت، $Y.P_Y$) است که مجموع همه هزینه‌های نهاده، از آن کسر شده است (مقدار هر نهاده ضربدر قیمت متناظر با آن، $X_j.P_{xj}$) یا

$$Z = (Y.P_y) - \sum_{j=1}^{n} (X_j.P_{xj}) \qquad (۱۳-۱۷)$$

با اختصاص مقادیر $j = 0$ برای شرایط بدون پروژه یا برنامه و $j = 1$ برای شرایط با پروژه یا برنامه، به منظور مقایسه تغییر در شرایط (افزایش تولید غذا به دلیل گسترش کشاورزی آبی) حاصل از اجرای یک فعالیت ($\Delta Z = z_1 - z_0$، تغییر در رانت) و تقسیم بر تغییر مقدار نهاده آب مورد استفاده (ΔW)، معادله زیر به دست می‌آید:

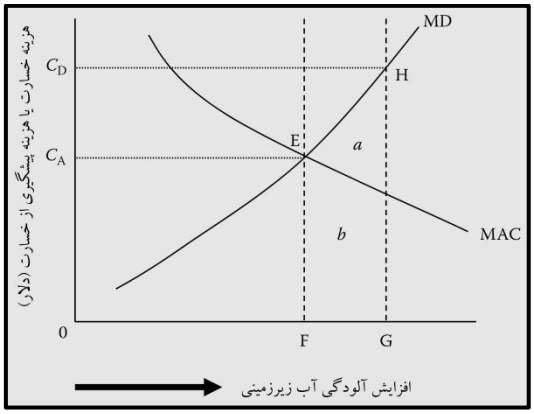
$$\frac{\Delta Z}{\Delta W} = \frac{\left[(Y_1.P_y) - \sum_{j=1}^{n}(X_{j1}.P_{xj})\right] - \left[(Y_0 - P_y) - \sum_{j=1}^{n}(X_{j0}.P_{xj})\right]}{\Delta W} \qquad (۱۸-۱۳)$$

رانت خالص با مقدار محاسبه شده برای هر واحد آب مصرفی، تغییر می‌کند.

۵- ***رفتار اجتنابی و آسیب‌های اجتناب شده (استقرایی):*** این روش متکی بر تعیین رابطه‌ای بین سطوح آلودگی و آسیب‌های سلامتی یا زیست‌محیطی مورد انتظار است. این روش، دانش آسیب واقعی یا مورد انتظار مربوط به افزایش غلظت آلاینده‌ها مانند افزایش نرخ ابتلا به سرطان با افزایش غلظت آرسنیک طبیعی در آب‌های زیرزمینی را در بر می‌گیرد (آژانس مواد سمی و ثبت بیماری‌ها[۱]، ۲۰۰۵). هزینه‌ها را می‌توان برای مراحل طی شده به منظور دوری از در معرض قرار گرفتن سطوح مختلف آلاینده، اندازه‌گیری نمود. هزینه‌های اتخاذ اقدامات دوری‌گزینی، نشان‌دهنده تمایل به پرداخت برای اجتناب از مشکلات بالقوه سلامتی در اثر آلودگی مورد انتظار در آب‌های زیرزمینی یا سایر آسیب‌ها است. از این رو، این هزینه‌های اجتنابی در صورتی که هزینه‌ها را بتوان حذف کرد، نشان‌دهنده معیاری از منافع هستند. در مدل اقتصاد نئوکلاسیک، پیامد کارآمد همان است که هزینه‌های اجتنابی حاشیه‌ای آن (MAC) برای جلوگیری از کاهش بالقوه کیفیت آب‌های زیرزمینی، دقیقا برابر آسیب‌های حاشیه‌ای (MD) باشد که ایجاد می‌شوند (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۹۵). نمایه (۱۳-۱۰) این نتیجه را نشان می‌دهد. مدلی که در نمودار نشان داده شده، بیانگر آن است که فردی که هزینه‌هایی را برای اجتناب از آسیب متحمل می‌شود (CA)، تا زمانی که هزینه آسیب (CD) بیش از هزینه اجتناب برای سطحی از آلودگی باشد، از آسیب اجتناب کند (یانگ،۲۰۰۵،ص۱۳۳). اگر آلودگی مورد انتظار در سطح G بوده و سطح قابل قبول F باشد، تا زمانی که هزینه‌های اجتنابی برای رسیدن به نقطه تقاطع E از H پرداخت گردد، منفعت حاصل برابر مجموع سطح a و b است. سطح $a+b$ منفعت خالص اجتناب از کاهش بالقوه کیفیت آب‌های زیرزمینی است که برای حفاظت از سلامت، در برابر اقدامات اجتنابی اتخاذ شده، نتیجه‌گیری شده است که اگر این اقدامات انجام نشوند، منجر به سطوح آلایندگی بالاتری در G مورد انتظار خواهد شد.

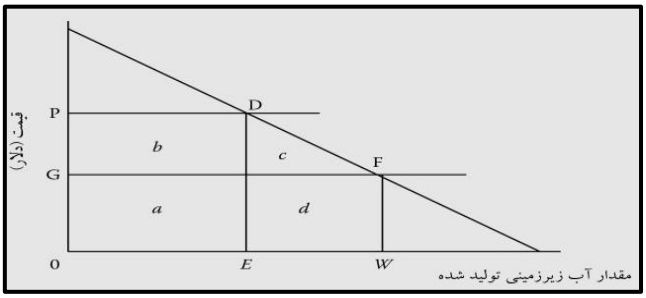
۱- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR)

نمایه ۱۰-۱۳- نمایش نموداری رفتار اجتنابی و آسیب‌های اجتناب شده



۶- ***پس‌انداز هزینه جایگزین (قیاسی):*** این روش، دو گزینه امکان‌پذیر با اهداف یکسان را مقایسه می‌کند و منفعتی برابر با اختلاف هزینه‌های آن‌ها از کم‌هزینه‌ترین گزینه را مشخص می‌نماید. یانگ (۲۰۰۵، ص ۱۰۲) خاطر نشان می‌کند که این روش تنها در وضعیت‌های معدودی کاربرد دارد که در آن‌ها پروژه‌ای کم‌هزینه‌تر برای محصول از پیش تعیین شده با پروژه محتمل بعدی که می‌تواند همان هدف را برآورده نماید، مقایسه می‌شود و به عنوان منفعت ناخالص هزینه پروژه محتمل بعدی، به حساب می‌آید. در صورت انجام نشدن پروژه کم هزینه، پروژه جایگزین محتمل بعدی توسعه می‌یابد. این روش ارزیابی، باز هم از دانش توابع تولید برای محصول مورد نظر، از میان دو گزینه استفاده می‌کند. منفعت خالص اختلاف بین هزینه گزینه‌ها است. توابع، منجر به تعیین هزینه‌های نهاده می‌شوند. گزینه کم‌هزینه‌تر ممکن است حاصل فن‌آوری جدید یا شرایط نوینی مانند یک جایگزین عمومی باشد که از صرفه‌های مقیاس سازمانی یا فن‌آوری متفاوتی که توجه به آن را سبب گردیده است، سود می‌برد. مطالعه کافی گزینه‌ها باید نشان دهد که تقاضا برای وجوه عمومی به حد کافی است. برای پروژه‌های آب زیرزمینی، این تحلیل می‌تواند بین یک پروژه توسعه خصوصی، در مقایسه با توسعه دولتی باشد. هدف، تولید محصول با کم‌ترین هزینه است. این رویکرد می‌تواند در ارزیابی انتقال آب از بخشی به بخش دیگر سودمند باشد (مثلا از کشاورزی به شهری). باید مراقب باشیم تا اطمینان حاصل شود که گزینه‌ها همگی از نظر اقتصادی عملی باشند. نمایه (۱۳-۱۱) این روش را تشریح می‌کند. سطح مورد انتظار تولید E است (هدفی رایج برای گزینه‌ها). سطح $a + b$ نشان‌دهنده «فایده ناخالص یا تمایل به پرداخت» است. فایده خالص تولید در سطح E برابر b است.

نمایه ۱۳-۱۱- ارزیابی هزینه‌های گزینه‌ها



Source:
Young, R.A., Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods, Resources for the Future Press, Washington, DC, 2005, 103. With permission.

یک مورد متفاوت با محصول کل مورد انتظار W را می‌توان با فرضیات مقیاس مشخص نشده، عدم تقاضای کاملا باکشش برای این کالا یا خدماتش و یک جایگزین خصوصی و عمومی که یکی از آن‌ها آب را با قیمت بالاتری فراهم می‌کند، تعریف کرد. منفعت قابل حصول برای گزینه با قیمت پایین‌تر، سطح ترکیبی b+c است زیرا محصولات جایگزین در سطح W و قیمت G، به تقاضای بیش‌تر برای آب با هزینه پایین‌تر، واکنش نشان می‌دهند.

۷- ***هزینه سفر (استقرایی):*** روش هزینه سفر، روش ترجیحات آشکار شده اصلی است که می‌توان از آن برای تعیین ارزش غیربازاری دارایی‌های اکوسیستمی بهره جست. این روش را اقتصاددانی به نام هارولد هتلینگ ایجاد کرده است. این روش ابتدا برای برآورد ارزش بازدیدکنندگان پارک‌های ایالات متحده که در آن زمان (میانه دهه ۱۹۵۰) هیچ کارمزدی برای ورود مطالبه نمی‌کردند، به کار رفت و داده‌های مخارج بازدیدکنندگان برای سفر، اقامت و تجهیزات و هم‌چنین تجربه سفر و جاذبه پارک‌ها جمع‌آوری و تجمیع شد (هانمن، ۲۰۰۵، ص ۹). هر چند پارک‌ها برای ورود، قیمت بازاری نداشتند، این مخارج (منعکس‌کننده قیمت‌های بازاری برای آن کالاها و خدمات) برآوردی از ارزش پارک‌ها برای آن بازدیدکنندگان و به طور گسترده‌تر، فایده‌های حاصل از شرایط زیست‌محیطی بر پایه آب به شمار می‌روند (شیفلر، ۱۹۹۸، ص ۴۱).

۸- ***ارزش دارایی لذت‌جویانه یا روش هدانیک (استقرایی):*** این روش بر ترجیحات آشکار شده خریداران دارایی‌هایی متکی است که مشخصه‌های زیست‌محیطی دارند. از این روش برای ارزش‌گذاری دسترسی به آب و ویژگی‌های کیفی تاثیرگذار بر قیمت آب استفاده می‌شود. هدف، تعیین ارزشی است که می‌توان به یک مشخصه زیست‌محیطی خاص نسبت داد. قیمت دارایی‌ها در حیطه مورد نظر با قیمت دارایی‌ها در یک حیطه کنترلی مقایسه می‌شوند و فرض بر این

است که تحت تاثیر مشخصه‌های مورد بررسی قرار نمی‌گیرند. داده‌ها از حیطه‌ها گردآوری شده و برای تحلیل‌های رگرسیون چندگانه به کار گرفته می‌شوند تا قیمت مورد انتظار دارایی‌ها را در هر گروه محاسبه کرده و اختلاف و سهم ارزش متغیرهای توضیحی که شامل مشخصه مورد نظر است، در قیمت دارایی‌ها برآورد گردد (مرت، ۱۹۹۷، ص ۱۶۸). برای آب‌های زیرزمینی، مشخصه‌های زیست‌محیطی می‌تواند عمق سطح ایستابی آب، کیفیت آب طبیعی (فراگیر) یا آلاینده آن باشد.

۹- ***ارزش‌گذاری مشروط (استقرایی):*** روش ارزش‌گذاری مشروط (CVM) نیز بر پایه ترجیحات آشکار شده افراد، برای پیامدهای خاص اثرگذار بر کالاهای عمومی غیربازاری است. ساده‌ترین شکل این روش، از گروهی از افراد نماینده، مستقیما درباره ارزش پولی کالا و خدمات زیست‌محیطی غیربازاری سوال می‌شود. لفظ «مشروط» به این خاطر استفاده می‌شود که فرد باید خود را در موقعیت بازار فرضی قرار دهد. (فریمن، ۱۹۹۳، ص ۱۶۵؛ فیلد، ۱۹۹۴، ص ۱۴۹؛ مرت، ۱۹۹۷، ص ۱۶۹). با فرض صادقانه بودن پاسخ‌ها، آن‌ها عبارات واقعی درباره ارزش کالاها و خدمات اکوسیستم تلقی می‌گردند (فریمن، ۱۹۹۴، ص ۱۶۵). مراحل اصلی در ارزیابی ارزش‌گذاری مشروط به شرح زیر است. (فیلد، ۱۹۹۴، ص ۱۴۹):

a- تعیین و توصیف اکوسیستم یا بررسی ویژگی سلامت انسانی

b- تعیین شرکت‌کنندگان برای پاسخ دادن به پرسش‌های پیمایش شامل فرآیندهای آماری انتخاب شرکت‌کنندگان

c- تهیه و اجرای پرسشنامه برای پیمایش شرکت‌کنندگان به صورت مصاحبه‌های رو در رو، تلفنی یا پستی

d- تحلیل پاسخ‌های داده شده به پرسشنامه، به منظور برآورد ارزش پولی تغییر در مشخصه مورد ارزیابی برای گروه شرکت‌کنندگان

پس از بازبینی مفصل کاربرد CVM نسبت به آسیب‌های زیست‌محیطی ناشی از یک لکه نفتی بزرگ، یک هیئت کارشناسی در ایالات متحده خط‌مشی‌هایی برای پیمایش‌های CVM مطرح کرد (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۱۴۱):

a- برای پرسش‌هایی که منجر به «بله» و «خیر» می‌شود، باید مشابه تصمیم‌گیری افراد درباره خرید کالاها یا رای دادن در زمینه مسائل عمومی قالب «انتخاب گسسته» به کار گرفته شود.

b- مصاحبه‌های رو در رو، مطلوب‌تر از تماس تلفنی و پیمایش‌های نامه‌نگاری است.

c- شرح روشنی از شرایط زیست‌محیطی که تحت تاثیر برنامه یا سیاستی قرار می‌گیرد.

d- نکات موجود در پیمایش‌ها و پاسخ‌ها، باید نشان دهند که تمایل به پرداخت برای تغییرات زیست‌محیطی یا جلوگیری از آن‌ها (ارزش پولی)، مبادلات اقتصادی دیگر را کاهش می‌دهد.

e- پیام‌هایی در پیمایش‌ها درباره «جانشین‌هایی» برای تغییرات زیست‌محیطی (مانند جایگزین منابع آب) آورده شود.

f- پرسش‌های تکمیلی باید از شرکت‌کنندگان بخواهند درک خود از اثر بالقوه پاسخ‌ها و استدلال خود در مورد جواب‌هایشان را نشان دهند.

۱۰- ***مدل‌سازی انتخاب (استقرایی):*** مدل‌سازی انتخاب، از روانشناسی وارد علم اقتصاد شده است. این مدل‌سازی به انتخاب مصرف‌کنندگان از میان کالاهایی با ویژگی‌های متغیر در بازار، مانند آب‌های زیرزمینی با کیفیت‌های مختلف، مطلوبیتی که افراد هنگام انتخاب از میان احتمالات متعدد از ویژگی‌های مختلف یک کالا یا خدمات انتظار دارند، توجه می‌کند (یانگ، ۲۰۰۵، ص ۱۴۸). در این رویکرد پیمایشی، پاسخ‌دهندگان گزینه‌هایی را می‌بینند که ویژگی‌های مختلفی دارند و از آن‌ها خواسته می‌شود تا گزینه‌ها را رتبه‌بندی نموده و ترجیحاتشان را بیان کنند. جایگزین‌ها شامل «وضعیت موجود» برای تعیین یک خط مبنا می‌باشند. اختلاف هزینه گزینه‌های مورد مقایسه به عنوان تمایل به پرداخت نهایی برای تغییرات در شرایط غیربازاری، ارزیابی می‌گردد (فریمن، ۱۹۹۳، ص ۳۲۷).

روش‌های دیگر برآورد ارزش پولی فایده‌ها برای تحلیل هزینه – فایده در نمایه (۱۳-۱۲) آورده شده است. مرور و نقد این روش‌ها را می‌توان در متون یانگ (۲۰۰۵) و مرت (۱۹۹۷) یافت. یانگ (۲۰۰۵) شرح مفصلی بر روش‌ها، مبناهای نظری و کاربردهای آن‌ها فراهم می‌کند.

دو روش مدل‌سازی داده- ستانده و ضرایب منطقه‌ای در فهرست نمایه (۱۳-۱۲) آورده نشده‌اند، زیرا ممکن است که این مدل‌ها منافع را به درستی تخصیص نداده و تمایل به پرداخت برای دادوستدهای آب را بیش از حد برآورد کنند. رویکرد «ارزش افزوده» که در آن‌ها به کار گرفته شده است، داد و ستدهای اقتصادی خاصی مانند پرداخت مالیات یا کارمزدهای مصرف را به مثابه فایده به حساب می‌آورد اما در تحلیل هزینه – فایده، این موارد به عنوان هزینه تولید متغیر تلقی می‌شوند. بحث مفصلی پیرامون این مسئله در بررسی یانگ آمده است (۲۰۰۵، ص ۸۸-۹۸).

نکته دیگری در مورد برآورد فایده‌های منطقه‌ای: هانمن (۲۰۰۵، ص ۲۹-۲۸) برآوردهای منطقه‌ای کلان فایده‌های توسعه اقتصادی حاصل از پروژه‌های آب در ایالات متحده را بازبینی کرد و رابطه معناداری بین توسعه آب و جمعیت یا رشد اقتصادی نیافت. این مسئله می‌تواند نشان دهنده انتقال از یک مجموعه

فعالیت‌های اقتصادی، به مجموعه‌ای دیگری در درون یک منطقه یا بین مناطق باشد. با این حال در سطح خرد، رابطه‌ای را می‌توان بین دسترسی به آب و اشتغال مشاهده کرد. هانمن هم‌چنین استدلال می‌کند که دسترسی به آب، ممکن است برای توسعه اقتصادی شرط لازم و کافی نباشد، حتی اگر برای زندگی و فرآیندهای تولیدی خاص ضروری باشد. توسعه اقتصادی، حاصل مجموعه پیچیده‌ای از روابط میان عوامل، تولیدکنندگان و مصرف‌کنندگان است. بسته به شرایط، آب می‌تواند عاملی حیاتی برای توسعه اقتصادی باشد یا این‌گونه نباشد.

انتقال فایده‌ها

افزایش درک از فایده‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی و حفاظت از آن‌ها برای سیاست فردی، صنعتی، محلی، ایالتی یا ملی در راستای بهترین استفاده از آن‌ها، مهم است. یک گام دیگر در این فرآیند، رویه «انتقال فایده‌ها» است. انتقال فایده‌ها به ارزیابی‌کننده اجازه می‌دهد تا از نتایج مطالعات انجام شده در گذشته پیرامون فایده‌ها در موقعیت‌ها و شرایط دیگر بهره گیرد. رویه انتقال فایده‌ها که در نمایه (۱۳-۱۳) نشان داده شده است، شرایطی را توصیف می‌کند که برای بیش‌ترین استفاده از نتایج اولیه، باید شرایط مشابه دیگری مدنظر قرار گیرند. تمرکز عمده انتقال فایده‌ها، بر به دست آوردن برآوردها از فایده‌هایی است که برای کاربر قابل اطمینان است. یک مزیت انتقال فایده‌ها، این است که از تلاش‌های مولد دیگران استفاده می‌کند.

رویه انتقال فایده‌ها به برآورد کننده فایده‌ها، اجازه استخراج پیامدهای ارزیابی مطالعات دیگر را می‌دهد. بهترین قضاوت حرفه‌ای در گسترش چنین پیامدهایی برای کاربرد موفق چنین روشی که به طور گسترده در تثبیت ارزش‌های منابع با اهدافی فراوان، از جمله توسعه سیاستی و مقرراتی استفاده می‌شوند، مهم است. یک نکته هشدارآمیز برای کاربرد گسترده این روش، آن است که اگر برآوردهای بسیار دقیق هدف پروژه باشند، آنگاه یک ارزیابی حساب شده از فایده‌ها، باید از طریق پروژه میدانی انجام گیرد. سایر فروض و تفاوت‌ها در کاربرد مطالعات دیگران، لزوما تغییرپذیری در نتایج انتقال فایده‌ها را به همراه داشته و باید به روشنی مستند گردد.

نمایه ۱۳-۱۲- خلاصه روش‌های تحلیل فایده

نام روش	شرح خلاصه	کاربرد	مزایا	ایرادات
روش‌های قیاسی				
درآمد باقی‌مانده تولیدکنندگان	سنجش اختلاف VMP تولید نهایی و VMP نهاده‌ها بر پایه مدل‌های درآمد خالص یا رانت‌های تولیدکنندگان، با فرض قیمت بازاری ستانده‌ها و ثابت بودن دیگر نهاده‌ها	کالاهای خصوصی: برای تولید و تصفیه آب‌های زیرزمینی و دیگر منابع برای تولیدکنندگان یا مصرف‌کنندگان به کار می‌رود؛ و به طور گسترده برای پروژه‌ها و برنامه‌های آبیاری استفاده می‌شود.	تقریبی دقیق از فایده‌ها ارائه می‌کند	فرض می‌کند قیمت‌های بازاری که برای نهاده‌ها و ستانده‌ها بدون تغییر می‌مانند، محدودکننده هستند؛ و نیاز به برآوردهای قابل ملاحظه و مطمئن از قیمت نهاده‌ها دارد. برآورد هزینه نهاده‌های تحت تملک (مانند سرمایه، مدیریت کارآفرینی و زمین) دشوار است.
تغییر تولیدکنندگان در رانت‌های خالص	سنجش ارزش تغییر در نهاده‌های عامل تولید بر مبنای مدل‌های درآمد خالص یا رانت‌های تولیدکنندگان با فرض این که قیمت‌های ستانده‌ها و سایر نهاده‌های بازاری یکسان باقی می‌مانند	کالاهای خصوصی: برای تولید و تصفیه آب‌های زیرزمینی و دیگر منابع برای تولیدکنندگان یا در محل برای مصرف‌کنندگان به کار می‌رود	تقریبی دقیق از فایده‌ها ارائه می‌کند	فرض می‌کند قیمت‌های بازاری که برای نهاده‌ها و ستانده‌ها بدون تغییر می‌مانند، محدودکننده هستند؛ و نیاز به برآوردهای قابل ملاحظه و مطمئن از قیمت نهاده‌ها دارد. برآورد هزینه نهاده‌های تحت تملک دشوار است.
تابع هزینه یا عرضه تولیدکنندگان	محاسبه سطح زیر منحنی‌های عرضه پس از تغییر جریان خدمات	کالاهای خصوصی: برای تولید و تصفیه آب‌های زیرزمینی و دیگر منابع در محل به کار می‌رود.	محاسبه در صورت در دسترس بودن منحنی‌های عرضه دشوار نیست.	داده‌های فراوان
صرفه‌جویی‌های هزینه جایگزین	اختلاف‌های هزینه را بین دو پروژه جایگزین که هدف یکسانی را بررسی می‌کنند، اندازه می‌گیرد.	کالاهای خصوصی: در منبع یا در محل برای آب به عنوان کالای واسطه‌ای برای کشاورزی و صنعت و مصرف خانگی به کار می‌رود.	مفید برای ارزیابی پروژه‌ها، برنامه‌ها و انتقالات آب بین بخش‌های استفاده‌کننده	داده‌های فراوان، فروض هزینه‌های آینده برای پروژه‌ها و برنامه‌های بلندمدت ممکن است مسئله‌ساز باشد.

ادامه نمایه ۱۳-۱۲- خلاصه روش‌های تحلیل فایده

نام روش	شرح خلاصه	کاربرد	مزایا	ایرادات
روش‌های استقرایی				
قیمت بازار/ تابع تقاضا	اندازه‌گیری مستقیم ارزش مبادله یک کالا/ ارتباط نموداری بین قیمت و مقدار تقاضا شده	کالاهای خصوصی: برای تمام کالاهای پیشنهاد شده برای فروش در بازار از جمله آب زیرزمینی و جانشین‌هایش به کار می‌رود و تمایل به پرداخت را در منبع یا در محل فراهم می‌آورد.	مستقیم‌ترین اندازه‌گیری از ارزش کالا را ارائه می‌دهد.	ارزش‌های گذرا (بدون کاربرد) یا ذاتی را در بر نمی‌گیرد.
صرفه‌جویی‌های هزینه مصرف‌کننده/ تولیدکننده	اندازه‌گیری ارزش کاهش نهاده‌های عوامل تولید با فرض این که قیمت ستانده‌ها و سایر نهاده‌های بازاری ثابت می‌مانند.	کالاهای خصوصی: برای تولید و تصفیه آب‌های زیرزمینی و سایر منابع در محل به کار می‌رود.	تقریبی دقیق از فایده‌ها ارائه می‌کند	فرض می‌کند قیمت‌های بازاری که برای نهاده‌ها و ستانده‌ها بدون تغییر می‌مانند، محدودکننده هستند
تابع عرضه یا هزینه	محاسبه سطح زیر منحنی‌های عرضه پس از تغییر در جریان خدمات	کالاهای خصوصی: برای تولید و تصفیه آب‌های زیرزمینی و سایر منابع در محل به کار می‌رود.	محاسبه در صورت دردسترس بودن منحنی‌های عرضه دشوار نیست.	داده‌های فراوان
ارزش‌گذاری مشروط	بیان ترجیحات از طریق پیمایش نمونه نماینده جمعیت برای به دست آوردن ترجیحات ذکر شده برای کالا یا خدمات با این سناریو که یک بازار فرضی اما واقع‌گرایانه را برای استخراج تمایل به پرداخت جمعیت توصیف می‌کند.	کالاهای عمومی: برای طیف گسترده‌ای از تغییرات در منبع یا در محل شامل کیفیت آب، سطح آب، زیبایی و اکولوژیک استفاده شده؛ و برای ارزش‌های گذرا (غیرکاربردی) نیز به کار می‌رود و می‌تواند مقادیر کاهش ریسک مرگ و میر را نیز در بر گیرد (ادامه متن را ببینید)	بیان مستقیم ارزش را در موقعیت‌های تعریف شده، فراهم کرده و قابل تطبیق با کاربردهای سیاستی است	در صورت کاربرد در ارزش کل در معرض انتقاد است؛ تمایز گذاشتن بین ارزش مصرفی و گذرا (بدون کاربرد) دشوار است، در اجرای این پیمایش‌ها برای کسب نتایج مطمئن، احتیاط لازم است؛ چالش‌های روش: افراد مجبور به پرداخت نیستند، قیمت «لنگری» و اطلاعات ارائه شده می‌توانند بر پیامدها تاثیر بگذارند.
مدل‌سازی انتخاب	ترجیحات بیان شده شامل ارتباط پاسخ‌های مصاحبه‌های پیمایش است که پیامدهای سناریوها یا مجموعه جایگزین‌های معادل را برای قیمت‌های مشاهده شده برای پیامدهای مشابه نمره‌دهی یا رتبه‌بندی کرده و تمایل به پرداخت را به دست می‌آورد.	کالاهای عمومی: برای محدوده‌ای از موارد رفاهی مانند کیفیت آب و تفریحات به کار می‌رود.	اندازه‌گیری مستقیمی از ترجیحات مصاحبه‌شوندگان فراهم می‌کند.	نمایش نسبتا پیچیده

ادامه نمایه ۱۳-۱۲- خلاصه روش‌های تحلیل فایده

نام روش	شرح خلاصه	کاربرد	مزایا	ایرادات
روش‌های استقرایی				
بده- بستان ریسک- ریسک	از مصاحبه‌شوندگان می‌خواهد مکان‌ها را از نظر هزینه زندگی، ریسک یک بیماری خاص و ریسک فعالیتی گسترده و بیمه شده که ممکن است منجر به مرگ شود، مقایسه کنند.	کالاهای عمومی: برای اجتناب از بیماری به کار می‌روند، می‌توانند شامل کاهش مقادیر ریسک مرگ و میر باشند (ادامه متن را ببینید).	اندازه‌گیری مستقیمی از ترجیحات مصاحبه‌شوندگان فراهم می‌کند.	بده بستان‌ها محدود درنظر گرفته می‌شوند
مطالعه دستمزد - ریسک	ریسک نسبی را از طریق پذیرش دستمزدهای بالاتر کارگر برای ریسک‌های شغلی بیش‌تر ارزیابی می‌کند.	کالاهای عمومی: به طور گسترده، برای فراهم آوردن اعداد کاهش ریسک مرگ و میر به کار می‌رود.	ممکن است برآوردهای قابل دفاعی برای کاهش ریسک مرگ و میر ارائه دهد.	کارگران به صورت داوطلبانه ریسک می‌پذیرند، در حالی که ریسک محیطی داوطلبانه نیست؛ مصاحبه‌شوندگان شاید تحت تاثیر جمعیت قرار نداشته باشند.
مطالعات رفتار اجتنابی	برآوردهای ترجیحات آشکار شده، تمایل به پرداخت از طریق ارزیابی معیارهایی که افراد برای کاهش ریسک اتخاذ می‌کنند.	کالاهای عمومی: در محل برای اجتناب از آلودگی آب آشامیدنی و اجتناب از سایر آلاینده‌ها (یعنی استفاده از آب معدنی، تصفیه خانگی آب شیر)	گام‌های مستقیم قابل مقایسه‌ای فراهم می‌آورد که افراد ممکن است برای کاهش ریسک بر دارند.	ممکن است تمایل به پرداخت را تنها با اتکا به اقدامات اتخاذ شده دست کم بگیرد؛ ممکن است بررسی انگیزه خاص برای اقدام دشوار باشد (یعنی استفاده از آب درون بطری)
مطالعات هزینه اجتناب شده	ترجیحات آشکار شده با استفاده از مقایسه مخارج پیش و پس از مقررات یا اقدام، با اختلافی در برآورد فایده	کالاهای عمومی: ارزش‌گذاری کنترل خوردگی سیستم توزیع آب؛ تصفیه آب‌های زیرزمینی؛ کیفیت‌های زیباشناختی آب و آسیب به مواد اولیه در محل	مخارج ممکن است فورا در دسترس باشند؛ روش ساده‌ای به کار گرفته شود و نهاده مفیدی برای توسعه سیاستی فراهم شود.	در صورتی که اثرات بر مصرف‌کنندگان لحاظ نشده باشد، شاید سنجه خوبی برای فایده‌ها نباشد
مطالعات هزینه بیماری	ارزیابی هزینه‌های درمانی و دستمزدهای از دست رفته (سایر زیان‌های پولی) اشخاص بیمار	کالاهای عمومی: به طور گسترده برای ارزیابی هزینه‌های بیماری به‌کار می‌رود (اثرات غیرمرگبار بر سلامت)	روش به خوبی توسعه یافته و به سادگی قابل درک است، انواع هزینه‌ها به طور آنی اندازه‌گیری شده و بسیاری از مطالعات قبلا وجود دارند	برآوردهایی از تمایل به پرداخت ارائه نمی‌دهد؛ نظریه اقتصادی چندان این روش را پشتیبانی نمی‌کند؛ امکان بزرگ‌نمایی در محاسبه تمایل به پرداخت در جایی که بیمه افراد را برای دنبال کردن درمانی که در ازایش پولی پرداخت نمی‌کنند تشویق می‌کند؛ تمایل به پرداخت را برای ریسک‌گریزی در بر نمی‌گیرد.

ادامه نمایه ۱۳-۱۲- خلاصه روش‌های تحلیل فایده

نام روش	شرح خلاصه	کاربرد	مزایا	ایرادات
روش‌های استقرایی				
ارزش‌گذاری کاهش ریسک مرگ و میر	از برآوردهای تجربی ارزش آماری زندگی (VSL) که برگرفته از بهبود کاهش ریسک هر فرد برای گروه تحت تاثیر بوده و یک متغیر آن عمر ارزش آماری سال زندگی (VSLY) است، استفاده می‌کند.	کالاهای عمومی: برای ارزیابی فایده‌های کاهش ریسک سلامت برای همه نوع محیط استفاده می‌شود.	قابل کاربرد از طریق ارزش‌گذاری شرطی و دیگر روش‌ها	VSLY به عواملی مانند سن فعلی، نهفتگی اثر و سال‌های باقی‌مانده از عمر و ارزش‌گذاری اجتماعی کاهش‌های مختلف ریسک حساسیتی ندارد.
ارزش‌گذاری کاهش ریسک مرگ و میر	برای مطالعات هزینه بیماری گاهی اوقات استفاده می‌شوند؛ مطالعات تمایل به پرداخت مناسب‌تر می‌شوند.	کالاهای عمومی: برای ارزیابی فایده‌های کاهش ریسک سلامت برای تمام انواع محیط‌ها به کار می‌رود.	شامل بیماری در برآوردهای فایده‌ها	ادبیات موجود از بیماری زیادی پشتیبانی نمی‌کنند؛ فنون انتقال فایده ممکن است مناسب تمام کاربردها نباشند؛ منابع تورش باید معین شده و مورد بحث قرار گیرند.
ارزش دارایی/ قیمت لذت‌جویانه	ترجیحات آشکار شده با ارزیابی آماری قیمت دارایی (قیمت ضمنی) را نیز در بر می‌گیرد.	کالاهای عمومی یا خصوصی: برای ارزیابی در منبع دسترسی به آب و تاثیر آلودگی منابع آب مورد استفاده قرار می‌گیرد.	داده‌ها فورا در دسترس هستند	گستره به‌کارگیری ارزش تسهیلات در قیمت دارایی مشخص نیست.
هزینه سفر	اندازه‌گیری ترجیحات آشکار شده برای فاصله سفر و هزینه سفر به مکانی تفریحی یا تغییر سطح/ کیفیت آب برای بازدیدکنندگان عادی به منظور استخراج منحنی تقاضا	کالاهای عمومی: در ارزیابی سطح آب یا تغییر کیفیت و فعالیت‌های تفریحی در منبع به کار می‌رود.	گردآوری داده‌ها به زمان زیادی نیاز دارد.	متکی بر فاصله سفر و هزینه سفر به عنوان نمایانگر قیمت بازدید
انتقال فایده‌ها (متن و نمایه بعدی را ببینید)	استفاده از اطلاعات دیگر مطالعات با شرایط مشابه	کالاهای عمومی یا خصوصی: قابل کاربرد برای محیط‌های مختلف	کاهش زمان و منابع مورد نیاز برای انجام مطالعه	وابسته به کیفیت مطالعات اصلی و شباهت شرایط جزئیات پروژه با مطالعات اصلی

Sources:
1. Abstracted from USEPA, Assessing the benefi ts of drinking water regulations, Washington, DC, 80, 2002.
2. Bergstrom, J.C. et al., J. Am. Water. Resour. Assoc., 32, 2, 279, 1996.
3.Young, R.A., Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods, Resources for the Future Press, Washington, DC, 2005, 47.

نمایه ۱۳-۱۳- رویه انتقال فایده‌ها

یک عبارت دقیق در مورد رویه پنج مرحله‌ای انتقال فایده‌ها به قرار زیر است:

۱- تعیین اثرات مبنا: ثبت منابع خاص، اثرات سلامتی، جمعیت، آسایش، حقوقی و دیگر تاثیراتی که ممکن است با اقدام (پروژه، مقررات و غیره)، تغییرات ناشی از این اثرات و هر گونه نااطمینانی در بدنه دانش این اثرات، مرتبط باشند.

a- برای آب‌های زیرزمینی، گستره کامل اثرات ممکن است شامل تغییرات در منابع، پیامدهای سلامت، حقوق مالکیت و موارد مربوط به زیبایی‌شناسی باشد.

b- تغییرات خاص ممکن است شرایط منابع (مانند کیفیت، کمیت، سطح ایستابی آب و نوسانات تالاب و تعاملات آبی زمین و سطح)، تاثیرات اکولوژیک (گونه‌های گیاهی و جانوری)، نشانه‌های فیزیکی شخصی (مانند از دست دادن انرژی و وزن، ناتوانی در انجام کار و افسردگی در بیماری تیروئید)، اثرات جمعیتی (مانند طبقات، شرایط پیشین تغییر کرده، اندازه و ماهیت زیرجمعیت‌های حساس)، هزینه‌های حقوقی و هزینه‌های دیگر دادوستد (مانند دسترسی به عرضه آب از دست رفته و جایگزین، الزامات تصفیه آب و ثبت حقوقی و مجوزها)، درک ارزش مناظر (مانند تغییرات پوشش گیاهی و از بین رفتن شرایط بکر) و جنبه‌های زمانی (مانند فراوانی و طول) را در بر گیرند.

۲- نتایج مرتبط را بیابید: مرور کارهای گذشته را برای مطالعاتی با اهداف، پیامدها و اثرات متناظر بیان شده با تعبیر اقتصادی، انجام دهید.

۳- نتایج گزارش شده را از نظر «کیفیت و قابلیت کاربرد» مورد بررسی قرار دهید: در خصوص «کیفیت»، مطمئن شوید که «بهترین اقدامات مورد قبول برای روش‌های به کار رفته» (شامل طراحی آماری و بازبینی همتا) نتایج را ایجاد کرده‌اند. قابلیت کاربرد را از نظر ۱) «شباهت اثرات»؛ ۲) شرایط فیزیکی مربوطه، اثرات انسانی و جنبه‌های قانونی و ۳) «توانایی تنظیم تفاوت‌ها بین سناریوی (مبنای) مورد مطالعه و سناریوی سیاستی (اقدام پیشنهادی) ارزیابی نمایید.

۴- برآوردها را صورت دهید: از نتایج مطالعات دیگر در شرح برآوردهای فایده اقدام پیشنهادی برای اثرات قابل اعمال، استفاده کنید. این برآوردها ممکن است برگرفته از برآورد تک نقطه‌ای حاصل از یک مطالعه، معادله‌ای به دست آمده از تحلیل‌های اقتصادسنجی یا شامل نتایج مطالعات متعدد از طریق روش‌های آماری باشد (آتکینسون و همکاران، ۱۹۹۲؛ بویل و همکاران، ۱۹۹۴).

۵- تحلیل و اعلام نااطمینانی: دلالت‌های نااطمینانی را برای برآوردهای جدید اقدام پیشنهادی توصیف کنید. معمولا هر مرحله از انتقال، فایده نااطمینانی مربوط به خود را دارد. سناریوهای مطالعات (شرایط فیزیکی، بیماری، ویژگی‌های جمعیتی، روابط حقوق مالکیت) انطباق دقیق با اقدام پیشنهادی ندارند. تحلیل حساسیت و توصیف کیفی تفاوت‌ها برای نشان دادن نااطمینانی، سودمند خواهد بود.

Sources:
Abstracted and modifi ed from EPA, Assessing the benefi ts of drinking water regulations. Washington, DC, 2008, 80.

تحلیل هزینه – فایده

تحلیل هزینه- فایده، به شدت به عنوان مبنای اقتصادی تصمیم‌های عمومی اثرگذار بر منابع طبیعی و محیط‌زیست به کار می‌رود. تحلیل هزینه - فایده برای تحلیل‌های مالی نیز که یک فرد یا شرکت، ممکن است با منظور کردن عوامل ذکر شده در نمایه (۱۳-۳) برای داد و ستدهای خصوصی انجام دهد، مورد استفاده قرار گیرد. تحلیل هزینه - فایده را می‌توان برای تصمیم‌گیری‌های مربوط به تولید آب از چاه‌ها به نفع بخش خصوصی یا عمومی انجام داد. از منظر مقررات زیست‌محیطی، آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده «خط‌مشی‌هایی برای ارائه تحلیل اقتصادی» منتشر کرده است (آژانس

حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۰a) که مبنایی برای ارزیابی هزینه مقررات کنترل آلودگی را در مقایسه با آسیب‌های کاهش یافته یا مورد اجتناب قرار گرفته، ایجاد می‌نمود. برای اقدامات مربوط به آب‌های زیرزمینی، این خط‌مشی‌ها را می‌توان برای مقررات برنامه کنترل تزریق زیرزمینی (UIC)، مخازن ذخیره زیرزمینی (UST)، قانون حفاظت و بازیافت منابع (RCRA) (برای تاسیسات مربوط به ضایعات خطرناک)، قانون جامع پاسخ‌گویی به محیط زیست، جبران خسارت و مسئولیت (CERCLA یا «بودجه از بین بردن انباشته‌های سمی کارخانه‌ها»)، قانون فدرالی حشره‌کش‌ها، قارچ‌کش‌ها و جونده‌کش‌ها (FIFRA) و قانون کنترل مواد سمی (TSCA) به کار گرفت. با این حال، مسائل مختلفی در کاربرد این قوانین باقی می‌مانند که یکی از مهم‌ترین آن‌ها، مسئله مشخص کردن، تعیین مقدار و پولی‌سازی فایده‌ها مانند ارزش جان انسان‌ها است. یکی از مسائل اساسی دیگر، پیرامون موضوع نرخ تنزیل مناسب برای اعمال در فایده‌ها و هزینه‌های آینده، این است که آیا فایده‌های آینده مربوط به منابع بازگشت‌ناپذیر یا شرایط زیست‌محیطی باید تنزیل شوند یا نه و اگر این چنین است نرخ تنزیل باید چقدر باشد.

تحلیل هزینه – فایده، معمولا برای پروژه‌ها و منابع بخش عمومی به کار می‌رود تا مشخص گردد آیا این فعالیت‌های عمومی منفعت خالص مثبت دارند یا خیر. این تحلیل، پروژه‌های عمومی را از منظر اجتماعی بررسی می‌کند. در این تحلیل، هزینه‌ها و فایده‌های مشخص و به ویژه هزینه و فایده‌ها نامشخص مورد بررسی قرار می‌گیرند. دریافت‌کنندگان هزینه‌ها یا فایده‌ها ممکن است حتی به دلیل منظور نکردن تحلیل هزینه – فایده اصلی، تحت قضاوت قرار گیرند. علاوه بر این مسئله، اثرات گذرا و بین محلی (یا بین ایالتی و بین‌المللی) باید در پروژه‌های عمومی که در آن‌ها هزینه‌ها و فایده‌ها تنها برای موقعیت‌هایی خاص از کل آبخوان و چرخه هیدرولوژیک آن انجام می‌شود، نیز لحاظ گردند. از این رو، باید در استفاده از فرضیات برای تحلیل هزینه – فایده دقت داشت، چرا که این روش را می‌توان برای استخراج تقریبا هر پیامدی به‌کار گرفت. احتیاط ویژه باید در شرایطی انجام شود که هزینه یا فایده‌ای استخراج می‌شود اما قیمت بازاری برای آن وجود ندارد یا در صورت وجود اثر خارجی در مورد نتیجه یک تصمیم‌گیری، قیمت بازاری به اندازه کافی آن را در بر نمی‌گیرد (مدرسه کسب و کار لندن، ۲۰۰۶).

انواع اقدامات عمومی که تحلیل هزینه – فایده در زمینه آب‌های زیرزمینی برای آن‌ها کاربرد دارد، به قرار زیر هستند:

۱- فعالیت‌ها یا پروژه‌های خاص، مانند خرید زمین چاه برای تامین آب یک جامعه، ساخت یک محل برای دفن لجن‌ها یا خرید زمین در اطراف چاه برای پیشگیری از آلودگی‌های بالقوه

۲- برنامه‌های قانونی یا مقرراتی مانند اجرای کشوری یا ایالتی حفاظت از سرچاه (برنامه‌ای داوطلبانه) یا استانداردهای پایش تاسیسات تخلیه ضایعات خطرناک

به طور خلاصه، گام‌های اصلی تحلیل هزینه– فایده به قرار زیر هستند:

۱- مشخص کردن روشن اهداف فعالیت، پروژه یا برنامه

۲- تعیین گزینه‌هایی که اهداف را حاصل می‌کنند.

۳- تعیین چارچوب زمانی یا افق برنامه‌ریزی

٤- مشخص کردن منطقه ارزیابی تحت تاثیر فعالیت، پروژه یا برنامه

٥- تعیین محدوده کامل اثراتی که می‌توان پیش‌بینی کرد.

٦- تعیین شرایط مبنا برای منابع (مانند غلظت پارامترهای شیمیایی و زیستی) و دیگر عوامل و نهاده‌ها (مانند تعداد فعلی و ظرفیت تولید چاه‌ها)

۷- تعیین نهاده‌ها و ستانده‌های مربوط به تکمیل اهداف، در منطقه مورد ارزیابی

۸- تعیین هزینه‌ها و فایده‌های اجتماعی نهاده‌ها و ستانده‌ها

۹- در صورت امکان پولی‌سازی هزینه‌ها و فایده‌ها و در غیر این صورت، تعیین فایده‌ها و هزینه‌های اجتماعی

۱۰- مشخص کردن و اعمال نرخ تنزیل یا محدوده نرخ‌هایی برای فایده‌ها و هزینه‌های آینده

۱۱- مستندسازی همه فروض صورت گرفته تحلیل

۱۲- تعیین فایده‌ها یا هزینه‌های خالص

اقتصاددانان در این حالت می‌توانند تصمیم‌گیران را از روش، مراحل، فروض و نتایج تحلیل هزینه – فایده، به مثابه عواملی در فرآیند تصمیم‌گیری آگاه کنند.

محاسبه فایده‌های خالص

محاسبه منفعت خالص نیازمند کسر هزینه‌های مورد انتظار از فایده‌های مورد انتظار است. فایده‌ها و هزینه‌ها هر دو تحت تاثیر ماتریس زمین‌شناسی، شامل آبخیز در کنار ماهیت انسان و دریافت‌کنندگان اکوسیستم قرار دارند. محاسبه منفعت خالص به صورت زیر است:

- برای حالت تولید آب‌های زیرزمینی

در این حالت، ارزش کالایی (یا فایده‌های) آب‌های زیرزمینی توسط هزینه‌های تولید تنزیل شده و کاهش می‌یابد. این محاسبه را می‌توان برای مقایسه ارزش آب‌های زیرزمینی نسبت به هزینه‌های صرفه‌جویی، حفاظت و تصفیه نیز به عنوان معیاری از فایده‌های خالص این فعالیت‌ها در مقایسه با گزینه‌های دیگر مانند افزایش تولید آب‌های زیرزمینی برای عرضه میزان مشابهی آب زیرزمینی، به کار

برد. محاسبه فعالیت‌های پولی شده پروژه یا برنامه وقتی تولید آب‌های زیرزمینی مدنظر است، به قرار زیر خواهد بود:

$$\sum B - \sum C = \sum_{t=0}^{T} \left\{ \left[D_{Ct} + D_{Et} - C_{Ct} - C_{Et} \right] / (1+r)^t \right\} \qquad (۱۳-۱۹)$$

که در آن

i: مصرف iام آبخوان از ۱ تا s

t: دوره زمانی ۰ تا T که مصرف iام در آن رخ می‌دهد

VW_{it}: ارزش کالایی آب در مصرف iام برای دوره زمانی t

r: نرخ بهره

CP_t: هزینه تولید (یا صرفه‌جویی، حفاظت یا تصفیه، بسته به فعالیت ارزیابی شده و مقایسه اقتصادی صورت گرفته) آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t

C_{st}: هزینه اجتماعی تولید (یا صرفه‌جویی، حفاظت یا تصفیه) آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t

C_{Et}: هزینه اکوسیستم برای تولید (یا صرفه‌جویی، حفاظت یا تصفیه) آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t است که برخی اقتصاددانان، آن را بخشی از هزینه‌های اجتماعی می‌دانند اما در این معادله آن را به صراحت پذیرفته‌اند.

این معادله بیان می‌کند که فایده خالص تولید آب‌های زیرزمینی برابر ارزش تنزیل شده آب‌های زیرزمینی تولید شده از آبخوان برای مصارف گسترده آن، منهای هزینه‌های تولید آب‌های زیرزمینی و هزینه‌ها برای جامعه و اکوسیستمی است که به آن متکی می‌باشند.

- برای حالت صرفه‌جویی:

حالت صرفه‌جویی بر تغییر تقاضای آب و کاهش مربوط به آن و از این رو، مخارج اجتناب شده از تولید در مقایسه با هزینه‌های اجرای یک برنامه صرفه‌جویی تمرکز می‌کند:

$$\sum B - \sum C = \sum_{t=0}^{I} \left\{ \left[D_{Ct} + D_{Et} - C_{Ct} - C_{Et} \right] / (1+r)^t \right\} \qquad (۱۳-۲۰)$$

که در آن

t: دوره زمانی ۰ تا T

D_{Ct}: مخارج پیش‌بینی شده تولید آب در آینده با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که در نتیجه اقدامات تغییر مصرف آب برای کاهش تقاضای آب که در زمان t آغاز می‌شود، از آن اجتناب شده است.

D_{Et}: مخارج پیش‌بینی شده تولید آب در آینده با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که در نتیجه سیستم مهندسی یا فیزیکی آب یا تغییرات کاربرد آب برای کاهش تقاضای آب که در زمان t آغاز می‌شود، از آن اجتناب شده است.

C_{Ct}: مخارج صرفه‌جویی آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t

C_{st}: هزینه اجتماعی صرفه‌جویی در مصرف آب‌های زیرزمینی در بازه زمانی t

C_{Et}: هزینه اکوسیستم برای صرفه‌جویی آب‌های زیرزمینی در بازه زمانی t می‌باشد که می‌تواند به عنوان بخشی از هزینه اجتماعی نیز درنظر گرفته شود.

این معادله بیان می‌کند که سود خالص صرفه‌جویی در آب‌های زیرزمینی برابر با ارزش تنزیل شده کاهش‌های پیش‌بینی شده برای تقاضای آینده آب‌های زیرزمینی جامعه، ایالت یا کشور بوده و هزینه‌های اکوسیستم مورد انتظار برای صرفه‌جویی در آب‌های زیرزمینی و هزینه‌های مربوط به جامعه و اکوسیستمی که به آن متکی است را کسر می‌کند.

- برای حالت حفاظت و تصفیه:

حالت حفاظت و تصفیه، آسیب‌های اجتناب شده مربوط به آب‌های زیرزمینی آلوده را با هزینه‌های حفاظت و تصفیه مقایسه می‌کند.

$$\sum B - \sum C = \sum_{t=0}^{I} \left\{ \left[D_{At} + D_{Rt} - C_{ARt} - C_{Dt} - C_{Et} \right] / (1+r)^t \right\} \qquad (۲۱-۱۳)$$

که در آن

t : دوره زمانی ۰ تا T

D_{At}: آسیب‌ها و زیان‌های پیش‌بینی شده آینده با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که در نتیجه مراحلی برای اجتناب از مصرف آب آلوده اتفاق افتاده و در زمان t آغاز می‌شود.

D_{Rt}: آسیب‌ها و زیان‌های پیش‌بینی شده آینده با فرض عدم تغییر در مصرف آب است که از معیارهای حفاظتی و تصفیه‌ای مهندسی شده یا فیزیکی اتخاذ شده برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی، حذف یا کاهش حجم آب آلوده انجام شده و در زمان t آغاز می‌شود.

C_{ARt}: مخارج اجتناب یا تصفیه آلودگی آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t

C_{St}: هزینه اجتماعی پیشگیری از آلودگی یا تصفیه آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t

C_{Et}: هزینه اکوسیستم برای پیشگیری از آلودگی یا تصفیه آب‌های زیرزمینی در دوره زمانی t است که می‌تواند به عنوان بخشی از هزینه اجتماعی نیز درنظر گرفته شود.

این معادله بیان می‌کند که فایده خالص پیشگیری از آلودگی یا تصفیه آب‌های زیرزمینی برابر با ارزش تنزیل شده آسیب‌ها و زیان‌های پیش‌بینی شده آینده برای جامعه، ایالت و کشور است که هزینه‌های مورد انتظار برای پیشگیری از آلودگی یا تصفیه آب‌های زیرزمینی و هزینه‌های مربوط به جامعه و اکوسیستم، از آن کسر شده است.

نویسندگان دیگری نشان داده‌اند که منافع دیگر، مانند منافع اجتماعی شامل ارزش گزینه و ارزش اکوسیستم، در صورتی که قابل پولی شدن باشند را می‌توان به فایده‌های معادلات ذکر شده در بالا و با استفاده از روش‌های مناسبی که پیش‌تر معرفی شد، اضافه کرد (برای مثال،برگستروم و همکاران، ۱۹۹۶؛ شورای تحقیقات ملی، ۱۹۹۷ را ببینید).

نمایش فایده‌های خالص، ممکن است در قالب جدولی یا توصیفی صورت گیرد تا مقایسه را ساده‌تر کند. نمایه (۱۳-۱۴) مثالی از تحلیل فایده‌های خالص حفاظت از آب‌های زیرزمینی برای تامین آب جامعه ارائه می‌نماید. این نمایه نشان می‌دهد که فایده‌های خالص برای حفاظت از آب‌های زیرزمینی در برابر آالودگی مهم هستند. افزون بر این، نشان می‌دهد که فایده‌های حاصل از اجتناب از هزینه‌های آلودگی آب‌های زیرزمینی، ممکن است به شدت دست کم گرفته شود. نمایه (۱۳-۱۵) قالب جدولی برای نمایش فایده‌های خالص ارائه می‌دهد.

فایده‌ها و هزینه‌های قابل کمی شدن، غیرقابل پولی‌سازی شدن و غیرقابل کمی شدن

هزینه‌ها و فایده‌های غیرقابل کمی شدن و قابل کمی شدن اما غیرقابل پولی‌سازی، ممکن است برای تصمیم‌گیری‌ها در خصوص پروژه‌ها و برنامه‌های مرتبط با آب دارای اهمیت باشند (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳؛ دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۲۰۰۳؛ هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵). چندین رویکرد برای توصیف این هزینه‌ها و فایده‌ها وجود دارد (شورای منابع آب ایالات متحده، ۱۹۸۳؛ دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۲۰۰۳؛ هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵). رویکرد تشریح شده در اینجا، از ارزیابی احتمالی نتایج آینده یک اقدام که بر پایه ارزیابی فنی، آب‌های زیرزمینی را تحت تاثیر قرار می‌دهد، بهره می‌گیرد:

نمایه ۱۳-۱۴- مثال مختصری از تحلیل فایده‌های خالص: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر

این مثال، مختصر اقدامات گروهی از جوامع را در ایالات متحده برای تصمیم‌گیری درخصوص پرداخت هزینه‌های حفاظت از چاه‌ها و تامین آب‌های زیرزمینی، بدون آلودگی با استفاده از فرآیند «حفاظت از سرچاه» مدنظر قرار می‌دهد. حفاظت از سرچاه (WHP) در ایالات متحده معمولا شامل ۱) تشکیل تیم برنامه‌ریزی یک جامعه، ۲) تعریف ناحیه‌ای که برای تامین آب زیرزمینی آن جامعه باید حفاظت شود، ۳) تعیین و جایابی آلاینده‌های بالقوه اثرگذار بر منطقه، ۴) مدیریت منطقه حفاظت برای تامین آب زیرزمینی سالم و ۵) برنامه‌ریزی برای آینده (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۱) است. این مثال مراحل فایده خالص را که پیش‌تر تشریح شد، به کار می‌گیرد.

شرایط در سال ۱۹۹۴: چهار جامعه کوچک در شرق شهرستان لنکستر، واقع در ایالت پنسیلوانیا، با جمعیت مجموعا حدود ۱۹ هزار نفر می‌خواستند یک برنامه حفاظت از سرچاه برای حفاظت از آب‌های زیرزمینی خود که منبع تامین آب آنان بود، پیاده کنند. زمین‌شناسی زیر این جوامع دولومیت «تر هیل» است -کنگلومراها، ماسه سنگ و سنگ‌های رسی ساختار همر کریک؛ شهرستان نیوهالند و ارل و ارل شرقی. بستر سنگی شرق شهرستان لنکستر بسیار دچار شکستگی است. کیفیت آب زیرزمینی معمولا خوب است، گرچه سطوح نیترات، معضلی برای اغلب چاه‌ها به حساب می‌آیند. نیوهالند سطح بالای TCE را در برخی چاه‌ها شاهد بوده است. تعداد کل چاه‌های مشغول خدمت‌رسانی در این گروه‌ها یازده حلقه است.

تقریبا ۱۱۲/۷ کیلومتری غرب شهرستان لنکستر، شهر گتیسبورگ در پنسیلوانیا شاهد آلودگی شدید آب‌های زیرزمینی در اثر نشت‌ها و سرریزهای عملیات تجاری بوده است. این آلودگی شامل تتراکلرواتیلن (که به عنوان پرکلرواتیلن یا PCE نیز ارجاع داده می‌شود)، تری‌کلرواتیلن (TCE)، ۱ و ۲ دی‌کلرواتیلن (۱،۲-DCE)، بنزن و وینیل کلراید است که چاه‌های شهری را تهدید می‌کنند. توده آلودگی دارای غلظت‌های شیمیایی آلی در محدوده ۲۱۰ قسمت در میلیارد (ppb) تا ۳۶۳۰۰ قسمت در میلیارد بود. زمین‌شناسی اساسا سنگ رس و ماسه‌سنگ همراه با مقداری سنگ آهک است.

۱- مشخص کردن اهداف: کمینه کردن آلودگی تامین آب زیرزمینی جوامع

۲- مشخص کردن گزینه‌ها: ۱) عدم اقدام، ۲) ایجاد یک برنامه حفاظت از سرچاه یا ۳) ایجاد یک برنامه WHP و اجرای پایش آب‌های زیرزمینی.

۳- تعیین افق برنامه‌ریزی: ۱۰ ساله

۴- مشخص کردن ناحیه ارزیابی تحت تاثیر: شهرستان‌های تر هیل، نیوهالند و ارل و ارل شرقی در پنسیلوانیا.

۵- تعیین اثرات پیش‌بینی شده: اگر اقدامی صورت نگیرد، آب‌های زیرزمینی می‌تواند آلوده شده و منجر به تصفیه آب زیرزمینی برای عرضه به عموم شود؛ سطوح بالای TCE در نیوهالند احتمالا به دلیل فعالیت صنعتی بود. اگر اقدامی در راستای اجرای حفاظت سرچاه صورت گیرد، آلودگی بالقوه به طور چشمگیری برای همه جوامع کاهش می‌یابد.

۶- تعیین شرایط مبنای منبع: این شرایط پیش‌تر تشریح شد. عوامل دیگر عبارتند از عمق چاه‌ها بین ۷۳/۸ تا ۱۸۸/۹ متر. محدوده‌های انصراف از تولید بین ۱۶۳/۵ مترمکعب در روز برای جامعه (نیوهالند) با عمیق‌ترین چاه تا ۳۷۸۵ مترمکعب در روز برای جامعه‌ای (ارل شرقی) با کم‌عمق‌ترین چاه قرار داشت.

۷- تعیین نهاده‌ها و ستانده‌های مربوط به تکمیل اهداف درون منطقه (همگی دلار آمریکا به قیمت سال ۱۹۹۴):

گزینه ۱ (عدم اقدام):

a- نهاده‌ها:

۱- آلودگی احتمالی همه یا برخی از ۱۱ چاه در شرق شهرستان لنکستر با نتیجه مشابهی برای جامعه پیرامون گتیسبورگ

۲- «احتمال» آلودگی آب‌های زیرزمینی مشاهده شده با نیترات و TCE

۳- به خطر افتادن سلامت ۱۹ هزار ساکن محلی

ادامه نمایه ۱۳-۱۴- مثال مختصری از تحلیل فایده‌های خالص: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر

b- ستانده‌ها:

۱- چاه‌های بسته

۲- کاهش عرضه آب و عدم برداشت آب

۳- اثرات سلامتی در صورت مشاهده کیفیت ناسالم آب

۴- احتمال نیاز به یافتن منابع آب جایگزین یا تصفیه شده

۵- تصفیه آب‌های زیرزمینی

گزینه ۲ (پیاده‌سازی برنامه WHP):

a- نهاده‌ها:

۱- مراحل حفاظت از سرچاه شامل تعیین منطقه حفاظت، تشخیص منبع آلودگی، طرح مدیریت، بررسی منبع آلودگی و بازرسی تاسیسات مجاز

b- ستانده‌ها:

۱- تامین آب حفاظت شده (حجمی از آب که به طور بالقوه از آلودگی تاثیر پذیرفته؛ در گتیسبورگ: ۴۰۸۸۰۳۵۰ مترمکعب

۲- جلوگیری از تاثیرات بر سلامتی

گزینه ۳ (پیاده‌سازی برنامه حفاظت از سرچاه با پایش منبع آب زیرزمینی):

a- نهاده‌ها:

۱- مشابه گزینه ۲

۲- احداث چاه‌های نظارتی و انجام نمونه‌گیری منظم و آزمایش کیفیت آب‌های زیرزمینی

۳- نگهداری برنامه واکنش سریع به آلودگی و قابلیت‌های واکنش

b- ستانده‌ها:

۱- مشابه گزینه ۲

۲- به وقوع پیوستن تغییرات حقیقی در کیفیت منبع آب‌های زیرزمینی

۳- حفاظت جامعه در برابر به وقوع پیوستن تغییرات کیفیت آب‌های زیرزمینی

۸- تعیین هزینه‌ها و فایده‌های اجتماعی نهاده‌ها و ستانده‌ها:

گزینه ۱ (عدم اقدام)

a- نهاده‌ها

۱- هزینه‌های اجتماعی- ریسک‌های ناشناخته برای ساکنان

b- ستانده‌ها

۱- فایده‌های اجتماعی – ندارد

گزینه ۲ (پیاده‌سازی برنامه حفاظت از سرچاه):

a- نهاده‌ها

۱- هزینه‌های اجتماعی- هزینه‌های اجرای برنامه؛ آگاهی فردی ساکنان از منابع آلودگی؛ گام‌های فردی برای اجتناب از مصرف آب آلوده؛ ناحیه‌بندی ممکن است شامل استفاده از زمین مشخصی برای انواع خاصی از توسعه شده و بنابراین ارزش آن را کاهش دهد، در حالی که ممکن است ارزش سایر قسمت‌های زمین افزایش پیدا کند.

ادامه نمایه ۱۳-۱۴- مثال مختصری از تحلیل فایده‌های خالص: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر

b- ستانده‌ها

۱- فایده‌های اجتماعی- منبع آب‌های زیرزمینی حفاظت شده؛ اجتناب از هزینه‌های سلامت؛ جلوگیری از تصفیه آب و هزینه‌های اضطراری آب برای جامعه؛ ظرفیت جذب کسب و کارها در جامعه برای جستجوی مکانی با منبع آب حفاظت شده؛ کاهش عملیات، تصفیه آب و هزینه‌های واکنش اضطراری کسب و کارها؛ حفظ ارزش زمین یا افزایش آن به دلیل حفاظت آب‌های زیرزمینی

گزینه ۳ (اجرای برنامه حفاظت از سرچاه به همراه پایش)

a- نهاده‌ها

۱- هزینه‌های اجتماعی- به مانند گزینه ۲؛ هم‌چنین شامل هزینه‌های حفر و نگهداری چاه‌ها، برنامه واکنش سریع آمادگی برای نگهداری

b- ستانده‌ها

فایده‌های اجتماعی- مانند گزینه ۳؛ اعتماد بیش‌تر ساکنان و کسب و کارها نسبت به تامین آب زیرزمینی حفاظت شده؛ جلوگیری از مراحل حفاظت غیرضروری از افراد

۹- تعیین ارزش پولی در صورت امکان و در غیر این صورت، تعیین میزان هزینه‌ها و فایده‌های اجتماعی:

گزینه ۱ (عدم اقدام)

a- هزینه‌های اجتماعی

۱- پتانسیل نیاز به یافتن منبع آب جایگزین یا تامین آب تصفیه شده: برای مثال در مورد گتیسبورگ به میزان ۴۰۶ هزار و ۹۲۷ دلار (شامل هزینه‌های تنزیل شده تا سال ۲۰۰۵)

۲- هزینه‌های تصفیه آب‌های زیرزمینی: برای مثال در مورد گتیسبورگ ۳ میلیون و ۶۰۸ هزار و ۴۲۴ دلار (شامل هزینه‌های تنزیل شده تا سال ۲۰۰۵)

b- فایده‌های اجتماعی- تعریف نشده

گزینه ۲ (اجرای برنامه حفاظت از سرچاه)

a- هزینه‌های اجتماعی

۱- تعیین ناحیه حفاظت و شناسایی منبع آلودگی ۵۲ هزار و ۳۸۰ دلار (شامل هزینه فرصت زمان داوطلبان برای شناسایی منابع آلودگی در جوامع- ۶۶۰۰ دلار)

۲- برنامه مدیریت ۲۰ هزار و ۴۰۰ دلار

۳- بازرسی منبع آلودگی ۱۷۵ هزار و ۵۹۰ دلار (شامل هزینه‌های تعدیل شده برای بازرسی منظم تا سال ۲۰۰۵)

۴- بازرسی تاسیسات مجاز ۱۷۵ هزار و ۵۸۹ دلار (شامل هزینه‌های تعدیل شده برای بازرسی منظم تا سال ۲۰۰۵)

۵- مجموع هزینه برنامه حفاظت از سرچاه ۴۲۳ هزار و ۹۵۹ دلار (شامل هزینه‌های تعدیل شده تا سال ۲۰۰۵)

b- فایده‌های اجتماعی

۱- هزینه اجتناب شده تصفیه آلاینده‌های مشابه مورد نظر (نزدیک مورد گتیسبورگ) ۴ میلیون و ۱۵ هزار و ۳۵۱ دلار (شامل هزینه‌های تعدیل شده تا سال ۱۹۹۴)

۲- ارزش کالایی آب به طور بالقوه از آلودگی تاثیر می‌پذیرد؛ در مورد گتیسبورگ: ۴۰ میلیون و ۸۸۰ هزار و ۳۵۰ مترمکعب به قیمت ۰/۷۵۸ دلار بر هر مترکعب که برابر است با ۳۰ میلیون و ۹۹۴ هزار دلار

گزینه ۳ (اجرای برنامه حفاظت از سرچاه به همراه پایش)

a- هزینه‌های اجتماعی

۱- به مانند گزینه ۲ اما شامل هزینه‌های پایش حدود ۲۵۰ هزار دلار بوده (شامل هزینه‌های تعدیل شده از سال ۱۹۹۴ تا سال ۲۰۰۵ در ازای پایش سالانه) (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶، ص ۳۴ را برای مقایسه هزینه‌های برنامه پایش پیرامون زمین‌های دارای چاه با ۱۳ چاه در دو جامعه مختلف ببینید) و مجموع هزینه‌ها معادل ۶۷۳۹۵۹ دلار خواهد بود.

ادامه نمایه ۱۳-۱۴- مثال مختصری از تحلیل فایده‌های خالص: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر

b- فایده‌های اجتماعی

۱- مانند گزینه ۲، هزینه اجتناب از تصفیه آلودگی به میزان ۴ میلیون و ۱۵ هزار و ۳۵۱ دلار

۲- ارزش کالایی آب که به طور بالقوه تحت تاثیر آلودگی قرار گرفته؛ در مورد گتیسبورگ به میزان ۳۰ میلیون و ۹۹۴ هزار دلار

۱۰- مشخص کردن و اعمال نرخ تنزیل: ۷ درصد هزینه‌ها و فایده‌ها در فاصله ۱۹۹۴ تا ۲۰۰۵، چارچوب زمانی تحلیل (قبلا برای هزینه‌ها و فایده‌ها در مرحله قبل به کار رفت)

۱۱- مستندسازی تمام فروض:

۱- حفاظت از سرچاه کاملا کارآمد است (یعنی پس از اجرای برنامه حفاظت از سرچاه، هیچ گونه آلودگی آب زیرزمینی وجود ندارد)

۲- هزینه‌های بالقوه تصفیه برای مکان‌هایی با فاصله ۱۱۲/۷ کیلومتر یکسان است

۳- تنها آلودگی بالقوه، مربوط به آلاینده‌های پیش‌تر پایش شده و منابع آلودگی شناسایی شده در زمان بررسی است.

