

PRILOG RAZUMIJEVANJU PROBLEMATIKE ISPUŠTANJA PROČIŠĆENIH OTPADNIH VODA U PODZEMLJE

prof. dr. sc. Zoran Nakić

Sveučilište u Zagrebu
Rudarsko-geološko-naftni fakultet
Pierottijeva 6, Zagreb, Hrvatska
zoran.nakic@rgn.unizg.hr

**Borna-Ivan Balaž, univ. spec.
oecoling., mag. ing. geol.**

Sveučilište u Zagrebu
Rudarsko-geološko-naftni fakultet
Pierottijeva 6, Zagreb, Hrvatska

U radu su prikazani regulatorni i znanstveni aspekti ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje. Obrazložena je pravna osnova za umjetno prihranjivanje vodonosnika i ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, koja proizlazi iz EU direktiva, te su prikazane smjernice iz relevantnih CIS vodiča, proizašlih iz aktivnosti Zajedničke implementacijske strategije Okvirne direktive o vodama (2000/60/EZ). Detaljno je prikazan i hrvatski pravni okvir, temeljem kojega je moguće ispustiti pročišćene otpadne vode u podzemlje. Prikazane su mogućnosti korištenja umjetnoga prihranjivanja podzemnih voda s pročišćenim otpadnim vodama, obrazloženo je značenje izrade konceptualnih modela za potrebe donošenja odluke o pristupu ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje te su opisane najčešće korištene metode ispuštanja pročišćenih otpadnih voda. Posebno je razmotreno značenje i primjena procjene utjecaja ispuštanja otpadnih voda na kakvoću podzemne vode, a prikazani su i relevantni primjeri pristupa za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, koji se, u konačnici, mogu primijeniti u razvoju smjernica i kriterija hrvatskoga pristupa za provedbu analize utjecaja neizravnog ispuštanja pročišćenih otpadnih voda na stanje podzemnih voda i povezanih i/ili ovisnih ekosustava.

Ključne riječi: ispuštanje otpadnih voda, podzemlje, umjetno prihranjivanje, konceptualni model, zakonska regulativa, Europska unija, Republika Hrvatska.

1. UVOD

U najvažnije svjetske probleme današnjice svakako pripadaju problemi s opskrbom vode za razne namjene te pogoršanje kakvoće vode. Utjecaj čovjeka na kakvoću podzemne vode je sveprisutan (Keesstra i dr. 2012) i očituje se, primjerice, kroz: ispiranje hranjivih tvari i pesticida s poljoprivrednog zemljišta (Flury i dr. 1994; Tiktak i dr. 2004), zaslanjenje i onečišćenje od teških metala u navodnjavanim područjima (El-Ashry i dr. 1985), ispiranje nitrata i teških metala nakon sječe ili obrade tla pod šumom (Rusanen i dr. 2004; Mannerkoski

i dr. 2005; McHale i dr. 2007), primjenu otpadnih voda za navodnjavanje na poljoprivrednim površinama (O'Connor i dr. 2008; Katz i dr. 2009). U nedavnom izvještaju Ujedinjenih naroda iz 2022. godine, navodi se da ispuštanje nepročišćenih otpadnih voda, otjecanje s poljoprivrednih površina i industrijsko onečišćenje onečišćuju približno 20 % svjetskih vodonosnika (UN 2022).

Diljem svijeta prisutna je nestašica pitke vode, ponajprije zbog brzoga rasta ljudske populacije, onečišćenja, prekomjerne eksploatacije i nejednolike

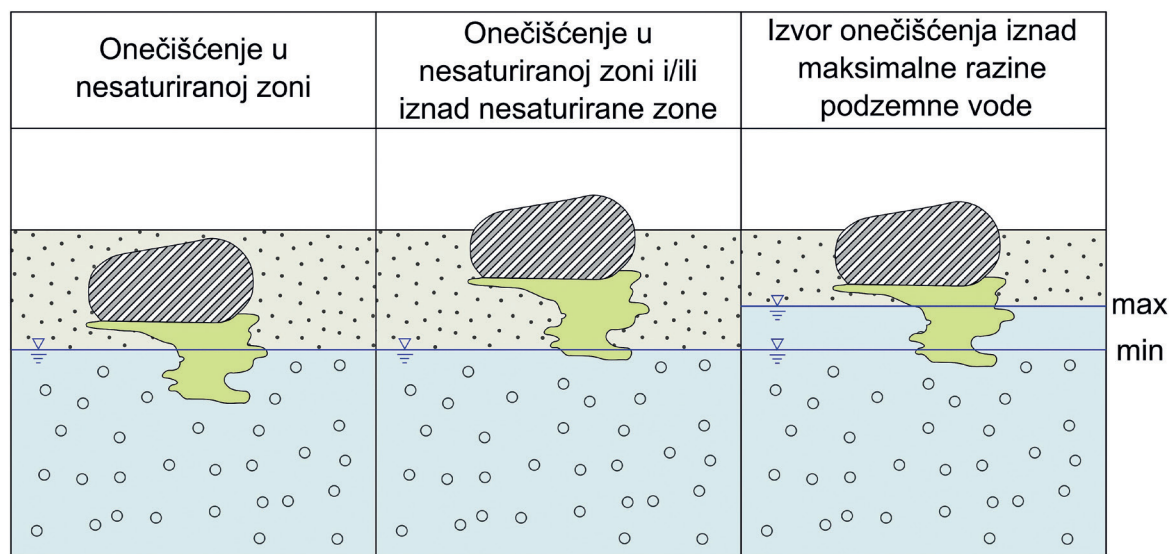
raspodjele raspoloživih vodnih resursa (Chen i dr. 2012; Yuan i dr. 2016), ali i sve naglašenijih utjecaja klimatskih promjena na dostupnost vodnih resursa (Balderacchi i dr. 2013; Nakić i Kovač 2022), koji se ponajprije odražavaju kroz pojave čestih suša uzrokovanim ekstremnim globalnim vremenskim uvjetima (Asano i Cotruvo 2004). Nestašice tekuće slatke vode sve su češće u svijetu, a naročito u državama na Bliskom istoku i u mediteranskoj regiji zbog dugih razdoblja suše, porasta stanovništva i popratnoga porasta potražnje za vodom. Sve se više inzistira na primjeni alternativnih izvora vode, primjerice prikupljanjem kišnice, desalinizacijom morske vode ili slane podzemne vode te ponovnom uporabom pročišćene otpadne vode, čime se nastoji smanjiti pritisak na postojeće resurse slatke vode (NRC 2012). Aktualne strategije i tehnička rješenja, usmjerene prema održivom upravljanju vodama, temelje se, osim na zaštiti i racionalnom korištenju površinskih i podzemnih vodnih resursa, također i na pročišćavanju te ponovnom korištenju pročišćenih voda za različite namjene (Yuan i dr. 2016). Ponovna uporaba pročišćene otpadne vode danas je sve više u primjeni kao održiva alternativa za povećanje zaliha pitke vode, uglavnom zbog napretka u tehnologiji pročišćavanja koja omogućuje proizvodnju visokokvalitetne pročišćene vode po prihvatljivoj cijeni i sa smanjenim utroškom energije (Rodriguez i dr. 2009). Primjerice, u Izraelu se oko 90 % sirove otpadne vode pročišćava u postrojenjima za pročišćavanje otpadnih voda, a 65 – 70 % pročišćene otpadne vode ponovno se koristi za različite namjene (Nadav i dr. 2012). Pročišćena otpadna voda na uređajima II. stupnja pročišćavanja zatim se upušta u podzemlje s ciljem dodatnoga pročišćavanja filtracijom kroz slabije propusnu sredinu kako bi se potaknulo djelovanje procesa samopročišćavanja u tlu, nezasićenoj i zasićenoj zoni (engl. soil aquifer treatment – SAT). Pokazalo se da je povjerenje javnosti u projekte korištenja pročišćene otpadne vode kao resursa pitke vode veće ako se pročišćena otpadna voda dodatno pročišćuje u vodonosnim sustavima prije upotrebe (Haddad i dr. 2009; Dillon i dr. 2006). Dugo vrijeme zadržavanja pročišćene otpadne vode u podzemlju olakšava biološku aktivnost, sedimentaciju i oksidaciju, omogućuje smanjenje sadržaja virusa i bakterija u infiltrirajućoj vodi te omogućuje efikasno djelovanje procesa sorpcije otopljenih tvari na sitnozrnate čestice ili primarnu organsku tvar, čime se poboljšava kvaliteta efluenta (Ickeson-Tal i dr. 2003).

U mnogim državama svijeta pročišćena otpadna voda koristi se kao izvor vode za umjetno prihranjivanje vodonosnika (engl. managed aquifer recharge – MAR) (Dillon i dr. 2006). Umjetno prihranjivanje vodonosnika (engl. managed aquifer recharge – MAR) uspješno se primjenjuje za ublažavanje učinaka nestašice vode (Stefan i Ansems 2018), a obuhvaća skup metoda kojima se voda iz različitih izvora (primjerice, poplavna voda, oborinska voda, pročišćena otpadna voda ili voda niže kakvoće) prikuplja te utiskuje ili infiltrira u vodonosnik

s ciljem naknadnoga korištenja ili postizanja određenih okolišnih ciljeva (Dillon i dr. 2009). Umjetno prihranjivanje značajno povećava kapacitet postojećih vodoopskrbnih sustava, pridonosi sprječavanju prodora slane vode u obalne vodonosnike te smanjuje procese evaporacije skladištenjem vode u podzemlju, a primjenjuje se i u okviru sustava samopročišćavanja tla i vodonosnika, radi uklanjanja organske tvari, virusa i patogena iz otpadne vode koja se upušta u nezasićenu ili zasićenu zonu vodonosnoga sustava (Fichtner i dr. 2019). Brojna znanstvena istraživanja usmjerena su na proučavanje djelotvornosti procesa samopročišćavanja organskih tvari u tragovima iz otpadne vode u nezasićenoj i u zasićenoj zoni, kao i njihovu genotoksičnost i karcinogenost (Quanrud i dr. 2003b) zbog mogućih posljedica za ljudsko zdravlje ako se vode bogate organskom tvari kloriraju prije ponovne uporabe. Epidemiološke studije, provedene krajem 20. stoljeća u SAD-u, pokazale su da konzumacija klorirane vode, bogate organskim tvarima, može dovesti do nastanka karcinoma probavnog i urinarnog trakta (Freedman i dr. 1997; Doyle i dr. 1997), kao i do uvećanoga rizika od preranih pobačaja u trudnica (Swan i dr. 1998; Waller i dr. 1998).

Već je dulje vrijeme poznato da sustavi umjetnoga prihranjivanja vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom, naročito oni koji se temelje na infiltraciji pročišćenih otpadnih voda kroz plitke infiltracijske objekte (galerije, jarke), doprinose učinkovitom, biološki potpomognutom smanjenju organske tvari i postojanih organskih spojeva u vodonosnim sustavima. Istraživanjima, koja su proveli Kühn i Müller (2000) te Rauch-Williams i suradnici (2010), potvrđeno je da su adsorpcija, biorazgradnja i disperzija najvažniji procesi koji utječu na smanjenje sadržaja postojanih organskih spojeva, poput farmaceutskih ostataka, proizvoda za osobnu njegu, spojeva koji ometaju rad endokrinog sustava ili nusproizvoda dezinfekcije, detektiranih u komunalnim i industrijskim otpadnim vodama (Ying i dr. 2009; Dickenson i dr. 2011). Na pročišćenu otpadnu vodu djeluju različiti biogeokemijski procesi koji rezultiraju značajnim zadržavanjem ili razgradnjom pojedinih tvari iz procjedne vode. Rezultati brojnih istraživanja pokazuju da MAR smanjuje koncentracije hranjivih tvari i broj mikrobnih patogena u procjednoj vodi (Dillon i dr. 2006; Toze i Hanna 2002), a u zadnje vrijeme sve se više istražuju mehanizmi i procesi uklanjanja organskih tvari u tragovima.

U ovom radu prikazani su regulatorni i znanstveni aspekti ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje. Opisana je zakonska regulativa Europske unije i hrvatski pravni okvir temeljem kojega je moguće ispustiti pročišćene otpadne vode u podzemlje. Prikazane su mogućnosti korištenja umjetnoga prihranjivanja podzemnih voda s pročišćenim otpadnim vodama te su opisane najčešće korištene metode ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje. Posebno je obrazloženo značenje i primjena procjene utjecaja



Slika 2: Koncept neizravnoga unosa onečišćivala u podzemne vode (Commission of the European Communities 2007a)

podzemne vode: umjetnim prihranjivanjem podzemne vode iz raznih izvora ne smije se omogućiti izravno unošenje opasnih tvari u podzemne vode; unošenje drugih tvari (neopasnih tvari) potrebno je ograničiti tako da se kakvoća podzemne vode ne pogoršava; potrebno je uzeti u obzir procese koji djeluju u nezasićenoj zoni, a koji mogu utjecati na smanjivanje koncentracija onečišćujućih tvari (Wintgens i dr. 2012).

Iako na razini Europske unije ne postoji jedinstveni propis koji detaljno razrađuje primjenu umjetnoga prihranjivanja vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom, odredbe pojedinih EU direktiva definiraju mjere za sprječavanje ili smanjenje utjecaja mogućih štetnih utjecaja otpadnih voda na kakvoću podzemne vode i ljudsko zdravlje, a njima se uređuju pitanja (slika 1): pročišćavanja otpadnih voda (A); načina prihranjivanja vodonosnika i usklađenosti sa standardima kakvoće podzemne vode (B); mogućnosti korištenja podzemne vode, prihranjene pročišćenom otpadnom vodom (C).

Direktiva o pročišćavanju komunalnih otpadnih voda (91/271/EEZ) ima za cilj zaštititi okoliš od bilo kakvog štetnog učinka uslijed ispuštanja otpadnih voda koje mogu uzrokovati eutrofikaciju i dugoročno oštetiti vodeni ekosustav. Člankom 12. ove Direktive izričito se nalaže ponovna uporaba vode kad god je prikladno, ali sam pojam "prikladnosti" nije pravno definiran, što stvara određene nedoumice u njenoj primjeni (Wintgens i dr. 2012). Pa ipak, neosporno je da potiče prakse koje smanjuju štetne utjecaje na okoliš, što može uključivati i ponovnu upotrebu pročišćenih otpadnih voda kada je to primjereno. Osim što uređuje pitanje načina prikupljanja i obrade otpadnih voda, propisuje i minimalni stupanj pročišćavanja, čime se uređuje pitanje kvalitete efluenta iz uređaja za pročišćavanje otpadnih voda. Vrlo važnu ulogu u primjeni zakonodavnoga okvira primjene umjetnoga prihranjivanja vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom na razini Europske

unije imaju pravni propisi koji uređuju pitanje korištenja podzemne vode, a naročito Direktiva o kvaliteti vode namijenjene za ljudsku potrošnju (2020/2184/EZ DWD), čiji je osnovni cilj (definiran člankom 1.) "zaštititi zdravlje ljudi od negativnih učinaka bilo kakvog zagađenja vode namijenjene za ljudsku potrošnju osiguravanjem njezine zdravstvene ispravnosti i čistoće, kao i poboljšati pristup vodi namijenjenoj za ljudsku potrošnju". DWD ne utvrđuje specifične zahtjeve vezane uz podrijetlo vode koja se koristi kao resurs pitke vode, međutim, njome se, u članku 4., izričito traži od država članica da se "mjere koje se poduzimaju s ciljem provedbe ove Direktive moraju temeljiti na načelu predostrožnosti s ciljem da se ni pod kojim okolnostima ne dopusti, izravno ili neizravno, bilo kakvo smanjenje postojeće kvalitete vode namijenjene za ljudsku potrošnju ili bilo kakvo povećanje onečišćenja voda koje se rabe za proizvodnju vode namijenjene za ljudsku potrošnju".

