

Univerza
v Ljubljani
Fakulteta
*za gradbeništvo
in geodezijo*

*Janova 2
1000 Ljubljana, Slovenija
telefon (01) 47 68 500
faks (01) 42 50 681
fgg@fgg.uni-lj.si*



Univerzitetni program Vodarstvo in
komunalno inženirstvo

Kandidat:

Blaž Ivanuša

Primerjava postopkov za zmanjšanje koncentracije atrazina in nitratov na vodarni Skorba

Diplomska naloga št.: 56

Mentor:
prof. dr. Boris Kompare

Ljubljana, 23. 6. 2006

STRAN ZA POPRAVKE

IZJAVA O AVTORSTVU

**Podpisani Blaž IVANUŠA izjavljam, da sem avtor diplomske naloge z naslovom:
»Primerjava postopkov za zmanjšanje koncentracije atrazina in nitratov na vodarni
Skorba«.**

Izjavljam, da se odpovedujem vsem materialnim pravicam iz dela za potrebe elektronske
separatoteke FGG.

Ljubljana, 23. junij 2006

BIBLIOGRAFSKO-DOKUMENTACIJSKA STRAN Z IZVLEČKOM

- UDK:** 628.196 (043.2)
- Avtor:** Blaž Ivanuša
- Mentor:**izr. prof. dr. Boris Kompare
- Naslov:** Primerjava postopkov za zmanjšanje koncentracije atrazina in nitratov na vodarni Skorba
- Obseg in oprema:** 60 str., 4 pregl., 31 sl., 2 pril.
- Ključne besede:** pitna voda, podtalna voda, atrazin, nitrati, adsorpcija na aktivnem oglju, denitrifikacija, ionska izmenjava, membranski procesi, obrežni filtrat, umetno bogatenje

Izvleček

Podtalnica na Dravskem polju je prekomerno onesnažena s pesticidi (atrazinom in njegovimi razgradnimi produkti) in nitrati, kar se na črpališču v Skorbi začasno rešuje z mešanjem naplavinske in globinske podtalne vode. To pa je le začasna rešitev problema in zato obstaja težnja po uvedbi morebitnih tehnoloških postopkov za pripravo pitne vode, ker bo za izboljšanje kemijske kakovosti ob izvajanju sanacijskih programov potrebnih še več desetletij. V podtalnici so zaradi počasnega toka posledice onesnaženj dolgotrajne. Na podlagi kemijskih analiz podtalne vode na Dravskem polju in pitne vode na črpališču v Skorbi sem izdelal primerjavo možnih postopkov, ki bi lahko zagotavljali zahtevano kakovost pitne vode. V nalogi so obširneje obdelani procesi denitratacije in denitrifikacije ter adsorpcija atrazina. Zaradi izjemnih organoleptičnih lastnosti podtalne vode je bila prisotna težnja po njenem čim večjem izkoristku, čeprav je v bližini reka Drava, ki ima dovolj vode za izkoriščanje za potrebe oskrbe s pitno vodo. Opisana je tudi možnost izkoriščanja surove rečne vode ali pa kakovostno primernejšega obrežnega filtrata. Kjer so primerni hidrogeološki pogoji, je mogoče kakovostno pitno vodo iz rek pridobiti iz obrežnega filtrata z izkoriščanjem naravne samočistilne sposobnosti vodonosnih slojev. Takšna voda je z relativno enostavnim predčiščenjem primerna za umetno bogatenje podtalnice. Umetno bogatenje pa omogoča boljšo kontrolo kakovosti in količine podtalne vode.

BIBLIOGRAPHIC-DOCUMENTALISTIC INFORMATION

UDC: 628.196 (043.2)
Author: Blaž Ivanuša
Supervisor: assoc. prof. Boris Kompare
Title: Comparison of technologies to reduce concentrations of atrazine and nitrate at Skorba waterworks
Notes: 60 p., 4 tab., 31 fig., 2 app.
Key words: drinking water, groundwater, atrazine, nitrate, adsorption on active carbon, denitrification, ion exchange, membrane processes, bank filtration, artificial recharge