۴- پایش آب‌های زیرزمینی در زمان مشاهده همه آلاینده‌های موردنظر، کارآمد خواهد بود.

۱۲- تعیین فایده‌ها یا هزینه‌های خالص:

گزینه اول (عدم اقدام): هزینه خالص ۴ میلیون و ۱۵ هزار و ۳۵۱ دلار برای تصفیه آلودگی (هیچ هزینه‌ای شامل ۱) سایرآلاینده‌های برای تصفیه در جای خود یا در سیستم تصفیه‌خانه آب یا ۲) اثرات سلامتی نمی‌شود)

گزینه دوم (اجرای برنامه حفاظت از سرچاه): فایده خالص ۴ میلیون و ۱۵ هزار و ۳۵۱ دلار (سوای هزینه‌های تصفیه) منهای ۴۲۳ هزار و ۹۵۹ دلار (هزینه‌های برنامه حفاظت از سرچاه) برابر ۳ میلیون و ۵۹۱ هزار و ۳۹۲ دلار (هیچ هزینه‌ای شامل ۱) سایرآلاینده‌های برای تصفیه در جای خود یا در سیستم تصفیه‌خانه یا ۲) اثرات سلامتی بالقوه اجتناب شده به عنوان یک فایده اضافی نمی‌شود)

گزینه ۳ (اجرای برنامه حفاظت از سرچاه با پایش): فایده خالص ۴ میلیون و ۱۵ هزار و ۳۵۱ دلار (به استثنای هزینه‌های تصفیه) منهای ۴۲۳ هزار و ۹۵۹ دلار (هزینه‌های برنامه حفاظت از سرچاه) و ۲۵۰ هزار دلار (هزینه‌های پایش)= ۳ میلیون و ۳۴۱ هزار و ۳۹۲ (هزینه‌ها و فایده‌هایی که در گزینه ۲ شامل نشده نیز در گزینه ۳ به حساب می‌آیند)

نسبت‌های فایده به هزینه

گزینه اول: ۰/۴۰۱۵۳۵۱ دلار = متوسط

گزینه دوم: ۴۰۱۵۳۵۱/۴۲۳۹۵۹ دلار= ۹/۴۷ به ۱

گزینه سوم: ۴۰۱۵۳۵۱/۶۷۳۹۵۹ دلار = ۵/۹۶ به ۱

نتیجه‌گیری اقتصادی: گزینه دوم، فایده‌های خالص بالاتری دارد اما بر پایه این فرض است که هیچ آلودگی دیگری در ناحیه تحت حفاظت رخ نداده و به پایش آلودگی‌های آینده در منابع آب زیرزمینی توسط چاه‌های سیستم‌های آبی جوامع، احتیاج نمی‌باشند. هزینه‌های اجتناب از فایده‌ها، ممکن است به طرز چشمگیری دست کم گرفته شود زیرا اثرات سلامتی اجتناب شده مطرح نشده‌اند. هزینه‌های تصفیه آلودگی، ممکن است دست کم گرفته شوند زیرا ممکن است به زمان بیش‌تری برای پاک‌سازی آب‌های زیرزمینی تا سطح قابل قبولی از ایمنی، مور دنیاز باشد. هزینه‌های دیگر اجتناب شده ناشی از مصرف آب‌های زیرزمینی آلوده شده توسط دیگر آلاینده‌ها لحاظ نشده‌اند و این نیز ممکن است فایده‌ها را بیش‌تر دست‌کم بگیرد. هزینه‌های اجتناب شده که توسط افراد پرداخت می‌شوند تا از آب آلوده دوری کنند، نیز به حساب نیامده است.

Source:

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Benefi ts and Costs of Prevention: Case Studies of Community Wellhead Protection, Volumes 1 and 2, EPA 813-B-95–005 and EPA-813-B-95–006. Washington, DC, 1996b, 63, 189.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Protecting Local Ground-Water Supplies Through Wellhead Protection, EPA 570/9-91-007. Washington, DC, 1991, 12, URL: http://www.epa.gov/r10earth/offices/water/whpgprnt.pdf (accessed August 16, 2007).

نمایه ۱۳-۱۵- جدول خلاصه مثال فایده‌های خالص: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر

عنوان	فایده ارزش حال (دلار)	هزینه ارزش حال (دلار)	سود ارزش حال خالص (دلار)	نسبت سود به هزینه
ارزش پولی شده	۴۰۱۵۳۵۱	۴۲۳۹۵۹	۳۵۹۱۳۹۲	۹/۴۷ به ۱
a- محدوده	محاسبه نشده	محاسبه نشده		
b- سال ارزش حال	۱۹۹۴	۱۹۹۴		
c- افق برنامه‌ریزی	۱۰ ساله	۱۰ ساله		
d- نرخ تنزیل	٪۷	٪۷		
e- مرجع ارزش	آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶b	آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶		
f- فروض	هزینه‌های تصفیه شبیه مناطق نزدیک؛ آلودگی تنها از منابع پایش شده؛ پایش موثر برای همه آلاینده‌ها	حفاظت از سرچاه کاملا موثر		
مقادیر قابل تعیین/ غیر قابل پولی شدن		منبع آب حفاظت شده و اجتناب از آسیب‌های سلامتی به ۱۹ هزار نفر		
a- مرجع ارزش		آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶		
b- فروض		برنامه حفاظت از سرچاه کاملا موثر در حفاظت از منبع آب.		
نکته: هر جایگزین یا گزینه‌ای باید در قالب یکسانی بیان شود تا بتوان جایگزین‌ها را مقایسه کرد. رابطه میان فایده‌ها و هزینه‌های ارزش حال نیز می‌تواند به صورت نسبتی از فایده‌ها به هزینه‌ها (ارزش حال فایده‌ها تقسیم بر ارزش حال هزینه‌ها) بیان شود که از آن به نسبت هزینه- فایده تعبیر می‌شود و در آخرین ستون جدول نشان داده شده است.				

Sources:

1. Adapted from Hardisty, P.E. and Özdemiroglu, E., The Economics of Groundwater Remediation and Protection,CRC Press. Boca Raton, FL, 2005, 336. With permission.
2. Adapted from U.S. Offi ce of Management and Budget (USOMB), Guidelines and Discount Rates for Benefi t-Cost Analysis of Federal Programs. Washington, DC, 1992, 5526. With permission.
3. Adapted from U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Guidelines for preparing economic analysis.Washington, DC, 180, 2000a.
4. Adapted from U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Assessing the benefi ts of drinking water regulations Washington, DC, 80, 2002.

بسیار محتمل – نتیجه به احتمال بسیار زیاد رخ می‌دهد یا در آن وضعیت اعمال می‌شود و وزن بالایی در روش‌های رتبه‌بندی و امتیازدهی خواهد داشت.

محتمل – نتیجه در بسیاری از شرایط مورد انتظار است و به عنوان رخداد وزن‌دهی می‌شود اما نه به شدت حالت بسیار محتمل.

غیرمحتمل – این نتیجه ممکن است، اما احتمالا به عنوان رخ ندادن در روش‌های رتبه‌بندی و امتیازدهی لحاظ می‌شود.

به عنوان اثر مرتبه دوم یک نتیجه غیرقابل تعیین و غیرقابل پولی‌سازی، این رویکرد «دارای اهمیت» است. ممکن است وقوع یک نتیجه بسیار محتمل باشد اما شاید تاثیر کوچک یا ناحیه رخداد اندکی داشته باشد. در چنین موردی، اهمیت آن «کم» دسته‌بندی می‌شود نه «بزرگ» یا «متوسط». در برخی شرایط، اهمیت را می‌توان بر اساس «برگشت‌ناپذیری» یا عدم آن تعیین کرد. برای مثال، در این مورد، از دست رفتن یک گونه از حیات آبزیان که تنها در آبخوان خاصی مشاهده می‌شود می‌تواند ملاحظات تنوع زیستی قدرتمندی داشته باشد که با مبنای حفاظت قانونی از گونه‌ها در ارتباط است و ارزش آن را برای اکوسیستم و جامعه منعکس می‌کند. سپس این نتایج را می‌توان در یک جدول یا ماتریس نشان داد که از روش تحلیل هزینه- فایده، مانند آن چه در نمایه (۱۳-۱۶) نشان داده شده، برخوردار است.

هزینه‌ها و فایده‌های درنظر گرفتن آب‌های زیرزمینی در بستر چرخه هیدرولوژیک

بررسی پروژه‌های شامل آب‌های زیرزمینی در بستر چرخه هیدرولوژیک، ممکن است نتایج این فعالیت‌ها را بهبود دهد. وارد کردن آبخیز و هیدرولوژی آن می‌تواند فرصت‌هایی برای پیامدهای مثبتی ایجاد کند که در غیر این صورت درنظر گرفته نمی‌شدند. مثال نمایه (۱۳-۱۷) را برای چنین پیامدی ببینید. این ارزیابی نشان می‌دهد که آب‌های زیرزمینی هنگام حرکت زیرسطحی خود بسیار آهسته‌اند، به عنوان یک منبع انباره و هنگامی که به طور طبیعی یا مصنوعی، راحت‌تر تغذیه شده و با سرعت نسبتا بیش‌تری جریان می‌یابند، به عنوان یک منبع جریان وجود دارند و می‌توانند اثرات خارجی مثبت و منفی، فراتر از منطقه پروژه را در بر گیرند. این ارزیابی می‌تواند برای پروژه مرتبط با آب‌های زیرزمینی یا مرتبط با آب‌های سطحی (جویبار، دریاچه یا تالابی با آب ایستا) که رابطه تغذیه یا تخلیه با آبخوان دارند، به کار رود.

نمایه ۱۳-۱۶- جدول خلاصه نمونه اثرات غیرقابل تعیین و غیر قابل پولی‌سازی: حفاظت از آب‌های زیرزمینی در شهرستان لنکستر
(غیرقابل تعیین و غیر قابل پولی شدن (اگر در جای دیگری مستند شود، توجه گردد))

دسته‌بندی‌های گیرنده	تعیین شده (مستند شده در جایی)	پولی شده (مستند شده در جایی)	احتمال (بسیار محتمل (H)، محتمل (L) و نامحتمل (U))	اهمیت (زیاد (G)، متوسط (M)، کوچک (S)، برگشت‌ناپذیر (I))	توضیحات (اگر در جای دیگری مستند شود، توجه شود)
اثرات بر سلامت عمومی					
۱. بزرگسالان و کودکان					
a- اثرات سلامت اجتناب شده	*		بسیار محتمل	زیاد	نیاز به پژوهش بیش‌تر
اثرات بر جامعه					
۲- اجتناب از تصفیه آب مورد نیاز جامعه و کاهش هزینه‌های ضروری			بسیار محتمل	زیاد	نیاز به پژوهش بیش‌تر (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶a)
۳- کاهش عملیات، تصفیه آب و هزینه‌های واکنش اضطراری کسب و کار			محتمل	متوسط	نیاز به پژوهش بیش‌تر (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶a)
اثرات اکوسیستمی					
۱- حفظ زیستگاه‌ها			محتمل	زیاد	نیاز به پژوهش بیش‌تر
۲- حفظ تنوع زیستی			محتمل	زیاد	نیاز به پژوهش بیش‌تر
۳- حفظ چرخه آب			محتمل	متوسط	نیاز به پژوهش بیش‌تر

Sources:
۱. Adapted from Hardisty, P.E. and Özdemiroglu, E., The Economics of Groundwater Remediation and Protection,
CRC Press, Boca Raton, FL, ۲۰۰۵, ۱۸۱. With permission.
۲. Adapted from U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Economic Analysis Resource Document, ۱۹۹۹, Ch. ۹, URL: http://www.epa.gov/ttn/ecas/econdata/Rmanual۲/۰,۰.html (accessed July ۲۲, ۲۰۰۷).
۳. Adapted from U.S. Environmental Protection Agency (USEPA), Business benefits of wellhead protection—Case
studies, EPA-۸۱۳-B-۹۵-۰۰٤, Washington, DC, ۱۹۹٦a..

نمایه ۱۳-۱۷- به‌کارگیری چرخه هیدرولوژیک در عوامل بین محلی و زمانی در تحلیل هزینه – فایده

این مثال ساده، چرخه هیدرولوژیک را در مقایسه با رویکردهای دیگر برای کنترل ایده‌آل فرسودگی و انجام فعالیت ماهی‌گیری به کار می‌گیرد. همچنین، رویکرد جامع درنظر گرفتن آب‌های زیرزمینی در چرخه هیدرولوژیک از منظر آبخیزها با مقایسه با یک پروژه تک منظوره و با چشم‌انداز محدود، نشان داده می‌شود.

رویکرد اول – پروژه تک منظوره با چشم‌انداز محدود: برای مثال فرض کنید یک برنامه کیفیت آب کشاورزی ایالتی برای شهر کانتی‌سیت به دنبال کاهش فرسایش و رسوب در جریان، به منظور بهبود ماهی‌گیری در میانه آبخیز آکوافلوجو باشد. در چارچوب زمانی برنامه‌ریزی ۱۰ ساله، ارزش برآورد شده برای ماهی‌گیری هر ساله افزایش می‌یابد و سطح آن در سال‌های ۹ و ۱۰ تثبیت می‌شود. دفتر برنامه به دنبال کاهش ۴۰۰ تنی رسوبات در هر سال است و در سال اول دو هزار دلار هزینه کرده که به تدریج کشاورزان را به اقدامات مدیریتی برای نگه داشتن طولانی‌تر آب در زمین خود متقاعد نمود. برنامه آموزش کشاورزان به مدت دو سال با هزینه کم‌تری ادامه یافت. یک فایده دیگر، نفوذ و تراوش و تغذیه بیش‌تر آب‌های زیرزمینی بود که به پایدارسازی تامین آب زیرزمینی متغیر کانتی‌سیت کمک می‌کرد.

پس از اجرای کامل پروژه کنترل فرسایش و رسوب در سال سوم، بلافاصله مشخص شد که کاهش رسوب، هزینه‌های تصفیه آب آشامیدنی در پایین‌دست آبخیز آکوافلوجو را نیز که از رودخانه به عنوان منبع آب خود استفاده می‌کرد، به ارزش سالانه ۵۰۰ دلار کاهش داده است. پس از اجرای برنامه به مدت ۵ سال، چاه‌های کانتی‌سیت که در پایین‌دست بخش کشاورزی آبخیز قرار داشتند، در آزمایش‌های آفت‌کش‌ها و سطح بالاتر نیترات در چنان سطح بالایی بودند که پیش‌تر هرگز مشاهده نشده بود. سازمان آب آشامیدنی ایالتی به کانتی‌سیت دستور داد تا زمانی که مشکل حل شده یا تصفیه مناسبی صورت گیرد، آب درون بطری برای تمام ساکنان تامین کند. هزینه آب بطری در دو سال، دو هزار دلار برای شهر خرج برداشت و در نهایت هزینه‌های تصفیه را در سال اول (۷ سال پس از پروژه کاهش رسوب تکمیل شد) ۴ هزار دلار و در سال‌های بعدی ۱۷۰۰ دلار در ازای نیروی کار، نگهداری و رسیدگی به تصفیه، بالا برد. بررسی جریان آب‌های زیرزمینی و کیفیت آن‌ها نشان داد که اقدامات مدیریتی در مزارع بالادست زمین‌های دارای چاه کانتی‌سیت، با نگه داشتن طولانی‌تر آب در زمین و اجازه نفوذ دادن به آن به همراه آفت‌کش‌ها و نیترات، باعث این مشکل شده بود. وقتی تصفیه نیترات و آفت‌کشی انجام شد، مزیت‌های سلامتی شروع به پدیدار شدن کردند. این هزینه‌ها و فایده‌ها که تنزیل نشده‌اند، را می‌توان به صورت زیر ذکر کرد:

کاهش اولیه رسوب– پروژه ماهی‌گیری کانتی سیت زمان‌بندی و اثرات بر جامعه پیرامون		
سال	**هزینه**	**منفعت**
سال اول	۱۰۰۰ دلار، آموزش کشاورزان	صفر دلار، افزایش ارزش ماهی‌گیری
سال دوم	۸۰۰ دلار، آموزش کشاورزان	۱۰۰ دلار، افزایش ارزش ماهی‌گیری
سال سوم	۷۰۰ دلار، آموزش کشاورزان	۲۰۰ دلار، افزایش ارزش ماهی‌گیری
سال چهارم	-	۴۰۰ دلار، افزایش ارزش ماهی‌گیری
سال پنجم	-	۸۰۰ دلار، افزایش ارزش ماهی‌گیری

کاهش اولیه رسوب– پروژه ماهی‌گیری کانتی سیت زمان‌بندی و اثرات بر جامعه پیرامون		
سال	**هزینه**	**منفعت**
سال ششم	هزار دلار، آب بطری	۱۲۰۰ دلار افزایش ارزش ماهی‌گیری، ۲۰۰ دلار حفاظت از سلامت
سال هفتم	هزار دلار، آب بطری، ۲۰۰۰ دلار پروژه تصفیه	۱۴۰۰ دلار افزایش ارزش ماهی‌گیری، ۴۰۰ دلار حفاظت از سلامت
سال هشتم	۵۰۰ دلار، هزینه عملیاتی تصفیه و نگهداری	۱۵۰۰ دلار افزایش ارزش ماهی‌گیری، ۵۰۰ دلار حفاظت از سلامت
سال نهم	۵۰۰ دلار، هزینه عملیاتی تصفیه و نگهداری	۱۵۰۰ دلار افزایش ارزش ماهی‌گیری، ۶۰۰ دلار حفاظت از سلامت
سال دهم	۵۰۰ دلار، هزینه عملیاتی تصفیه و نگهداری	۱۵۰۰ دلار افزایش ارزش ماهی‌گیری، ۷۰۰ دلار حفاظت از سلامت

ادامه نمایه ۱۳-۱۷- به‌کارگیری چرخه هیدرولوژیک در عوامل بین محلی و زمانی در تحلیل هزینه – فایده

تحلیل هزینه – فایده

کاهش اولیه رسوب– پروژه ماهی‌گیری

- به نظر می‌رسد که هزینه‌های ۳۹۰۰ دلار در مقایسه با فایده‌های ۸۶۰۰ دلاری در چارچوب افق زمانی برنامه‌ریزی ده ساله برای ساکنان کانتی‌سیت که مجبور به پرداخت هزینه‌ای نبوده‌اند، فوق‌العاده بوده است.
- نسبت هزینه به فایده: ۱ به ۳/۴

افزودن پروژه آفت‌کش و تصفیه نیترات

- به این دلیل که کانتی‌سیت و برنامه کشاورزی ایالتی اثرات خارجی محیطی را در اقدامات خود لحاظ نکرده بودند، هزینه‌های ۹۵۰۰ دلاری اضافه شد. فایده‌های سلامتی کوتاه‌مدت ۲۳۰۰ دلاری حاصل شده و در آینده نیز افزایش می‌یافت.
- نسبت هزینه به فایده: ۴/۱ به۱

کل هزینه‌ها و فایده‌ها

- هزینه‌های ده ساله: ۱۳۴۰۰ دلار
- فایده‌های ده ساله: ۱۰۹۰۰ دلار
- نسبت هزینه‌ها به فایده‌ها:۱/۲ به ۱

ملاحظات اثر بر جامعه بیرونی

در حالی که شاید در اولین نگاه به پروژه، بهبود ماهی‌گیری مشخص نباشد، سود اقتصادی خارجی برای جامعه بیرونی را می‌توان با نگاهی به اثرات هیدرولوژیک کامل‌تر پروژه در آبخیز آگوافلوجو مشخص کرد.

از آن جا که این اثرات فراتر از ناحیه ارزیابی برای بهبود بود، می‌توانستند «به طور کیفی» بررسی شوند.

این اثرات در مثال تعیین شدند؛ علی‌رغم این که اثرات جزو فایده‌های پروژه می‌باشند اما نادیده گرفته می‌شوند.

اگر جامعه پایین‌دست در برنامه شرکت نکند، فایده‌ها به صورت «کاهش هزینه ثانویه» تلقی می‌شوند و از هزینه‌های ایالتی کسر می‌گردند یا به صورت «صرفه‌جویی‌های هزینه ثانویه» افزوده شده و با مجموع فایده‌ها جمع می‌شوند.

اگر جامعه پایین‌دست تصمیم به مشارکت در هزینه‌های پروژه بگیرد، هزینه‌ها مستقیما به کل هزینه‌ها اضافه شده و صرفه‌جویی‌های هزینه تصفیه، مستقیما به فایده‌ها افزوده می‌شوند تا منعکس‌کننده چشم‌انداز هزینه – فایده پروژه باشند.

رویکرد دوم – رویکرد آبخیز با درنظر گرفتن آب‌های زیرزمینی در چرخه هیدرولوژیک

اگر هیدرولوژی آبخیز درنظر گرفته می‌شد آیا این ترکیب از رویدادهای فرضی، از نظر اقتصادی متفاوت بود؟ اگر سازمان ظرفیت کافی برای درک مشخصه‌های فرسایش و رسوب آبخیز در محل ماهی‌گیری در رودخانه آکوافلوجو داشت، می‌توانست دانش یا دسترسی به دانش را برای بررسی ویژگی‌های شیمیایی آفت‌کش‌ها و نیترات‌ها فرا بگیرد، چرا که این موارد با هیدرولوژی ناحیه بزرگ‌تری تعامل می‌کنند. پشتیبانی کشاورزان که برای کاهش غلظت آفت‌کش و نیترات موردنیاز است، می‌توانست زودتر از این توسط ایالت و کانتی‌سیت به گفتگو گذاشته شود چرا که هر دو، از پروژه اولیه، ارزش تجاری کسب می‌کردند. این پشتیبانی برای کانتی سیت در هر سال ۱۰۰ دلار هزینه دارد تا کاهش درآمد کشاورزان به دلیل مصرف کم‌تر کودهای حاوی نیترات و آفت‌کش‌ها که در سال چهارم آغاز شده، جبران شود. در این نقطه، می‌توان از هزینه تصفیه و عملیات و نگهداری و نیز خرید آب بطری اجتناب کرد. فایده‌های حفاظت از سلامت، دو سال زودتر حاصل می‌گردد. در این مورد، هزینه‌ها ۳۲۰۰ دلار (صرف نظر از این که شهر پایین‌دست رود مشارکت می‌کرد) و فایده‌ها در مجموع ۱۲۷۰۰ دلار (از ماهی‌گیری گرفته تا اجتناب از تصفیه آفت‌کش‌ها و نیترات‌ها در تصفیه‌خانه آب به دلیل «تصفیه کردن» آن‌ها در آبخوان از طریق توافق‌های کشاورزان) بود. اگر شهر پایین‌دست رود در این پروژه شرکت می‌کرد، ۳۵۰۰ دلار دیگر فایده حاصل می‌شد.

- هزینه‌ها در افق برنامه‌ریزی ۱۰ ساله: ۳۲۰۰ دلار
- فایده‌های افق برنامه‌ریزی ۱۰ ساله: ۱۴۱۰۰ دلار (فایده‌ها قابل تخصیص به ماهی‌گیری، همراه با اجتناب از تصفیه‌خانه آب و صرفه‌جویی‌های تصفیه پایین‌دست رود)
- نسبت هزینه‌ها به فایده‌ها: ۱ به ۴/۴.

ادامه نمایه ۱۳-۱۷- به‌کارگیری چرخه هیدرولوژیک در عوامل بین محلی و زمانی در تحلیل هزینه – فایده

نکته: دانش قابل ملاحظه‌ای درباره هیدرولوژی آبخیز لازم است تا چنین تحلیلی در شرایط واقعی انجام‌پذیر باشد. از دهه ۱۹۷۰ دانش درباره آبخیزها و هیدرولوژی آن‌ها بسیار افزایش یافته است که می‌توان از آن در شرایط مشابه آنچه پیش‌تر ذکر شد، بهره جست.

نتیجه‌ای که از این مثال می‌گیریم این است که راهکارهای محدود کوتاه‌مدت، هزینه‌ها و فایده‌های یکدیگر را خنثی می‌کنند. بهترین دانش با درنظر گرفتن همه مولفه‌های اصلی چرخه هیدرولوژیک در این مورد، می‌تواند هماهنگ با تحلیل اقتصادی جامعی به کار رود تا نتیجه‌ای را حاصل نماید که بهترین انطباق را با شرایط بلندمدت داشته باشد.

هشدار: باید در تحلیل سیستم‌های هیدرولوژیک، مراقب بود تا اثرات و هزینه‌های اکوسیستمی از محیطی مانند آب‌های زیرزمینی به محیط دیگری مانند آب‌های سطحی یا از آب‌های زیرزمینی به هوا (جو) انتقال نیابد. اگر انتقال اثرات و هزینه‌ها از یک محیط به محیط دیگر نادیده گرفته شود، در واقع هزینه‌هایی است که باید در تحلیل به حساب آیند. در غیر صورت صرفا به این دلیل که در محیط مورد تحلیل رخ نداده‌اند، به اشتباه به عنوان منافع تلقی می‌شوند. اگر انتقال اثرات مبنای فایده‌ها باشد، تحلیل‌گر باید این اطلاعات را به تصمیم‌گیرنده گوشزد کرده و نتیجه آن را نشان دهد. در همین زمان، تحلیل‌گر ممکن است بتواند نشان دهد که گزینه‌هایی برای منفعت‌های واقعی وجود دارند اما این امر ممکن است مستلزم تغییر در برنامه یا پروژه باشد. تغییر می‌تواند کاهش حقیقی در ستانده‌هایی خاص، مانند استفاده کم‌تر از مواد شیمیایی به دلیل بهبود کنش‌های مدیریتی باشد که منجر به مقدار کم‌تری تخلیه پسماندهای مورد نیاز شده یا ناشی از اعمالی در جهت استفاده کارآمدتر از آب برای کاهش حجم آب مصرفی در پروژه یا برنامه باشد.

اثرات توزیعی و برابری

در حالی که کارایی منعکس شده در تحلیل‌های هزینه – فایده و هزینه – اثربخشی در به کارگیری منابع به شکلی که نشان‌دهنده نظارت و اعتماد عمومی باشد، اثرات توزیعی تصمیمات تخصیص آب‌های زیرزمینی اهمیت می‌یابند، به ویژه اگر دسترسی به آب و هزینه آن بر سلامت و رفاه افراد محروم اقتصادی اثر بگذارد. توزیع را می‌توان به عنوان فرآیند و حاصل تخصیص و اشتراک کالاها و خدمات میان افراد در یک اقتصاد تعریف کرد (بننوک و همکاران، ۱۹۷۹، ص ۱۳۴). این ملاحظه دربرگیرنده نیازهای نسل‌های آینده برای دسترسی پایدار به منابع نیز می‌باشد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۱۲) و بخشی از عوامل عدالت اجتماعی ارزیابی «خط مبنای سه‌گانه» است که در مدیریت کسب‌وکارها پدیدار می‌شود. پروژه‌های عمومی اغلب برای برابری توزیعی مورد ارزیابی قرار می‌گیرند چرا که این مسئله ممکن است یک الزام خاص باشد (دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲، ص ۷). پروژه‌های بخش خصوصی معمولا برابری توزیعی را درنظر نمی‌گیرند (هاردیستی و اوزدمیراوغلو، ۲۰۰۵، ص ۱۰۶). این مسئله بر توزیع درآمد و ثروت در میان جمعیت محلی اثر گذاشته و رفاه آن‌ها را تحت تاثیر قرار می‌دهد. اثرات حاصل از تخصیص منابع و اثرات درآمدی برآمده از آن‌ها، تحت عنوان برابری توزیعی شناخته می‌شوند.

اقتصاد نئوکلاسیک بر تخصیص کارآمد تمرکز داشته و اثرات توزیعی را نادیده می‌گیرد. با این وجود، بررسی اثرات توزیعی و دسترسی افراد محروم به کالاهای ضروری و کمیاب، مانند آب‌های زیرزمینی و

عوامل دیگر اکوسیستمی که همه افراد برای پایداری زندگی به آن‌ها نیاز دارند، بسیار مهم بوده و باید مورد بررسی قرار گیرد. اثرات توزیعی اساسا بر دو جهت‌گیری متمرکز است:

۱- تاثیر نامتناسب بر یک بخش از جمعیت که منابع یا درآمد کم‌تری برای تحمل اثرات نامطلوب تخصیص دارند. هم‌چنین محدودیت‌های اجتماعی، نهادی یا عوامل فیزیکی باید مورد بررسی قرار گیرند.

۲- هدف گرفتن یک جمعیت برای بهره‌مندی از یک پروژه به دلیل ملاحظات درآمد پایین، دسترسی محدود یا محدودیت‌های سلامتی و فیزیکی

در مورد اول، اطلاعات مربوط به تاثیر نامتناسب را می‌توان برای اصلاح پروژه یا برنامه یا اجرای آن به منظور خنثی کردن یا جبران کمبود آن بخش از جمعیت به کار گرفت. از این رو افرادی که از پروژه یا برنامه سود می‌برند، باید کمبود افرادی که بهره‌ای نمی‌برند را جبران کنند (دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲، ص ۷).

در آغاز برنامه‌ریزی پروژه یا برنامه و توسعه اهداف و گزینه‌ها، تحلیل‌گر اقتصادی می‌تواند برابری توزیعی در فعالیت را با موارد زیر بگنجاند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۰b، ص ۱۴۲)

۱- تعیین تاثیرات اقتصادی مهم آینده‌نگرانه و چینش تاثیرات برابری آن‌ها

۲- انجام یک ارزیابی اولیه از اثرات

۳- توسعه گزینه‌ها و انجام تحلیل‌های عمقی‌تر از اثرات اقتصادی توزیعی و برابری

اثرات بر جوامع و موسسات دولتی

اثرات توزیعی شامل طیفی از طبقه‌بندی‌هایی است که باید ارزیابی شوند و در جوامع یا رویه‌های قضایی دولتی به کار گرفته شده و با جمعیت کل یا بخشی از کشور یا زیرشاخه سیاسی یا هیدرولوژیک، مقایسه گردند. شرکت یا تاسیسات آب باید اثرات تغییرات مقدار یا کیفیت آب‌های زیرزمینی بر عملیات خود را بداند. مسائلی که این نهادها ممکن است مدنظر داشته باشند شامل موارد زیر است اما به آن‌ها محدود نمی‌شود (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۰b، ص ۱۵۶):

۱- افراد تحت تاثیر در خط فقر یا زیر آن

۲- هزینه آب نسبت به درآمد

۳- جنسیت

٤- تعداد کودکان به ازای هر خانواده

٥- تعداد ساکنان سالمند (کسانی که غالبا درآمدهای ثابتی دارند)

٦- نژاد (درصد گروه‌های نژادی از کل جمعیت)
۷- نرخ بیکاری
۸- مقادیر درآمدی بر اساس منبع
۹- رتبه‌بندی اعتبار یا اوراق قرضه جامعه
۱۰- بدهی خالص کل به صورت درصد ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات
۱۱- زیرجمعیت‌های حساس به سلامتی
۱۲- بخش صنعت
۱۳- کسب‌وکارهای کوچک
۱٤- مهارت‌ها/ سطح تحصیلات

ارزیابی اثرات توزیعی نشان می‌دهد که آیا این طبقه‌بندی‌های اثرات به صورت نامتناسبی توسط افراد، معمولا به عنوان یک گروه در حیطه یک پروژه یا برنامه آب که ممکن است از نظر اقتصادی یا اجتماعی محروم باشند، ایجاد شده‌اند یا خیر. اگر افراد به نحو نامتناسبی تحت تاثیر قرار بگیرند، پروژه به گونه‌ای که فرمول‌بندی یا اجرایی شده، دارای اثرات توزیعی منفی بوده و نابرابر تلقی می‌گردد. پروژه را می‌توان طوری فرمول‌بندی کرد که در قبال این پیامد، تعدیل شده و از نظر توزیعی برابرتر شود. برخی نماگرهای نمونه اثرات برابری توزیعی بر جوامع و رویه‌های قضایی دولتی که می‌توان آن‌ها را کمی کرد در نمایه (۱۸-۱۳) ارائه شده است.

با درنظر گرفتن هزینه آب یک جامعه از منظر برابری توزیعی، کشورها خط‌مشی‌هایی را برای توان پرداخت هزینه تامین آب تعیین کرده یا مدنظر قرار داده‌اند. در ایالات متحده، آژانس حفاظت از محیط زیست (۲۰۰۶) یک محک ۲/۵ درصدی از میانه درآمد خانوار را به عنوان سنجه‌ای برای توان پرداخت هزینه آب در جوامع کوچک (کم‌تر از۱۰ هزار نفر جمعیت) تعیین کرده است. اتحادیه اروپا (۲۰۰۶) «سطح تعرفه» قابل پرداخت در آفریقا، کارائیب و اقیانوسیه را حدود ۵ درصد درآمد خانوار تعیین کرده است تا هزینه‌های سرمایه‌گذار در زمینه تامین آب و تاسیسات بهداشتی پوشش داده شود. ارزیابی سطح تعرفه خدمات آب برای چین نشان داد که مجموع صورتحساب تامین آب و فاضلاب باید کم‌تر از ۵ درصد درآمد خانواری با درآمد متوسط باشد (با مصرف ماهانه ۱۴ مترمکعب آب). خانوار با درآمد متوسط ۱/۵ تا ۲/۹ درصد درآمد خود را پرداخت می‌کند، در حالی که خانوار کم درآمد (با مصرف ماهانه ۹ مترمکعب آب) ۲/۲ تا ۳/۶ درصد از درآمد خود را در ازای مصرف آب پرداخت می‌نماید (کلارک و همکاران، ۲۰۰۶، ص ۳).

نمایه ۱۳-۱۸- نماگرهای نمونه رفاه اقتصادی و مالی جوامع و موسسات دولتی

نماگر	تعریف	مقادیر محک (نمونه) ممکن در آمریکا		
		ضعیف	متوسط	قوی
رتبه‌بندی اوراق قرضه	توانایی جامعه برای جذب بدهی اضافی (برای پرداخت در ازای هر گونه قوانین الزامات سرمایه) و شرایط مالی کلی جامعه که با ظرفیت اعتبار جامعه سنجیده می‌شود و از این رو نشان‌دهنده شرایط مالی جاری بدنه دولتی می‌باشند.	زیر BBB (S&P) زیر Baa (مودیز)	BBB (S&P) Baa (مودیز)	بالای BBB (S&P) بالای Baa (مودیز)
بدهی خالص کل به صورت درصدی از ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات	توانایی جامعه برای جذب بدهی اضافی (برای پرداخت در ازای هر گونه قوانین الزامات سرمایه) و شرایط مالی کلی جامعه که با نسبت بدهی خالص کل (بدهی که توسط مالیات‌های دارایی بازپرداخت می‌شود) به ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات در جامعه برای خانوارها و کسب‌وکارها سنجیده می‌شود.	بالای ۵ درصد	۲ تا ۵ درصد	زیر ۲ درصد
نرخ بیکاری	نسبت افراد بیکار غیرداوطلبانه به جمعیت فعال	بیش از ۱ درصد بالای میانگین کشوری	در محدوده ۱ درصدی میانگین کشوری	بیش از ۱ درصد کم‌تر از میانگین کشوری
میانه درآمد خانوار	نیمی از خانوارها بالای میانه و نیمی پایین میانه درآمدی هستند که با جریان پول برای اعضای ۱۵ ساله و بیش‌تر خانوار، سنجیده می‌شود.	بیش از ۱۰ درصد کم‌تر از میانه ایالت	در محدوده ۱۰ درصدی میانه ایالت	بیش از ۱۰ درصد بالای میانه ایالت
مالیات بر دارایی به صورت درصدی از ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات	سلامت مالی عمومی یک جامعه به عنوان موسسه‌ای با درنظر گرفتن بار مالیات‌ها بر دارایی در یک جامعه که با نسبت درآمدهای مالیات بر دارایی به ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات سنجیده می‌شود.	بالای ۴ درصد	۲ تا ۴ درصد	زیر ۲ درصد
مالیات بر دارایی به صورت درصدی از ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات	سلامت مالی عمومی یک جامعه به عنوان موسسه‌ای با درنظر گرفتن بار مالیات‌ها بر دارایی در یک جامعه که با نسبت درآمدهای مالیات بر دارایی به ارزش کل بازاری دارایی مشمول مالیات سنجیده می‌شود.	بالای ۴ درصد	۲ تا ۴ درصد	زیر ۲ درصد
نرخ دریافت مالیات بر دارایی	سلامت مالی عمومی جامعه به عنوان یک موسسه که با کارآمدی مدیریت تامین مالی‌های جامعه نسبت به ظرفیت آن برای درآمدزایی از طریق وضع مالیات‌هایی بر املاک و دارایی‌های دیگر سنجیده می‌شود.	زیر ۹۴ درصد	۹۴ تا ۹۸ درصد	بیش از ۹۸ درصد

Source:
Adapted from USEPA, Guidelines for Preparing Economic Analyses, EPA # 240-R-00-003, Washington,DC, 2000b, 159,
URL: http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwSER/DEC917DAEB820A25852569C 40078105B? OpenDocument (accessed July 31, 2007).

اثرات بر کسب‌وکارها

یک پروژه یا برنامه تاثیرگذار بر محصولات و خدمات آب‌های زیرزمینی می‌تواند اثرات نامتناسبی بر صنعت و به ویژه کسب‌وکارهای کوچک داشته باشد. پرسش‌هایی که می‌توان مطرح کرد به قرار زیر هستند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۰b، ص ۱۵۶-۱۵۱):

۱- آیا کسب‌وکار می‌تواند در صنعت رقابتی خود، هزینه‌های افزایش‌یافته تولید را به مصرف‌کنندگان انتقال دهد؟ ناتوانی در این انتقال ممکن است به ورشکستگی منتهی شود.

۲- آیا قیمت‌ها به دلیل هزینه‌های بالاتر تولید به کاهش ستانده‌ها منجر می‌شود؟ کشش‌های عرضه را می‌توان برای پیش‌بینی تغییرات در ستانده‌ها و قیمت‌ها به کار گرفت. تحلیل‌های مالی شرکت‌های خاص در زمینه ارزیابی می‌توانند به کسب و کارهایی اشاره داشته باشند که بیش‌تر تحت تاثیر قرار می‌گیرند. تحلیل‌های درآمدی، هزینه‌ها، اظهارنامه‌های درآمدی و ترازنامه‌ها بسیار مهم هستند. آزمون‌ها می‌توانند جریان‌های نقدی تنزیل شده به صورت منفی پس از مالیات، سودآوری و توانایی تامین مالی عملیات و پرداخت تعهدات (برای مثال، نسبت پوشش بهره [درآمد عملیاتی نقد تقسیم بر مخارج بهره،])، دفعات تحقق بهره [درآمدهای پیش از تقسیم بهره و مالیات بر مخارج بهره] و نسبت جاری [دارایی‌های جاری تقسیم بر دیون جاری]) را مورد بررسی قرار دهند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۰b، ص ۱۵۴).

۳- تغییر اشتغال و درآمد در صنایع و کسب‌وکارهای مربوطه چگونه رخ می‌دهد؟ ارزیابی ارتباطات با بخش و جامعه تحت تاثیر قرار گرفته، دارای اهمیت است. تغییر در دسترسی به آب و قیمت آن بر بخش‌های دیگر صنعتی که به عنوان یک عامل حیاتی در تولید متکی بر آب بوده یا به دسترسی به آن وابسته هستند، تاثیر دارد (برای مثال، یانگ، ۲۰۰۵، ص ۲۲۳ را ببینید).

٤- آیا باید ورود به بازار کسب‌وکارها را تسهیل کرد یا جلویش را گرفت؟ میزان هزینه سرمایه‌ای مربوط به واکنش تغییر در دسترسی یا کیفیت آب‌های زیرزمینی می‌تواند عاملی مهم در توانایی کسب وکارها برای پرداختن به فرصت‌هایی باشد که از یک پروژه یا الزامات انطباق یک برنامه حاصل می‌گردند. اگر هزینه‌های سرمایه‌ای بالا باشند، توانایی پرداخت بدهی یا تامین مالی هزینه‌های سرمایه‌ای کسب‌وکارها ممکن است مهم باشد.

اثرات مدیریت زیست‌محیطی

سومین مولفه «خط مبنای سه‌گانه» مدیریت جاری دولت و کسب‌وکارها، توجه به هزینه‌ها و فایده‌های زیست‌محیطی یک اقدام، کالا یا خدمت است. در این کتاب و از منظر اقتصاد اکولوژیک، این

کار در واقع اولین ملاحظه‌ای است که بر مولفه‌های دیگر اثر می‌گذارد. اگر منابع در دسترس نباشند یا در شرایط نامناسبی باشند که نتوان از آن‌ها به شکلی پایدار استفاده کرد، صنعت و دولتی که نظم اقتصادی را برای کسب‌وکارها ایجاد می‌کنند، دید محدودی داشته‌اند و صرفا بر سود کوتاه‌مدت تمرکز داشته و سود بلندمدت را نادیده گرفته‌اند. اثرات زیست‌محیطی اقدامات دولت و کسب‌وکارها از طریق «سیستم‌های مدیریت زیست‌محیطی» (EMS) مدیریت می‌شوند. مفهوم این است که با اجرای سیستم‌های مدیریت زیست‌محیطی، اثرات منفی یا نامطلوب زیست‌محیطی نسبت به آن چه هستند، کم‌تر می‌شوند و از نظر ریاضی به صورت زیر بیان می‌گردند:

$$AEE_{\text{Without EMS}} > AEE_{\text{With EMS}}$$

که در آن AEE اثرات نامطلوب زیست‌محیطی را نشان می‌دهد.

در سطح محلی، رهبران دولتی و کسب‌وکارها دریافته‌اند که حفاظت از آب‌های زیرزمینی یک هزینه مهم و ضروری برای انجام کسب‌وکارها است. نخست، صرفه‌جویی در آب‌های زیرزمینی و حفاظت از آن‌ها، به طور بالقوه سرمایه‌گذاری مورد نیاز برای تصفیه آب و هزینه‌های دولت و کسب‌وکارها برای تامین آب را کاهش می‌دهد. دوم، پایداری کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی موجود، کسب و کار و شرکت‌ها را قادر می‌سازد تا از آن به عنوان عامل قابل اطمینان تولید استفاده کنند تا فرآیندهای تولید را بهتر مدیریت کرده و هزینه‌ها را کنترل نمایند. در غیر این صورت، شرکت‌ها مجبور هستند برای تطابق با موجودی و مشخصه‌های جدید آب، دوباره روی تجهیزات جدید سرمایه‌گذاری کرده یا مراحل تولید را تغییر دهند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶a). سازمان بین‌المللی استاندارد (ایزو) رویکردهایی را برای کسب وکارها و صنایع توسعه داده است تا فعالیت‌های مرتبط با حفاظت از محیط زیست و صرفه‌جویی را سازمان‌دهی، هدایت و اجرایی نمایند. عناصر کلیدی ISO EMS در نمایه (۱۳-۱۹) نشان داده شده‌اند. مهم‌تر این که چنین عناصری به ارزیابی‌کننده امکان می‌دهند تا منافع زیست‌محیطی یک فعالیت، محصول یا خدمتی را که ممکن است به سادگی قابل تعیین نباشد، دریافت نماید. با این حال، از منظر پایداری، ممکن است این عناصر برای کسب و کارهای بلندمدت و امکان‌پذیری اکوسیستم، ضروری باشند.

اقدامات دولتی و شرکتی برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی، ارزش اقتصادی منابع را افزایش می‌دهند. چنین اقدامی از طرف بخش خصوصی نشان دهنده تمایل به احتساب هزینه‌ای کامل‌تر برای انجام کسب و کار در جهت ارائه محصولات و خدمات است. این واکنش داوطلبانه، به طور بالقوه توجه دولت به استانداردهای زیست‌محیطی یا سیاست‌های مالیاتی که می‌توانند قیمت را برای مصرف‌کنندگان بالا ببرند تا شکست بازار در عدم توانایی ارزش‌گذاری درست آب‌های زیرزمینی برطرف گردد، به تعویق

می‌اندازد. از آن جا که استانداردها یا سیاست‌های مالیاتی ممکن است تغییر کند، این شرایط می‌تواند نااطمینانی در احتساب هزینه‌های منابع و گستره موثر بودن آن‌ها در مدیریت آب‌های زیرزمینی، به منظور کسب بیش‌ترین فایده‌های اجتماعی را به وجود آورد. مالیات بر آلودگی ممکن است در شرایطی که اقتصاد دچار انحراف شده است، ضروری باشد.

نمایه ۱۳-۱۹-۱- ISO ۱٤۰۰۱، سیستم‌های مدیریت زیست‌محیطی (EMS)

عناصر کلیدی ISO ۱٤۰۰۱

عناصر کلیدی ISO ۱٤۰۰۱ که یک شرکت یا جامعه می‌تواند در اقدامات مربوط به کسب‌وکار خود به کار گرفته و از آلودگی زیست‌محیطی و آلودگی آب‌های زیرزمینی پیشگیری نماید، به قرار زیر است:

سیاست زیست‌محیطی

سیاست زیست‌محیطی و الزامات دنبال کردن این سیاست با اهداف، مقاصد و برنامه‌های زیست‌محیطی

برنامه‌ریزی

تحلیل جنبه‌های زیست‌محیطی سازمان (شامل فرآیندها، محصولات و خدماتش به علاوه کالاها و خدمات استفاده شده از سوی سازمان)

اجرا و عملیات

اجرا و سازمان‌دهی فرآیندها به منظور کنترل و بهبود فعالیت‌های عملیاتی ضروری، از منظر زیست‌محیطی (شامل محصولات و خدمات یک سازمان)

بررسی و اقدام اصلاحی

بررسی و اقدام اصلاحی شامل پایش، سنجش و ثبت مشخصه‌ها و فعالیت‌هایی است که می‌توانند اثر جدی بر محیط زیست داشته باشند.

بازنگری مدیریت

بازنگری EMS توسط مدیریت ارشد سازمان به منظور اطمینان از ادامه کارکرد مناسب، کفایت و اثربخشی

بهبود مستمر

مفهوم بهبود مستمر، یک مولفه کلیدی سیستم مدیریت زیست‌محیطی است که فرآیند چرخه‌ای (برنامه‌ریزی، اجرا، ارزیابی و اقدام اصلاحی) را کامل می‌نماید.

(مستندات ایزو ۱۴۰۰۱ و تمام استانداردهای ایزو را می‌توان از ANSI در http://webstore.ansi.org/; info@ansi.org خریداری کرد.)

نمایه ۱۳-۱۹-۲- فایده‌های بالقوه اجرای ISO ۱٤۰۰۱ برای دولت‌ها و کسب و کارها

دسته‌بندی‌های فایده برای دولت و کسب و کارها	فایده برای منابع آب‌های زیرزمینی
صرفه‌جویی مواد اولیه با فرآوری کامل‌تر، جایگزینی و استفاده مجدد یا بازیافت نهاده‌های محصول، بازده‌های فرآیند را افزایش می‌دهد.	تخلیه پسماند کم‌تر
تعطیلی کم‌تر با پایش و نگهداری دقیق	ردیابی پسماندها
بهبود استفاده از فرآورده‌های جانبی	تخلیه پسماند کم‌تر
تبدیل ضایعات به محصولات تجاری ارزشمند	تخلیه پسماند کم‌تر
کاهش مصرف انرژی	
کاهش ذخیره مواد اولیه و هزینه جابه‌جایی	ذخیره آلاینده بالقوه کم‌تر
صرفه‌جویی‌های ناشی از شرایط محل کار ایمن‌تر	آزادسازی تصادفی کم‌تر
کاهش هزینه‌های مربوط به انتشار، تخلیه، جابه‌جایی و انتقال ضایعات	
بهبود در محصول به عنوان نتیجه تغییر در فرآیند	دورریز کم‌تر محصول

ادامه نمایه ۱۳-۱۹-۲- فایده‌های بالقوه اجرای ISO ۱٤۰۰۱ برای دولت‌ها و کسب‌وکارها

دسته‌بندی‌های فایده برای دولت و کسب و کارها	فایده برای منابع آب‌های زیرزمینی
محصولات با کیفیت بالاتر و سازگارتر	دورریز کم‌تر محصول
کاهش هزینه‌های محصول (یعنی جانشینی مواد اولیه)	دورریز کم‌تر محصول
کاهش هزینه‌های بسته‌بندی	
استفاده کارآمدتر از منابع	حفظ مقدار آب‌های زیرزمینی
محصولات ایمن‌تر	دورریز کم‌تر محصول
کاهش هزینه خالص دورریز پسماندها برای مصرف‌کننده	
افزایش ارزش اسقاطی محصولات	دورریز کم‌تر محصول

نمایه ۱۳-۱۹-۳- فایده‌های اقتصادی حاصل از اجرای سیستم مدیریت زیست‌محیطی در سطوح شرکتی و جامعه

فایده‌های شرکتی	فایده‌های جامعه
۱- بهبود نگاه شرکت از دیدگاه تحلیل‌گران مالی و سهامداران، افزایش قیمت سهام	۱- بهبود نگاه جامعه و بهبود رتبه‌بندی مالی و پایین آوردن هزینه‌های استقراض
۲- بهبود نگاه به محصولات شرکت و افزایش سهم در بازار	۲- بهبود نگاه جامعه نسبت به مطلوب بودن محیط زندگی جامعه
۳- بهبود نگاه مسئولیت اجتماعی شرکت و بهبود توانایی استخدام	۳- بهبود نگاه اخلاق فرهنگی جامعه
۴- تبلیغات رایگان با پوشش مثبت رسانه‌ای	۴- ترویج تبلیغات رایگان جامعه برای جذب کسب و کارهای پاسخ‌گو به محیط‌زیست
۵- شناسایی فرصت‌های جدید کسب‌وکار با بازیافت مواد اولیه	۵- گسترش مشاغل در کسب‌وکارهای پاسخ‌گو به محیط زیست
۶- کاهش احتمال اعلام جرم‌های مدنی و جزایی در آینده و کاهش میزان جریمه‌های ناشی از عدم انطباق	۶- کاهش هزینه‌های پیگیری قضایی زیست‌محیطی
۷- کاهش ریسک سلامت کارگر و مشکلات و ایمنی و هزینه‌های آن‌ها	۷- جامعه‌ای ایمن‌تر و سالم‌تر برای زندگی
۸- بهبود نگاه شرکت با تسهیل اکتساب‌ها، ادغام‌ها و فعالیت‌های خارجی	۸- بهبود محیط کسب‌وکار با مشاغل بیش‌تر
۹- پژوهش مولدتر و ایجاد توسعه با نوآوری‌های برجسته‌تر مانند فرآیندها و محصولات جدید	۹- فعالیت بیش‌تر کسب‌وکار با خلق مشاغل بیش‌تر و محصولاتی با تاثیر منفی کم‌تر بر اکوسیستم

Source:
Adapted from Sullivan, T.F.P., (ed.), The Greening of American Business, Government Institutes, Inc.,Rockville, MD, 1992, 147.
International Standards Organization (ISO), Technical Committee 207 on Environmental Management, (through the American National Standards Institute) Environmental management systems—Requirements with guidance for use, 2004, URL: http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/management_standards.htm (accessed February 16,
2008). With permission.

بازنگری در کارآیی – حسابداری جایگزین

با توجه به این که سیستم‌های اکولوژیک جهانی در جبهه‌های مختلف تحت فشار هستند، (برای مثال، انتشار «گازهای گلخانه‌ای»، اسیدی‌شدن اقیانوس‌ها، تغییرات اقلیمی کاهش تنوع زیستی و کاوش آبخوان‌های بزرگ)، اقتصاددانان اکولوژیک، دانشمندان و متخصصان دیگر از رشته‌های مرتبط محاسبات متفاوتی را آغاز کرده‌اند که مقایسه‌های اکولوژیکی و اقتصادی را فراهم می‌آورند. این رویکردها، نشان‌دهنده چارچوب‌های حسابداری جایگزین می‌باشند. مفهوم سیستم‌های مدیریت زیست‌محیطی، در حال ردیابی مصرف ظرفیت اکولوژیک با ارزیابی اثر اکولوژیکی یک فعالیت، پروژه یا محصول می‌باشند. رویکردها، ارزیابی‌ها، مستندسازی‌ها و ثبت، برحسب واحدهای مناسب مصرف سرمایه طبیعی و خدمات آنها سنجیده می‌شوند. این روش به تحلیل‌گر یا اقتصاددان امکان می‌دهد که تاثیر پروژه مربوط به آب‌های زیرزمینی بر اکوسیستم را مدنظر قرار داده و محدودیت‌های منبع مورد استفاده را برای تصمیم‌گیرندگان روشن سازد. نمایه (۱۳-۲۰) عواملی را نشان می‌دهد که می‌توان درنظر گرفت یا با گسترش اطلاعات به آن‌ها افزود. وقتی یک اثر مبنا برای مصرف یا ایجاد ضایعات تعیین می‌شود، محاسبه منظم مصرف و ضایعات آینده را می‌توان، برای هدف‌گذاری و هدایت واکنش‌ها به منظور کاهش آن‌ها تا سطوح پایدارتر به کار گرفت. به لحاظ ریاضی، این رابطه را می‌توان به صورت زیر بیان کرد:

$$C_T > C_{T+N} >\!\!\rightarrow C_S \qquad \text{(نامعادله ۱۳-۳)}$$

که در آن، برای هر فعالیت اقتصادی، پروژه یا محصول خاص

C_T: ردپای مصرف (یا ضایعات ایجاد شده) در زمان T

C_{T+N}: ردپای مصرف کاهش یافته در زمان $T+N$، هدفی میانی با تاریخ N سال در آینده که به معنی «نزدیک شدن» است

C_S: مصرف تا سطح پایدار در یک سال هدف در آینده است.

این رابطه به کار رفته برای آب‌های زیرزمینی، نشان می‌دهد که مصرف جاری منبع با گذشت زمان از طریق معیارهایی (استفاده از وسایل خانگی صرفه‌جویی در آب، کاهش میزان فاضلاب و غیره) بسته به شرایط (زمین‌شناسی، آب و هوا، جمعیت، فن‌آوری زیرساخت و غیره) به میزان سطح ایمن آبخوان، کاهش می‌یابد.

دالی و فارلی (۲۰۰۴) یک «اتحاد کارآیی جامع» را پیشنهاد کرده‌اند. این معیار کارآیی نسبت واحدهای غیرپولی خدمات به دست آمده از ذخیره سرمایه انسان‌ساخت (MMK) به خدمات از دست رفته ناشی از ذخایر سرمایه طبیعی (NK) است. این رابطه بیان می‌کند که هدف علم اقتصاد، تسهیل ارائه خدمات است و نه خلق یا تولید محصول یا ستانده بیش‌تر (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۲۲). واحدهای

غیرپولی در این محاسبه، از این جهت مهم هستند که کارآیی فنی می‌تواند مصرف منابع را با کاهش قیمت نهاده‌ها افزایش داده و استفاده از آن‌ها را نسبت به نهاده‌های دیگر جذاب‌تر کند. توجه به نسبت خدمات به دست آمده از سرمایه انسان‌ساخت، به خدمات از دست رفته سرمایه طبیعی، باعث می‌شود که کارآیی‌های فنی، تخصیصی و توزیعی؛ نگهداری سرمایه انسان‌ساخت و رشد سرمایه طبیعی برای اهداف پایدار مدنظر قرار گیرد. این اتحاد و محاسبه آن مفصلا در فصل ۱۴، توسعه پایدار، تشریح شده است.

نمایه ۱۳-۲۰- محاسبه اثر اکولوژیک یک پروژه یا فعالیت (فرم خام)

منابع	کمیت	ضریب تبدیل	مساحت کل زمین (هکتار)
مصرف انرژی			
برق			
گاز			
سوخت‌های مایع			
انرژی تجدیدپذیر			
سوخت‌های جامد			
انتشارهای دی اکسید کربن تولید شده از سوخت‌های فسیلی			
مواد اولیه			
تولید			
مصرف			
ایجاد ذخیره			
الوار			
فلزات			
مواد شیمیایی			
مواد خام دیگر			
غذا: مصرف بر پایه نوع غذا			
ضایعات: مواد دور ریخته شده توسط			
خانوارها			
موارد مربوط به تجاری			
صنعت			
بخش ساخت‌وساز			

ادامه نمایه ۱۳-۲۰- محاسبه اثر اکولوژیک یک پروژه یا فعالیت (فرم خام)

منابع	کمیت	ضریب تبدیل	مساحت کل زمین (هکتار)
حمل و نقل: کیلومتر مسافر و انتشارهای دی اکسید کربن بر اساس			
خودرو			
اتوبوس			
قطار			
هوایی			
انواع دیگر جابه‌جایی			
آب:			
مصرف هر بخش			
نشت			
حجم تخلیه / آلوده شده آبخوان			
کاربری زمین: تفکیک زمین به کار گرفته شده در منطقه			
مجموع			

Source:
International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI), Liveable cities: The benefi ts of urban environmental planning, 2007a. With permission.

از استانداردهای جهانی برای محاسبات مرتبط با مصرف منابع و آزادسازی ضایعات و تبدیل آن‌ها به واحدهای مساحت معادل زمین، برای مقایسه استفاده می‌شود. انواع منتخب مصارف منابع و آزادسازی‌های ضایعات که ممکن است در این چارچوب حسابداری مدنظر قرار گیرند، در این جا ارائه شده‌اند (شورای بین‌المللی ابتکارهای محلی زیست‌محیطی[۱]، ۲۰۰۶، ص ۳۶). استانداردها در مرجع شبکه ردپای جهانی (۲۰۰۶) قابل دسترسی هستند. این رویکرد حسابداری را می‌توان برای فعالیت‌ها و پروژه‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی به‌کار گرفت. جدول خاص ارائه شده در این جا برای ارزیابی سریع اثرات اکولوژیکی اولیه است.

معضلات برآورد هزینه و فایده

فراتر از اصول تعریف شده در بخش‌های قبلی و تخصیص درست هزینه‌ها و فایده‌های قابل کمی شدن و پولی‌سازی، طیفی از عوامل دیگر نیز بر این ارزیابی‌ها اثر می‌گذارند. این عوامل عبارتند از تورم، تنزیل، بده- بستان‌های ریسک، تغییرات منطقه‌ای، ناحیه حسابداری و شمارش دوباره. درنظر گرفتن این عوامل باعث می‌شود که تحلیل، قابل دفاع‌تر و سودمندتر باشد. این عوامل بر اندازه فایده‌ها و هزینه‌های ارزیابی‌های منابع آب زیرزمینی اثر می‌گذارد.

۱- International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI)

تورم

تورم عموما به معنی افزایش غیرمتناسب سطح عمومی قیمت‌ها درنظر گرفته می‌شود. به عبارت دیگر، تورم، روند فزاینده و نامنظم افزایش قیمت‌ها در اقتصاد است که قدرت خرید مصرف‌کنندگان را کاهش می‌دهد (بننوک و همکاران، ۱۹۷۹، ص ۲۳۵). تورم معمولا توسط دولت مرکزی و با پیمایش قیمت‌های «سبدهای» کالا و خدمات در نقاط مشخصی از زمان (مثلا ماهانه) مشخص می‌شود. تورم معمولا به صورت نرخ ماهانه یا مبنای سالانه بیان می‌شود، مثلا ۰/۱ درصد در ماه یا ۱/۲ درصد در سال. سبدهای کالا و خدمات می‌تواند گسترده باشد، به طوری که کل اقتصاد را در بر گیرد یا بر اساس ناحیه‌های کشور یا یک صنعت، مانند ساخت و ساز یا تامین آب تعریف شود. اهمیت این موضوع برای تحلیل‌های آب زیرزمینی، این است که بر بخش آب تمرکز می‌کنند. تورم صنعت آب می‌تواند از تورم کل اقتصاد کم‌تر باشد. تورم ممکن است در نیویورک بیش از کانزاس‌سیتی در ایالت کانزاس یا بنگلور در هند باشد. این شرایط قطعا در مقایسه تورم میان کشورهای مختلف صادق است. برای نمونه، در سال ۲۰۰۲، مکزیک نرخ تورم ۶/۴ درصد و اسپانیا نرخ تورم ۳ درصد را داشت.

شاخص تورم با ارجاع به یک سال پایه گزارش می‌شود. اطلاعات نرخ تورم به طور معمول در ایالات متحده در «گزارش اقتصادی رئیس جمهور[۱]» و در اتحادیه اروپا در «تمرکز بر آمار، اقتصاد و امور مالی، شاخص‌های هماهنگ قیمت مصرف‌کننده[۲]» گزارش می‌شود. برای مثال، گزارش سال ۲۰۰۲ آمریکا نشان داد که شاخص قیمت مصرف‌کننده (CPI) که نماگر اصلی تورم در ایالات متحده است، در سال ۲۰۰۱ برابر با ۱۷۷/۱ و در سال ۱۹۹۷ برابر با ۱۶۰/۵ بوده است. اختلاف CPI بین این دو سال برابر ۱۰/۳ درصد بوده که نشان هنده تورم این دوره است. میانگین نرخ تورم سالانه از ۱۹۹۷ تا ۲۰۰۱ حدود ۲/۵ درصد بود، در حالی که نرخ‌های خاص این سال‌ها بین ۱/۶ درصد در سال ۱۹۹۸ تا ۳/۴ درصد در سال ۲۰۰۰ متغیر بود. با توجه به تورم ۱۰/۳ درصدی دوره و در صورتی که قیمت یک کالا در سال ۱۹۹۷ برابر با ۱/۳ دلار بوده باشد، قیمت این کالا در سال ۲۰۰۱ به ۱/۴۳ دلار افزایش خواهد یافت.

قیمت سال ۱۹۹۷	ضرب در	عامل تعدیل	برابر است با	قیمت سال ۲۰۰۱
۱/۳ دلار	*	۱/۱۰۳	=	۱/۴۳ دلار

این نوع محاسبات تحت عنوان «تعدیل حقیقی دلار (یا واحد پولی دیگری)» شناخته می‌شود اما تغییرات واقعی ارزش زمانی که منعکس‌کننده «تنزیل» باشد را نشان نمی‌دهد. باید دقت کرد که مقادیر

۱- Economic Report of the President (EOP)

۲- Statistics in Focus, Economy and Finance, Harmonized Indices of Consumer Prices

اسمی و حقیقی در یک تحلیل ترکیب نشوند، بلکه یکی از آن رویکردها به کار رفته و به روشنی مشخص شود که کدام، مورد استفاده قرار گرفته است.

برای احتساب تورم در آینده، برای مثال در ایالات متحده، دفتر مدیریت و بودجه استفاده از «نرخ افزایش شاخص ضمنی تولید ناخالص داخلی» را برای دوره تحلیل پیشنهاد می‌کند. برای پیش‌بینی‌های بلندمدت‌تر، از نرخ تورم سال ششم پیش‌بینی بودجه می‌توان استفاده کرد. رویکردها بسته به کشور متفاوت هستند و بر اساس راهنمایی یا هدایت‌های دفتر سیاست‌گذاری اقتصادی مرکزی هر کشور، باید مورد توجه قرار گیرد.

تنزیل و ارزش زمانی پول

ارزش «زمانی حقیقی» پول از طریق تنزیل محاسبه می‌شود. هدف تنزیل کردن (اعمال یک نرخ تنزیل برای پولی کردن هزینه‌ها و فایده‌های آینده) تخصیص کارآمد منابع کمیاب در طول زمان و نشان دادن ترجیحات زمانی پول است. تنزیل کردن معمولا برای محاسبه ارزش‌های سال جاری برای پرداخت‌ها یا جریان‌های درآمدی مختلف در آینده، به منظور سرمایه‌گذاری‌های جایگزین یا کاربردهای گوناگون پول که «هزینه‌های فرصت» نامیده می‌شوند، به کار می‌رود. شرح بیش‌تری در مورد هزینه فرصت در نمایه (۱۳-۲۱) آمده است. از منظر عملی، یک واحد پولی (مثلا ۱۰۰ دلار) امروز ارزش بیش‌تری نسبت به سال آینده دارد، زیرا الان می‌توان آن را سرمایه‌گذاری کرد و بازدهی (یا بهره‌ای) را در آینده به دست آورد (بننوک و همکاران، ۱۹۷۹، ص ۱۳۱). محاسبه سرمایه‌گذاری‌های انجام شده در آینده بر حسب ارزش سال جاری نیازمند استفاده از نرخ «تنزیل» پیش‌بینی شده است که معمولا به صورت نرخ سالانه ارائه می‌شود. به کارگیری این نرخ در سرمایه‌گذاری یا دریافت پول در طول زمان، منجر به محاسبه «ارزش حال خالص» (NPV) جریان وجوه برحسب ارزش‌های سال جاری می‌شود.

انتخاب نرخ تنزیل مناسب برای پروژه‌ها و اقدامات اثرگذار بر جوامع، یک موضوع بحث برانگیز است. انتخاب نرخ تنزیل برای یک تصمیم یا اقدام دولتی، ممکن است بر نتایج اقتصادی و مقاصد تصمیم‌گیری تاثیر بگذارد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۷۳). دفتر مدیریت و بودجه ایالات متحده الزام کرده است که نرخ تنزیل ۷ درصد (۰/۰۷) برای اقدامات فدرال اعمال شود که برای آن، تحلیل جریان وجوه تنزیل شده ضرورت دارد (دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲، ص ۵). این نرخ تنزیل «حقیقی» است که برای از بین بردن تورم پیش‌بینی شده، تعدیل می‌شود. نرخ مزبور، نرخی درنظر گرفته می‌شود که «تقریبی از نرخ پیش از مالیات حاشیه‌ای بازده میانگین سرمایه‌گذاری در بخش خصوصی در سال‌های اخیر است». آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده برای طرح‌های فدرالی که برای زمان کنونی کاربرد دارند، نرخ تنزیل ۲ تا ۳ درصدی (۰/۰۲ تا ۰/۰۳) را پیشنهاد کرده است. هر گونه تعدیل برای تورم یا تورم‌زدایی (با فرض کاهش قیمت‌های

اسمی) برای جریان وجوه آینده، باید پیش از اعمال نرخ تنزیل در تحلیل انجام شوند. در عوض، دالی و فارلی (۲۰۰۴، ص ۲۷۳) نشان می‌دهند که نرخ تنزیل اجتماعی باید پایین‌تر از نرخ تنزیل فردی و برابر با ارزیابی نرخ کلی کشور باشد که ارزش آینده آن باید به حال حاضر تبدیل شود.

نمایه ۱۳-۲۱- هزینه فرصت

اختلاف بین بازده دریافت شده از سوی یک پروژه پیشنهادی و بهترین جایگزین سرمایه‌گذاری آن پروژه، «هزینه فرصت» (پروژه پیشنهادی) نامیده می‌شود. اگر یک فرد یا یک بنگاه، از میان چندین انتخاب متفاوت یکی را برگزیند، هزینه فرصت این فرد یا بنگاه، معادل است با هزینه مرتبط با بهترین انتخاب ممکن از بین سایر انتخاب‌های باقی‌مانده که از آن صرف‌نظر شده است. (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۳۷). این هزینه را می‌توان به صورت نرخ بازده نیز بیان کرد (مثلا درصد؛ وقتی نرخ بازده پروژه مورد نظر (ROR) ۵ درصد و ROR بهترین سرمایه‌گذاری با ریسک مشابه ۸ درصد باشد؛ هزینه فرصت ۳ درصد خواهد بود). دفتر مدیریت و بودجه ایالات متحده نرخ تنزیل هزینه فرصت ۷ درصدی برای پروژه‌ها و برنامه‌های فدرال را پس از درنظر گرفتن بازده‌های سرمایه‌گذاری جایگزین در سال‌های اخیر اقتصاد آمریکا، تعیین کرد (دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲).