2.2. Smjernice CIS i tehničkih vodiča

Koncept neizravnoga unosa onečišćivala u podzemne vode definiran je pobliže Vodičem o sprječavanju ili ograničavanju izravnih ili neizravnih unosa (Commission of the European Communities 2007a), koji je donesen u okviru Zajedničke provedbene strategije ODV-a. Ovim vodičem definiran je pojam neizravnoga unosa onečišćivala u podzemne vode kao "ispuštanje u podzemne vode nakon infiltracije onečišćivala kroz tlo i nezasićenu zonu". Pritom se navedeni koncept definira u kontekstu pozicije izvora onečišćenja u odnosu na razinu podzemne vode, kako je prikazano na slici 2.

Iz slike 2 proizlazi da se izvor onečišćenja može nalaziti iznad ili ispod površine terena, međutim ne smije biti u izravnom kontaktu s podzemnom vodom. Drugim riječima to znači da se onečišćivalo iz izvora onečišćenja kreće kroz nezasićenu zonu, pod utjecajem gravitacije i kapilarnih sila, do podzemne vode. Vrijeme koje je

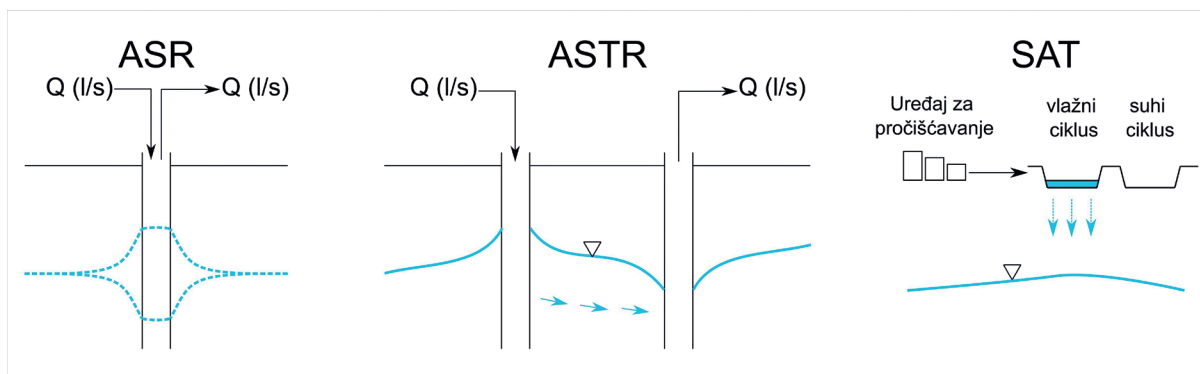
potrebno za infiltraciju onečišćivala do podzemne vode ovisi o debljini nezasićene zone; što je nezasićena zona deblja, to je onečišćivalu potrebno dulje vrijeme da dospije do podzemne vode, što je povoljno s aspekta zaštite podzemnih voda, radi djelovanja različitih procesa koji utječu na zadržavanje, razrjeđenje ili razgradnju onečišćivala u manje neškodljive tvari. Koncept neizravnog unosa onečišćujućih tvari u podzemne vode razrađuje Tehnički vodič o zaštiti podzemnih voda (UK Environment Agency 2017.), koji je 2017. godine usvojila Agencija za zaštitu okoliša Ujedinjenoga Kraljevstva. Prema ovom vodiču, neizravni unos onečišćujućih tvari u podzemne vode događa se kada postoji infiltracija kroz podzemlje i ukoliko su zadovoljeni jedan ili više uvjeta: a) veza između površine i zasićene zone je postupna i postoji mogućnost prirodnog pročišćavanja onečišćujućih tvari kroz geološko podzemlje, čak i u slučajevima kada se radi o prirodnim sustavima koje karakterizira brzo tečenje vode kroz raspucanu ili okršenu vodonosnu sredinu; b) postoji dobro razvijena nezasićena zona koja ima značajan potencijal za odvijanje procesa prirodnog pročišćavanja onečišćivala; c) procjedna voda iz otpada dopijeva ispod razine podzemne vode, ali ista migrira duž prirodne ili izgrađene (geološke) barijere, na taj način ispunjavajući zahtjeve Direktive Vijeća 1999/31/EZ od 26. travnja 1999. o odlagalištima otpada. Prema ovom vodiču, neizravno unošenje onečišćujuće tvari moguće je postići i umjetnim putem, na način da se na mjestu unosa odloži odgovarajući materijal, primjerice šljunak ili pijesak, koji će kreirati umjetnu nezasićenu zonu u kojoj je moguće očekivati djelovanje procesa koji utječu na smanjenje onečišćivala iz procjedne vode.

2.3. Zakonska regulativa Republike Hrvatske

Zakonom o vodama (N.N. br. 66/19., 84/21., 47/23.) uređuje se "pravni status voda, vodnoga dobra i vodnih građevina, upravljanje kakvoćom i količinom voda, zaštita od štetnog djelovanja voda, detaljna melioracijska odvodnja i navodnjavanje, djelatnosti javne vodoopskrbe i javne odvodnje, posebne djelatnosti za potrebe upravljanja vodama, institucionalni ustroj obavljanja tih djelatnosti i druga pitanja vezana uz vode i vodno dobro". Ispuštanje, odvodnja i pročišćavanje otpadnih voda definirano je u glavi 5. Zakona o vodama, u člancima 66. – 80. ovoga Zakona, a granične vrijednosti emisija, ispuštanja komunalnih i oborinskih voda te ograničenja ispuštanja otpadnih voda propisani su člancima 70. i 72. – 74. Zakon o vodama ne uređuje umjetno prihranjivanje podzemnih voda s pročišćenim otpadnim vodama na način kako je to uređeno direktivama i strategijama EU-a te ne utvrđuje specifične zahtjeve za neizravno ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemne vode. Njime se u članku 70., st. 4., poziva na pravilnik koji donosi resorni ministar, a kojim bi se trebalo riješiti i pitanje ispuštanja u podzemne vode, a u članku 74., st. 1. utvrđuje zakonsko ograničenje

ispuštanja otpadnih voda u podzemne vode: "Izravna ispuštanja onečišćujućih tvari u podzemne vode nisu dopuštena, osim u slučajevima predviđenim propisom iz članka 70. stavka 4. ovoga Zakona."

Spomenuti propis iz članka 70., st. 4., Zakona o vodama odnosi se na Pravilnik o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 26/20.), ali njime nisu definirani slučajevi izravnog ispuštanja u podzemne vode. U članku 3. ovoga Pravilnika definirano je neizravno ispuštanje u podzemne vode kao "... neizravno ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemne vode s procjeđivanjem kroz potpovršinske filterske slojeve", a to je pobliže obrazloženo člankom 9. Pravilnika: "Ispuštanje pročišćenih otpadnih voda iz zahvata u podzemne vode iznimno je dopušteno samo neizravno, i to u slučajevima kada je prijamnik tih voda toliko udaljen od mjesta zahvata odnosno mjesta ispuštanja da bi odvođenje pročišćenih otpadnih voda prouzročilo nesrazmjerne materijalne troškove u odnosu na ciljeve zaštite podzemnih voda te ako se dokaže da ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemne vode nema negativnog utjecaja na stanje podzemnih voda i vodnoga okoliša." U istom članku navodi se da se postojanje ovih činjenica dokazuje "na temelju analize utjecaja neizravnog ispuštanja pročišćenih otpadnih voda na stanje podzemnih voda koje bi mogle biti pod utjecajem toga ispuštanja i na vodni okoliš". No, kriteriji i smjernice za provedbu ove analize nisu pobliže definirani navedenim Pravilnikom, osim odredbe iz članka 9., st. 2., koja definira da "analiza utjecaja iz stavka 1. ovoga članka nije potrebna za ispuštanje sanitarnih otpadnih voda iz individualnih objekata opterećenja koje je jednako ili manje od 50 ES (ekvivalent stanovnik), uz obveznu primjenu pročišćavanja sukladno odluci o odvodnji otpadnih voda". Potrebno je napomenuti da su u tablici 1: "Granične vrijednosti emisija onečišćujućih tvari u otpadnim vodama" iz Priloga 1 Pravilnika navedene anorganske i organske tvari te pokazatelji za koje je izričito navedeno da se zabranjuje njihovo ispuštanje u podzemne vode. Osim Pravilnika o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda, ispuštanje otpadnih voda u podzemne vode definirano je Odlukom o metodologiji primjene kombiniranog pristupa (KLASA 325-04/13-01/0000367; URBROJ 374-1-7-18-11, od 26. veljače 2018.), koju su donijele Hrvatske vode na osnovi staroga Pravilnika o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 80/13, 43/14, 27/15, 3/16). Navedenom odlukom određuje se "za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u povremene tekućice i ponornice u kršu granične vrijednosti emisija i dopušteno opterećenje onečišćujućih tvari određivat će se prema kriterijima za neizravna ispuštanja u podzemne vode, u skladu s člankom 9. Pravilnika o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda". Također se u Odluci navodi da "iznimno, ako je ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u drugo odgovarajuće vodno tijelo iz prethodnih stavaka tehnički neizvedivo i/ili nesrazmjerno skupo, onečišćivaču se može dozvoliti



Slika 3: Pristupi za umjetno prihranjivanje podzemnih voda s pročišćenim otpadnim vodama (modificirano prema Wintgens i dr. 2012)

ispuštanje pročišćenih otpadnih voda neizravno u podzemne vode u skladu s Pravilnikom o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (Narodne novine br. 80/13, 43/14, 27/15 i 3/16) i kriterijima za neizravna ispuštanja u podzemne vode". S tim u vezi potrebno je napomenuti da kriteriji za neizravna ispuštanja u podzemne vode nisu pobliže određeni niti ovom Odlukom niti nekim drugim dokumentom ili propisom.

3. ZNANSTVENA OSNOVA I PROCJENA UTJECAJA ISPUŠTANJA OTPADNIH VODA U PODZEMLJE

3.1. Umjetno prihranjivanje vodonosnika s pročišćenim otpadnim vodama

U svijetu se, naročito u zadnje vrijeme, sve više koristi umjetno prihranjivanje vodonosnika (engl. managed aquifer recharge – MAR) s pročišćenom otpadnom vodom, naročito u slučajevima kada je potrebno umanjiti posljedice nestašica vode i/ili suša, odnosno kada je potrebno smanjiti ispuštanje pročišćenih voda u površinske vode. Do danas su objavljena brojna znanstvena i stručna istraživanja koja obrađuju temu umjetnoga prihranjivanja iz različitih izvora, s ciljem povećanja eksploatacijskih zaliha nekoga crpilišta ili vodonosnika iz kojega se crpi voda za različite namjene (Bouwer 2002; Dillon 2005; Regnery i dr. 2017; Dillon i dr. 2019; Horovitz i dr. 2024). Značaj umjetnoga prihranjivanja vodonosnika prepoznat je i u strateškim dokumentima Europske unije, naročito planovima upravljanja sušom, jasnim ukazivanjem na potrebu povećanja dostupnih zaliha podzemnih voda umjetnim prihranjivanjem vodonosnika s konvencionalnim ili nekonvencionalnim izvorima vode, uključujući i pročišćenu otpadnu vodu (Commission of the European Communities 2007b).

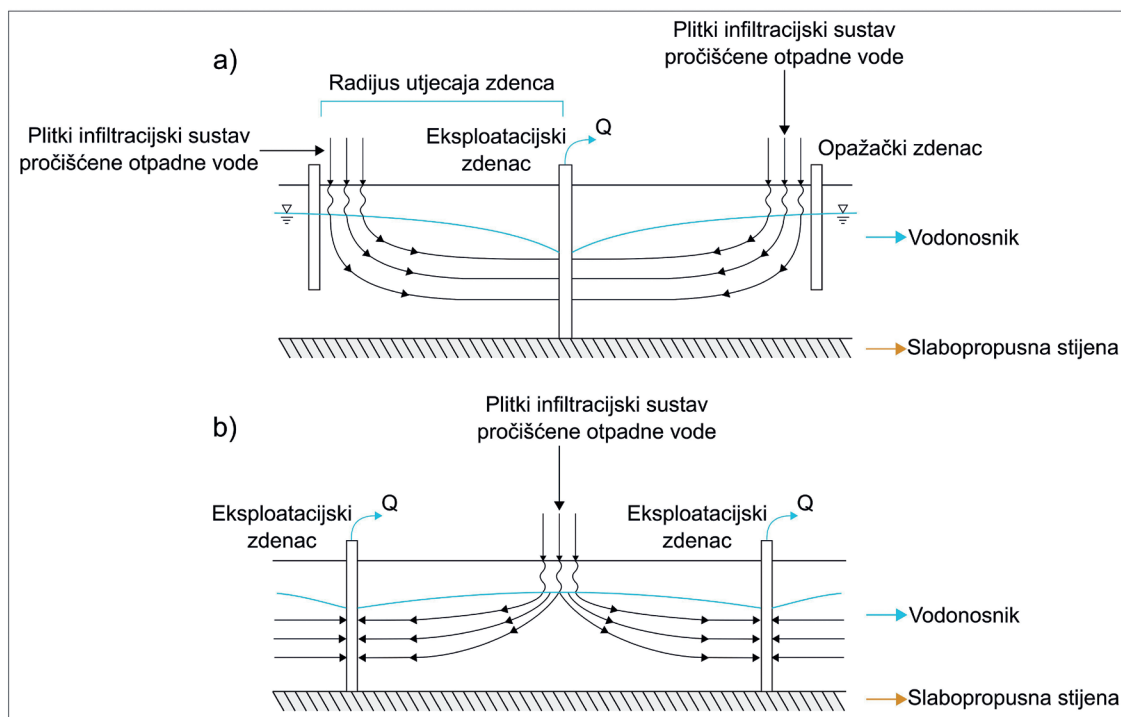
Najčešći izvori umjetnoga prihranjivanja vodonosnika su rijeke, odvodnja oborinskih voda, navodnjavanje te uređaji za pročišćavanje pitkih i otpadnih voda (Bouwer 2002). Najveće ograničenje u primjeni svih metoda umjetnoga prihranjivanja je začepeljivanje pora (zbog djelovanja fizikalnih, kemijskih i bioloških procesa) te smanjenje infiltracijskoga kapaciteta tijekom vremena ako se preventivnim metodama ne spriječe ovakve

pojave (Baveye i dr. 1998). Fizikalni procesi koji utječu na začepeljivanje pora povezani su s akumulacijom anorganskih i organskih suspendiranih čestica u procjednoj vodi. Biološki procesi uključuju akumulaciju algi i nakupina bakterijskih flokula iz procjedne vode, ali i rasta mikroorganizama u tlu u obliku biofilma koji začepљуje pore. Kemijski procesi uključuju taloženje kalcij karbonata, gipsa, anhidrita i drugih kemikalija u tlu iz procjedne vode. Zbog navedenoga umjetno prihranjivanje potrebno je provoditi u stijenama značajne propusnosti kako bi se, što je više moguće, ublažio utjecaj svih ovih procesa na začepeljivanje pora.

Jedan od najznačajnijih izvora umjetnoga prihranjivanja podzemnih voda, naročito u područjima koja oskudijevaju s vodom, su komunalne otpadne vode pročišćene na uređaju drugog stupnja (II.) pročišćavanja (Jones i dr. 2021). U istraživanjima mogućnosti prihranjivanja podzemnih voda s pročišćenom otpadnom vodom, često se razmatraju procesi filtracije onečišćivala kroz tlo i nezasićenu zonu, s ciljem utvrđivanja potencijala tla i nezasićene zone za dodatno pročišćavanje već pročišćene otpadne vode (Sharma i Kennedy 2017; Horovitz i dr. 2024).