Abstract

The groundwater in the area of Dravsko polje is over polluted with pesticides (atrazine and its metabolites) and nitrate. At Skorba waterworks this problem is being temporarily solved by blending alluvial with deep groundwater. Because this is only a temporary solution there is a great tendency to introduce eventual technological procedures for drinking water treatment since the chemical improvement of quality would take many decades. When it comes to the groundwater the consequences are even longer due to its slow flow. On the basis of chemical analysis of the groundwater and of the drinking water at Skorba waterworks a comparison was made on possible procedures which could assure the required quality of drinking water. Extensive consideration was given to processes of denitration and denitrification as well as adsorption of atrazine. Because of great organoleptic properties of the groundwater there was a tendency to take the advantage of it, although the river Drava is very close and offers enough water to fulfill the needs of drinking water. The thesis also describes the possibility of using raw river water or bank filtration which has more quality. Where the hydrogeological properties are suitable, quality drinking water from rivers can be gained from bank filtration by using the natural self-cleaning ability in river bed sediments. Such water is, after relatively simple procedure of pretreatment, suitable for artificial recharge of groundwater. Artificial recharging enables better control of quality and quantity of groundwater.

ZAHVALA

Iskreno se zahvaljujem podjetju Drava VGP Ptuj, ki me je štendiralo v času študija in Komunalnemu podjetju Ptuj za pomoč pri nastajanju diplomske naloge.

Za pomoč in potrpežljivost se zahvaljujem mentorju izr. prof. dr. Borisu Komparetu.

Zahvali bi se mami, da je verjela vame. Na žalost radosti ob zaključku študija ne bom mogel deliti z očetom, ki me je navdušil za ta študij, saj nas je mnogo prehitro zapustil.

Posebna zahvala gre tudi Janezu Čadežu, ki me je nepopisno spodbujal.

Hvala vsem, ki ste mi stali ob strani.

KAZALO VSEBINE

STRAN ZA POPRAVKE	I
IZJAVA O AVTORSTVU.....	II
BIBLIOGRAFSKO-DOKUMENTACIJSKA STRAN Z IZVLEČKOM	III
BIBLIOGRAPHIC-DOCUMENTALISTIC INFORMATION	IV
KAZALO VSEBINE.....	VI
KAZALO PREGLEDNIC.....	VIII
KAZALO SLIK.....	IX
OKRAJŠAVE IN SIMBOLI.....	XI
UVOD.....	1
1 OPIS ZNAČILNOSTI VODNEGA OBMOČJA	4
1.1 Geologija	4
1.2 Hidrogeologija	5
1.3 Glavni okoljski problemi	9
2 PRAVNA PODLAGA IN PREDPISI.....	13
3 POSTOPKI ZA ODSTRANJEVANJE ATRAZINA IN NITRATOV.....	19
3.1 Odstranjevanje atrazina.....	20
3.1.1 Adsorbicija na aktivnem oglju.....	21
3.1.2 Oksidacija z ozonom	24
3.2 Odstranjevanje nitratov	24
3.2.1 Biološka denitrifikacija.....	26
3.2.2 Ionska izmenjava.....	30
3.3 Uporaba drugega vira vode.....	32
3.3.1 Uporaba površinske vode	32
3.3.2 Uporaba obrežnega filtrata	34
4 OPIS SEDANJEGA STANJA.....	35
4.1 Kakovost podtalne in pitne vode.....	35
4.2 Kakovost površinske vode	43

5	MOŽNE VARIANTE PRIPRAVE PITNE VODE	46
6	ZAKLJUČKI IN NAPOTKI ZA NADALJNJE DELO.....	57
	UPORABLJENI VIRI.....	61
	OSTALI VIRI	64
	PRILOGE.....	67

KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Pogosti pesticidi v pitni vodi, ki se jih lahko odstrani z adsorpcijo na aktivnem oglju (Chemviron Carbon, 2005).	21
Peglednica 2: Primerjava granuliranega aktivnega oglja (GAC) in aktivnega oglja v prahu (PAC) (Chemviron Carbon, 2005).	23
Preglednica 3: Rezultati fizikalno-kemijske analize pitne vode na zajetju Skorba (ZZV Maribor, 2005).	36
Preglednica 4: Primerjava osnovnih konceptov priprave pitne vode glede na odstranjevanje nitratov.	47