روش دیگر برای درنظر گرفتن هزینه فرصت: در چارچوب واکنش به یک رویداد آلودگی و از منظر کارآیی اقتصادی، رویکرد انتخاب پایین‌ترین هزینه افزوده کل را می‌توان به عنوان هزینه فرصت درنظر گرفت. این هزینه افزوده، هزینه آلودگی آب‌های زیرزمینی (یا سایر منابع) است که هزینه فرصتی برای جامعه به شمار می‌آید. به طور خاص، هزینه فرصت مجموع اثرات سلامتی یا زیست‌محیطی و هزینه تصفیه در مقایسه با شرایط مبنای «عدم آلودگی» است (اونیل، ۱۹۹۰). جامعه این هزینه‌ها را در صورت رخ ندادن آلودگی پرداخت نخواهد کرد.

ارزش‌های جایگزین آب، ممکن است بسته به زمان یا فصل سال تغییر کنند. برای مثال، کشاورزان ممکن است در فصل رشد محصول، ارزش بیش‌تری برای آب قائل باشند (وینپنی، ۱۹۹۴، ص ۱۰). از این رو، سنجش هزینه فرصت برای آب‌های زیرزمینی (یا سطحی) بسیار چالش برانگیز است، چرا که بسته به مکان، فصل، زمان روز، کیفیت آب، تغییرپذیری و کاربری و نیز عوامل خاص دیگر برای رخداد خاص آب، متغیر خواهد بود (ایستر، ۱۹۹۸، ص ۳۵).

ارزش زمانی پول به ارزش زمانی اشیاء نیز مرتبط است. نرخ‌های تنزیل بالاتر، تخصیص وجوه برنامه‌ریزی شده‌ای را ترویج می‌کنند که باید در فاصله زمانی نزدیک‌تری به حال حاضر به کار روند، چرا که مخارج و فایده‌های دوردست، از طریق ترکیب نرخ انتخابی در طول زمان با شدت بیش‌تری، تنزیل می‌شوند. با توجه به این که آب‌های زیرزمینی در بسیاری از مکان‌ها به آهستگی حرکت می‌کنند، تصفیه آب‌ها در صورت آلودگی زمان‌بر و گران است (هزینه‌های بلندمدت و تعدیل زیرسطحی) و به طور بالقوه بر نسل‌های آینده اثر می‌گذارد. این شرایط ممکن است بیانگر این باشد که نرخ تنزیل پایین یا صفر، باید در چنین شرایطی برای آب‌های زیرزمینی اعمال گردد. حتی تغییری اندک در نرخ تنزیل می‌تواند نشان‌دهنده هدفی کاملا متفاوت (مانند انتقال از کاربری کشاورزی به کسب یک منبع آب جایگزین) با فایده‌های حاصله متناظر تعدیل شده با آن باشد (روچر، ۱۹۸۳). دالی و فارلی (۲۰۰۴، ص ۲۷۴) نشان داده‌اند که اگر سرمایه طبیعی بر اثر اقدامی مانند تخلیه یک آبخوان یا حذف از مصرف، به دلیل آلودگی کاهش یابد و منبع باقی‌مانده به طور فزاینده‌ای مطلوبیت نهایی داشته باشد، نرخ تنزیل منفی باید اعمال شود.

یک مثال از چنین تحلیلی برای یک پروژه دو ساله که در آن فایده خالص سالانه (NB) (فایده‌ها منهای هزینه‌ها) هزار دلار باشد و با تورم پیش‌بینی شده تعدیل شده باشد، به صورت زیر است:

فایده خالص در سال ۲۰۰۳	ضرب در	عامل تورم	ضرب در	عامل نرخ تنزیل	ارزش حال خالص در سال ۲۰۰۲
۱۰۰۰ دلار	×	۱/۰۲	×	۱/(۰/۷+۱)	۹۵۳ دلار (گرد شده)

محاسبات مربوط به فایده خالص دوم که باید در سال ۲۰۰۴ دریافت شود، در جدول زیر ارائه شده است. در این جدول فرض شده است که نرخ‌های تورم و تنزیل در سال‌های مختلف ثابت هستند.

فایده خالص در سال ۲۰۰۴	ضرب در	عامل تورم	ضرب در	عامل نرخ تنزیل	ارزش حال خالص در سال ۲۰۰۲
۱۰۰۰ دلار	×	$(1/02)^2$	×	$1/(0/7+1)^2$	۹۰۹ دلار (گرد شده)

ارزش حال خالص پروژه از این جریان وجوه خاص برابر ۹۰۹+۹۵۳ دلار معادل ۱۸۶۲ دلار در سال ۲۰۰۲ (یا سایر واحدهای پولی قابل کاربرد) است. شکل کلی معادله تنزیل (برای محاسبه فایده‌ها یا هزینه‌ها در سال‌های آینده) به صورت زیر می‌باشد:

$$NPV_t = \left\{NB_{t+1} \times (IF)^{t+1} \times \left[1/(1+DR)^{t+1}\right]\right\} + \left\{NB_{t+2} \times (IF)^{t+2} \times \left[1/(1+DR)^{t+2}\right]\right\} + \ldots \quad (۲۲-۱۳)$$

که در آن

NPV: ارزش حال خالص

NB: فایده خالص دریافت شده در سال t+۱، t+۲ و مانند آن در آینده برای مدت زمان پروژه

IF: عامل تورم (۱ به علاوه نرخ تورم)

DR: نرخ تنزیل حقیقی

t: سالی است که در آن فایده‌های خالص آینده تنزیل می‌شوند

یا حتی به شکلی کلی‌تر

$$NPV_t = \sum_{t+1}^{t+g} \left\{NB_{t+g} \times \left[1/(1+DR)^{t+g}\right]\right\} \quad (۲۳-۱۳)$$

که در آن

$\sum_{t+1}^{t+g}$: مجموع فایده‌های خالص تنزیل شده و دارای تورم در سال‌های ۱ تا g آینده

g: سال بعدی جریان وجوه (فایده‌های خالص) (سال‌های ۵،۴،۳،۲ و به همین ترتیب تا سال آخر g) است، آخرین سال، سال پایانی چرخه برنامه‌ریزی یا عمر موثر پروژه می‌باشد.

در چه شرایطی از عامل تورم در این محاسبات استفاده می‌شود؟ در صورتی که محاسبات برای هزینه‌های آینده انجام شود، باید عامل تورم را درنظر گرفت. هم چنین عامل تورم ممکن است، زمانی به کار رود که برآوردکننده از محدودیت منابع، اطلاعات تخصصی و کافی دارد. به عنوان نمونه، افزایش تقاضای آب‌های زیرزمینی و کاهش سطوح ایستابی آب، نرخ تورم در بخش عرضه آب را افزایش می‌دهند. در این شرایط، عامل تورم ممکن است نرخ بهره به دست آمده از سمت تقاضا تلقی شود که افزایش ارزش منبع را نشان می‌دهد. اگر تورم در آینده وجود نداشته باشد، عامل تورم را می‌توان از معادله حذف کرد.

در همه موارد، باید در تصمیم‌گیری در خصوص تعدیل یا عدم تعدیل تورم و سازگاری با همه محاسبات پولی مربوطه احتیاط کرد. نرخ تنزیل اسمی، نشان‌دهنده انتظار تورم است. نرخ بهره در بازارهای مالی، نرخ اسمی است. نرخ بهره حقیقی، از تفاوت نرخ بهره اسمی و نرخ تورم انتظاری محاسبه می‌شود.

آیا شرایطی وجود دارد که نرخ تورم‌زدایی (نرخ تورم منفی) به کار گرفته شود؟ در صنایعی که هزینه‌ها با گذشت زمان کاهش می‌یابد و انتظار می‌رود در آینده نیز این کاهش ادامه داشته باشد، نرخ تورم منفی خواهد بود. در سال‌های اخیر، شاهد کاهش قیمت‌های حقیقی تجهیزات رایانه‌ای بوده‌ایم. به لحاظ ریاضی، نرخ تورم منفی (یا تورم‌زدایی) عامل تورم کم‌تر از یک را به همراه دارد و عدد کوچک‌تری برای استفاده سال‌های آینده محسوب می‌شود. مشخص نیست که چگونه این موضوع به منابع آب‌های زیرزمینی ارتباط می‌یابد، اما این احتمال وجود دارد که در نواحی سیلابی، آب‌های زیرزمینی موقتا در بخشی از زمان ارزش کم‌تری از نظر کمیت و کیفیت داشته باشند.

ملاحظات بین نسلی

تنزیل کردن یک معضل بین نسلی نیز پیش می‌آورد. برای فایده‌های حاصل از اقدامات متمرکز بر منابع آب‌های زیرزمینی، این مسئله ممکن است مهم باشد (روچر، ۱۹۸۳، ص ۳۲۳). یک دلار (یا واحد پولی دیگری) امروز، همیشه از صد سال دیگر بیش‌تر ارزش دارد (به دلیل ترجیح زمانی فرد نسبت به پول). اتخاذ اقداماتی که اهدافی با فایده‌های آینده حاصل از خدمات آب‌های زیرزمینی، به عنوان یک کالا را ترویج می‌کنند، خطایی را مطرح می‌کند که امروزه دلارهای تنزیل شده فایده‌های صد سال آینده، هیچ ارزشی ندارد. از آن جا که تاثیر تورم یا بازده‌ها را بر سرمایه‌گذاری در آینده نمی‌دانیم، یک روش برای ارائه نتایج، به هر دو صورت تنزیل شده و تنزیل نشده، بیان شده است تا از توصیف منصفانه فایده‌ها و هزینه‌هایی که اهداف پایداری را ترویج می‌دهند، اطمینان حاصل شود. افزون بر این، سطح ریسک قابل قبول برای نسل‌های آینده را نمی‌دانیم (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص۳۵۹). هزینه‌ها و فایده‌های تنزیل نشده به نرخ تنزیل «صفر» تبدیل می‌شوند. نرخ تنزیل‌های اندک، ممکن است برای

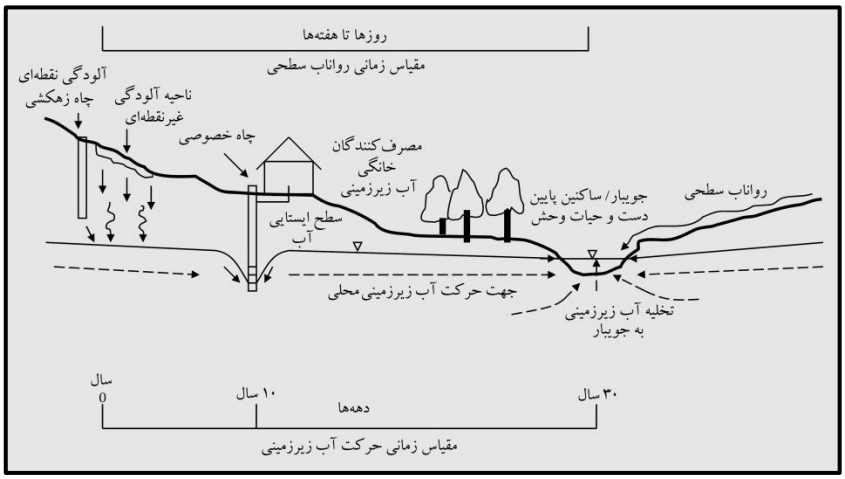
پروژه‌های بلندمدت با کالای عمومی قابل ملاحظه، مناسب باشند تا اجازه دهند جریان‌های فایده آینده مدنظر قرار گیرند.

تاخیر زمانی بین هزینه‌ها و فایده‌ها

بر پایه ماهیت و شرایط عمده آب‌های زیرزمینی، بین هزینه‌ها و فایده‌ها تاخیر زمانی وجود دارد. برای مثال، جریان انتقال آب از خلیج چساپیک در ایالات متحده اغلب با برداشت از آب‌های زیرزمینی تامین می‌شود. بسته به مکان در آبخیز، اثرات استفاده از کودها و مواد شیمیایی بر کیفیت آب‌های زیرزمینی ممکن است به مدت ۳۰ سال یا بیش‌تر آشکار نشود. نمایه (۱۳-۲۲) این شرایط را برای منابع آلودگی در آبخیزی به تصویر می‌کشد که بر کیفیت آب‌های زیرزمینی گیرنده مقیم، پس از ده سال اثر می‌گذارد و بر کاربران حیات وحش نیز در مدت ۳۰ سال تاثیر خواهد گذاشت. در این شرایط فرضی، تغییرات بالقوه در کنترل آلودگی یک آبخیز برای این دوره‌های زمانی اثری ندارند. در رابطه با آبخیز/ آبخوان حقیقی، این چارچوب‌های زمانی می‌توانند طولانی‌تر یا کوتاه‌تر باشند. فایده‌های تغییرات در استفاده از مواد شیمیایی، فنون کشت، آبیاری و دیگر اقدامات که در آینده دور تنزیل می‌شوند، ممکن است ارزش کمی در زمان حال حاضر داشته باشند. کاوش آب‌های زیرزمینی و آثار تخلیه آن‌ها، ممکن است اثرات تاخیر زمانی یکسانی داشته باشند. این شرایط، چشم‌انداز مدیر یک منبع را از ارزش نسبی چنین فعالیت‌هایی که ممکن است دلالت‌هایی بر مقیاس مصرف آب داشته باشند، منحرف می‌کند، مگر این که مدیر دارای نگاهی بلندمدت‌تر باشد. واکنش یک اقتصاددان به چنین شرایطی می‌تواند نمایش تحلیل جریان نقدی تنزیل نشده در کنار تنزیل شده برای آگاه کردن تصمیم‌گیرندگان باشد. در غیر این صورت، تصمیمات شاید کاملا آگاه‌کننده نباشد که منجر به نادیده گرفتن یا تغییر اثرات بر کاربران آینده آب می‌شود.

برای مثال، اگر پروژه ۴ میلیون دلاری آب‌های زیرزمینی ۵ میلیون دلار منفعت تنزیل نشده را در ۳۰ سال ایجاد کند، با نرخ تنزیل ۵ درصد، این منافع کم‌تر از یک چهارم مبلغ اصلی خواهند بود که پس از تنزیل به ۱ میلیون و ۱۵۶ هزار و ۸۸۶ دلار می‌رسد. این مسئله نشان‌دهنده اتلاف قابل ملاحظه ارزش، به دلیل زمان صرف شده برای تصمیم به چنین اقدامی است، در حالی که وقتی تنزیل اعمال نشود، منافع ۲۵ درصد بیش از هزینه خواهد بود. در این مورد، پرسش این خواهد بود که «ارزش خدمات آب‌های زیرزمینی این پروژه برای نسل‌های آینده چه خواهد بود؟»

نمایه ۱۳-۲۲- تصویر تاخیر زمانی فرضی در اثرات آب‌های زیرزمینی نسبت به مقیاس‌های زمانی آبخوان و آبخیز



تغییرپذیری ناحیه‌ای

مناطق ایالات متحده، کشورهای دیگر یا کل جهان، نرخ تورم و نرخ تنزیل متفاوتی دارند و عوامل دیگری نیز وجود دارند که باعث نیاز تحلیل‌گر به کسب اطلاعات خاص آن منطقه می‌شود. حتی با وجود این که ممکن است قیمت‌های تجهیزات تحویل شده برای حفاری در مناطق بزرگی از کشور تقریبا یکسان باشد، قیمت‌های عرضه یک میزان آب در مناطق متفاوت اما نزدیک به هم، احتمالا تفاوت قابل ملاحظه‌ای دارند. شرایط فیزیکی اثرگذار بر دسترسی به مکان‌ها و آب زیرزمینی نیز می‌توانند منجر به تفاوت قیمت آب تحویلی شوند، بدون آن که ارتباطی با تورم داشته باشند. برای مثال، شرایط هیدروژئولوژیکی اثرگذار بر تولید آب‌های زیرزمینی در کیپ کاد ماساچوست، متفاوت از امان در اردن می‌باشد: ماسه مربوط به ذوب یک یخچال طبیعی با آبخوانی کم‌عمق در برابر آبخوان عمیقی با بستر سنگی و چاه‌های متعدد کم‌عمق کوچک‌تر در مقایسه با تعداد کم‌تری چاه‌های بزرگ و عمیق‌تر. نرخ نیروی کار در نواحی پرجمعیت‌تر ممکن است نسبت به نواحی روستایی بسیار بالاتر باشد و این مسئله اثرات چشمگیری بر قیمت‌های حفر چاه و عملیات و نگهداری آن دارد.

اثرات ضریب فزاینده منطقه‌ای

اثرات ضریب فزاینده اقتصادی منطقه‌ای یک پروژه یا برنامه آب، اثرات غیرمستقیم پیش‌بینی شده فعالیت مزبور در اقتصاد هستند. این اثرات برگرفته از ارتباط‌های پسین و پیشین میان صنایع، به دلیل افزایش تقاضا برای ستانده و ناشی از افزایش مصرف به دلیل سودهای درآمدی پیش‌بینی شده در حوزه فعالیت آب هستند (بانک جهانی،۲۰۰۵، بخش ۹-۳). مناسب بودن یا مناسب نبودن استفاده از اثرات ضریب فزاینده منطقه‌ای در

تحلیل هزینه – فایده، بستگی به نتیجه‌گیری تحلیل‌گر درباره این موضوع دارد که آیا منابعی در اقتصاد که تحت تاثیر پروژه آب قرار می‌گیرند، در وضعیت اشتغال کامل هستند یا خیر. در ایالات متحده، دفتر مدیریت و بودجه توصیه می‌کند که منابع اقتصاد، عموما طوری فرض شوند که برای تحلیل‌های در سطح ملی در اشتغال کامل قرار دارند (دفتر مدیریت و بودجه فدرال ایالات متحده، ۱۹۹۲، ص ۴). این مسئله این گونه تفسیر می‌شود که اثرات ضریب فزاینده هر پروژه آب در یک ناحیه (یا چند ناحیه)، صرفا یک انتقال از مکانی به مکانی دیگر در اقتصاد است. از این رو هیچ منفعت خالصی در یک اقتصاد به دست نمی‌آید که در آن، منابع «اشتغال کامل» درنظر گرفته شوند. برای اقتصادی که در آن منابع به‌کار گرفته نشده یا کم به کار گرفته شده باشند، نتایج متفاوت خواهد بود. با این حال همان طور که پیش‌تر گفته شد، یانگ (۲۰۰۵، ص ۹۸-۸۸) نشان می‌دهد که به کار گرفتن این اثرات غیرمستقیم، ممکن است منجر به برآورد دست بالا یا تخصیص نادرست شوند.

نگرش دیگر این است که اثرات ضریب فزاینده، ممکن است تا ۹۰ درصد منفعت‌های مستقیم باشند و از این رو، ملاحظه‌ای جدی در یک منطقه به حساب می‌آیند (بانک جهانی، ۲۰۰۵، فصل ۹). چنین منطقه‌ای ممکن است ناحیه‌ای درون یک کشور باشد و منابع آن کم‌تر به کار گرفته شده یا اصلا به کار گرفته نشده باشند. پروژه‌های بزرگ آب چندمنظوره (سدها) در برزیل، هند و مصر، اثرات ضریب فزاینده‌ای بین ۱/۴ تا ۲ دارند. مرتبط کردن این مقادیر با ارزش افزوده مستقیم ناشی شده از پروژه‌ها به معنی کسب ۱/۴ تا ۲ دلار از اثرات مستقیم و غیرمستقیم به ازای هر دلار هزینه شده است (بانک جهانی، ۲۰۰۵، بخش ۹-۳). نمایه (۱۳-۲۳) پیشرفت بالقوه اثرات ضریب فزاینده را برای یک پروژه آب کشاورزی توصیف می‌کند.

نمایه ۱۳-۲۳- اثر ضریب فزاینده منطقه‌ای ناشی از یک پروژه آب کشاورزی

«آزادسازی آب از یک (پروژه) برای آبیاری محصولات، ستانده کشاورزی را افزایش می‌دهد. افزایش ستانده نیازمند بذر، کود، دستگاه پمپ، موتورهای دیزلی، موتورهای الکتریکی، تراکتور، سوخت، برق و غیره بیش‌تر است. ستانده بیش‌تر هم‌چنین کارآفرینان را تشویق به ایجاد واحدهای فرآوری غذایی (کارخانه‌های شکر، آسیاب‌های روغن، آسیاب‌های برنج، نانوایی‌ها) و واحدهای صنعتی دیگر می‌نماید. آزادسازی آب (از یک پروژه ممکن است) تقاضای جدیدی برای لوازم خانگی ایجاد کرده و راه‌اندازی کسب‌وکارها و کارخانه‌های جدیدی را برانگیزد. تغییر در ستانده صنعتی، نیازمند نهاده‌های بیش‌تری از بخش‌هایی مانند فولاد، انرژی و مواد شیمیایی است. در مجموع، آزادسازی آب برای آبیاری، تقاضا برای نهاده‌ها و فرصت‌هایی برای فرآوری را سبب می‌گردد.»

افزایش ستانده صنعتی و کشاورزی، درآمدهای بیش‌تری برای خانوار به همراه دارد. درآمدهای بالاتر، مصرف کالا و خدمات را افزایش می‌دهد که این نیز به نوبه خود تولید کالای کشاورزی و صنعتی را تقویت می‌کند. تغییر دستمزدها و قیمت‌ها هم اثرات درآمدی و هم جانشینی بر تصمیمات مخارج و پس‌انداز مالکان کارخانه‌های تولیدی مختلف دارند که بر تقاضای ستانده‌ها در هر دو اقتصاد منطقه‌ای و گسترده‌تر، تاثیر می‌گذارد. تاثیرات القایی نشان‌دهنده بازخوردهای مربوط به این اثرات درآمدی و مخارج بوده و تاثیرات بر درآمدها و مخارج دولت را نیز شامل می‌شود.

برآورد ارزش افزوده ضریب فزاینده منطقه‌ای پروژه = $[(RVA_{WP} - RVA_{WOP}) + VA_{DMO}]$

که در آن

RVA_{WP}: ارزش افزوده منطقه‌ای «همراه با پروژه»

RVA_{WOP}: ارزش افزوده منطقه‌ای «بدون پروژه» (یک خط مبنا)

VA_{DMO}: ارزش افزوده بخش‌هایی که مستقیما تحت تاثیر ستانده‌های اصلی پروژه قرار می‌گیرند (مانند تولید کشاورزی و تامین آب) هستند.

یک مثال ساده فرضی می‌تواند نشان دهد که چگونه یک ضریب فزاینده منطقه‌ای برای یک پروژه آب‌های زیرزمینی محاسبه می‌شود:

بانک B مبلغ هزار دلار به تعاونی کشاورزان محلی وام می‌دهد تا ۱۰ چاه برای آبیاری محصول خود در منطقه A حفر نماید.

مبلغ ۵۰۰ دلار صرف دستمزد کارگران محلی می‌شود تا چاه حفر کنند (۵۰۰ دلار دیگر صرف اجاره تجهیزات حفاری چاه، جداره چاه و پمپ‌ها در خارج از منطقه A می‌شود): اثر محلی اولیه

مبلغ ۶۰۰ دلار از سوی تعاونی کشاورزان در منطقه A برای بذر، تجهیزات کشاورزی، کاشت و برداشت (نیروی کار اضافی مزرعه) و انتقال محصول (پس از این که آب زیرزمینی تولید شده و برای آبیاری استفاده می‌شود) هزینه می‌کنند: اثر القایی محلی

مبلغ ۳۰۰ دلار از مبلغ ۵۰۰ دلار+ ۶۰۰ دلار به صورت محلی در منطقه A برای اقلام غذایی دیگر، حمل و نقل غیرکشاورزی اضافه شده، رویدادهای فرهنگی و سایر مخارج محلی هدفمند مورد انتظار صرف می‌شود: اثر القایی محلی با فرض عدم وجود ارزش افزوده منطقه‌ای مبنا، بدون پروژه در این مثال کشاورزی، ضریب فزاینده مثال فرضی پروژه چاه آب زیرزمینی برابر است با

$= \{[(\$۵۰۰ + \$۶۰۰ + \$۳۰۰) - \$۰] + \$۱۰۰۰\}$

$= \{[(\$۱۴۰۰) - \$۰] \div \$۱۰۰۰\}$

$= \{[\$۱۴۰۰] \div \$۱۰۰۰\}$

$= ۱٫۴$

که برای برآورد دولت از اثرات محلی، وام هزار دلاری در منطقه A به کار می‌رود.

Source:
World Bank, Sourcebook: Shaping the Future of Water for Agriculture, 2005, URL: http://go.worldbank.org/OBREFXF8Y0 (accessed July 15, 2007) Section 9.3.

ریسک و نااطمینانی

ریسک و نااطمینانی بر اندازه هزینه‌ها و فایده‌های مورد استفاده در محاسبه فایده‌های خالص یا ارزش حال خالص اثر می‌گذارد. ریسک مربوط به شرایطی است که در آن احتمال یک رویداد یا یک مجموعه از رخدادها، معلوم است. نااطمینانی مربوط به رویدادهایی است که احتمال آن‌ها معلوم نیست، اما ممکن است در محدوده خاصی تغییر کند. بر پایه اطلاعات (در مورد ریسک) یا برآوردهای آگاهانه (در مورد نااطمینانی)، می‌توان احتمالات را به پیامدها نسبت داد تا ارزش سودمندتری برای هزینه‌ها یا فایده‌ها، به منظور تعیین ارزش حال خالص ارائه شود.

ریسک

گوف ریسک را از منظر سیستم‌های آب زیرزمینی درنظر گرفته و فرآیندی ساختارمند را برای تحلیل اقدامات به صورت زیر تشریح می‌نماید (گوف،۲۰۰۶):

۱- ارزیابی ریسک شامل:

a- شناسایی ریسک- مشخص کردن محدوده پیامدهای احتمالی یک اقدام خاص

b- برآورد ریسک- به کارگیری روش‌های تحلیلی برای محاسبه احتمال پیامدها و گستره اثرات نامطلوب آن‌ها

C۹- ارزیابی ریسک- ترکیب اطلاعات فنی با اطلاعات مناسب دیگر برای ارزیابی اقدامات جایگزین در دسترس، به منظور تعیین اهمیت و قابل قبول بودن ریسک‌ها (شامل درک ریسک)، احتمالا به کارگیری مطالعات فایده– ریسک

۲- مدیریت ریسک بر پاسخ کنش‌گرایانه به ریسک تمرکز دارد: از بین بردن، کاهش، تسکین دادن، انتقال و یا یادگیری زندگی با ریسک‌ها مانند:

a- فرآیندهای یکپارچه‌سازی ارزیابی ریسک و کنترل ریسک

b- کنترل ریسک پس از انجام ارزیابی

به یاد داشته باشید که تحلیل اقتصادی، معمولا بر پایه این فرض است که افراد ریسک بیش‌تر را برای کسب بازدهی بالاتر یا پرداخت جبرانی بیش‌تر می‌پذیرند. اندازه جبران مورد انتظار تا حدودی به احتمال نتایج ناخواسته و نوع ریسک‌پذیری فرد بستگی دارد. (LBS، ۲۰۰۶).

(توضیحات مترجم: افراد ریسک‌گریز استراتژی محافظه‌کارانه دارند. مطلوبیت نهایی افراد ریسک‌گریز با افزایش ثروتشان کاهش می‌یابد. بنابراین هر فردی که منحنی مطلوبیت ثروت او مقعر باشد، ریسک‌گریز است. یک شخص ریسک‌گریز ترجیح می‌دهد که یک بازده مطمئن به دست آورد و در وضعیتی که شانس و اقبال مطرح باشد، شرکت نخواهد کرد. افراد ریسک‌پذیر استراتژی جسورانه دارند. طبق تعریف، فرد

ریسک‌پذیر کسی است که تابع مطلوبیت ثروت او به صورت محدب باشد، بنابراین برای این شخص مطلوبیت نهایی با افزایش ثروت افزایش می‌یابد و شخص همیشه در این حالت خواهان پذیرش ریسک است و دوست دارد شانس خود را آزمون کند. تابع مطلوبیت افراد ریسک خنثی به صورت یک خط مستقیم است.)

برای یک برنامه یا پروژه خاص، ریسک‌های متعددی ممکن است وجود داشته باشند که منافع خالص پیش‌بینی شده محصولات یا خدمات آن را کاهش داده یا بر آن تاثیر منفی بگذارد (فریتز،۲۰۰۴). ریسک‌های پروژه‌ها ممکن است ناشی از تغییرات در قیمت‌های بازاری یا نرخ بهره (ریسک بازار)، شرایط عملیاتی ناخواسته یا نامطلوب (ریسک عملیاتی)، تغییرپذیری درآمد خالص یا منافع ناشی از تغییرات در تقاضای مصرف‌کننده (ریسک بازار) و نکول‌ها (ریسک اعتباری) باشد. وارد کردن ریسک در برآورد فایده‌ها و هزینه‌ها باید طیفی از عواملی را مدنظر قرار دهد که می‌توان آن‌ها را طوری تعیین کرد که پیامدهای ناخواسته، ولی بالقوه‌ای بر کمی کردن یا پولی‌سازی نتایج یک پروژه یا برنامه داشته باشند.

ریسک و نااطمینانی باید برای همه مراحل تحلیل هزینه – فایده مستندسازی شود (لیو، ۱۹۹۶، ص ۱۲۸). این رویکرد به تصمیم‌گیرنده امکان می‌دهد تا همه پیامدهای دانش ناکافی درباره نتایج آینده را درک کند (اندرسن و ستل، ۱۹۷۷، ص ۹۹). برای مثال، اگر یک پروژه هزینه‌هایی داشته باشد که قطعی باشند (احتمال ۱۰۰ درصد یا ۱) و باید در مدت دو سال پرداخت شوند، اما جریان منافع غیرقطعی بوده ولی بر پایه یک پیمایش یا اطلاعات دیگری برآورد شده باشد، این احتمالات را می‌توان برای وزن‌دهی هزینه‌ها و فایده‌ها به کار گرفت. این شرایط را می‌توان به شکل زیر بیان کرد:

$$\begin{aligned} NPV_t = & \left\{(-1.0C_{t+1}) \times (IF)^{t+1} \times \left[1/(1+DR)^{t+1}\right]\right\} \\ & + \left\{\left[0.95B_{t+2} - 1.0C_{t+2}\right] \times (IF)^{t+2} \times \left[1/(1+DR)^{t+2}\right]\right\} \\ & + \left\{0.5B_{t+3} \times (IF)^{t+3} \times \left[1/(1+DR)^{t+3}\right]\right\} + \ldots \end{aligned} \qquad (۲۴-۱۳)$$

که در آن

NPV: ارزش حال خالص در سال t

C: هزینه پرداخت شده در سال $t+1$ و $t+2$ پروژه

B: فایده دریافتی در سال $t+2$ و $t+3$ و دیگر سال‌های آینده برای مدت پروژه

IF: عامل تورم (۱ به علاوه نرخ تورم)

DR: نرخ تنزیل حقیقی

T: سالی است که در آن هزینه‌ها و فایده‌های آینده تنزیل می‌شوند

یک راه دیگر به کارگیری نااطمینانی یا ریسک بیش‌تر، به ویژه اگر تصمیم شامل پیامدهای برگشت‌ناپذیر باشد، استفاده از نرخ تنزیل بزرگ‌تر است. این کار هزینه‌ها و منافع آینده را در آینده‌ای دورتر کمینه می‌کند. هاو (۱۹۷۹، ص ۱۶۱) مثال اورگلیدز را که یک منبع تالاب اکولوژیک منحصر به فرد برای پژوهش و تفریح بود و آب زیرزمینی آن به منظور تولید کشاورزی منتقل می‌شد، ذکر می‌کند. این تصمیم ممکن است اکنون برگشت‌ناپذیر باشد، اما منافع آینده همانند پیشران‌های این تصمیم دیده می‌شوند. برخی گونه‌های حیات وحش به تدریج در حال ناپدید شدن از اورگلیدز بوده و تنها با صرف هزینه‌های عمومی (اجتماعی) هنگفت، امکان نجات آن‌ها وجود دارد، در صورتی که احتمالی برای تغییر آن ممکن باشد. نمایه (۱۳-۲۴) مقایسه ریسک را برای آلودگی نیترات آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده نشان می‌دهد. آب‌های زیرزمینی کم‌عمق در نواحی با ورودی نیتروژن[۱] بالا، خاک به خوبی زهکشی شده و جنگل‌های کوچک‌تر نسبت به زمین‌های کشاورزی دارای ریسک آلودگی نیترات بالاتری هستند.

نمایه ۱۳-۲۴- ریسک آلودگی نیترات برای آب‌های زیرزمینی

«ریسک آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات در کل ایالات متحده متفاوت است. ریسک آلودگی آب‌های زیرزمینی به نیترات هم به ورودی نیتروژن به سطح زمین و هم درجه آسیب‌پذیری یک آبخوان نسبت به نشت و انباشت نیتروژن، بستگی دارد. متغیرهای توصیف‌کننده ورودی نیتروژن و آسیب‌پذیری آبخوان، برآورد و سپس با استفاده از روش نولان و دیگران، در یک نقشه کشوری تفسیر شده است (۱۹۹۷). این نقشه نشان‌دهنده چهار سطح ریسک آلودگی آب‌های زیرزمینی کم‌عمق می‌باشند (عمق کم‌تر از ۳۰ متر):

۱- ورودی کم نیتروژن و آسیب‌پذیری کم آبخوان (منطقه سبز روی نقشه)
۲- ورودی کم نیتروژن و آسیب‌پذیری بالای آبخوان (منطقه زرد)
۳- ورودی بالای نیتروژن و آسیب‌پذیری کم آبخوان (منطقه نارنجی)
۴- ورودی بالای نیتروژن و آسیب‌پذیری بالای آبخوان (منطقه قرمز)

«ورودی نیتروژن» به نیتروژن رسوب کرده در سطح زمین اطلاق می‌شود و «آسیب‌پذیری آبخوان» نشان‌دهنده این احتمال است که نیترات ناشی از یک منبع نیتروژن در سطح زمین به سطح ایستابی آب می‌رسد. ورودی‌های نیتروژن دو عامل را در بر می‌گیرد: «بارگذاری‌های» منابع کشاورزی و غیرکشاورزی؛ و «تراکم جمعیت»، متغیری که برای نشان دادن منابع غیرکشاورزی نیتروژن در مناطق شهری به کار می‌رود.»

«آسیب‌پذیری آبخوان به مشخصه‌های زهکشی خاک –آسانی رسوخ آب و مواد شیمیایی به آب‌های زیرزمینی- و گستره زمین‌های زراعی در مقایسه با زمین‌های جنگلی در مناطق کشاورزی بستگی دارد. نیتروژن‌زدایی و جذب گیاه در زیر جنگل‌هایی رخ می‌دهد که مجاور رودخانه‌هایی در نزدیکی زمین‌های زراعی می‌باشند (لورنس،۱۹۹۲) و رسوخ آب بارندگی که از خاک جنگل‌ها به آب‌های زیرزمینی راه می‌یابد، حاوی نیتروژن کم‌تری نسبت به راه یافتن به زمین‌های کشاورزی است.»

Source:
1. Lowrance, R., J. Environ. Qual., 21, July–September 1992, 401.
2. Nolan, B.T. et al., Environ. Science Technol., 31, 1997, 2229.
3. U.S. Geological Survey, A national look at nitrate contamination of groundwater, Nolan, B.T. et al., Eds., 2003, URL: http://water.usgs.gov/nawqa/wcp/.

آخرین رویکرد ارائه شده را می‌توان بر پایه صرف ریسک تعمیم داد. صرف ریسک مشخصا یک نرخ تنزیل بالاتر است. صرف ریسک نرخ افزوده‌ای است که به نرخ تنزیل اضافه می‌شود تا سطح بالاتر ریسک مربوط به یک پیامد را شامل گردد (هزینه یا منفعتی پولی شده). این نرخ بالاتر را می‌توان برای پروژه‌هایی اعمال کرد

۱- Nitrogen Input

که بودجه عمومی دریافت می‌کنند اما منافع آن‌ها در یک ناحیه خاص متمرکز است نه یک اقتصاد بزرگ‌تر. (هاو، ۱۹۷۹، ص ۱۶۴). (توضیحات مترجم: صرف ریسک در اصل، میزان بازده اضافی بر بازده بدون ریسک است. صرف ریسک بر اساس ایده ریسک و بازده بنا شده است. به این ترتیب که با بالا رفتن بازده، ریسک نیز بیش‌تر می‌شود).

به دلیل لزوم پرداختن کامل‌تر به ریسک، اقتصاددانان نظریه‌هایی را برای مدیریت ریسک مطرح و تصحیح کرده‌اند. مدیریت ریسک از رویکردهای مختلفی برای اصلاح گستره ریسک پیش رو استفاده می‌کند. این رویکردها شامل پوشش، تنوع‌بخشی و بیمه است (مدرسه کسب و کار لندن، ۲۰۰۶). پوشش دادن شامل خنثی کردن ریسکی با ریسک دیگر است. تزریق ضایعات به چاه عمیقی در زیر یک آبخوان که برای تامین آب آشامیدنی مورد استفاده قرار می‌گیرد، به جای تخلیه ضایعات در رودخانه‌یی که آب پایین‌دست را تامین می‌کند، مثالی از پوشش ریسک است. (توضیحات مترجم: سرمایه‌گذاری‌های جانبی برای کاهش ریسک، تغییرات پیش‌بینی‌نشده قیمت دارایی‌ها، پوشش ریسک گفته می‌شود. یکی از روش‌های معمول برای پوشش ریسک اتخاذ موقعیتی است که سود ناشی از یک سرمایه‌گذاری را تضمین کند. برای مثال در بازار سهام، سرمایه‌گذاری در قرارداد آتی یا اختیار خرید یا فروش سهامی که در آن سرمایه‌گذاری کرده‌اید، متداول‌ترین راه برای پوشش ریسک است). تنوع‌بخشی از فرصت‌های متعددی برای رسیدن به یک پیامد استفاده می‌کند. استفاده از چاه‌ها و استفاده از خطوط انتقال برای تامین آب از رودخانه، یک مثال از تنوع‌بخشی است. (توضیحات مترجم: تنوع‌بخشی سبد سهام یک تکنیک برای مدیریت ریسک است و به کنشی از سرمایه‌گذاران گفته می‌شود که با خرید سبد سهام دارایی‌هایی که همبستگی پایینی دارند، خطرپذیری را کاهش می‌دهند. برای استفاده از این تکنیک، شما باید انواع مختلفی از ابزارهای سرمایه‌گذاری را در یک پرتفوی با هم ترکیب کنید تا تاثیری را که هر یک از این ابزارها بر عملکرد کل پرتفوی خواهد داشت به حداقل برسانید). بیمه به پیامدهای منفی مورد انتظار واکنش نشان می‌دهد. بیمه در زمینه آب‌های زیرزمینی می‌تواند به معنای پرداخت هزینه ایجاد نواحی حفاظت اطراف چاه‌ها یا نواحی تغذیه آن‌ها برای کاهش احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی مورد استفاده در آن نزدیکی باشد. این هزینه‌ها صرفا ایجاد محدودیت‌های ناحیه‌بندی نیست بلکه نتایج بالقوه ناشی از افزایش درآمدها یا منافع مرتبط با زمین نیز هست که ممکن بود در غیر این صورت، برای اهداف دیگر به کار گرفته شود.

این رویکردهای اقتصادی مدیریت ریسک برای آب‌های زیرزمینی را می‌توان در شرایط پیشگیرانه و پیش احتیاطی نیز به کار گرفت. مدیریت پیشگیرانه ریسک آب‌های زیرزمینی ممکن است بر تدابیر صرفه‌جویی متمرکز باشد تا از تامین بلندمدت یا حذف پسماندها و ضایعات فیزیکی، شیمیایی یا زیستی

که در آن ایجاد شده‌اند، اطمینان حاصل گردد (گوف، ۲۰۰۶). مدیریت ریسک متکی بر «اصل پیش احتیاط» است که به طور بالقوه نیازمند مراحلی است که پیش از وقوع آسیب، اتخاذ شوند (گوف، ۲۰۰۶). برای آب‌های زیرزمینی، اصل پیش احتیاطی می‌تواند شامل کنترل‌های الزامی بر حجم استفاده در فصول خشک یا نواحی باشد که در آن‌ها استفاده از مواد شیمیایی جز در موارد حداقلی در نزدیکی سرچاه یا نواحی تغذیه ممنوع است.

تحلیل نااطمینانی و حساسیت

نااطمینانی، عدم وجود دانش درباره پیامد یا نتایج یک رویداد یا فرآیند است. (توضیحات مترجم: نااطمینانی شرایطی است که در آن یا پیشامدهای ممکن که در آینده اتفاق می‌افتد مشخص و معلوم نیست یا این که در صورت مشخص بودن، احتمال وقوع آن‌ها یا تابع توزیع احتمال آن نامشخص است. در چنین شرایطی با وجود هر دو یا یکی از حالت‌های فوق، تصمیم‌گیری در مورد آینده پیچیده و دشوار می‌شود و اصطلاحاً عنوان می‌شود که «فضای نااطمینانی» بر تصمیم‌ها حاکم شده است). یک پروژه یا برنامه آب ممکن است که با دو نوع نااطمینانی مواجه باشد: ۱) تغییرپذیری ذاتی فرآیندهای طبیعی («تغییرپذیری طبیعی») و ۲) دانش ناقص («نااطمینانی دانش») (کمیته علوم زمین‌شناسی، منابع و محیط‌زیست[۱]، ۲۰۰۰، ص ۴۱). موارد کاربرد این دو نوع نااطمینانی، ممکن است مشخص نباشد. عدم شناخت پیامدها می‌تواند ناکارآمدی‌های اقتصادی را ایجاد کند که هزینه‌هایی در پی دارند. نسبت به نااطمینانی، ما تنها می‌توانیم بهترین برآورد از احتمال را بر پایه اطلاعاتی که از شرایط مربوطه در اختیار داریم، ارائه نماییم.

تحلیل حساسیت یک روش سودمند برای بررسی استحکام محاسبات هزینه – فایده است. در یک شرایط مشخص و تعریف شده و با فرض ثابت بودن سایر متغیرها، تحلیل حساسیت نشان می‌دهد که در صورت تغییر مقدار یک متغیر مستقل، متغیر وابسته به چه میزان تغییر خواهد کرد. با استفاده از تحلیل حساسیت، تحلیل‌گر می‌تواند اثرات تغییر پارامترهای مربوط به پروژه یا برنامه را بر هزینه‌ها یا فایده‌ها بررسی کند. اصلاح احتمالات، نرخ‌های تنزیل، زمان‌بندی هزینه‌ها یا فایده‌ها و عوامل دیگر به تحلیل‌گر امکان می‌دهد نقاط قوت و ضعف رویکرد انتخابی را ارزیابی نماید. برای مثال، با استفاده از مثال آبخیز آگوافلوجو، به کارگیری نرخ تنزیل ۷ درصدی (۰/۰۷) برای مجموعه ترکیبی پروژه‌ها، منجر به هزینه‌های ۱۲۶۷۹ دلاری و منافع ۱۲۵۲۱ دلاری می‌شود. در نرخ تنزیل انتخابی، هزینه‌ها اندکی بالاتر از فایده‌ها هستند، مجموعه پروژه‌ها ممکن است به نرخ بهره حساس باشند. زمان‌بندی هزینه‌ها و فایده‌ها نیز اثر

۱- Commission on Geosciences, Environment and Resources (CGER)

مشابهی بر NPV دارد. زمان‌بندی فعالیت‌ها در محدوده اختیار مدیر یا تصمیم‌گیرنده بوده و چنین اطلاعاتی برای تصمیم‌گیری وی مناسب است.

دوباره‌شماری

از دوباره‌شماری ناخواسته هزینه‌ها و منافع باید خودداری شود. دوباره‌شماری می‌تواند در ارزیابی اقدامات مربوط به آب‌های زیرزمینی رخ دهد که در آن مدیریت بهتر عملیات حفاری، هزینه‌های کم‌تر حفر چاه را به دنبال دارد. هزینه‌ها را می‌توان با استفاده از ارقام‌های پایین‌تر محاسبه کرد. به عنوان مثال، اگر صرفه‌جویی در هزینه‌ها به عنوان منافع مدنظر قرار گیرند، آن صرفه‌جویی را نباید به عنوان کاهش هزینه‌ها نیز درنظر گرفت. در این صورت دوباره‌شماری اتفاق می‌افتد که در نتیجه، فایده‌های خالص ظاهری افزایش پیدا می‌کند (یعنی منافع منهای هزینه‌ها) که بسیار بالاتر از مقدار واقعی است.

ارزش ذاتی عملیاتی‌سازی

خدماتی که طبیعت به طور ذاتی از طریق اکوسیستم، تعادل روابط فیزیکی- شیمیایی- زیستی با گذشت زمان عرضه می‌کند را مشکل بتوان در یک تعادل صفحه گسترده هزینه – فایده پدید آورد. تلاش برای گسترش حسابداری اکوسیستمی به منظور معنا دادن به درک جاری از سرمایه طبیعی محدود اکوسیستم‌ها و پیامدهای آن برای افراد، باید حتی در شکل‌های ناقص نیز ادامه یابد. چنین تلاشی می‌کوشد بخشی از محیط آب، آب‌های زیرزمینی که به محیط دیگری وابسته است، زمین‌شناسی خاک، اتمسفر و بیوسفر را در چنین طرحی درگیر نماید. قطعا اکوسیستم زمین از نظر دینامیکی مولدتر از سیستم‌های انسان‌ساخت است. روچر (۱۹۸۳) در همین زمینه به «منافع تجمعی تولید آب‌های زیرزمینی که ممکن است فراتر از جمع تک تک بخش‌های آن باشد» اشاره دارد. این تغییرات در محیط هیدرولوژیک زیرسطحی به صورت برداشت از ذخایر آب‌های زیرزمینی و جریان‌ها، نمود پیدا می‌کند که به ارزش احتسابی انسان نمی‌افزاید اما در تعادل اکوسیستمی، انتقال خودکار این تغییرات به فرآیندهای طبیعی ذاتی، به کار گرفته می‌شود. فرآیندهای طبیعی ذاتی را نمی‌توان به صورت هزینه- فایده ارائه کرد اما خدمات آن‌ها برای انسان ارزش فوق‌العاده‌ای دارد. تعادل در دوره‌ای بسیار طولانی، ضایعاتی بر جای نمی‌گذارد که پیامدهای منفی برای انسان و اکوسیستم داشته باشد. از این رو، حسابداری ممکن است اثرات ساخت‌وساز در یک ناحیه تغذیه آب‌های زیرزمینی، آلودگی بخشی از آبخوان و تخلیه یک آبخوان از طریق چرخه هیدرولوژیک و فرآیندهای اکوسیستم زیرسطحی را دنبال نماید. در سطح اقتصاد خرد (با تجمیع در یک سطح اقتصاد کلان برای اثرات انباشتی)، منابع اولیه و اثرات زیست‌محیطی (روشن است

که فهرست کاملی نیست) زیر را می‌توان در خصوص آب‌های زیرزمینی در چرخه هیدرولوژیک دنبال کرد:

۱- تغییر در تغذیه
۲- تغییر در ذخیره آبخوان
۳- تغییر در تبخیر و تعرق
٤- تغییر در آب‌های زیرزمینی – جریان آب سطحی
٥- تغییر در کیفیت
٦- تغییر در میکروارگانیسم‌ها و نرخ تجزیه
۷- تغییر در کیفیت آب‌های زیرزمینی- نواحی جریان آب‌های سطحی

تغییرات در این جنبه‌های آب‌های زیرزمینی، فایده‌ها و هزینه‌هایی برای مردم دارد. افراد بر این تغییرات و در نتیجه، تعادل زیست‌محیطی اثر می‌گذارند. از این رو دست کم، این تغییرات در اکوسیستم باید در هر تحلیل هزینه – فایده مستندسازی شوند، حتی اگر نتوان ارزش پولی آن‌ها را مشخص کرد. هر جا که بتوان ارزش پولی آن‌ها را مشخص کرد، باید این کار انجام شود. هر جا اطلاعاتی وجود ندارد، اثرات باید تا حد امکان برون‌یابی شوند و به تحلیل، اعتبار بخشند. مشخص است که پژوهش در این زمینه در آینده ضروری خواهد بود.

اطلاعات کامل

همان‌طور که در بخش پیشین گفته شد، کامل بودن اطلاعات برای تشریح اثرات اکوسیستمی یا حتی اثرات جامعه مجاور، یک عنصر مهم تحلیل هزینه- فایده است. در مواردی که اثرات اکوسیستمی خاص یا ارزش نهایی آب‌های زیرزمینی برای جامعه مجاور وجود دارد، ممکن است اطلاعات کامل در اختیار نداشته باشیم. شاید بتوانیم منافع حاصل از حفر یک چاه یا استفاده از مواد شیمیایی که به صورت محصولات جانبی نامشخص تجزیه می‌شوند را تعیین نماییم، اما هنوز نمی‌توانیم اثرات بر نسل‌های آینده یا اکوسیستم را تعیین کنیم. این نابرابری‌ها در دانش تحت عنوان «اطلاعات نامتقارن» شناخته می‌شوند (تسور و همکاران، ۲۰۰۴، ص ۱۹؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۰۵) که بر ترجیحات ما اثر گذاشته و به نوبه خود بر تخصیص منابع نیز اثر می‌گذارند. ما باید همیشه اثرات پیش‌بینی شده را مستندسازی کنیم. در آینده، دانش جدید می‌تواند اقدامات گذشته را به شیوه‌هایی پیش‌بینی نشده تبدیل نماید. برای مثال، دانشمندان مشکلاتی را در تخلیه ضایعات مواد شیمیایی در سطح زمین در بخش اول قرن بیستم مشاهده کردند؛ دانشمندان در نیمه دوم قرن، مشکلات جدی مربوط به سلامت را با این کار شناسایی کرده و روش‌هایی برای معکوس کردن آنچه پیش‌تر

انجام می‌شد، توسعه دادند. استفاده از آزبست به عنوان عایق حرارتی به دلیل اثرات جدی بر سلامت، ممنوع اعلام شد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۰).

از این رو، مستندسازی کاری که امروزه در زیرسطح انجام می‌شود، ممکن است برای نسل‌های آینده مهم باشد. (مثلا لیندن، ۲۰۰۶، ص ۲۶۵ را برای بحث در مورد تغییرات اقلیمی و عدم دسترسی به آب برای تولید غذا در نواحی مرطوب مولد کشاورزی فعلی ببینید). این انتقال اطلاعات نباید به دلیل غفلت امروز ما از تحلیل هزینه – فایده کنار گذاشته شود. این اطلاعات ممکن است به خودی خود منبعی مهم باشد که چشم‌انداز نسل آینده درباره عرضه و تقاضای آب‌های زیرزمینی و منابع زیرسطحی و خدماتی که آن‌ها فراهم می‌آورند را شکل می‌دهد.

مرور عوامل کلیدی آب‌های زیرزمینی که بر تحلیل هزینه – فایده اثر می‌گذارند

در حالی که ملاحظات زیادی بر تحلیل هزینه – فایده اثر می‌گذارند، عوامل کلیدی بین تحلیل‌های مربوط به پروژه‌ها، برنامه‌ها و سیاست‌های آب‌های زیرزمینی تمایز قائل می‌شوند. این عوامل باید در کنار دیگر عوامل در سازمان‌دهی تحلیل‌های اقتصادی پروژه‌های آب‌های زیرزمینی گنجانده شوند. عوامل مزبور شامل موارد زیر می‌باشند:

۱- حرکت نسبتا کند آب‌های زیرزمینی بر چارچوب زمانی (افق برنامه‌ریزی) اثر می‌گذارد و از این رو، نرخ تنزیل اعمال شده برای پروژه‌های آب‌های زیرزمینی معمولا چارچوب‌های زمانی طولانی‌تری دارد.

۲- در موارد تخلیه، نرخ تنزیل ممکن است منفی باشد که نشان‌دهنده افزایش ارزش آب‌های زیرزمینی باقی‌مانده است.

۳- هرچند اغلب پروژه‌های آب‌های زیرزمینی محلی هستند، حتی چاه‌های کم‌عمق می‌توانند از آبی که در فواصل دور از محل پمپ قرار دارند، استفاده نمایند. به همین صورت، آلودگی اثرگذار بر مصرف‌کنندگان آب‌های زیرزمینی، ممکن است ریشه در مناطق دوردست داشته باشد. بنابراین ارزیابی ملاحظات هیدرولوژیک و اقتصادی باید بر مقیاس‌های آبخوان و آبخیز تمرکز داشته باشد.

٤- در تعریف ناحیه حسابداری برای ارزیابی اقتصادی، افق برنامه‌ریزی و فاصله سفر درون یک آبخوان و حتی بین آبخوان‌ها، باید بر جمعیت و ناحیه‌ای که یک پروژه یا فعالیت اثر خواهند گذاشت، تاثیر بگذارد و دست کم ناحیه و منطقه زیرسطح آن که در بالا و درون مرزهای آبخوان

قرار می‌گیرند، برای وقوع اثرات و حسابداری اقتصادی درنظر گرفته شوند. این واحد حسابداری ممکن است آمیخته بوده و شامل رویه‌های سیاسی متعدد حتی در کشورهای مختلف باشد.

۵- به دلیل تغییر در آبخیز و شرایط زمین‌شناختی، از مکانی به مکان دیگر، هر پروژه و فعالیتی باید برای اثرات ژئوفیزیکی، شیمیایی، زیستی و اکولوژیکی خود مورد ارزیابی قرار گیرد.

٦- آب‌های زیرزمینی ممکن است به رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها بریزند یا از آن‌ها تغذیه کنند و در نتیجه، اثرات آن‌ها باید فراتر از منطقه مورد استفاده، مدنظر قرار گیرند.

۷- به دلیل تولید گسترده آب‌های زیرزمینی «شیرین» (که اغلب منجر به تخلیه می‌شود)، آب‌های زیرزمینی «شور» یا «لب‌شور» را می‌توان منابع تامین آب درنظر گرفت (به احتمال زیاد با تصفیه) که منجر به سناریوهای مختلف برداشت از آب‌های زیرسطحی یا تخلیه ضایعات می‌شود. امروزه آب‌های زیرزمینی شور و لب‌شور ارزشی دارند که پیش‌تر مدنظر نبوده است.

۸- از آن جا که می‌توان انتظار داشت آبخوان‌ها آب را برای دوره‌های بلندمدت تامین کنند، حسابداری بین نسلی باید در نتایج به کار گرفته شود.

۹- تاخیرهای زمانی در اقدامات بالقوه اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی، ممکن است نگاه به منافع آینده، تغییرات جاری در کنترل آلاینده‌ها یا مصرف آب‌های زیرزمینی را تغییر دهد. اثرات تنزیل نشده باید در کنار ارزیابی‌های پولی تنزیل شده درنظر گرفته شوند تا چشم‌انداز کامل‌تری در اختیار تصمیم‌گیران قرار بگیرد تا از منافع برای نسل‌های آینده چشم‌پوشی نکنند.

۱۰- به دلیل برهم کنش آب‌های زیرزمینی با مرداب‌ها، رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و اقیانوس‌ها، اثرات اکولوژیک یک پروژه یا فعالیت مربوط به آب‌های زیرزمینی- شامل اثرات کمی نشده و پولی نشده- باید با جزئیات کاملی بررسی شوند. نشانه‌ای از شدت این اثرات اکولوژیک، باید بخشی از ارزیابی باشد.

خلاصه

تحلیل‌های هزینه – فایده را می‌توان در طیفی از اقدامات آب‌های زیرزمینی به کار گرفت و اطلاعات مهمی در اختیار تصمیم‌گیران قرار داد. تحلیل هزینه - اثربخشی، هزینه‌های نسبی و اثرات مربوط به دو یا چند دوره اقدام را مورد مقایسه قرار می‌دهد. تحلیل هزینه – فایده نشان‌دهنده تقارن هزینه‌ها و فایده‌ها به صورت تغییرات در مطلوبیت افراد است. در تعیین و مستندسازی فروض مربوط به سنجش و برآورد هزینه‌ها و فایده‌ها باید دقت کرد، به ویژه وقتی که کالاهای عمومی، قیمت بازاری نداشته و اثرات خارجی در قیمت‌های بازار انعکاس نیافته باشد. اثرات اکوسیستمی و اجتماعی باید لحاظ شده و چارچوب‌هایی

مانند ردپای اکولوژیک برای این کار ایجاد گردند. انواعی از روش‌ها برای برآورد هزینه‌ها و فایده‌ها وجود دارند اما فایده‌ها یک چالش ویژه می‌باشند و باید در محاسبه آن‌ها دقت کرد. عوامل حیاتی شامل تنزیل کردن (دلارهای آینده ارزش کم‌تری دارند)، برابری بین نسلی، ریسک و نااطمینانی، تغییرپذیری منطقه‌ای، ناحیه حسابداری و کامل بودن اطلاعات باید درنظر گرفته شوند. لازم به ذکر است که ما بسیاری از اثرات اکوسیستم را نادیده می‌گیریم. با این حال، با توجه به اثرات بالقوه در بستر یک چرخه هیدرولوژیک، ممکن است آن‌ها را در یک آبخیز و آبخوان‌های مربوط به آن، به نحوی جامع‌تر شناسایی کنیم. ما نیاز به مستندسازی مراحل خاص اتخاذ شده در استفاده و برهم کنش منابع آب‌های زیرزمینی داریم حتی اگر نتوانیم ارزش پولی آن‌ها را مشخص نماییم (مانند آزادسازی حجم قابل اندازه‌گیری از یک مواد شیمیایی خاص با ویژگی‌های تجزیه بیولوژیکی یا بهبود قابلیت تغذیه یک ناحیه خاص). تلاش‌های بیش‌تری باید صورت گیرد تا تحلیل‌های اقتصادی قابل پولی‌سازی و روش‌های اندازه‌گیری‌های برابری اجتماعی در خصوص اکوسیستم توسعه پیدا کنند. نسل‌های آینده ممکن است بتوانند از این اطلاعات برای تصمیم‌گیری‌های مهم درباره منابع مورد نیاز شامل مواردی که در گذشته سودمند تلقی نمی‌شدند، مانند آب‌های زیرزمینی شور یا لب‌شور، استفاده نمایند.

منابع

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2005. Public Health Statement for Arsenic.URL: http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/phs2.html (accessed September 23, 2006).
- American Water Works Association (AWWA). 2006. Water Conservation Programs—A Planning Manual.Manual of Water Supply Practices M52, Denver, CO, 149 pp.
- Andersen, L.G. and R.F. Settle. 1977. Benefit-Cost Analysis: A Practical Guide. D.C. Heath and Company, Lexington, MA, 140 p.
- Atkinson, S.E., T.D. Crocker, and J.F. Shogren. 1992. Bayesian exchangeability, benefit transfer, and research efficiency. Water Resources Research, 28, 715–722.
- Bannock, G., R.E. Baxter, and R. Rees. 1979. The Penguin Dictionary of Economics. Penguin Books Ltd., Harmondsworth, Middlesex, U.K., 467 pp.
- Bergstrom, J.C., K.J. Boyle, C.A. Job, and M.J. Kealy. 1996. Assessing the economic benefits of ground water for environmental policy decisions. Journal of the American Water Resources Association, 32, 2, 279–291.
- Boyle, K.J., G.L. Poe, and J.C. Bergstrom. 1994. What do we know about groundwater values? Preliminary implications from a meta-analysis of contingent-valuation studies. American Journal of Agricultural Economics, 76, 1055–1061.
- Clark, M.S., C.R. Huang, and Liu, S.B. 2006. Development of National Wastewater Tariff Guidelines for China. (Funded by the Asian Development Bank). URL: http://www.cdm.com/NR/rdonlyres/586600E8-۳۵۳۹-۴B۴۰-۹EE۴-AB۳C۲۸۲F۷۲۳۰/۰/Development of National Wastewater Tariff Guidelines for China.pdf (accessed August 10, 2007).
- Commission on Geosciences, Environment and Resources (CGER). 2000. Risk Analysis and Uncertainty in Flood Damage Reduction Studies. National Academic Press, Washington, DC, 202 pp. URL: http://newton.nap.edu/books/0309071364/html/41.html (accessed October 9, 2006).
- Crocker, T.D., B.A. Forster, and J.F. Shogren. 1991. Valuing potential groundwater protection benefits. In Water Resources Research, 27, 1, 1–6.
- Daly, H. and J. Farley. 2004. Ecological Economics. Island Press, Washington, DC, 454 pp.
- Easter, W.K., M.W. Rosegrant, and A. Dinal. 1998. Markets for Water: Potential and Performance. Springer Publishing Company, New York, 298 pp.
- European Union (EU). 2006. ACP-EU Water Facility: Information Note on the Context for the Analysis of the Financial Viability, the Economic Justification and the Environmental Impact Assessment (EIA) of Proposals presented under Category B. URL: http://ec.europa.eu/europeaid/projects/water/documents/ water-cfp2ndphase-ecofin4a_en.pdf (accessed August 10, 2007).
- European Union (EU) Euro-Stat. 2008. Euro-Indicators News Release (51/2008). URL: http://epp.eurostat. ec.europa.eu/pls/portal/url/page/PGP_DS_HICP (accessed November 6, 2008).
- Field, B.C. 1994. Environmental Economics: An Introduction. McGraw-Hill, Inc., New York, 482 pp.
- Fritz, S.G. 2004. Diversification between Different Risk Types. URL: http://www.isda.org/c_and_a/pdf/SGF- Diversification-of-Risk031604.pdf, (accessed February 11, 2006), 22 pp.
- Global Footprint Network (GFN). 2006. Ecological Footprint Standards. URL: http://www.footprintstandards. org/ (accessed January 27, 2008).
- Global Footprint Network (GFN). 2007. Web site URL: http://www.footprintnetwork.org/ (accessed January 27, 2008).
- Goodman, S.L. and D.N. Veritas. 1998. Is ISO 14001 an Important Element in Business Survival? ISO Information Center, March 6, 2004. URL: http://ems-hsms.com/Docs/ISOBusSurvival.pdf (accessed February 16, 2008).
- Gough, J. 2006. Environmental Decision Making and Risk Management for Groundwater Systems. Franklin Pierce Law Center, Concord, NH.
- http://www.piercelaw.edu/risk/vol8/spring/gough.htm#fn5 (accessed October 9, 2006).
- Government Accounting Standards Board (GASB). 1999. Basic Financial Statements—And Management's Discussion and Analysis—For State and Local Governments. URL: http://www.gasb.org/ (accessed September 14, 2007).

- Hanemann, M. 2005. The Value of Water. University of California, Berkeley, CA. URL: http://are.berkeley.edu/courses/EEP162/spring06/Readings/valuewater.pdf (accessed November 10, 2006).
- Hardisty, P.E. and Özdemiroglu, E. 2005. The Economics of Groundwater Remediation and Protection. CRC Press, Boca Raton, FL, 336 pp.
- Henning, S. 2002. Sewer rehabilitation technologies benefit from the development of standards. In ASTM Standardization News. http://www.astm.org/SNEWS/AUGUST_2002/henning_aug02.html (accessed September 14, 2007).
- Howe, C.W. 1979. Natural Resource Economics. John Wiley & Sons, New York.
- International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI). 2007a. Liveable Cities: The Benefits of Urban Environmental Planning.
  URL: http://www.unep.org/urban_environment/PDFs/LiveableCities. pdf (accessed February 27, 2009), 139 pp.
- International Council for Local Environmental Initiatives (ICLEI). 2007b. Web site URL: http://www.iclei.org/index.php?id = global-about-iclei (accessed January 27, 2008).
- International Standards Organization (ISO), Technical Committee 207 on Environmental Management. 2004.Environmental Management Systems—Requirements with Guidance for Use. URL: http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/management_standards.htm (accessed February 16, 2008).
- Investor Dictionary.com (IDC). 2005. Online Dictionary.
  URL: www.investordictionary.com/definition/(accessed January 28, 2006).
- Lave, L.B. 1996. Benefit-cost analysis-do the benefits exceed the costs? In Risks, Costs, and Lives Saved, Getting Better Results from Regulation, Robert W. Hahn, (ed.). Oxford University Press, New York.
- Linden, E. 2006. The Winds of Change: Climate, Weather, and the Destruction of Civilizations. Simon & Schuster, Inc., New York, 301 pp.
- London Business School (LBS). 2006. Economics A-Z (Dictionary). URL: www.economist.com/research/Economics/alphabetic.cfm (accessed January 28, 2006).
- Lowrance, R. 1992. Groundwater nitrate and denitrification in a coastal plain riparian forest. Journal of Environmental Quality, 21, 401–405.
- Maze, T. 2000. Complying with GASB 34: How to value major capital assets. In Technology News. Center for Transportation Research and Education, Iowa State University. Ames, IA. URL: http://www.ctre.iastate. edu/gasb34/gasb342.pdf (accessed September 14, 2007).
- Maze, T. and O. Smadi. 2007. GASB 34: Look Before You Leap. Center for Transportation Research and Education, Iowa State University, Ames, IA. URL: http://www.ctre.iastate.edu/gasb34/gasb34mayjun-01long.pdf (accessed September 14, 2007).
- Merrett, S. 1997. An Introduction to Economics of Water Resources. UCL Press Ltd., London, U.K., 211 p.
- Mishan, E.J. 1982. Cost-Benefit Analysis: An Informal Introduction. George Allen & Unwin, London, U.K.
- National Research Council (NRC). 1997. Valuing GroundWater: Economic Concepts and Approaches.National Academy Press, Washington, DC, 189 pp.
- National Research Council (NRC). 2002. Opportunities to Improve the U.S. Geological Survey National Water Quality Assessment Program. National Academy Press, Washington, DC, 238 pp.
- New School for Social Research (NSSR). 2006. History of economic thought Website. URL: http://cepa.news- chool.edu/het/profiles/ (accessed September 23, 2006).
- New Zealand Ministry of Economic Development (NZMED). 2004. New Zealand Water Bodies of National Importance for Domestic Use and Industrial Use (March 1, 2004). URL: http://www.med.govt.nz/ templates/MultipageDocumentTOC 12521.aspx (accessed June 29, 2007).
- Nolan, B.T., B.C. Ruddy, K.J. Hitt, and R.H. Dennis. 1997. Risk of nitrate in groundwaters of the United States—A national perspective. Environmental Science and Technology, 31, 2229–2236.
- Office of Management and Budget [United States] (OMB). 1992. Guidelines and Discount Rates for Benefit-Cost Analysis of Federal Programs. Circular No. A-94 Revised (October 29, 1992), Washington, DC, 14 pp. URL: http://www.whitehouse.gov/omb/circulars/a094/a094.html (accessed July 13, 2007).
- Office of Management and Budget [United States] (OMB). 2003. Draft 2003 Report to Congress on the costs and benefits of federal regulations; Notice; Appendix C; OMB Draft guidelines for the conduct of regu- latory analysis and the format of accounting statements. Federal Register. 68, 22, Monday, February ۳,۲۰۰۳, ۵۵۱۳-۵۵۲۷.