Slika 3 shematski prikazuje razne pristupe za umjetno prihranjivanje podzemnih voda s pročišćenom otpadnom vodom. Među najčešće primjenjivanim pristupima su: a) upuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje i eksploatacija podzemnih voda kroz isti upojni/eksploatacijski zdenac (engl. aquifer storage and recovery – ASR); b) prijenos uskladištenih pročišćenih otpadnih voda kroz podzemlje i eksploatacija podzemnih voda korištenjem upojnoga i eksploatacijskog zdenca (engl. aquifer storage transfer and recovery – ASTR); c) infiltracija pročišćenih otpadnih voda kroz plitke infiltracijske objekte (galerije, jarke) radi prolongiranoga djelovanja procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni (engl. soil aquifer treatment – SAT) (Wintgens i dr. 2012).

U slučajevima kada se postrojenje za upuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje nalazi u područjima s velikom prirodnom ili specifičnom ranjivosti vodonosnika ili u priljevnim područjima izvorišta vode za piće, tada je moguće primijeniti modificirani ASR pristup. U osnovi, pročišćena otpadna voda iz plitkih sustava, infiltracijskih bazena ili galerija,



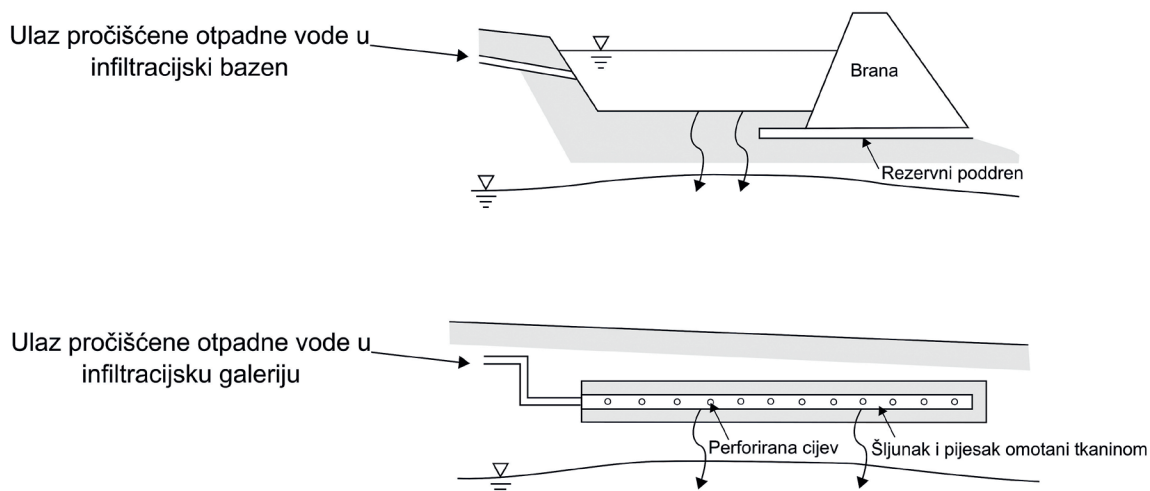
Slika 4: Primjena modifikiranoga ASR pristupa za upuštanje pročišćenih otpadnih voda u osjetljiva ili ranjiva područja (Bouwer 2002): a) crpljenjem iz jednoga zdenca; b) crpljenjem iz dva zdenca.

u cijelosti se zahvaća s jednim ili više eksploatacijskih zdenaca (slika 4), koji sprječavaju moguće širenje pročišćene otpadne vode izvan radijusa utjecaja zdenca (Bouwer 2002).

Brojne su prednosti primjene umjetnoga prihranjivanja vodonošnika s pročišćenom otpadnom vodom, a uključuju: a) učinkovito djelovanje procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni na uklanjanje ili zadržavanje onečišćivala iz procjedne pročišćene otpadne vode; b) ublažavanje posljedica zbog slijeganja terena; c) povećanje dostupnih zaliha podzemne vode; d) sprječavanje prodora slane morske

vode, naročito u priobalnim područjima; e) skladištenje dodatnih količina vode u vodonošnike radi ublažavanja nestašica vode, naročito u sušnim razdobljima; f) očuvanje ekosustava ovisnih o podzemnim vodama; g) ublažavanje poplava i šteta od poplava (Kazner i dr. 2012).

Najveće ograničenje u primjeni umjetnoga prihranjivanja vodonošnika je začepeljivanje pora zbog fizikalnih, kemijskih i bioloških procesa i posljedično smanjenje infiltracijskoga kapaciteta tijekom vremena ako se preventivnim metodama ne spriječe ovakve pojave (Baveye et al. 1998). Fizikalni procesi koji utječu



Slika 5: Plitki infiltracijski sustavi upuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje (modificirano prema OSWER 2007): a) infiltracijski bazen; b) infiltracijska galerija.

na začepeljivanje pora povezani su s akumulacijom anorganskih i organskih suspendiranih čestica u procjednoj vodi. Biološki procesi uključuju akumulaciju algi i nakupina bakterijskih flokula iz procjedne vode, ali i rasta mikroorganizama u tlu u obliku biofilma koji začepљуje pore. Kemijski procesi uključuju taloženje kalcij karbonata, gipsa, anhidrita i drugih kemikalija u tlu. Zbog navedenoga umjetno prihranjivanje potrebno je provoditi u stijenama značajne propusnosti kako bi se, što je više moguće, ublažio utjecaj svih ovih procesa na začepeljivanje pora (Baveye et al. 1998).

3.2. Plitki infiltracijski sustavi za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje

Danas su u primjeni različite metode ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje. Najčešće se koriste plitke građevine poput infiltracijskih bazena ili infiltracijskih galerija (slika 5) u kojima se prethodno pročišćena otpadna voda (na uređaju za pročišćavanje otpadnih voda) ispušta u nezasićenoj zoni, iznad vodnoga lica. Osim što se koriste u svim onim slučajevima u kojima je potrebno maksimalizirati učinke procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni, plitki infiltracijski sustavi često se koriste i u projektima sanacije onečišćenja u nezasićenoj zoni, i to (OSWER 2007): a) ako je potrebno ubrzati ispiranje akumuliranoga onečišćenja; b) poboljšati procese biogeokemijske razgradnje organskih onečišćavala, potpomognute katalitičkim djelovanjem mikroorganizama zbog dotoka nutrijenata, dušika i fosfora, iz pročišćenih otpadnih voda.

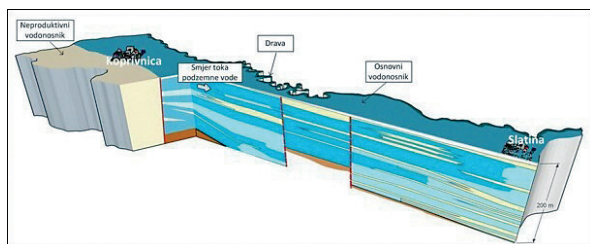
Infiltracijski bazeni koriste se u svim onim slučajevima u kojima je pročišćenu otpadnu vodu potrebno upustiti u podzemlje, u strogo ograničenom i kontroliranom području. Infiltracijske galerije sastoje se od mreže perforiranih cijevi koje se polažu u unaprijed pripremljenom jarku ili rovu ispunjenom homogenim šljuncima i/ili pijescima. Upuštanje pročišćenih otpadnih voda kroz infiltracijske bazene ili galerije u vrlo propusno tlo i nezasićenu zonu pripada u tzv. brze infiltracijske sustave (engl. *rapid infiltration – RI – system*). Slabija propusnost tla i/ili stijena te povišeni sadržaji suspendiranih tvari u procjednoj vodi ograničavajući su čimbenik primjene RI sustava, prije svega zbog začepeljivanja pora, radi čega se provode terenska i laboratorijska istraživanja mehaničkih i strukturnih značajki tla i nezasićene zone. Tijekom primjene terenskih ispitivanja propusnosti može se koristiti statički penetracijski pokus – CPT ili ispitivanje disipacije pornoga tlaka, a određivanje koeficijenta propusnosti u laboratorijskim uvjetima provodi se određivanjem granulometrijskog sastava tla, ispitivanjem s konstantnim potencijalom u troosnoj ćeliji ili ispitivanjem s konstantnom razlikom tlaka u hidrauličkom edometru (Mance i dr. 2019). Osim mehaničkih i strukturnih značajki tla, preporučuje se provoditi i kemijske analize tla radi određivanja sadržaja nutrijenata, naročito dušika i fosfora, u tlu kako bi se

procijenio potencijal njihove akumulacije, a time i stupanj začepljenja pora, u pojedinim horizontima tla. Osim toga, preporučuje se smanjiti količinu suspendiranih tvari u vodi prije infiltracije, odnosno tijekom same infiltracije postavljanjem pješčanih zasipa veće granulacije, kao i postavljanjem umjetnih materijala, primjerice geotekstila, na dionicama u kojima je detektirano postojanje sitnozrnatoga materijala. Prema preporuci američkoga Nacionalnoga istraživačkog vijeća (NCR 1994), otpadnu vodu potrebno je pročišćavati na uređaju drugog stupnja (II.) pročišćavanja, uz dodatno provođenje dezinfekcije s klorom. Zbrinjavanje pročišćenih otpadnih voda u srednje ili slabije propusna kultivirana ili šumska tla provodi se primjenom "sporih infiltracijskih sustava" (engl. *slow rate infiltration – SR – system*), primjerice, raspršivanjem pročišćenih otpadnih voda po površini tla ili navodnjavanjem "kap po kap" (NHDES 2020). Učinkovitost SR sustava vrlo je velika jer se može postići do 90 % smanjenje sadržaja BPK5, gotovo potpuno uklanjanje patogenih mikroorganizama, kao i značajno smanjenje dušika i fosfora u procjednoj vodi, primarno zbog djelovanja procesa sorpcije, kemijskoga taloženja, kao i oksidacijsko-redukcijskih procesa u tlu i nezasićenoj zoni.

3.3. Značaj konceptualnih modela u definiranju uvjeta za ispuštanje otpadnih voda u podzemlje

Za procjenu mogućnosti i za određivanje odgovarajućih uvjeta za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, potrebno je izraditi hidrogeološki konceptualni model kao pojednostavljeni prikaz ili radni opis sustava podzemnih voda koji se istražuje. Grath i sur. (2007) definirali su hidrogeološki konceptualni model kao "trenutno razumijevanje sustava podzemnih voda temeljeno na poznavanju njihovih prirodnih karakteristika", a Direktiva za podzemne vode Europskoga parlamenta i Vijeća o zaštiti podzemne vode protiv onečišćenja i pogoršanja kakvoće (DPV 2006/118/EZ; 2014/80/EZ) prepoznala je značaj konceptualnih modela za procjenu rizika od nepostizanja okolišnih ciljeva za podzemne vode. Cilj je izrade hidrogeološkoga konceptualnog modela steći odgovarajuće razumijevanje sustava podzemnih voda, identificirati pritiske na sustav i relevantne fizičke procese unutar sustava (Nakić i dr. 2013). Prema smjernicama CIS vodiča br. 17 (Commission of the European Communities 2007a) konceptualnim modelom potrebno je opisati: relevantne geološke karakteristike, uvjete toka podzemne i površinske vode, procese samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni, antropogene aktivnosti te stupanj međudjelovanja između podzemnih voda i vodenih i/ili kopnenih ekosustava.

U primjeni su različiti konceptualni modeli, a u praksi se najčešće koriste hidrogeološki konceptualni modeli te konceptualni modeli onečišćenih vodonosnih



Slika 6: Konceptualni model grupiranoga tijela podzemne vode Legrad – Slatina (Nakić i dr. 2018)

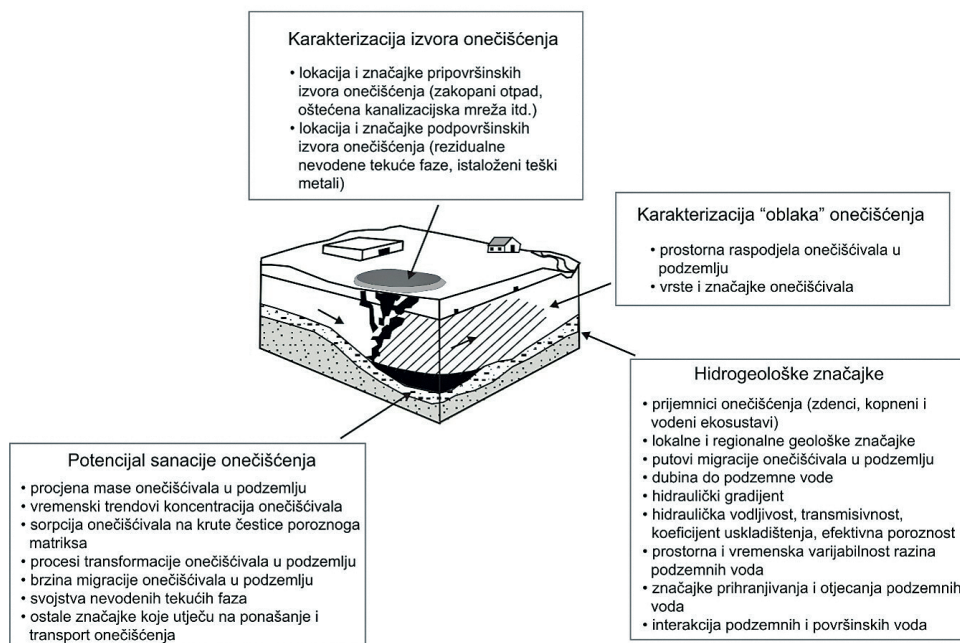
sustava. Hidrogeološki konceptualni modeli obično se prikazuju kao 3D modeli, a modeli onečišćenih vodonosnih sustava obično shematski prikazuju glavne čimbenike za definiranje stupnja onečišćenja ili uzročno-posljedične veze između izvora onečišćenja i prijamnika onečišćenja. Na slici 6 prikazan je primjer hidrogeološkoga konceptualnoga modela za grupirano tijelo podzemne vode Legrad – Slatina, koje obuhvaća površinu od 2370,6 km². Ovakav hidrogeološki model zorno pokazuje raspodjelu geotektonskih jedinica s različitim geološkom građom i morfološkim obilježjima te lateralnom i vertikalnom promjenom najznačajnijih hidrogeoloških jedinica. Iz njega se mogu dobiti i druge značajne informacije, poput dubine do podzemne vode te smjera kretanja podzemnih voda, što može biti važno prilikom karakterizacije raspodjele mogućega onečišćenja podzemnih voda zbog ispuštanja otpadnih voda u podzemlje.

Na slici 7 prikazan je shematski konceptualni model onečišćenoga vodonosnoga sustava iz kojega se, osim informacija o hidrogeološkim značajkama istraživanoga područja, mogu dobiti informacije o: a) izvorima onečišćenja iz kojih je nastalo onečišćenje, primjerice infiltracijskih bazena ili galerija za ispuštanje otpadnih voda u podzemlje, ali i raspodjeli mogućih

nevođenih tekućih faza i/ili teških metala koji su istaloženi kao mineralne slabotopive faze; b) oblaku onečišćenja, koji predstavlja, sukladno definiciji iz Uredbe o standardu kakvoće voda (N.N. br. 96/19.): "masu onečišćujuće tvari otopljene u podzemnoj vodi, čija je koncentracija viša od granične vrijednosti ili standarda kakvoće... za promatranu onečišćujuću tvar i koja se kreće u smjeru tečenja podzemne vode pod utjecajem hidrauličkog gradijenta, a čiji oblik i veličina ovise o geološkim i hidrogeološkim značajkama tijela podzemne vode, tipu izvora onečišćenja (točkasti ili raspršeni) te vrsti i koncentraciji onečišćujuće tvari otopljene u podzemnoj vodi") mogućnostima sanacije onečišćenja podzemne vode, koje ovise o vrsti i količini onečišćenja, brzini migracije onečišćujućih tvari, procesima samopročišćavanja koji utječu na razgradnju ili zadržavanje onečišćivala te ostalim značajkama koje utječu na ponašanje i transport onečišćenja.