KAZALO SLIK

Slika 1: Prikaz črpališča Skorba z ožjim vodovarstvenim območjem in gladino podtalne vode (GeoZS, 2005).	1
Slika 2: Geološke razmere na dravskem polju; izrez iz osnovne geološke karte Maribor – Leibnitz, 1:100000 (Geološki zavod Ljubljana, 1987).	4
Slika 3: Prikaz obstoječih in predvidenih črpališč ter razmejitev Dravskega polja na tri hidrogeološke enote (prirejeno po Žlebnik, 1983).	6
Slika 4: Hidrogeološke razmere južnega dela dravskega polja; s puščicami so prikazane smeri toka podtalnice (prirejeno po GeoZS, 2004).	7
Slika 5: Trendi nihanja gladine podzemne vode na postaji Brunšvik (ARSO, 2005).	8
Slika 6: Možni viri pitne vode in ukrepi za zmanjšanje vsebnosti suspendiranih snovi (MWH, 2005).	19
Slika 7: Površina aktivnega oglja posneta z elektronskim mikroskopom; levo 1516-kratna povečava, desno 376-kratna povečava (Ho, 2004).	22
Slika 8: Različni mikroorganizmi, ki se lahko razvijejo na aktivnem oglju; levo 6400-kratna povečava, desno 13809-kratna povečava (Ho, 2004).	23
Slika 9: Poenostavljen dušikov cikel.	25
Slika 10: Kronološki prikaz števila študij o membranskih bioreaktorjih (Yang et al., 2006).	27
Slika 11: Shematski prikaz dveh tipičnih izvedb biodenitrifikacije z membransko filtracijo.	28
Slika 12: Potopljeni membranski moduli (Zenon, 2005).	28
Slika 13: Prikaz delovanja samočistilnega peščenega filtra (Paques, 2005).	30
Slika 14: Shematski prikaz tipičnega procesa ionske izmenjave za odstranjevanje nitratov (MWH, 2005).	31
Slika 15: Vsebnost pesticidov v podtalni vodi na črpališču Skorba.	37
Slika 16: Vsebnost pesticidov v pitni vodi na črpališču Skorba in prikaz vključitve globinskih vodnjakov (ZZV Maribor, 2005).	37
Slika 17: Vsebnost atrazina v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).	38
Slika 18: Vsebnost desetil-atrazina v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).	38

Slika 19: Razmerje med desetil-atrazinom in atrazinom v podtalni vodi na merilnih mestih Skorba, Kidričevo in Šikole (ARSO, 2005, ZZV Maribor, 2005).....	39
Slika 20: Spreminjanje razmerja med desetil-atrazinom in atrazinom v podtalni vodi (ARSO, 2005, ZZV Maribor, 2005).	40
Slika 21: Vsebnost nitratov v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).	40
Slika 22: Vsebnost nitratov v podtalni vodi na črpališču Skorba (ARSO, 2005, Komunalno podjetje Ptuj, 2004, ZZV Maribor, 2005).	41
Slika 23: Vsebnost nitratov v pitni vodi na črpališču Skorba in prikaz vključitve globinskih vodnjakov (Komunalno podjetje Ptuj, 2004, ZZV Maribor, 2005).	42
Slika 24: Delež globinske podtalnice in vsebnost nitratov v pitni vodi (Komunalno podjetje Ptuj, 2005, ZZV Maribor, 2005).	42
Slika 25: Vsebnost nitratov v vodi reke Drave na odzemnih mestih Mariborski otok, Duplek in Ptuj (ARSO, 2005).....	44
Slika 26: Vsebnost amonija v vodi reke Drave na odzemnih mestih Mariborski otok, Duplek in Ptuj (ARSO, 2005).....	44
Slika 27: Vsebnost sulfatov v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).	48
Slika 28: Umetno bogatenje z vodo iz odvodnega kanala HE Zlatoličje.....	52
Slika 29: Umetno bogatenje z obrežnim filtratom reke Drave.	53
Slika 30: Predlagani rešitvi zajema dravske vode za umetno bogatenje podtalnice z nalivalnimi vodnjaki.	54
Slika 31: Shematski prikaz reciklaže slanice z uporabo pretočnega (a) in šaržnega bioreaktorja (b) (MWH, 2005).	56

OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

AOX adsorbljivi organski halogeni

ARSO Agencija Republike Slovenije za okolje

BPK biokemijska potreba po kisiku

EU Evropska unija

GAC granulirano aktivno oglje

GeoZS Geološki zavod Slovenije

HE hidroelektrarna

KPK kemijska potreba po kisiku

MBR membranski bioreaktor

MPN najverjetnejše število

MV mejna vrednost

PAC aktivno oglje v prahu

PAO policiklični aromatski ogljikovodiki

PV priporočena vrednost

RO reverzna osmoza

THM trihalometani

TOC skupni organski ogljik

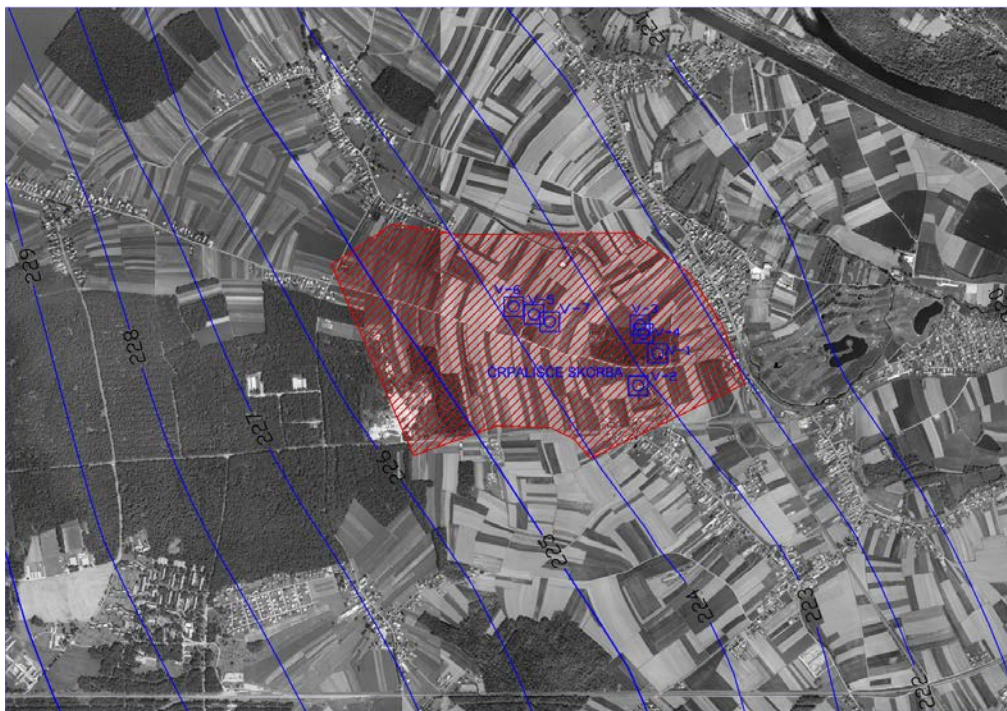
WFD Evropska okvirna direktiva o vodah

WHO Svetovna zdravstvena organizacija

UVOD

Črpališče v Skorbi (slika 1) je najpomembnejše črpališče ptujskega vodooskrbnega sistema. V njem so vodnjaki zgornjega aluvialnega in spodnjega pliocenskega vodonosnika. Vpliv antropogenih dejavnosti se najbolj odraža v zgornjem aluvialnem vodonosniku. V spodnjem, pliocenskem vodonosniku, je voda čistejša, vendar je ta vodonosnik manj izdaten. Za zagotavljanje dolgoročne varne oskrbe s pitno vodo bo potrebno preprečiti nadaljnje obremenjevanje vodonosnika. Vertikalne povezave med plitvimi in globokimi vodnjaki ni, zaradi prevelikega izkoriščanja pa obstaja nevarnost udara zgornje vode v spodnji vodonosnik.

Podtalna voda, ki doteka na črpališče v Skorbi, je obremenjena z nitrati in s fitofarmaceutskimi sredstvi, ki izvirajo iz kmetijske dejavnosti in divjih odlagališč, kar poleg neobstoječega kanalizacijskega omrežja in velikega števila greznic ponikovalnic predstavlja glavni vir preobremenjenosti podtalne vode. Če vode iz plitvih vodnjakov ne bi mešali z vodo iz globljih vrtin, zajeta podtalna voda ne bi ustrezala predpisom za pitno vodo.