- O'Neil, B. William and S.R. Robert. 1990. The costs of ground water contamination. Journal of Soil and Water Conservation, 45, 2.
- Raucher, R.L. 1983. The benefits of groundwater protection. Water Resources Research, 19, 2, 320–326.
- Rees, W. E., M. Wackernagel, and P. Testemale. 1995. Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on the Earth. New Society Publishers, Gabriola Island, BC, 176 pp.
- Schiffler, M. 1998. The Economics of Groundwater Management in Arid Countries: Theory, International Experience and a Case Study of Jordan. Frank Case Publishers, London, U.K., 394 pp.
- Smith, L.E.D. 2004. Assessment of the contribution of irrigation to poverty reduction and sustainable liveli- hoods. International Journal of Water Resources Development, 20, 2. URL: http://www.thirdworldcen- tre.org/iijwrd.html (accessed July 15, 2007).
- Sullivan, T.F.P. (ed.). 1992. The Greening of American Business. Government Institutes, Inc., Rockville, MD,358 pp.
- Tsur, Y., T. Roe, R. Doukkali, and A. Dinar. 2004. Pricing Irrigation Water. Resources for the Future Press, Washington, DC, 319 pp.
- United Nations Environment Programme (UNEP). 2006. Compendium on Relevant Practices on Improved Decision-Making, Planning and Management of Dams and Their Alternatives. URL: http://www.tc207. org/faq.asp?Question = 7 (accessed February 16, 2008).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1991. Protecting Local Ground-Water Supplies through Wellhead Protection. EPA 570/9-91-007. Washington, DC, 12 pp. URL: http://www.epa.gov/r10earth/ offices/water/whpgprnt.pdf (accessed August 16, 2007).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1993. A Guide for Cost-Effectiveness and Cost-Benefit Analysis of State and Local Ground Water Protection Programs. EPA 813-93-001.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996a. Business benefits of wellhead protection—Case stud- ies. EPA-813-B-95–004. Washington, DC, 7 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996b. Benefits and Costs of Prevention: Case Studies of Community Wellhead Protection, Volumes 1 and 2. EPA 813-B-95-005 and EPA-813-B-95-006. Washington, DC, 63 pp, 189 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. Economic Analysis Resource Document. URL: http://www.epa.gov/ttn/ecas/econdata/Rmanual2/0.0.html (accessed July 22, 2007).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2000. Guidelines for preparing economic analysis. EPA 240- R-00-003. Washington, DC, 180 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2000b. Guidelines for Preparing Economic Analyses. EPA #۲۴۰-R-۰۰-۰۰۳, ۱۵۰ p. Washington, DC.

  URL:http://yosemite1.epa.gov/ee/epa/eerm.nsf/vwSER/DEC917DAEB820A25852569C40078105B?OpenDocument (accessed July 31, 2007).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2002. Assessing the benefits of drinking water regulations.Washington, DC, 80 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. Small Drinking Water Systems Variances—Revision of Existing National-Level Affordability Methodology and Methodology to Identify Variance Technology That Is Protective of Public Health. URL: http://www.epa.gov/safewater/smallsys/affordability.html (accessed August 10, 2007).
- U.S. Executive Office of the President (USEOP). 2002. Economic Report of the President. Washington, DC.
- U.S. Geological Survey (USGS). 2003. A National Look at Nitrate Contamination of Ground Water. By B.T.Nolan, B.C. Ruddy, K.J. Hitt, and D.R. Helsel.
  URL: http://water.usgs.gov/nawqa/wcp/ (accessed on October 9, 2006).
- U.S. Office of Management and Budget (USOMB). 1992. Guidelines and Discount Rates for Benefit-Cost Analysis of Federal Programs. Washington, DC.
- U.S. Water Resources Council (USWRC). 1983. Economic and Environmental Principles and Standards for Water and Related Land Resources Implementation Studies. March 10, 1983. United States Government Printing Office. Washington, DC, 147 pp.
  URL:http://www.city.palo-alto.ca.us/public-works/documents/jpa-ace-Principlesand Guidelines.pdf#search%22Economic%20and%20Environmental%20Principles%20and%20Guidelines%20WRC%22
- Winpenny, J.T. 1994. Managing Water as an Economic Resource. Routledge, London, U.K., 133 pp.

- World Bank. 2005. Sourcebook: Shaping the Future of Water for Agriculture. URL: http://go.worldbank.org/OBREFXF8Y0 (accessed July 15, 2007).
- Young, R.A. 2005. Determining the Economic Value of Water: Concepts and Methods. Resources for the Future Press, Washington, DC, 357 pp.

فصل چهاردهم

توسعه پایدار

پرسش‌های اصلی مطرح شده در فصل‌های گذشته، در مورد دسترسی بلندمدت به منابع عبارتند از: ملاحظات اقتصاد کلان چگونه بر موجودی سرمایه‌های طبیعی آب زیرزمینی برای امور آینده انسان‌ها اثر می‌گذارند؟ مفهوم توسعه پایدار چیست؟ آیا دست‌یابی به توسعه پایدار منابع آب زیرزمینی امکان‌پذیر است؟ چه مراحلی را می‌توان برای دست‌یابی به توسعه پایدار درنظر گرفت؟

شورای توسعه پایدار ایالات متحده[1] برای پاسخ‌گویی به چنین سوالاتی، طرحی را آماده کرده است. در این طرح اشاره شده است که نرخ صعودی تخلیه آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده بر منابعی که به عنوان نهاده برای رفع نیازهای آتی جامعه مورد استفاده قرار می‌گیرند، تاثیر می‌گذارد (سیتارز، ۱۹۸۸، ص ۷). مرکز مستقل هاینز[2]، معتقد است که افزایش نیازهای بشر در سیستم‌های طبیعی تنش ایجاد کرده است (هاینز، ۲۰۰۸) و داده‌های اولیه کافی برای مدیریت آب زیرزمینی وجود ندارد (هاینز، ۲۰۰۶). این مرکز، پرسش‌های اساسی را درباره توانایی جامعه در استمرار پایدار تامین کالا و خدمات جامعه از اکوسیستم مطرح کرده است. اتحادیه اروپا برنامه تحقیقاتی را برای منابع آبی پایدار راه‌اندازی کرده است. بدین ترتیب درحال حاضر، توسعه پایدار دارای زمینه‌های اقتصادی و سیاسی است که با برخی از فعالیت‌های بین‌المللی، به ویژه در زمینه آب‌های زیرزمینی همراه شده است.

در حال حاضر، انتخاب‌های متنوعی برای نسل کنونی وجود دارد و یکی از اهدافی که با رویکرد توسعه پایدار، دست‌یابی به آن تسهیل می‌گردد، حفظ این تنوع برای نسل‌های آینده است. این تفکر که هر فرد مستقلی چنین رویکردی را در مصرف آب‌های زیرزمینی به کار می‌گیرد، ساده‌لوحانه و مثبت‌اندیشی محض است. حفاظت از تنوع گزینه‌ها برای آینده به تصمیم‌های کلان اقتصادی و سیاسی بستگی دارد. سیاست‌های اقتصادی مانند تعیین مناطق حفاظتی (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۶۰)، محدود کردن میزان برداشت از سرمایه طبیعی (دالی، ۱۹۹۶، ص ۱۵) یا سیاست‌های رشد کشور و پذیرش محدود بودن منابع آب به عنوان یک نهاده تولید (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی[3]، ۱۹۹۸، ص ۱۷-۵) بر مدیریت آب‌های زیرزمینی تاثیر می‌گذارند. پرسش اصلی که در این بخش مورد بررسی قرار می‌گیرد، این است که کدام راه‌حل‌ها، از تنوع گزینه‌های آتی برای دسترسی و استفاده از آب‌های زیرزمینی حفاظت کرده و در عین حال، خدمات مورد نیاز را از طریق اقتصاد بازار فراهم می‌کنند؟

تعریف توسعه پایدار

توسعه پایدار بر حفظ خدمات ضروری و حیاتی اکوسیستم تاکید می‌کند و در همین حال، به دنبال رفتار عادلانه افراد در برابر مردم نسل کنونی (برابری درون نسلی) و نسل‌های آینده (برابری بین نسلی)

۱- U.S. Council on Sustainable Development

۲- Independent Heinz Center

۳- Western Water Policy Review Advisory Commission (WWPRAC)

است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴؛ کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵). توسعه پایدار بر اساس تعریف کمیسیون جهانی محیط زیست و توسعه[۱] به معنای «توسعه‌ای است که نیازهای زمان حال را برآورده سازد، بدون آن که توانایی نسل‌های آینده در برآورده‌سازی نیازهایشان را به خطر اندازد.» (کمیسیون جهانی محیط زیست و توسعه، ۱۹۸۷، ص ۴۳). در این تعریف همچنین تاکید شده است که نیازهای اولیه فقرا باید در اولویت قرار گیرد. برای توسعه پایدار، تعاریف متنوعی وجود دارد که در زیر به مهمترین آن‌ها اشاره می‌شود:

تعریف سازمان ملل: توسعه پایدار توسعه‌ای است که با جایگزینی یا حفاظت از منابع ثروت یعنی سرمایه‌های تولیدی، انسانی، اجتماعی و طبیعی، اطمینان حاصل کند که از ثروت سرانه ملی کاسته نمی‌شود.

تعریف هارت ویک: هارت ویک تعریف ویژه‌ای (اگر ایده‌آل نباشد) از پایداری را ارائه کرده است (هارت ویک، ۱۹۸۹، ص ۹۶):

- در یک مورد خاص، با انباشت (پس‌انداز) سرمایه تجدیدپذیر (منبعی که قابلیت بازتولید دارد) می‌توان کاهش مداوم استفاده از منابع را جبران کرد و اجازه داد سطح مصرف سرانه برای مدت نامحدودی، مثبت و ثابت باقی بماند. این مورد شامل جامعه‌ای است که لحظه به لحظه همه رانت حاصل از استخراج منابع پایان‌پذیر را پس‌انداز می‌کند و سپس این پس‌انداز را در بخش منابع تجدیدپذیر (قابل بازتولید) سرمایه‌گذاری می‌نماید.

این تعریف که تحت عنوان قاعده «سرمایه‌گذاری رانت منبع برای پایداری» شناخته می‌شود، برای هر دو منابع تجدیدپذیر و تجدیدناپذیر کاربرد دارد و مستلزم آن است که جامعه مبلغی معادل ارزش ذخایر باقی‌مانده را سرمایه‌گذاری کند. با کاهش ذخایر منابع به دلیل مصرف مداوم منابع در طول زمان، ارزش آن افزایش می‌یابد و به این تغییر در ارزش منابع، رانت منبع گفته می‌شود (مارکاندیا و همکاران، ۲۰۰۲، ص ۲۰). این رویکرد سرمایه‌گذاری، محدودیتی بر رفتار فردی است، زیرا افراد پس‌انداز کافی برای حصول پایداری مورد نظر این مدل اقتصادی انجام نمی‌دهند. نکته این است که «کارایی موقت برای پایداری کافی نیست» (کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۳۵۲). این نتیجه همچنین در سایر زمینه‌های مرتبط مانند پیشرفت‌های فناوری که در آن نمی‌توان به سطح ثابتی از مصرف منابع دست یافت، کاربرد دارد (کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۳۵۲). چالش دیگر، سنجش سطح کل به نحوی است که امکان دستیابی به توسعه پایدار فراهم شود. با استفاده از این مفاهیم، پایداری منابع آب زیرزمینی به شکل زیر تعریف می‌شود (الی و همکاران، ۱۹۹۹، ص ۱):

۱- World Commission on Environment and Development (WCED)

- توسعه و استفاده از آب‌های زیرزمینی به طریقی که بتوان آن را برای مدت زمانی نامحدود و بدون ایجاد پیامدهای نامطلوب زیست‌محیطی اقتصادی و اجتماعی، حفظ کرد.

سنجش توسعه پایدار یک «جریان درآمد پایدار» است (ترنر، ۱۹۹۳، ص ۵۶). محاسبه درآمد، نشان‌دهنده شاخصی از میزان مصرف است که افراد می‌توانند بدون فقیرتر شدن، به آن اندازه مصرف کنند (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۳، ص ۴، به نقل از هیکس، ۱۹۴۶، ص ۱۷۲). یک درآمد ملی پایدار نباید به استهلاک سرمایه‌های ملی شامل سرمایه‌های طبیعی (به عنوان مثال از بین رفتن اکوسیستم) منجر شود. در نمایه (۱۰-۱) با یک نگاه اقتصادی، سرمایه‌های طبیعی و تمام مصارف اکوسیستم، شامل ذخایر منابع طبیعی، زمین و منابع و عملکردهای خدماتی اکوسیستم تعریف شده است. آب‌های زیرزمینی علاوه بر این که به عنوان یک محصول یا کالای اقتصادی محسوب می‌شوند، همه این عملکردها را نیز دارا هستند. همان طور که در کتاب جامع سازمان ملل در زمینه حسابداری ملی محیط زیستی و اقتصادی (۲۰۰۳) آمده است، به منظور سنجش مناسب‌تر درآمد ملی پایدار، بازنگری سیستم حسابداری درآمد ملی می‌تواند سیاست‌ها را به سمت توسعه پایدار سوق دهد. این بازنگری‌ها باید شامل موارد زیر باشد (ترنر و همکاران، ۱۹۶، ص ۱۰۰):

۱- استهلاک سرمایه‌های طبیعی (به صورت کمی) مصرف شده و تخلیه شده در اثر تولید
۲- تخریب سرمایه‌های طبیعی (به صورت کمی) ناشی از تولید و مصرف محصولات جانبی نامطلوب (ترنر و همکاران، ۱۹۹۶، ص ۱۰۰)

تولید خالص یا ناخالص ملی، کاهش سرمایه‌های طبیعی را نه به عنوان هزینه‌ای برای جامعه یا اکوسیستم، بلکه به عنوان محصولات و خدمات ایجادکننده ارزش، تلقی می‌کند. بنابراین، جامعه به این باور می‌رسد که محصول ملی برای مصرف، از آنچه که واقعا موجود است، بیش‌تر است.

تعدادی از پژوهشگران، پاسخ‌ها یا رویکردهای موثری را برای این تعریف از توسعه پایدار ارائه کرده‌اند (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳؛ رید، ۱۹۹۵؛ دالی، ۱۹۹۶؛ موسسه ملی تحقیقات آب[۱]، ۱۹۹۷؛ سیتارز، ۱۹۹۸؛ مارکاندیا و همکاران، ۲۰۰۲؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴؛ کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵).

بر این اساس، عامل‌های تاثیرگذار بر این رویکردها به شرح زیر می‌باشند:

۱- مقیاس با اهمیت است (دالی و فارلی، ۲۰۰۴): مقیاس اکوسیستم، خدماتی است که برای اقتصاد فراهم می‌آورد. اقتصاد زیرمجموعه‌یی از اکوسیستم است و حوزه‌یی جداگانه محسوب نمی‌شود. اقتصاد، مواد خام مورد نیاز خود را از اکوسیستم به دست می‌آورد. با گذر زمان، اقتصاد جهان نسبت به اکوسیستم زمین رشد کرده و هر روز مقدار بیش‌تری از منابع اکوسیستم (یا

۱- National Water Research Institute (NWRI)

سرمایه‌های طبیعی) را مصرف می‌نماید. یک مثال اساسی از تاثیر مقیاس بر مصرف آب زیرزمینی، تخلیه چشمگیر آبخوان‌های موجود در مناطق پهناور زیرزمینی است.

۲- اکوسیستم به طور طبیعی، خدماتی را فراهم می‌آورد و مردم (احتمالا بدون آن که بدانند) برای آن‌ها ارزش قائلند، زیرا تامین‌کننده نیازهای اولیه زندگی هستند (ترنز و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۵۸). این خدمات عبارتند از: «محصولات اولیه» مانند آب شرب، «ظرفیت همگون‌سازی» مانند توانایی تجزیه آلاینده‌ها، «حمایت از حیات» مانند چرخه هیدرولوژیکی که آب باران را برای محصولات کشاورزی فراهم می‌کند و «امکانات رفاهی» مانند رضایت حاصل از تفریح در رودخانه‌یی که با آب‌های زیرزمینی تغذیه می‌شود یا زیبایی بصری ناشی از جاری شدن آب از یک چشمه در دامنه کوه (رید، ۱۹۹۵، ص ۹۰).

۳- سرمایه طبیعی برای تولید و نگهداری سرمایه انسان‌ساخت به کار می‌رود. از این رو سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت نه به عنوان جایگزین، بلکه به عنوان مکمل شناخته می‌شوند (مارکاندیا و همکاران، ۲۰۰۲، ص ۲۷؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۲۳۲).

٤- با حفاظت از سرمایه‌های طبیعی از طریق تطبیق نیازهای جمعیت آینده با ظرفیت و توان اکوسیستم، می‌توان جریان پایدار خدمات و درآمد را فراهم کرد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴).

٥- سیاست‌های اقتصادی و فناوری باید انعطاف‌پذیر و تطبیق‌پذیر باشند تا بتوانند برای پاسخ به تنش‌های اکوسیستم، گزینه‌های جایگزین ارائه دهند (کمیسیون جهانی محیط زیست و توسعه، ۱۹۸۷، فصل ۲؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۲).

٦- برخی از کارکردها و خدمات اکوسیستم برای بقای انسان ضروری هستند و جایگزینی برای آن‌ها وجود ندارد (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۵۶). این کارکردها و خدمات شامل فتوسنتز و چرخه هیدرولوژیک آب هستند. به منظور ارزیابی تغییرات اکوسیستم و اثرات آن بر افراد و جوامع، داده‌های بیش‌تری از جمله داده‌های آب‌های زیرزمینی مورد نیاز است (هاینز، ۲۰۰۶).

۷- عدم قطعیت‌ها و اثرات برگشت‌ناپذیری بالقوه زیست‌محیطی، هزینه‌های اقتصادی محسوب می‌شوند که باید در تصمیم‌هایی که شامل موازنه بین منافع اقتصادی کوتاه‌مدت و جریان پایدار درآمد است، مورد توجه قرار گیرند (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۵۷؛ دالی، ۱۹۹۶، ص ۱۶).

تعریف رشد اقتصادی

در اقتصاد کلان، رشد اقتصادی معمولا به صورت افزایش تولید خالص یا ناخالص ملی تعریف می‌شود. در سال‌های اخیر در ایالات متحده، تولید ناخالص ملی به طور میانگین ۲ تا ۴ درصد در سال افزایش

داشته و با نرخ تورم سازگار بوده است. اقتصاددانان و سرمایه‌گذاران از این عدد به عنوان یک معیار استفاده می‌کنند. به هر حال، این معیار رشد تولید را به صورت یکپارچه درنظر گرفته و به نوع کالای تولیدی توجه نمی‌کند. طبق تعریف اقتصاددانانی که تولید خالص ملی را به عنوان مقیاسی از بهره‌وری اقتصادی قبول دارند، افزایش تولید ناخالص ملی به عنوان شاخص افزایش رفاه درنظر گرفته می‌شود. از دیدگاه حسابداری، این فرآیند، از موجودی سرمایه‌های انسان‌ساخت که از مصرف منابع طبیعی تولید می‌شود، خدماتی را ارائه می‌دهد که اقتصادی هستند. سرمایه انسان‌ساخت نیازمند نگهداری است. بنابراین، سرمایه‌های انسان‌ساخت ذخیره سرمایه‌های طبیعی را مصرف می‌کنند. از منظر رشد اقتصادی، تولید و مصرف بیش‌تر منابع طبیعی، صرف‌نظر از این که چگونه استفاده (از نظر کارایی) شوند و چه تاثیری بر دسترسی نسل‌های آینده به منابع طبیعی داشته باشد، مطلوب است. پس بر اساس سیاست اقتصادی کنونی، رشد اقتصادی باید به طور نامحدود ادامه یابد. در این شرایط فرض می‌شود که فناوری پاسخگوی کمبودهای منابع، سرمایه یا نیروی کار خواهد بود و سرمایه طبیعی را می‌توان به طور کامل با سرمایه انسان‌ساخت جایگزین کرد. بر اساس این دیدگاه، هیچ محدودیتی در ظرفیت اکوسیستم برای فعالیت‌های اقتصادی وجود ندارد.

یک روش جایگزین برای سنجش تولید ملی

در نمایه (۱۴-۱)، یک دیدگاه جایگزین برای اندازه‌گیری تولید یک ایالت یا کشور ارائه شده است. در این دیدگاه، در ابتدا فرض می‌شود که سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت مکمل یکدیگر بوده و در برخی موارد سرمایه انسان‌ساخت، سرمایه طبیعی را به صورت جبران‌ناپذیر مصرف می‌کند. مفهوم این دیدگاه این است که خدمات حاصل از سرمایه انسان‌ساخت به قیمت از دست رفتن سرمایه طبیعی حاصل می‌شوند. مسئله مهم‌تر این است که در سیستم حسابداری تولید ملی این رویکرد، سرمایه طبیعی استخراج شده (برای مثال از طریق استخراج معدن) نباید با سرمایه انسان‌ساخت یکسان درنظر گرفته شود. از این رو، این سرمایه‌ها جمع‌پذیر نیستند. نرخ تولید سرمایه انسان‌ساخت، کم و بیش با نرخ تخریب سرمایه طبیعی برابر است. برخی خدمات سرمایه طبیعی را می‌توان به حساب آورد، اما برخی از خدمات آن، ناشناخته بوده و غیرقابل حساب است. در رویکرد جایگزین نکته این است که باید به لحاظ مفهومی، حسابداری را به راه درستی هدایت کنیم، در غیر این صورت به این باور غلط خواهیم رسید که می‌توانیم تا ابد و به طور نامحدود، تولید کنیم.

نکته مهم دیگر در برخورد با این رویکرد جایگزین، زمانی است که منابع تجدیدناپذیر بررسی می‌شود. در واقع مقداری از سرمایه طبیعی ممکن است برای جایگزینی خدمات اکوسیستمی منابع تجدیدناپذیر، استفاده شود. در حالی که این روش، استفاده «تدافعی» از سرمایه است، اما موجب می‌شود که خدمات سرمایه طبیعی

باقی‌مانده، در مدت زمان طولانی‌تری ارائه شوند. بنابراین، اهمیت بازچرخانی و استفاده مجدد، صرف زیبا بودن نبوده و کاملا ضروری است، به خصوص در مواقعی که تخلیه سرمایه‌های طبیعی باعث نزدیک شدن به نقطه پایان یا رسیدن به نقطه‌یی باشد که هزینه استخراج آن بسیار گزاف شود. بنابراین، پیشرفت‌های فناورانه از نظر کارایی اقتصادی (همان گونه که در تحلیل اقتصادی کنونی درنظر گرفته شد) و همچنین حفاظت از سرمایه‌های طبیعی برای حمایت از وجود بشر در آینده، دارای اهمیت زیادی است.

نمایه ۱۴-۱- سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت، مکمل یکدیگر

همان طور که گفته شد، به این دلیل که سرمایه انسان‌ساخت نیازمند سرمایه طبیعی است، این دو نوع سرمایه مکمل یکدیگر به شمار می‌روند و به دلیل وجود این رابطه، ارائه خدمات سرمایه‌های انسان‌ساخت به قیمت از دست رفتن سرمایه‌های طبیعی حاصل می‌شود. هرمان دالی چنین روابط پایه‌ای را که بر رشد اقتصادی و توسعه پایدار اثر می‌گذارند، از طریق «اتحاد جامع کارایی» تشریح می‌کند (دالی، ۱۹۹۶، ص ۸۶-۸۴؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۴۲۳):

$$\frac{\text{موجودی سرمایه طبیعی}}{\text{خدمات از دست رفته سرمایه طبیعی}} - \frac{\text{عملکرد سیستم}}{\text{موجودی سرمایه طبیعی}} - \frac{\text{موجودی سرمایه انسان ساخت}}{\text{عملکرد سیستم}} - \frac{\text{خدمات کسب شده از سرمایه انسان‌ساخت}}{\text{موجودی سرمایه انسان ساخت}} - \frac{\text{خدمات کسب شده از سرمایه انسان‌ساخت}}{\text{خدمات از دست رفته سرمایه طبیعی}}$$

نسبت ۴ نسبت ۳ نسبت ۲ نسبت ۱ نسبت صفر

در این رابطه:

جریان فیزیکی آنتروپی ماده و انرژی، عملکرد سیستم نامیده می‌شود و از منابع طبیعی شروع شده و در اقتصاد جریان یافته و به طبیعت برمی‌گردد. در واقع جریانی است که در منابع مالی و در موجودی سرمایه‌های انسان‌ساخت انباشته می‌شود و این گونه، این موجودی‌ها و منابع مالی با یکدیگر جایگزین شده و نگهداری می‌شوند (دالی، ۱۹۹۶، ص ۱۱۱).

خدمات به رضایت حاصل از دستیابی به خواسته‌ها گفته می‌شود (دالی ۱۹۹۶، ص ۱۱۰).

نسبت صفر: کارایی کلی اقتصادی اکولوژیکی است که نشان می‌دهد در ازای از دست رفتن یک واحد سرمایه طبیعی، چند واحد سرمایه انسان‌ساخت به دست آمده است.

خدمات کسب شده از سرمایه انسان‌ساخت به عنوان رضایت‌مندی حاصل از به کارگیری سرمایه انسان‌ساخت برای برآورده کردن خواسته‌های بشر تعریف می‌شود.

موجودی سرمایه انسان‌ساخت به موجودی کالاهای انسان‌ساخت گفته می‌شود که به تدریج به طور کامل مورد استفاده قرار می‌گیرد.

ذخایر سرمایه طبیعی نیز به موجودی مواد طبیعی گفته می‌شود که در طول زمان به طور کامل مصرف می‌شوند.

نسبت ۱: کارایی خدمات، موجودی سرمایه انسان‌ساخت است که از فناوری و از کارایی تخصیصی منابع و همچنین از کارایی توزیع بین جمعیت به دست آمده است (دالی، ۱۹۹۶، ص ۸۴). برای آب‌های زیرزمینی، این نسبت فنی می‌تواند برابر با تعداد جمعیت تحت پوشش خدمات (شرب، تمیز کردن، دفع زباله و تفریح) به ازای ظرفیت تصفیه و تامین آب (مثلا یک تصفیه‌خانه با ظرفیت ۵۰۰۰ مترمکعب در روز) باشد. برای دستیابی به عدالت توزیعی، می‌توان تعداد افراد کم درآمدی که در زیر خط فقر زندگی می‌کنند را درنظر گرفت. کارایی تخصیصی نشان‌دهنده مقدار آب کم کیفیت مورد استفاده برای اهداف غیرانسانی به ازای ظرفیت تصفیه و تامین است.

نسبت ۲: کارایی بهره‌برداری یا کارایی دوام‌پذیری، موجودی سرمایه انسان‌ساخت است. برای مثال، این نسبت می‌تواند نشان‌دهنده ظرفیت تامین و تصفیه به ازای هر واحد آب، انرژی، فولاد، بتن و کلر مورد استفاده در تامین آب آماده مصرف باشد.

نسبت ۳: کارایی رشد سرمایه طبیعی، برای به دست آوردن سود بیش‌تر ناشی از برداشت است. این نسبت، معیاری از رشد اقتصادی بوده و به عنوان عملکرد سیستم نیز شناخته می‌شود. هر چه واحدهای بیش‌تری از آب، انرژی، آهن و آهک در ساخت بتن مورد استفاده در نگهداری چاه‌های آب و سیستم‌های آبرسانی و نیز نگهداری سایر سرمایه‌های انسان‌ساخت وارد اقتصاد شوند، اقتصاد نیز بزرگ‌تر می‌شود. با افزایش توان سیستم، میزان سرمایه طبیعی کاهش می‌یابد. به عنوان مثال، افزایش استفاده از آب‌های زیرزمینی برای آبیاری (افزایش عملکرد) و تولید محصولات کشاورزی در غرب ایالات متحده، منجر به تخلیه آبخوان‌های دشت‌های مرتفع ایالات متحده شده است (سرمایه طبیعی کاهش یافته است).

نسبت ۴: این نسبت نشان می‌دهد که در ازای هر واحد از خدمات از دست رفته سرمایه طبیعی، چه میزان موجودی سرمایه طبیعی حفظ شده است. حد و حدود محیط زیست، این کارایی خدمات اکوسیستم را به عنوان منشاء منابع با آنتروپی کم یا محلی برای دفع زباله‌های با آنتروپی بالا تعریف می‌کند. با افزایش استفاده از موجودی سرمایه‌های طبیعی، خدمات از دست رفته سرمایه طبیعی افزایش می‌یابد. در مورد آب‌های زیرزمینی، می‌توان گفت که استخراج آب زیرزمینی سطح ایستابی را کاهش می‌دهد که می‌تواند به خشک شدن تالاب‌ها و درختان، از بین رفتن جریان‌های وابسته به آب زیرزمینی و از بین رفتن حیات وحش منجر شود. این در حالی است که هم‌زمان انرژی بیش‌تری برای پمپاژ بیش‌تر آب مصرف می‌شود (برای مثال، نگاه کنید به سازمان زمین شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹b).

ادامه نمایه ۱۴-۱- سرمایه طبیعی و سرمایه انسان‌ساخت، مکمل یکدیگر

در اقتصادی که به تولید آب با حداقل هزینه، اهمیت بیش‌تری داده می‌شود، با تولید آب بیش‌تر برای رفع نیازهای آبی، خدمات سرمایه انسان‌ساخت بیش‌تری فراهم می‌شود اما در عوض، ذخایر آب زیرزمینی، حیات وحش و ذخایر محدود هیدروکربنی و همچنین خدمات اکوسیستم که به راحتی قابل شناسایی، اندازه‌گیری و ارزش‌گذاری نیستند، از دست می‌روند. با تخلیه منابع آب زیرزمینی، ممکن است برخی خدمات آتی آب زیرزمینی به طور کامل از دسترس خارج شده و یا به شدت محدود شود.

رشد تولید اقتصادی در نسبت ۳ بیان شده و در این نسبت از کاهش خدمات سرمایه‌های طبیعی چشم‌پوشی شده است. خدمات سرمایه انسان‌ساخت تنها در صورت از بین رفتن (در برخی مواقع دائمی و غیر قابل بازگشت) خدمات سرمایه طبیعی رشد می‌کند. از دیدگاه توسعه سطح کلان، در هنگام آبرسانی با آب زیرزمینی، در نتیجه از بین رفتن غیرقابل بازگشت سرمایه طبیعی، شاهد اتفاقات خاصی خواهیم بود. به عنوان مثال، در اطراف مراکز بزرگ پمپاژ آب زیرزمینی در ایالات متحده و اروپا نفوذ آب شور افزایش یافته است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۹؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹). در این مناطق، منابع آب زیرزمینی ارزش خود به عنوان منابع آب شیرین را از دست دادند. علاوه بر این، در برخی مناطق ایالات متحده و اروپا و حتی برخی سایر نقاط دنیا، افت سطح ایستابی آب گسترش یافته است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۹؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹). بنابراین، کشورهایی که از آب زیرزمینی استفاده می‌کنند، نباید دائما تنها بر روی یک بخش از معادله کارایی اکوسیستم تمرکز کنند، بلکه باید کل معادله را همراه با سایر بخش‌های آن درنظر بگیرند. در یک سطح کلان، این تمرکز نشان‌دهنده دیدگاهی است که در آن اقتصاد، مستقل از اکوسیستم نیست و در حقیقت تا حد زیادی به آب زیرزمینی و سایر ذخایر منابع حیاتی و خدمات آن‌ها وابسته است. این قضیه نشان می‌دهد که اقتصاد زیرمجموعه‌ای از اکوسیستم است. کشورهای مصرف‌کننده آب زیرزمینی، نیاز دارند تا سیاست‌هایشان را متناسب با محدودیت منابع خاص وضع کنند. آن‌ها باید بپذیرند که فناوری‌ها با این که می‌توانند همه جا در دسترس باشند، اما استفاده از آن‌ها برای پایدارسازی منابع آب زیرزمینی یا هر منبع طبیعی دیگری، در همه موارد نتیجه عادلانه و برابری نخواهد داشت.

بر اساس اتحاد کارایی جامع، مفهوم کارایی باید از نو تعریف شود. محاسبه کارایی در این تعریف جدید، لزوما بر اساس روابط پولی صورت نمی‌گیرد. همان طور که در اتحاد جامع آمده است، برای انجام ارزیابی فرآیندهای تولید و برای اطلاع از خدمات و جریان‌های سرمایه‌ای، از فرآیندهای اقتصادی پایه گرفته تا اصلاحات مورد نیاز برای حفظ سرمایه‌های طبیعی، کماکان روش‌شناسی‌های سنتی اقتصادی کنونی مورد نیاز است.

Source:
Reprinted from Daly, H.E., Beyond Growth: The Economics of Sustainable Development, Beacon Press, Boston, MA, 1996. With permission

ملاحظات در ارزیابی‌های هزینه- فایده

در استفاده از تحلیل‌های متعارف هزینه- فایده، فرض می‌شود که جامعه روابط اکوسیستم را به طور کامل درک می‌کند. این موضوع را می‌توان با استفاده از فناوری در مواقعی که هر یک از این روابط دچار مشکل می‌شود، نشان داد. همچنین فرض می‌شود که شکست بازار را که منجر به تخصیص نادرست منابع می‌شود، می‌توان از طریق قیمت‌گذاری کارآمد، اصلاح نموده و تخصیص صحیح سرمایه و کار را از طریق مکانیسم قیمت‌ها در بازار انجام داد. در دنیای واقعی، عملا دستیابی به این تخصیص بعید به نظر می‌رسد، زیرا علم هنوز تمام توازن طبیعی نیروهای خرد و کلان سیستم اکولوژیکی زمین را شناسایی نکرده است تا به تک تک مصرف‌کنندگان اجازه بدهد که بدانند ارزش منابع در بازاری که در آینده توسط این توازن طبیعی تحت تاثیر قرار می‌گیرد، چقدر است و همچنین بدانند در شرایطی که فضای سیاسی بر استفاده از منابع تاثیر می‌گذارد، چطور باید آن‌ها را ارزش‌گذاری نمود و نهایتا بتوانند با استفاده از این دانسته‌ها، تصمیمات معقولی در استفاده از منابع بگیرند. براساس نظر ساگوف (۱۹۹۰، ص ۹۴-۹۲)، تلاش برای قیمت‌گذاری توازن طبیعی ناشناخته (یا حداقل فعلا ناشناخته) سیستم اکولوژیکی، به عنوان مبادلات خصوصی اشتباه است. تجمیع تصمیمات فردی در بازار برای ارزش‌گذاری توازن طبیعی با تصمیماتی که

ناشی از گفتمان بین دانشمندان، مهندسان، نظریه‌پردازان، فیلسوفان، بازاریان و محافظه کاران در یک فضای عمومی مانند مجلس حاصل می‌شود، تفاوت دارد.

با شناخت محدودیت‌های تحلیل‌های هزینه- فایده و کاربرد آن‌ها در یک پروژه یا برنامه خاص، در صورتی که نسبت منافع به هزینه‌ها از یک بزرگ‌تر باشد، اجرای آن پروژه اقتصادی است. با این حال، ما باید برای شناخت توازن و الزامات اکوسیستم تلاش کنیم، زیرا این موارد بر روی کالاها و خدمات سرمایه طبیعی اثر گذاشته و به طور کلی برای حفظ اقتصاد و برای زندگی فردی ما حیاتی هستند. ما باید به اطلاعاتی دست یابیم که ما را قادر سازد تا ارزش برخی از بخش‌های (هر چند ناچیز) اکوسیستم را تعیین کنیم و برای یک آینده پایدار، تعامل‌مان را با آن افزایش دهیم. در انجام این کار، باید بدانیم که سود خالص یک پروژه یا طرح به مفهوم پایداری نیست. پایداری یک خروجی محتمل و موثر است که از طریق شناخت ارزش‌های اکوسیستمی و ارتباط آن با اقتصاد که جزئی از آن است، تعریف می‌شود. باید اشاره کرد که متخصصان اکوسیستم، ثابت کرده‌اند که داده‌های موجود آب‌های زیرزمینی برای تصمیم‌سازی کافی نیستند (هاینز، ۲۰۰۶).

کمبود سرمایه طبیعی

از آنجایی که در ایالات متحده و اروپا، تنها دوره‌های زمانی اندکی در ۵۰ سال گذشته وجود داشته که طی آن سرمایه طبیعی با کمبود روبرو بوده است، این گونه تلقی شده است که رشد تولید، نامتناهی خواهد بود. از طرفی این دوره‌های کمبود، آنقدر جدی نبوده‌اند که مشکل بزرگی ایجاد کنند و بدین ترتیب نتوانستند نظر مردم را به خود جلب کنند. آب‌های زیرزمینی یکی از مواردی است که در حال حاضر در ایالات متحده به صورت محلی و منطقه‌ای با کمبود روبرو است و نمونه‌های آن به شرح زیر است:

- افت سطح ایستابی در آبخوان‌های دشت‌های مرتفع در غرب ایالات متحده به صورتی که در بخش‌هایی از مناطق ساحلی، برداشت بیش از حد از آب‌های زیرزمینی باعث پیشروی آب شور و کاهش کاربردپذیری آبخوان برای تامین آب شرب در برخی مناطق و افزایش هزینه جایگزینی تامین منابع جدید شده است.
- کاهش کیفیت آبخوان‌ها در سطح ملی به دلیل برخی از سیاست‌های محلی، ایالتی و فدرال، از قبیل سیاست تصفیه و تخلیه مرکزی فاضلاب و توجه کم به ارزش بالقوه این آب برای بازچرخانی و استفاده مجدد.

اصول توسعه پایدار

اصول کاربردی برای تمام منابع آب

بر اساس ملاحظاتی که بیان شد، می‌توان اصول توسعه پایدار را به شرح زیر شناسایی کرد (برگرفته از: ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۶۰-۵۹؛ همچنین نگاه کنید به ساگوف،۱۹۹۰، ص ۹۸-۷۴؛ کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۹۹۸):

۱- اقدامات عاجل را در سطح کلان انجام داده و هم‌زمان تا حد ممکن، انتخاب‌های سطح خرد و احتیاطی را حفظ کنید (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۱).

در شرایطی که آب‌های زیرزمینی محدود بوده و جیره‌بندی شده است، افراد می‌توانند یکی از مصارف ممکن را برای سهمیه خود انتخاب کنند. برای مثال، شهر وست مینستر در ایالت کلرادو آمریکا که میزان برداشت آب‌های زیرزمینی با محدودیت‌های قانونی مواجه بود، با اجرای برنامه سرمایه‌گذاری در ساخت شبکه توزیع آب موازی برای استفاده مجدد از آب، توانست به اهداف اقتصادی دست پیدا کند. این شهر توانست از طریق بازچرخانی آب و با استفاده از همان میزان آب‌های زیرزمینی که در گذشته برداشت می‌شد، آب بیش‌تری را به مصرف‌کنندگان اختصاص دهد. در این شهر مقدار آب در دسترس محدود است.

در شرایطی مشابه، ایالت کالیفرنیا سیاستی را در پیش گرفت که امکان حفاظت از آب‌های زیرزمینی و کاهش مشکلات مربوط به درآمد را برای شرکت آبرسانی فراهم می‌کرد. با تصویب قانونی در سال ۲۰۰۹، موارد زیر امکان‌پذیر شد (هیلدی برند، ۲۰۰۹):

- اندازه‌گیری میزان مصرف آب
- تعیین مصرف پایه برای پاسخگویی نیازهای مشترکین با استفاده از معیارهایی از قبیل تعداد افراد خانوار، کاربری زمین، سطح تحت آبیاری و شرایط آب و هوایی
- قیمت‌گذاری مصرف پایه بر اساس هزینه نسبی خدمات آب و با درنظر گرفتن عواملی مثل طبقه‌بندی مشترکین، اندازه‌گیری مصرف و هزینه افزایشی آب
- تعیین تعرفه مازاد بر مصرف پایه که تحت عنوان هزینه حفاظت نیز شناخته می‌شود. این تعرفه به شرکت آبرسانی این امکان را می‌دهد که بتواند هزینه‌های حفاظت از آب را تامین کند.

این رویکرد انعطاف‌پذیری لازم را برای عرضه‌کننده و مصرف‌کننده فراهم می‌آورد و تصمیم‌سازی در سطح خرد و کلان برای دستیابی به یک توافق دوطرفه، امکان‌پذیر می‌شود.

۲- اصلاح شکست‌های بازار ناشی از قیمت‌گذاری و حقوق مالکیت: مثال‌های این مورد شامل حذف یارانه‌های آبرسانی و اصلاح حقوق استفاده از آب زیرزمینی به نحوی که اثرات برداشت آب بر

کاربران مجاور را درنظر بگیرد، می‌باشد (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹، ص ۱۱۳؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۱). اجرای قوانین مربوط به تعیین و مدیریت مناطق حفاظت شده آب آشامیدنی در اتحادیه اروپا و ایالت کنتیکت در ایالات متحده الزامی است. سازمان‌های محلی می‌توانند فعالیت‌های تنظیم مقررات در این مناطق را مشخص کنند و بر اساس دستورالعمل‌های حفاظت از آب، حقوق یا محدودیت‌هایی را بر استفاده از مواد شیمیایی و مدیریت آب در این مناطق اعمال کنند.

۳- اطمینان از جذب زباله‌های سرمایه طبیعی: اصولا استفاده از آب‌های زیرزمینی باید به نحوی مدیریت شوند که برداشت از منابع در محدوده بازده ایمن صورت گیرد و در دفع ضایعات نیز باید، توانایی طبیعت در تخریب مواد را پیش از دفع درنظر گرفت (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸).

٤- توسعه فناوری‌های استفاده از سرمایه‌های طبیعی تجدیدپذیر: برای مثال، در زمین‌های کشاورزی، با استفاده از فناوری آبیاری قطره‌ای که بر اساس نرخ تبخیر- تعرق محلی تنظیم می‌شود، برداشت از آب‌های زیرزمینی را در محدوده بازده ایمن مدیریت کنید (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸). فناوری‌های بازیافت و استفاده مجدد آب علاوه بر این اصل، در اصل ۵ نیز قرار می‌گیرند.

٥- استفاده از سرمایه طبیعی تجدیدپذیر تنها در سطحی که امکان جایگزینی توسط ابزارهایی مانند بازچرخانی وجود داشته باشد. مثلا برای مصارف بالاتر از حد بازده ایمن که باعث تخلیه آبخوان می‌شود، می‌توان با استفاده از تغذیه مصنوعی، آبخوان را به حالت تعادل بازگرداند (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸).

٦- استفاده از ظرفیت حمل سرمایه طبیعی برای محدود کردن مقیاس فعالیت‌های اقتصادی: در موارد وجود عدم قطعیت و به منظور اطمینان از حفظ سرمایه طبیعی و پیامدهای احتمالی غیرقابل بازگشت ناشی از کاهش آن، از یک ایمنی نهایی کمک بگیرید. به عنوان مثال، اگر دفن لجن در زمین‌های کشاورزی از نهاده زراعی کمتر صورت گیرد، بهتر است عدم قطعیت‌های محیط زیرسطحی را درنظر گرفت تا احتمال آلودگی آب‌های زیرزمینی در مناطق شناخته شده حساس هیدروژئولوژیکی کاهش یابد. همچنین می‌توان برای حفاظت از محیط داخلی آبراهه‌ها، استانداردهایی برای جریان برگشتی آبیاری درنظر گرفت (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸؛ سازمان زمین شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹؛ دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۱).

۷- استفاده از ظرفیت‌های سیاسی و نهادی موجود برای حفاظت از منطقه یا منبع مورد نظر (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۳): برای مثال، سیاست‌های اولیه ایالات متحده برای توسعه ایالت‌های غربی از طریق آبیاری زمین‌های زراعی در زمانی اجرا شد که دانش محدودی در خصوص ظرفیت منابع آب زیرزمینی برای بلندمدت وجود داشت. کنگره ایالات متحده و قانون‌گذاران ایالتی می‌توانستند اطلاعات بیش‌تر و جدیدتری از تمامی بخش‌های علوم زمین‌شناسی، هیدرولوژی و اقتصاد کسب کنند. آن‌ها می‌بایست با درنظر گرفتن باورهای برگرفته از الهیات، فلسفه و فرهنگ (که خواسته‌ها و تمایلات فردی حال و آینده را تحت تاثیر قرار می‌دهند)، در مورد سطح پایداری این منابع مباحثه بیش‌تری داشته باشند (ساگوف، ۱۹۹۰، فصل ۵). از نقطه نظر کیفیت آب، اتحادیه اروپا بر اساس یک دیدگاه اجتماعی- سیاسی، تصمیماتی را در این زمینه اتخاذ کرد. بر اساس این تصمیم، میزان آفت‌کش‌ها و سایر مواد شیمیایی موجود در آب شرب باید در پایین‌ترین سطح مجاز باشد. در نتیجه، کشورهای عضو هزینه‌های هنگفتی را برای تصفیه مناسب منابع آب، حفاظت از مناطق اطراف این منابع و ارتقای چاه‌های آبرسانی صرف کردند (موسسه ملی تحقیقات آب، ۱۹۹۸، ص ۲۳۰-۲۰۹ و ۳۰۴-۲۹۵).

۸- سازمان‌دهی سیستم‌های هیدرولوژیکی و تمامی منابع آبی اطراف آن‌ها (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸): به کارگیری اصول پایداری در سطح کلان آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز، این اطمینان را می‌دهد که در تصمیم‌گیری‌های نحوه مصرف آب، کل منابع آب (آب‌های زیرزمینی و سطحی) و اثرات آن بر منابع دیگر درنظر گرفته شده‌اند (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹؛ اتحادیه اروپا، ۲۰۰۰؛ آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۷، کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸). این اصل نشان‌دهنده یک رویکرد علمی مناسب برای اجرای سیاست‌های پایداری در منابع آب‌های زیرزمینی است. اگر چه نشان دادن مشکلات فرامرزی بسیار دشوار است، اما دولت‌ها توانسته‌اند چنین سیاست‌هایی را نیز وضع و اجرا کنند. برای مثال، کمیسیون حوضه رودخانه دلاویر، قوانینی را تنظیم و اجرا کرد که بر چهار ایالتی که از آن‌ها می‌گذرد، تاثیرگذار بوده است (کمیسیون حوضه رودخانه دلاویر، ۲۰۰۸). این اصل همچنین مفهوم مدیریت جامع آب را برای تمامی آب‌های جاری از جمله آب بازیافتی و بازچرخانی شده، در خود جای می‌دهد (جفکوت، ۲۰۰۹). شهر اورنج کانتی در کالیفرنیا، این مفهوم تعمیم یافته را در قالب سیستم ذخیره مجدد آب‌های زیرزمینی به کار گرفت تا فاضلاب را تصفیه و از آن برای ایجاد یک مانع در برابر نفوذ آب شور استفاده کند و همچنین آب مورد نیاز برای تغذیه آبخوان‌های بزرگ‌تر را فراهم کند

(مارکوس، ۲۰۰۹). چنین رویکردی می‌تواند برای مدیریت آب‌های زیرزمینی برای جوامع ساحلی در پاسخگویی به تاثیرات تغییر اقلیمی و افزایش آب سطح اقیانوس‌ها مهم باشد.

اصول ویژه آب‌های زیرزمینی

در بخش‌های قبلی، پایداری آب‌های زیرزمینی این گونه تعریف شد: توسعه و استفاده از آب‌های زیرزمینی به نحوی که در مدت زمان نامتناهی بدون ایجاد پیامدهای نامطلوب زیست محیطی، اقتصادی یا اجتماعی حفظ شود (الی و همکاران، ۱۹۹۹، ص ۱). این پیامدها شامل عوامل متعددی است. با استفاده از اصول جدید هیدرولوژیکی و شناخت بهتر آب در محیط زیرسطحی، اصول پایداری ویژه آب‌های زیرزمینی به شرح زیر خواهد بود:

۹- شناسایی وضعیت منابع به عنوان مبنایی برای اقدامات پایدارسازی: اتحادیه اروپا در حال ایجاد یک شبکه نظارت بر آب‌های زیرزمینی است تا موارد مربوط به آب‌های زیرزمینی که در دستورالعمل چارچوب آب مشخص شده است را اجرایی کرده و توسعه دهد (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۷). در ایالات متحده نیز در سال ۲۰۰۷، کمیته مشورتی اطلاعات آب[۱] تشخیص داد که برای برآورده کردن تقاضاهای آب آشامیدنی، تولید غذا و انرژی و تغییرات اقلیمی، لازم است تا به اطلاعات کافی برای برنامه‌ریزی، مدیریت و توسعه منابع آب زیرزمینی دست یافت تا با استفاده از آن بتوان نیازهای فعلی و آینده آب و الزامات اکوسیستم را رفع نمود (کمیته مشورتی اطلاعات آب، ۲۰۰۸). بر این اساس، تهیه طرح ایجاد یک شبکه ملی آب زیرزمینی شروع شد. علاوه بر مشخص کردن وضعیت آن بخش از اکوسیستم که در زیر زمین قرار دارد، این شیوه نظارت یک نهاده ضروری و بنیادی برای اطلاعات اقتصادی است. اطلاعاتی که برای ارزیابی کارایی پروژه‌ها و برنامه‌های آینده از طریق تحلیل هزینه- فایده لازم است.

۱۰- درنظر گرفتن حساسیت طبیعی و آسیب‌پذیری ناحیه غیراشباع در برابر آلاینده‌ها (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۳؛ سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹): ظرفیت مواد موجود در لایه‌های زمین برای انتقال و ذخیره آب‌های زیرزمینی بسیار متنوع است (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۱۰). این تنوع هم در سطح زمین و لایه‌های سطحی و هم در لایه‌های عمیق‌تر مشاهده می‌شود. لایه‌های با ضریب نفوذ زیاد بارش، می‌توانند در نزدیکی لایه‌های با نفوذپذیری کم‌تر که باعث ایجاد رواناب می‌شوند، قرار بگیرند. اگر آلاینده‌ها وارد ناحیه اشباع خاک شوند، حذف آن‌ها از آبخوان‌ها یا

۱- Advisory Committee on Water Information (ACWI)

حتی مناطقی که سرعت عبور آب در آن‌ها پایین است، دشوار می‌شود. این عوامل فیزیکی به شدت بر هزینه حذف آلاینده‌ها از آب‌های زیرزمینی تأثیر می‌گذارد.

۱۱- درنظر گرفتن وضعیت چاه‌ها: اگر چاهی به دلایلی مانند گذر زمان، استفاده، سوءاستفاده و یا متروکه شدن آسیب دیده باشد، می‌تواند موجب افزایش آلاینده‌های آب‌های زیرزمینی شود (یورگنسن و همکاران، ۱۹۹۸).

۱۲- درنظر گرفتن سرعت پایین عبور آب‌های زیرزمینی: به دلیل حرکت آهسته آب یا آلاینده به سمت نقاط تخلیه، آلاینده می‌تواند مدت زمان طولانی در آب باقی بماند. حرکت آهسته، تصفیه را دشوار کرده و شرایط زیرسطحی قابلیت تخریب طبیعی را کاهش می‌دهد (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۵۹).

۱۳- اثرات بلندمدت برداشت یا تغذیه (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۳؛ اتحادیه اروپا، ۲۰۰۷، ص ۱۵، پیوست ۱): بیلان و کیفیت آب باید در طول زمان و با درنظر گرفتن مناطق آلوده شده، ارزیابی شود. مناطق آلوده شده می‌تواند در فاصله‌های دور از نقطه برداشت قرار داشته باشند.

۱٤- منابع آب‌های زیرزمینی می‌توانند بسته به نرخ برداشت و تغذیه در طول دوره‌های زمانی مشخص، تجدیدپذیر یا تجدیدناپذیر باشند: کاهش ذخایر باید در دوره بررسی پایداری مدنظر قرار بگیرد (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۳).

۱۵- عمیق‌تر بودن چاه‌ها میزان اثرگذاری و اثرپذیری بر آب و سایر فعالیت‌ها را بیش‌تر می‌کند (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۳۷): چاه‌های عمیق‌تر معمولا منابع آب بزرگ‌تر و تمیزتری هستند. با توجه به این که این چاه‌ها از آبخوان‌های بزرگ‌تر و از فاصله‌های طولانی‌تری آب را به خود می‌کشند، می‌توانند بر جریان‌ها، تالاب‌ها و سایر آب‌های سطحی که در فواصل دورتری هستند، تاثیر بگذارند. این مسئله در مورد تاثیرپذیریشان از منابع آلوده نیز صدق می‌کند. این شرایط بر مصرف‌کنندگان، هزینه‌ها و منافع استفاده از آن‌ها نیز تاثیر خواهد گذاشت. در طول زمان، مدل‌سازی آبخوان برای حل چنین مسائلی توسعه یافته است.

۱٦- درنظر گرفتن مناطق تغذیه بالقوه آبخوان و همه راه‌های آلودگی آن: در زمان طراحی و برنامه‌ریزی در خصوص کمیت و کیفیت آب، باید نواحی تغذیه شامل جریان‌ها، تالاب‌ها، دریاچه‌ها، نواحی ساحلی، برکه‌های نفوذپذیر، نواحی آب شور مجاور، زباله‌های تزریقی قدیمی و جدید و سایر راه‌های نفوذ آلودگی را ارزیابی کرد (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات

متحده؛ سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹). در نمایه (۱۴-۲) برخی از مهم‌ترین اثرات ناشی از عدم توجه به کل منابع آب در برنامه‌ریزی و مدیریت نشان داده شده است.

۱۷- درنظر گرفتن پتانسیل تخریب هر نوع محصول یا زباله رها شده بر روی زمین، به داخل زمین یا رها شده به جریان‌های تغذیه‌کننده آب‌های زیرزمینی (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۳۹۳a,b): تصمیماتی که پیش از استفاده از محصولات یا دفع زباله‌ها (چه در صورتی که توانایی تخریب در محیط‌های کم اکسیژن یا بدون نور خورشید داشته باشند و چه در صورتی که نداشته باشند) اتخاذ می‌شود، می‌تواند بر استفاده بلندمدت از آب‌های زیرزمینی که به محلی برای تجمع مواد شیمیایی تبدیل شده‌اند، تأثیر بگذارد. این تصمیمات بر هزینه استفاده از آب‌های زیرزمینی و منافع آیندگان نیز تاثیر می‌گذارد.

۱۸- توجه به این نکته که آب و محیط زیرسطحی دارای ارزش بوده و قیمت آن نباید صفر درنظر گرفته شود: این اصل شاید از سایر اصول مهم‌تر باشد. مقدار این ارزش را می‌توان از طریق اهداف عملکردهای خاص سیاست‌های منابع تعیین کرد. پس از رفع نیازهای انسان و اکوسیستم نیز می‌توان آن را از طریق سایر فرآیندهای اقتصادی، شامل بازار حقابه‌ها و خدمات قابل خرید و فروش محیط زیر زمینی تعیین کرد.

اصول بیان شده را می‌توان به عنوان مبنایی برای پیاده‌سازی توسعه پایدار و استفاده از آب‌های زیرزمینی که جزئی از سرمایه طبیعی اکوسیستم هستند، به کار برد. هر اصل هزینه و فایده خاص خود را دارد. برای هر پروژه و برنامه باید این هزینه‌ها و منافع را ارزیابی نمود تا بتوان کارآمدترین راه را برای دستیابی به پایداری منابع آب زیرزمینی شناسایی کرد.

برخی از رویکردهای جایگزین

توسعه پایدار از دیدگاه اقتصاد کلان شامل مجموعه‌ای از سیاست‌های مختلف مانند مالیات بر آلودگی (یعنی بالا بردن قیمت برای فعالیت‌های نامطلوب) یا تنظیم مقررات و تعیین استانداردها (یعنی تعیین یک هدف عملکردی برای منابع و برای فعالیت‌های آب‌بر) است. با استفاده از یک محور که یک سمت آن پایداری بسیار کم و سوی دیگر آن پایداری بسیار زیاد را نشان می‌دهد، می‌توان این رویکردهای جایگزین را با یکدیگر مقایسه کرد (ترنر و همکاران، ۱۹۹۳، ص ۶۰). در نمایه (۱۴-۳)، این دسته از رویکردها و برخی از خروجی‌های عملی سیاست‌ها ارائه شده است. نکته قابل توجه این است که رویکردهای مبتنی بر تصمیمات و ترجیحات فردی در دسته پایداری کم قرار می‌گیرند، در حالی که رویکردهایی که الزامات عملکردی را درنظر می‌گیرند، در دسته پایداری زیاد قرار دارند. در عمل، هر رویکردی می‌تواند بر سیاست‌های کلان تاثیر

گذاشته و بسته به شرایط و مکان (به عنوان نمونه، در جایی که سرمایه‌های طبیعی حیاتی به صورت غیرقابل برگشت و برای حفظ جریان درآمدها، مصرف می‌شوند و یا در جایی که عدم قطعیت‌های محیط زیستی زیاد است)، مورد نیاز و ضروری باشد.

نمایه ۱۴-۲- برخی از اثرات سیاست‌هایی که تمام منابع آب را مدنظر قرار نمی‌دهند

اثرات کمی

- کاهش عرضه آب
- افت سطح آب زیرزمینی به دلیل برداشت بیش از حد
- کاهش ارزش املاک و اراضی مجاور در اثر عرضه ناکافی آب
- کاهش جریان آب رودخانه‌ها به دلیل پمپاژ آب‌های زیرزمینی از مکان‌های دور و نزدیک
- کاهش آب سرشاخه رودخانه‌ها در اثر افت سطح آب زیرزمینی
- کاهش سطح آب دریاچه‌ها به دلیل افت سطح آب زیرزمینی
- تغییرات یا مرگ گونه‌های گیاهی (به خصوص آن‌هایی که به آب‌های زیرزمینی کم‌عمق وابسته هستند) به دلیل افت سطح آب زیرزمینی
- از بین رفتن زیستگاه گونه‌های محلی و در معرض خطر
- خشک شدن چاه‌های سطحی
- نیاز به حفر چاه‌های عمیق‌تر برای رسیدن به آب، در هنگامی که چاه‌های سطحی خشک می‌شوند
- خشک شدن تالاب‌ها به دلیل افت سطح آب زیرزمینی
- به خطر افتادن حیات وحش، در صورت خشک شدن رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها
- فرونشست زمین به دلیل افت سطح آب زیرزمینی (قبلا این آب باعث تقویت ساختار خاک می‌شد)
- آسیب دیدن بزرگراه‌ها، سازه‌ها و زیرساخت‌های زیرزمینی به دلیل فرو نشست زمین

اثرات کیفی

- کیفیت آب زیرزمینی در اثر انتشار مواد شیمیایی (محصول یا زباله)، آلودگی‌های میکروبی و نفوذ آب‌های شور یا لب‌شور کاهش می‌یابد.
- مصرف‌کنندگان آب‌های زیرزمینی دیگر قادر به استفاده از این منبع، برای مصارف شرب و خانگی نخواهند بود.
- با کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی، ارزش املاک و اراضی مجاور کاهش می‌یابد.
- با ورود آب‌های زیرزمینی بی‌کیفیت به داخل رودخانه‌ها، دریاچه‌ها و تالاب‌ها، کیفیت آب آن‌ها نیز کاهش می‌یابد.
- گونه‌های محلی و در معرض خطری که برای بقاء به آب‌های زیرزمینی با دما و کیفیت مشخص نیاز دارند، از بین می‌روند.
- مصرف‌کنندگان آب سطحی نیز قادر نخواهند بود تا از این منبع برای مصارف شرب یا شنا استفاده کنند
- با کاهش کیفیت آب‌های سطحی، ارزش املاک و اراضی واقع در اطراف این منابع سطحی نیز کاهش می‌یابد
- با کاهش کیفیت آب منابع سطحی، حیات وحش آن‌ها نیز به خطر می‌افتد
- وجود آب نامناسب در مکان‌های عمومی باعث می‌شود تا جمعیت کم‌تری از این مکان‌ها استفاده کنند.

Sources:
Adapted from U.S. Geological Survey (USGS), Sustainability of Ground-Water Resources, U.S. Geological Survey Circular 1186, 1999b
Adapted from Western Water Policy Review Advisory Commission (WWPRAC), Water in the West: Challenge for the Next Century, 1998

نمایه ۱۴-۳- رویکردها و اقدامات مرتبط با پایداری

شاخصه (دسته‌ها دارای همپوشانی هستند)	ویژگی‌های هر رویکرد	نقاط قوت و یا کاستی‌های هر رویکرد	مثالی از ابزار سیاستی مورد استفاده با رویکرد	ابزار قابل کاربرد برای پایداری آب زیرزمینی
پایداری بسیار کم	رویکرد هزینه- فایده متعارف: اصلاح شکست و مداخله بازار از طریق قیمت‌گذاری کارآمد؛ معیار پارتو (جبران خسارت فرضی)؛ حاکمیت مصرف-کننده؛ جایگزینی بی‌نهایت	فناوری می‌تواند مشکلات عرضه را حل نماید؛ قیمت‌گذاری مناسب را می‌توان شناسایی و به کار گرفت؛ منافع کوتاه‌مدت با بیش‌ترین ارزش	مالیات بر آلودگی، حذف یارانه‌ها؛ درنظر گرفتن حقوق مالکیت	مالیات‌های مبتنی بر قابلیت تخریب آلاینده‌ها یا حجم استفاده؛ درنظر گرفتن حقابه آب زیرزمینی برای تمام مالکان اراضی
پایداری کم	رویکرد هزینه- فایده اصلاح شده: تعمیم استفاده از روش‌های ارزیابی پولی، جبران خسارت واقعی، پروژه‌ای در سایه و ...، رویکرد سیستم‌ها، نسخه ضعیف استاندارد حداقل ایمنی	کماکان برای جایگزینی‌ها به بازار و فناوری اتکا می‌کند، بر شناسایی کل هزینه و منفعت سیستم تکیه می‌کند	مالیات بر آلودگی، مجوز، بازپرداخت سپرده‌ها، اهداف محیطی	کنترل رهاسازی مواد به محیط زیرسطحی، تعیین دسته‌ای از شرایط محیطی برای سطح قابل قبول آب زیرزمینی یا تعیین نرخ استفاده از مواد شیمیایی
پایداری زیاد	رویکرد استانداردهای ثابت: اصل احتیاط، ارزش اولیه و ثانویه قانون سرمایه طبیعی، خودآزمایی دوجانبه، ارزش ترجیحات اجتماعی؛ نسخه قوی استاندارد حداقل ایمنی	متکی به استانداردهایی است که در بسیاری از موارد قابل کاربرد هستند	استانداردهای محیطی: تعیین منطقه حفاظت شده؛ استانداردهای رهاسازی مواد که مبتنی بر فناوری فرآیند هستند؛ مجوز؛ تفکیک؛ ضمانت‌نامه	محدودیت غلظت آلاینده‌ها در محیط زیرسطحی؛ درخواست ضمانت برای استفاده از مواد شیمیایی و رهاسازی زباله‌ها بر روی زمین و یا در محیط زیرسطحی
پایداری بسیار زیاد	کنار گذاشتن تحلیل هزینه - فایده؛ یا به کارگیری تحلیل هزینه - اثربخشی به صورت بسیار محدود؛ اخلاق زیستی	برای هدایت تصمیم‌ها بر دانش روابط خاص اکوسیستم تکیه می‌کند	استانداردها و مقررات؛ دستورالعمل‌های سبک زندگی	تمام کاربری‌های محیط زیرسطحی از طریق محدود کردن برداشت‌ها کنترل می‌شود. با الزامات تنظیم مقررات به صورت تقریبا آنلاین نیز مقدار مصارف آب کنترل می‌شود

Source:
Modifi ed from Turner, R.K. et al., Environmental Economics: An Elementary Introduction, The Johns Hopkins University Press, Baltimore, MD, 1993, 60. With permission.

قواعد تصمیم‌گیری برای شمول پایداری در سطح کلان، به منظور اقداماتی که برای حفظ سرمایه طبیعی انجام می‌شوند، برای هر دو منبع تجدیدپذیر و تجدیدناپذیر به کار گرفته می‌شود (کامن و اشتاگل، ۲۰۰۵، ص ۳۷۸، با استناد به کاستانزا و دالی، ۱۹۹۲):

۱- برای منابع تجدیدپذیر: در مورد آب‌های زیرزمینی تجدیدپذیر به خصوص در مورد آبخوان‌های سطحی، مصارف را در حد پایداری منابع محدود کنید (این مسئله مشابه بازده ایمن آب‌های زیرزمینی است). توجه داشته باشید که این کار فقط مربوط به کمیت است. در خصوص کیفیت لازم است که نرخ تخریب طبیعی محیط‌های زیرسطحی در طول دوره‌های زمانی تعیین شود تا منافع آینده استفاده از آب‌های زیرزمینی حفظ شود.

۲- برای منابع تجدیدناپذیر: درآمد حاصل از مصرف منابع تجدیدناپذیر را بر روی منابع طبیعی تجدیدپذیر سرمایه‌گذاری کنید. آب‌های زیرزمینی تجدیدناپذیر در آبخوان‌های عمیق‌تر و یا در آبخوان‌های سطحی‌تری که در آن‌ها نرخ برداشت از نرخ طبیعی تغذیه بیش‌تر باشد، قرار دارند. همچنین آب‌های زیرزمینی شور و لب‌شور که با استفاده از فناوری‌های شیرین سازی در مناطق خشک و دارای منابع آبی محدود، تصفیه می‌شوند نیز در دسته آب‌های تجدیدناپذیر قرار می‌گیرند. برای مثال، بخشی از سود حاصل از حفاری مواد معدنی که در فرآیند تولید منجر به تخلیه آب‌های زیرزمینی می‌شود را می‌توان برای تصفیه آب‌های زیرزمینی یا تغذیه مصنوعی آبخوان استفاده کرد.

هدف‌گذاری سیاست‌های آب زیرزمینی پایدار

اکثر کشورها به لحاظ سیاسی، نهادی و یا مالی، قادر به شناخت همه جنبه‌های کوتاه‌مدت پایداری نیستند. با این حال، آن‌ها می‌توانند با درنظر گرفتن شرایط تاریخی و نهادهای موجود و اثرگذار بر پایداری و پس از ترسیم تصویر بزرگ‌تری از مصارف و برداشت‌ها از منابع اکوسیستم، سیاست‌ها و فعالیت‌های خود را هم‌راستا کنند. آن‌ها از این طریق می‌توانند بر روی اولویت‌های حفظ سرمایه طبیعی خود برای نسل حاضر و آیندگان تمرکز کنند. اتحادیه اروپا برای مدیریت منابع آب، در حال اجرای این رویکرد است. با استفاده از رویکردهای سیاستی که قبلا گفته شد (و در ادامه بیش‌تر به آن‌ها پرداخته می‌شود)، می‌توان اقدامات آتی مورد نیاز کشورها برای دستیابی به پایداری ذخایر آب زیرزمینی و برای کاهش احتمال از بین رفتن خدمات اکوسیستم را نشان داد. این سیاست‌ها باید بر بزرگ‌ترین مصرف‌کنندگان آب زیرزمینی اعمال شوند تا حداکثر نتیجه ممکن حاصل شود. این بخش‌ها شامل آبیاری، آبرسانی عمومی، مصارف صنعتی، معادن و مصارف شهری و خانگی می‌باشند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۱۹۹۶؛ سولی و همکاران، ۱۹۹۸؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹).

علاوه بر این، شورای توسعه پایدار ایالات متحده، دسته‌ای از تغییرات سیاستی را شناسایی کرده است که اگر به کار گرفته شوند، باعث حرکت به سوی توسعه پایدار خواهند شد. در نمایه (۱۴-۴)، تغییرات سیاستی که بیش‌ترین تاثیر بر آب‌های زیرزمینی را دارند، نشان داده شده است.

همچنین اتحادیه اروپا «برنامه انرژی، محیط‌زیست و توسعه پایدار برای توسعه تحقیقات و فناوری را تحت چارچوب برنامه پنجم» (اتحادیه اروپا، ۱۹۹۹a) اجرا نموده است. برنامه تحقیقاتی «مدیریت پایدار و کیفیت آب» با عنوان اقدام کلیدی شماره ۱، برای سال‌های ۱۹۹۹ تا ۲۰۰۲ شناخته شده و در سال ۱۹۹۹ بودجه‌ای معادل ۶۲/۵ میلیون یورو برای پروژه‌های آب پایدار به آن اختصاص داده شد و در سال ۲۰۰۲ تا ۱۷۵ میلیون یورو در سال افزایش یافت. در نمایه (۱۴-۵) خلاصه‌یی از این پروژه‌ها نشان داده شده است. اگر چه برخی از ارزش‌های آب قابل کمی‌سازی نیست، این پروژه‌ها نشان‌دهنده ارزشی است که شورای سیاست‌گذاری اتحادیه اروپا برای پایداری آب قائل است.