3.4. Djelovanje procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni

Prirodno samopročišćavanje je rezultat prirodnih fizikalnih, kemijskih i bioloških procesa kojima se smanjuje količina, toksičnost i mobilnost onečišćivala u nezasićenoj i zasićenoj zoni. Najvažniji prirodni procesi koji rezultiraju smanjivanjem koncentracije onečišćivala u podzemnoj vodi su (NRC 1994): a) *biorazgradnja* onečišćivala djelovanjem mikroorganizama do jednostavnih i bezopasnih produkata razgradnje, kao što su ugljični dioksid i voda; b) *kemijska stabilizacija* onečišćivala zbog djelovanja kemijskih procesa, primjerice oksidacije, kojom se postiže smanjenje mobilnosti onečišćivala; c) *dispertzija*, odnosno proces miješanja onečišćivala s čistom podzemnom vodom; d) *sorpcija*, kojom se postiže vezanje onečišćivala



Slika 7: Shematski konceptualni model onečišćenoga vodonosnoga sustava

za mineralne ili organske čestice, a time i njihova imobilizacija; isparavanje onečišćivala iz krute u plinovitu fazu, koja uzrokuje smanjivanje koncentracija onečišćivala zbog isparavanja u atmosferu. Primjena procesa samopročišćavanja, u okviru strategije gospodarenja onečišćenim zemljištem, u širokoj je primjeni u SAD-u (Nyer i Duffin 1997) i Europi (Christensen i dr. 2000). Primjerice, u Danskoj je u upotrebi vodič za sanaciju onečišćenih lokacija iz 1998. godine koji razrađuje primjenu samopročišćavanja prilikom sanacije onečišćenja, a u SAD-u je određeno zakonom (OSWER Directive 9200.4-17P 1999) u kojim uvjetima se mogu primijeniti metode sanacije onečišćenih tala i podzemne vode, koje se temelje na samopročišćavanju, na lokacijama podzemnih spremnika s ugljikovodicima.

U nezasićenoj zoni odvijaju se razni biogeokemijski procesi koji mogu dovesti do značajnoga smanjenja koncentracija pojedinih tvari u procjednoj vodi (Bekele i dr. 2011; Maeng i dr. 2011; Regnery i dr. 2017; Horovitz i dr. 2024), a naročito: sintetskih organskih tvari (Quanrud i dr. 2003a); organskih tvari u tragovima (Montgomery-Brown i dr. 2003); dušikovih spojeva (Zhang i dr. 2005) ili patogenih mikroorganizama (Schäfer i dr. 1998). Rezultati istraživanja brojnih autora pokazali su da procesi koji djeluju u nezasićenoj zoni mogu utjecati na značajno uklanjanje ili barem na smanjenje sintetskih organskih tvari iz procjedne vode (Grünheid i Jelke 2005; Heberer i dr. 2004; Maeng i dr. 2010; Massmann i dr. 2008; Mechlinski i Heberer 2005; Schmidt i dr. 2007; Ternes i dr. 2007).

Zbog djelovanja procesa samopročišćavanja u nezasićenoj zoni, iz pročišćene otpadne vode se djelomično ili potpuno mogu ukloniti suspendirane i biorazgradive tvari, bakterije, virusi i drugi mikroorganizmi. U kalcitnim tlima mogu se očekivati značajna smanjenja koncentracija fosfata i teških metala, međutim ove tvari mogu se akumulirati u dubljim horizontima tla i nezasićene zone (Bouwer i Rice 1984). U dubljim dijelovima nezasićene zone mogu biti izrazito djelotvorni procesi denitrifikacije i anaerobne oksidacije amonijevih iona (Van de Graaf i dr. 1995; Kuennen i Jetten 2001). Većina ovih procesa djeluje i u zasićenoj zoni, a naročito procesi taloženja fosfata i adsorpcije sintetskih organskih tvari na čestice stijena ili prirodnu organsku tvar u vodonosniku. Osim što mogu biti vrlo učinkoviti u uklanjanju štetnih tvari iz podzemne vode, oni doprinose povećanju ekološke vrijednosti pročišćenih otpadnih voda, u odnosu na konvencionalne metode pročišćavanja. Naime, pročišćena voda, prikupljena iz plitkih infiltracijskih sustava za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, nije samo bistra i bez mirisa, već je vrlo važna činjenica da proizlazi iz prirodnih filtracijskih sustava, a ne iz sustava odvodnje, odnosno uređaja za pročišćavanje otpadnih voda. U osnovi, radi se o podzemnoj vodi, a ne o pročišćenom efluentu otpadnih voda, što je vrlo važan argument zainteresiranoj javnosti za promicanje i prihvaćanje koncepta ponovne uporabe otpadnih voda.

Rezultati istraživanja Lin i suradnika (2003) pokazali su da se tijekom infiltracije pročišćene otpadne vode kroz tlo i nezasićenu zonu, smanjuje koncentracija otopljenoga organskoga ugljika (DOC) za 70 – 90 %. Primjerice, utvrđeno je da se polisaharidi, proteini i humusne tvari u velikoj mjeri uklanjaju iz procjedne vode u anoksičnim uvjetima (Amy i Drewes 2007). Istraživanja procjeđivanja organske tvari iz efluenta otpadnih voda kroz nezasićenu zonu znatne debljine (>30 m) pokazala su da se za vrijeme procjeđivanja smanjio sadržaj otopljenog organskog ugljika za više od 90 % (Quanrud i dr. 2003b). Nadalje, pokazalo se da povišeni sadržaji organskih tvari iz otpadne vode, koja se upušta u tlo, može značajno promijeniti fizikalno-kemijska svojstva tla. Jedan od fizičkih učinaka takvih upuštanja je izražena vodoodbojnost tla (Arye i dr. 2011; Tarchitzky i dr. 2007), koja značajno usporava vrijeme infiltracije otpadne vode kroz tlo. To se događa radi smanjene sposobnosti upijanja vode, zbog prisutnosti hidrofobnih (vodoodbojnih) tvari na površini čestica tla. (Nadav i sur. 2012). U tom smislu, za učinkovito djelovanje procesa samopročišćavanja izrazito je važno vrijeme zadržavanja procjedne vode u nezasićenoj zoni. Laboratorijska istraživanja efikasnosti procesa samopročišćavanja efluenta otpadnih voda iz septičkih jama kroz homogene srednjezrnate pijeske pokazala su da su procesi samopročišćavanja postupno uspostavljeni tek nakon četiri mjeseca od početka unosa efluenta, nakon čega je postojala visoka učinkovitost uklanjanja (>90 %) organskih sastojaka, mikroorganizama i virusa te ograničeno uklanjanje hranjivih tvari iz otpadne vode (Van Cuyk i dr. 2001).

Procesi samopročišćavanja koji djeluju na organske onečišćujuće tvari naročito su efikasni u gornjim horizontima tla, u aerobnoj sredini bogatoj prirodnom organskom tvari, elektron donorom u oksidacijsko-redukcijskim procesima, i mikroorganizmima koji kontroliraju učinkovitost razgradnje organskih onečišćujućih tvari (CGWR 1994), a tek neznatno u saturiranoj zoni, ponajprije zbog djelovanja procesa advekcije i disperzije. Učinkovitost procesa biorazgradnje prirodne ili sintetske organske tvari u tlu ovisi o karakteristikama onečišćivala (topljivosti u vodi, molekularnoj strukturi), specifičnim svojstvima tla (raspodjeli veličine pora), aktivnosti mikroorganizama koji pospješuju djelovanje procesa samopročišćavanja. Nedavno provedena laboratorijska istraživanja odnosa raspodjele veličine pora u različitim frakcijama pijesaka (sitno, srednje i krupnozrnati) i stupnja biorazgradnje organske tvari iz otpadne vode (Fichtner i dr. 2019) pokazala su da su bakterijske kolonije postigle optimalan rast u uvjetima kada je dosegnuta 60 % saturacija vode u pornom prostoru srednjezrnatih pijesaka (s veličinom zrna u rasponu od 630 do 1000 µm) u kojima je izmjeren srednji promjer pora 230 µm. U tlu i nezasićenoj zoni često se javljaju heterotrofni mikroorganizmi, a njihova aktivnost je funkcija dostupnosti biorazgradivoga otopljenog organskog ugljika (BDOC) u pročišćenoj

otpadnoj vodi. Pojedina znanstvena istraživanja pokazala su da autohtone populacije mikroorganizama imaju značajnu sposobnost razgradnje raznih prirodnih i sintetskih organskih spojeva (Howard i Banarjee 1984; Hoppe-Jones i dr. 2010; Maeng i dr. 2010). Na rast i zastupljenost heterotrofnih mikrobioloških zajednica u tlu i nezasićenoj zoni utječe biorazgradivi otopljeni organski ugljik (BDOC) iz pročišćenoga efluenta (Rauch i Drewes 2005), koji je obično prisutan u rasponu od nekoliko mikrograma do miligrama po litri (Rauch-Williams i Drewes 2006). Sadržaj BDOC-a primarno je određen stupnjem obrade otpadnih voda, a koncentracije mogu varirati u rasponu od 1 do 15 mg/L ili više, što izrazito utječe na tip mikrobioloških zajednica i ukupnu biomasu u tlu (Rauch-Williams i dr. 2010). Rauch-Williams i suradnici (2010) pokazali su da razgradnju organskih spojeva u tragovima pospješuje prirodni BDOC, koji u obliku koloidnog i hidrofilnog ugljika stimulira rast biomase tla.

Potencijal heterotrofnih mikroorganizama za razgradnju organskih spojeva ovisi o njihovoj prilagodbi ili privikavanju na jedan ili više organskih spojeva ili heterogenih mješavina organskih tvari. Sposobnost mikrobiološke zajednice da se aklimatizira nakon što je izložena nekom kemijskom spoju vjerojatno će značajno varirati ovisno o parametrima okoliša poput: temperature, pH, redoks potencijala ili koncentracije hranjivih tvari (Howard i Banarjee 1984), a njihova prilagodba na prisutnost sintetskih organskih spojeva, kao i organskog ugljika, može varirati od nekoliko sati do nekoliko mjeseci (Alexander 1994). Većina utvrđenih razdoblja prilagodbe mikrobioloških zajednica nije dulja od šest mjeseci, osim za slabo razgradivi antibiotski lijek sulfametoksazol, za koji je utvrđeno razdoblje prilagodbe dulje od dvije godine (Baumgarten i dr. 2011). Nedavna istraživanja, koja su provedena u laboratorijskim uvjetima, pokazala su da je stupanj biorazgradnje organskih spojeva u tragovima, u razdoblju od tri do šest mjeseci nakon početka eksperimenta, iznosio od 25 do 80 %, ovisno o dostupnosti biorazgradivoga otopljenog organskog ugljika u sedimentu.

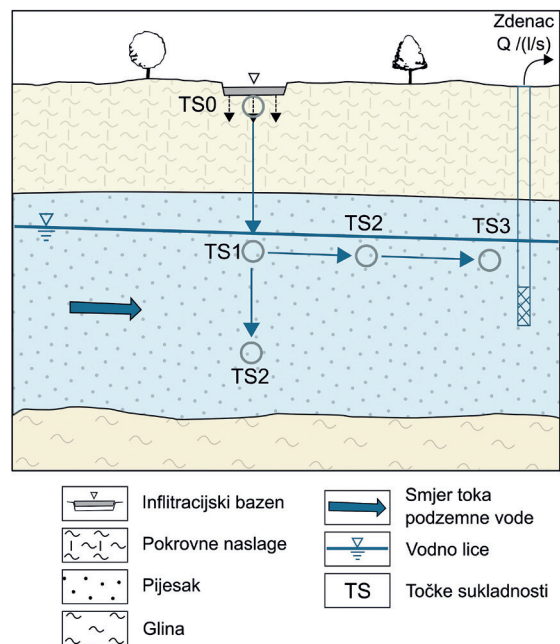
Istraživanja učinkovitosti djelovanja procesa samopročišćavanja većinom se odnose na stijene s međuzrnskom poroznošću, međutim, pojedini istraživači proučavali su djelovanje procesa samopročišćavanja na uklanjanje ili zadržavanje onečišćujućih tvari i u karbonatnim, pa čak i u okršenim stijenama. Bekele i suradnici (2011) proveli su vrlo detaljan eksperiment praćenja promjene kakvoće podzemne vode nakon upuštanja otpadne vode, pročišćene na uređaju drugog stupnja (II.) pročišćavanja, u nezasićenu zonu karbonatnoga vodonosnog sustava izgrađenoga od okršenih karbonata, prekrivenih pješčanim sedimentom debelim do sedam metara. Na osnovi detaljnoga monitoringa kemijskoga sastava procjedne vode na lokacijama koje su se nalazile uzvodno i nizvodno od lokacije upuštanja otpadnih voda, autori su utvrdili značajno smanjenje koncentracija pojedinih tvari u vodi:

fosfora (više od 30 %); fluorida (više od 60 %); željeza (više od 60 %); ukupnoga organskog ugljika (više od 50 %). Također su zabilježili i značajno smanjenje organskih tvari u tragovima iako je za neke od njih utvrđeno da su njihove koncentracije u dubljim dijelovima vodonosnoga sustava čak i veće od koncentracija tih istih tvari u procjednoj vodi. Naime, iako je poznato da se smanjenje sadržaja organskih tvari u nezasićenoj zoni odvija zbog djelovanja procesa sorpcije i biorazgradnje u aerobnim uvjetima (Amy i Drewes 2007), akumulacija pojedinih organskih tvari u tragovima u dubljim dijelovima krškoga vodonosnog sustava pokazuje da biokemijski procesi razgradnje onečišćivala nisu uvijek djelotvorni, vjerojatno zbog nedostatnih količina odgovarajućih mikrobioloških vrsta kao katalizatora geokemijskih procesa (Bekele i dr. 2011). Sličan eksperiment proveli su Horovitz i suradnici (2024), ali u umjetnom, djelomično zasićenom pješčanom bazenu ograničenih dimenzija. Autori ovoga eksperimenta utvrdili su da povišene koncentracije nutrijenata u procjednoj vodi mogu dovesti do značajne nitrifikacije i povišenja koncentracije nitrata u saturiranom mediju. Uz navedeno, povišene koncentracije fosfata mogu utjecati na povišenje koncentracije otopljenih metala u tragovima, sutaloženih na karbonate, zbog njihova otapanja uslijed kontakta s procjednom vodom. Ovi rezultati upućuju na oprez prilikom projektiranja sustava upuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje jer ukazuju da u određenim hidrogeokemijskim uvjetima, naročito u dobro aeriranoj plitkoj nezasićenoj zoni, može doći do neželjenih kemijskih reakcija i povišenja koncentracija pojedinih tvari, naročito teških metala. S tim u vezi, autori spomenutoga rada (Horovitz i dr. 2024) preporučuju da se u takvim sredinama razmotri primjena reaktivnih barijera neposredno u zoni primjene upuštanja pročišćenih otpadnih voda kako bi se, uz primjenu dodatnoga pročišćavanja organskih tvari s aktivnim ugljenom, kreirali reduktivni uvjeti u nezasićenoj zoni s ciljem sprječavanja djelovanja procesa nitrifikacije te otpuštanja teških metala u procjednu vodu. U pročišćenoj otpadnoj vodi zastupljene su različite organske i anorganske tvari, međutim, patogeni mikroorganizmi, poput bakterija i virusa, predstavljaju najveći rizik za ljudsko zdravlje (WHO 2001). Na prijenos i uklanjanje mikroorganizama iz vodonosnih sustava utječu brojni prirodni procesi, primjerice, filtracija, sorpcija, disperzija i inaktivacija mikroorganizama u vodenoj i čvrstoj fazi (Donn i dr. 2020). Uz navedeno, na uklanjanje i transport mikroorganizama u podzemnoj vodi izrazito utječu promjenjivost brzine infiltracije, temperature tla i vode, kao i pH-vrijednost, ionska jakost, ionski sastav infiltrirajuće vode te oksidacijsko-redukcijski uvjeti u vodonosnoj sredini (Bradford i dr. 2015). Iako su rezultati istraživanja utjecaja prirodnih procesa na smanjenje sadržaja patogenih mikroorganizama u procjednoj vodi potvrdili njihovu učinkovitost tijekom postupaka prirodnoga prihranjivanja vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom (Sidhu i dr. 2010; Toze