Slika 1: Prikaz črpališča Skorba z ožjim vodovarstvenim območjem in gladino podtalne vode (GeoZS, 2005).

Če se ne upošteva mešanja plitve podtalne vode z globinsko podtalno vodo, Komunalno podjetje Ptuj trenutno ne izvaja nobenega postopka priprave pitne vode. V primeru alarma ob preseženi mejni koncentraciji mikroorganizmov pa lahko takoj vključijo klorinator. Edini ukrep, ki je pripomogel k temu, da koncentracije nezaželenih snovi bistveno ne presegajo mejnih vrednosti, ki jih predpisuje Pravilnik o pitni vodi (Ur. l. RS, št. 19/2004), je bila začasna uvedba globinskih vodnjakov.

Po obstoječi zakonodaji in na osnovi kemijskih parametrov je aluvialni vodonosnik Dravskega polja v slabem kemijskem stanju zaradi vsebnosti nitratov in pesticidov ter njihovih razgradnih produktov. Podtalnica je najbolj obremenjena v Brunšviku, Račah, Šikolah in Kidričevem. Trendi za obdobje med l. 1993 in 2004 kažejo na to, da je bila podtalnica pred desetimi leti še bolj onesnažena, saj se koncentracije pesticidov znižujejo, vendar se še niso znižale do dopustnih mejnih vrednosti.

Atrazin je od leta 2003 prepovedan, prej pa se je uporabljal predvsem za zatiranje širokolistnih plevelov na koruznih poljih. Zaradi dolgotrajne prisotnosti v vodonosnikih je na vodovarstvenih območjih prepovedana tudi uporaba večkomponentnih pripravkov, ki vsebujejo atrazin. Na površju poteka njegova razgradnja s fotolizo in s pomočjo mikroorganizmov relativno hitro, medtem ko se v podtalni vodi atrazin in njegovi razgradni produkti razgrajujejo zelo počasi, lahko tudi več desetletij.

O vplivu atrazina in njegovih razgradnih produktov na človeški organizem so mnenja še vedno zelo različna. Svetovna zdravstvena organizacija (WHO) predpisuje mejno vrednost za atrazin v pitni vodi 2 $\mu\text{g/l}$, če dnevni vnos atrazina preko pitne vode predstavlja približno 20 %.

Trenutna maksimalna vrednost za vsebnost nitratov v pitni vodi je 50 mg NO_3 /l. V prihodnjih letih pa se lahko ta omejitev še zaostri zaradi nevarnosti pojava obolenj, ki jih povzroča prisotnost nitritov in nitrozaminov. Nitratni ion kot tak za organizem ni toksičen, postane pa takrat, ko se v prebavnem traktu pretvori v nitrit. Primer škodljivega delovanja nitritov je pretvarjanje hemoglobina v methemoglobin, spojino, ki ni sposobna prenašati kisika po telesu. Za ta pojav so še posebno ranljivi dojenčki v obdobju prvih treh oziroma štirih

mesecev starosti, ko še nimajo razvitih potrebnih obrambnih mehanizmov. Do tega pojava lahko pride pri vsebnosti nitratov v pitni vodi višji od 50 mg NO₃/l.

Naravna denitrifikacija se pojavlja povsod tam, kjer je dovolj hranil v obliki oksidativnega organskega ogljika. Od naravne denitrifikacije pa ne smemo pričakovati odstranjevanja velike količine nitratov, ki so prisotni v podtalni vodi Dravskega polja. V tem primeru je potrebno uvesti še dodatne postopke čiščenja.

Namen naloge je predstaviti možne rešitve za zadovoljevanje dovoljenih koncentracij polutantov v pitni brez uporabe globinske podtalne vode, ki je bila uvedena kot začasna rešitev. Zaradi splošne ranljivosti vodonosnika in obremenjevanja okolja, pa sem upošteval tudi vpliv odpadnih snovi, ki nastajajo med procesom priprave pitne vode.