توسعه پایدار باید برای عرضه بلندمدت کالاها و خدمات اکوسیستم تلاش کند تا در عملکرد اقتصادی خللی وارد نشود. بنابراین، اولویت اول سیاست‌های آب‌های زیرزمینی پایدار باید به جای سیاست‌های پولی و مالی، ایجاد مقیاس پایداری منابع باشد. نهادهای سیاسی باید برای دستیابی به این هدف، اطلاعات را از دانشمندان، مهندسان، طراحان و سایر تخصص‌ها کسب کنند. زمانی که منابع کمیاب می‌شوند، مشکلات در مالکیت و توزیع آن‌ها پدیدار می‌شوند. با وجود فناوری‌ها و نهادهایی که برای دسترسی و استفاده از آب ایجاد شده‌اند، توزیع عادلانه آب یک دغدغه اجتماعی و اخلاقی خواهد بود، تا اطمینان حاصل شود که سایر ساکنان کره زمین نیز برای پاسخگویی به نیازهایشان به آب کافی دسترسی دارند. پس از تعیین اهداف پایداری، ابزارهای سیاستی مربوط به تخصیص کارآمد منابع به خصوص در صورت کمیاب بودن آن، در اولویت اجرای سیاست‌های پایدار قرار می‌گیرند.

در اجرای برخی از رویکردهای سیاستی خاص در استفاده پایدار از آب‌های زیرزمینی برای یک پروژه یا برنامه مشخص، باید پیش از اجرای تصمیمات، تجزیه و تحلیل‌های بیش‌تری صورت بگیرد.

نمایه ۱۴-۴- خلاصه‌یی از تغییرات سیاستی پیشنهادی برای توسعه پایدار آب زیرزمینی در ایالات متحده

- تغییر بار مالیاتی به سمت مصرف، کالاها و خدمات برای کاهش ریسک‌های زیست محیطی
- ارتقاء بهره‌وری اقتصادی و بهره‌وری مواد
- کاهش مالیات بر حقوق افراد کم درآمد
- بررسی این که آیا ادامه اعطای یارانه‌ها ضروری است یا خیر
- اطمینان از مسئولیت‌پذیری زیست محیطی تولیدکنندگان در چرخه عمر محصول
- ارتقاء فناوری‌های پاک و کارآمد
- ارائه مشوق برای بازیافت و جایگزینی مصالح مشکل‌آفرین
- استفاده از مشوق‌های بازاری (برای مثال، خرید و فروش کاهش انتشار، وضع عوارض، هزینه‌های بازگشت سرمایه و مجوزهای قابل خرید و فروش)
- اتخاذ اقدامات حسابداری. این سیاست، هزینه‌های زیست محیطی را با محصولات، فرآیندها و فعالیت‌های که آن‌ها را تولید می‌کنند، مرتبط می‌سازد
- گسترش شاخص‌های توسعه پایدار
- توسعه سیاست‌های مهاجرتی برای کاهش اثرات منفی توزیع ملی جمعیت بر توسعه پایدار
- استفاده از بهترین اطلاعات زیست محیطی، اجتماعی و اقتصادی برای مدیریت منابع طبیعی
- دریافت هزینه کامل جبران خسارت استفاده از منابع از مصرف‌کنندگان منابع عمومی
- مقایسه منافع و هزینه‌های پروژه‌های زیرساخت‌های عمومی
- اصلاح ساختار قیمت‌گذاری منابع طبیعی
- حفظ تولید اصلی مزارع
- تمرکز بر آموزش روابط متقابل میان محیط زیست، اقتصاد، عدالت اجتماعی و تفکر بلندمدت، توجه به مدارس به عنوان مدل‌های توسعه پایدار
- حمایت از دسترسی دولت‌ها و جوامع محلی به فناوری و اطلاعات مربوط به فرآیندهای برنامه‌ریزی پایدار جامعه
- مدیریت رشد جغرافیایی جوامع موجود و جای‌گذاری جوامع جدید برای حفاظت از خطرات طبیعی
- حذف مشوق‌های دولتی که باعث توسعه مناطق آسیب‌پذیر می‌شوند.
- متنوع‌سازی اقتصادهای محلی؛ اقتصادی‌هایی که بر پایه ویژگی‌های منحصر به فرد محلی ساخته می‌شوند.
- سرمایه‌گذاری در فناوری‌های زیست محیطی، بازیافت و پیشگیری از آلودگی برای توسعه فرصت‌های اقتصادی
- احیای مناطق آلوده رها شده شامل اراضی شهری آلوده متروکه یا کم استفاده
- حمایت از فعالیت‌های تحقیقاتی، درخواست مشارکت از سایر کشورها برای انجام پژوهش‌های بین‌المللی در زمینه مسائل بحرانی مربوط به بهداشت و محیط زیست
- ترویج و تشویق سیستم‌های تجارت جهانی که به صورت متقابل باعث تقویت حفاظت از محیط زیست و سایر اهداف توسعه اجتماعی می‌شوند.
- استفاده از فناوری‌های نوآورانه برای حفاظت مقرون به صرفه‌تر از منابع در برابر آلودگی و استفاده کارآمدتر از آن‌ها
- پیگیری اقداماتی برای کاهش اثرات گرمایش زمین و سازگاری با آن‌ها

Source:
Abstracted and adapted from Sitarz, D. (ed.), Sustainable America: America's Environment, Economy and Society in the 21st Century, EarthPress/Nova Publishing Company, Carbondale, IL,1998. With permission

نمایه ۱۴-۵- برنامه تحقیقاتی اتحادیه اروپا در زمینه توسعه پایدار

اقدام کلیدی شماره ۱: مدیریت پایدار و کیفیت آب‌های زیرزمینی

۱-۱- مدیریت یکپارچه و مصرف پایدار منابع آب در مقیاس حوضه آبریز

۱-۱-۱- روش‌ها و ابزارهای برنامه‌ریزی استراتژیک و مدیریت یکپارچه در مقیاس حوضه آبریز: به منظور تشخیص برهم‌کنش‌های پیچیده محیط‌های انسانی و طبیعی مرتبط با کیفیت و کمیت آب در مصارف مختلف آن، ملاحظات عدم قطعیت دسترسی به آب برای کارکردهای اکوسیستمی

۱-۱-۲- جوانب اجتماعی اقتصادی مصرف پایدار آب: ارزیابی فشارها و موانع بازدارنده در برابر مصرف پایدار منابع آب؛ سنجش روابط پویای بین نهادها، سیاست‌ها و مدیریت آب؛ شناخت میزان درک مردم از آب به عنوان یک منبع و کالای اقتصادی؛ تحلیل کارآمدی اکولوژیکی و اقتصادی گزینه‌های مختلف مدیریتی و فناوری؛ توسعه دستورالعمل‌ها و شاخص‌های مصرف پایدار آب

۱-۱-۳- طرح‌های مدیریت کاربردی و سیستم‌های پشتیبان تصمیم‌گیری: برای مدیریت یکپارچه منابع آب، شامل اعتبارسنجی و اثبات طرح‌های مدیریتی، آگاهی بیش‌تر نسبت به مشکلات آبی، تعریف بهترین اقدامات مدیریتی و انتقال مناسب دانش به مصرف‌کنندگان آب

۱-۲- کیفیت اکولوژیکی تالاب‌ها و اکوسیستم‌های آب شیرین

۱-۲-۱- تعیین عملکرد اکوسیستم: از طریق ارزیابی تفاوت‌های بین تنوع طبیعی و اثرات انسان‌شناختی؛ توسعه شاخص‌های کیفیت اکولوژیکی، عملکردی و تنوع زیستی؛ توسعه و اعتبارسنجی روش‌های حفظ و احیای عملکردهای اکوسیستم‌های آبی تخریب شده

۱-۲-۲- اهداف کیفیت اکولوژیکی: در حمایت از طرح‌های پایش و نظارت بر کیفیت آب، سیاست‌های محیط زیستی و مدیریت یکپارچه منابع آب از طریق توسعه شاخص‌های کیفیت اکولوژیکی آب و بهداشت اکوسیستم

۱-۳- فناوری‌های پالایش و تصفیه

۱-۳-۱- مدیریت آب شهری: شامل ارزیابی و طراحی بهینه آبرسانی و انتقال آب از محل عرضه تا مصرف؛ توسعه فناوری‌های پیشرفته تصفیه، بازسازی و حذف آلودگی‌ها

۱-۳-۲- تصفیه و استفاده مجدد از فاضلاب: به منظور کمینه کردن اثرات محیط زیستی فاضلاب از طریق استفاده از آب غیرقابل شرب در صنایع؛ توسعه استراتژی‌ها برای فناوری‌های استفاده مجدد از آب، تصفیه لجن و کاهش اثرات در سطوح محلی، به صورت ایمن، قابل قبول برای عموم و به صورت اقتصادی

۱-۴- پیشگیری از آلودگی

۱-۴-۱- جلوگیری از آلوده شدن آب از طریق زمین‌های آلوده، محل دفن زباله‌ها و رسوبات: شامل توسعه فناوری‌های در محل و نوآورانه برای کاهش آلودگی در محل‌های آلوده، آب‌های زیرزمینی و رسوبات و روش‌های ارتقای ظرفیت تخریب طبیعی

۱-۴-۲ مقابله با آلودگی‌های منتشر شده: از طریق توسعه و اعتبارسنجی اقدامات زمینی برای پیشگیری یا کاهش بار آلودگی‌های منتشر شده (غیرنقطه‌ای)

۱-۵- سیستم‌های نظارتی، هشدار اولیه و ارتباطات

۱-۵-۱- کنترل و پایش آلودگی‌ها: از طریق توسعه نرم‌افزاری، سیستم‌های اندازه‌گیری، دستگاه‌های حسگر و سیستم‌های هشدار اولیه آلودگی‌های خطرناک در محیط‌های خاکی، آبخوان‌ها و اکوسیستم‌های آبی حساس

۱-۵-۲- پیش‌بینی توسعه یافته سیل و خشکسالی: از طریق یکپارچه‌سازی فرآیندها و استفاده از اطلاعات زمینی و سنجش از راه دور و با به کارگیری سایر روش‌های نظارت برای پیشگیری از خطر

۱-۶- مقررات‌گذاری برای ذخایر و فناوری‌ها در مناطق خشک و نیمه خشک و به طور کلی مناطق دارای کمبود آب

۱-۶-۱- مدیریت و مصرف منابع آب: از طریق ارزیابی اثرات زیست‌محیطی خشک‌سالی، بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی، انتقال آب در مقیاس بزرگ و عوامل اجتماعی اقتصادی مؤثر بر عرضه و تقاضای آب و توسعه معیارهای جلوگیری از تنش‌ها و مناقشات آبی

۱-۶-۲- پیشگیری و کاهش نفوذ آب شور: از طریق افزایش سطح شناخت حرکت آب و فرآیندهای شیمیایی در محیط زیرسطحی

ادامه نمایه ۱۴-۵- برنامه تحقیقاتی اتحادیه اروپا در زمینه توسعه پایدار

۶-۳-۱- سطوح مدیریت و توسعه فناوری: از طریق هماهنگ کردن روش‌ها و ابزارهای دارای ویژگی هزینه - اثربخشی و سازگار با محیط زیست، نگهداری و تحلیل داده‌های بخش آب به منظور تعیین مقررات برای آب‌های زیرزمینی و سطحی، ارتقای دانش اجرای روش‌های تغذیه مصنوعی آبخوان و منابع آبی جایگزین، تغییرات فناوری و استفاده از روش‌های هزینه – اثربخشی برای یافتن منابع جایگزین و حفاظت از آب در کشاورزی و صنایع و توسعه روش‌های پیشرفته شناسایی آبخوان‌های کارستی

Source:
Abstracted from European Union, Energy, Environment and Sustainable Development Programme for Research, Technology Development and Demonstration [RD&D] under the Fifth Framework Programme, 1999a.

مدیریت جامع و یکپارچه منابع آب

آب‌های زیرزمینی را باید در بستر مدیریت جامع منابع آب درنظر گرفت، به طوری که عمده عوامل اقتصادی، هزینه‌ها و منافع مؤثر بر استفاده از منابع آب را منعکس کنند. (العشری و گیبونز، ۱۹۸۸). همان گونه که بررسی قوانین و سیاست‌های ملی کشورها نشان داد، در بیش‌تر کشورها قانونی وجود دارد که در آن آب‌های سطحی و زیرزمینی را به عنوان بخشی به هم پیوسته از چرخه هیدرولوژیکی و نه به عنوان دو حوزه جداگانه، درنظر می‌گیرد. البته در برخی موارد برای آب‌های زیرزمینی ژرف، استثناء قائل می‌شوند. مسائل مربوط به تغییر اقلیم نشان می‌دهد که شرایط هواشناسی نیز باید در این حوزه درنظر گرفته شود. در مناطق خشکی که تغییر اقلیم تاثیرات بیش‌تری بر خشک‌سالی آن منطقه دارد، برای توسعه اطلاعات و سیاست‌های منابع حیاتی باید آب‌های زیرزمینی (و سطحی) شور و لب‌شور نیز در یک رویکرد یکپارچه درنظر گرفته شوند. رویکرد جامع و یکپارچه باعث می‌شود که تمام عوامل مهم عرضه آب در تدوین قوانین مدیریت آب درنظر گرفته شوند.

تنظیم اهداف صریح مدیریت آبخوان

آبخوان‌ها به عنوان بخشی از سیاست مدیریت جامع و یکپارچه منابع آب، باید اهداف مدیریتی صریح و شفافی داشته باشند، زیرا این آبخوان‌ها دارایی‌های سرمایه طبیعی محسوب می‌شوند. در نمایه (۱۴-۳)، این اهداف در دسته پایداری بسیار زیاد معرفی شده است. آب‌های زیرزمینی بخشی از چرخه هیدرولوژیکی بوده و حرکت می‌کنند، در زیر مرزهای سیاسی جریان دارند، جریان پایه رودخانه‌ها را تغذیه می‌کنند، در حفظ کیفیت مصب‌ها و تالاب‌ها، به عنوان یک زیستگاه اثرگذار هستند، بر شرایط آب و هوای محلی تأثیر می‌گذارند و همچنین وارد چاه‌ها می‌شوند تا آب مورد نیاز انسان‌ها، گیاهان و حیوانات را تامین کنند. آبخوان‌ها منابعی هستند که امکان تخریب آن‌ها از طریق مصرف و کاهش کیفیت وجود

دارد. بنابر این، دستیابی به اهدافی که پیش‌تر ذکر شد و همچنین برخی از عملکردهای ناشناخته اکوسیستم که بعدها با تحقیقات بیش‌تر کشف خواهد شد، امکان‌پذیر نخواهد بود. از بین همه این اهداف، بیش‌ترین نگرانی‌ها به مصرف آب انسان، تولید مواد غذایی و تخریب آبخوان‌ها معطوف شده است. آب‌های سطحی متحرک هستند و اهداف عمومی و صریحی برای استفاده از آن‌ها مشخص شده است و دسترسی به آن‌ها از طریق مدیریت علمی آب حمایت می‌شوند. یک سیاست یکپارچه و جامع مدیریت آب باید آب زیرزمینی را به عنوان امانت اجتماعی[1] درنظر گرفته و از ابزارهای فیزیکی و علم روز استفاده نماید. این سیاست همچنین باید اهداف خاص و قابل اندازه‌گیری را برای مدیریت آن به صورت توامان لحاظ کرده و در مواقع نیاز، اقدامات لازم‌الاجرا را پیاده‌سازی نماید تا از در دسترس بودن آب زیرزمینی برای کاربردهای مهم و اهداف گوناگون نسل‌های آینده اطمینان حاصل شود. در زمان تنظیم اهداف خاص منابع، باید به وضعیت افراد تحت تاثیر این اهداف نیز توجه شود. مسلما در هنگام شناسایی اثرات، مشکلات قانونی نیز وجود خواهد داشت. برای حمایت از اکوسیستم و جوامعی که به توازن انسان- طبیعت وابسته هستند، باید بر مسئله بزرگ‌تر آبرسانی تمرکز شود. انجام چنین اقدامی توسط روش‌های قضایی مناسب باعث می‌شود که ارزش آب زیرزمینی در اکوسیستم و جوامع تحت پوشش آن، شناخته شده و در زمان تصمیم‌گیری برای نحوه مصرف آن، این ارزش مدنظر قرار گیرد. در صورت محقق شدن اهداف بلندمدت اکوسیستم، می‌توان آب باقی‌مانده را از طریق بازارهای آب قیمت‌گذاری کرد و یا می‌توان ارزش آن را از طریق تحلیل‌های هزینه- فایده و یا هزینه- اثربخشی محاسبه نمود تا از آن به عنوان راهنمایی برای تخصیص موثر استفاده کرد.

العشری و گیبونز (۱۹۸۸) اشاره می‌کنند که سیاست‌های مدیریتی کشورهایی که منابع آب را به امانت در اختیار دولت می‌گذارند، لزوما پایداری بلندمدت منابع را به همراه نخواهد داشت. در مناطق خشک، حذف بخشی از مصارف شهری و استفاده از آن برای مصارف کشاورزی بدون تغییر در سیاست‌های اساسی اثرگذار بر مصارف کلی منبع، باعث می‌شود تا منبع پاسخگوی نیازهای آینده نباشد. این در حالی است که یک سیاست مدیریت جامع منابع آب برای تعیین اهداف خاص باید تغییرات جمعیت در آینده را نیز درنظر بگیرد. برای مثال، یکی از الزامات قانون مدیریت آب زیرزمینی آریزونا، رسیدن به بازده ایمن تا سال ۲۰۲۵ در آبخوان‌ها است. این قانون به صورت ضمنی اشاره می‌کند که برداشت مداوم از آبخوان‌ها باید متوقف شده و هم‌زمان برای دستیابی به این هدف، ساختار اقتصادی نیز باید تغییر کند.

به منظور دسترسی بلندمدت به منبع، مصرف‌کنندگان عمده آب زیرزمینی می‌بایست در فناوری‌های مصرف بهینه آب سرمایه‌گذاری کنند. با این حال، همان طور که العشری و گیبونز (۱۹۸۸) بیان می‌کنند،

۱- مترجم: اشاره دارد به قانون ایالات متحده، که بیان می‌دارد منابع آب به عنوان امانت در اختیار دولت قرار دارد.

هیچ هزینه فرصتی برای کاربران کشاورزی وجود ندارد و در نتیجه، هیچ مشوقی منجر به تغییر در فناوری‌های کارآمد در بخش کشاورزی نمی‌شود. بنابراین، بدون اهداف صریح عملکرد منابع، مزیتی در استفاده کارآمدتر از آب مشاهده نخواهد شد.

در نمایه (۱۴-۵) چشم‌اندازی از اهداف احتمالی اکوسیستم که می‌توان برای آب‌های زیرزمینی درنظر گرفت، نشان داده شده است.

حفاظت آب از مبداء

این مورد، نشان‌دهنده یک مفهوم قدیمی است و قدمت آن حداقل به زمان حکمی در ویرجینیا برمی‌گردد که در آن تخلیه زباله‌های انسانی در نزدیکی چاه‌های آب شهر ممنوع شده بود. اتحادیه اروپا از سال ۱۹۷۹ تاکنون، سیاست‌هایی را برای مشخص کردن مناطق حفاظت شده و مدیریت مواد شیمیایی در اطراف چاه‌های آب شرب و اجرای فعالیت‌های نظارتی به کار گرفته است که هم اکنون به آن‌ها، «مناطق حفاظت شده منابع آب شرب» گفته می‌شود. دستورالعمل آب‌های زیرزمینی اتحادیه اروپا (اتحادیه اروپا، ۱۹۷۹) در سال ۲۰۰۶ بازبینی شد (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۶) تا استانداردهای مربوط به کیفیت آب‌های زیرزمینی در آن گنجانده شود. در قانون آب آشامیدنی ایمن ایالات متحده (کنگره آمریکا، ۱۹۸۶) برنامه حفاظت از سرچاه‌ها وجود دارد. مطابق قوانین فدرال، الزامی به نظارت بر آب‌های زیرزمینی در این مناطق حفاظت شده وجود ندارد (البته برخی از ایالت‌ها آن را الزامی نموده‌اند) و استاندارد فدرالی نیز برای کیفیت آب‌های زیرزمینی موجود نیست. هر چند که در موارد استفاده از آب‌های زیرزمینی برای اهداف درمانی، استانداردهای آب آشامیدنی به کار گرفته می‌شوند. در صورتی که مواد زائد و مواد شیمیایی وارد آب شوند، آب آن‌ها را با خود به محل چاه حمل می‌کند. چالش موجود این است که برخی از ضایعات و مواد شیمیایی در زمان طولانی‌تری تجزیه می‌شوند. برخی از مناطق طبیعی حساس به شکلی هستند که به این مواد اجازه می‌دهند تا سریعا وارد آب‌های زیرزمینی شوند (ظرف مدت چند ساعت یا روز یا ماه). این مواد وارد چاه‌های آب شده و بدون این که تصفیه شوند، توسط افراد مصرف می‌شوند. این مسئله در چاه‌های خصوصی مناطق روستایی که هیچ تصفیه‌ای انجام نمی‌شود، بیش‌تر دیده می‌شود. با استفاده از محاسبات و مدل‌های هیدرولوژیکی می‌توان زمان لازم در هر منطقه برای رسیدن یک آلاینده به چاه‌های آب را مشخص کرد.

نمایه ۱۴-۶- برخی از اهداف احتمالی اکوسیستم برای آب‌های زیرزمینی (توجه داشته باشید که این فهرست جامع نیست)

منبع آب
- حفظ سطح آب در یک ارتفاع حداقلی مشخص
- تهدید مرزهای مخروط افت سطح آب
- حفظ بار هیدرولیکی آبخوان در یک بازه معین (با درنظر گرفتن تغییرات فصلی)
- صدور مجوز برداشت تا حد بازده ایمن
- حصول اطمینان از ورود حداقلی آب زیرزمینی به چشمه‌ها، رودخانه‌ها، تالاب‌ها یا منطقه ساحلی

کیفیت آب
- حفظ کیفیت آب (یا حفظ میزان یک آلاینده یا آلاینده‌ها) در حدی که هیچ گونه تغییر آماری مهمی در آن رخ ندهد
- تعیین سقف غلظت آلاینده‌های موجود در آب‌های زیرزمینی
- تعیین حد مجاز آلودگی برای کنترل کیفیت آب‌های زیرزمینی و گیرنده‌ها

زیستگاه
- تعیین محدوده زیستگاه گونه‌های در معرض خطر
- حفظ سطح تنوع زیستی در حد معین
- حفظ محدوده تالاب‌ها

از دیدگاه کمی نیز، دولت‌های محلی می‌توانند با انجام اقداماتی، سطح مناطق نفوذناپذیری را که از نفوذ آب باران به داخل آبخوان‌ها و تغذیه آن‌ها جلوگیری می‌کنند، کنترل نمایند (دفتر ارتباطات شهر وست مینستر،۱۹۹۲؛ کنسرسیوم فاضلاب سطحی مریلند ، ۲۰۰۷، ص ۶). چنین سیاستی برای تمامی مصارف اصلی آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی که از جریان پایه آب‌های زیرزمینی تغذیه می‌کنند، سودمند است. تدوین استاندارد حفاظت از منابع آب شرب در دسته سیاست‌های با پایداری زیاد قرار می‌گیرد. علاوه بر این، استفاده از آبخوان برای ذخیره آب تزریق شده به زیر سطح زمین برای استفاده در آینده، باعث می‌شود که مناطق بزرگ‌تری از آبخوان در برابر آلودگی نیاز به حفاظت داشته باشند.

به دلیل تقاضای موجود در مناطق خشک و یا در مناطق با برداشت زیاد از آب‌های زیرزمینی، علاوه بر حفاظت از منابع آب شیرین زیرزمینی، می‌توان آب‌های زیرزمینی لب‌شور (آب‌هایی که کل مواد جامد محلول آن ها بین ۱۰۰۰ تا ۱۰۰۰۰ ppm یا بالاتر است) را تصفیه و از آن برای تامین آب استفاده کرد (اولسن، ۲۰۰۸). این کار به خصوص در شرایطی که هزینه شیرین کردن آب شور در حال کاهش است، مورد توجه قرار می‌گیرد. برای دستیابی به رویکرد جامع مدیریت آب در آینده و حفاظت از منابع آب، ضروری است که همه منابع آب شامل آب‌های سطحی و زیرزمینی و آب‌های شور و لب‌شور مورد بررسی قرار گیرد. عدم وجود سیاست‌ها، قوانین و مقررات مربوط به استفاده و مدیریت آب‌های لب‌شور، مهم‌ترین مشکلات

۱- Maryland Stormwater Consortium (MSC)

آتی استفاده از آب لب‌شور محسوب می‌شوند (الحدادی، ۱۹۹۹). منابع آب لب‌شور اغلب در اعماق بیش‌تری قرار دارند که نشان از سطح حفاظتی بیش‌تر برای آن‌ها است. حفاظت از آب‌های زیرزمینی لب‌شور به عنوان منابع تامین آب در آینده، در شرایط تزریق ضایعات به داخل زمین در مقایسه با تخلیه آن‌ها در رودخانه‌ها، دشوارتر است. این منابع را باید در برابر پسماندهایی که پس از تصفیه آن‌ها، تولید و به داخل زمین تزریق می‌شوند، حفاظت نمود. منابع آب لب‌شور یک منبع آب پایدار نیستد، زیرا مجدد تغذیه نمی‌شوند (یا خیلی کم تغذیه می‌شوند)، اما در مناطق خشک و در زمان خشک‌سالی ارزش آن‌ها به عنوان آخرین راه حل ممکن، به مراتب بیش‌تر مشهود است. در برخی مناطق خشک (برای مثال، ایالت نیومکزیکو در ایالات متحده) ممکن است مقدار آب‌های زیرزمینی شور و لب‌شور در مقایسه با آب‌های زیرزمینی شیرین، بیش‌تر باشد (لیوینگستون، ۲۰۰۴). این مسئله نشان می‌دهد که اتخاذ سیاست‌های مدیریتی برای استفاده و حفاظت از این منابع آب بالقوه، ضروری است.

اعمال محدودیت بر استفاده از مواد شیمیایی در مناطق تغذیه آسیب‌پذیر

اعمال محدودیت بر استفاده از مواد شیمیایی در مناطق تغذیه آسیب‌پذیر تا حدی در ایالات متحده و اتحادیه اروپا انجام می‌شود. این اقدام با تعیین محدودیت بر استفاده از مواد شیمیایی خاص در مناطق تغذیه آبخوان‌هایی که برای مصارف عمومی استفاده می‌شوند، انجام می‌گیرد (برای مثال، کنگره آمریکا، مقررات قانون آب آشامیدنی ایمن در خصوص کنترل تزریق زیرزمینی؛ اتحادیه اروپا، ۱۹۹۱، بخشنامه شماره ۶۷۶/۹۱ در خصوص حفاظت از آب‌ها در برابر آلودگی نیترات ناشی از فعالیت‌های کشاورزی، کشورهای عضو را ملزم می‌کند تا مناطق آسیب‌پذیر را تعیین نمایند؛ و یا بخشنامه شماره ۶۸/۸۰ در خصوص حفاظت از آب‌های زیرزمینی در برابر آلودگی‌های ناشی از مواد خطرناک خاص). اگر چه برای این اقدام می‌توان یک استاندارد تدوین کرد، اما حالت ایده‌آل و درست‌تر، این است که برای همه مصارف آب‌های زیرزمینی شامل مصارف شرب و یا سایر مصارف اقتصادی از جمله نگهداری از گیاهان و جانوران، چنین استانداردی تهیه شود. حفاظت از مناطقی که در حال حاضر مورد استفاده هستند و کنار گذاشتن سایر مناطق به دلیل آن که خدمات آن‌ها در اولویت کم‌تری قرار دارد، از دیدگاه توسعه پایدار، به نوعی کوتاه‌بینی به حساب می‌آید. اگر این مناطق آلوده شوند، در آینده و در زمان نیاز، باید هزینه بیش‌تری برای آن‌ها صرف شود. در دستورالعمل آب زیرزمینی اتحادیه اروپا در سال ۲۰۰۶، به منظور کاهش آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی، عنوان شده است که آب زیرزمینی حساس‌ترین و بزرگ‌ترین پهنه آب شیرین در اتحادیه اروپا بوده و باید به نحوی از آن حفاظت شود که کیفیت آن کاهش نیابد (اتحادیه اروپا، ۲۰۰۶).

پایش شرایط آب‌های زیرزمینی

از دیدگاه اقتصادی، ارائه اطلاعات کافی به مصرف‌کنندگان یکی از عناصر اساسی در تخصیص منابع کمیاب است. مصرف‌کنندگان از این اطلاعات برای تصمیم‌گیری درست و منطقی استفاده می‌کنند. با این حال، اگر این داده‌ها تنها در اختیار بخش خصوصی باشد، کم‌تر از حد بهینه، عرضه خواهند شد. وجود این اطلاعات به عنوان یک کالای عمومی مفید است. بخش خصوصی به جز برای اهداف شخصی، در آن‌ها سرمایه‌گذاری نخواهد کرد. بخش خصوصی انگیزه‌ای ندارد که این اطلاعات را برای نظارت و تصمیم‌گیری در اختیار شخص ثالث و یا دولت‌ها قرار دهد. پایش آبخوان‌ها، مشابه به دست آوردن داده‌های پایه از وضعیت دارایی‌های سرمایه طبیعی محلی، منطقه‌ای و ملی بوده و مسئله‌یی مهم است. همان طور که در بالا اشاره شد، اتحادیه اروپا نظارت بر وضعیت مواد شیمیایی در آب‌های زیرزمینی را، به ویژه در اطراف چاه‌های آب شرب الزامی می‌داند. در ایالت کنتیکت در ایالات متحده نیز چنین الزاماتی وجود دارد و سایر ایالت‌ها نیز روش‌های نظارتی مشخصی را برای مناطق اطراف چاه‌ها انتخاب و اجرا نموده‌اند. این نظارت خط مبنایی است که با استفاده از آن می‌توان اقدامات اثرگذار بر سطح و کیفیت آب‌های زیرزمینی را از منظر فیزیکی و اقتصادی تعیین کرد. علاوه بر این، در برخی از ایالت‌ها مانند پنسیلوانیا (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۲۰۰۷)، شبکه‌ای از چاه‌ها برای پایش خشک‌سالی ایجاد شده است. نظارت بر آب‌های زیرزمینی، مزایایی از قبیل هشدار پیشرفته شرایط آلودگی و یا خشک‌سالی و هشدار در خصوص عوامل اثرگذار بر سلامت مردم و جانداران را با خود به همراه دارد. این مزایا برای اجتناب از صرف هزینه برای پاسخگویی به شرایط، الزامی است. همچنین نظارت برای کنترل انتشار آلاینده‌ها در سرتاسر کشور مطابق روال عادی و برای دستیابی به اهداف اجرایی، از اهمیت ویژه‌ای برخوردار است. این بررسی‌های منظم، از ایجاد مناطقی که می‌توانند باعث جذب و غلظت بیش‌تر مواد مضر شوند، جلوگیری می‌کنند. در حالت ایده‌آل، هزینه‌های اجتناب از خطر از هزینه‌های خود نظارت کم‌تر خواهد بود.

کاهش اثرات منفی توسعه فعالیت‌ها

در حال حاضر، از روش‌هایی مثل افزایش میزان نفوذ و تسهیل تجزیه زیستی طبیعی، برای کاهش اثرات توسعه بر هیدرولوژی آبخیزها و آبخوان‌ها و برای بهبود توازن منابع آب استفاده می‌شود. این روش‌ها شامل حفظ حیات، ساخت‌وساز خوشه‌ای، کاهش سطوح نفوذناپذیر، کانال‌های مرطوب، روسازی‌های نفوذپذیر، محوطه‌سازی با پوشش گیاهی، تالاب‌ها و پشت‌بام‌های سبز هستند. کارایی این روش‌ها اثبات شده است و باعث کاهش ۱۵ تا ۸۰ درصدی هزینه سرمایه نسبت به رویکردهای متعارف مدیریت آب سطحی (سیلابی) می‌شوند (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۷). به کارگیری بهترین اقدامات در صنعت،

یک رویکرد اقتصادی موثر برای کاهش مقیاس اثرات وارده بر آب‌های زیرزمینی خواهد بود. رویکردهای با پایداری بسیار زیاد، باید در استانداردهای طراحی مهندسی لحاظ شوند. ایالت مریلند در ایالات متحده نمونه‌یی از این اقدام است (کنسرسیوم فاضلاب سطحی مریلند،۲۰۰۷).

به کارگیری گسترده فناوری‌های مصرف بهینه آب و ارائه مشوق‌های لازم برای آن

این فناوری‌ها در آبیاری زمین‌های کشاورزی و برای به دست آوردن سود بیش‌تر از مصرف کارآمد آب، مورد استفاده قرار می‌گیرند. برای مثال، روش آبیاری قطره‌ای چندین سال است که به عنوان یک روش مصرف کارآمد شناخته می‌شود. با استفاده از فناوری‌های الکترونیکی جدید، می‌توان آب را با دقت زیاد و در زمان مشخص به گیاهان رساند. معمولا، آبیاری زمین‌های کشاورزی به روش غرقابی انجام می‌شود. در این روش، آب زیادی از طریق نفوذ به لایه‌های پایین‌تر از ریشه گیاهان و یا تبخیر از دست می‌رود. آبیاری غرقابی همچنین باعث تجمع آلاینده‌ها در خاک و آلودگی آب‌های زیرزمینی و سطحی (به دلیل جریان بازگشتی آب‌های زیرزمینی) می‌شود (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸، فصل۲، ص۳۰ و ۳۱). روش غرقابی به خصوص در مواردی که قیمت آب پایین یا صفر است، باعث هدررفت شدید آب می‌شود. هزینه اولیه به کارگیری آبیاری قطره‌ای زیاد است، اما استفاده از این تکنولوژی در شرایط وضع مالیات و یا قیمت‌گذاری مناسب آب، دارای توجیه اقتصادی است. این تکنولوژی از هدررفت آب، تخلیه بی‌رویه و آلوده شدن منابع جلوگیری می‌کند. روشن است که برای کاهش مصرف آب زیرزمینی در فرآیند آبیاری و تولید محصولات غذایی مورد نیاز جمعیت کره زمین، باید تحقیقات بیش‌تری صورت گیرد.

از سایر فناوری‌های توسعه یافته در خصوص مصرف بهینه آب نیز می‌توان در موارد مختلف استفاده نمود. لوزام کاهنده مصرف آب برای آشپزخانه‌ها و سرویس‌های بهداشتی از سال‌های قبل در دسترس هستند. بدیهی است، این روش‌ها را می‌توان بیش از این اصلاح کرد. توالت‌های کمپوست ساخته شده است. شاید این تجهیزات گران باشند، اما برای جلوگیری از تخلیه منابع آب بسیار با ارزش هستند. آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده در سال ۲۰۰۶، مسابقه‌یی را برای شناسایی بهترین دستگاه‌ها و روش‌های کاهنده مصرف آب برگزار کرد تا مردم را از گزینه‌های ممکن آگاه سازد (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۶).

بازار آب، انگیزه کافی برای تشویق استفاده از این ابزارها را ایجاد نمی‌کند. در عوض بسیاری از لوازم مانند شیرها و نازل‌های دوش کم فشار و کاهنده مصرف انرژی و آب، به صورت رایگان در بین مصرف-کنندگان توزیع شده است. این مشوق‌ها اجرا شد تا سرمایه‌گذاری برای گسترش تاسیسات تصفیه آب و

فاضلاب و همچنین عرضه سوخت برای گرم کردن آب کاهش یابد. چنین اقداماتی باعث کاهش ردپای اکولوژیکی مصرف آب زیرزمینی، مصرف انرژی و انتشار گازهای گلخانه‌ای (دی‌اکسید کربن) می‌شود.

یکی از رویکردهای اقتصاد کلان، می‌تواند اعطای اعتبار لازم به صنایع و مصرف‌کنندگان برای نصب و استفاده از این دستگاه‌های کاهنده مصرف باشد تا اثبات کند که استفاده از این لوازم باعث کاهش هزینه قبض‌های مصرف‌کنندگان می‌شود. این مشوق‌های اقتصادی اثرات مقیاس را کاهش می‌دهند. علاوه بر این، برای کاهش مصرف و دستیابی به عدالت بین‌نسلی می‌توان از گزینه‌های زیر استفاده کرد:

- اعطای کمک‌های مالی بلاعوض به مردم کم درآمد و فقیر برای تعویض لوله‌کشی‌ها
- اعطای اعتبارات بیش‌تر به مالکان ساختمان‌های چند طبقه که آپارتمان‌های خود را به سایر افراد اجاره می‌دهند.

مطالعه موردی با عنوان «ایجاد توازن در اکوسیستم، مصرف و قیمت‌گذاری آب در آبخوان‌های ادواردز و سن آنتونیو»، تلاش کاملی را نشان می‌دهد که قصد دارد با به کارگیری دستگاه‌ها و روش‌های حفاظت و کاهش مداوم برداشت از آب، الزامات حفظ اکوسیستم را شناسایی کند.

بازچرخانی آب در فرآیند تولید

صنایع هزینه‌های خود را به نحوی مدیریت می‌کنند که سودشان افزایش یابد. صنایع از بزرگ‌ترین مصرف‌کنندگان آب هستند. فناوری‌های بازچرخانی از سال‌های گذشته وجود داشته است، اما به دلیل پایین بودن قیمت آب، استفاده از آن‌ها توجیه اقتصادی نداشته است. دولت‌ها می‌توانند با وضع مالیات بر مصارف عمده، استفاده از فناوری‌های بازچرخانی را جذاب کنند. یک سیاست پایدارتر برای دولت‌ها می‌تواند الزام صنایع برای دستیابی به اهداف معین بازچرخانی آب باشد که در نهایت می‌تواند بر اساس اهداف حفظ منابع آب زیرزمینی، منجر به معرفی فناوری‌های کاربردی و اقتصادی برای مصارف خانگی شود. سپس این فناوری‌ها به نحوی توسعه می‌یابند که آب بیش‌تری را ذخیره کرده و در بازارهای آب عرضه می‌کنند. در این صورت، این فناوری‌ها در متن تحلیل‌های هزینه- فایده و هزینه- اثربخشی قرار می‌گیرند.

تولید پسماندها و پساب‌ها باعث کاهش بازده منابع می‌شود. با وضع مالیات بر مصارف بالا، هزینه تولید آن‌ها افزایش می‌یابد. بنابراین، مصرف‌کنندگان مجبور می‌شوند که گزینه‌هایی را دنبال کنند که هزینه کم‌تری داشته و آب بیشتری ذخیره می‌کنند. مالیات مصرف باید در سطح ملی پیاده شود تا شرایط برابری برای تمام صنایع آب‌بر ایجاد شود. در غیر این صورت، صنایعی که در آن‌ها آب به عنوان یک ماده ورودی خام ضروری و مهم به شمار می‌رود، به مناطقی انتقال می‌یابند که هزینه آب در آنجا کم‌تر است. از آنجایی که اغلب صنایع در سطحی ملی یا بین استانی فعالیت دارند، دولت‌های ملی می‌توانند این موضوع را در

حوزه سازمانی خود قرار دهند. محل استقرار صنایع آب‌بر از سیاست‌های بخش آب دیگر کشورها نیز تاثیر می‌پذیرد.

استفاده مجدد از آب برای مصارف عمومی

اکثر جوامعی که از سیستم‌های آبرسانی عمومی استفاده می‌کنند، فاضلاب خود را تصفیه کرده و با استفاده از نیروی گرانش یا دستگاه‌های پمپاژ، آن را به داخل رودخانه‌ها و آبراهه‌ها تخلیه می‌کنند. این عمل با مصرف مقادیر زیادی از انرژی در طی فرآیند جمع‌آوری، تصفیه و انتقال انجام می‌شود. جوامعی که برای مصارف عمومی خود به منابع آب زیرزمینی وابسته بوده و کاهش سطح آب زیرزمینی را تجربه می‌کنند، بهتر است در استفاده از فاضلاب تصفیه شده برای مصارف شهری بازنگری کنند. کیفیت فاضلاب تصفیه شده باید به دقت ارزیابی شود تا اطمینان حاصل شود که سایر گیاهان و جانوران تحت تاثیر منفی قرار نگیرند و یا تزریق فاضلاب تصفیه شده به محیط زیرسطحی باعث انحلال آلاینده‌های طبیعی موجود در خاک نشود. در بسیاری از مواقع کیفیت فاضلاب تصفیه شده، از کیفیت آبی که این فاضلاب در آن تخلیه می‌شود، بهتر است. اگر قوانین دولتی مربوط به ممنوعیت تزریق زباله‌ها به آبخوان‌ها به دقت رعایت شوند، می‌توان از این آب برای تغذیه مجدد آبخوان‌ها استفاده کرد. در سال ۲۰۰۷، حدود یک سوم از کل آب شهر وست مینیستر، در ایالت کلرادو (که دارای منابع محدود آب زیرزمینی است) از بازیافت فاضلاب تامین شده و از طریق شبکه‌های موازی به دست مصرف‌کنندگان می‌رسید (وست مینیستر، ۲۰۰۸).

قیمت‌گذاری هزینه کامل

اگرچه اقتصاددانان کلاسیک نشان داده‌اند که برای دست‌یابی به کارایی اقتصادی، قیمت کالا باید با هزینه نهایی آن برابر باشد، اما در بیشتر موارد برای آب، تنها هزینه‌های نهایی مالی مدنظر قرار گرفته است (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۷). در صورتی که سازمان‌های دولتی وظیفه آبرسانی را بر عهده داشته باشند، معمولا هزینه مالی کامل تولید آب را دریافت نکرده و به مصرف‌کنندگان یارانه داده می‌شود. در برخی موارد، هزینه‌های تحمیل شده به اکوسیستم در اثر تولید آب را می‌توان شناسایی کرد (اما معمولا نه به صورت کمی) و یا اگر ناشناخته باشند، می‌توان ارزش آن‌ها را از طریق وضع عوارض و یا مالیات مشخص کرد. در این صورت حتی اگر ارزش آن به طور دقیق مشخص نشده باشد، می‌توان از آن برای تامین هزینه‌های نگهداری منابع استفاده کرد. با این وجود، حداقل باید هزینه‌های کامل مالی پمپاژ، تصفیه و انتقال آب زیرزمینی را محاسبه نمود و به همراه یک برنامه اطلاع‌رسانی و آموزشی درباره ارزش آب زیرزمینی و عوامل خارجی تاثیرگذار بر اکوسیستم در اختیار

آحاد جامعه قرار داد. این کار باعث می‌شود که آن‌ها از ارزش‌ها و هزینه‌های آب آگاه شده و از آن‌ها در تصمیمات اقتصادی استفاده کنند. قیمت‌گذاری هزینه کامل، کم‌ترین رضایت اجتماعی را به همراه دارد (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۳، ص ۳۰۱)، اما بخشی از ارزش کارایی تخصیصی را منعکس می‌کند. با این حال، این سیستم قیمت‌گذاری هنوز پاسخگوی ملاحظات مقیاس یا توزیع سیاست‌های کلان نیست. مالیات بر مصرف آب زیرزمینی تا حدی از مصرف رایگان این سرمایه طبیعی و خدمات اکوسیستمی آن (که در بازار ارزش‌گذاری نمی‌شوند) بهتر است و باعث می‌شود که قیمت‌ها به هزینه کامل نزدیک‌تر شوند. درآمدهای حاصل از این مالیات‌ها را می‌توان برای پایداری منابع و تغذیه مجدد آن‌ها استفاده کرد. دریافت مالیات می‌تواند شروعی بر دریافت بخش بیش‌تری از هزینه‌های اقتصادی تولید آب باشد. همچنین این کار ارزش و نقش آب زیرزمینی در اکوسیستم یعنی تامین آب برای جوامع و حیات وحش، برای جریان پایه و کیفیت آب رودخانه‌ها، زیستگاه‌های تالاب‌ها و آب‌های ساحلی و سایر موارد را منعکس می‌کند. قیمت‌گذاری بر اساس رویکردهای سیاسی، از پایداری لازم برخوردار نخواهد بود.

سیستم جدید حسابداری ملی

با ایجاد یک سیستم حسابداری ملی جدید که میزان زیان‌های تخلیه منبع و هزینه‌های لازم برای پاکیزه‌سازی آب‌های زیرزمینی (و سایر منابع) را اندازه‌گیری می‌کند، دولت‌ها نیز ترغیب می‌شوند تا حقوق حفاظت از سرمایه‌های طبیعی را تدوین کنند. در ایالات متحده، گونه‌های در معرض خطر و به ویژه گونه‌هایی که در آب‌های زیرزمینی زندگی می‌کنند، به عنوان دسته‌ای از موجودات شناسایی شده‌اند که نیازمند حفظ سکونت‌گاه هستند، (مرکز اطلاعات و تحقیقات آبخوان ادواردز[۱]،۲۰۰۶؛ همچنین رجوع کنید به فصل ۲ و مطالعات موردی). سازمان ملل متحد کتابی را در زمینه سیستم‌های ملی محیط زیست و حساب درآمدهای ملی منتشر کرده است که کشورها می‌توانند آن را به کار بگیرند (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۳) و برخی از کشورها نیز هم‌اکنون از آن استفاده می‌کنند (مارکاندیا و همکاران، ۲۰۰۲، ص ۶۸). در این کتاب دغدغه‌های جهانی در مورد کاهش مواهب اکوسیستم ناشی از رشد اقتصادی، تشریح شده است. سازمان ملل قصد دارد به سوال زیر پاسخ دهد:

«آیا در حال حاضر استفاده از مواهب طبیعی، توسعه اقتصادی را تهدید می‌کند؟ (چه از طریق مصرف کامل منبع و بدون هیچ هدفی برای جایگزینی آن و چه از طریق تولید میزانی از آلودگی که سلامت انسان و سایر گونه‌ها را به خطر می‌اندازد).»

۱- Edwards Aquifer Research and Data Center (EARDC)

دولت‌های ایالتی و ملی می‌توانند حقوق حفاظت از سرمایه آب‌های زیرزمینی و سایر منابع طبیعی را تدوین کنند. ایالت آریزونا در قانون مدیریت آب‌های زیرزمینی، دستیابی به بازده ایمن مصرف در سه حوزه اصلی مصارف ایالت تا سال ۲۰۲۵ را در دستور کار قرار داده است (اسمیت، ۱۹۸۹، ص ۴۴). اگر چه گزینه‌های مختلفی برای به کارگیری سیاست‌های توسعه پایدار وجود دارد، اما باید رویکرد شورایی مشابه سیستم فدرال رزرو و یا مشابه کمیسیون‌های حوضه آبریز رودخانه (مانند کمیسیون حوضه آبریز رودخانه دلاویر) برای همه آبخوان‌های اصلی با اختیار تام در زمینه منابع آب (و یا سایر منابع) ایجاد شود (برای مثال، رجوع کنید به کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸، ص ۴ و ۲۸ از فصل ۶). این شوراهای منطقه‌ای می‌توانند به صورت تخصصی در جنبه‌های مختلف استفاده از آب، هزینه‌ها، قیمت‌گذاری و پایداری اکوسیستم ورود کنند. نشست‌های این شوراها باید به صورت منظم (مثلا ماهیانه) برگزار شود. شوراها باید قیمت آب را بر اساس مصرف، منطقه، اثرات زیست محیطی، الگوهای آب و هوایی و مطابق اصول امانت‌داری ملی تعیین کنند. همچنین آن‌ها می‌توانند برای حذف یا به حداقل رساندن تخلیه و تخریب منبع و حفظ سرمایه آب طبیعی، استفاده مجدد و بازچرخانی را ترغیب کنند. سپس می‌توان این اقدامات را برای ایجاد یک سیستم جدید حسابداری ملی که به دنبال حفظ منابع ملی و ارزش‌های آن (شامل زیان‌های ناشی از تخلیه و تخریب) است، به کار برد. چنین رویکردی که با مشارکت ایالت‌ها در تشکیل شورا همراه باشد، به جای ارائه رایگان یا ارزان آب، زمینه سیاستی برابری را برای مصرف و قیمت‌گذاری آب زیرزمینی فراهم می‌کند.

در سیستم جدید حسابداری ملی، می‌توان بر تخلیه یا تخریب سرمایه‌های طبیعی مالیات وضع کرد. درآمدهای مالیات بر مصرف را می‌توان برای نگهداری و تغذیه مجدد این سرمایه طبیعی استفاده کرد.

در نمایه (۱۴-۷) فهرستی از طبقه‌بندی‌های ممکن برای حسابداری آب به همراه مثالی از جدول حسابداری دارایی‌های آب نشان داده شده است. در نمایه (۱۴-۸) ارزش‌گذاری پولی حساب‌های زیست محیطی شرح داده شده است. حسابرسان محیط زیستی، با استفاده از روش‌های طبقه‌بندی و ارزیابی (رجوع کنید به فصل ۱۳) و ساخت جداول حساب‌های ملی قادر خواهند بود تا رویکردهای ثبت و ضبط مصارف و نگهداری از سرمایه طبیعی و خدمات اکوسیستم را اصلاح کنند. جداول حساب‌های ملی شامل موارد زیر می‌باشند (سازمان ملل متحد، ۲۰۰۳):

۱- تخلیه: از دست دادن محصول داخلی بر اثر مصرف
۲- مخارج دفاعی: هزینه‌هایی که برای حفاظت از سلامت انسان، جانوران و گیاهان و کیفیت منابع طبیعی صرف می‌شوند.
۳- تخریب منابع: حسابداری کاهش ذخایر منابع طبیعی به دلیل آلودگی

نمایه ۱۴-۷- دسته‌های مختلف حساب ملی برای جداول حسابداری آب و دارایی‌های آب

دسته‌بندی حساب‌های آب	
عرضه	**مصرف**
۱- مجموع برداشت‌ها	۹- آب دریافتی مصرف‌کنندگان
۲- برای مصارف شخصی	۱۰- مقدار آب قابل دسترس برای مصرف
۳- نشت در طول مصرف	۱۱- آب بازچرخانی
۴- قابل دسترسی برای مصارف شخصی	۱۲- فاضلاب به پساب
۵- برای تحویل	۱۳- آب برگشتی آبیاری
۶- نشت‌ها در طول جدول توزیع عرضه	۱۴- فاضلاب تصفیه شده
۷- آب‌های بازچرخانی شده و واردات	۱۵- فاضلاب تصفیه نشده
۸- آب عرضه شده به مصرف‌کنندگان	۱۶- آب برای خنک کردن
	۱۷- آب مصرفی برای برقابی
	۱۸- سایر موارد آب برگشتی

مثال: نمونه‌ای از حسابداری دارایی برای آب درون مرزی (میلیون مترمکعب)

		مخازن	دریاچه‌ها	رودخانه‌ها	آب زیرزمینی	مجموع
موجودی اولیه		۱۵۰۰	۲۷۰۰	۳۰۰	۱۵۰۰۰۰	۱۵۴۵۰۰
برداشت‌ها		۱۵۸۰		۹۷۲	۷۶۵	۳۳۱۶
پسماندها	برگشتی از					
	آبیاری			۴۷	۵۰	۹۷
	فاضلاب			۴۴۱	۲۶۸	۷۰۹
	آب از دست‌رفته طی انتقال			۱۴۱	۳۰۰	۴۴۱
	سایر			۱۴۵۷		۱۴۵۷
بارش خالص (مثبت)			۱۰۰	۲۱۷۵	۲۲۷۵	۴۵۵۰
جریان‌های ورودی (مثبت)				۹۰۰۰	۱۱۰۰	۱۰۱۰۰
انتقال‌های طبیعی خالص (مثبت یا منفی)		۱۶۵۰	۱۱۰	-۱۷۱۵	-۴۵	۰
تبخیر از پهنه‌های آبی (منفی)		۱۷۰	۲۱۶	۱۳۳		۵۱۹
جریان‌های خروجی (منفی)	به سایر کشورها			۲۳۰۰	۳۸۰	۲۶۸۰
	به دریاها			۸۰۰۰	۱۰۰۰	۹۰۰۰
سایر تغییرات در حجم	به دلیل بلایای طبیعی					
	کشف منابع جدید					
موجودی پایانی	سایر	۱۴۰۰	۲۶۹۴	۳۰۰	۱۴۹۲۲۹	۱۵۳۶۲۳

Source:
United Nations (UN), Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting, Publications Board and Exhibits Committee, New York, 2003, 333–335. With permission

نمایه ۱۴-۸- ارزش‌گذاری پولی حساب‌های زیست محیطی

حساب‌های پولی

حساب‌های پولی شامل ارزش‌گذاری پولی جریان‌ها، هزینه‌های زیست‌محیطی و حساب‌های مدیریت منابع و مسائل مربوط به ارزش‌گذاری منابع آب با درنظر گرفتن ماهیت خاص آب و تغییرات منبع آب به دلیل سیاست‌ها و اقدامات، می‌باشند.

ارزش‌گذاری پولی جریان‌ها

تامین فیزیکی و مصرف آب (که در نمایه ۱۴-۷ نشان داده شد) در نقطه مقابل ارزش پولی قرار دارد. تامین و مصرف آب در واحدهای پولی، محصول اصلی اقتصادی صنایع مربوط به آب را منعکس می‌کند. معمولا قیمت تمام شده برای مصرف‌کننده و یا قیمتی که عرضه‌کننده ادعا می‌کند (برای نمونه مدیریت پسماندها)، در حجم ذخایر فیزیکی، جریان و کیفیتی که در جدول دارایی‌های محاسبه شده‌اند، ضرب می‌شود. روش‌های دیگری را نیز می‌توان برای ارزیابی به کار گرفت.

طبقه‌بندی فعالیت‌ها برای ارزش‌گذاری پولی

۱- فعالیت‌های حفاظت محیط زیست: این فعالیت‌ها برای خاک و آب زیرزمینی، شامل فعالیت‌هایی است که هدفشان کاهش یا حذف آلاینده‌های موجود در خاک و آب زیرزمینی، رفع آلودگی خاک و فعالیت‌های مربوط به نظارت و کنترل آلودگی خاک است.

۲- فعالیت‌های مدیریت و بهره‌برداری از منابع طبیعی: این مورد شامل هزینه‌های مربوط به برداشت و تصفیه آب می‌شود. این هزینه‌ها شامل اطلاعات هزینه‌های جاری مانند مصرف واسطه‌ای، جبران خدمات کارکنان، مالیات‌ها و یارانه‌های آب و اطلاعات هزینه‌های سرمایه‌ای و در صورت امکان، اطلاعات مصرف سرمایه ثابت، ذخیره دارایی‌های ثابت و نیروی کار است.

طبقه‌بندی فعالیت‌ها برای ارزش‌گذاری پولی

۳- فعالیت‌های سودمند محیط زیستی: این حساب‌ها، هزینه‌های مربوط به برداشت و تصفیه آب را پوشش می‌دهند. فعالیت‌های آبی سودمند محیط زیستی آن دسته از فعالیت‌هایی هستند که هدفشان صرفه‌جویی در آب (برای تمامی مصرف‌کنندگان نهایی مانند صنایع، خدمات و یا کشاورزی) است. این فعالیت‌ها می‌توانند به شکل سرمایه‌گذاری (سیستم‌های آبیاری، تسهیلات و لوازم کاهنده مصرف، بازچرخانی و ...) و یا به شکل به کارگیری محصولات سازگار با کم آبی باشند. سایر این فعالیت‌ها شامل برداشت مستقیم آب توسط کارخانه‌های تولیدی برای خنک‌سازی یا توسط مصرف‌کنندگان نهایی برای مصارف شخصی است.

۴- به حداقل رساندن خطرات طبیعی: این حساب، هزینه‌های به حداقل رساندن خطرات طبیعی شامل هزینه‌های پیشگیری از سیل، مانند ساخت سد برای کنترل جریان آب، مدیریت حوضچه‌های نگهداشت، اقدامات پیشگیری از خشکسالی و ... را پوشش می‌دهد. این حساب‌ها می‌توانند شاخصی از اثرات تغییر مناظر و سیستم‌های آبی یا گرمایش جهانی باشند.

Source:
United Nations (UN), Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting, Publications Board and Exhibits Committee, New York, 2003, 340. With permission

همان طور که پیش‌تر آمده است، برخی کشورها بر اساس کتاب راهنمای سازمان ملل متحد برای ارتقای سرمایه طبیعی پایدار، یک چارچوب یکپارچه درآمد ملی و حسابداری زیست محیطی را اتخاذ کرده‌اند. برای مثال کشور مکزیک دریافت که تخلیه منابع باعث کاهش درآمد ملی به میزان ۵/۷ درصد شده است. اگر تخریب منابع درنظر گرفته شود، این مقدار به ۱۳ درصد در همان سال می‌رسید (مارکاندیا، ۲۰۰۲، ص ۶۸). در مکزیک حجم زیادی از آب زیرزمینی در کشاورزی مصرف می‌شود. استفاده از حسابداری ملی زیست محیطی یک فعالیت بسیار پایدار در تصمیمات اثرگذار بر مصرف، تخلیه و تخریب منابع خواهد بود.

بازده ایمن و توسعه پایدار

مفهوم هیدروژئولوژیکی بازده ایمن با توسعه پایدار هم‌راستا است. بازده ایمن مقدار آبی است که می‌توان از یک آبخوان برداشت کرد، به شرطی که با مقدار آب برگشتی به صورت طبیعی یا مصنوعی به آبخوان در یک دوره زمانی طولانی برابر بوده (اسمیت، ۱۹۸۹، ص ۱۰) و دارای اثرات نامطلوب نباشد (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۸۵، ص ۴۶۳). تعریف سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده از پایداری آب زیرزمینی، شامل استفاده بلندمدت و بدون ایجاد مشکلات زیست‌محیطی، اقتصادی و یا اجتماعی بوده و اضافه می‌کند که این پایداری باید در چارچوب سیستم هیدرولوژیکی کاملی که آب‌های زیرزمینی بخشی از آن است، تعریف شود (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۲). بنابراین، بازده ایمن نشان‌دهنده اقدامی (استفاده از یک آبخوان برای تامین آب یا رهاسازی فاضلاب) است که در طی آن هیچ اثر نامطلوبی بر منابع وارد نمی‌شود. آن گونه که تعریف شد، توسعه پایدار به نگهداری از سرمایه طبیعی برای به حداکثر رساندن خدمات در آینده مربوط می‌شود. به نظر می‌رسد که این مفهوم برای آب‌های زیرزمینی نیز یکسان باشد. بنابراین سوال اینجاست که چگونه می‌توان به بازده ایمن دست یافت؟

پیش‌تر در معادلات توازن آب، مفهوم بازده ایمن بیان شد. به نظر می‌رسد که این مشاهدات روشن و واضح است. اما این سوال مطرح می‌شود که چرا نمی‌توان به آن دست یافت؟ مفهوم امر واضح است، یعنی ایجاد توازن بین آب برداشتی (خروجی) با آب ورودی (تغذیه) به آبخوان‌ها. اما مشکل قضیه، در حقوق استفاده از آبخوان و محیط‌های زیرسطحی، چارچوب زمانی درنظر گرفته شده برای پایداری و اقدامات کافی و دقیق است. اگر یک ایالت یا دولت فدرال نسبت به سرمایه آب زیرزمینی بی‌تفاوت باشد، تخلیه اتفاق می‌افتد. در صورتی تخلیه اتفاق می‌افتد که میزان برداشت از میزان تغذیه بیش‌تر باشد. با داشتن داده‌های قدیم و کنونی می‌توان روابط بین برداشت و تغذیه را مشخص کرد. سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، بیلان آبی برخی مناطق تحت بررسی را منتشر می‌کند (برای مثال نگاه کنید به سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۱، ص ۲۵ و ۲۸). با درنظر گرفتن تنوع هیدرولوژیکی و همچنین مدت زمان لازم برای پاسخگویی یک آبخوان و آب‌های سطحی به برداشت‌ها یا تغذیه‌ها، در دوره‌های زمانی یکسان مانند فصل، سال، دهه یا قرن، ممکن است میزان برداشت و تغذیه متوازن نباشد. پس با درنظر گرفتن این موضوع، بازه زمانی لازم برای پایداری منابع آب زیرزمینی باید مشخص شود. تغییرات آب و هوایی ناشی از گرمایش کره زمین به دلیل انتشار گازهای گلخانه‌ای، یکی از موضوعاتی است که این مسئله را با چالش بیش‌تری مواجه می‌کند. برای پایش این موضوع باید با دقت برنامه‌ریزی نمود و آن را به اجرا گذاشت.

تخریب آب‌های زیرزمینی زمانی رخ می‌دهد که تجمع زباله‌ها یا پسماندهای مواد شیمیایی از ظرفیت جذب یک منطقه زیرسطحی تجاوز کرده و منجر به آلودگی منابع آب زیرزمینی شود. چنین شرایطی زمانی به وجود می‌آید که مقدار لجن رها شده در سطح زمین از نهاده زراعی بیش‌تر[۱] باشد. در این صورت، شیرابه حاوی مواد شیمیایی یا آفت‌کش‌های موجود در محل دفع به منطقه‌ای پایین‌تر از حد کنترل نفوذ می‌کنند. در این موارد، محل اولیه تجمع این مواد رها شده، اولین لایه آبخوان خواهد بود که ممکن است برای تامین آب عمومی، صنعتی و جریان پایه رودخانه‌ها مورد استفاده قرار بگیرد که در هر صورت می‌تواند منجر به آسیب‌های غیرمنتظره یا زیان‌های اقتصادی بیش‌تر شود. برای شناخت مدیریت کمیت در حد بازده ایمن، باید تلاش‌های بیش‌تری صورت گیرد. با این حال، این حوزه نسبت به مدیریت کیفیت در حد بازده ایمن، پیشرفت بیش‌تری داشته است. مسلما شناخت ویژگی‌های محیط زیرسطحی نسبت به اهمیت اکولوژیکی و اهمیت اقتصادی آن در اکوسیستم بزرگ‌تر، تازه شروع شده است (گیبرت و همکاران، ۱۹۹۴). تحقیقات اخیر نشان داده است که موجوداتی که قبلا ناشناخته بودند، در تجزیه زباله‌های موجود در محیط‌های زیرسطحی نقش مهمی بر عهده دارند. ارزش این موجودات زیرسطحی برای ما بسیار زیاد است. ما در فرآیند تجزیه زباله‌های رها شده در سطح یا زیر زمین به آن‌ها وابسته هستیم، اما از این موضوع اطلاع نداریم. برخی مواد شیمیایی می‌توانند این موجودات را نابود کنند. بنابراین، توازن محیط‌های زیرسطحی و کیفیت آب‌های زیرزمینی باید به نحوی شناسایی شود که خدمات مورد نیاز اکوسیستم و نیازهای اقتصاد، پایدار باشد. برای شناخت توزان بین دفع آلاینده‌ها و فرآیندهای تجزیه آن‌ها، باید تحقیقات بیش‌تری صورت گیرد. برای تهیه یک خط مبنا و پیگیری تغییرات سرمایه طبیعی در طول زمان و مدیریت اقتصادی آن، باید محیط را پایش نمود.

برای تدوین طرح‌هایی برای تعیین بازده ایمن آب‌های زیرزمینی به عنوان بخشی از سیاست‌های ملی توسعه پایدار یک جامعه یا کشور، ارزش کل اقتصادی هزینه‌ها و منافع مرتبط با آن باید به صورت توامان لحاظ شوند. توجه داشته باشید که واژه کل یعنی این که باید همه چیز درنظر گرفته شود. برای دستیابی به موفقیت باید با استفاده از دانش و فناوری‌های موجود، هزینه‌ها و منافع به طور کامل سنجیده شود.

حفظ سرمایه، حداکثرسازی خدمات و کمینه‌سازی استفاده از منابع طبیعی

به طور خلاصه، توسعه پایدار آب‌های زیرزمینی را می‌توان با بازده ایمن مقایسه نمود. برای پیاده‌سازی بازده ایمن، سیاست‌های آب باید اصلاح شده و محدودیت‌های منابع در آن‌ها گنجانده شود. برای حفظ خدمات و کالاهای اکوسیستم و اقتصادی در آینده، باید از سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی حفاظت کرده

۱- Agronomic Rate

و این هدف به عنوان پایه سیاست‌های آب درنظر گرفته شود. سیاست‌های بخش آب باید به نحوی مدیریت شوند که خدمات منابع به بیش‌ترین حد ممکن رسیده و همواره کارآمدترین فناوری‌ها به کار گرفته شوند. واقعیت بخشیدن به مسئله بازده ایمن با استفاده از فناوری‌ها، باعث می‌شود تا استفاده از منابع طبیعی به حداقل برسد. این کار همچنین باعث می‌شود تا ریسک‌های مداوم و برگشت ناپذیر برای نسل‌های آینده کاهش یافته و نسل‌های آینده حداقل به مقدار و کیفیت کنونی منابع دسترسی داشته باشند.

آیا توسعه پایدار از مدل رشد تولید اقتصادی بهتر است؟ توسعه پایدار محدودیت‌های ناشناخته کنونی منابع طبیعی را به عنوان هدفی برای حمایت از اقتصاد درنظر می‌گیرد. رشد تولید، افزایش استفاده از سرمایه طبیعی را به عنوان یک شاخص مثبت اقتصادی درنظر گرفته و فرض می‌کند که هیچ محدودیتی در سرمایه‌های طبیعی وجود نداشته و سرمایه انسان‌ساخت جایگزین نامحدودی برای سرمایه طبیعی است. توسعه پایدار، ظرفیت معین منابع را به عنوان یک محدودیت مدیریتی درنظر گرفته و با استفاده از فناوری‌ها به سمت احیا و حفظ منابع حرکت می‌کند. با توسعه پایدار، هر فرد به آب زیرزمینی مورد نیاز برای ارتقای سبک زندگی خود دسترسی دارد. در مدل رشد تولید، هر فرد می‌تواند به قدر توانایی خود از آب زیرزمینی برداشت کرده و این کار احتمالا باعث می‌شود تا برخی افراد دیگر، نتوانند به آب کافی برای رفع نیازهایشان دسترسی داشته باشند. همان گونه که در سیاست‌های بالا ذکر شد، در فرآیند گذار، لازم است که از برخی رویکردهای میانی استفاده شود. این سوال که کدام یک بهتر است را باید این طور مطرح کرد که کدام یک از آن‌ها نیازهای اساسی یک جامعه و یک جمعیت در حال رشد را به بهترین نحو برآورده می‌کنند.

چه کسی نفع می‌برد و چه کسی هزینه رویکردهای مختلف سیاستی را می‌پردازد و این هزینه چقدر است؟

رویکرد رشد تولید، موجب سودآوری برای افراد و شرکت‌هایی می‌شود که مجاز به تولید محصولات کشاورزی و کالاهای صنعتی هستند، در حالی که هزینه‌ای برای آب نپرداخته یا به مقدار ناچیزی می‌پردازند. سود آن‌ها، ناشی از آب با هزینه کم یا صفر است که به صورت یارانه به فعالیت‌های آن‌ها تعلق می‌گیرد. آیا نباید آب را برای سایر اهداف اجتماعی که ارزش اجتماعی بیش‌تری دارند، تخصیص داد؟ در تعدادی از قوانین فدرال به برخی از این ارزش‌ها نظیر استانداردهای کیفیت و حفاظت از گونه‌ها اشاره شده است (برای مثال نگاه کنید به کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸، ص ۴۲-۵). اگرچه تولید آب ممکن است برای دیگران ارزشی نداشته باشد، اما می‌تواند در زمان‌های دیگری، هزینه زیادی به سایر کاربران و افراد مجاور تحمیل کند. برای مثال، فرونشست‌های زمین در غرب ایالات متحده که به دلیل فشار

بیش از حد به آبخوان با هدف آبیاری زمین‌های کشاورزی اتفاق افتاده بود، نهایتا طی چند سال هزینه‌های اجتماعی و خصوصی فراوانی مانند آسیب به یک بزرگراه بین ایالتی و سایر راه‌ها، مخازن آب‌های سطحی، ریل‌های راه آهن، آسیب به مزارع، چاه‌ها و رودخانه‌ها وارد آورد (اسمیت، ۱۹۸۹، ص ۳۹؛ سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۵۸-۵۵). کاهش سطح ایستابی آب، از بین رفتن تالاب‌هایی که از آب‌های زیرزمینی تغذیه می‌کنند، نابودی زیستگاهای جانداران خاکی و آبزی و کاهش تعداد گردشگران طبیعت از پیامدهای پمپاژ بیش از حد است (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۹، ص ۴۲). در بسیاری از ایالت‌های غربی ایالات متحده، آبخوان‌ها با علم بر این که در حال تخلیه هستند و با عدم تفکر درباره عواقب آتی و فرصت‌های قبلی، به صورت ناپایدار مدیریت می‌شوند (اسمیت، ۱۹۸۹، ص ۱۵؛ کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸، ص ۳-۲). در فصل اول به برخی از فرصت‌های از دست رفته آب زیرزمینی اشاره شده است. در واقع، این کل جامعه است که هزینه چنین رویکردی را به لحاظ از بین رفتن تولید برای استفاده‌های ارزشمندتر می‌پردازد.