i dr. 2010; Elkayam i dr. 2015), nedavna istraživanja pokazala su da je najvjerojatniji uzrok smanjenja sadržaja patogena upravo njihovo zadržavanje u tlima i postupna inaktivacija (Donn i dr. 2020). No, rezultati istraživanja, objavljeni tijekom 2022. godine (Kampouris i dr. 2022), pokazuju da se, zbog navodnjavanja zemljišta s pročišćenom otpadnom vodom, u vodonosniku postupno akumuliraju antibiotici i geni otpornosti na antibiotike, koji omogućuju rezistenciju mikroorganizama na antibiotike te dulje vrijeme njihova preživljavanja. Nadalje, pokazalo se da i pojedini tipovi organskih onečišćivala, primjerice spojevi koji uzrokuju poremećaje endokrinog sustava, hormoni, farmaceutski proizvodi, pesticidi i nusprodukti dezinfekcije, mogu izrazito štetno utjecati na ljudsko zdravlje ako su prisutni u pročišćenoj otpadnoj vodi koja se upušta u podzemlje (Díaz-Cruz i Barceló 2008). Do sličnih rezultata došli su Patterson i suradnici (2011), koji su utvrdili da su pojedine vrste organskih spojeva u tragovima, primjerice, farmaceutski proizvodi i nusprodukti dezinfekcije, izrazito otporni na djelovanje prirodnih procesa u vodonosnom sustavu, kako u aerobnim, tako i anaerobnim uvjetima. U tom kontekstu značajna su istraživanja Maenga i suradnika (2011), koji su razmatrali ulogu procesa sorpcije i biorazgradnje farmaceutskih spojeva u laboratorijskim uvjetima. U svojem eksperimentu autori su proučavali utjecaj smanjenja koncentracije odabranih neutralnih i kiselih farmaceutskih spojeva u procjednoj vodi iz različitih izvora, uključujući i pročišćenu otpadnu vodu. Rezultati njihovih istraživanja pokazali su da je efikasnost uklanjanja farmaceutskih spojeva značajno veća uslijed djelovanja mikroorganizama kao katalizatora biogeokemijskih reakcija u odnosu na proces sorpcije iako je za pojedine neutralne farmaceutske spojeve (paracetamol, kofein) utvrđen visoki stupanj razgradnje, čak i u uvjetima ograničenih količina biorazgradivoga ugljika kao elektron donora.

3.5. Praćenje utjecaja ispuštanja otpadnih voda u podzemlje na kakvoću podzemne vode

Brojni su čimbenici koji utječu na izbor prikladnoga pristupa i/ili metode ispuštanja pročišćene otpadne vode u podzemlje (USEPA 2012; Yuan et al. 2016). Odabir metode ovisi o konačnoj namjeni podzemne vode, koja se prihranjuje s pročišćenom otpadnom vodom te o hidrogeološkim uvjetima na lokaciji ispuštanja. O značajkama lokacije ispuštanja ovisi izbor metode prihranjivanja i prethodnoga (prije upuštanja u podzemlje) te naknadnoga pročišćavanja vode (nakon crpljenja podzemne vode). Jedan od ključnih kriterija za procjenu učinkovitosti sustava prihranjivanja s pročišćenom otpadnom vodom su purifikacijske značajke nezasićene i zasićene zone na lokaciji ispuštanja, naročito pokazatelji uspješnosti djelovanja procesa biorazgradnje i sorpcije, koji utječu



Slika 8: Shematski konceptualni model monitoringa kakvoće procjedne i podzemne vode

na uklanjanje ili zadržavanje mikrobioloških ili kemijskih onečišćivala.

Praćenje utjecaja ispuštanja otpadnih voda na podzemne vode provodi se temeljem odgovarajućega monitoringa kakvoće procjedne i podzemne vode, koji je moguće provoditi slijedeći smjernice CIS vodiča o sprječavanju ili ograničavanju izravnoga ili neizravnog unošenja (Commission of the European Communities 2007a). Odstupanja mjerenih koncentracija nekoga onečišćivala u odnosu na njegovu *vrijednost sukladnosti* (engl. *compliance value*) i/ili *vrijednost ograničenja* (engl. *limit value*) određuju se u *točkama sukladnosti* (slika 8), koje mogu biti: a) fizičke točke, u kojima se mjeri koncentracija tvari ili pokazatelja onečišćenja, ili b) teoretske točke, u kojima se ne vrši fizičko mjerenje, već se koncentracije onečišćivala dobivaju iz matematičkoga modela transporta onečišćenja u nezasićenoj i/ili zasićenoj zoni.

Vrijednost sukladnosti iz slike 8 jest koncentracija ili količina određene onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja u procjednoj vodi (u nezasićenoj zoni) i u podzemnoj vodi, koja ne bi smjela biti prekoračena radi zaštite ljudskoga zdravlja i okoliša. *Vrijednost ograničenja* jest koncentracija ili količina određene onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili indikatora onečišćenja, mjerena u točki oslobađanja/otpuštanja potencijalne onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili indikatora onečišćenja (u točki TS0, neposredno ispod infiltracijskoga bazena na slici 8), koja bi, ako nije prekoračena, trebala spriječiti pojavu onečišćenja u procjednoj vodi (Commission of the European Communities 2007a). *Vrijednost ograničenja* može biti granična vrijednost emisije neke tvari ili pokazatelja u otpadnim vodama, na osnovi

Pravilnika o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 26/2020.). Moguće ju je i drugačije odrediti, kao maksimalno dopuštenu količinu onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja u tlu, u skladu s propisima ili smjernicama za zaštitu tla, primjerice Pravilnika o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (N.N. br. 71/2019.) kako bi se dodatno iskoristila zaštitna funkcija tla, odnosno djelovanje prirodnih procesa, sorpcije ili biorazgradnje, koji mogu utjecati na zadržavanje ili razgradnju određenih vrsta onečišćivala poput teških metala ili organskih spojeva.

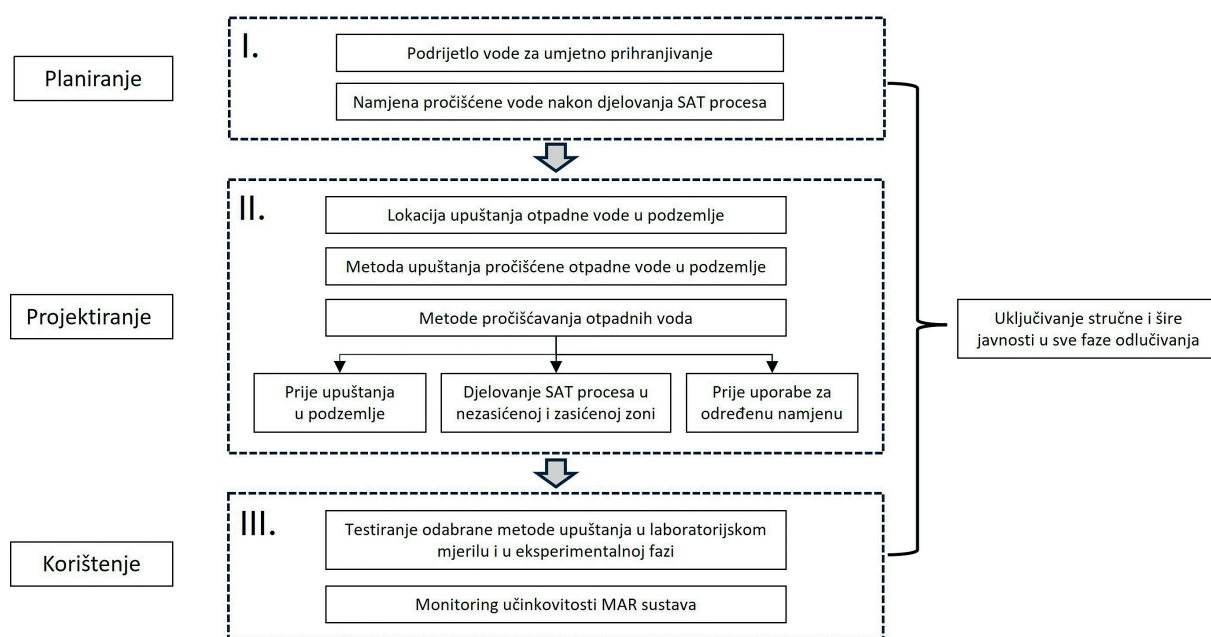
Vrijednost sukladnosti i vrijednost ograničenja, u kontekstu praćenja koncentracija potencijalnih onečišćujućih tvari, skupina onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja za vrijeme ispuštanja pročišćene otpadne vode u podzemlje, imaju drugačije značenje u odnosu na standarde kakvoće ili granične vrijednosti, koje se donose za kemijske tvari koje doprinose da je neko tijelo podzemne vode u riziku od nepostizanja okolišnih ciljeva za podzemne vode, sukladno odredbama Direktive za podzemne vode Europskoga parlamenta i Vijeća o zaštiti podzemne vode protiv onečišćenja i pogoršanja kakvoće (DPV 2006/118/EZ), odnosno Uredbe o standardu kakvoće voda (Uredba N.N. br. 96/2019.). Naime, *vrijednost sukladnosti* i *vrijednost ograničenja* određuju se iz lokalnoga konceptualnog modela hidrogeološkoga sustava u kojem je predviđeno ispuštanje pročišćene otpadne vode. Ove vrijednosti donose se radi pravovremenoga reagiranja, u smislu primjene odgovarajućih mjera zaštite, u slučaju njihova prekoračenja, a time i mogućega onečišćenja lokalnih ili regionalno važnih prijemnika, primjerice vodenih i kopnenih ekosustava ili odgovarajućih "zakonski dopuštenih korištenja" podzemnih voda. U tom smislu, njih je potrebno promatrati kao *ad hoc* standarde kakvoće (procjedne ili podzemne vode), koji se određuju na osnovi purifikacijskih značajki nezasićene ili zasićene

zone, najčešće na osnovi rezultata matematičkoga modela transporta onečišćenja.

Različite *vrijednosti sukladnosti* određuju se u različitim *točkama sukladnosti* (od točke TS1 do TS3) u promatranom hidrogeološkom sustavu, sukladno konceptu koji je prikazan na [slici 8](#). Točka TS1 može biti locirana na granici nezasićene i zasićene zone (neposredno ispod vodnoga lica) kako bi se utvrdila mogućnost prodora onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja do podzemne vode. Točka TS2 može biti locirana u zasićenoj zoni, nizvodno od lokacije infiltracijskoga bazena i točke mogućega prodora onečišćivala u podzemnu vodu, kako bi se pravovremeno utvrdila pojava i dinamika gibanja oblaka onečišćenja. Točka TS3 može biti locirana u zasićenoj zoni, nizvodno od točke TS2 te uzvodno od lokalno ili regionalno značajnoga prijemnika. U ovoj točki provodi se monitoring utjecaja onečišćujućih tvari, skupina onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja na ekosustave ili "zakonski dopušteno korištenje" podzemne vode, u skladu s okolišnim ciljevima zaštite podzemnih voda, određenim Okvirnom direktivom o vodama (ODV 2000/60/EZ). To nadalje znači da točka TS3 može predstavljati i fizičku točku motrenja u okviru operativnoga monitoringa podzemnih voda, određenoga temeljem zahtjeva ODV-a i DPV-a. U tom slučaju, *vrijednost sukladnosti* onečišćujuće tvari, skupine onečišćujućih tvari ili pokazatelja onečišćenja određuje se kao standard kakvoće ili granična vrijednost, prema pristupu određenom DPV-om i Uredbom.

4. PRIMJERI RAZNIH PRISTUPA ZA ISPUŠTANJE PROČIŠĆENIH OTPADNIH VODA U PODZEMLJE

U svijetu postoje brojni primjeri provedbe umjetnoga



Slika 9: Grafički prikaz planiranja, projektiranja i korištenja MAR sustava s pročišćenom otpadnom vodom (modificirano prema Yuan i dr. 2016)

prihranjivanja vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom, koji slijede pristup prikazan na slici 9 (Yuan i dr. 2016).

U prvom koraku utvrđuje se potreba, odnosno cilj i svrha primjene umjetnoga prihranjivanja vodonosnika (engl. *managed aquifer recharge* – MAR) s pročišćenom otpadnom vodom. Identificiraju se potrebne količine i podrijetlo vode koja će se upustiti kao pročišćena otpadna voda u podzemlje, kao i količine pročišćene vode koja će se prikupiti za određenu namjenu. U osnovi planiranje potrebnih količina otpadne vode, koja će se upustiti u podzemlje, planira se u razdoblju do 20 godina. U fazi planiranja provodi se i ekonomska analiza, analiza isplativosti te analiza troškova i koristi provedbe projekta (Chakir i dr. 2023). Pri tome kapitalni troškovi projekta obuhvaćaju (Yuan i dr. 2016): (1) cjevovodnu infrastrukturu koja povezuje uređaj za pročišćavanje otpadnih voda s lokacijom MAR sustava, (2) kupnju ili najam zemljišta za ugradnju MAR sustava i (3) ugradnju sustava za crpljenje podzemnih voda na lokacijama zdenaca. Trošak rada i održavanja MAR sustava uključuje: (1) praćenje kakvoće efluenta i podzemne vode, (2) održavanje instalacija za upuštanje pročišćene otpadne vode i (3) trošak energije prilikom crpljenja vode zdenaca. Važno je napomenuti da je trošak održavanja MAR sustava obično manji od kapitalnih troškova (Sharma i Kennedy 2017). Komparativna ekonomska analiza troška provedbe MAR sustava i drugih konvencionalnih metoda pročišćavanja otpadnih voda pokazala je da trošak primjene MAR sustava iznosi do 40 % troška drugih metoda pročišćavanja (Bouwer 1991).

U drugom koraku, u fazi projektiranja MAR sustava, odabire se lokacija te metoda prihranjivanja na osnovi lokalnih geoloških i hidrogeoloških značajki, a naročito purifikacijskih značajki nezasićene zone i vodonosnika u koji se upušta pročišćena otpadna voda. Značajke nezasićene i zasićene zone određuju potrebu odgovarajućih metoda prethodnoga (prije upuštanja u podzemlje) i naknadnoga (nakon crpljenja za određenu namjenu) pročišćavanja vode.

U trećem koraku provodi se izgradnja MAR sustava te uspostava monitoringa njegove učinkovitosti. Prije izgradnje MAR sustava provodi se testiranje odabrane metode prihranjivanja u laboratorijskom mjerilu i/ili eksperimentalnoj izvedbi u cilju ispitivanja značajki i učinkovitosti sustava. Nakon uspostave MAR sustava u punom mjerilu, provodi se njegovo redovito održavanje i monitoring kako bi se spriječili neželjeni učinci, prije svega začepeljivanje pora koje utječe na učinkovitost sustava, ali i pojava povišenih koncentracija onečišćivala u procjednoj vodi u nezasićenoj zoni te u podzemnoj vodi.

U raznim državama svijeta koriste se različiti pristupi u primjeni umjetnoga prihranjivanja podzemnih voda pročišćenom otpadnom vodom (Wintgens et al. 2012). Primjerice, u Španjolskoj je 2007. godine usvojen zakon koji regulira ponovno korištenje pročišćene otpadne vode (Real Decreto 1620, 2007).

Ovim zakonom se promiče umjetno prihranjivanje podzemnih voda upuštanjem pročišćenih otpadnih voda te se ono klasificira kao korištenje vode za očuvanje i održavanje ekosustava. U SAD-u, konkretno u Kaliforniji, prihranjivanje podzemnih voda pročišćenom otpadnom vodom je dozvoljeno, ali isključivo s površine terena; injektiranje u dublje slojeve nije dozvoljeno. Obavezan je monitoring onečišćujućih tvari i pokazatelja onečišćenja u pročišćenoj vodi prije upuštanja u podzemlje, a naročito patogenih mikroorganizama, tvari i pokazatelja za koje je određen standard kakvoće za pitke vode, prioritetnih opasnih tvari i "onečišćivala u nastajanju" (engl. *emerging pollutants*) te spojeva dušika i ugljika. U Australiji ne postoje obvezujući pravni propisi koji reguliraju upuštanje pročišćenih otpadnih voda, već su doneseni vodiči (smjernice za primjenu) koji definiraju proceduru procjene rizika za ljude i okoliš, kao i smjernice za sigurnu primjenu koncepta umjetnoga prihranjivanja pročišćenih otpadnih voda. Ovaj koncept zasniva se na holističkom razumijevanju i upravljanju svim komponentama cjelovitoga sustava umjetnoga prihranjivanja, od slučaja do slučaja (Wintgens et al. 2012).

U Engleskoj se primjenjuje vodič o procjeni rizika za podzemne vode u slučajevima ispuštanja pročišćene otpadne vode u podzemlje (Environment Agency and Department for Environment, Food & Rural Affairs 2016). Infiltracijski sustavi za upuštanje pročišćenih otpadnih voda strogo su normirani i općenito se izvode u zoni tla ili nezasićene zone. Upuštanje pročišćene otpadne vode u bušotine ne preporučuje se, osim u slučajevima kada nije moguće postupiti drugačije te kada postoje pokazatelji o dovoljno velikoj nezasićenoj zoni koja omogućuje efikasno dodatno (tercijarno) pročišćavanje procjedne vode. Navedeni pokazatelji potvrđuju se u okviru kvantitativne procjene rizika, najčešće numeričkim modelima pronosa onečišćenja. Dubina ispuštanja pročišćenih otpadnih voda mora biti minimalno 1,2 metra iznad najviših razina podzemne vode, a ispuštanje pročišćenih otpadnih voda zabranjuje se na strmim terenima. Uz navedeno, lokacija ispuštanja pročišćenih otpadnih voda mora biti minimalno na udaljenosti od deset metara od vodotoka ili nekih drugih površinskih voda te pedeset metara od crpilišta ili izvorišta koji se koriste za javnu vodoopskrbu. Dozvola za ispuštanje može biti izdana ukoliko investitor zahvata osigura procjenu rizika od onečišćenja prijarnika pročišćenih otpadnih voda, kao i provedbu odgovarajućega monitoringa na temelju kojega je moguće procijeniti utjecaj ispuštanja na kakvoću podzemne vode. U okviru postupka procjene rizika neophodno je uzeti u obzir: hidrogeološke uvjete na lokaciji, uključujući procjenu pozadinskih koncentracija tvari koje se javljaju prirodno i pod utjecajem čovjeka; djelotvornost prirodnih procesa u tlu i nezasićenoj zoni, koji utječu na zadržavanje ili razgradnju onečišćivala; rizik od zagađenja i moguću promjenu kakvoće podzemne vode. Navedeni kriteriji

moгу se grupirati u nekoliko skupina značajki, koje se prikazuju odgovarajućim konceptualnim modelima onečišćenih vodonosnih sustava. Prilikom odabira prikladne metode za procjenu rizika, potrebno je uzeti u obzir jesu li u pročišćenim otpadnim vodama prisutne opasne tvari. Procjena rizika za podzemne vode provodi se primjenom tzv. vezanog pristupa (engl. *tiered approach*), na osnovi konceptualnoga hidrogeološkog modela, koji uključuje geološke i hidrogeološke značajke promatranoga područja, kao i značajke onečišćivala (Environment Agency and Department for Environment, Food & Rural Affairs 2016). U prvom koraku provodi se kvalitativna procjena rizika, a u drugom i trećem koraku opća i detaljna kvantitativna procjena rizika, najčešće primjenom numeričkih modela tečenja i pronosa onečišćivala s ciljem utvrđivanja djelotvornosti prirodnih procesa koji utječu na razrjeđenje, smanjenje koncentracije ili razgradnju onečišćivala. Prilikom provedbe kvalitativne procjene rizika (engl. *risk screening*) u obzir se uzima, osim osnovnih hidrogeoloških značajki (debljine nezasićene zone, dubine do vodnoga lica), također i rezultat testa procjeđivanja. Za razliku od kvalitativne procjene rizika, opća kvantitativna procjena rizika (engl. *generic quantitative risk assessment*) provodi se na osnovi rezultata analitičkoga ili numeričkog matematičkoga modela, koji se temelji na konzervativnim pretpostavkama (uobičajeno iz literature ili preuzimanjem podataka iz sličnih hidrogeoloških sredina za koja su provedena detaljna hidrogeološka istraživanja) o vrijednostima hidrogeoloških i hidrogeokemijskih parametara koji opisuju promatranu vodonosnu sredinu. Detaljna kvantitativna procjena rizika (engl. *detailed quantitative risk assessment*) provodi se na osnovi rezultata numeričkoga modela koji se temelji na pristupu vjerojatnosnoga modeliranja, koji omogućuje modeliranje nesigurnosti i varijabilnosti značajki ili parametara vodonosnoga sustava na osnovi velikoga broja mjerenih podataka. Koristi se u slučajevima kada se razmatra utjecaj značajnoga ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u osjetljivim ili ranjivim vodonosnim sredinama.

U Škotskoj se primjenjuju obvezujući standardi primjene infiltracijskih sustava upuštanja pročišćenih otpadnih voda iz privatnih uređaja za pročišćavanje (LGHD 2022). Navedenim standardima definiraju se tehnički uvjeti izrade infiltracijskih postrojenja te geotehnički i hidrogeološki uvjeti koje mora zadovoljiti lokacija na kojoj će se provoditi ispuštanje pročišćenih otpadnih voda, a naročito sklonost plavljenju, ranjivost hidrogeoloških sustava u koje se upuštaju pročišćene otpadne vode, kao i položaj lokacije u odnosu na vodocrpilišta i značajne ekosustave. Postrojenje za upuštanje pročišćene otpadne vode mora se nalaziti najmanje pedeset metara daleko od zdenca ili izvora koje se koristi za javnu vodoopskrbu te minimalno deset metara od površinskoga vodotoka, željezničke pruge ili ceste. Kako bi se spriječio negativni utjecaj procjedne vode na druge građevine koje se nalaze na razmatranoj

lokaciji, utvrđuje se da postrojenje za upuštanje pročišćene otpadne vode mora biti minimalno pet metara udaljeno od drugih građevina. Ovim standardima također se prepoznaje značaj i važnost nezasićene zone za smanjenje količina/koncentracija onečišćujućih tvari u pročišćenoj otpadnoj vodi. Izričito se nalaže da se pozicija ispuštanja pročišćene otpadne vode (dubina) mora nalaziti najmanje jedan metar iznad maksimalne razine podzemne vode koja je zabilježena na lokaciji. Za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda iz većih stambenih jedinica ili naselja (> 50 ES), potrebno je provoditi detaljna hidrogeološka istraživanja i kvantitativnu procjenu rizika (SEPA 2022). Obavezno se uspostavlja monitoring podzemnih voda, nizvodno od mjesta ispuštanja pročišćenih otpadnih voda, a često i uzvodno radi određivanja pozadinskih koncentracija tvari koje se mogu javljati prirodno i pod utjecajem ispuštanja otpadnih voda u podzemnim vodama. Monitoring podzemnih voda mora biti uspostavljen na način da se redovito motre svi relevantni kemijski parametri (naročito nitrati, amonij ion i fosfor), kao i mikrobiološki pokazatelji, a često se zahtijeva i praćenje opasnih organskih spojeva i teških metala. U okviru hidrogeoloških istraživanja provode se granulometrijske analize te mjerenja kapaciteta ionske zamjene u tlu i nezasićenoj zoni. Analiza utjecaja pročišćenih otpadnih voda iz individualnih objekata za koje je procijenjeno opterećenje manje od 50 ES u pravilu se ne provodi iako postoje izuzeci. Naime, Agencija za zaštitu okoliša Škotske, ukoliko smatra primjerenim, može zatražiti od investitora ili čak samostalno provesti procjenu kumulativnih utjecaja ispuštanja pročišćenih otpadnih voda na širem području lokacije za koju se razmatra mogućnost ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, korištenjem podataka iz nacionalne baze podataka dozvola za ispuštanje otpadnih voda.

5. ZAKLJUČAK

Zbog sve češćih nestašica tekuće slatke vode, uzrokovanih dugim sušnim razdobljima, porastom stanovništva i velikom potražnjom za vodom, nove strategije i rješenja održivoga upravljanja vodnim resursima temelje se, osim na zaštiti i racionalnom korištenju površinskih i podzemnih voda, također i na pročišćavanju te ponovnom korištenju pročišćenih voda za različite namjene. Okvirnom direktivom o vodama EU-a (ODV 2000/60/EZ) određeno je da je ponovna upotreba vode jedna od dopunskih mjera koje države članice mogu primijeniti kako bi ostvarile ciljeve te direktive u pogledu postizanja dobrog stanja tijela površinskih i podzemnih voda. Pritom se ODV-om, kao i direktivama kćeri, naročito Direktivom za podzemne vode Europskoga parlamenta i Vijeća o zaštiti podzemne vode protiv onečišćenja i pogoršanja kakvoće (DPV 2006/118/EZ; 2014/80/EZ), ističe važnost umjetnoga prihranjivanja vodonosnika, ali i primjene različitih mjera za sprječavanje ili smanjenje utjecaja mogućih štetnih utjecaja na kakvoću podzemne vode i

ljudsko zdravlje, koji se mogu pojaviti uslijed ispuštanja pročišćene otpadne vode u nezasićenu ili zasićenu zonu vodonosnih sustava koji se koriste kao resurs pitke vode.

Mogućnost ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje u Republici Hrvatskoj (RH) proizlazi iz članaka 70. i 72. – 74. Zakona o vodama (N.N. br. 66/19., 84/21., 47/23.), a provedbeni aspekti određuju se Pravilnikom o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 26/20.). Iako u RH postoji pravni okvir koji uređuje pitanje neizravnoga ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, on je, u osnovi, nedorečen u provedbenom smislu jer ne propisuje ni kriterije ni smjernice za provedbu analize utjecaja neizravnog ispuštanja pročišćenih otpadnih voda na stanje podzemnih voda, koje bi mogle biti pod utjecajem toga ispuštanja, kao i na vodni okoliš.

Danas se sve više koristi umjetno prihranjivanje vodonosnika s pročišćenom otpadnom vodom kao održiva alternativa za povećanje dostupnih zaliha podzemne vode i očuvanje ekosustava ovisnih o podzemnim vodama, a rezultati brojnih znanstvenih i stručnih istraživanja, koja obrađuju temu umjetnoga prihranjivanja, ukazuju na učinkovito djelovanje procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni na uklanjanje ili zadržavanje onečišćivala iz procjedne vode. Iako se u svijetu primjenjuju različiti pristupi i metode ispuštanja pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, najčešće se koriste plitke građevine, poput infiltracijskih bazena ili infiltracijskih galerija, u kojima se prethodno pročišćena otpadna voda ispušta u nezasićenoj zoni, iznad vodnoga lica, kako bi se maksimalizirali učinci procesa samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni. Odabir metode ispuštanja ovisi o konačnoj namjeni podzemne vode koja se prihranjuje s pročišćenom otpadnom vodom te o hidrogeološkim uvjetima na lokaciji ispuštanja.

Za procjenu mogućnosti i za određivanje odgovarajućih uvjeta za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda u podzemlje, nužno je izraditi hidrogeološki konceptualni model, kojim će se opisati: relevantne geološke karakteristike, uvjeti toka podzemne vode, stupanj međudjelovanja između podzemnih voda i vodenih i/ili kopnenih ekosustava te procesi samopročišćavanja u nezasićenoj i zasićenoj zoni. U praksi se vrlo često koriste i konceptualni modeli onečišćenih vodonosnih sustava iz kojih se, osim informacija o hidrogeološkim značajkama istraživanoga područja, mogu dobiti informacije o izvorima i raspodjeli onečišćenja u podzemlju, kao i o mogućnostima sanacije onečišćenja podzemne vode. Za dobivanje relevantnih podataka i informacija o hidrogeološkom sustavu, naročito o utjecajima ispuštanja otpadnih voda na kakvoću podzemne vode, potrebno je uspostaviti odgovarajući monitoring kakvoće procjedne i podzemne vode. Iz podataka monitoringa moguće je utvrditi odstupanje mjerenih koncentracija onečišćivala u točkama sukladnosti, u odnosu na odgovarajuće vrijednosti sukladnosti i/ili vrijednosti ograničenja.

Prirodno samopročišćavanje je rezultat prirodnih

fizikalnih, kemijskih i bioloških procesa kojima se smanjuje količina, toksičnost i mobilnost onečišćivala, a naročito su važni biogeokemijski procesi u nezasićenoj zoni, koji mogu dovesti do značajnoga smanjenja koncentracija pojedinih tvari u procjednoj vodi, primjerice organskih tvari u tragovima, dušikovih spojeva ili patogenih mikroorganizama. Ovi procesi naročito su djelotvorni u gornjim horizontima tla, u aerobnoj sredini bogatoj prirodnom organskom tvari i mikroorganizmima koji kontroliraju učinkovitost razgradnje pojedinih, naročito organskih onečišćujućih tvari. No, u zasićenoj zoni, naročito u dubljim dijelovima krških vodonosnih sustava, biogeokemijski procesi razgradnje onečišćivala nisu uvijek djelotvorni, vjerojatno zbog nedostatnih količina odgovarajućih mikrobioloških vrsta, kao katalizatora geokemijskih procesa. Pojedina recentna istraživanja ukazuju da pojedini tipovi organskih onečišćivala, primjerice spojevi koji uzrokuju poremećaje endokrinog sustava, hormoni, farmaceutski proizvodi, pesticidi i nusprodukti dezinfekcije, mogu izrazito štetno utjecati na ljudsko zdravlje ako su prisutni u pročišćenoj otpadnoj vodi.