توسعه پایدار اگر بر بهبود کیفیت مصرف و بازده ایمن تمرکز داشته باشد، منافع بلندمدت حاصل از منابع آب را برای نسل‌های کنونی و آینده به همراه خواهد داشت. رویکرد بازده ایمن متضمن حفظ استفاده‌های آتی از آب زیرزمینی بوده و در عین حال با به کارگیری یک چارچوب سیاستی تصمیم‌ساز، هدف‌محور و آگاهانه که برای تامین نیازهای فعلی و حفظ خدمات سرمایه طبیعی طراحی شده است، استفاده‌های کنونی را نیز ممکن می‌سازد. برداشت آب‌های زیرزمینی هر دو گروه زیر را تحت تاثیر قرار می‌دهد:

۱- مصرف‌کنندگانی که مطابق قانون از یارانه برای مصرف آب زیرزمینی بهره می‌برند.

۲- سایر افرادی که در بلندمدت در معرض اثرات آب زیرزمینی قرار دارند.

این هزینه‌ها به عنوان منافع بالقوه، حامی سیاست‌های توسعه پایدار عمل می‌کنند. تولیدکنندگان متکی به آب رایگان یا کم هزینه، به احتمال زیاد از حوزه کسب‌وکار خارج خواهند شد. کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی ایالات متحده اذعان داشته است که چنین مصارف نهایی آب، بخشی از چالش‌هایی است که این کشور می‌بایست با آن‌ها مقابله کرده و دولت فدرال باید از پرداخت یارانه اجتناب کند. (کمیته مشورتی بررسی سیاست‌های آب مناطق غربی، ۱۹۹۸، ص ۳۴-۶ و ۳۵-۶). علاوه بر این، در صورتی که مسئولیت تامین آب سالم بر عهده اشخاص آلوده‌کننده واگذار شود، هزینه‌های آن‌ها افزایش خواهد یافت.

برآورد ارزش هزینه‌ها و منافع این گزینه‌های سیاستی، دشوار است. تحقیقات گسترده‌ای باید در این زمینه صورت گیرد. مطالعه‌یی به منظور برآورد این ارزش در سطح کلان شروع شده است (کاستانزا و

همکاران، ۱۹۹۷). در این مطالعه، فقط بخش اولیه برهم کنش‌های گسترده موجود در طبیعت و اقتصاد بررسی شده و لازم است که در سطح اقتصاد خرد توسعه داده شود.

خلاصه

توسعه پایدار توسعه‌ای است که نیازهای زمان حال را برآورده سازد، بدون آن که توانایی نسل‌های آینده در برآورده‌سازی نیازهایشان را به خطر اندازد. رشد اقتصادی معمولا معیار تولید ناخالص ملی را به عنوان شاخصی برای رفاه به کار می‌برد. با این حال، این معیار منافع و هزینه‌های تولید ملی را با هم ادغام کرده و تنها با یک عدد نشان داده و فرض می‌کند که برای این تولید می‌توان منابع طبیعی را به طور نامحدود از اکوسیستم استخراج کرد. اگر چه آب‌های زیرزمینی بزرگ‌ترین منبع آب شیرین در جهان هستند، اما محدودیت این منابع، مانع اصلی توسعه پایدار است. آب‌های زیرزمینی از راه‌های ناشناخته‌ای از اکوسیستم پشتیبانی می‌کنند و ارزش این خدمات ناشناخته است که توازن در طبیعت را موجب می‌شود. ارزش آب‌های زیرزمینی به عنوان یک سرمایه طبیعی به درستی شناسایی نشده است و به نحوی تولید می‌شود که انگار هیچ هزینه‌ای برای آن صرف نشده است. آب برای نسل‌های آینده نیاز است و به نظر می‌رسد که آب زیرزمینی برای آن‌ها حیاتی باشد. توسعه پایدار به معنی درنظر گرفتن مقیاس و توزیع منابع بین نسل‌های حاضر و آینده و با اتکا بر کارآمدی اقتصادی برای ارائه هزینه کم خدمات آب زیرزمینی و سایر سرمایه‌های طبیعی است. سیاست‌های عرضه آب زیرزمینی باید شامل رویکردهای با پایداری زیاد، مانند استانداردهای کیفیت، تولید و حفظ سرمایه‌های طبیعی و سایر رویکردهای با پایداری کم، مانند مالیات‌ها و یارانه‌ها باشد. منافع سیاست رشد اقتصادی تنها به جمعیت کنونی تعلق دارد و منابع کم‌تری با هزینه‌های بیش‌تر برای آیندگان به جا می‌گذارد. منافع توسعه پایدار به نسل‌های کنونی و آینده تعلق می‌گیرد. توسعه پایدار موجب می‌شود که استخراج خدمات از اکوسیستم برای توزیع عادلانه آن بین آیندگان به حداقل برسد. آب‌های زیرزمینی را می‌توان به صورت پایدار مدیریت کرد و سیاست‌های دولتی نظیر سیاست حفاظت و حراست از منابع، نیز برای انجام این کار طراحی شده است.

منابع

- Advisory Committee on Water Information (ACWI). 2008. Subcommittee on Ground Water. Web site URL:http://acwi.gov/sogw/index.html (accessed January 11, 2008).
- Al-Hadidi, M.S. 1999. Brackish water management and use in Jordan. Desalination, 126, 41–44. URL:http://www.desline.com/articoli/3773.pdf (accessed January 18, 2009).
- Alley, W.M., Reilly, T.E., and Franke, O.L. 1999. Sustainability of Ground-Water Resources. U.S. Geological Survey Circular 1186, Reston, VA, 79 pp.
- Boulding, K. 1949. Income or welfare? Review of Economic Studies, 17, 79.
- City of Chicago. 2003. Chicago's Water Agenda 2003. URL:http://egov.cityofchicago.org/webportal/COCWebPortal/COC_EDITORIAL/wateragenda_1.pdf (accessed November 12, 2007).
- Costanza, R. and Daly, H.E. 1992. Natural capital and sustainable development. Conservation Biology,6, 454–464.
- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., et al. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387 (May), 253–260
- Daly, H. 1996. Beyond Growth. Beacon Press, Boston, MA, 253 pp.
- Daly, H.E. and Farley, J. 2004. Ecological Economics: Principles and Applications. Island Press, Washington,DC, 454 pp.
- Delaware River Basin Commission (DRBC). 2008. DRBC Web site; DRBC Overview. URL: http://www.nj.gov/drbc/ (accessed January 11, 2008).
- Edwards Aquifer Research and Data Center (EARDC). 2006. Threatened and Endangered Species of the Edwards Aquifer System. URL: www.eardc.txstate.edu/endangered.html (accessed April 28, 2007).
- El-Ashry, M.T. and Gibbons, D.C. 1988. Water and Arid Lands of the Western United States: A World Resources Institute Book. Cambridge University Press, New York, 415 pp.
- European Union (EU). 1979. Council Directive 80/68/EEC on the protection of groundwater against pollution caused by certain dangerous substances. December 17, 1979.
- European Union (EU). 1999a. Energy, Environment and Sustainable Development Programme for Research,Technology Development and Demonstration [R, D and D] under the Fifth Framework Programme.
- European Union (EU), European Environment Agency. 1999b. Ground Water Quantity and Quality in Europe.Copenhagen, Denmark, 123 pp.
- European Union (EU). 2000. Council Directive 2000/60/EC establishing a framework for water policy.October 23, 2000.
- European Union (EU). 2006. Council Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration. December 12, 2006.
- European Union (EU). 2007. Common Implementation Strategy For the Water Framework Directive (2000/60/EC); Guidance on Groundwater Monitoring; Guidance Document No. 15; Technical Report-002-2007.Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 52 pp.
- Gibert, J., Danielopol, D.L., and Stanford, J.A. 1994. Groundwater Ecology. Academic Press, Inc., San Diego, CA.
- Hartwick, J.M. 1989. Non-Renewable Resources Extraction Programs and Markets. Routledge, New York, 149 pp.
- Heinz Center for Science, Economics and Environment. 2006. Filling the Gaps: Priority Data Needs and Key Management Challenges for National Reporting on Ecosystem Condition. Heinz Center for Science, Economics and Environment, Washington, DC, 104 pp.URL: http://www.heinzctr.org/Programs/Reporting/Working%20Groups/Data%20Gaps/Gaps_LongReport_LoRes.pdf (accessed November 22, 2008).
- Heinz Center for Science, Economics and Environment. 2008. The State of the Nation's Ecosystems 2008:Measuring the Land, Waters, and Living Resources of the United States. Island Press, Washington, DC, 368 pp.
- Hicks, J.R. 1946. Value and Capital, 2nd edn. Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Hildebrand, M. 2009. Water conservation made legal: Water budgets and California law. American Water Works Association Journal, 101 (4), 85–89.

- Jeffcoat, S., Baughman, D., and Thomas, P.M. 2009. Total water management: Strategies for utility master planning. American Water Works Association Journal, 101 (2), 56–64.
- Jorgenson, D., Mike W., and Dan O. 1998. Assessing the Vulnerability of Public Water Supply Wells to Microbial Contamination: Ground Water Monitoring and Remediation. National Ground Water Association,Westerville, OH.
- Livingston, E.C. 2004. Considerations for Brackish Groundwater Use as a Water Supply for Small Water Systems and Municipalities. New Mexico Brackish Groundwater Aquifer Assessment Workshop.Albuquerque, New Mexico, January 15, 2004. http://wrri.nmsu.edu/conf/brackishworkshop/presentations/livingston.pdf (accessed January 18, 2009).
- Markus, M.R. 2009. The groundwater replenishment system. American Water Works Association Journal,101 (2), 49–51.
- Maryland Stormwater Consortium (MSC). 2007. Core Environmental Site Design Principles for the implementation of the Maryland Stormwater Management Act of 2007 (in progress).
- National Water Research Institute (NWRI). 1998. Source Water Assessment and Protection 1998: A Technical Conference, Dallas, TX.
- Olsen, S. 2008. Brackish water is expensive to clean: Desalination to use more energy, raise water bills.Albequerque Journal (New Mexico), December 29, 2008. http://www.istockanalyst.com/article/viewiStockNews/articleid/2912697 (accessed January 18, 2009).
- Reid, D. 1995. Sustainable Development: An Introductory Guide. Earthscan Publications Ltd., London, U.K.
- Reisner, M. and Bates, S.F. 1991. Overtapped Oasis: Reform or Revolution for Western Water. Island Press,Covelo, CA, p. 7.
- Sagoff, M. 1990. The Economy of the Earth. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Schumpeter, J. 1954. History of Economic Analysis. Oxford University Press, New York.
- Sitarz, D. (ed.). 1998. Sustainable America: America's Environment, Economy and Society in the 21st Century.EarthPress/Nova Publishing Company, Carbondale, IL.
- Smith, Z.A. 1989. Groundwater in the West. Academic Press, Inc., New York.
- Solley, W.B., Pierce, R.R., and Perlman, H.A. 1998. Estimated use of water in the United States in 1995. U.S.Geological Survey Circular 1200.
- Time. Six billion … and counting. October 19, 1999, p. 61.
- Turner, R.K., David P., and Ian B. 1993. Environmental Economics. The Johns Hopkins University Press,Baltimore, MD.
- United Nations (UN). 2003. Handbook of National Accounting: Integrated Environmental and Economic Accounting. Publications Board and Exhibits Committee, New York.
- United Nations World Commission on Environment and Development (UNWCED). 1987. Our Common Future, Report of the World Commission on Environment and Development. Annex to General Assembly document A/42/427, Development and International Co-operation: Environment, August 2, 1987.URL:http://www.un-documents.net/wced-ocf.htm (accessed January 5, 2008).
- U.S. Congress. 1986. Safe Drinking Water Act, as amended. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1990. Citizens' Guide to Wellhead Protection. EPA 440/6-90-004. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1993a. A Review of Methods for Assessing Aquifer Sensitivity and Ground Water Vulnerability to Pesticide Contamination, 813-R-93-002, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1993b. Ground Water Resource Assessment, EPA 813-R-93-003, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Ground Water Chapters. Water Quality Report to Congress, EPA-813-R-96-001, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1999. Ground Water Chapters. Water Quality Report to Congress, Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2006. 2006 Water Effi ciency Leader Awards—Call for Applicants. Federal Register. Vol. 71, No. 132, Notices. Tuesday, July 11, 2006, p. 39116.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2007a. Sustainable Infrastructure for Water and Wastewater.URL: http://www.epa.gov/waterinfrastructure/.

- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2007b. Reducing Stormwater Costs through Low Impact Development (LID) Strategies and Practices, EPA 841-F-07-006, December 2007, 37 pp. URL: http://www.epa.gov/owow/nps/lid/costs07/ (accessed January 13, 2008).
- U.S. Green Building Council (USGBC). 2008. LEED Rating Systems. URL: http://www.usgbc.org/DisplayPage.aspx?CMSPageID=220 (accessed February 1, 2009).
- U.S. Geological Survey (USGS). 1985. National Water Summary 1984, Water Supply Paper 2275.
- U.S. Geological Survey (USGS). 1999a. Ground Water and Surface Water: A Single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139.
- U.S. Geological Survey (USGS). 1999b. Sustainability of Ground-Water Resources. U.S. Geological Survey Circular 1186.
- U.S. Geological Survey (USGS). 2007. Pennsylvania Drought Condition Monitoring. URL: http://pa.water.usgs.gov/monitor/ (accessed January 11, 2008).
- Western Water Policy Review Advisory Commission (WWPRAC). 1998. Water in the West: Challenge for the Next Century.
- Westminster (City of), Colorado. 2009. Reclaimed Water. URL: http://www.ci.westminster.co.us/353.htm(accessed January 18, 2009).
- World Resources Institute (WRI). 1997. Frontiers of Sustainability. Island Press, Washington, DC.

فصل پانزدهم

ملاحظات بین‌المللی، فرامرزی و تغییرات آب و هوایی

در حالی که آب‌های زیرزمینی در تمام نقاط دنیا وجود دارند، آن‌ها از مرزهای سیاسی تبعیت نکرده و از اقدامات انسانی مانند پمپاژ تاثیر می‌پذیرند. آب زیرزمینی ممکن است در بسیاری از مناطق تنها منبع تامین آب باشد. استفاده بیش از حد و سوء مصرف، باعث تهدید تامین آب در سراسر جهان شده است. اگر چه آب ماده حیاتی برای زندگی است اما بیش‌تر از ۱ میلیارد از ۶ میلیارد جمعیت دنیا (در زمان نگارش کتاب) به آب کافی دسترسی ندارند (یونسکو،۲۰۰۳). «حدود ۴۷ درصد زمین در حوضه‌های رودخانه‌های فرامرزی قرار گرفته و ۴۰ درصد جمعیت جهان در آن حوضه‌ها زندگی می‌کنند. بنابراین انتظار می‌رود در سال‌های آتی رقابت برای منابع آب در این حوضه‌ها تشدید شود» (تساکریس،۲۰۰۳). با توجه به این که کره زمین بدون مدیریت تنها می‌تواند نیازهای غذایی ۵ میلیارد نفر را تامین کند (یونسکو،۲۰۰۳)، آبیاری، بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب در سراسر جهان، به عنوان یک عمل ضروری ادامه خواهد یافت. افزون بر این، اگر فاضلاب و یا سایر ضایعات به درستی دفع نشوند، مقدار آب سالم در دسترس کاهش می‌یابد. در ادامه، مصرف آب زیرزمینی و پیامدهای بین‌المللی و فرامرزی آن بررسی می‌شود. بدیهی است که استفاده آب‌های زیرزمینی مشترک توسط یک کشور بر اقتصاد کشور همسایه تاثیر می‌گذارد. در این شرایط، اختلافات و تعارضات موجود، منعکس‌کننده ارزش آب زیرزمینی است. تغییرات آب و هوایی ممکن است توجهات را به سمت نگرانی‌های فرامرزی مربوط به آب‌های زیرزمینی جلب کند.

مصرف جهانی آب زیرزمینی

آب‌های زیرزمینی از جمله برهم کنش آن با آب‌های سطحی، معمولا به دو روش طبقه‌بندی می‌شوند (یونسکو،۲۰۰۳):

۱- مصارف شامل آشامیدن، آبیاری و یا انتقال ضایعات

۲- مصرف‌کنندگان شامل کشاورزان بالادست و شهرهای پایین‌دست

استفاده از آب‌های زیرزمینی با پیشرفت تکنولوژی‌های حفاری و پمپاژ در بیش‌تر کشورهای جهان به طور چشمگیری در دهه ۱۹۵۰ گسترش یافت (یونسکو، ۲۰۰۳). همان طور که نمایه (۱۵-۱) نشان می‌دهد، کشاورزی بزرگ‌ترین مصرف‌کننده آب زیرزمینی در سطح جهان است (یونسکو، ۲۰۰۳). آمار و اطلاعات ارائه شده در این بخش، اهمیت آب زیرزمینی در مصرف جهانی را تائید می‌کنند.

آبخوان‌های بین‌المللی – یک منبع مشترک

اهمیت بین‌المللی منابع آب‌های زیرزمینی، این است که میلیون‌ها نفر از مردم برای برطرف کردن نیازهای روزانه خود و همچنین فراهم کردن زیرساخت‌های اقتصادی مهم مانند آبیاری، حفظ و نگهداری

جریان پایه آبراه‌های قابل ناوبری در امتداد مرزهای بین کشورها، به آب‌های زیرزمینی متکی هستند. سطح زمین و توده‌های روی آبخوان‌هایی که برای دو کشور همسایه از اهمیت دو جانبه‌ای برخوردار هستند، می‌توانند بزرگ یا کوچک، کم‌عمق یا عمیق باشند و جلوه‌های فیزیکی قسمت فوقانی چینه‌شناسی آبخوان‌ها را منعکس کنند. آبخوان‌های فرامرزی ممکن است به عنوان استقرار طبیعی آب‌های زیرزمینی در ناحیه زیرسطحی و یا مخازن ذخیره در مرز مشترک دو یا چند کشور تعریف شوند (کامپانا، ۲۰۰۰ و یونسکو، ۲۰۰۳). آب‌های زیرزمینی موجود در محیط زیرسطحی به طور طبیعی و یا به دلیل عملیات پمپاژ می‌توانند بین دو و یا چند کشور (ناحیه سیاسی) حرکت کنند. عملیات پمپاژ باعث می‌شود که آب در امتداد شکاف‌ها، ترک‌ها و کانال‌ها از ناحیه زیرزمینی بیرون کشیده شود (در مورد آبخوان‌های دولومیتی و یا سنگ آهکی). بنابراین، سیستم بین‌المللی آب شامل سازندهای زیرسطحی و ساختارهای زمین شناسی آن‌ها (مانند شکستگی‌ها و کانال‌های محلول) که آب زیرزمینی را انتقال می‌دهند، مورد توجه قرار گرفته است (باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۵).

نمایه ۱۵-۱- آمارهای منتخب توصیف‌کننده مصرف جهانی آب زیرزمینی

برآورد تولید سالیانه جهانی آب زیرزمینی: ۷۰۰-۶۰۰ کیلومتر مکعب در سال
سهم آب زیرزمینی در تامین آب آشامیدنی: ۵۰ درصد
سهم آب زیرزمینی در تامین آب صنایعی که خودشان آب مورد نیاز را تامین می‌کنند: ۴۰ درصد
سهم آب زیرزمینی در تامین آب کشاورزی آبیاری: ۲۰ درصد
جمعیت شهری وابسته به آب زیرزمینی: ۱/۲ میلیارد نفر

Source:
United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), Water for People, Water for Life, The United Nations Water Development Report, UN World Water Assessment Programme, 2003, 78.

در نمایه (۱۵-۲) چشم‌انداز میزان آب‌های زیرزمینی مشترک بین ۲۶۳ حوضه رودخانه متعلق به حوضه‌های آبخیز فرامرزی در ۱۴۵ کشور ارائه شده است (کمیسیون اقتصادی ملل متحد برای آفریقا، ۲۰۰۰ و یونسکو، ۲۰۰۳). اولین گام در برخورد با آبخوان‌های مشترک بین‌المللی از نقطه نظر اقتصادی و محیطی، تعیین وسعت و ساختار زمین‌شناسی آن‌ها است (باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۴). همان طور که در اینجا نشان داده شده است، مسائل کمی و کیفی آب‌های زیرزمینی فرامرزی، از مهم‌ترین نگرانی‌ها هستند.

به دلیل توسعه علوم آب و درک این که آب‌های زیرزمینی بخش جدایی‌ناپذیر از چرخه هیدرولوژیکی است، قوانین بین‌المللی آب‌های فرامرزی نیز پیشرفت کرده است (باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۷). آب‌های زیرزمینی در توصیه‌های منشور آب اتحادیه اروپا[۱] در سال ۱۹۶۷، به عنوان بخشی از چرخه آب بزرگ‌تر درنظر گرفته شده است (ذکر شده در باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۷). در چندین توافقنامه بین‌المللی اروپای

۱- European Water Charter

شرقی در دهه‌های ۱۹۵۰ و ۱۹۶۰ و همین طور کمیسیون دریاچه چاد در سال ۱۹۶۴ به آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی در حوضه‌های آبخیز پرداخته شده است (باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۷). منشور محیط زیست سازمان ملل متحد (استکهلم ۱۹۷۱) و سازمان همکاری اقتصادی و توسعه (OECD) منابع آب (زیرزمینی و سطحی) را در قلمرو بین‌المللی مورد توجه قرار داده‌اند (باربریز، ۱۹۸۶، ص ۳۱ و ۳۳).

مباحث فرامرزی

مسائل فرامرزی در همه سطوح (بین صاحبان املاک مجاور، بین ایالت‌ها، کشورها و بین‌المللی) برجسته بوده و این مسائل می‌تواند اختلافات بین طرفین را تشدید نماید. یک مسئله مرزی، به عنوان اختلاف نظر در خصوص موضوعات موثر بر سلامتی و یا اقتصادی بین دو شخص حقوقی شامل افراد، ایالت‌ها یا کشورهای مستقل تعریف می‌شود. در مورد آب‌های زیرزمینی، چنین وضعیتی ممکن است از استفاده یا سوء استفاده از آب از یک آبخوان مشترک به وجود آید. مسائل مربوط به آب‌های زیرزمینی فرامرزی از کاوش آب‌های زیرزمینی یا آلوده شدن آن‌ها در یک حوضه که بر سلامت و رفاه اقتصادی ساکنین حوزه مجاور تاثیر می‌گذارد، نشات می‌گیرد. بهره‌برداری از آب‌های زیرزمینی برای مصرف یا دفع پسماندها در یک طرف رودخانه بزرگ حتی می‌تواند بر دسترسی آب‌های زیرزمینی در طرف دیگر رودخانه نیز تاثیر بگذارد (مک کیب و همکاران، ۱۹۹۶؛ بانک جهانی، ۲۰۰۳).

به رسمیت شناختن آب‌های زیرزمینی به عنوان یک منبع مشترک بین کشورها و حوزه‌های فراملیتی که آن‌ها برای حفظ ساکنین و اقتصادهای خود باید به طور متقابل در استفاده از آن توافق داشته باشند، می‌تواند ابزار همکاری صلح‌آمیز باشد. برای درک وسعت آب‌های مشترک بین مرزها، به اطلاعات قابل اعتمادی مورد نیاز است که امروزه در دسترس نمی‌باشند (یونسکو، ۲۰۰۳، ص ۳۱۷). مصرف آب‌های زیرزمینی، درگیری‌های مسلحانه، جنگ‌ها و آزمایش سلاح‌ها، موجب آسیب دیدن آب‌های زیرزمینی و مصارف آتی آن می‌شود (کامپانا، ۲۰۰۰). با توجه به این که آلودگی محلی بین مرزها حرکت می‌کند، چالش‌هایی را برای حفاظت مشترک به همراه داشته است.

نمایه ۱۵-۲- آبخوان‌های مشترک بین‌المللی

از آن جایی که مرزهای سیاسی همیشه با مرزهای آبخوان‌ها و یا رودخانه‌ها یکسان نیستند، آب‌های زیرزمینی در شرایط هیدرولوژیکی بین دو و یا چند کشور مشترک هستند. هر کدام از این کشورها منافع اقتصادی و اهداف خاص خود را دنبال می‌کنند. فهرست ارائه شده در این جا کامل و جامع نیست اما نشان می‌دهد که مصرف آب‌های زیرزمینی، تخلیه، آلودگی و مدیریت آن‌ها نباید فقط به نهادهای محلی واگذار شوند تا منافع اقتصادی خود را به شکلی جامع دنبال کنند. همه مصرف‌کنندگان بالقوه و اهداف آن‌ها از جمله پایداری و عوامل اکولوژیک باید مدنظر قرار گیرد. تمام مسائل آب‌های زیرزمینی باید در زمینه گسترده‌تر شرایط تعادل بلندمدت بررسی شده و ماهیت مشترک منابع میان کشورها، افراد، گونه‌های گیاهی و جانوری به رسمیت شناخته شود. مثال‌های دیگر از مسایل فرامرزی در میان کشورها و حوزه‌های سیاسی مانند آبخوان اوگالالا که بر منافع اقتصادی هفت ایالت در ایالات متحده اثر می‌گذارد، فهرست مطالب را طولانی‌تر می‌کنند. بسیاری از بزرگ‌ترین آبخوان‌ها کم‌ترین تغذیه را دریافت می‌کنند که این امر حاصل نفوذ آب به نهشته‌های رسوبی ماقبل تاریخ است.

نام آبخوان	کشورهای سهیم	مساحت زمین / حجم آب	نگرانی‌ها
۱۰۰ آبخوان مشترک[۱و۲]	اروپا (۲۵ کشور)	-	تخلیه و کاهش سطح آب، آلودگی و اکولوژی
گوارانی[۱]	برزیل، پاراگوئه، اورگوئه، آرژانتین	۴۰۰۰۰ km^2 / ۱۲۰۰۰۰۰ Km^2	تخلیه و کاهش سطح آب
۸۰ حوضه رودخانه فرامرزی با آبخوان‌ها[۳]	آفریقا	-	تخلیه و کاهش سطح آب، مدیریت منابع و آلودگی
آبخوان ماسه سنگی نوبیان[۱]	چاد، مصر، لیبی، سودان	۵۴۰۰۰۰ km^2 / ۲۲۰۰۰۰۰ Km^2	تخلیه و کاهش سطح آب
سیستم صحرای شمالی[۲]	الجزایر، تونس، لیبی	- / ۷۸۰۰۰ km^2	تخلیه و کاهش سطح آب
آبخوان حوضه اوب-ایرتیش[۴]	قراقستان و روسیه	-	تخلیه و کاهش سطح آب، آلودگی
آبخوان نوگالس واش[۵]	مکزیک، ایالات متحده	-	آلودگی VOC
آبخوان حوضه سن پدرو[۶]	مکزیک، ایالات متحده	-	تخلیه و کاهش سطح آب، اکولوژی و مدیریت منابع
آبخوان ابوتسفرد- سوماس[۷]	کانادا، ایالات متحده	- / ۲۰۰ km^2 جمعیت ۱۰۰ هزار نفر	آلودگی نیترات
آبخوان دره مکزیکالی[۸]	مکزیک، ایالات متحده	-	کاهش تغذیه، تخلیه و کاهش سطح آب، فرونشست زمین
آبخوان ماسه سنگی ناواجو ژوراسیک	مکزیک، ایالات متحده	-	کاهش تغذیه، تخلیه و کاهش سطح آب، مدیریت آب‌های زیرزمینی
آبخوان ساحلی	نوار غزه فلسطین، اسراییل		آلودگی، تخلیه و کاهش سطح آب، مدیریت منابع

Sources:
1. Tujchneider, O. et al., The 2003 Seattle Annual Meeting of the Geological Society of America, November 2–5, 2003.
2. United Nations Educational, Scientifi c and Cultural Organization (UNESCO), Water for People, Water for Life, The United Nations Water Development Report, UN World Water Assessment Programme, 2003, 317.
3. United Nations Economic Commission for Africa, Transboundary River/Lake Basin Water Development in Africa: Prospects, Problems and Achievements, 2000,
URL: http://www.uneca.org/eca_resources/Publications/RCID/Transboundary_v2.PDF (accessed September 13, 2003).
4. World Bank, International Conference Devoted to the Problems of Ob-Irtysh River Basin, Ust-Kamenogorsk, Kazakhstan, June 18–21, 2003,
http://www.worldbank.org.kz/ECA/Kazakhstan.nsf/0/1A3F2FD4A51F0D00C6256D5E0028E6A0?Opendocument (accessed September 8, 2003).

5. URL: http://www.utep.edu/rio/Nogales_Ground_Water_Monitoring.htm (accessed September 8, 2003).
6. Glennon, R., Water Follies: Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters, Island Press, Washington, DC, 2002, 314.
7. Mitchell, R.J. et al., Transboundary transport in the Abbotsford-Sumas aquifer: British Columbia and Northwest Washington State. Groundwater and Watershed Analysis Across Political Boundaries, Geological Society of America Conference, Seattle, WA, November 2–5, 2003.
8. Moser, D.E. et al., Radar satellite (INSAR) monitoring of groundwater dynamics near the All-American Canal (Calexico/Mexicali region, Rio Colorado). Groundwater and Watershed Analysis Across Political Boundaries, Geological Society of America Conference, Seattle, WA, November 2–5, 2003.
9. Sabol, T.A. and Springer, A.E., Delineation of source water protection areas for tribal water supplies, Kaibab Paiute Reservation, Arizona. Groundwater and Watershed Analysis Across Political Boundaries, Geological Society of America Conference, Seattle, WA, November 2–5, 2003.
10. El Sheikh, A. and Hamdan, S.A., Management of Aquifer Recharge for Sustainability, AA Balkema Publishers, Lisse, the Netherlands, 2002, 413–417.

آبخوان‌های فرامرزی از تقاضاهای انسانی و طبیعی و همچنین شرایط محلی و افراد، تاثیر می‌پذیرند: آبخوان‌ها برای تامین آب، انتقال آب و فاضلاب، مواد شیمیایی معدنی، فیلتراسیون و تصفیه فاضلاب و تامین انرژی از طریق تبادل گرما مورد استفاده قرار می‌گیرند و این امر مستلزم درنظر گرفتن نقش و روابط متقابل آب‌های زیرزمینی در چرخه هیدرولوژیک بزرگ‌تر است (تساکریس، ۲۰۰۳). در صورتی که مسائل و مشکلات مرتبط با مصارف آبخوان‌های فرامرزی از طریق تفاهم‌های بین‌المللی برطرف نشود، چهار دسته از پیامدهای اصلی به شرح زیر ایجاد خواهد شد (تساکریس، ۲۰۰۳):

۱- کاهش دسترسی: تولید بیش از اندازه آب‌های زیرزمینی به کاهش دسترسی، کاهش کمیت و کیفیت منابع در آینده می‌انجامد.

۲- کیفیت نامطلوب: تخلیه بدون ملاحظه پسماندها به محیط زیرسطحی می‌تواند آب‌های زیرزمینی را آلوده کرده و حتی کاربرد آینده آن‌ها را مختل کند.

۳- تخریب اکوسیستم: استفاده بی‌رویه از آبخوان‌ها ممکن است زیستگاه‌های موجود در آب‌های زیرزمینی و سطحی را تخریب کند. این آسیب‌ها شامل تخلیه، از بین رفتن رودخانه‌ها و تالاب‌ها بوده و نفوذ آب‌های شور و لب‌شور از دریاها و اقیانوس‌ها یا آب‌های شور زیرزمینی به آب‌های با کیفیت را به دنبال دارد (گلنون، ۲۰۰۲).

٤- تاثیرات متوالی مخرب فعالیت‌های سودمند متمرکز محدود: تاسیسات مهندسی و تولید مواد معدنی، ممکن است برهم کنش آب‌های سطحی و زیرزمینی که برای جریان پایه و تغذیه آبخوان‌ها ضروری است را کاهش داده و یا از بین ببرند. کاهش جریان باعث آلودگی و مسدود شدن آبخوان‌ها می‌شود (گلنون، ۲۰۰۲).

چالش‌های پایدارسازی آب‌های زیرزمینی در شرایط فرامرزی به شرح زیر است (تساکریس، ۲۰۰۳):

۱- داده‌های ناکافی برای شناسایی آب‌های زیرزمینی: پایش منظم سطح ایستابی و تغییرات کیفی ممکن است هزینه‌بر باشد. معمولا این پایش‌ها برای مدیریت آبخوان‌ها و مدل‌سازهای متکی بر چنین اطلاعاتی در زمان و مکان مناسب انجام نمی‌شوند.

۲- عدم قطعیت در دانش محیط زیرسطحی: برای تصمیم‌گیری به مدل‌سازی‌های پیچیده هیدرولوژیکی نیاز است. این مدل‌سازی‌ها نیز تخصص خاص شناخت محیط‌های پیچیده زیرسطحی را طلب می‌کند.

۳- شناخت برهم کنش آب‌های سطحی و زیرزمینی: چرخه آب و نقش آب‌های زیرزمینی در آن در قوانین مختلف (گلنون، ۲۰۰۲) و توافق‌های بین‌المللی (ماتسوموتو، ۲۰۰۲) برای تعیین روش‌های کارآمد و جامع مدیریت آب‌های زیرزمینی به خوبی شناسایی نشده است.

چارچوب‌های بین‌المللی برای رفع مشکلات آب‌های فرامرزی تکامل یافته‌اند. این امیدواری وجود دارد که چالش‌های پیش رو، از طریق رویکردهای اقتصادی و اکولوژیکی برطرف شوند.

منافع و هزینه‌های آب‌های زیرزمینی بین‌المللی و فرامرزی

منافع و هزینه‌های آب‌های زیرزمینی فرامرزی شامل جنبه‌های اقتصاد خرد و کلان می‌باشند. پیامدهای اقتصادی آب‌های زیرزمینی از طریق برآوردهای عددی قابل شناسائی است:

- ۱/۲ میلیارد نفر از جمعیت شهری دنیا (از ۲/۹ میلیارد نفر) و ۸۰ تا ۹۰ درصد از ۳/۲ میلیارد نفر جمعیت روستایی دنیا در سال ۲۰۰۰ برای تامین آب خود به آب‌های زیرزمینی متکی بوده‌اند.
- عرضه آب‌های زیرزمینی:
  - سهم آب زیرزمینی در تامین آب آشامیدنی: ۵۰ درصد
  - سهم آب زیرزمینی در تامین آب صنایعی که خودشان آب مورد نیاز را تامین می‌کنند: ۴۰ درصد
  - سهم آب زیرزمینی در تامین آب کشاورزی آبیاری: ۲۰ درصد
  - ۱۸۳۱ تعامل آبی بین دو یا چند کشور و ۵۰۷ مورد تعارض و درگیری (دیپلماتیک، اقتصادی و نظامی) نشان می‌دهد عمده کشورها برای حل مشکلات آبی مسیر همکاری را انتخاب کرده‌اند.

در حالی که منافع و هزینه‌های مرتبط با آبخوان‌های فرامرزی، مشابه دیگر مناطقی است که به آب‌های زیرزمینی متکی هستند، برخی منافع و هزینه‌ها مختص آب‌های فرامرزی است که در زیر به آن‌ها اشاره می‌شود. هزینه‌ها شامل موارد زیر می‌باشند:

- بررسی اثرات تخلیه و تخریب آب‌های زیرزمینی بدون توافق با سایر کشورها امکان‌پذیر نیست.

- نیاز جمعیت‌هایی که به آب کافی دسترسی ندارند، به ویژه اگر این جمعیت با سیاست‌های دولت همراه نباشند، ممکن است در زمان تعارض، مورد غفلت واقع شوند.
- گونه‌های گیاهی و جانوری که از آب با کیفیت استفاده کرده و آن را حفظ می‌کنند، ممکن است از بین رفته و یا به طور کامل حذف شوند.
- مذاکرات برای حل و فصل تعارضات آبی به منظور اطمینان از عرضه آب باکیفیت و یا پایداری زیست‌محیطی، می‌تواند به عنوان هزینه مبادله درنظر گرفته شود.

منافع می‌توانند شامل موارد زیر باشند:

- قطعیت بیش‌تر در عرضه آب، افزایش کیفیت آن برای تحقق طیف گسترده‌ای از اهداف اقتصادی و حفظ سلامت عمومی که از طریق مشارکت در برنامه‌ریزی و مدیریت آگاهانه کشورهای دارای آبخوان مشترک به دست می‌آید.
- برقراری روابط اقتصادی، اجتماعی و سیاسی بین کشورهای دارای آبخوان مشترک، هزینه‌های تعارضات را تا حد بسیار زیادی کاهش می‌دهد.
- اشتراک مسالمت‌آمیز و پایدار آب‌های زیرزمینی، مبنایی برای سرمایه‌گذاری مشترک است. این امر منافع اقتصادی دو جانبه را به همراه داشته و زیرساخت‌ها و تولیدات جوامع را تقویت می‌کند.
- تعادل بین اهداف اقتصادی و اجتماعی، می‌تواند پایداری آبخوان‌های مشترک را حفظ کند.

سیر تکاملی قوانین آب‌های بین‌المللی

قوانین آب‌های بین‌المللی به موازات نیازهای روزافزون به منابع آب، تکامل یافته و از چشم انداز دفاع از مالکیت مطلق به سمت به رسمیت شناختن نیازهای دیگران سوق یافته است. اکشتاین (۱۹۹۵) تکامل قوانین بین‌المللی را مرور کرده که برای آب‌های فرامرزی کاربرد دارد. اکشتاین خاطرنشان می‌کند که به دلیل متفاوت انگاشتن مالکیت و استفاده آب‌های زیرزمینی از آب‌های سطحی، آن‌ها خارج از رژیم قوانین بین‌المللی آب قرار داده شده و برهم کنش آب‌های زیرزمینی و سطحی در چرخه آب در قوانین فرامرزی آب مغفول مانده است. مجموعه اصول قانونی، مبنایی برای ایجاد ارزش بوده که با فرآیندهای سیاسی در قانون نمود پیدا می‌کند. چارچوب قوانین بین‌المللی آب مطابق با مجموعه اصول تشریح شده در زیر، پیشرفت کرده است:

۱- حاکمیت مطلق دولت در قلمرو خود: حق استفاده نامحدود منابع در قلمرو ملی، بدون توجه به پیامدهای استفاده فرامرزی، امروزه از منظر حقوق بین‌الملل امکان‌پذیر نمی‌باشد.

۲- یکپارچگی مطلق قلمرو: کشورهای پایین‌دست رودخانه، حق دسترسی به جریان طبیعی و پیوسته را دارا هستند. این کار اساسا به کشورهای پایین‌دست حق کنترل بر جریان بالادست

را می‌دهد. تحلیل‌گران معتقدند که این قانون نابرابر بوده و از کشورهای پایین‌دست به صورت غیرمنصفانه حمایت می‌کند.

۳- در متون لاتین، ذکر شده است که کشورها نمی‌توانند و نباید از قلمرو خود برای اقداماتی مغایر با منافع کشورهای دیگر استفاده کنند. مستندات قانونی نشان می‌دهند که وقتی فعالیت‌های یک کشور باعث آسیب به قلمرو کشور دیگری می‌شوند، این آسیب‌ها باید از طریق قوانین بین‌المللی پیگیری شوند. در حال حاضر، این اصل به طور گسترده به عنوان استاندارد تلقی می‌شود.

٤- استفاده برابر و منطقی: این اصل بر تحلیل هزینه و فایده متکی بوده و نتایج سودمند را بر حسب سهم برابر و معقول در مقایسه با اثرات نامطلوب برای کشورهای بهره‌مند تخصیص می‌دهد. این اصل لزوما کارآمدترین نتایج را لحاظ نمی‌کند، بلکه عموما در قوانین بین‌الملل پذیرفته شده است.

٥- اشتراک منافع: این اصل همه آب‌های یک حوضه آبخیز را در یک سیستم هیدرولوژیکی یکپارچه و شرایط اقتصادی منحصر به فرد، مدنظر قرار می‌دهد. در رویکرد قانون طبیعی که منافع خاص یک کشور در قبال کشور دیگر نادیده گرفته می‌شود، در سطح بین‌المللی کاربرد چندانی نداشته است.

٦- اعلان قبلی و گفتگو بر اساس حسن نیت: با اجرای اصول ۳، ۴ و ۵، کشورهای دارای منابع آب مشترک مسئول هستند که پیش از استفاده از منابع، کشورهای ذی‌نفع را آگاه کنند. این اطلاعات باید کافی باشند تا کشورهای دیگر بتوانند به خوبی پیامدهای فعالیت‌ها را مورد ارزیابی قرار دهند. هم‌چنین، اثرات نامطلوب باید توسط کشوری که تحت تاثیر قرار می‌گیرد، ارزیابی شوند. کشورها باید بر اساس حسن نیت گفتگوکرده و در خصوص پیامدها به توافق برسند. بدون حل مشکل، هیچ فعالیتی نباید آغاز شود.

همان طور که اکشتاین گفته است، این مجموعه از اصول حقوق بین‌الملل برای آب‌های زیرزمینی نیز صادق است، چرا که عمده جریان‌های آب‌های بین‌المللی به آب‌های زیرزمینی متصل بوده و به مرزهای یک کشور خاص محدود نمی‌شوند. همان طور که اصول نشان می‌دهند، استفاده منابع توسط یک کشور ممکن است پیامدهای اقتصادی برای کشورهای پایین‌دست به همراه داشته باشد.

چارچوب‌های بین‌المللی برای آب‌های زیرزمینی فرامرزی

در حالی که بیش از ۳۶۰۰ معاهده به مسائل منابع آب مشترک بین کشورها و ۴۰۰ مورد مربوط به آب‌های شیرینی است که از مرزهای بین‌المللی می‌گذرند، تنها ۱۰۹ معاهده بین‌المللی به آب‌های زیرزمینی اختصاص یافته است (ماتسوموتو، ۲۰۰۲، ص ۱۹؛گیوردیانو و همکاران، ۲۰۰۳). معمولا، آب‌های زیرزمینی در معاهده‌ها به عنوان مسئله‌یی ثانویه تلقی می‌شود (ماتسوموتو، ۲۰۰۲، ص ۲۶). قبل از ۱۹۵۰، از آب‌های زیرزمینی، چشمه‌ها و چاه‌ها به عنوان معیاری برای تشخیص مرز بین کشورها استفاده می‌شد. برای مثال، معاهده ۱۸۶۴ بین پرتغال و اسپانیا نشان می‌دهد که آن‌ها آب‌های چشمه‌های مرزی را با یکدیگر تسهیم می‌کرده‌اند. از میانه قرن بیستم، با افزایش جمعیت و افزایش نیاز به منابع آب برای تولید غذا، معاهده‌ها بر تعیین سطح تولید آب‌های زیرزمینی تمرکز کرده و اصل مدیریت آبخوان‌ها مطرح شد (ماتسوموتو، ۲۰۰۲، ص ۲۶). نمایه (۱۵-۳) شرح مختصری از ۹ معاهده مدرن را نشان می‌دهد که در آن‌ها مباحث کمی و کیفی منابع آب‌های زیرزمینی فرامرزی لحاظ شده است. لازم به ذکر است که نهادهای مختلفی برای اجرای این معاهده‌ها تاسیس شده‌اند. همان طور که در ستون آخر شکل نشان داده شده است، همه معاهده‌ها پیامدهای اقتصادی را نیز در بر می‌گیرند.

سازمان ملل متحد در دسامبر ۲۰۰۸ قانون آبخوان‌های فرامرزی را تصویب کرد. ۲۷۳ آبخوان مشترک بین دو یا چند کشور در برنامه هیدرولوژیکی بین‌المللی یونسکو ثبت شده است. در این برنامه تاکید شده است که کشورها باید آلودگی‌های آبخوان‌های خود را کنترل کنند (یونسکو، ۲۰۰۸).

نمایه ۱۵-۳- معاهده‌های فرامرزی که به طور خاص به مدیریت آب‌های زیرزمینی می‌پردازند

معاهده	شرح مختصر	سال	کشورها	منافع اقتصادی
کنوانسیون مربوط به تامین آب عدن بین بریتانیا و سلطان ابدال	تفاهم درباره مقدار و کیفیت آب- ساخت و توسعه تامین آب نباید بر مقدار و کیفیت آب‌های زیرزمینی در چاه‌های موجود در مرز دو کشور اثر بگذارد.	۱۹۱۰	بریتانیا و یمن	ادامه حیات جوامع و شرکت‌های تجاری
مذاکرات جانستون (عدم تصویب معاهده)	کمیت/ تسهیم آب – مدیریت و انحراف آب چشمه‌های شور برای جلوگیری از افزایش شوری دریاچه	۱۹۵۵	اسراییل، اردن، سوریه و لبنان	استفاده تجاری پایدار از دریاچه
توافق مکزیک و ایالات متحده برای رسیدن به راهکاری پایدار و قطعی برای جلوگیری از شوری حوضه رودخانه کلرادو(بند شماره ۲۴۲ از کمیته مرز و آب بین‌المللی[۱])	کمیت/ ماده ۵- محدود کردن تولید آب زیرزمینی در ناحیه فرامرزی	۱۹۷۳	مکزیک و ایالات متحده	حفظ کسب و کارهای آبی و کشاورزی
پروتکل و معاهده مرتبط با مرزها و روابط همسایگی بین ایران و عراق	کمیت/ ماده ۴- برنامه‌ریزی و ارزیابی آب‌های مشترک در ناحیه مرزی	۱۹۷۵	ایران و عراق	ادامه حیات جوامع و کسب و کارهای محلی
کنوانسیون حفاظت، بهره‌برداری و تغذیه آبخوان ژنو بین سوییس و فرانسه	کمیت (کیفیت) / فصل ۱، ماده ۱ و فصل ۱، ماده ۹- تعیین حدود تولید آب زیرزمینی	۱۹۷۷	سوییس و فرانسه	عرضه پایدار آب برای جوامع و کسب و کارهای محلی
کنوانسیون همکاری برای حفاظت و استفاده پایدار از رود دانوب	کمیت / ماده ۲ (۱)- حفاظت بلندمدت از آب‌های زیرزمینی در نواحی حفاظت شده	۱۹۹۴	اتریش، بلغارستان، کرواسی، آلمان، مجارستان، جمهوری مولداوی، رومانی، اسلواکی، اوکراین	پایداری بلندمدت جوامع و تجارت
معاهده صلح بین اسرائیل و اردن	کمیت (کیفیت) / ماده IV- میزان پمپاژ آب‌های زیرزمینی از طریق کمیته مشترک آب تعیین و استفاده و حقوق آب‌های زیرزمینی تعریف شده است	۱۹۹۴	اسرائیل و اردن	عرضه پایدار آب برای جوامع و کسب و کارهای محلی
توافق موقت اسرائیل و فلسطین در مورد کرانه باختری و نوار غزه: پروتکل مربوط به امور داخلی	کمیت / ضمیمه III- ماده ۴۰- برنامه ۸ و ۱۰ – تعیین سهم هر کشور از آب‌های زیرزمینی و میزان پمپاژ- تشکیل کمیته مشترک	۱۹۹۵	اسرائیل و فلسطین	عرضه پایدار آب برای جوامع و کسب و کارهای محلی
کنوانسیون ارزیابی اثرات زیست‌محیطی در محدوده‌های مرزی	کمیت / پیوستI- شناسایی اثرات زیست محیطی برداشت آب‌های زیرزمینی	۱۹۹۷	آلبانی، اتریش، بلاروس، بلژیک، بلغارستان، کانادا کرواسی، چکسلواکی، دانمارک، فنلاند، فرانسه آلمان، یونان، مجارستان، ایسلند، ایرلند، ایتالیا، لوکزامبورگ، مولداوی، هلند، نروژ، لهستان، پرتغال رومانی،روسیه اسلواکی، اسپانیا، سوئد، سوییس، اوکراین، امارات، بریتانیا و ایالات متحده	ارزیابی اثرات زیست‌محیطی و اقتصادی بلندمدت تولید آب زیرزمینی بر جوامع و کشورهای مجاور

Source:
Matsumoto, K., Transboundary groundwater and international law: Past practices and current implications, Research paper/thesis, Oregon State University, Department of Geosciences, December 2002, 73.

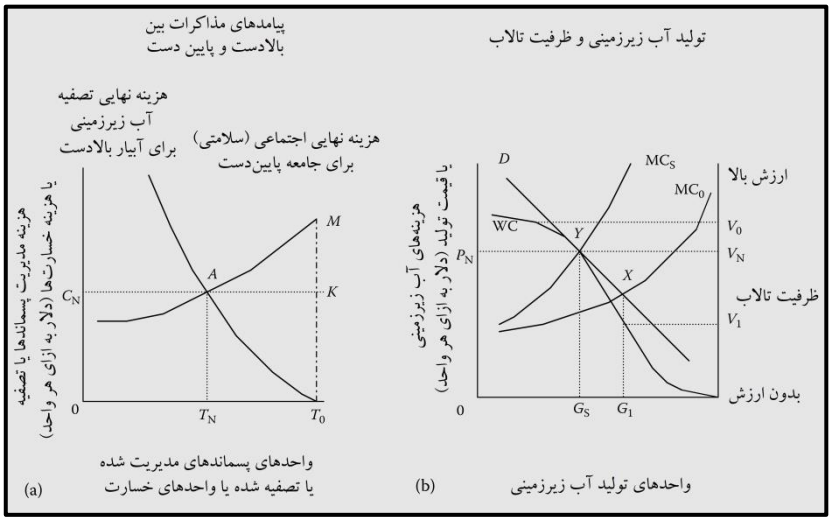
۱- International Boundary and Water Commission Minute No. ۲٤۲

اقتصاد محلی استفاده از آبخوان‌های فرامرزی

در حالی که سناریوهای مختلفی برای مصرف آب‌های فرامرزی وجود دارند، می‌توان دو موقعیت خاص و اساسی از این سناریوها را تجزیه و تحلیل اقتصادی نمود. اولین شرایط فرضی مربوط به ناحیه کشور بالادست در یک سمت مرز است که آب‌های زیرزمینی را برای آبیاری استفاده کرده و این آب دوباره در نزدیکی مرز به آبخوان نفوذ کرده و غلظت نیترات آب‌های زیرزمینی را در سمت دیگر مرز بالا می‌برد. مثال دیگر یک کاربر صنعتی در بالادست است که آب‌های زیرزمینی را مصرف کرده و منابع آب آبخوان را کاهش می‌دهد. این کار تالاب‌های پایین‌دست در طرف دیگر مرز را که در پرورش ماهی و حفظ حیات وحش از اهمیت بسیار زیادی برخوردار هستند، از بین می‌برد. این موارد به صورت نموداری در نمایه (۱۵-۴) نشان داده شده است.

در یک مذاکره فرضی فرامرزی بین آبیار بالادست و تامین‌کننده آب پایین‌دست (نمودار a)، آبیار باید سطح بالای نیتراتی را که عامل ایجاد آن بوده و هزینه کاهش غلظت نیترات در آن سوی مرز را نیز مدنظر قرار دهد. تامین‌کننده آب پایین‌دست باید برای کاهش غلظت نیترات آب، آن را تصفیه کند اما مایل است که هزینه‌های عرضه آب را به حداقل برساند. آبیار بالادست و شهرداری پایین‌دست به دنبال حل و فصل موضوع بدون پیگیری‌های قانونی هستند. از آن جایی که آبیار قبل از شهرداری از آب زیرزمینی استفاده می‌کند اما به دیگران زیان می‌رساند، تفاهم برای به کارگیری روش‌های اقتصادی می‌تواند مجموعه‌ای از T_N هدف را برای آب‌های زیرزمینی به همراه داشته باشد. در این حالت فرض بر این است که اطلاعات کافی در خصوص هزینه‌های اجتماعی اثرات سلامتی بر تامین‌کننده پایین‌دست در اختیار ما قرار دارد. تامین‌کننده پایین‌دست باید سطح تصفیه را بالا ببرد. برای رسیدن به این هدف، کشورها پذیرفته‌اند که آبیار و تامین‌کننده هر دو در آبخوان سهیم بوده و دو طرف باید از طریق دولت‌های متبوع خود بر سر پیامدهای اقتصادی و دست‌یابی به شرایط قبل از مصرف، مذاکره کنند. شرایط پیش روی آبیار و شهرداری در نمایه (۱۵a-۴) نشان داده شده است. برای شهرداری بهتر است که مبلغ AT_0T_N را به عنوان جبران هزینه‌های تصفیه به آبیار بپردازد تا از تقبل هزینه‌های مرتبط با تصفیه اضافی به مبلغ AMT_0T_N اجتناب کند. آبیار نیز می‌پذیرد که در ارزیابی سایر ابزارهای کاهش غلظت نیترات در بلندمدت، با دولت همکاری کند و این کار می‌تواند تولید آبیار را نیز افزایش دهد. در صورتی که آبیار با استفاده از فناوری جدید بتواند غلظت نیترات را در بلندمدت با هزینه کم‌تری کاهش دهد، می‌تواند این پول را برای سال‌های باقی‌مانده توافقنامه، پس‌انداز کند. ارزش این روش این است که روشی جامع و مشارکتی برای مدیریت آبخوان، فناوری و هزینه‌ها ارائه می‌کند. این روش با حمایت دولت، پیامدهای بلندمدت اقتصادی را لحاظ می‌کند.

نمایه ۱۵-۴- اقتصاد آب زیرزمینی فرامرزی



مورد دوم، در نمایه (۴-۱۵b) بررسی شده است. این نمایه نشان می‌دهد که یک شرکت برای فرآیندهای تولیدی خود، آب زیرزمینی را برداشت کرده و عمده آن را به صورت بخار مورد استفاده قرار می‌دهد. این کار تالاب‌های پایین‌دست در طرف دیگر مرز که برای تجارت، منافع ملی، پرورش ماهی و حفظ حیات وحش از اهمیت بسیار زیادی برخوردار هستند را از بین می‌برند. اگر سطح ایستابی کاهش چشمگیری داشته باشد، تالاب‌های پایین‌دست عمده ارزش خود برای حفظ جمعیت حیات وحش را از دست می‌دهند. این شرکت تاسیسات خود را قبلا ایجاد کرده و عملیات تولیدی را شروع کرده است. کشور دیگر مشاهده می‌کند که سطح ایستابی آب زیرزمینی برابر G_1 و ظرفیت تالاب‌ها برابر V_1 است. ظرفیت تالاب‌ها در این شرایط نسبت به زمانی که شرکت فعالیت خود را شروع نکرده بود، بسیار کاهش یافته است. تقاطع منحنی تقاضای آب شرکت با منحنی هزینه حاشیه‌ای (عرضه آب که توسط خود شرکت تامین می‌شود) با نقطه X نشان داده شده است. به عبارت دیگر، نقطه X تولید تعادلی آب زیرزمینی توسط شرکت بدون لحاظ کردن اثرات منفی بر کشور همسایه است. در صورتی که شرکت مجبور باشد اثرات منفی برداشت آب زیرزمینی بر کشور همسایه (هزینه‌های بیرونی منفی) را درنظر بگیرد، تابع هزینه حاشیه‌ای به بالا انتقال می‌یابد. وقتی اثرات بیرونی منفی وجود دارد، هزینه نهایی اجتماعی از هزینه نهایی خصوصی بیش‌تر است. زیرا عمل تولید، هزینه‌هایی ایجاد می‌کند که شرکت به طور مستقیم با آن مواجه نیست. این که شرکت را وادار کنیم تا هزینه‌های اجتماعی تولیدش را بپردازد، درونی کردن عامل بیرونی نامیده می‌شود. در این مورد خاص، از دست رفتن ارزش تالاب‌ها به عنوان

عامل بیرونی منفی درنظر گرفته می‌شود. در نمودار (۱۵-۴b) وضعیت بهینه اجتماعی با نقطه Y نشان داده شده است. در این نمودار مشاهده می‌شود که تولید خصوصی آب‌های زیرزمینی (G_1) از تولید اجتماعی (G_S) بیش‌تر و ارزش تالاب‌ها در حالت بهینه اجتماعی (V_S) از حالت خصوصی (V_1) بیش‌تر است.

به دلیل این که در نقطه Y هزینه حاشیه‌یی تولید آب (P_N) بالاست، برای شرکت مقرون به صرفه‌تر است که بخار را متراکم و آب را در فرآیند تولید خود بازچرخانی کند. شرکت انتظار دارد که در بلندمدت تکنولوژی بازچرخانی، هزینه‌های عرضه آب را کاهش دهد. در نقطه Y، تقریبا همه ظرفیت تالاب‌ها حفظ شده است و در این سناریوی ایده‌آل، هر دو کشور می‌توانند از نتایج کارآمد اقتصادی برای رسیدن به اهداف مورد نظر خود استفاده نمایند.

نمایه (۵-۱۵) تعامل بین معاهده‌ها و توافق‌هایی را نشان می‌دهد که بر آب‌های زیرزمینی بین مرز آمریکا و مکزیک اثر می‌گذارد. در حالی که معاهده‌ها و توافق‌ها مکمل یکدیگر تلقی می‌شوند، جنبه‌های آن‌ها ممکن است چالش‌های بیش‌تری را به وجود آورند، چرا که توافقنامه تجارت آزاد آمریکای شمالی استفاده از منابع را ترویج می‌کند، اما کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی می‌کوشد که اثر استفاده از منابع مشترک را کاهش دهد. برای برقراری توازن بین این دو رویکرد، نیاز است که اثرات بلندمدت استفاده از آب‌های زیرزمینی در سطح ملی یا ایالتی قبل از تصمیم‌گیری‌های فردی در خصوص تولید کوتاه‌مدت بررسی شوند. تصمیم‌گیری‌های فردی کوتاه‌مدت باعث تخریب اکوسیستم و اقتصاد می‌شوند که برخی از آن‌ها ممکن است جبران‌ناپذیر باشند.

نمایه ۱۵-۵- یک نمونه از معاهده‌های بین‌المللی،آب‌های زیرزمینی و اقتصاد در آمریکای شمالی

همکاری ایالات متحده و کشورهای همسایه آن، کانادا و مکزیک، در مورد مسائل آب دارای تاریخچه‌ای طولانی است. تقریبا دو سوم مرز بین دو کشور ایالات متحده و مکزیک از رودخانه‌های مشترک تشکیل شده است. دو مجموعه معاهده و توافقنامه که به طور خاص به فعالیت‌های مرزی موثر بر کمیت و کیفیت آب‌های زیرزمینی می‌پردازند، بین دو کشور به تصویب رسیده است. معاهده کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی در کل مرز ۳۱۱۰ کیلومتری اعمال می‌شود. کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی در سال ۱۸۸۹ مجموعه‌یی از معاهده‌ها را برای حل صلح‌آمیز اختلافات آب‌های بین مرزی، مالکیت ملی آب، بهداشت، کیفیت آب و کنترل سیل در منطقه مرزی، تصویب کرده است (کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی، ۲۰۰۸). توافقنامه تجارت آزاد آمریکای شمالی[۱] (نفتا)، یک توافق سه جانبه است که در سال ۱۹۹۲بین ایالات متحده آمریکا، کانادا و مکزیک منعقد شده است. هدف از توافق نفتا، حذف تدریجی موانع مبادلات تجاری بین آمریکا، مکزیک و کانادا (در یک بازه‌ی زمانی پانزده ساله) بوده است. این سه کشور در توافقنامه زیست‌محیطی آمریکای شمالی[۲] متعهد شده‌اند که از محیط زیست تاثیرگذار بر آب‌های زیرزمینی حفاظت کنند. نفتا از طریق حذف تعرفه‌ها، باعث می‌شود که انگیزه تجارت آزاد در مرزها افزایش یابد. کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی سازمان‌دهی شده است تا مسائل زیست‌محیطی مرتبط با آب، صادرات محصولات غذایی،کمیت و کیفیت آب‌های مرزی را هدایت کند. در معاهده ۳ فوریه ۱۹۴۴ که مرتبط با حوضه‌های آبریز رودخانه‌های ریو گریند کلرادو و تیجوانا است، کلمه «آب‌های زیرزمینی» به طور مستقیم ذکر نشده است. این معاهده به آب رودخانه‌ها و جریان‌های بازگشتی اشاره دارد. اگر چه در نفتا و توافقنامه زیست‌محیطی آمریکای شمالی به آب‌های زیرزمینی اشاره نشده است، اما آن‌ها فرآیندهای نهادی و سیاسی را برای برنامه‌ریزی و یا پاسخ به مسائل زیست‌محیطی که ممکن است به وجود آیند، مشخص کرده‌اند. توافقنامه زیست‌محیطی آمریکای شمالی، این سه کشور را ملزم نموده است که برای حفاظت از محیط زیست، ترویج توسعه پایدار، حفاظت و تقویت محیط زیست گونه‌های گیاهی و جانواری، اقدامات لازم را به عمل آورند. توافقنامه زیست‌محیطی آمریکای شمالی بر اقدامات حفاظت از محیط زیست برای حداقل رساندن اثرات منفی تولید در داخل کشور تمرکز کرده و کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی به مسائل منابع مشترک در مرزهای بین‌المللی می‌پردازد.

نفتا موانع تجاری بین ۳ کشور از ۱۵ کشور بزرگ جهان را حذف کرده است. در سال ۲۰۰۶، سهم تولید ناخالص داخلی ایالات متحده از تولید جهانی ۲۷/۴ درصد، کانادا ۲/۶ درصد و مکزیک ۱/۷ درصد بوده است (بانک جهانی، ۲۰۰۸). نرخ رشد سالیانه این سه کشور در دوره ۱۹۹۰ تا ۲۰۰۰ به ترتیب ۵/۷ درصد، ۲/۶ درصد و ۹/۱ درصد گزارش شده است (وزارت حمل و نقل ایالات متحده[۳]، ۲۰۰۱). مکزیک دومین بازار بزرگ کشاورزی برای ایالات متحده (بعد از کانادا) است که صادرات ایالات متحده به آن کشور از سال ۱۹۹۳ تا ۲۰۰۵ دو برابر شده و به مبلغ ۹/۶ میلیارد دلار رسیده است. ایالات متحده بزرگ‌ترین بازار کشاورزی برای مکزیک است که صادرات مکزیک به آن کشور در دوره مشابه سه برابر شده و به مبلغ ۸/۳ میلیارد دلار رسیده است (وزارت کشاورزی ایالات متحده، ۲۰۰۶).

آب‌های زیرزمینی که از نظر قانون اساسی متعلق به آحاد شهروندان مکزیکی است، به طور گسترده‌ای برای آبیاری محصولات کشاورزی مورد استفاده قرارگرفته که منجر به فرونشست زمین و نفوذ آب شور به ساحل شده است (مارین، ۲۰۰۲). در ایالات متحده، حدود یک سوم آبیاری محصولات کشاورزی به آب‌های زیرزمینی متکی بوده و این میزان در حال رشد است. تخلیه آبخوان، نفوذ آب شور و فرونشست زمین، مسائل مربوط به این تولید هستند. چالش اصلی در خصوص روابط بین این معاهده‌ها و توافقنامه‌ها این است که نفتا تولید را در بستر سیاست‌های زیست‌محیطی ملی تشویق می‌کند، در حالی که توافقنامه زیست‌محیطی آمریکای شمالی باید تولیداتی که بر تعارضات بین‌المللی تاثیر می‌گذارند را مورد توجه قرار دهد. چالش دیگر این است که در این معاهده‌ها و توافقنامه‌ها بیش‌تر بر اقدامات اصلاحی و سود اقتصادی کوتاه‌مدت تمرکز شده و اقدمات پیشگیرانه و سود اقتصادی بلندمدت کم‌تر مورد توجه قرار گرفته است.

۱- North American Free Trade Agreement (NAFTA)

۲- North American Agreement on Environmental Cooperation (NAAEC)

۳- U.S. Department of Transportation (USDOT)

ادامه نمایه ۱۵-۵- یک نمونه از معاهده‌های بین‌المللی،آب‌های زیرزمینی و اقتصاد در آمریکای شمالی

همان‌طور که در بالا اشاره شد، چندین مسئله عمده مربوط به استفاده از آب‌های زیرزمینی برای آبیاری کشاورزی در امتداد مرز ایالات متحده و مکزیک وجود دارد. مدیریت فاضلاب در مرزهای مشترک، یکی دیگر از مسائل آب زیرزمینی است (کامپانا و همکاران، ۲۰۰۶). انتظار می‌رود که مقررات معاهده‌ها و موافقت‌نامه‌ها بتوانند این مسائل را حل و فصل کنند.	
آبخوان تحت تاثیر	**مباحث مرتبط با آب‌های زیرزمینی**
آبخوان‌های هیوکو بولسون و مسیلا بولسون	پمپاژ آب‌های زیرزمینی برای تامین آب شهری و کشاورزی، سطح ایستایی آب را کاهش داده است. شوری در آبخوان‌ها در حال افزایش است.
حوضه هرموسیلو	پمپاژ گسترده برای تولید محصولات کشاورزی در واکنش به نفتا، باعث شده است که نفوذ آب شور، زیستگاه‌های حیات وحش را تهدید کند.
حوضه رودخانه سن پدرو	پمپاژ آب‌های زیرزمینی برای تامین آب شهری، کشاورزی و معادن، بر زیستگاه‌های پرندگان مهاجر تأثیر گذاشته است.
حوضه رودخانه سانتاکروز	برای جلوگیری از آلودگی آب‌های زیرزمینی در نوگالس آریزونا باید مشکل نشت از لوله‌های فاضلاب در مکزیک برطرف شوند. برای این پروژه فرآیند نظارت و پایش بسیار ضروری است.
حوضه رودخانه تیجوانا	تخلیه فاضلاب با تصفیه نامناسب به رودخانه تیجوانا که به سمت کالیفرنیا جریان دارد، بر کیفیت تغذیه آب زیرزمینی و شرایط بهداشتی در ساحل جنوبی سن دیگو تاثیر گذاشته است.

اثرات تغییرات اقلیمی بر آب‌های زیرزمینی

تغییرات اقلیمی باعث تغییر در الگوی بارندگی و بالا آمدن سطح آب دریاها شده است و می‌تواند بر منابع آب‌های زیرزمینی تاثیرات جدی داشته باشد. از آن جایی که بسیاری از کشورها خط ساحلی دارند، تغییرات اقلیمی ممکن است نتایج فرامرزی برای آن‌ها به همراه داشته باشد. تغییرات اقلیمی را می‌توان به عنوان تغییر در الگوهای آب و هوایی در طول زمان و مکان درنظر گرفت که در مناطق بزرگی از جهان دیده می‌شوند. انتشار دی اکسید کربن، نیتروژن و دیگر گازهای حاصل از احتراق سوخت‌های فسیلی، باعث افزایش دمای زمین شده و تغییرات شدیدی در میزان بارندگی به همراه داشته است. این شرایط می‌تواند بر سایر منابع اکوسیستمی از جمله تغییر در تغذیه آب‌های زیرزمینی اثر بگذارد. هیئت بین‌المللی تغییرات آب و هوایی از سال ۱۹۸۸ تغییرات آب و هوایی را مورد بررسی قرار داده است و یک سری گزارش از یافته‌های خود ارائه نموده است (هیئت بین‌المللی تغییرات آب و هوایی، ۲۰۰۸).

این هیئت تعدادی سناریو را برای بررسی تغییرات حاصل در الگوهای آب و هوایی جهان مورد ارزیابی قرار داده است. در مجموع، بهترین برآوردها از شش سناریو این است که دمای زمین در قرن بیست و یکم، ۱/۸ تا ۴ درجه افزایش خواهد داشت و سطح آب دریاها در اثر ذوب شدن یخ‌های قطبی و و یخ‌های گرینلند ۱۸ تا ۵۹ سانتی‌متری افزایش می‌یابد. اگر ذوب شدن یخ‌های قطبی ادامه داشته باشد، افزایش

سطح دریاها بیش‌تر از این نیز خواهد بود. در دوره ۱۹۹۳ تا ۲۰۰۳، ذوب یخ‌های گرینلند و یخ‌های قطبی، سطح آب دریاها را به طور میانگین ۳/۱ میلی‌متر در سال افزایش داده است.

آب‌های زیرزمینی عاملی برای افزایش سطح آب دریاها می‌باشند. برداشت آب‌های زیرزمینی برای مقاصد کشاورزی سالانه ۱۰۰۰ تا ۱۳۰۰ کیلومترمکعب از ذخایر آب‌های زیرزمینی را از بین می‌برند که این برداشت، افزایش ۰/۲ تا ۱ میلی‌متری سطح آب دریاها را به دنبال خواهد داشت (گودیه، ۲۰۰۶، ص ۲۴۴).

شناسایی اثرات احتمالی

اثرات تغییرات اقلیمی بر آب‌های زیرزمینی، متعدد و متنوع می‌باشند. علاوه بر ذخیره زیرزمینی دی اکسید کربن در نواحی زمین‌شناسی، برآورد می‌شود که ۲۳۰ منبع ذخیره در ایالات متحده با ظرفیت بالای ۳۹۰۰ $GtCO_2$ وجود داشته باشند (موسسه یادبود باتل[۱]) که اثرات زیر برای آن‌ها شناسایی شده است:

در نواحی ساحلی

- زیر آب رفتن زمین‌های پست ساحلی - در ایالات متحده، از بین رفتن ۲۵۹۰۰ کیلومترمربع یعنی حدود ۰/۳ درصد از مساحت کل این کشور
- زیرآب رفتن تالاب‌ها – تالاب‌های ایالات متحده که نیمی از آن مربوط به ایالت لوییزیانا بوده به زیر آب خواهد رفت.
- افزایش سیل در نواحی ساحلی که بر کیفیت آب آبخوان‌های کم عمق ساحلی اثر می‌گذارد (ماسترسون و گارابدیان، ۲۰۰۷).
- نازک شدن لنز آب شیرین در آبخوان‌های ساحلی (ماسترسون و گارابدیان، ۲۰۰۷).
- افزایش نفوذ آب شور با بالا آمدن آب شیرین (ماسترسون و گارابدیان، ۲۰۰۷).
- افزایش تخلیه آب‌های زیرزمینی به جریان‌ها در نواحی نزدیک به امواج جذر و مد (ماسترسون و گارابدیان، ۲۰۰۷).

در سراسر قاره‌ها

- خشک‌تر شدن نواحی خشک
- مرطوب‌تر شدن نواحی مرطوب

۱- Battelle Memorial Institute

- افزایش نواحی تحت تاثیر خشک‌سالی
- افزایش بارندگی سنگین

نتایج برای کشورها، ایالت‌ها و نواحی محلی

- مردم از نواحی سیل‌زده نقل مکان می‌کنند که این مسئله مهاجرت‌های بسیار زیادی از نواحی ساحلی پست پرجمعیت را به همراه دارد.
- افزایش تقاضای آب در نواحی گرم‌تر که کاهش سطح ایستابی آب‌های زیرزمینی و در نتیجه، از دست رفتن سرمایه‌های طبیعی را به دنبال دارد.
- در نواحی با افزایش بارندگی، بالا آمدن سطح ایستابی آب، باعث می‌شود که فشار وارده به خطوط انتقال آب و فاضلاب افزایش یافته و مشکلاتی برای مدیریت شبکه‌ها ایجاد شود.
- افزایش شوری آب‌های زیرزمینی که مستلزم تصفیه و صرف هزینه بیش‌تر برای عرضه آب در نواحی ساحلی می‌باشند.
- از بین رفتن چاه‌های کم‌عمق به دلیل نفوذ آب شور به نواحی ساحلی.
- در نواحی با خشکی بیش‌تر و کاهش آب‌های زیرزمینی، احتمال اتکا به آب‌های لب‌شور برای تامین آب از طریق تصفیه به منظور کاهش غلظت مواد معدنی افزایش خواهد یافت.
- برای مدیریت عرضه آب‌های شیرین و شور و همچنین جلوگیری از نفوذ بیش‌تر آب‌های شور، چاه‌ها و لوله‌های بیش‌تری در نواحی ساحلی مورد استفاده قرار خواهد گرفت.
- خاک‌های اشباع شده از آب در نواحی مرطوبی که بارندگی بیش‌تری دارند، بهره‌وری تولید محصولات کشاورزی را کاهش می‌دهد.
- از بین رفتن زیستگاه‌های حیات وحش در تالاب‌ها و در نتیجه، از بین رفتن زمین‌های مورد نیاز برای تخم‌ریزی گونه‌های خشکی و آبزی.

اثرات ذخیره زیرزمینی دی اکسید کربن

در فصل هفتم، طیف وسیعی از اثرات تزریق زیرزمینی دی اکسید کربن، مهم‌ترین گاز گلخانه‌ای که در گرمایش زمین نقش دارد، پوشش داده شده است. این روش پیشنهادی برای دفع دی اکسید کربن تحت عنوان ترسیب کربن[۱] نیز شناخته می‌شود. در حالی که ذخیره زیرسطحی این گاز، واکنشی سودمند به مشکل تغییرات اقلیمی است اما این روش می‌تواند هزینه‌ها و مشکلات فرامرزی نیز داشته باشد. اثرات

۱- Carbon Sequestration

شامل اسیدی شدن آب‌های زیرزمینی، شور شدن آب‌های قابل شرب، اثرات بالقوه بر زیستگاه‌های آبی است. دی اکسید کربن می‌تواند از ناحیه تزریق به سایر مکان‌ها حرکت کرده و در صورت انفجار، حیات انسانی و جانوری در نواحی مجاور، نابود خواهد شد.

اثرات اقتصادی

هزینه‌های اکوسیستمی و اقتصادی مرتبط با اثرات افزایش سطح آب دریاها به طور کامل ارزیابی نشده است اما در صورت وقوع، هزینه‌های قابل توجه‌ای را به همراه خواهد داشت.

هیئت بین‌المللی تغییرات آب و هوایی (۲۰۰۷) بیان کرده است که در سال ۲۰۵۰، هزینه‌های اقتصاد کلان برای کاهش اثرات و تثبیت CO_2 در دامنه ۴۵۰ تا ۷۱۰ ppm، تولید ناخالص جهانی را ۱ تا ۵/۵ درصد و نرخ رشد آن را حدود ۰/۱۲ کاهش خواهد داد.

نفوذ بیش‌تر آب‌های شور، احتمالا تقاضای آب‌های زیرزمینی در نواحی مجاور ساحل را افزایش می‌دهد. این تقاضاها می‌توانند مخارج دولتی و خصوصی برای چاه‌های جدید و خطوط لوله به منظور خدمات سانی به جمعیت بیش‌تر را افزایش دهند. عمده این جمعیت از آوارگان تشکیل شده است. همراه با جابه‌جایی جمعیت، لازم است که زیرساخت‌های غیر قابل انتقال شامل جاده‌ها، مدارس و خدمات عمومی نیز ایجاد شوند که این امر هزینه‌های گزافی را به جامعه تحمیل می‌کنند. اخلال در شبکه‌های اقتصادی دیرپای مراکز جمعیتی کوچک و بزرگ و هم‌چنین تاثیرات اقتصاد کلان آن‌ها، باید به طور کامل مورد ارزیابی قرار گیرد.

اثرات بالقوه ترسیب دی اکسید کربن را می‌توان از هزینه‌های جایگزینی چاه‌ها و لوله‌ها در نواحی که تزریق اتفاق افتاده است، برآورد کرد. این هزینه‌ها ممکن است در مجاورت این تاسیسات به خوبی شناخته شده باشد.کارهای بیش‌تری در خصوص احتمالات انتقال و اثرات دی اکسید کربن به ویژه اثرات بین مرزی، باید انجام شود. هزینه‌های فرامرزی تحمیل شده به کشورهای همسایه به منظور تعیین میزان پذیرش آن‌ها برای مناطق تزریق در نزدیکی مرزها باید مورد بررسی دقیق قرار گیرد. تجربه دفن زباله‌های هسته‌ای در حوضه رودخانه ریوگراند در تگزاس در نزدیکی مرز آمریکا و مکزیک نشان می‌دهد که چگونه نگرانی‌های اجتماعی بر اقدامات دولتی اثر گذاشته و در صورتی که آسیب‌های بالقوه و هزینه‌های کاربران آب‌های زیرزمینی در کشورهای همسایه بالا باشد، تصمیمات قبلی دولت‌ها به شدت تغییر خواهد کرد.

عوامل فرامرزی و بین‌المللی

کشورهایی که در نواحی ساحلی دارای مرز مشترک هستند، ممکن است تصمیم بگیرند که برای جلوگیری از زیرآب رفتن زمین‌ها بر اثر بالا آمدن آب سطح دریا و برای حفظ اقتصادهای محلی و افزایش رفاه شهروندان خود، به طور مشترک برنامه‌ریزی کنند. واکنش‌های مشابهی باید برای حفظ سرمایه‌های

طبیعی، شامل آب‌های زیرزمینی استفاده شود. آب‌های زیرزمینی می‌توانند در زیر مرزها حرکت کنند و باید تحت شرایط تغییر یافته، مدل‌سازی شوند. منابع آب زیرزمینی از طریق نفوذ آب شور و همچنین بالا رفتن تقاضا، تحت فشار قرار می‌گیرند. استفاده از آب زیرزمینی باید به نحوی باشد که ارزش کمیابی آن در آینده را منعکس کند. مسئولیت متقابل باعث ارتقای نظارت و مدیریت شده و منافع جمعی و رفاه جاری و آینده ساکنین این نواحی را تضمین می‌کند. عدم مشارکت و استفاده بی‌رویه از آب‌های زیرزمینی در یک کشور، مشکلات اقتصادی ناشی از افزایش آب دریاها را تشدید می‌کند. به نفع کشورهای همسایه است که در زمینه حل مشکلات ناشی از بالا آمدن آب دریاها و استفاده پایدار از آب‌های زیرزمینی در مرزهای مشترک به طور فعال مشارکت داشته باشند.

ذخیره آبخوان‌ها راهی برای سازگاری با تغییرات اقلیمی

ذخیره آبخوان که در فصل ۴ مطرح شد، ممکن است اثرات منفی تغییرات اقلیمی را کاهش داده و واکنشی با ثبات در مقابل تغییرات اقلیمی باشد (شریبر، ۲۰۰۸). ذخیره آبخوان فرصت به کارگیری ظرفیت ذخیره زیرسطحی را فراهم می‌کند که با استفاده از آن می‌توان آب حاصل از بارندگی شدید ناشی از تغییر اقلیم (آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده، ۲۰۰۸) را برای استفاده آینده در دوره‌های خشک‌سالی ذخیره کرد (شریبر، ۲۰۰۸). این روش را می‌توان برای کاهش نفوذ آب‌های شور به کار گرفت (ریچارد و همکاران، ۲۰۰۴) که انتظار می‌رود در نواحی ساحلی با ایجاد موانع هیدرولیکی روشی مناسب برای جلوگیری از پیش روی آب دریا باشد.

عامل‌های نهادی برای همکاری در بخش آب

استفاده از اصول بین‌المللی، همکاری‌های نهادهای فرامرزی در بخش آب در پاسخ به تقاضاهای بیش‌تر به آب برای برآورده کردن نیازهای انسانی، اقتصادی و اکولوژیکی، تکامل یافته است و در نتیجه، ارزش منابع آب نیز بالاتر رفته است. معاهده‌های گذشته نشان می‌دهد که اشتراک‌گذاری منابع آب، از جمله آب‌های زیرزمینی به عنوان یک منبع اساسی برای مردم کشورهای همسایه و شرکت‌های اقتصادی آن‌ها، امری ضروری است. همان طور که پیش‌تر گفته شد، قوانین بین‌المللی آب در طول سالیان، توسعه داده شده است. این قوانین ابتدا برای حفاظت از دارایی‌ها و اخیرا برای استفاده از منابع محدود و ارزشمند مشترک استفاده می‌شوند. نهادهای بین‌المللی به عنوان ابزاری موثر برای استفاده‌های فرامرزی از آب و همچنین حل و فصل شرایط تعارض، عمل می‌کنند. هرجایی که تاثیر آب‌های فرامرزی توسط کشورهای متخاصم به رسمیت شناخته نشده باشد، کیفیت و دسترسی به آب نیز کاهش یافته است. بیش‌ترین نگرانی بین‌المللی مربوط به نواحی مرزی است که جمعیت زیادی در آن‌ها زندگی کرده و افراد به آب کافی دسترسی ندارند (یونسکو، ۲۰۰۳، ص ۳۱۸). اساسا، همکاری‌ها برای اطمینان از پاسخ مناسب برای

مشکلات آب‌های زیرزمینی فرامرزی ایجاد شده و از طریق جنبه‌های علمی، دولتی و اجتماعی عملیاتی می‌شوند. یونسکو بر اساس درس‌های مدیریت منابع آب، عوامل تاثیرگذار بر مدیریت مشارکتی آب‌های زیرزمینی فرامرزی برای نهادهای بین‌المللی که در سطوح سازمانی از جمله دولت‌های محلی و ایالتی قابل اعمال بوده را به شرح زیر توصیف نموده است:

- ساختار مدیریت تطبیق‌پذیر: همانند رویکردهای تنظیم مقررات، هزینه‌های اداری نهادهایی که مصرف آب‌های زیرزمینی را مدیریت می‌کنند، باید توسط تمامی ذی‌نفعان به رسمیت شناخته شوند. ساختار مدیریت باید با شرایط نهادی و هیدرولوژیکی متناسب باشد.
- معیارهای واضح و انعطاف‌پذیر تخصیص و کیفیت آب: چنین معیارهایی برای تشویق انگیزه‌های اقتصادی ضروری هستند. معیارهای روشن تخصیص آب‌های زیرزمینی و کیفیت آن برای پایداری ضروری بوده و واکنش پایدار اقتصادی را به همراه دارد. معیارهای انعطاف‌پذیر، توانایی پاسخ‌گویی به تغییرات هیدرولوژیکی و هواشناسی را به نحوی فراهم می‌کنند که فعالیت‌های اقتصادی حتی در شرایط نامناسب نیز ادامه داشته باشند.
- توزیع عادلانه منافع: اطمینان از این که منافع به صورت عادلانه بین همه کشورها و افراد تحت تاثیر توافقات بین‌المللی تسهیم شده است، برای ادامه استفاده پایدار از آب‌های فرامرزی حیاتی است. اگر عضوی بر این باور باشد که سهم عادلانه خود را از منافع دریافت نکرده است، اختلافات جدی پیش آمده و شرایط سرمایه‌گذاری و فعالیت‌های اقتصادی بی‌ثبات شده و رکود اقتصادی محلی به وجود خواهد آمد.
- مکانیسم‌های دقیق حل اختلافات: در دسترس بودن طیف وسیعی از ابزارها و اهرم‌ها در تمامی سطوح محلی، منطقه‌ای، ملی و بین‌المللی، امکان دست‌یابی به راهکارهایی را فراهم می‌آورد تا ظرفیت‌های قانونی و منابع اقتصادی برای رفع اختلافات، مناسب باشند. اگر راهکارها در یک سطح و یا یک رویکرد حاصل نشوند، تشریح جزئیات مکانیسم‌های حل اختلافات می‌تواند برای دست‌یابی به اهداف موثر باشد. تکیه بر جزئیات مکانیسم‌های حل اختلافات، امکان واکنش اقتصادی بر پایه هزینه‌ها و دسترسی به آب‌های زیرزمینی را فراهم می‌کند و این نیز خود بر قیمت آب‌های زیرزمینی و قیمت محصولات وابسته به آب اثر می‌گذارد.
- کاربرد دانش هیدروژئولوژی: افزون بر این، پایداری بروندادهای فرآیندهای دولتی و اجتماعی در گام‌های تشریح شده باید بر استفاده از دانش هیدروژئولوژی به عنوان ابزاری برای حل اختلاف‌ها و نگرانی‌های فرامرزی متکی باشند (کامپانا و همکاران، ۲۰۰۶). بدون شناخت دقیق جریان‌ها و کیفیت آب‌های زیرزمینی و زیرسطحی، امکان حل اختلافات وجود نخواهد داشت. به دلیل کمبود

دانش و اطلاعات، ممکن است اختلافات تشدید شوند، چرا که طرف‌های درگیر بر اساس هزینه‌های اصلی و ارزش‌های شناسایی شده تصمیم‌گیری می‌کنند.

نمونه‌هایی از نهادها در سطوح مختلف وجود دارند. فرآیندهای کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی ایالات متحده و مکزیک که در نمایه (۱۵-۵) تشریح شد؛ مدلی برای حل اختلافات مرتبط با آب‌های زیرزمینی در امتداد مرزها ارائه می‌دهند. دستورالعمل آب‌های زیرزمینی اتحادیه اروپا که بخشی از دستورالعمل چارچوب آب آن اتحادیه است را می‌توان به عنوان یکی از بهترین و پیشرفته‌ترین نوع همکاری‌های فرامرزی تلقی کرد (کمسیون اروپا، ۲۰۰۳). این دستورالعمل، خط‌مشی را مشخص می‌کند که بر همه کشورهای عضو اتحادیه اروپا که دارای منابع آب مشترک هستند، تاثیر می‌گذارد. در این دستورالعمل، نواحی حفاظت از آب‌های زیرزمینی که در عرضه پایدار آب نقش دارند، میزان مجاز آلاینده‌ها در آب، نحوه نظارت، پایش و اطلاع‌رسانی به کاربران مشخص شده است. همه کشورهای اتحادیه اروپا توافق کرده‌اند که به شکلی سودمند از آب‌های زیرزمینی حفاظت کنند.

خلاصه

آب‌های زیرزمینی بخش عمده‌ای از تقاضاهای آب جهان و حدود ۵۰ درصد از آب شرب را تامین می‌کنند. آب‌های زیرزمینی از ۲۶۳ حوضه آبریز فرامرزی در ۱۴۵ کشور دنیا برداشت می‌شوند. این موضوع نشان می‌دهد که استفاده از آب‌های زیرزمینی به شدت رقابتی شده است. آبخوان‌های فرامرزی بین مرزهای مشترک کشورها قرار گرفته‌اند. استفاده از آبخوان‌های فرامرزی در سطح بین‌المللی، موضوع معاهده‌های منعقده بین کشورهای مختلف در طول قرن‌ها بوده است. در سال‌های اخیر، در این معاهده‌ها به آب‌های زیرزمینی و نحوه تسهیم آن نیز پرداخته شده است. در طول تاریخ، کشورها از حقوق آب خود حفاظت می‌کرده‌اند اما در سال‌های اخیر، منافع اقتصادی بین‌المللی در زمینه آب‌های زیرزمینی به رسمیت شناخته شده است. کارایی اقتصادی و برابری از جمله مسائل مهمی هستند که باید در تحلیل کاربرد آب‌های زیرزمینی بین‌المللی و استفاده از آبخوان‌های مشترک مورد توجه قرار گیرند. نهادهایی برای مدیریت آب‌های زیرزمینی فرامرزی با ویژگی‌های کلیدی، شامل فرآیندهای تصمیم‌گیری با ثبات، تخصیص منابع و معیارهای کیفی، ایجاد شده‌اند تا امکان واکنش به شرایط در حال تغییر و اثرات اقتصادی، به نحو مناسبی فراهم شود. تغییرات اقلیمی جهانی، سطح آب دریاها را افزایش می‌دهد. بالا آمدن سطح آب دریاها باعث نفوذ آب شور و فشار بیش‌تر بر آب‌های زیرزمینی و آوارگی جمعیت نواحی ساحلی می‌شود. کشورهای دارای مرزهای ساحلی مشترک برای استفاده پایدار از آب‌های زیرزمینی، باید در واکنش به بالا آمدن آب دریاها همکاری کنند. ترسیب دی اکسید کربن در نواحی مرزی نیز از نظر

تاثیر بالقوه بر آب‌های زیرزمینی نیاز به توجه دارد. ایجاد نهادهای بین‌المللی، یک روش مناسب برای حل اختلافات فرامرزی است. به عنوان نمونه می‌توان به کمیسیون آب و مرزهای بین‌المللی ایالات متحده و مکزیک اشاره کرد. دستورالعمل آب‌های زیرزمینی اتحادیه اروپا مثال دیگری برای نهادهای بین‌المللی اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی است که از طریق منافع چند جانبه، موجب حفاظت از آب‌های زیرزمینی شده است.

منابع

- Barberis, J.A. 1986. International Groundwater Resources Law. In United Nations Food and Agriculture Organization (FAO) Legislative Study 40, 67 pp.
- Battelle Memorial Institute. 2006. Carbon dioxide capture and geologic storage. Global Energy Technology Strategy Program, 67 pp.
- Campana, M.E. 2000. Ground water: A transboundary, strategic and geopolitical resource. In Association of Ground Water Scientists and Engineers Annual Meeting, Las Vegas, NV, December 13–14, 2000.URL:www.ngwa.org/education/agwse2.html.
- Campana, M.E., Neir, A.M., and Klise, G.T. 2006. Dynamics of Transboundary Ground Water Management:Lessons from North America. University of New Mexico, Water Resources Program. Publication No.WRP-16, 31 pp. URL: http://www.unm.edu/~wrp/WRP_16.pdf (accessed January 21, 2008).
- Eckstein, G. 1995. Application of International Water Law to Transboundary Groundwater Resources, and the Slovak-Hungarian Dispute over Gabcikovo-Nagymaros, 19 Suffolk Transnational L.R. 67.
- El Sheikh, A. and Hamdan, S.A. 2002. Artifi cial recharge of groundwater in Palestine: A new technique to overcome water defi cit. In: Management of Aquifer Recharge for Sustainability. AA Balkema Publishers, Lisse, the Netherlands. pp. 413–417.
- European Commission (EC). 2003. Water Framework Directive.
- Giordiano, M., Puri, S., and Wolf, A. 2003. Transboundary aquifers: Do international borders serve as positive or negative fl ow boundaries? In The 2003 Seattle Annual Meeting of the Geological Society of America. Seattle, WA, November 2–5, 2003.
- Glennon, R. 2002. Water Follies: Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters. Island Press,Washington, DC, 314 pp.
- Goudie, A. 2006. The Human Impact on the Natural Environment. Blackwell Publishing, Hoboken, NJ, 357 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 1944. Treaty of February 3, 1944: Utilization of Waters of the Colorado and Tijuana Rivers and of the Rio Grande.URL: http://www.ibwc.state.gov/Files/1944Treaty.pdf (accessed January 21, 2008).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2007. IPCC Fourth Assessment Report; Synthesis Report;Summary for Policy Makers. IPCC, Geneva, Switzerland, 23 pp.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). 2008. IPCC Reports. Web site URL: http://www.ipcc.ch/ipccreports/index.htm (accessed January 21, 2008).
- International Boundary and Water Commission (IBWC). 2008. Web site URL: http://www.ibwc.state.gov/home.html (accessed January 21, 2008).
- McCabe, W.J., Job, C.A., Simons, J.J., Graves, J.S., and Terada, C.J. 1997. History of the sole source aquifer program: A community-based approach for protecting aquifers used for drinking water supply. GroundWater Monitoring and Remediation, 17 (3), 78–86.
- Marin, L.E. 2002. Perspectives on Mexican ground water resources. Ground Water, 40 (6), 570–571. URL:http://geoinf.igeolcu.unam.mx/rda/memb/lmarin/perspectives.pdf (accessed January 21, 2008).
- Masterson, J.P. and Garabedian, S.P. 2007. Effects of sea-level rise on ground water flow in a coastal aquifer system. Ground Water, 45 (2), 209–217.
- Matsumoto, K. 2002. Transboundary groundwater and international law: Past practices and current implications.Research paper/thesis. Oregon State University, Department of Geosciences, Corvallis, OR,December 2002, 73 pp.
- Mitchell, R.J., Braverman, L.M., and Babcock, S. 2003. Transboundary transport in the Abbotsford-Sumas aquifer, British Columbia and Northwest Washington State. Groundwater and Watershed Analysis acrossPolitical Boundaries. Geological Society of America Conference, Seattle, WA, November 2–5, 2003.
- Moser, D.E. et al., Radar Satellite (INSAR) Monitoring of groundwater dynamics near the All-American Canal (Calexico/Mexicali region, Rio Colorado). Groundwater and Watershed Analysis across Political Boundaries. Geological Society of America Conference, Seattle, WA, November 2–5, 2003.
- Office of the U.S. Trade Representative (OUSTR). 1992. North American Free Trade Agreement. URL: http://www.nafta-sec-alena.org/DefaultSite/index_e.aspx?DetailID = 78 (accessed January 21, 2008).

- Office of the U.S. Trade Representative. 1993. North American Agreement on Environmental Cooperation.http://www.cec.org/pubs_info_resources/law_treat_agree/naaec/index.cfm?varlan = English (accessed January 21, 2008).
- Reichard, E.G., Raucher, R.S., and Nishikawa, T. 2004. Economic valuation of aquifer storage projects. In The American Geophysical Union, Fall Meeting 2004, San Francisco, CA. URL: http://adsabs.harvard.edu/abs/2004AGUFM.H33D0505R (accessed February 21, 2009).
- Sabol, T.A. and Springer, A.E. 2003. Delineation of source water protection areas for tribal water supplies,Kaibab Paiute Reservation, Arizona. Groundwater and Watershed Analysis Across Political Boundaries,Geological Society of America Conference, Seattle, WA. November 2–5, 2003.
- Shrier, C. 2008. Steps forward on aquifer storage and federal and national leverage. In The Western States Water Conference. October 16, 2008.

  http://www.westgov.org/wswc/101608%20shrier%20wswc%20presentation%20final.pdf (accessed February 21, 2009).
- Tsakris, G. 2003. Editorial: Groundwater Management in Transboundary River Basins. May 2003. URL: www.waterinfo.gr/pages/editorial_new.html (accessed September 6, 2003).
- Tujchneider, O., Perez, M.A., Paris, M.C., and Delia, M.P. 2003. The Guarani aquifer system: A resource shared by four countries. Presented to The 2003 Seattle Annual Meeting of the Geological Society of America, November 2–5, 2003.
- United Nations Economic Commission for Africa (UNECA). 2000. Transboundary river/Lake Basin Water Development in Africa: Prospects, Problems and Achievements. http://www.uneca.org/eca_resources/Publications/RCID/Transboundary_v2.PDF (accessed September 13, 2003).
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 2003. Water for People, Water for Life. The United Nations Water Development Report. UN World Water Assessment Programme. 575 pp.
- United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization (UNESCO). 2008. UN General Assembly adopts resolution on the Law of Transboundary Aquifers. URL: http://www.unesco.org/water/news/transboundary_aquifers.shtml (accessed January 16, 2009).
- U.S. Department of Transportation (USDOT), Bureau of Transportation Statistics. 2001. North American Trade and Travel Trends. Report BTS01-07. Washington, DC, 31 pp.
- U.S. Department of Agriculture (USDA), Foreign Agricultural Service. 2006. Benefits of NAFTA.URL:http://www.fas.usda.gov/itp/Policy/NAFTA/NAFTA_Overview_2006_fi les/frame.htm (accessed January 21, 2008).
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 2008. National Water Program Strategy: Response to Climate Change.URL: http://www.epa.gov/water/climatechange/strategy.html (accessed February 21, 2009).
- World Bank. 2003. International Conference Devoted to the Problems of Ob-Irtysh River Basin. Ust-Kamenogorsk, Kazakhstan, June 18–21, 2003.
  http://www.worldbank.org.kz/ECA/Kazakhstan.nsf/0/1A3F2FD4A51F0D00C6256D5E0028E6A0?Opendocument (accessed September 8, 2003).
- World Bank. 2008. Quick Reference Tables; Total GDP 2006.
  http://siteresources.worldbank.org/DATASTATISTICS/Resources/GDP.pdf(accessed January 21, 2008).

فصل شانزدهم

آب‌های زیرزمینی در تعادل آینده

آب‌های زیرزمینی به عنوان بخش ذاتی آب‌سپهر (Hydrosphere)، همواره در حال تغییر در اکوسیستمی است که احتمالا نیمی از اقتصاد جهانی را پشتیبانی می‌کند. همان طور که آب زیرزمینی از یک ملک به ملک دیگر از طریق جوامع و زیر مرزها جریان یافته و به طور طبیعی بر آبخوان‌ها و جریان‌ها تاثیر می‌گذارد، کاربردهای متعددی نیز داشته و می‌تواند در چرخه هیدرولوژیکی حرکت کرده و به کاربران متعددی خدمات‌رسانی کند. اقتصاد استفاده و سوء استفاده از آن، با اقتصاد بزرگ‌تر مرتبط بوده و در بازار به عنوان یک کالا از طریق قیمت‌ها و در اکوسیستم، از طریق ارزش‌های ضمنی برای حفظ حیات و اقتصاد جوامع سراسر جهان، تخصیص داده می‌شود. قیمت‌ها و ارزش‌های غیربازاری تحت تاثیر خط‌مشی‌ها و مقررات دولتی قرار می‌گیرند. تعامل انسان با منابع طبیعی اکوسیستم از طریق اقتصاد، می‌تواند نتیجه مثبت و پایدار یا پیامدهای منفی جبران‌ناپذیری داشته باشد. آب‌های زیرزمینی برای پشتیبانی از اقتصاد و حفظ پایداری آینده، باید اساسا با دیگر عوامل درونی و ذاتی اکوسیستم در تعادل باشند. محیط آب‌های زیرزمینی یک قید برای آب و یک مرحله در چرخه‌های زمین‌شناسی و هیدرولوژیکی است که ما برای اهداف گذرا و نیازهای معمولی انسانی خود استفاده می‌کنیم. به استثنای برخی سازندهای عمیق، آب‌های زیرزمینی جریان می‌یابند و تنها قسمت کوچکی از آن در کنترل ما قرار دارد. همان‌طور که ما در سطوح مختلف فردی، ملی، بین‌المللی، اجتماعی و تجاری، گزینه‌ها و علایقی داریم، اصول کلیدی اقتصادی متعددی از بررسی‌های گذشته حاصل شده که در این جا مدنظر قرار می‌گیرند.

نکات کلیدی تعادل پایدار آینده و اقتصاد آب زیرزمینی و مصرف آن در اکوسیستم به طور خلاصه به شرح زیر است:

- به عنوان یک دارایی مشترک عمومی، آب‌های زیرزمینی و خدمات آن در بازار کم‌تر از حد معمول عرضه می‌شود و باید ارزش مثبت داشته باشد.
- اطلاعات بیش‌تر در مورد منابع، برای آگاهی از تصمیمات بسیار مهم بوده و در تعیین اهداف عمومی برای تعامل و استفاده از منابع، به ما کمک می‌کند.
- حفظ سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی برای پایداری و استفاده نسل‌های آینده ضروری است.
- آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز، واحدهای مدیریت مناسبی هستند و می‌توان در آن‌ها اطلاعات علمی پذیرفته شده‌ای که برای حفظ و پایایی منبع ضروری هستند را ارائه کرد.
- منابع باید از طریق توزیع عادلانه و مناسب در اختیار کسانی قرار گیرند که به خدمات آن‌ها متکی هستند.
- تخصیص کارآمد منابع باید از تصمیمات پایدار پیروی کند.
- جوامعی که از آب‌های زیرزمینی استفاده می‌کنند، باید برای اکوسیستم ارزش قائل شده و با آن در تعادل قرار گیرند.

عرضه کم‌تر از حد کالاهای عمومی در بازار

منابع دارایی مشترک عمومی

آب‌های زیرزمینی که نقش مهمی در تامین نیازهای انسانی ایفا می‌کنند، در طبیعت به عنوان یک منبع مشترک وجود دارند و در برخی مکان‌ها برای آن ارزشی قائل نمی‌شوند. آب‌های زیرزمینی اغلب در مکان‌هایی در دسترس هستند که در آن‌ها منابع آب سطحی وجود ندارد. آب‌های زیرزمینی نیازهای تشنگی و محصولات را برآورده کرده و خدمات دیگری شامل معتدل کردن شرایط آب و هوایی از طریق تقویت زندگی گیاهان، حفظ جریان در زمان‌های کم بارش و سایر خدمات را فراهم می‌کنند. در استفاده از این خدمات، ممکن است که زیان‌های وارده به محیط زیست و سایر افراد درنظر گرفته نشوند. این خدمات در بازار ارائه نمی‌شود اما در زمان کمیابی، قیمت‌ها نقش تسویه‌کننده بازار را بر عهده دارند و این کاری است که بازار باید انجام دهد. دسترسی آزاد باعث می‌شود که این منبع کم‌تر از حد، ارزش‌گذاری شده و بیش از حد مورد استفاده قرار گیرد که به عنوان شکست بازار مطرح است.

برخی از اقتصاددانان نشان داده‌اند که آب‌های زیرزمینی باید برای بهترین کاربرد و بالاترین ارزش، تحت حفاظت قرار گیرند. بسیاری از فعالیت‌های انسانی بر دسترسی و کیفیت آب زیرزمینی اثر می‌گذارند و این موضوع، اغلب از عدم درک ماهیت وجودی و آسیب‌پذیری نشات می‌گیرد. از آن جا که شرایط سطحی و زیرسطحی، بسته به منطقه حتی در فواصل کوتاه بسیار متفاوت است، تلاش برای قانونی کردن مالکیت و استفاده از آن بسیار مشکل خواهد بود. با این حال، دانستن این که آب‌های زیرزمینی جریان داشته و با جریان‌ها و دریاچه‌ها برهم کنش دارند، قوانین محلی و ایالتی می‌توانند به مشخصه‌های اصلی آن پاسخ داده و جهت‌گیری مدیریت منابع را به سود جامعه و شهروندان تعیین کرده و مالکیت درست را از طریق قانون منبع جریان به رسمیت بشناسند. بنابراین، تکیه صرف به خدمات آن اشتباه جبران‌ناپذیری است. اهداف قانون‌گذاری با تاکید بر اعتماد عمومی و دسترسی به حقوق خاص، باید بر پایه شرایط هیدرولوژیکی استوار بوده و الزامات اصلی اکوسیستم را به رسمیت بشناسد. در این صورت، به نظر می‌رسد که ارزش این منبع برای تامین خدمات اکوسیستم و نیازهای انسانی افزایش یابد.

اتکا به بازار برای ارائه بالاترین ارزش و منافع، به این معناست که این منبع تحت مالکیت فرد یا گروهی از افراد قرار دارد. این افراد می‌توانند مشخص کنند که به چه کسی این منبع را فروخته و می‌توانند برای دست‌یابی به بهترین قیمت مذاکره کنند. اگر آب زیرزمینی محدود و یا تنها منبع آب موجود باشد، فروش آب از طریق مزایده، دسترسی و تامین نیازهای ضروری خانواده‌های کم‌درآمد را به خطر می‌اندازد. مزایده قطعا موجب افزایش ارزش شده اما برای تامین نیازهای ضروری، کمبود ایجاد می‌کند. مالکینی که به ارزش خدمات اکوسیستم واقف نیستند، برای دست‌یابی به بیش‌ترین منافع اقتصادی ممکن است

که اکوسیستم را تخریب کنند. در حالی که این مسئله برای برخی دور از ذهن می‌آید، حجم بالایی از آب‌های زیرزمینی در فرآیندهای مزایده به فروش می‌رسند (گروه منابع طبیعی ایالت واشینگتن[۱]،۲۰۰۶ و گروه زمین ایالت آریزونا[۲]،۲۰۰۷ را ببینید). در صورتی که یک کشور یا دولت همه اهداف ضروری آب را تامین کرده باشد، مزایده آب‌های زیرزمینی می‌تواند انجام شود. چالش در این جا تعیین اهداف اصلی اکوسیستمی است که انسان و گونه‌های گیاهی و جانوری به آن متکی هستند.

آب‌های زیرزمینی، ممکن است به عنوان یک مخزن ضایعات عمل کرده و آلودگی آن مانند یک کالای عمومی نامطلوب باشد. اهداف منابع باید گستره‌یی را تعریف کنند که آبخوان‌ها و یا بخش‌هایی از آن‌ها ممکن است به دلیل نیاز به تخلیه ضایعات، بدون استفاده شوند. این گستره باید آب‌های زیرزمینی شور و لب‌شور که قبلا بدون استفاده بوده و در شرایط بحرانی به عنوان یک منبع جایگزین شناخته می‌شوند را شامل شود. با توجه به محدودیت‌های مالی و زمانی برای پاک‌سازی، آب‌های زیرزمینی آسیب‌پذیر بوده و اغلب به دلیل اثرات برگشت‌ناپذیر ناشی از ورود آب‌های شور، کیفیت خود را از دست می‌دهند. پمپاژ بیش از حد نیز می‌تواند باعث نفوذ آب شور به آب‌های زیرزمینی شیرین در هر دو ناحیه خشکی و ساحلی شود. به عنوان مثال، در کیپ مای نیوجرسی، آب‌های زیرزمینی لب‌شور که شور شده‌اند را تصفیه و پمپاژ می‌کنند (شکل (۱۶-۱) را ببینید). برای درک و مدیریت آسیب‌پذیری و پذیرش ارزش‌های مستقیم، غیرمستقیم و یا ذاتی، راه طولانی در پیش است (یونسکو، ۲۰۰۳، ص ۳۳۱). در حالی که این مسئله ممکن است پیچیده باشد، کاربران آب‌های زیرزمینی باید بتوانند بر نهادهای دولتی خود تکیه کرده و از منابع برای استفاده‌های ایمن و ضروری در آینده حفاظت نمایند. نگرانی اصلی در استفاده از آب‌های زیرزمینی به عنوان یک منبع آب، مخزن دفن و یا انتقال ضایعات، هزینه‌ای است که افراد یا نهادهای استفاده‌کننده از آب به دیگر کاربران تحمیل می‌کنند (یونسکو، ۲۰۰۳، ص ۳۳۰). چارچوب قانونی تاثیرگذار بر کاربران و روابط اقتصادی آن‌ها باید بهترین درک از دانش را برای محدودکردن انحرافات در اقتصاد و حفظ تعادل اکوسیستم به وجود آورد.

گام‌های اولیه در تعیین ارزش آب‌های زیرزمینی و محیط زیرسطحی و اطمینان از تامین خدمات مناسب، شامل تعیین اهداف خاص برای آب زیرزمینی به عنوان منبع آب، مخزن دفن ضایعات، برقرارکننده تعادل در اکوسیستم و پرداختن به عدالت در دسترسی به نیازهای ضروری انسانی می‌باشد. در این حالت، بازار می‌تواند منابع پایدار باقی‌مانده را به کاراترین روش تخصیص دهد.

۱- Washington State Department of Natural Resources (WDNR)

۲- Arizona State Land Department (ASLD)

اصل پرداخت توسط آلوده‌کننده‌ها

از آنجایی که قوانین قضایی محکم محیط زیستی برای آلاینده‌ها در یک کشور و یا بین کشورها وجود ندارد، اصل پرداخت توسط آلوده‌کننده در سطح بین‌المللی به عنوان راهنمایی برای حفاظت از محیط زیست برای اقتصادهای کشورهای توسعه یافته و در حال توسعه به رسمیت شناخته شده است. این اصل برای تخصیص هزینه‌های پیشگیری و کنترل آلودگی و نیز برای پایداری منابع مشترک مانند آب‌های زیرزمینی که کاربران زیادی دارند، ضروری است. این بدان معناست که آلوده‌کننده باید هزینه‌های تحمیل شده در خصوص اقدامات اصلاحی را بپردازد تا اطمینان حاصل گردد که محیط زیست در وضعیت قابل قبولی قرار دارد. به عبارت دیگر، هزینه این اقدامات باید در هزینه محصولات و خدماتی که باعث آلودگی می‌شوند، لحاظ شود (سازمان همکاری و توسعه اقتصادی، ۱۹۷۴). در ایالات متحده، قانون جامع پاسخ‌گویی به محیط زیست، جبران خسارت و مسئولیت در سال ۱۹۸۰ به اجرا درآمد تا اطمینان حاصل شود که مسئولیت دفع ضایعات به تولیدکنندگان آن (گذشته، حال و آینده) واگذار شده است. اتحادیه اروپا در سال ۲۰۰۴، قانون قبلی را با تصویب دستورالعمل مسئولیت زیست‌محیطی اصلاح کرد تا اجرای اصل پرداخت توسط آلوده‌کننده ارتقاء یابد. این قوانین و موارد مشابه در کشورهای دیگر برای حفاظت از آب‌های زیرزمینی ضروری هستند چرا که مقادیر زیادی ضایعات در محیط زیرسطحی رها شده و ارزش آن‌ها توسط آلوده‌کننده‌ها به رسمیت شناخته نشده است.

پسماند فعالیت‌های شیمیایی و بیولوژیکی در سطح زمین مانند استفاده از آفت‌کش‌ها ممکن است آلودگی آب‌های زیرزمینی را به همراه داشته باشد. در حالی که ممکن است این مواد بخشی از اکوسیستم شوند، حذف این آلاینده‌ها در محیط زیرسطحی دشوار و هزینه‌بر خواهد بود. انتشار قابل ملاحظه مواد می‌تواند به کاربری‌های دیگر منابع آسیب زده و معمولا عملکرد زیست‌محیطی تاسیسات دفع ضایعات را محدود کند. بنابراین، هزینه‌های دفع ضایعات ممکن است به طور کافی هزینه‌های تصفیه را پوشش ندهند. باید دقت داشت تا اطمینان حاصل شود که اصل پرداخت توسط آلوده‌کننده به خوبی در گسترده‌ترین شکل اجرایی شود تا آب‌های زیرزمینی به عنوان مخزن نادیده‌یی برای مدیریت ضایعات و پسماند تلقی نشوند. هزینه‌های آینده ممکن است پیش‌بینی نشده باشند چرا که محصولات تنظیم شده در محیط زیرسطحی به پسماندی تبدیل می‌شوند که بررسی آن ممکن است پرهزینه بوده و هزینه‌های بالایی برای بررسی اثرات آب‌های زیرزمینی بر افراد و جوامع تحت تاثیر این آب‌ها به بار بیاورد.

ارزش منابع حاصل از اقدامات دولتی

سطوح ملی و بین‌المللی برای اقداماتی مناسب هستند که می‌توانند اطمینان بدهند که ارزش آب‌های زیرزمینی به خوبی در تصمیم‌گیری‌ها لحاظ شده است. در ایالات متحده، قانون مشخصی با قوانین

زیست‌محیطی اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی مرتبط نیست. آخرین خط‌مشی جامع در سال ۱۹۹۲ توسط آژانس حفاظت از محیط زیست ایالات متحده ارائه شده است اما ارزیابی اقتصادی در توسعه و اجرا به خوبی مدنظر قرار نگرفته است. دولت فدرال تعدادی خط‌مشی تعیین کرده است که بر آب‌های زیرزمینی و ارزش آن‌ها اثرگذار می‌باشند اما این خط‌مشی‌ها به طور جامع از نظر تاثیر اقتصادی کلی بر آب‌های زیرزمینی، قبل از اجرا مورد بررسی قرار نگرفته‌اند. اتحادیه اروپا نیز مانند برخی کشورها از جمله کانادا، مکزیک و استرالیا قانون جامع آب را تصویب کرده است. این قانون استفاده از دانش جاری در رویکرد مدیریت یکپارچه منابع آب برای دست‌یابی به منافع عمومی را به همراه داشته است. هم‌چنین، سیاست‌های اقتصادی بر اساس ماهیت استفاده از منابع اکوسیستم، یک سیاست زیست‌محیطی است که اغلب بدون درنظر گرفتن اثرات بر اکوسیستم به اجرا در می‌آید (سولیوان، ۱۹۹۲، ص ۱۶). شرایط ملی، قانونی و محلی که اهداف روشنی برای آب‌های زیرزمینی تعیین کرده و از دانش موجود برای روابط هیدرولوژیکی استفاده می‌کند، می‌تواند استفاده افراد و شرکت‌ها، صرفه‌جویی و حفاظت، دیگر خدمات ضروری اکوسیستم و در نهایت به رسمیت شناختن ارزش ذاتی این منابع را به همراه داشته باشد.

اطلاعات بیش‌تر منابع برای تنظیم اهداف منابع عمومی

ضرورت نظارت

اساسا منابع باید پیش از تعیین اهداف و کاربرد آن‌ها با اهداف عمومی و از طریق ابزارهای کارآمد و موثر اقتصادی، شناخته شوند. برای این منبع برجسته، اطلاعات بیش‌تری برای کاربرد عقلایی اقتصادی در پاسخ به اهداف عمومی ضروری است. پایش منابع آب‌های زیرزمینی برای درک وضعیت این آب‌ها از نظر کمیت و کیفیت به منظور پشتیبانی از اهداف داخلی، کشاورزی، صنعتی و اکولوژیک مورد نیاز است. پایش داده‌ها برای تعیین مبانی ارزیابی اقتصادی اقدامات مورد نیاز و اثرگذار بر آب‌های زیرزمینی، امری اجتناب‌ناپذیر است. درک کیفیت و کمیت آب‌های زیرزمینی از نظر طیف کاربردها برای جمعیت رو به افزایش، به دولت‌های محلی، ایالتی و ملی امکان می‌دهد تا گزینه‌ها را از نظر اولویت کاربرد، مورد ارزیابی قرار دهند. آشکارترین شرایط، زمان خشک‌سالی است که دولت‌ها اولویت‌های مصرف آب را مشخص می‌کنند. ملاحظات بلندمدت در شرایط تغییر اقلیم که تعادل محلی آب‌های زیرزمینی برهم می‌خورد، از اهمیت بسیار زیادی برخوردار است.

سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده طی یک برنامه پایش، ۵۱ حوضه رودخانه و یا بخشی از حوضه رودخانه را در دوره ۱۹۹۱ تا ۲۰۰۱ مورد بررسی قرار داد. این برنامه کم‌تر از نیمی از کشور را پوشش داده و در مرحله اول، بر مناطق پرمصرف متمرکز بود. هزینه این برنامه در هر سال ۶۰ میلیون دلار بود

که حدود یک سوم از این مبلغ برای پایش آب‌های زیرزمینی صرف می‌شد. با کاهش بودجه و افزایش تورم، سازمان باید این برنامه را به پایش ۴۲ حوضه رودخانه کاهش می‌داد. همه ایالت‌ها تا حدودی برنامه پایش آب‌های زیرزمینی را اجرا می‌کنند. اتحادیه اروپا نیز یک برنامه پایش گسترده را اجرایی کرده است که شامل پایش ویژه نواحی آسیب‌پذیر، مانند مناطق حفاظت از آب زیرزمینی مورد استفاده در شرب و نواحی ساحلی می‌باشند (اتحادیه اروپا، ۱۹۹۱ و فریرا و همکاران، ۲۰۰۷). این برنامه‌ها باید ادامه یافته تا اطلاعات وضعیت جاری منابع را فراهم کنند. این اطلاعات برای تصمیم‌گیری در خصوص استفاده از منابع آب‌های زیرزمینی در بخش‌های خصوصی و دولتی و حفاظت از منابع برای اهداف گوناگون به ویژه برای جمعیت رو به افزایشی که به آب و استفاده از مواد شیمیایی و میکروبی نیاز دارند، ضروری می‌باشند.

روابط فیزیکی و هیدرولوژیکی

پایش آب‌های زیرزمینی مستلزم ثبت داده‌ها برای روابط مهم زیرسطحی است. هر آبخوان و حوضه آبریز متفاوت هستند. همان‌طور که در فصل دوم بیان شد، محیط زیرسطحی آبریزها ممکن است بسیار متنوع باشند و شاید تنوع آن‌ها از نظر فیزیکی بیش از محیط‌های آب سطحی باشد. بسته به مکان و تکمیل چاه‌ها، آب‌های زیرزمینی تولید شده، ممکن است از آبخوان‌های کم‌عمق و یا عمیق تامین شوند. به طور مشابه، ضایعاتی که به زیرسطح می‌رسند را می‌توان بسته به پمپاژ آب زیرزمینی، تخلیه به جریان‌ها، هیدرولیک دیگر پهنه‌های آبی و همچنین حوضه‌های آبریز مجاور و تعادل آب‌های طبیعی که بر کیفیت آب‌های سطحی و زیرزمینی اثر می‌گذارند، به آن مکان‌ها انتقال داد. مزیت تولید آب و دفع ضایعات در یک مکان، ممکن است آسیب یا هزینه در جای دیگر را به همراه داشته باشد.

تنوع حوضه‌های آبریز ممکن است منافع و هزینه‌های روابط آب‌های زیرزمینی را در چرخه هیدرولوژیک بزرگ‌تر، به ویژه در بستر پایداری منابع به فرآیندی چالش برانگیز تبدیل نماید. از این رو، اصول فیزیکی طبیعی حاکم بر جریان‌های آب زیرزمینی، ممکن است مولفه‌یی کلیدی برای ارزیابی آب‌های زیرزمینی باشد. توزیع گسترده آب‌های زیرزمینی باعث شده است که ارزش این آب‌ها از آب‌های سطحی متفاوت باشند و ارزش ابزاری آن به افرادی برمی‌گردد که تحت تاثیر چهار بعد آن قرار می‌گیرند. این چهار بعد شامل مقدار هوازی[۱] (دو بعد)، عمق و زمان می‌باشد. اطلاعات بیش‌تر مشخص می‌کنند که تغذیه مجدد کدام قسمت از یک آبخوان در یک حوضه آبریز می‌تواند بیش‌ترین تاثیر را داشته باشد. تغذیه مجدد، پایداری بلندمدت این منبع را برای مصارف حال و آینده پشتیبانی می‌کند.

۱- Aerial Extent

تغییر اقلیم جهانی

تغییر اقلیم جهانی تاثیرگذار بر آب‌های زیرزمینی باید در همه سطوح محلی، ایالتی، ملی و بین‌المللی مورد توجه قرار گیرد. خط مبنا و بازتاب شرایط فیزیکی مدل‌سازی، برای واکنش به تغییر اقلیم بسیار اهمیت دارد. بر اساس اصول اساسی هیدرولیک، بالا آمدن سطح آب دریاها در نواحی که میزان پمپاژ آب زیرزمینی زیاد است، وضعیت نفوذ آب شور را وخیم‌تر خواهد کرد. در دیگر نواحی ساحلی که پمپاژ آب زیرزمینی کم‌تر است، بالا آمدن آب دریاها می‌تواند نقطه شروع فرآیند پیش‌روی آب دریا باشد. تعیین استانداردهای محلی، ایالتی و ملی برای حجم پمپاژ در نزدیکی نواحی ساحلی یا دیگر نواحی که تغییرات چشمگیر بارندگی را شاهد هستند، برای حفظ کمیت، کیفیت و خدمات طبیعی آب‌های زیرزمینی ضروری است. تخلیه آب‌های زیرزمینی به دهانه رودخانه‌ها و نواحی ساحلی موجب فراهم شدن مواد مغذی سودمند و تفاوت‌های دمایی می‌شود که زندگی آبزیان در نواحی نزدیک به ساحل به آن‌ها متکی است. پایش داده‌ها برای هدایت اقدامات ضروری خواهد بود.

سیاست‌هایی که باعث کاهش و تخلیه بیش از حد طبیعی آب‌های زیرزمینی به جریان‌ها می‌شوند، در بالا آمدن سطح آب دریاها و نفوذ آب شور دریا به خشکی‌ها و نواحی ساحلی نقش دارند. این کار زیانی مضاعف به همراه دارد:

- تحمیل زیان به نسل‌های آینده به دلیل از بین رفتن منابع
- کاهش کیفیت آب‌های زیرزمینی برای مصارف آینده در نواحی ساحلی و خشکی‌های اطراف با نفوذ آب‌های شور بر اثر پمپاژ بیش از حد

شرایط خشک‌سالی با تغییرات اقلیمی شدیدتر می‌شود. تغییر الگوهای آب و هوایی ممکن است بارندگی را در برخی نقاط افزایش و در برخی دیگر کاهش دهد. مناطقی که خشک‌سالی را تجربه می‌کنند، به آب‌های زیرزمینی وابستگی زیادی دارند. این وابستگی بر جریان آب‌های سطحی اثر گذاشته و احتمالا دسترسی به آب را کم کرده و عرضه آب رودخانه و چشمه‌ها را مختل می‌کند. درک این پدیده و تاثیر آن بر منابع آب‌های زیرزمینی که تغذیه کم‌تری دارند، برای سلامت بلندمدت انسان و اقتصادهای محلی ضروری است.

در تزریق دی اکسید کربن به لایه‌های عمیق زمین‌شناسی و برای کاهش اثرات آتی تغییر اقلیم، داده‌ها و اطلاعات بیش‌تری باید پایش شود. ریسک این تزریق به خوبی شناخته نشده است. داده‌های مورد نیاز بر اساس ویژگی‌های زمین‌شناسی هر منطقه متفاوت می‌باشند. پژوهش‌های بیش‌تری برای پایش و درک احتمال ریسک‌های اسیدی شدن آب‌های زیرزمینی، تغییرات فشار در سازندهای زمین‌شناسی و

حرکت آب‌های شور، مورد نیاز است. هزینه‌ها را می‌توان از این پژوهش‌ها برآورد کرده و روش‌های هزینه - اثربخشی را تعریف نمود.

ضرورت آب‌های لب‌شور حاشیه‌ای

آب‌های شور و لب‌شور که زمانی آب حاشیه‌ای بی‌مصرف تلقی می‌شدند، امروزه به عنوان منبعی ضروری برای مکان‌های خشک تلقی می‌گردند که در این مناطق، آبخوان‌ها در حال تخلیه شدن هستند. هزینه‌های نمک‌زدایی در حال کاهش بوده و آب‌های شور به عنوان منابع آب جذابیت پیدا می‌کنند. در تعیین اهداف کلی برای این منابع و استفاده از آب‌های زیرزمینی به عنوان مخزن جذب دی اکسید کربن، باید مراقبت‌های لازم را به عمل آورد. پتانسیل سردرگمی در سیاست‌های عمومی در قبال آب‌های زیرزمینی شور و لب‌شور در رقابت با منابع زیرزمینی به ویژه در کلان شهرهای خشک که رشد جمعیت را شاهد می‌باشند، وجود دارد. اطلاعات بیش‌تر در خصوص تعیین اهداف عمومی برای استفاده از آن‌ها، ضروری است.

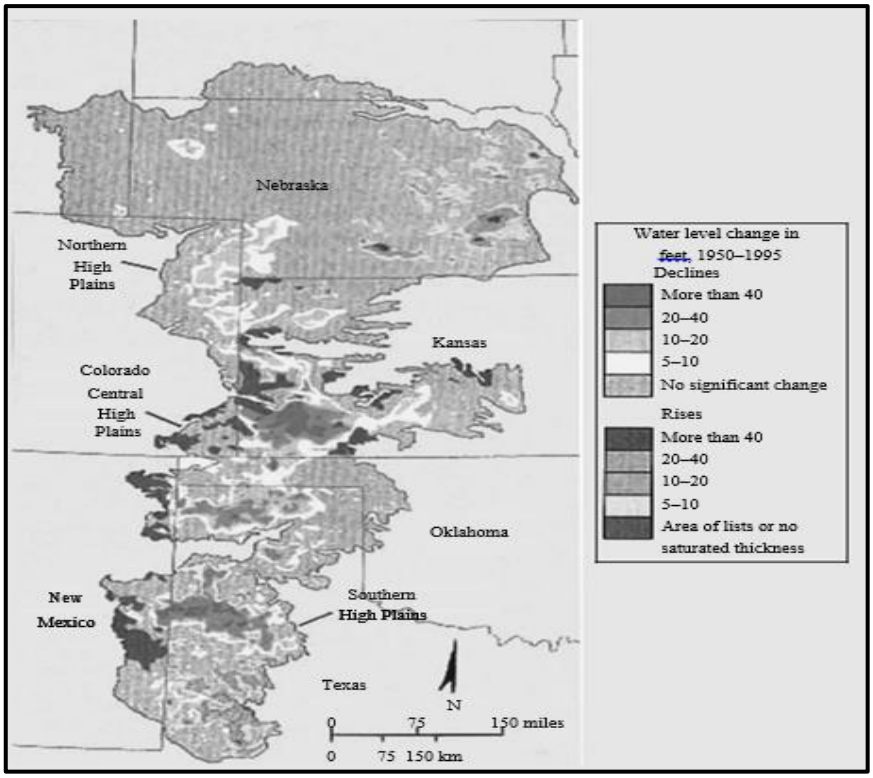
حفظ سرمایه طبیعی برای پایداری

اهمیت مقیاس و اهداف عمومی

آب‌های زیرزمینی یک سرمایه طبیعی هستند که می‌توانند برای اهداف اکوسیستم و نیازهای آتی انسان مورد استفاده قرار گیرند و باید برای پایداری آن‌ها تلاش‌های آگاهانه‌ای صورت گیرد. در حالی که آب‌های زیرزمینی برای مردمی که منبع آب دیگری ندارند و هم‌چنین برای حفظ زیستگاه‌های زیرزمینی و خشکی ضروری هستند، همچنین، یک کاربرد یا دفع به تنهایی نمی‌تواند یک آبخوان را تخلیه کرده و یا از بین ببرد. آبخوان اوگالالا در دشت‌های مرتفع مرکزی ایالات متحده که حدود ۲۵۹۰۰ کیلومترمربع وسعت دارد با یک و یا چند چاه آبیاری برای تولید محصولات کشاورزی تخلیه نشده است. تخلیه این آبخوان با تغییر سطح آب سنجش شده و در نمایه (۱۶-۱) نشان داده شده است. این آبخوان را هزاران کشاورزی تخلیه کرده‌اند که هزاران چاه برای آبیاری میلیون‌ها هکتار زمین خود در این منطقه حفر کرده‌اند. هر کشاورز یک تصمیم‌گیرنده اقتصادی است که بر منابع مشترک اثر می‌گذارد. آب‌های زیرزمینی بدون اهدف عمومی، برای حفاظت بلندمدت آبخوان‌ها، به منظور اطمینان از خدمات‌رسانی به همه جوامع و ایالت‌هایی تولید می‌شوند که در حال حاضر و یا آینده تامین‌کننده این آب هستند. افزون بر این، دولت فدرال برای تولید آب‌های زیرزمینی، به منظور اکتشاف و فراهم کردن اهداف عمومی، یارانه پرداخت کرده و برای کشاورزان تخفیف‌های مالیاتی درنظر می‌گیرند. این بودجه‌ها برای تغذیه مجدد آبخوان‌ها

استفاده نمی‌شوند. هزینه برداشت از آبخوان به دوش نسل‌های آینده‌ای است که نمی‌توانند از آب از دست رفته استفاده کرده و یا باید هزینه‌های قابل توجه تصفیه را پرداخت کنند. نکته این است که سرمایه‌های طبیعی ارزشمند را افرادی مصرف می‌کنند که حق تولید کنترل نشده‌ای بر منابع مشترکی دارند که دولت یا ایالت به دلیل وجود آن‌ها در ناحیه بین مرزی به آن‌ها اعطا کرده است. بسترها و اهداف اکوسیستمی و اقتصاد کلان، در زمان استفاده متمرکز و سنگین از آبخوان‌ها، به خوبی تعریف نمی‌شوند. اگر اهداف تعیین شده بودند، استفاده کارآمدتر باید در راستای توسعه پایدار به منظور حفاظت بلندمدت و پشتیبانی از نسل‌های آینده صورت می‌گرفت. اگر در زمان استفاده از آبخوان، اطلاعات هیدروژئولوژیکی بیش‌تری در اختیار ما قرار داشت، سیاست استفاده پایدار می‌توانست تکامل یابد. این شرایط نشان می‌دهد که اطلاعات پایش، ضروری بوده و کاربرد آن‌ها باید ردیابی و لحاظ گردد. برای دست‌یابی به توسعه پایدار، باید تلاش‌های اقتصادی و سیاسی هماهنگ و هم‌راستا باشند. توجه به مقیاس و شدت مصرف مجاز برای حفظ پایداری آبخوان ضروری است.

نمایه ۱۶-۱- تغییر سطح آب در آبخوان اوگالالا در ناحیه دشت‌های مرتفع ایالات متحده



حسابداری

حسابداری ملی منابع موجود و شرایط و هزینه‌های اقتصادی مرتبط با آب‌های زیرزمینی و هم‌چنین استفاده از منابع طبیعی و اکوسیستمی، یک گام کلیدی برای درک اهمیت اقتصادی منابع می‌باشد. این اطلاعات برای پشتیبانی از تلاش‌ها و دست‌یابی به پایداری در مقیاس وسیع استفاده از منابع اهمیت دارند. هزینه‌های مربوط به آب‌های زیرزمینی زیادند، اما به خوبی محاسبه نشده‌اند. درک شرایط جاری با درجه‌ای از کامل بودن، برای تعیین جهت‌گیری آینده و وضع اهداف برای حفظ خدمات سرمایه‌های طبیعی آب‌های زیرزمینی ضروری می‌باشد. هزینه‌های کاهش و کنترل همه آلاینده‌ها در ایالات متحده برآورد شده است که سهم آب‌های زیرزمینی قابل توجه بوده است. در نمایه (۱۶-۲)، برآوردهای دوره ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۵ نشان داده شده است. در سال ۱۹۹۳، این هزینه‌ها حدود ۴ درصد تولید ناخالص ملی ایالات متحده برآورد شده بود. بر اساس حسابداری کامل منابع طبیعی، باید برآوردهای بهتری از هزینه فعالیت‌های مرتبط با آب‌های زیرزمینی در اقتصاد انجام شود. مقیاس ملی سطح مناسبی است که در آن برهم کنش‌های پیچیده اقتصاد و مبادلات وجود دارند. سطح ملی هم‌چنین سطح مناسبی است که می‌توان در آن ارزش‌هایی را لحاظ کرد که برای آن‌ها بازاری وجود ندارد و می‌توان سیاست‌هایی را برای ایجاد تعادل در هزینه‌ها و منافع شامل موارد غیرقابل تعیین و غیرقابل پولی‌سازی مانندگونه‌های در معرض خطر و مراسم فرهنگی بومی، وضع نمود. در ایالات متحده، سیاست‌های ملی و فدرال تلاش کرده است تا چنین هزینه‌ها و منافع جامعی را مطرح کند اما آب‌های زیرزمینی کنترل شده در سطح ملی و محلی، معمولا بر یک فعالیت تمرکز داشته و ملاحظات بلندمدت و اثرات متقابل بر اقتصاد به طور کامل مورد توجه قرار نمی‌گیرد.

ترمیم و تغذیه مجدد آبخوان‌های کاوش شده

به دلیل کاوش‌های گسترده آبخوان‌های کم‌عمق تجدیدپذیر و عمیق تجدیدناپذیر، وضع قوانین و دستورالعمل‌های محلی ضروری است تا تغذیه مجدد این آبخوان‌ها در سایه تغییرات جمعیتی و اقلیمی تضمین شود. کاوش و برداشت از آب‌های زیرزمینی، هزینه‌های تولید جاری را افزایش داده و استفاده از آن را برای نسل‌های آینده غیرممکن می‌سازد. دو جنبه از این مسئله باید مورد توجه قرار گیرند:

- قوانینی که تشویق به کاوش می‌کنند
- قوانینی که برای تغذیه مجدد، هزینه دریافت می‌کنند

قوانینی از این دست باید مورد ارزیابی مجدد قرار گرفته و در صورت امکان، به نحوی تغییر یافته که مانع از برداشت، شده و یا دست کم تا حد ممکن، این برداشت‌ها را کاهش دهند. جوامعی که از آب‌های زیرزمینی و تصفیه‌خانه‌های مرکزی فاضلاب استفاده و آب تصفیه شده را به جریان‌ها تخلیه می‌کنند،

ممکن است بخواهند این فرآیندها را دوباره مورد ارزیابی قرار داده و مجددا از این آب‌ها به عنوان منبعی پایدار استفاده کنند. استفاده از آب‌های زیرزمینی به همراه تخلیه جریان‌ها، ممکن است سطح ایستابی آب را کاهش و هزینه‌های پمپاژ را افزایش دهد. آب‌های تصفیه شده به جای این که به آب‌های سطحی تخلیه شوند، بهتر است برای تغذیه مجدد آبخوان یا اهداف اقتصادی دیگری، از طریق بازچرخانی مورد استفاده قرار گیرند. قوانینی که امکان برداشت آب‌های زیرزمینی را در ازای مالیات بر درآمد مهیا کرده و یا از طریق کاهش هزینه‌های تولید، یارانه پرداخت می‌کنند، باعث افزایش برداشت و مصرف آب زیرزمینی می‌شوند. این قانون در وهله اول در کاوش آب‌های زیرزمینی برای آبیاری دشت‌های مرکزی ایالات متحده اعمال گردید. در مناطقی که کاوش انجام می‌شود، می‌توان عوارضی برای تغذیه مجدد آب‌های زیرزمینی وضع کرد. این عوارض شامل تصفیه فاضلاب و تزریق آن و یا امکان ذخیره آب در کف حوضچه‌های تغذیه آب‌های زیرزمینی می‌باشند. اقدامات دیگری نیز با ابزارهای اقتصادی مناسب به عنوان مشوق، تغذیه مجدد آبخوان‌ها را انجام می‌دهند.

نمایه ۱۶-۲- برآورد هزینه‌های کاهش و کنترل آلاینده‌های مرتبط با آب‌های زیرزمینی در ایالات متحده، ۱۹۹۵ تا ۲۰۰۵ (هزینه‌ها به میلیون دلار، سال پایه۱۹۹۱)

آیتم	۱۹۹۵	۲۰۰۵
کاهش آلودگی کل و کنترل	۱۶۰۱۱۲	۲۳۹۴۳۵
کنترل آلودگی تابشی	۷۹۱	۱۴۱۸
کنترل آلودگی آب	۶۴۲۵۲	۹۰۴۷۳
کیفیت آب[a]	۵۷۸۳۲	۸۰۶۵۵
آب آشامیدنی[b]	۶۴۲۰	۹۸۱۸
کنترل آلودگی خاک:	۴۴۵۹۰	۶۷۱۲۵
ضایعات جامد[a]	۲۴۴۰۶	۳۲۹۷۶
ضایعات خطرناک[a]	۱۱۰۵۲	۱۸۰۱۴
مخازن ذخیره زیرزمینی	۳۵۰۴	۵۱۰۳
اصلاح حداکثری[c]	۵۶۲۸	۱۱۳۳۲
کنترل آلودگی شیمیایی[a]:	۲۹۶۷	۴۴۶۳
مواد سمی[a]	۱۳۴۳	۲۱۴۵
آفت‌کش‌ها[a]	۱۶۲۴	۲۳۱۸
کنترل آلودگی چندمحیطی[a]	۲۵۲۲	۳۱۷۶

a: بخشی از برآوردهای آب‌های زیرزمینی قابل تعیین نیست.
b: ممکن است بر اساس جمعیت تحت پوشش، تقریبا یک سوم از برآوردها به آب‌های زیرزمینی نسبت داده شود.
c: تقریبا هر اصلاح حداکثری، دارای آب‌های زیرزمینی است.