Uspostavu učinkovitoga sustava umjetnoga prihranjivanja vodonosnika, odnosno ispuštanja pročišćene otpadne vode u podzemlje, moguće je provoditi u nekoliko faza. U fazi planiranja utvrđuje se potreba, odnosno cilj i svrha sustava, identificiraju se potrebne količine i značajke pročišćene otpadne vode te se provodi ekonomska analiza, analiza isplativosti i analiza troškova i koristi provedbe projekta. U drugom koraku, u fazi projektiranja sustava, odabire se lokacija i metoda prihranjivanja/ispuštanja na osnovi lokalnih geoloških i hidrogeoloških značajki, a naročito purifikacijskih značajki nezasićene zone i vodonosnika u koji se ispušta pročišćena otpadna voda. U trećem koraku provodi se izgradnja sustava te uspostava monitoringa njegove učinkovitosti. Ovakav ili sličan koncept koristi se u brojnim državama svijeta, a većinom se izvode sustavi za ispuštanje pročišćenih otpadnih voda koji su strogo normirani nacionalnim propisima ili smjernicama i koji se, u osnovi, izvode u zoni tla ili nezasićene zone. U nekim državama svijeta, primjerice u Velikoj Britaniji, propisana je obaveza izrade procjene rizika, u okviru koje se: a) određuju hidrogeološki uvjeti na lokaciji, uključujući procjenu pozadinskih koncentracija tvari koje se javljaju prirodno i pod utjecajem čovjeka, b) utvrđuje djelotvornost prirodnih procesa u tlu i nezasićenoj zoni na zadržavanje ili razgradnju onečišćivala te c) provodi kvantitativna procjena opasnosti od onečišćenja, primjenom matematičkih modela transporta onečišćujućih tvari. Ovakvi ili slični pristupi, koji su temeljeni na EU direktivama i odgovarajućim smjernicama i dokumentima Europske unije, mogu se primijeniti u razvoju smjernica i kriterija hrvatskoga pristupa za provedbu analize utjecaja neizravnog ispuštanja pročišćenih otpadnih voda na stanje podzemnih voda i povezanih i/ili ovisnih ekosustava.

LITERATURA

- Alexander, M. 1994. Biodegradation and bioremediation. 2nd edition. San Diego. CA: Academic Press.
- Amy, G.; Drewes, J. 2007. Soil aquifer treatment (SAT) as a natural and sustainable wastewater reclamation/reuse technology: fate of wastewater effluent organic matter (EfOM) and trace organic compounds. *Environmental Monitoring and Assessment* 129 (1-3): 19–26. <https://doi.org/10.1007/s10661-006-9421-4>.
- Arye, G.; Tarchitzky, J.; Chen, Y. 2011. Treated wastewater effects on water repellency and soil hydraulic properties of soil aquifer treatment infiltration basins. *Journal of Hydrology*. 397(1–2): 136–145. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.11.046>.
- Asano, T.; Cotruvo, J. A. 2004. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. *Water Research*. 38(8): 1941–1951. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.023>.
- Balderacchi, M.; Benoit, P.; Cambier, P.; Eklo, O. M.; Gargini, A.; Gemitzi, A.; Gurel, M.; Klöve, B.; Nakić, Z.; Preda, E.; Ružičić, S.; Wachniew, P.; Trevisan, M. 2013. Groundwater pollution and quality monitoring approaches at European-level. *Critical reviews in environmental science and technology*. 43(4): 323–408. <https://dx.doi.org/10.1080/10643389.2011.604259>.
- Baumgarten, B.; Jählig, J.; Reemtsma, T.; Jekel, M. 2011. Long term laboratory column experiments to simulate bank filtration: factors controlling removal of sulfamethoxazole. *Water Research*. 45(1): 211–20. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.034>.
- Baveye, P.; Vandevivere, P.; Hoyle, B. L.; DeLeo, P. C.; de Lozada, D. S. 1998. Environmental Impact and Mechanisms of the Biological Clogging of Saturated Soils and Aquifer Materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 28(2): 123–191. <https://doi.org/10.1080/10643389891254197>.
- Bekele, E.; Toze, S.; Patterson, B.; Higginson, S. 2011. Managed aquifer recharge of treated wastewater: Water quality changes resulting from infiltration through the vadose zone. *Water Research*. 45(17): 5764–5772. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.08.058>.
- Bouwer, H.; Rice, R. C. 1984. Renovation of Wastewater at the 23rd Avenue Rapid Infiltration Project. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 56(1): 76–83. <http://www.jstor.org/stable/25042159>.
- Bouwer, H. 1991. Role of groundwater recharge in treatment and storage of wastewater for reuse. *Water Science & Technology*. 24(1991): 295–302. <https://doi.org/10.2166/wst.1991.0258>.
- Bouwer, H. 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*. 10: 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>.
- Bradford, S. A.; Wang, Y.; Torkzaban, S.; Simunek, J. 2015. Modeling the release of E. coli D21g with transients in water content. *Water Resources Research*. 51: 3303–3316. <https://doi.org/10.1002/2014WR016566>.
- Christensen, T. H.; Bjerg, P. L.; Kjeldsen, P. 2000. Natural attenuation: a feasible approach to remediation of groundwater pollutants at landfills? *Groundwater Monitoring & Remediation*. 20(1): 69–77. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.2000.tb00253.x>.
- CGWR 1994. Groundwater Recharge Using Waters of Impaired Quality., Committee on Ground Water Recharge (CGWR). Water Science and Technology Board, Commission on Geosciences, Environment and Resources. The National Academies Press. Washington DC. 283 str.
- Chakir, Z.; Lekhlif, B.; Sinan, M.; El Maki, A. A. 2023. Wastewater reuse through soil aquifer treatment: regulations and guideline for feasibility assessment. *Desalination and Water Treatment*. 304: 60–80. <https://doi.org/10.5004/dwt.2023.29797>.
- Chen, Z.; Ngo, H. H.; Guo, W. 2012. A critical review on sustainability assessment of recycled water schemes. *Science of The Total Environment*. 426: 13–31. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.055>.
- Commission of the European Communities. 2007a. Guidance on preventing or limiting direct and indirect inputs in the context of the Groundwater directive 2006/118/EC Guidance document No 17. Technical Report – 2007 – 012. ISBN 978-92-79-06277-3, European Communities. Luxembourg.
- Commission of the European Communities. 2007b. Drought management plan report: Including Agricultural, Drought Indicators and Climate Change Aspects Water Scarcity and Drought Expert Network. European Communities. Luxembourg.
- Díaz-Cruz, M. S.; Barceló, D. 2008. Trace organic chemicals contamination in ground water recharge. *Chemosphere*. 72(3): 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.02.031>.
- Dickenson, E. R.; Snyder, S. A.; Sedlak, D. L.; Drewes, J. E. 2011. Indicator compounds for assessment of wastewater effluent contributions to flow and water quality. *Water Research*. 45(3): 1199–212. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.11.012>.
- Dillon, P. 2005. Future management of aquifer recharge. *Hydrogeology journal*. 13(1): 313–316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>.
- Dillon, P.; Pavelic, P.; Toze, S.; Rinck-Pfeiffer, S.; Martin, R.; Knapton, A.; Pidsley, D. 2006. Role of aquifer storage in water reuse. *Desalination*. 188(1–3): 123–134. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2005.04.109>.
- Dillon, P.; Pavelic, P.; Page, D.; Beringen, H.; Ward, J. 2009. Managed Aquifer Recharge: An Introduction. *Waterlines Report Series No.13*. National Water Commission. Canberra. Australia. ISBN: 978-1-921107-71-9.
- Dillon, P.; Stuyfzand, P.; Grischek, T.; Lluria, M.; Pyne, R. D. G.; Jain, R. C., ... Sapiano, M. 2019. Sixty years of global progress in managed aquifer recharge. *Hydrogeology journal*. 27(1): 1–30. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1841-z>.
- Direktiva Vijeća 91/271/EEZ od 21. svibnja 1991. o

pročišćavanju komunalnih otpadnih voda.

Direktiva Vijeća 1999/31/EZ od 26. travnja 1999. o odlagalištima otpada.

Direktiva kojom se uspostavlja okvir za djelovanje zajednice na području politike voda (Okvirna direktiva o vodama) (2000/60/EZ).

Direktiva o zaštiti podzemnih voda od onečišćenja i pogoršanja kakvoće (2006/118/EZ).

Direktiva Komisije o izmjeni Priloga II. Direktive 2006/218/EZ Europskoga parlamenta i Vijeća o zaštiti podzemne vode protiv onečišćenja i pogoršanja kakvoće (2014/80/EZ).

Direktiva 2020/2184/EZ (DWD) Europskog parlamenta i Vijeća od 16. prosinca 2020. o kvaliteti vode namijenjene za ljudsku potrošnju.

Donn, M.; Reed, D.; Vanderzalm, J.; Page, D. 2020. Assessment of *E. coli* Attenuation during Infiltration of Treated Wastewater: A Pathway to Future Managed Aquifer Recharge. *Water*. 12(1): 173. <https://doi.org/10.3390/w12010173>.

Doyle, T. J.; Zheng, W.; Cerhan, J. R.; Hong, C. P.; Sellers, T. A.; Kushi, L. H.; Folsom, A. R. 1997. The association of drinking water source and chlorination by-products with cancer incidence among postmenopausal women in Iowa: a prospective cohort study. *American Journal of Public Health*. 87(7): 1168–76. <https://doi.org/10.2105/ajph.87.7.1168>.

El-Ashry, M. T.; Schilfgaard, J. V.; Schiffman, S. 1985. Salinity pollution from irrigated agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation*. 40: 48–52.

Elkayam, R.; Michail, M.; Mienis, O.; Kraitzer, T.; Tal, N.; Lev, O. 2015. Soil Aquifer Treatment as Disinfection Unit. *Journal of Environmental Engineering* Vol. 141. <https://doi.org/10.1061/%28ASCE%29EE.1943-7870.0000992>.

Environment Agency and Department for Environment, Food & Rural Affairs. 2016. Guidance: Infiltration systems: groundwater risk assessments; How to assess the risks to groundwater for treated effluent discharges. (web-izvor: <https://www.gov.uk/guidance/infiltration-systems-groundwater-risk-assessments#risk-assessments-who-carries-it-out> – pristupljeno 14. listopada 2024.)

Fichtner, T.; Goersmeyer, N.; Stefan, C. 2019. Influence of Soil Pore System Properties on the Degradation Rates of Organic Substances during Soil Aquifer Treatment (SAT). *Applied Sciences*. 9(3): 496. <https://doi.org/10.3390/app9030496>.

Flury, M.; Fluhler, H.; Jury, W. A.; Leuenberger, J. J. 1994. Susceptibility of Soils to Preferential Flow of Water: A Field Study. *Water Resources Research*. 30: 1945–1954. <https://doi.org/10.1029/94WR00871>.

Freedman, D. M.; Cantor, K. P.; Lee, N. L.; Chen, L. S.; Lei, H. H.; Ruhl, C. E.; Wang, S. S. 1997. Bladder cancer and drinking water: a population-based case-control study in Washington County, Maryland (United States). *Cancer Causes Control*. 8(5): 738–44. <https://doi.org/10.1023/a:1018431421567>.

Grath, J.; Ward, R.; Scheidleder, A.; Quevauviller, P. 2007.

Report on EU guidance on groundwater monitoring developed under the common implementation strategy of the water framework directive. *Journal of Environmental Monitoring*. 9: 1162–1175.

Grünheid, S.; Jekel, M. 2005. Fate of Trace Organic Pollutants during Bank Filtration and Groundwater Recharge. *Proceeding of 5th International Symposium on Management of Aquifer Recharge*. 10–16 June 2005. Berlin. Germany.

Haddad, B.; Rozin, P.; Nemeroff, C.; Slovic, P. 2009. The psychology of water reclamation and reuse: Survey findings and research road map. 1st edition. Water Reuse Foundation. Alexandria. VA.

Heberer, T.; Mechlinski, A.; Fanck, B.; Knappe, A.; Massmann, G.; Pekdeger, A.; Fritz, B. 2004. Field studies on the fate and transport of pharmaceutical residues in bank filtration. *Groundwater Monitoring & Remediation*. 24(2): 70–77.

Hoppe-Jones, C.; Oldham, G.; Drewes, J. E. 2010. Attenuation of total organic carbon and unregulated trace organic chemicals in U.S. riverbank filtration systems. *Water Research*. 44(15): 4643–59. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.022>.

Horovitz, M.; Muñoz-Vega, E.; Knöller, K.; Leitão, T. E.; Schüth, C.; Schulz, S. 2024. Infiltration of secondary treated wastewater into an oxic aquifer: Hydrochemical insights from a large-scale sand tank experiment. *Water Research*. 267: 122542. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122542>.

Howard, P. H.; Banerjee, S. 1984. Interpreting results from biodegradability tests of chemicals in water and soil. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 3: 551–562.

Icekson-Tal, N.; Avraham, O.; Sack, J.; Cikurel, H. 2003. Water reuse in Israel – the Dan Region Project: evaluation of water quality and reliability of plant's operation. *Water Science and Technology: Water Supply*. 3(4): 231–237. <https://doi.org/10.2166/ws.2003.0067>.

Jones, E. R.; Van Vliet, M. T.; Qadir, M.; Bierkens, M. F. 2021. Country-level and gridded estimates of wastewater production, collection, treatment and reuse. *Earth System Science Data*. 13(2): 237–254. <https://doi.org/10.5194/essd-13-237-2021>.

Kampouris, I. D.; Alygizakis, N.; Klümper, U.; Agrawal, S.; Lackner, S.; Cacace, D.; Kunze, S.; Thomaidis, N. S.; Slobdonik, J.; Berendonk, T. U. 2022. Elevated levels of antibiotic resistance in groundwater during treated wastewater irrigation associated with infiltration and accumulation of antibiotic residues. *Journal of Hazardous Materials*. 423(Part B): 127155. ISSN 0304-3894, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127155>.

Katz, B. G.; Griffin, D. W.; Davis, J. H. 2009. Groundwater quality impacts from the land application of treated municipal wastewater in a large karstic spring basin: Chemical and microbiological indicators. *Science of The Total Environment*. 407(8): 2872–2886. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.022>.

Kazner, C.; Wintgens, T.; Dillon, P. 2012. Water

reclamation technologies for safe managed aquifer recharge. Vol. 11. IWA Publishing. <https://doi.org/10.2166/9781780400648>.

Keesstra, S. D.; Geissen, V.; Mosse, K.; Piirainen, S.; Scudiero, E.; Leistra, M.; van Schaik, L. 2012. Current Opinion in Environmental Sustainability. 4: 507–516. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.10.007>.

Kuennen, J. G.; Jetten, M. S. M. 2001. Extraordinary Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria. American Society for Microbiology News. 67(9): 456–463.

Kühn, W.; Müller, U. 2000. Riverbank filtration — an overview. Journal AWWA. Assn. 92(12): 60. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2000.tb09071.x>.

Lin, C.; Greenwald, D.; Banin, A. 2003. Temperature dependence of infiltration rate during large scale water recharge into soils. Soil Science Society of America Journal. 67(2): 487. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.4870>.

Maeng, S. K.; Ameda, E.; Sharma, S. K.; Grützmacher, G.; Amy, G. 2010. Organic micropollutant removal from wastewater effluent-impacted drinking water sources during bank filtration and artificial recharge: Water Research. 44(14): 4003–4014. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.03.035>.

Maeng, S. K.; Sharma, S. K.; Abel, C. D. T.; Magic-Knezev, A.; Amy, G. L. 2011. Role of biodegradation in the removal of pharmaceutically active compounds with different bulk organic matter characteristics through managed aquifer recharge: Batch and column studies. Water Research. 45(16): 4722–4736. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.043>.

Mance, M.; Cvetković, M.; Jurić Kačunić, D. 2019. Laboratorijsko i terensko određivanje koeficijenta propusnosti. Simpozij doktorskog studija građevinarstva (9.-10. rujna 2019.). Zagreb. <https://doi.org/10.5592/CO/PhDSym.2019.03>.

Mannerkoski, H.; Finér, L.; Piirainen, S.; Starr, M. 2005. Effect of clear-cutting and site preparation on the level and quality of groundwater in some headwater catchments in eastern Finland. Forest Ecology and Management. 220(1–3): 107–117. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.008>.

Massmann, G.; Dünnebier, U.; Heberer, T.; Taute, T. 2008. Behaviour and redox sensitivity of pharmaceutical residues during bank filtration – Investigation of residues of phenazone-type analgesics. Chemosphere. 71(8): 1476–85. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.12.017>.