Source:
Sullivan, T.F.P., (ed.), The Greening of American Business, Government Institutes, Inc., Rockville, MD, 1992, 212.

پیشگیری از آلودگی، کاهش ضایعات و پسماندها، تولید ضایعات و پسماند و محاسبه مالیات احتیاطی

رویکرد تمرکز بر مسئولیت‌های زیست‌محیطی و هزینه‌های آن در فرآیندهای تجاری، از توجه صرف به مقررات موجود مناسب‌تر است (سولیوان، ۱۹۹۲، ص ۱۴۵). این رویکرد عناصر پیشگیری از آلودگی، از جمله کاهش ضایعات، بازیابی و بازچرخانی منابع را شامل می‌شود. این فعالیت‌ها ارتباط نزدیکی با حفاظت از کیفیت آب‌های زیرزمینی دارند. پسماندهای رها شده در اکوسیستم با این مراحل به کم‌ترین میزان رسیده و کنترل انتشار آلاینده‌ها در هوا و آب باعث می‌شود که دفن زمینی آلاینده‌ها نیز مدیریت شوند. استفاده از روش پیشگیری از آلودگی‌ها در فرآیندهای تجاری، صنعتی و کشاورزی، ممکن است به طور ضمنی ارزش منابع اکوسیستم از جمله محیط زیرسطحی و آب‌های زیرزمینی را مدنظر قرار دهد. با درونی‌سازی این هزینه‌ها، صنایع می‌توانند از پرداخت مالیات‌های احتیاطی[۱] برای استفاده از مخازن دفع زباله اجتناب کنند (اگر میزان دفع از سطح طبیعی بیش‌تر باشد، اخذ مالیات می‌تواند موثر باشد). این روش تحت عنوان سیستم مدیریت زیست‌محیطی شناخته شده و در استاندارد داوطلبانه بین‌المللی ISO۱٤۰۰۱ که در فصل ۱۳ تشریح شد، گنجانده شده است. در ارزیابی یک اقدام، پروژه یا محصول، برون داده‌ای با کم‌ترین پسماند، نسبت به گزینه‌هایی با ضایعات تولیدی بیش‌تری، ترجیح داده می‌شود. بازیافت ضایعات ممکن است پیامدها را کاهش داده و ارزیابی از طریق CBA ضرورت داشته باشد. چنین روشی سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی را برای نسل‌های جاری و آینده حفظ می‌کند.

حفاظت از آب و مدیریت سبز

مصارف کشاورزی، تجاری و صنعتی آب شیرین در ایالات متحده در سال ۱۹۹۵، حدود ۷۶ درصد کل مصارف آب زیرزمینی شیرین را به خود اختصاص داده و در کل ۲۱۹/۴ میلیون مترمکعب در روز می‌باشد (سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده، ۱۹۹۸). هزینه‌های حفاظت از آب شیرین که ممکن است هزینه‌های هر مترمکعب آب را افزایش دهد، می‌تواند هزینه‌های کلی و مصرف آب را کاهش دهد. مخارج صرف شده در تکنولوژی‌های حفاظت از آب برای کاهش تقاضای صنعت، ممکن است با اقدامات دولت در استفاده از مالیات بر حجم آب مصرفی از طریق افزایش قیمت برای مصرف‌کننده، متفاوت باشد. از سویی دیگر، در صورتی که سطح آب زیرزمینی در حال کاهش باشد، افزایش قیمت آب زیرزمینی ضروری خواهد بود. قیمت‌های بالاتر ممکن است انگیزه‌ای برای حفاظت از آب ایجاد کنند. اقدامات برجسته‌ای

۱- Cautionary Tax

برای حفاظت از آب زیرزمینی در برخی کلان شهرهای آمریکا از جمله سن آنتونیو در تگزاس، آلبوکرکی در نیومکزیکو و توسان در آریزونا در حال انجام است.

فراتر از حفاظت از آب، روش‌های مدیریت سبز که تامین آب زیرزمینی را انجام می‌دهند، به طور گسترده مورد پژوهش قرار گرفته است. این روش‌ها شامل کاهش رواناب‌های سطحی، مدیریت سیلاب، استفاده از پیاده‌روهای نفوذپذیر و متخلخل، مناطق حفاظت از گونه‌های زیستی، تغذیه مصنوعی آبخوان‌ها و استفاده مجدد از آب می‌باشند. کاربران عمده صنعتی و تجاری آب که برنامه‌های حفاظت از آب و تغذیه مجدد آبخوان‌ها را انجام می‌دهند، به عنوان همسایه‌های سبز و یا کسب‌وکارهای سبز شناخته شده و می‌توانند توجه مثبت مصرف‌کننده را به محصول خود جلب و در عین حال هزینه حفظ سرمایه طبیعی آب‌های زیرزمینی را درونی‌سازی کنند. آبی که حفاظت شده و دوباره مورد استفاده قرار گرفته است، به عنوان منبعی اضافی برای تامین آب عمل کرده و می‌تواند نیاز به جستجوی منابع دیگر را کاهش دهد.

تجارت

تجارت میان کشورها و درون کشورها، شامل تصمیماتی می‌شود که بر سرمایه طبیعی مناطق تولیدی اثر می‌گذارد. تصمیم‌گیری‌های تجاری به ندرت در بستر تخصیص منابع بلندمدت انجام می‌شود و تولیدکنندگان محلی آن را تجربه می‌کنند. قوانین ایالتی و ملی که بر تسهیل تولید کشاورزی تمرکز دارند، اثرات مصرف آب‌های زیرزمینی و منابع طبیعی را به طور کامل بررسی نکرده و ممکن است از منافع مالی کوتاه‌مدت سود ببرند اما منافع بلندمدت چنین تولیدی را در اقتصاد محلی و ملی نادیده می‌گیرند. توافق تجارت آزاد آمریکای شمالی در عین حال که می‌کوشد استانداردهای زیست‌محیطی را برای تولید در کشورهای عضو وضع نماید، هنوز تصمیم‌گیری در خصوص تخصیص منابع و انتقال سرمایه‌های طبیعی از یک کشور به کشور دیگر را به شکل محصولات آب‌بر و محصولات با ارزشی که قیمت آن‌ها نشان‌دهنده تغذیه مجدد سرمایه‌ها برای کشور تولیدکننده نیست، نادیده می‌گیرد.

نقش اطلاعات در ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی در جوامع

جوامع انسانی عموما در بستر نهادهای حقوقی و سیاسی فعالیت کرده که بر آب‌های زیرزمینی اثر می‌گذارند. اگرچه ارزش آب‌های زیرزمینی به طور کامل در همه دادوستدها قابل پولی‌سازی نیست اما سیاست‌ها و رویکردها می‌توانند این ارزش‌ها را به رسمیت بشناسند. نخست، فعالیت‌هایی خاص مانند آبیاری چمن‌ها در نواحی خشک و حداقل در فصل‌هایی خاص، ممکن است ممنوع باشند. به همین ترتیب، لیست قابل ملاحظه‌یی از فعالیت‌ها را می‌توان در سطح جامعه تعریف کرد تا ارزش آب‌های زیرزمینی در تصمیم‌گیری‌ها لحاظ شود. این اقدامات شامل استفاده از برنامه‌ها و تجهیزات آبی کارآمد، وضع عوارض

فزاینده بر مصارف بیش‌تر آب‌های زیرزمینی، وضع مالیات بر فعالیت‌های آلاینده آب‌های زیرزمینی و سطوح نفوذناپذیر و همکاری ایالتی در زمینه برداشت از آب‌های زیرزمینی و مدیریت پسماندها می‌باشند. این هماهنگی‌های نهادی، ارزش اقتصادی آب‌های زیرزمینی را در تصمیم‌گیری‌ها لحاظ کرده و پایداری منابع را افزایش می‌دهد.

نمایه ۱۶-۳- آگاه‌سازی جوامع از ارزش آب‌های زیرزمینی

بنیاد آب‌های زیرزمینی یک سازمان بین‌المللی است که رسالت آن آموزش و انگیزش افراد برای مراقبت از آب‌های زیرزمینی می‌باشد. این سازمان بر مبنای این اصل بنا شده است که آموزش انگیزه‌ای نیرومند برای تغییرات است. افراد آگاه به ارزش‌ها و آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی مسئولانه عمل می‌کنند. یک اصل کلیدی این سازمان این باور است که آموزش آب‌های زیرزمینی به افراد بسیار مهم است. تنوع مشتریان بسیار زیاد بوده و مصرف‌کنندگان و تمام ذی‌نفعان آب زیرزمینی را در بر می‌گیرد. این بنیاد بر آموزش برای اقدام تمرکز دارد: درک این که پیشگیری از آلودگی موثرترین و کارآمدترین روش برای حفاظت از آب‌های زیرزمینی است، اهمیت بسیار زیادی دارد. این بنیاد، سازمانی غیرانتفاعی است که با جوامع مختلف همکاری می‌کند تا چارچوبی برای اقدام محلی را بر پایه این مفهوم ایجاد کند که کار حقیقی برای آموزش آب‌های زیرزمینی و حفاظت از آن‌ها در سطح محلی انجام می‌گیرد. آموزش محلی و حفاظت از آب‌های زیرزمینی توسط تیمی محلی و قوی در چارچوبی روشن، برای اقدام به منظور تسهیل در ارتباطات شروع می‌شود. بنیاد آب‌های زیرزمینی به ۱۵۷ گروه در آمریکای شمالی کمک کرده است تا آموزش و حفاظت از آب‌های زیرزمینی را به انجام برسانند. این گروه‌ها از یکدیگر و از طریق شبکه‌ای از فرصت‌ها که توسط بنیاد در اختیار آن‌ها قرار گرفته است، آموزش می‌بینند. بنیاد هم‌چنین جوامع را از نظر فعالیت‌هایی که در زمینه آموزش حفاظت از آب‌های زیرزمینی انجام داده‌اند، مورد ارزیابی قرار می‌دهد. گروه‌هایی که با معیارهای بنیاد همخوانی داشته و تیم‌هایی از افراد، سازمان‌ها و نهادهای محلی تشکیل می‌دهند، درخواست و برنامه اقدام خود را ثبت می‌کنند و اقداماتی برای آموزش و حفاظت از آب‌های زیرزمینی اتخاذ می‌کنند، به عنوان حامیان آب‌های زیرزمینی درنظر گرفته می‌شوند. پیشرفت و موفقیت آن‌ها در درگاه الکترونیکی بنیاد اعلام می‌گردد.

Source:
Groundwater Foundation, http://www.groundwater.org/au/au.html (accessed January 30, 2004).

جوامع ممکن است در ارائه اطلاعات به مصرف‌کنندگان در خصوص آب‌های زیرزمینی، کارآمد عمل کنند. این اطلاعات به کاربران کمک می‌کند تا ارزش آب‌های زیرزمینی را درک کرده و انتخاب‌هایی انجام دهند که بر کیفیت و کمیت این آب‌ها اثر می‌گذارد. در نمایه (۱۶-۳)، مثالی از چنین سازمان‌هایی در سطح بین‌المللی که افراد علاقه‌مند به کسب اطلاعات، برنامه‌ریزی و آموزش آب زیرزمینی به سایر افراد را بسیج می‌کنند، نشان داده شده است.

آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز– واحدهای مناسب مدیریت

برنامه‌ریزی برای آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز

نهادهای ملی، ایالتی و منطقه‌ای برای ارزیابی جامع استفاده از آب‌های زیرزمینی در سطح آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز بسیار مناسب هستند. در سال ۱۹۷۸، ایالات متحده بررسی جامعی در خصوص آب‌های سطحی و زیرزمینی در حوضه‌های اصلی آبریز رودخانه‌ها انجام داد. با این حال، تلاش مشابهی تا به امروز

انجام نگرفته است. شورای منابع آب منحل شده است. هم‌اکنون، منابع آب‌های زیرزمینی و سطحی تحت فشار زیادی هستند و رهبران ملی باید فراتر از موجودی‌ها و طرح‌های مصرف و آلودگی‌های بالقوه، برنامه‌های هماهنگی را اجرا کنند. سازمان زمین‌شناسی ایالات متحده در حال انجام ارزیابی جامعی از کیفیت آب در حوضه‌های آبریز رودخانه‌های منتخب است که می‌توان از آن به عنوان مبنایی برای برنامه‌ریزی بهتر به منظور جلوگیری از انحراف در تخصیص آب‌های سطحی و زیرزمینی بهره جست که نسل‌های آینده با آن‌ها روبرو خواهند شد.

عمده افراد روی یک آبخوان در یک حوضه آبریز در جایی از زمین زندگی می‌کنند که احتمالا از آب‌های زیرمینی برای اهداف اقتصادی به صورت تامین آب و یا مخزن دفع ضایعات و یا به هر دو صورت، استفاده می‌کنند. اندازه آبخوان و حوضه آبریز برای مدیریت آب‌های زیرزمینی عامل مهمی است. آبخوان‌ها می‌توانند نقاط بسیار کوچکی از آب زیرزمینی در زیرسطح وسیع چند هکتاری و یا حتی ده‌ها هزار کیلومترمربعی باشند. حوضه بزرگ آرتزین در استرالیا، مثالی از این نوع است که حدود ۱/۷ میلیون کیلومترمربع مساحت دارد. برخی از حوضه‌های آبریز ممکن است فقط چند هکتار مساحت داشته باشند. گنجاندن چند حوضه آبریز کوچک در یک حوضه آبریز بزرگ می‌تواند واحد هیدرولوژیکی به اندازه حوضه رودخانه آمازون به مساحت ۷ میلیون کیلومترمربع ایجاد کرده و آب‌های زیرزمینی و سطحی را از چهار دهم مساحت قاره آمریکای جنوبی تخلیه کند (کمیسیون جهانی سدها[۱]، ۲۰۰۰). شناسایی ارتباط هیدرولوژیک طبیعی و انسان‌شناسی، عوامل مهم تاثیرگذار بر هزینه‌های بالقوه استفاده از آن‌ها و تعیین سیاست‌هایی برای قیمت‌گذاری آب از مهم‌ترین چالش‌های مرتبط با آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز می‌باشند. با این حال، آگاهی ما در خصوص این روابط کامل نبوده و روشی برای پولی‌سازی و تعیین ارزش دقیق آن‌ها وجود ندارد. پژوهش‌های بیش‌تری برای هدایت مصارف آبخوان‌ها و آبریزها، ارزش‌گذاری مناسب کارکرد آن‌ها در اکوسیستم و اقتصاد و تعیین خط‌مشی‌های مناسب، مورد نیاز است.

ردپای آبخوان – حوضه آبریز به عنوان مبنایی برای مصارف

در بسیاری از کشورها، تعادل در آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز توسعه داده شده است. این مسئله نشان‌دهنده ردپای آبخوان و یا حوضه آبریز می‌باشد. سنجش ردپای آب در حفظ سرمایه طبیعی برای ساکنان آینده حوضه آبریز بسیار حیاتی است. همان‌طور که در فصل ۱۴ بیان شد، در استفاده پایدار از منابع باید به مدیریت تعادل در منابع و مصارف آب توجه کرد.

۱- World Commission on Dams

در سطح آبخوان در یک حوضه آبریز، مردم می‌توانند با دسترسی به اطلاعات منابع و مصارف آب، میزان پمپاژ آب را به نحوی مشخص کنند که آب با کیفیت و کمیت مناسب برای کودکان و نوه‌های خود باقی بگذارند. نهادهای محلی می‌توانند در آگاه‌سازی مردم از طریق رسانه‌های عمومی در خصوص اولویت استفاده کنونی و یا استفاده آینده آن‌ها، تاثیر بگذارند. این بازخورد بسیار مهم است. برای تعیین سیاست‌های قیمت‌گذاری و استانداردهایی برای استفاده از آبخوان تحت فشار، تصمیم‌گیران باید در خصوص میزان کاهش کمی و کیفی منابع، آگاهی کامل داشته باشند. آن‌ها می‌توانند با شناسایی علایق و منافع آحاد جامعه، گزینه‌هایی را مطرح و سیاست‌هایی را اعمال کنند که از آب به شکلی پایدار و کارآمد استفاده شود.

منافع حسابداری

سطح آبخوان و حوضه آبریز می‌توانند بهره‌ورترین و حفاظت شده‌ترین واحدی باشند که در تعیین ارزش آب‌های زیرزمینی و رابطه آن‌ها با اصول علوم طبیعی، مدنظر قرار گیرند. آب‌های زیرزمینی بسته به ماتریس زمین‌شناسی، می‌توانند در تمامی جهت‌ها و نیز در فواصل طولانی و در طیفی از مسافت‌های مختلف جریان یابند. این تعامل‌ها باید به نحوی با یکدیگر ادغام شوند که تمام اثرات طبیعی، کاربری، هزینه‌ها و منافع مدنظر قرار گیرد. نخست، آب‌های زیرزمینی با آب‌های سطحی در حوضه آبریز برهم کنش دارند که در واقع همان چرخه آب به عنوان جریان رفت و برگشتی در محیط‌های گوناگون و انتقال در حوضه آبریز است. شیب‌های هیدرولیکی ممکن است جریان آب‌های زیرزمینی را به سمت بالا هدایت کنند. چشمه‌های آرتزین نمونه‌یی از این مورد هستند که در آن‌ها آب‌های زیرزمینی در سطح زمین دیده می‌شوند. دوم، برهم کنش آب‌های زیرزمینی با حوضه‌های آبریز دیگر در سطح آبخوان نیز باید مورد توجه جوامعی قرار گیرد که می‌خواهند آبخوان‌ها را توسعه داده یا از آن‌ها به عنوان مخزن دفع ضایعات استفاده کنند. آبخوان‌هایی که حوضه‌های آبریز مجاور را به یکدیگر متصل می‌کنند، مشابه جریان‌های کوچکی هستند که به جریان‌های بزرگ‌تر می‌پیوندند.

نمایه ۱۶-۴- مدت زمان تغذیه مجدد آبخوان‌های اصلی

آبخوان	مکان	مدت زمان تغذیه مجدد (سال)
ماسه‌سنگ نوبیان	آفریقا	۷۵۰۰۰
صحرای شمالی	آفریقا	۷۰۰۰۰
حوضه آرتزین بزرگ	استرالیا	۲۰۰۰۰
گوارانی	آمریکای جنوبی	۳۰۰۰
دشت‌های مرتفع (اوگالالا)	آمریکای شمالی	۲۰۰۰
دشت‌های شمالی چین	آسیا	۳۰۰

Source:

UNESCO, Water for People, Water for Life, The United Nations World Water Development Report, 2003, Table 4.3, p. 79.

آبخوان‌ها به صورت عمودی نیز به یکدیگرمتصل بوده و چاه‌های خوب حفر نشده می‌توانند این اتصال را افزایش دهند. یک نکته مهم در این جا، این است که ترمیم اکوسیستم به ویژه اکوسیستم وابسته به آب‌های زیرزمینی که به دلیل پمپاژ و یا دفن بیش از حد ضایعات آسیب دیده‌اند، بسیار زمان‌بر و پرهزینه خواهد بود. به دلیل برهم کنش آب‌های زیرزمینی و رابطه آن‌ها با آب‌های سطحی، حیطه حسابداری مورد ارزیابی باید به صورت جامع انجام شود.

زمان نیز عاملی مهم است که باید در انجام محاسبات مورد توجه قرار گیرد. جذب طبیعی آلاینده‌های تصفیه نشده، هزاران سال طول می‌کشد. همان‌طور که در نمایه (۱۶-۴) نشان داده شده است، این موضوع برای آبخوان‌های مورد استفاده در سراسر جهان صادق است. هم‌چنین، اگر ضایعات تخلیه شده به آب‌های زیرزمینی شامل پسماندهای رادیواکتیو باشد، ده‌ها هزار سال طول می‌کشد تا این مواد تجزیه شوند (بولن و همکاران، ۲۰۰۰). از این رو، جریان و آسیب‌پذیری آب‌های زیرزمینی نشان می‌دهد که باید آن‌ها را دارایی مشترکی تلقی کرد که از مکانی به مکانی دیگر جریان می‌یابد. ارزیابی اقتصادی آب‌های زیرزمینی در سطح آبخوان و حوضه آبریز باید به عنوان استانداردی برای اقتصاد منابع، محیط زیست و اکولوژی درنظر گرفته شود.

ارزیابی اقتصادی

ارزیابی کارآمدی اقتصادی در تخصیص منابع محدود برای اهداف بازاری و شرایط غیربازاری، لزوما در سطح آبخوان یا حوضه آبریز انجام نمی‌شود اما می‌تواند و باید در این مقیاس انجام گیرد تا چشم‌انداز کامل‌تری نسبت به هزینه‌ها، منافع، تعاملات و جریان اطلاعات حاصل شود. چنین ارزیابی‌هایی، اطلاعات سودمندی درباره گستره مدیریت و برنامه‌ریزی برای تصمیم‌گیران فراهم می‌کند. این شرایط برای مقایسه آبخوان‌ها در مکان‌های مختلف مانند نواحی خشک و یا مرطوب نیز صادق است. محاسباتی از این دست، می‌تواند اطلاعات دیگری از ورودی‌های دیگری (توسعه، سطح‌های غیرقابل نفوذ و تغییر شرایط) را نیز به کار گیرد و می‌توان آن‌ها را با انواع مختلف برنامه‌ریزی‌های کامپیوتری مانند برنامه‌ریزی خطی چند هدفه با ورودی‌ها و خروجی‌های مختلف نیز انجام داد. تحلیل کارآمدی اقتصادی معمولا بر مبنای پولی‌سازی است اما می‌توان آن را بر حسب واحدهای تجاری دیگر، از جمله ردپای آب و یا بار آلودگی نیز انجام داد. این نوع ارزیابی‌های کارآمدی می‌توانند در زمینه مدیریت پایدار آبخوان‌ها و حوضه‌های آبریز برای آب‌های زیرزمینی و آب‌های سطحی و استفاده توامان از آن‌ها، بیش‌ترین تاثیر را داشته باشند.

توزیع منابع بین ذی‌نفعان

توزیع و برابری بین نسلی

اطمینان از دسترسی و وجود آب ایمن و سالم برای همه ساکنان، یک مسئولیت مدنی بوده و برعهده دولت‌هاست. مردم فقیر مانند دیگران به آب نیاز دارند. این مسئولیت باید در سایه نگرانی برای حفاظت از آب‌های زیرزمینی در برابر آلودگی در مناطقی مدنظر قرار گیرد که آب‌های آن مناطق آسیب‌پذیر بوده و در صورت آلودگی، دیگر نمی‌توان از آن‌ها استفاده کرد. باید توجه داشت که آسیب‌پذیری و میزان تاثیرگذاری آلودگی با میزان درآمد افراد ارتباط ندارد. هم‌چنین در شرایطی که آب زیرزمینی یک دارایی شخصی بوده و به صورت انحصاری تصفیه می‌شود و در اختیار همگان قرار ندارد، دسترسی به آب از طریق تجارت باید مورد ارزیابی دقیق قرار گیرد. برابری در دسترسی به آب در سطح جهانی به عنوان عاملی برای مدیریت پایدار آب پذیرفته شده است.

پایداری در مدت خشک‌سالی

شرایط خشک‌سالی ممکن است مستلزم اتخاذ تدابیری جدی برای مقابله با اثرات آن بر افرادی باشد که از نظر شدت و مدت، تحت تاثیر خشک‌سالی قرار گرفته‌اند. آب‌های زیرزمینی هنگام خشک شدن آب‌های سطحی، گزینه مطلوبی تلقی شده و ممکن است یک منبع فوری به حساب آیند. بسیاری از سیستم‌های آبرسانی که به آب‌های سطحی متکی هستند، چاه‌های ذخیره داشته که برخی از آن‌ها برای زمان‌های اوج مصرف درنظر گرفته شده است. استفاده از آب‌های زیرزمینی در نواحی خشک یا دوره‌های کم‌بارش، ممکن است برای حفظ تولید محصولات کشاورزی برای فراهم کردن غذای همه افراد به ویژه آن‌هایی که توان مالی کمی دارند، ضروری تلقی گردد. هم‌چنین، زیرساخت‌های موجود برای کاربردهای مسکونی و اهداف تجاری برای شرایط خشک‌سالی و تدابیر جدی آن، طراحی نشده‌اند. در عین حال، ساختارهای بزرگ‌تر به آب بیش‌تری نیاز دارند. آیا مالکان ساختارهای بزرگ‌تر باید بتوانند در دوره خشک‌سالی نسبت به دیگران آب بیش‌تری به دست آورده و مصرف کنند؟ آیا نیازهای ضروری، مصرف آب را در چنین شرایطی مشخص می‌کند؟ تغییرات اقلیمی ممکن است بحث‌هایی پیرامون برابری در دسترسی به غذا و نیز نیازهای اولیه و استانداردهای آینده ساخت‌وساز، به همراه داشته باشد که پایداری کل جمعیت را برای یک اقتصاد پایدار در شرایط خشک‌سالی مطرح نماید.

ملاحظات بین نسلی

نکته دیگر نمایه (۱۶-۴) جنبه بین نسلی استفاده از آب‌های زیرزمینی و مدیریت آن در سطح آبخوان است که تحلیل‌های اقتصادی از ۵۰ سال پیش تاکنون بر آن تمرکز کرده‌اند. تخلیه هر یک از این آبخوان‌ها به معنای این است که نسل‌های آینده باید منابع دیگری برای آب پیدا کنند. برای جبران تخلیه آبخوان‌های یک ناحیه، حتی اگر برنامه‌های حفاظت از آب اجرایی شده باشند، به دهه‌ها یا قرن‌ها زمان نیاز است. در هر صورت، هزینه‌های تخلیه منابع به دوش نسل بعدی می‌افتد. از این رو، هزینه‌های ناکارآمدی کاربران فعلی که از مخارج کم‌تر تامین آب‌های زیرزمینی بهره می‌برند، ممکن است با یک مقیاس بزرگ‌تر، به ویژه با افزایش جمعیت، بر نسل‌های بعدی تحمیل گردد.

تخصیص کارآمد منابع

تخصیص کارآمد منابع از تصمیم‌گیری‌ها در خصوص سرمایه‌های طبیعی پیروی می‌کند

تولید با کم‌ترین ضایعات و کم‌ترین اتلاف سرمایه‌های طبیعی، در تشخیص اولویت‌های اصلی حفظ پایداری آب‌های زیرزمینی، تعیین اهداف و برنامه‌ها برای منابع و انجام تخصیص کارآمد، نقش محوری بر عهده دارد. قیمت‌ها باید هزینه‌های نهایی تولید شامل تغذیه مجدد، هزینه‌های برگشت‌ناپذیر ناشی از تخریب منابع را پوشش دهد. منافع پروژه‌ها و برنامه‌ها باید از هزینه‌های آن‌ها بیش‌تر باشند. منافع شامل سود قابل تعیین و قابل پولی‌سازی رفاه اجتماعی می‌باشند. هزینه‌ها باید همه هزینه‌های قابل تعیین و قابل پولی‌سازی و تاثیر بر سلامت انسان و خدمات اکوسیستم را پوشش دهند. منافع غیرپولی و غیرقابل تعیین باید به طور صریح شناسایی شوند تا از ارزش‌گذاری آن‌ها در فرآیندهای سیاسی و اجتماعی، اطمینان حاصل گردد.

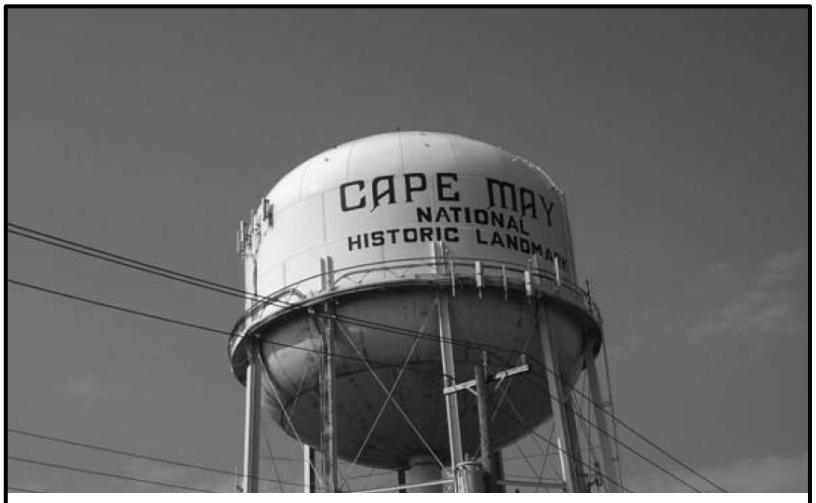
منابع آب جایگزین و فرآیند تصفیه

در سطح حوضه آبریز، آب مورد نیاز برای اهداف مختلف می‌تواند از منابع جایگزین تامین شود. هزینه‌های تامین باید بر اساس کارآمدترین فرآیندهای موجود مشخص شوند. این منابع می‌توانند شامل جریان‌ها و دریاچه‌ها، آب‌های زیرزمینی و بارش‌های انجام شده در حوضه آبریز باشند. معمولا هر یک از این منابع با توجه به اهدف خاص استفاده از آب‌های زیرزمینی یا سطحی، منافع و هزینه‌هایی شامل تولید، ذخیره، تصفیه و توزیع را دارا هستند. در تولید با حداقل هزینه اگر تنها عوامل قابل تعیین پولی، درنظر گرفته شده و هزینه‌های ثانویه مدنظر قرار نگیرند، ممکن است تولید سودآور تلقی گردد. در تمامی شرایط لازم است که هزینه‌های ثانویه و غیرضمنی در فرآیند قیمت‌گذاری لحاظ شوند. ارزیابی هزینه‌های تولید و منافع خدمات منابع جایگزین مانند آب‌های سطحی، زیرزمینی و آب‌های جوی و لحاظ کردن

همه تاثیرات برای تعیین کارآمدترین آن‌ها، یکی از مهم‌ترین چالش‌های اصلی در سطح آبخوان و حوضه آبریز محسوب می‌شود. جوامع انسانی و هم‌چنین حیات وحش تحت تاثیر قرار خواهند گرفت. انتخاب گزینه با کم‌ترین هزینه برای تامین، تصفیه و حفاظت از آب زیرزمینی با قیمت‌گذاری اقتصاد نئوکلاسیکی بر اساس هزینه فرصت، سازگاری داشته و کارآمدی را در اقتصاد افزایش می‌دهد. ارزیابی کارآمدی اقتصادی بر اساس تحلیل نهایی گزینه‌ها برای رسیدن به هدف مشترک استوار است.

حفاظت و تخصیص منابع از طریق مکانیسم‌های قیمت‌گذاری و سیاست‌های مالیاتی

از آن جایی که آب‌های زیرزمینی به وضوح از مکانی به مکانی دیگر حرکت کرده و می‌توانند از مرزهای ایالتی و ملی عبور کنند، سطح ملی برای شناسایی انحرافات در تخصیص آب‌های زیرزمینی در اقتصاد از طریق قیمت‌گذاری و سیاست‌های مالیاتی مناسب می‌باشد. این کار را می‌توان با تعیین استانداردهایی برای تولید، مصرف و بهره‌برداری انجام داد. افزون بر این، از مالیات‌ها و عوارض‌ها می‌توان برای ارتقای استفاده موثر از منابع به عنوان عاملی برای تولید و کمک‌کننده در سبک زندگی، مانند آبیاری چمن، کاهش اثرات زیانبار استفاده از محیط زیرسطحی به عنوان مخزنی برای دفع آلاینده‌ها و تحمیل هزینه‌های آلاینده‌ها به آلوده‌کننده‌ها و مصرف‌کنندگان آن‌ها، استفاده کرد. جوامع، سطح مناسبی برای مدیریت تخصیص آب‌های زیرزمینی محلی از طریق قیمت‌گذاری هستند. مالیات‌ها و پرداخت‌های اضافی بر مصارف بیش از حد، می‌توانند با سیگنال‌دهی قیمتی، بر مصرف آب تاثیر بگذارند. به عنوان مثال، تعرفه‌های آب ۲۲ درصد از کاربران خانگی در ایالات متحده، بلوکی فزاینده می‌باشد (بیسواز و تورتاجادا، ۲۰۰۵، ص ۴۵).



شکل ۱۶-۱- برج تاریخی ذخیره آب زیرزمینی در منطقه کیپ می نیوجرسی

سیاست‌های مالیاتی ملی، ایالتی و محلی می‌توانند بر استفاده از آب‌های زیرزمینی و محیط زیست زیرسطحی به عنوان منابع آب و محل دفع ضایعات، اثر بگذارند. وضع مالیات‌ها برای واقعی کردن هزینه‌های استفاده از آب‌های سطحی و زیرزمینی، باعث ایجاد انگیزه می‌شود تا بخش‌های خصوصی و عمومی در قبال مدیریت منابع و پسماندها، مسئول و پاسخ‌گو باشند. مالیات‌ها و عوارض در جلوگیری از انحراف‌های اقتصادی ناشی از نقص‌های بازار کمک می‌کنند. قطعا، مجوزهای تخلیه آب‌های زیرزمینی باید نقض شود چرا که نقص‌های بازار را تشدید کرده و سیگنال‌های اقتصادی نادرستی به مصرف‌کنندگان آب‌های زیرزمینی ارسال می‌کنند. سیاست‌های مالیاتی می‌توانند برای اشخاص و شرکت‌هایی که اقداماتی در خصوص حفاظت از آب‌های زیرزمینی و کیفیت آن‌ها برای آینده انجام می‌دهند، پاداش‌هایی درنظر بگیرند. اعتبارات مالیاتی زیست‌محیطی می‌توانند برای کسب‌وکارها مشوقی قوی باشند.

قیمت‌گذاری هزینه کامل

در ایالات متحده، نهاد تنظیم مقررات ایالتی در قیمت‌گذاری آب‌های زیرزمینی برای تامین منابع عمومی توسط شرکت‌های خصوصی (یا سرمایه‌گذاران) نقش مهمی ایفا می‌کنند. مهم‌ترین نگرانی کمیسیون‌های شرکت‌های آب، این است که شرکت‌های خصوصی در یک بازار انحصاری، قیمت‌های آب را بالا وضع کنند. با این حال، شرکت‌های خصوصی نمی‌توانند برای پوشش کامل هزینه‌ها به یارانه‌های دولتی، تخفیف‌های مالیاتی و نرخ‌های پایین‌تر استقراض، تکیه کنند. نهادهای تنظیم مقررات برای مصرف‌کننده قیمتی را تعیین می‌کنند که از پژوهش‌های اقتصادی به دست آمده است. معمولا، قیمت‌های تعیین شده شامل هزینه‌های نهایی کاهش سطح آب و هزینه‌های زیست‌محیطی مانند تغذیه مجدد آبخوان نمی‌باشند. در صورت اعمال اثرات اکوسیستمی، هزینه کامل بسیار بالاتر خواهد بود. از منظر اقتصاد اکولوژیک و با درنظر گرفتن توزیع منابع، قیمت‌گذاری کامل باید شامل مولفه قیمت اجتماعی برای پشتیبانی از تامین آب، به منظور تامین نیازهای اساسی افراد کم‌درآمد باشد. چالش آب‌های زیرزمینی این است که معمولا تولید آن به صورت محلی بوده و فشارهای سیاسی محلی، به اندازه کافی قوی بوده است که قیمت‌ها را پایین نگه دارد. این قیمت‌ها فقط هزینه تولید را شامل شده و باعث تخصیص نادرست منابع می‌شوند.

اثرات اقتصادی فراتر از نقاط مصرف

به دلیل این که آب‌های زیرزمینی می‌توانند از جامعه‌یی به جامعه دیگر جریان یافته و یا به آب سطحی تبدیل شوند، جوامع در حوضه آبریز و حتی در نواحی مجاور تحت تاثیر تصمیم‌های خارج از مرزها قرار می‌گیرند (مک کیب و همکاران، ۱۹۹۷؛ گلنون، ۲۰۰۲). جوامع باید ارزیابی اقتصادی فعالیت‌ها

و پروژه‌ها را با درنظر گرفتن منافع و هزینه‌های آن‌ها و همچنین تاثیرات بر همسایگان انجام دهند. هم‌چنین، این ارزیابی‌ها گستره اقتصاد و جامعه حیات وحش و مناطق مجاور را به طور هم‌زمان شامل می‌شود. تصمیمات انسانی برای پمپاژ آب‌های زیرزمینی می‌تواند باعث از بین رفتن زیستگاه‌های مجاور شود که حیات وحش و جمعیت‌های انسانی برای زندگی به آن‌ها متکی هستند (گلنون، ۲۰۲). از این رو، اقتصاد مدیریت آب‌های زیرزمینی نباید صرفا یک مسئله محلی تلقی گردد چرا که تصمیم‌گیری‌های جوامع در یک حوضه آبریز بر منابع مشترک یا دیگر نواحی اثر می‌گذارد. این اثرات، هزینه‌های حاشیه‌ای هستند که باید در قیمت‌گذاری کامل لحاظ گردند. نمایه (۱۶-۵) چشم‌اندازی دقیق و مثال‌هایی از آبخوان‌های سراسر ایالات متحده را ارائه می‌دهد.

ارزیابی سازه‌ها در انتقال دارایی‌ها

ارزیابی سازه‌ها در تبادل دارایی‌ها یک اقدام استاندارد در کسب‌وکار است. قانون مسئولیت‌پذیری در قبال محیط زیست نیوجرسی یکی از اولین و شاید جامع‌ترین قوانین ایالتی است که بر توجه به عوامل زیست‌محیطی در تبادل دارایی‌ها اثر گذاشته است. این قانون، فروشندگان تاسیسات صنعتی تولیدکننده مواد خطرناک را ملزم می‌کند که در خصوص ریسک‌های زیست‌محیطی مرتبط با املاک و مستغلات، به خریداران و همچنین مسئولین ایالتی اطلاع‌رسانی کرده و سپس خطرات رفع گردد. یک نقد به این قانون و موارد مشابه این است که هزینه‌های اضافی ایجاد کرده و باعث تاخیر در نقل‌وانتقالات معمول دارایی‌ها شده و هزینه‌های مبادله را افزایش می‌دهد. در ایالت‌هایی که چنین قانونی ندارند، تاثیر قانون نیوجرسی دیده می‌شود. شرکت‌های مالی در این ایالت‌ها با انجام اقدامات مشابه ایالت نیوجرسی، از سرمایه‌هایشان حفاظت می‌کنند. ارزیابی سازه‌ها به عنوان قیمت اقدامات مسئولانه نسبت به همسایگان و جوامع تلقی می‌گردد. این ارزیابی‌ها تضمین می‌کنند که حقوق و الزامات مالکان مجاور و یا مالکان آینده در قیمت‌گذاری بر اساس هزینه‌های کامل، مدنظر قرار می‌گیرند.

نمایه ۱۶-۵- اثرات گسترش‌یافته استفاده از آب‌های زیرزمینی

اثرات استفاده از آب‌های زیرزمینی فراتر از دارایی‌هایی است که پمپاژ در آن‌ها صورت می‌گیرد و قطعا فراتر از نهادهای سیاسی است. گلنون برخی از اثرات، از جمله اثرات نامطلوب اکولوژیکی و اقتصادی حاصل از پمپاژ کنترل نشده در مکان‌هایی در سراسر ایالات متحده را ذکر کرده است که هیدرولوژیست‌ها و مهندسان آن‌ها را پیش‌بینی نکرده‌اند.

آبخوان- حوضه آبریز	مکان	نهاد پمپاژ	اثرات	عوامل قانونی
رودخانه مکان[1]- چشمه‌های مکان	جنوب - مرکز ویسکانسین	نسل واترز جنوب آمریکا[2]	از بین رفتن جریانی که زیستگاه ماهی قزل آلا را حفظ می‌کند	قانون استفاده معقول از آب‌های زیرزمینی[3] اثرات پمپاژ بر جریان رودخانه‌ها را لحاظ نمی‌کند.
آبخوان اوگالالا	مرکز ایالات متحده	کشاورزان و دام‌داران	کاهش ۴۵ متری سطح ایستابی آب؛ کاهش کیفیت آب؛ افزایش هزینه‌های پمپاژ؛ فرونشست زمین؛ کاهش ارزش دارایی‌ها	نظریه پمپاژ بر اساس مفاهیم قدیمی حرکت آب‌های زیرزمینی (ناشناخته و وسیع)، عرضه نامحدود؛ قانون پمپاژ کنترل اثرات مجاور را محدود کرده است.
رودخانه سانتاکروز	دره توسان، آریزونا	کشاورزان و دام‌داران؛ شهرداری‌ها	کاهش ۶۰ متری سطح ایستابی آب؛ سانتاکروز به دلیل برداشت آب دچار خشک‌سالی شده است؛ از بین رفتن حیات وحش و از بین رفتن کشت بومی؛ فرونشست زمین	قوانین چرخه هیدرولوژیکی را مدنظر قرار نداده‌اند.
رودخانه سن‌پدرو	جنوب شرقی آریزونا	کشاورزان، توسعه حومه و شهرداری‌ها	پمپاژ جریان رودخانه را کاهش داده است؛ کاهش سطح ایستابی آب؛ تهدید گونه‌های در معرض خطر؛ از بین رفتن زیستگاه حیات وحش، رکود اقتصاد محلی	قوانین، تقسیم‌بندی محلی حفر نامحدود چاه و پمپاژ را امکان‌پذیر کرده است؛ حقوق آب فدرال به چالش کشیده شده است؛ مشکلات بین‌المللی آب‌های مرزی
ناحیه خلیج تاپما	ساحل خلیج مرکزی فلوریدا	شهرداری‌ها	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ نفوذ آب شور؛ خشک شدن تالاب‌ها و دریاچه‌ها؛ از بین رفتن ماهی‌ها و حیات وحش؛ فرو نشست زمین، ایجاد گودال؛ کاهش ارزش دارایی‌ها	عوامل قانونی و سازمانی ارتباط آب‌های زیرزمینی و سطحی را به رسمیت نمی‌شناسند.

۱- Mecan River

۲- Nestle Waters North America

۳- Reasonable groundwater use law

ادامه نمایه ۱۶-۵- اثرات گسترش‌یافته استفاده از آب‌های زیرزمینی

آبخوان- حوضه آبریز	مکان	نهاد پمپاژ	اثرات	عوامل قانونی
رودخانه سن آنتونیو	مرکز تگزاس	دام‌داران؛ توسعه‌دهندگان آب و زمین	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ خشک شدن رودخانه سن آنتونیو؛ کاهش پنج زیستگاه گونه‌های در معرض خطر	قانون تگزاس امکان پمپاژ نامحدود آب‌های زیرزمینی را می‌دهد.
رودخانه ایپسویچ	شمال شرق ماساچوست	مالکان و شهرداری‌ها	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ خشک شدن رودخانه ایپسویچ؛ از بین رفتن زیستگاه ماهی‌ها و حیات وحش؛ از بین رفتن تالاب‌ها	آیین‌نامه ساخت‌وساز محلی امکان توسعه را فراهم کرده که باعث کاهش تغذیه طبیعی آبخوان می‌شود؛ پایین بودن تعرفه‌ها باعث تشویق مصرف می‌شود.
رودخانه کاسومنز[۱]	شمال - مرکز	کشاورزان	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ عدم تغذیه رودخانه؛ از بین رفتن ماهی سالمون و سایر ماهی‌ها؛ از بین رفتن زیستگاه‌های حیات وحش	قانون ایالتی برداشت کنترل نشده برای آبیاری و توسعه زمین‌ها را مجاز دانسته است.
رودخانه پنوبسکات	شرق مین	سیاه‌گیله[۲] کاران	استفاده از آب‌های زیرزمینی فقط در صورت نیاز، آبیاری با آب رودخانه، امکان استفاده از جریان آب برای سالمون در معرض خطر را فراهم کرده است.	قانون ایالتی و نهادهای آبی چرخه هیدرولوژیکی و اثرات برهم کنش آب‌های زیرزمینی و سطحی و اثرات بر گونه‌های آبزی را لحاظ نمی‌کنند.
رودخانه استریت	شمال – مرکز مینه سوتا	سیب‌زمینی کاران	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ عدم تغذیه رودخانه؛ کاهش جریان رودخانه بر دما و شیمی زیستگاه ماهی‌ها اثر می‌گذارد (به ویژه ماهی قزل‌آلای قهوه‌ای)	قانون ایالتی و نهادهای آبی چرخه هیدرولوژیکی و اثرات برهم کنش آب‌های زیرزمینی و سطحی و اثرات بر گونه‌های آبزی را لحاظ نمی‌کنند.
مونکاپی واش[۳] (وابسته به رودخانه کوچک کلرادو)	شمال شرق آریزونا	تولید زغال سنگ	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ عدم تغذیه رودخانه ؛ جریان رودخانه مونکاپی واش متناوب است؛ خشک شدن چشمه‌های فصلی؛ کاهش عرضه آب شرب؛ فرهنگ بومی به صورت ناخوشایندی تحت تاثیر قرار گرفته است.	قانون آریزونا امکان پمپاژ نامحدود آب‌های زیرزمینی را می‌دهد.

۱- Cosumnes River
۲- Bluberry Farmers
۳- Moenkopi Wash

ادامه نمایه ۱۶-۵- اثرات گسترش‌یافته استفاده از آب‌های زیرزمینی

آبخوان- حوضه آبریز	مکان	نهاد پمپاژ	اثرات	عوامل قانونی
حوضه رودخانه هامبولت	شمال نوادا	شرکت معدن	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ عدم تغذیه رودخانه ؛ کاهش جریان برای گونه‌های ماهی‌های تهدید شده؛ خشک شدن چشمه‌ها؛ فرهنگ بومی تحت تاثیر قرار گرفته است.	قانون آب نوادا محدودیتی برای پمپاژ آب به منظور آبگیری از معادن درنظر نگرفته است.
آپالاچی کولا- چاتاهوچی[1] حوضه رودخانه فلینت	فلوریدا، آلاباما و جورجیا	کشاورزان	پمپاژ باعث کاهش سطح آب زیرزمینی شده است؛ عدم تغذیه رودخانه؛ کاهش جریان برای صدف‌های تهدید شده و حیات آبزی‌های خلیج آپالاچی کولا	قانون آب‌های زیرزمینی ایالتی تولید آب را کنترل نمی‌کند.

Source:
Glennon, R., Water Follies: Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters, Island Press,Washington, DC, 2002, 314.

زمینه‌های نقش‌آفرینی

به دلیل این که آب‌های زیرزمینی معمولا در سطح ایالتی کنترل می‌شوند، سیاست‌های مربوط به استفاده از آن‌ها در همه ایالت‌ها و مناطق یکسان نیست. این شرایط باعث ایجاد انحراف در تخصیص منابع آب زیرزمینی در اقتصاد ملی می‌شود. در جاهایی که تجارت بین ایالتی به روشنی تحت تاثیر قرار می‌گیرد (مانند منافع بالقوه یا واقعی بین نسلی، انتقال و دفع ضایعات خطرناک)، دولت فدرال قوانین و سیاست‌هایی را برای ایجاد تعادل در سطوح نقش‌آفرینی، وضع کرده است تا شرکت‌های دست‌اندرکار فعالیت‌های مربوط به این ضایعات از آن‌ها پیروی کنند. اتحادیه اروپا نیز روش مشابهی را در کشورهای عضو خود در پیش گرفته است. ایجاد توازن در سطوح نقش‌آفرینی برای حفظ ارزش آب‌های زیرزمینی به معنای حذف یارانه‌های استفاده از آب‌های زیرزمینی مانند مجوز برداشت برای آبیاری محصولات کشاورزی است. این جنبه از سیاست‌های مالیاتی اگر تحت تاثیر منافع گروه خاصی قرار نگیرد، می‌توانند باعث حفظ منابع آب زیرزمینی شده و از تبدیل شدن آن به محل دفع ضایعات با کم‌ترین هزینه جلوگیری کنند. سیاست‌های بازگشت آب‌های زیرزمینی به محل کاربرد، باید ارزش این آب‌ها برای اکوسیستم را مدنظر قرار داده و تعادل اکولوژیک را حفظ کرده و عواقب نامطلوب کاهش سطح این آب‌ها را کم‌تر کند.

۱- Appalachicola-Chattahoochee

مدیریت پسماندها

تصفیه آب و جمع‌آوری فاضلاب، محصولات جانبی را تولید می‌کنند که به رهاسازی و ذخیره در محیط زیرسطحی حوضه‌های آبریز نیاز دارند. از آن‌جایی که ضایعات و پسماندها مانند کودها و آفت‌کش‌ها معمولا شامل اجزای شیمیایی، بیولوژیکی و رادیولوژیکی می‌باشند که در صورت نفوذ به محیط زیرسطحی نمی‌توان به سادگی انتشار آن‌ها را کنترل کرد، ارزیابی هزینه‌ها و منافع آن‌ها در سطح آبخوان و حوضه آبریز، نیازمند تعامل میان همه کاربران یک محیط هیدرولوژیکی می‌باشند. اثرات زیست‌محیطی و اثربخشی هزینه‌ها بر انتخاب نوع روش دفع زیرسطحی تاثیر می‌گذارند. این روش‌ها شامل تراوش از طریق زمین (جایگزین پیش فرض)، دفن زیرسطحی ایمن و یا تزریق از طریق یک چاه می‌باشند. برخی اثرات، قابل پولی‌سازی و یا حتی قابل تعیین نیز نبوده که باید آن‌ها را توصیف و تشریح کرد. وقتی اطلاعات مربوط به طیف گسترده کاربردهای زیرسطحی، منابع آب جایگزین و روابط تولید و انتشار ضایعات در اختیار عموم قرار می‌گیرد، سازمان‌های مدیریتی دولتی و غیر دولتی در یک حوضه آبریز که در تصمیم‌گیری‌های مرتبط با آب نقش دارند، می‌توانند بر قیمت آب و کاربرد محیط زیرسطحی برای نشان دادن ارزش آن‌ها تاثیر گذاشته و سپس قیمت‌ها را با آبخوان‌های مجاور، از نظر عوامل رقابتی اثرگذار بر اقتصاد مقایسه کنند. این در واقع چیزی است که اتحادیه اروپا هنگام تصویب پیوستن یک کشور به اتحادیه انجام می‌دهد. کشورهای اروپایی می‌پذیرند که اقدامات حفاظتی از آب‌های زیرزمینی را به طور یکپارچه به اجرا درآورند. این امر مانع می‌شود که کشوری بتواند با انجام فعالیت‌های آلوده‌کننده و عدم کنترل پسماندها، از نظر اقتصادی بر سایر کشورها مزیت رقابتی کسب کند. ایالات متحده کوشیده است که تجربه اتحادیه اروپا در زمینه حفاظت از آب‌های زیرزمینی در مقابل پسماندهای آلاینده بالقوه را با تشویق به حفاظت از سرچاه در همه ایالت‌ها در سیستم‌های آبرسانی عمومی که از آب‌های زیرزمینی استفاده می‌کنند، به اجرا درآورد. این روش‌ها معمولا از تحلیل‌های اثربخشی- هزینه به عنوان یک ورودی برای انتخاب گام‌های حفاظتی به منظور کاهش ریسک منابع استفاده می‌کنند.

تجارت پسماندها

تمرکز بر سطح حوضه آبریز می‌تواند برای تعادل منابع آب و همچنین تصفیه پسماندهای مختلف بسیار مناسب باشد. گفت‌وگو میان مالکان و مدیران شرکت‌های عرضه‌کننده آب می‌تواند برای تشخیص بده – بستان‌ها بسیار تاثیرگذار باشد. تجارت پسماندها در یک حوضه آبریز واضح به نظر نمی‌رسد. بازار تجارت آلودگی و یا خرید محصولات تصفیه شده در حال شکل گرفتن است. به عنوان مثال، برای یک سیستم آبرسانی شهری، پرداخت پول به کشاورزان بالادست برای کاهش پسماندهای شیمیایی از ایجاد یک تصفیه‌خانه جدید مقرون به صرفه‌تر است. چنین اقدامی می‌تواند کارآمدی اقتصادی حوضه آبریز را

افزایش دهد. تجارت انتشار دی اکسید کربن، ممکن است کارآیی مشابهی برای خدمات دفع ضایعات در واکنش به تغییرات اقلیمی داشته باشد. این موضوع، ارزش خدمات زیست‌محیطی زیرسطحی را بیش از پیش نشان می‌دهد.

تحلیل منافع

تحلیل منافع در سطح حوضه آبریز، مدیران آب‌های زیرزمینی و سطحی را قادر می‌سازد که علاوه بر توجه به هزینه‌ها و آثار مخرب، به تعادل هزینه‌های دست‌یابی به اهداف با یک رویکرد مثبت نیز توجه کنند. مشخص است که برخی از این منافع مانند حفاظت از سلامت عمومی و یا حفظ حیات وحش را نمی‌توان پولی‌سازی کرد، اما باید در صورت امکان کمی‌سازی شده و یا حداقل از نظر کمی تشریح گردند. ارزش‌های متعدد آب‌های زیرزمینی ممکن است به طور معمول، قابل پولی‌سازی نبوده اما به این موضوع به خصوص برای تالاب‌ها، بیش‌تر توجه شده است. ارزیابی‌های باربیر (۱۹۹۱، ذکر شده در یونسکو سال ۲۰۰۳) نشان داد که ۱۰۰۰ مترمکعب آب برای حفظ شرایط طبیعی تالاب‌های گرمسیری از نظر منافع کشاورزی، هیزم و ماهی‌گیری معادل ۳۲ دلار منفعت و همین میزان آب برای تولید محصولات کشاورزی فقط ۰/۱۵ دلار منفعت دارد. از این رو، مقایسه منافع طیفی از اقدامات در سطح حوضه آبریز ممکن است در تخصیص اولویت‌ها بین مصارف کاربران فعلی و بالقوه، سودمند باشد. پژوهش‌های بیش‌تری برای تعیین منافع به منظور آگاه‌سازی تصمیم‌گیران در مواجهه با مسایل پیچیده مصرف و یا حفظ سرمایه‌های طبیعی در آب‌های زیرزمینی موردنیاز است.

اندازه‌گیری انواع کارآمدی

فراتر از تغییرات کوتاه‌نگر در نحوه برخورد با تحلیل‌های اقتصادی آب‌های زیرزمینی و تنش‌های اکولوژیک جهانی، لزوم توجه به کارآمدی استفاده از سرمایه‌های طبیعی شامل آب‌های زیرزمینی و یا دیگر خدمات اکوسیستمی را گوشزد می‌کند. اقدامات ممکن است غیرپولی بوده اما می‌توان آن‌ها را با ظرفیت‌های علمی فعلی سنجش و ردیابی کرد. ردپای اکوسیستمی، چنین روشی را ارائه می‌کند. در صورت پایش کافی، بازدهی ایمن آب‌های زیرزمینی، معیار مناسبی برای آبخوان‌های مختلف بوده که می‌توان با استفاده از آن، تغییرات در خدمات منابع طبیعی در سطح کشور یا منطقه را محاسبه کرد. ماهیت کارآمدی جامع را می‌توان نه تنها برای لحاظ کردن سرمایه‌های مصنوعی و خدمات اکولوژیک که برای دیگر مولفه‌های مبنای سه گانه[۱] (اقتصادی، اجتماعی و زیست‌محیطی) نیز به کار گرفت. روش‌شناسی‌های اقتصاد خرد و کلان برای اتخاذ تصمیم‌های مرتبط با تولید، رفاه و کارکردهای اقتصاد

۱- Triple bottom line

بزرگ‌تر، در حال تکامل می‌باشند. در آینده این روش‌ها با سایر معیارهای پیرامون تعادل در اکوسیستم، تلفیق خواهند شد تا امکان بازخورد و تنظیم کارآمد را برای برآوردن نیازهای یک اقتصاد به وجود آورند. با انجام پژوهش‌های بیش‌تر، معیارهای کارآمدی توسعه داده می‌شود و از این طریق، امکان حمایت از توسعه پایدار فراهم می‌شود.

اهمیت اکوسیستم در ارزش‌های اجتماعی

تعادل بین اکوسیستم و ارزش‌های اجتماعی

همه ما در جامعه زندگی کرده و به آن وابسته هستیم. ما برای رفع نیازهای خود به اکوسیستم نیاز داشته و آن را به روش‌های مختلف ارزش‌گذاری می‌کنیم. مردم برای حمایت متقابل در جامعه زندگی کرده و این حمایت دسترسی به آب را نیز شامل می‌شود. به دلایل مشابه طبیعی، سایر موجودات به صورت گروهی زندگی کرده که با شرایط اکولوژیکی تعریف می‌شوند. نهادهای مدیریت آب در عمده کشورها و به ویژه در مناطق با مصرف زیاد آب و مناطق شهری وجود دارند. یک جامعه ممکن است به طور کامل در یک حوضه آبریز یا در میان چند حوضه آبریز استقرار یافته باشند. وقتی آب برداشت شده و یا ضایعات در محیط زیرسطحی تخلیه می‌شوند، اکوسیستم کار خود را برای ایجاد تعادل انجام داده و ما باید فارغ از نتایج، در آن اکوسیستم به زندگی ادامه دهیم.

جوامع بر اساس میزان وابستگی خود به آب‌های زیرزمینی برای آن ارزش قائل می‌شوند. یک جامعه ممکن است مالکان زمین‌های کشاورزی و تولیدکنندگان در دشت‌های مرتفع آمریکا با ۴۵۰۰۰۰ کیلومترمربع مساحت باشند که شامل تمام یا بخشی از هشت ایالت ایالات متحده است که برای معیشت خود به این آبخوان وابسته هستند. یک جامعه هم‌چنین می‌تواند کلان شهری بزرگ باشد که برای برآورده کردن نیازهای آبی و فراهم کردن زیرساخت‌های اصلی اقتصاد خود، تنها به آب زیرزمینی متکی است. روستایی که با سیستم تصفیه سپتیک محلی از منبع آب زیرزمینی خود در برابر آلودگی زیرسطحی حفاظت می‌کند، نیز یک جامعه محسوب می‌شود. جوامع برای بهبود رفاه ساکنین خود پروژه‌هایی را اجرایی کرده و واحدهای حسابداری، اقتصادی، تاریخی و اجتماعی خاص خود را ایجاد کرده‌اند که دیگران را از مزایای اقتصادی محدوده جغرافیایی خود محروم کنند. با این حال، جریان‌ها و تعادل آب‌های زیرزمینی در طبیعت به دست می‌آیند، حتی اگر اثرات فراتر از مرزها باشند. جوامع برای ایجاد تعادل و حفاظت از پایداری اکوسیستم دارای منافع مشترک بوده و باید با یکدیگر تعامل سازنده داشته باشند.

مسیرهای متعدد برای ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی

نخستین گام در ارزش‌گذاری آب‌های زیرزمینی، درک نقش آن در اکوسیستم و اهمیت آن به عنوان یک عامل اقتصادی در سطح محلی، منطقه‌ای و کل کشور است. هیچ ابزار و یا خط‌مشی اقتصادی به تنهایی نمی‌تواند طیفی از نیازها را برای درک ارزش آب‌های زیرزمینی در فرآیندهای طبیعی و اجتماعی مشخص نماید. حفظ سرمایه طبیعی، اطمینان از توزیع عادلانه و تخصیص کارآمد آن‌ها، به مسیرهای متعددی نیاز دارد. این مسیرها شامل استانداردهای کاربردی، قیمت‌گذاری بازاری و تعیین حقوق مالکیت برای دست‌یابی به تعادل آب‌های زیرزمینی بین محیط زیست و اقتصاد می‌باشند. هیچ روش منفردی به تنهایی نمی‌تواند اهداف مختلف کاربرد منابع را محقق کند (شیفلر، ۱۹۹۸، ص ۳۴۲). هر هدف باید ابزار و سیاست خاص خود را داشته باشد تا بتوان از اجرای موثر آن، اطمینان حاصل کرد (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۰). سیاست و صلاحیت نهادها باید مسائل مربوط به منابع را به صورت شایسته درنظر بگیرند (دالی و فارلی، ۲۰۰۴، ص ۳۶۰). برای درک ارزش اجتماعی و اکولوژیکی آب‌های زیرزمینی باید پژوهش‌هایی صورت گیرد تا اهداف اکولوژیکی، سایر اهداف مشخص نشده، خدمات آب‌های زیرزمینی، اهمیت آن‌ها و توسعه روش‌های ارزیابی خدمات برای جوامع، به روشنی مشخص شده و امکان به کارگیری آن‌ها در تصمیم‌گیری در همه سطوح فراهم گردد.

ارزش از طریق اقدامات در جامعه

در عین حال، اگر نیازهای افراد تحت تاثیر کاهش منابع، در اثر برداشت یا آلودگی قرار گیرد، ساکنان یک جامعه یا کشور ممکن است بر سیاست‌های قانونی در خصوص استفاده از آب‌های زیرزمینی اثر بگذارند. شهروندانی که با یکدیگر همکاری می‌کنند، می‌توانند قوانینی را پیشنهاد کنند که آب‌های زیرزمینی را برای کاربردهای ضروری و بهینه حفاظت کنند. چنین اقدامی می‌تواند ارزیابی ارزش‌های اجتماعی غیرپولی را تشویق کرده و بر آگاهی‌بخشی و مصرف تاثیرگذار باشد. به طور ایده‌آل، این ارزش اجتماعی منعکس‌کننده توجه کامل به خدمات آب‌های زیرزمینی برای انسان و اکولوژی اعم از رابطه آن با آب‌های سطحی در حوضه‌های آبریز، حوضه‌های مجاور و حیات وحش خواهد بود. این ملاحظات اهمیت بررسی ابزارهای مختلف برای دست‌یابی به اهداف منابع ملی و اجتماعی را منعکس می‌کند. همان‌طور که نتایج بنیاد آب زیرزمینی نشان می‌دهد، اشخاص می‌توانند از طریق آموزش و استفاده آگاهانه در نحوه ارزش‌گذاری جامعه برای آب‌های زیرزمینی تفاوت‌هایی ایجاد کنند. به عنوان نمونه، می‌توان به معرفی مفهوم برنامه حفاظت از سرچاه اتحادیه اروپا در قوانین ایالات متحده اشاره کرد. این برنامه برای اطمینان

از توجه به ارزش کامل حفاظت از منابع در جامعه و استفاده مسئولانه و پایدار از آب‌های زیرزمینی در سراسر ایالات متحده اجرایی شده است.

آموزش و اقدام برای حفاظت از منابع آب‌های زیرزمینی، هزینه‌بر است. این افراد هستند که بر اساس سلایق و ترجیحات خود در خصوص میزان سودآوری هزینه‌های انجام شده تصمیم‌گیری می‌کنند. اگر اقتصاد بر این فرض استوار باشد که افراد منطقی در بازار دادوستد می‌کنند، این افراد منطقی باید دارای اطلاعات کامل نیز باشند. افراد به طور جمعی دارای تقاضای قابل توجه‌ای بوده و بدون توجه و درک پیامدهای زیست‌محیطی و اثرات بر سایر اشخاص، بر آب‌های زیرزمینی فشار وارد می‌کنند. با به کارگیری اصول هیدرولوژی، مهندسی، اقتصاد و دیگر زمینه‌ها، می‌توان تصمیم‌های اثرگذار بر منابع ضروری و ارزشمند و مدیریت آن، از طریق تعیین اهداف عمومی را بهبود بخشیده و منابع را از طریق مکانیسم‌های قیمت‌گذاری به طور عادلانه تخصیص داد. علم اقتصاد برای افراد و بنگاه‌هایی که روش‌هایی با کم‌ترین هزینه را برای استفاده از منابع مشترک آب زیرزمینی به منظور کسب بهترین منافع انتخاب می‌کنند، بسیار کاربردی است. ما باید از ابزارهای سیاسی و اقتصادی به منظور پایدارسازی منابع برای آینده در تعادل با اکوسیستمی که به آن متکی هستیم، استفاده کنیم.

منابع

- Arizona State Land Department (ASLD). 2007. Public Auction Sale No. 21-108273. URL: http://www.land.state.az.us/programs/realestate/auctions/notices/21-108273.pdf (accessed January 26, 2008).
- Barbier, E.B., Adams, W.M., and Kimmage, E. 1991. Economic valuation of wetland benefi ts: The Hadejia-Jama'are floodplain, Nigeria. LEEC Discussion Paper. International Institute for Environment and Development, London, U.K.
- Biswas, A. and Tortajada, C. 2005. Water Pricing and Public-Private Partnership. Taylor & Francis Group,CRC Press, Boca Raton, FL, 223 pp.
- Bullen, D.B., Sagues, A.A., Craig, P.P., Di Bella, C.A.W., and Severson, K.D. 2000. Materials performance issues for high-level radioactive waste packages. Journal of the Minerals, Metals and Materials Society,52 (9), 30 30t
- Daly, H.E. and Farley, J. 2004, Ecological Economics: Principles and Applications. Island Press, Washington,DC, 454 pp.
- European Union (EU). 1991. Council Directive of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). URL: http://ec.europa.eu/environment/water/water-nitrates/directiv.html (accessed January 26, 2008).
- Ferreira, J.G., Vale, C., Soares, C.V., Salas, F., Stacey, P.E., Bricker, S.B., Silva, M.C., and Marques, J.C. 2007.Monitoring of coastal and transitional waters under the E.U. Water Framework Directive. Environmental Monitoring and Assessment, 135 (1–3), 195–216.
- Glennon, R. 2002. Water Follies: Groundwater Pumping and the Fate of America's Fresh Waters. Island Press,Washington, DC, 314 pp.
- Groundwater Foundation. 2004. Web site accessed January 30, 2004. http://www.groundwater.org/au/au.html
- McCabe, W.J., Job, C.A., Simons, J.J., Graves, J.S., and Terada, C.J. 1997. History of the sole source aquifer program: A community-based approach for protecting aquifers used for drinking water supply. Ground Water Monitoring and Remediation, 17 (3), 78ring
- Organization for Economic Co-operation and Development (OECD). 1974. The implementation of the polluterpays principle. Recommendation adopted by the OECD on November 14, C(74)223.
- Schiffler, M. 1998. The Economics of Groundwater Management in Arid Countries: Theory, International Experience and a Case Study of Jordan. Frank Cass Publishers, London, U.K., 394 pp.
- Sullivan, T.F.P. (ed.). 1992. The Greening of American Business. Government Institutes, Inc., Rockville, MD,358 pp.
- United Nations Educational, Scientifi c and Cultural Organization (UNESCO) 2003. Water for People, Water for Life. The United Nations World Water Development Report, Barcelona, Spain, 576 pp.
- U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). 1996. Business benefi ts of wellhead protection96. Business benefi ts of wellhead pro1996, 7 pp.
- U.S. Water Resources Council (USWRC). 1978. The Nation's Water Resources, 1975–2000. U.S. Government Printing Offi ce, Washington, DC.
- U.S. Geological Survey (USGS). 1998. Estimated use of water in the United States in 1995. USGS Circular 1200, 71 pp.
- U.S. Geological Survey (USGS). 2007. Emerging contaminants in the environment. URL: http://toxics.usgs.gov/regional/emc/ (accessed January 26, 2008).
- U.S. Geological Survey (USGS). 2008. National water quality assessment. http://water.usgs.gov/nawqa/(accessed January 26, 2008).
- Washington State Department of Natural Resources (WDNR). 2006. Press Release No. 06-011; Public auction of water rights for irrigation in Odessa groundwater management sub-area. February 3, 2006. URL: http://dnr.wa.gov/htdocs/adm/comm/2006_news_releases/nr06_011.html (accessed January 26, 2008).
- Wilson, E.J. 2006. Carbon Capture and Sequestration: Context and Considerations for Deployment. Humphrey Institute of Public Affairs, University of Minnesota. May 11, 2006. URL: http://www1.umn.edu/iree/pdfs/canada_wilson_5_06.pdf (accessed June 30, 2006).
- World Commission on Dams. 2000. Web site.

URL:http://www.dams.org/kbase/studies/br/background.htm (accessed April 14, 2003).

- World Commission on Economic Development (WCED). 1987. Our Common Future. Oxford, England, U.K.