McHale, M. R.; Burns, D. A.; Lawrence, G. B.; Murdoch, P. S. 2007. Factors controlling soil water and stream water aluminum concentrations after a clearcut in a forested watershed with calcium-poor soils. Biogeochemistry. 84: 311–331. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9124-0>.

Mechlinski, A.; Heberer, T. 2005. Fate and transport of pharmaceutical residues during bank filtration. Proceedings of 5th international symposium on management of aquifer recharge. 10–16 June, 2005.

Berlin.

Montgomery-Brown, J.; Drewes, J. E.; Fox, P.; Reinhard, M. 2003. Behavior of alkylphenol polyethoxylate metabolites during soil aquifer treatment. Water Research. 37(15): 3672–3681. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00294-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00294-X).

Nadav, I.; Arye, G.; Tarchitzky, J.; Chen, Y. 2012. Enhanced infiltration regime for treated-wastewater purification in soil aquifer treatment (SAT). Journal of Hydrology. 420 – 421: 275–283. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.12.013>.

Nakić, Z.; Ružičić, S.; Posavec, K.; Mileusnić, M.; Parlov, J.; Bačani, A.; Durn, G. 2013. Conceptual model for groundwater status and risk assessment – case study of the Zagreb aquifer system. Geologia Croatica. 66(1): 55–77.

Nakić, Z.; Parlov, J.; Perković, D.; Kovač, Z.; Buškulić, P.; Špoljarić, D.; Ugrina, I.; Stanek, D. 2018. Definiranje kriterija za određivanje pozadinskih koncentracija i graničnih vrijednosti onečišćujućih tvari u tijelima podzemne vode u panonskom dijelu Hrvatske. Studija. Rudarsko-geološko-naftni fakultet Sveučilišta u Zagrebu. Zagreb.

Nakić, Z.; Kovač, Z. 2022. Pristup za određivanje graničnih vrijednosti onečišćujućih tvari u podzemnoj vodi prema zahtjevima EU direktiva i smjernica. Hrvatske vode. 30(122): 275–287.

National Research Council (NRC). 1994. Ground water recharge using waters of impaired quality. National Academy Press. Washington DC. 382 str.

National Research Council (NRC). 2012. Water Reuse: Potential for Expanding the Nation's Water Supply Through Reuse of Municipal Wastewater. National Academy of Sciences. The National Academies Press. Washington, D.C.

New Hampshire Department of Environmental Services (NHDES). 2020. Land Treatment and Disposal of Reclaimed Wastewater: Guidance for Groundwater Discharge Permitting. New Hampshire. USA.

Nyer, E. K.; Duffin, M. E. 1997. The state of the art of bioremediation. Ground Water Monitoring and Remediation. 17(2): 64–69. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6592.1997.tb01277.x>.

O'Connor, G. A.; Elliott, H. A.; Bastian, R. K. 2008. Degraded water reuse: an overview. Journal of Environmental Quality. 37(5): 157–68. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0459>. PMID: 18765762.

Office of Solid Waste and Emergency Response (OSWER). 2007. Options for Discharging Treated Water from Pump and Treat Systems. US Environmental Protection Agency. EPA 542-R-07-006.

OSWER Directive 9200.4-17P 1999. Use of monitored natural attenuation at Superfund, RCRA corrective action and underground storage tank sites.

Patterson, B. M.; Shackleton, M.; Furness, A. J.; Bekele, E.; Pearce, J.; Linge, K. L.; Busetti, F.; Spadek, T.; Toze, S. 2011. Behaviour and fate of nine recycled water trace organics during managed aquifer recharge in an aerobic aquifer. Journal of Contaminant Hydrology. 122(1–4): 53–62,

<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2010.11.003>.

Pravilnik o zaštiti poljoprivrednog zemljišta od onečišćenja (N.N. br. 71/19.).

Pravilnik o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 80/13., 43/14., 27/15., 3/16.).

Pravilnik o graničnim vrijednostima emisija otpadnih voda (N.N. br. 26/20.).

Quanrud, D. M.; Hafer, J.; Karpiscak, M. M.; Zhang, J.; Lansey, K. E.; Arnold, R. G. 2003a. Fate of organics during soil-aquifer treatment: sustainability of removals in the field. *Water Research*. 37(14): 3401–3411. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00489-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00489-X).

Quanrud, D. M.; Arnold, R. G.; Lansey, K. E.; Begay, C.; Ela, W.; Gandolfi, A. J. 2003b. Fate of effluent organic matter during soil aquifer treatment: biodegradability, chlorine reactivity and genotoxicity. *Journal of Water and Health*. 1(1): 33–44. PMID: 15384271.

Rauch, T.; Drewes, J. E. 2005. A novel approach for quantifying bulk organic carbon removal in groundwater recharge systems. *Journal of Environmental Engineering*. 131(6): 909–923.

Rauch-Williams, T.; Drewes, J. E. 2006. Using soil biomass as an indicator for the biological removal of effluent-derived organic carbon during soil infiltration. *Water Research*. 40(5): 961–968. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.01.007>.

Rauch-Williams, T.; Hoppe-Jones, C.; Drewes, J. E. 2010. The role of organic matter in the removal of emerging trace organic chemicals during managed aquifer recharge. *Water Research*. 44: 449. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.027>.

Real Decreto 1620/2007., de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.

Regnery, J.; Lee, J.; Drumheller, Z. W.; Drewes, J. E.; Illangasekare, T. H.; Kitanidis, P. K.; McCray, J. E.; Smits, K. M. 2017. Trace organic chemical attenuation during managed aquifer recharge: Insights from a variably saturated 2D tank experiment. *Journal of Hydrology*. 548: 641–651. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.038>.

Rodriguez, C.; Van Buynder, P.; Lugg, R.; Blair, P.; Devine, B.; Cook, C.; Weinstein, P. 2009. Indirect Potable Reuse: A Sustainable Water Supply Alternative. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 6(3): 1174–1209. <https://doi.org/10.3390/ijerph6031174>.

Rusanen, K.; Finer, L.; Antikainen, M.; Korkka-Niemi, K.; Backman, B.; Britschgi, R. 2004. The effect of forest cutting on the quality of groundwater in large aquifers in Finland. *Boreal Environment Research. Monographs*. 9(3): 253–261.

Schäfer, A.; Ustohal, P.; Harms, H.; Stauffer, F.; Dracos, T.; Zehnder, A. J. B. 1998. Transport of bacteria in unsaturated porous media, *Journal of Contaminant Hydrology*. 33(1–2): 149–169. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(98\)00069-2](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(98)00069-2).

Schmidt, C. K.; Lange, F. T.; Brauch, H. J. 2007. Characteristics and evaluation of natural attenuation processes for organic micropollutant removal during

riverbank filtration. *Water Science and Technology: Water Supply*. 7(3): 1–7. <https://doi.org/10.2166/ws.2007.060>.

Scottish government, Local Government and Housing Directorate (LGHD). 2022. Private wastewater treatment systems – infiltration systems. Standard 3.9. (In: Building standards technical handbook 2022: domestic), ISBN 978-1-78544-328-2.

Scottish Environment Protection Agency (SEPA). 2022. Regulatory Method (WAT-RM-04) Indirect Sewage Discharges to Groundwater. Strathallan House. The Castle Business Park. Stirling. FK9 4TZ. Scotland.

Sharma, S. K.; Kennedy, M. D. 2017. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. *International Biodeterioration & Biodegradation*. 119: 671–677. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.013>.

Sidhu, J. P.; Toze, S.; Hodggers, L.; Shackleton, M.; Barry, K.; Page, D.; Dillon, P. 2010. Pathogen inactivation during passage of stormwater through a constructed reedbed and aquifer transfer, storage and recovery. *Water Science & Technology*. 62(5): 1190–7. doi: 10.2166/wst.2010.398.

Stefan, C.; Ansems, N. 2018. Web-based global inventory of managed aquifer recharge applications. *Sustainable Water Resources Management*. 4: 153–162. <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0212-6>.

Swan, S. H.; Waller, K.; Hopkins, B.; Windham, G.; Fenster, L.; Schaefer, C.; Neutra, R. R. 1998. A prospective study of spontaneous abortion: relation to amount and source of drinking water consumed in early pregnancy. *Epidemiology*. 9(2): 126–33.

Tarchitzky, J.; Lerner, O.; Shani, U.; Arye, G.; Lowengart-Aycicegi, A.; Brener, A.; Chen, Y. 2007. Water Distribution Pattern in Treated Wastewater Irrigated Soils: Hydrophobicity Effect. *European Journal of Soil Science*. 58: 573–588. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00845.x>.

Ternes, T. A.; Bonerz, M.; Herrmann, N.; Teiser, B.; Andersen, H. R. 2007. Irrigation of treated wastewater in Braunschweig, Germany: An option to remove pharmaceuticals and musk fragrances. *Chemosphere*. 66: 894–904. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.06.035>.

Tiktak, A.; de Nie, D. S.; Piñeros Garcet, J. D.; Jones, A.; Vanclooster, M. 2004. Assessment of the pesticide leaching risk at the Pan-European level. The EuroPEARL approach. *Journal of Hydrology*. 289(1–4): 222–238. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.11.030>.

Toze, S.; Hanna, J. 2002. The Survival Potential of Enteric Pathogens in a Reclaimed Water ASR Project. *Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater. ISAR-4-Management of Aquifer Recharge for Sustainability*. Balkema Publishers. Adelaide. SA. 139–142.

Toze, S.; Bekele, E.; Page, D.; Sidhu, J.; Shackleton, M. 2010. Use of static Quantitative Microbial Risk Assessment to determine pathogen risks in an unconfined carbonate aquifer used for Managed Aquifer Recharge. *Water Resources*. 44(4): 1038–49.

<https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.08.028>.

UK Environment Agency. 2017. Groundwater protection technical guidance. (web-izvor: <https://www.gov.uk/government/publications/groundwater-protection-technical-guidance/groundwater-protection-technical-guidance> – pristupljeno 14. listopada 2024.)

United Nations (UN). 2022. The United Nations World Water Development Report 2022: Groundwater: Making the invisible visible. UNESCO. Paris.

Uredba (EU) 2020/741 Europskog parlamenta i Vijeća od 25. svibnja 2020. godine o minimalnim zahtjevima za ponovnu uporabu vode.

Uredba o standardu kakvoće voda (N.N. br. 96/19.).

USEPA 2012. Guidelines for Water Reuse, EPA/600/R-12/ 618. US Environmental Protection Agency and US Agency for International Development. Washington, DC. USA.

Van Cuyk, S.; Siegrist, R.; Logan, A.; Masson, S.; Fischer, E.; Figueroa, L. 2001. Hydraulic and purification behaviors and their interactions during wastewater treatment in soil infiltration systems. *Water Research*. 35(4): 953–964. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00349-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00349-3).

Van de Graaf, A. A.; Mulder, A.; de Bruijn, P.; Jetten, M. S.; Robertson, L. A.; Kuenen, J. G. 1995. Anaerobic oxidation of ammonium is a biologically mediated process. *Applied and Environmental Microbiology*. 61(4): 1246–51. doi: 10.1128/aem.61.4.1246-1251.1995.

Waller, K.; Swan, S. H.; DeLorenze, G.; Hopkins, B. 1998. Trihalomethanes in drinking water and spontaneous abortion. *Epidemiology*. 9(2): 134–40.

Wintgens, T.; Hochstrat, R.; Kazner, C.; Jeffrey, P.; Jefferson, B.; Melin, T. 2012. Managed Aquifer Recharge as a component of sustainable water strategies – a brief guidance for EU policies.

World Health Organisation (WHO). 2001. Guidelines, Standards and Health: Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease. (Ur. Fewtrell, L.; Bartram, J.) IWA Publishing. London. UK.

Ying, G. G.; Kookana, R. S.; Kolpin, D. W. 2009. Occurrence and removal of pharmaceutically active compounds in sewage treatment plants with different technologies. *Journal of Environmental monitoring*. 11(8): 1498–1505. <https://doi.org/10.1039/b904548a>.

Yuan, J.; Van Dyke, M. I.; Huck, P. M. 2016. Water reuse through managed aquifer recharge (MAR): assessment of regulations/guidelines and case studies. *Water Quality Research Journal*. 51(4): 357–376. <https://doi.org/10.2166/wqrjc.2016.022>.

Zakon o vodama (N.N. br. 66/19., 84/21., 47/23.)

Zhang, J.; Huang, X.; Liu, C.; Shi, H.; Hu, H. 2005. Nitrogen removal enhanced by intermittent operation in a subsurface wastewater infiltration system. *Ecological Engineering*. 25(4): 419–428. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.011>.

A CONTRIBUTION TO UNDERSTANDING THE ISSUES OF TREATED WASTEWATER DISCHARGES INTO THE UNDERGROUND

Abstract: The paper presents regulatory and scientific aspects of treated wastewater discharges into the underground. The legal basis for artificial aquifer recharge and treated wastewater discharges into the underground is elaborated. Since it derives from EU directives, guidelines from relevant CIS guides, created as part of activities under the Common Implementation Strategy for the Water Framework directive (2000/60/EZ), are presented. In addition, the Croatian legal framework enabling treated wastewater discharges into the underground is described in detail. The possibilities of artificial recharging of groundwater with treated wastewater are presented, the importance of developing conceptual models for decision-making regarding the approach to treated wastewater discharges into the underground are described, including the most frequently applied methods of treated wastewater discharges. The importance and implementation of environmental impact assessments of wastewater discharges on groundwater quality are particularly taken into account. Finally, relevant examples of approaches to treated wastewater discharges into the underground are also presented, since they could be used in the preparation of guidelines and criteria for the Croatian approach to impact analyses of indirect discharges of treated wastewater on the status of groundwater and related and/or dependant ecosystems.

Key words: wastewater discharges, underground, artificial recharge, conceptual model, legislation, European Union, Republic of Croatia.

BEITRAG ZUM VERSTÄNDNIS DER PROBLEMATIK DER EINLEITUNG VON GEREINIGTEM ABWASSER IN DEN UNTERGRUND

Zusammenfassung: Im Beitrag werden die regulatorischen und wissenschaftlichen Aspekte der Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund dargestellt. Die rechtlichen Grundlagen für die künstliche Grundwasseranreicherung und die Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund, die sich aus EU-Richtlinien ergeben, werden erläutert. Zudem werden Leitlinien aus den relevanten CIS-Leitfäden vorgestellt, die sich aus den Aktivitäten der gemeinsamen Umsetzungsstrategie für die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) ergeben. Auch der kroatische Rechtsrahmen, auf dessen Grundlage eine Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund möglich ist, wird ausführlich geschildert. Es werden die Möglichkeiten einer künstlichen Grundwasseranreicherung mit gereinigtem Abwasser dargestellt, es wird erläutert, welche Bedeutung die Erstellung konzeptioneller Modelle für die Entscheidungsfindung hinsichtlich der Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund hat, und es werden die am häufigsten verwendeten Methoden zur Einleitung von gereinigtem Abwasser beschrieben. Die Bedeutung und Anwendung der Bewertung von Abwassereinleitungen auf die Qualität des Grundwassers wird besonders berücksichtigt. Darüber hinaus werden relevante Beispiele für Ansätze zur Einleitung von gereinigtem Abwasser in den Untergrund vorgestellt, die letztendlich bei der Entwicklung von Richtlinien und Kriterien für den kroatischen Ansatz zur Durchführung einer Analyse der Auswirkungen indirekter Einleitungen von gereinigtem Abwasser auf den Zustand des Grundwassers und der damit befundenen und/oder abhängigen Ökosysteme angewendet werden können.

Schlüsselwörter: Abwassereinleitung, Untergrund, künstliche Grundwasseranreicherung, konzeptionelles Modell, Gesetzgebung, Europäische Union, Republik Kroatien