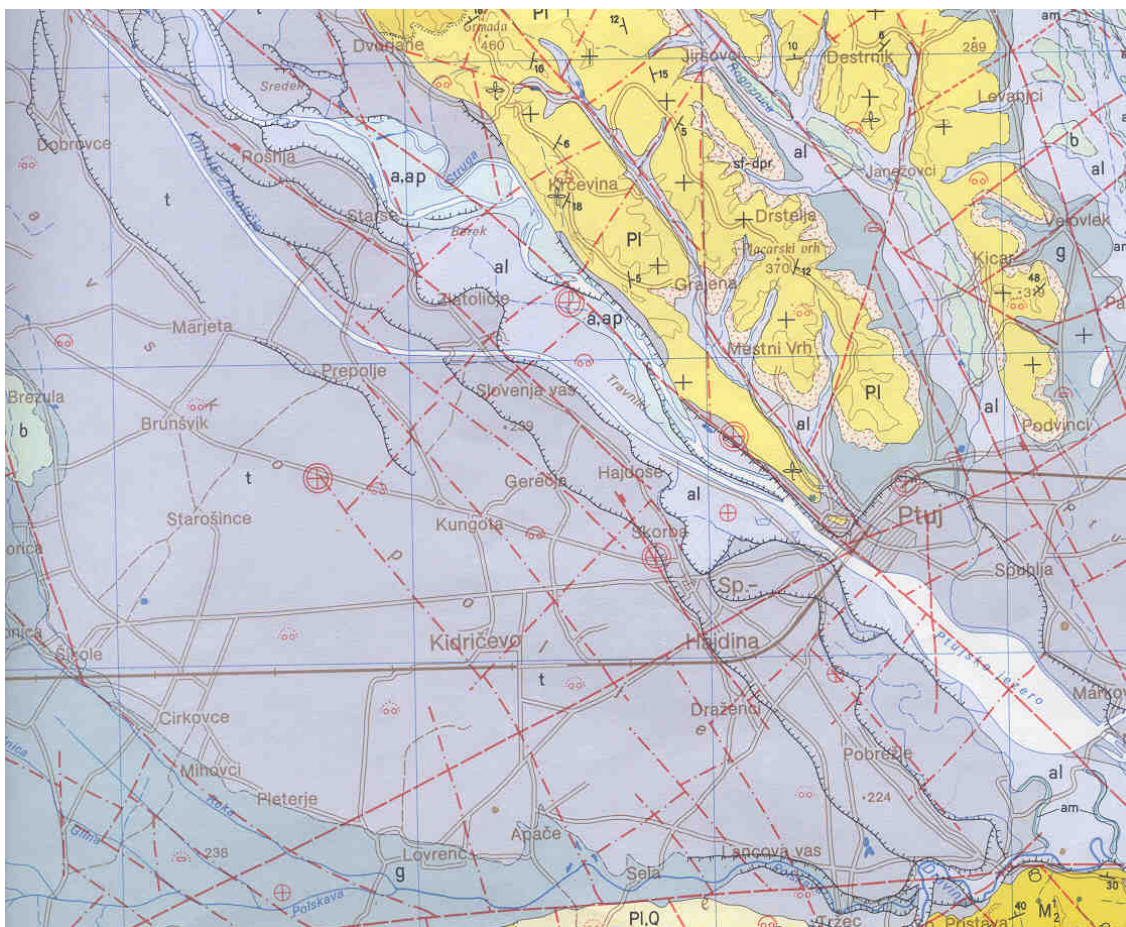
Dravsko polje predstavlja enega najbolj obsežnih in tudi izdatnih vodonosnikov v Sloveniji. Podtalna voda na območju Dravskega in Ptujkega polja predstavlja osnovni vir pitne vode v zasebni in javni oskrbi s pitno vodo. Za oceno obstoječih razmer glede kakovosti in obremenitev podtalne vode sem uporabil obstoječe podatke o kakovosti vode iz več merilnih mest na Dravskem polju.

1 OPIS ZNAČILNOSTI VODNEGA OBMOČJA

1.1 Geologija

Dravsko polje je tektonska udorina, ki jo je reka Drava v pleistocenu zapolnila s silikatnim prodrom v obliki vršaja, v katerega je kasneje vrezala globoko strugo in številne terase. Na prodnem delu polja padavinska voda ponika v tla, zato na površini ni vodotokov, v prodnih nanosih pa se kopičijo izdatne količine podtalne vode.

Na površju so kot najstarejše zastopane metamorfne kamenine, ki jim navzgor sledijo mnogo mlajši pliocenski, pliokvartarni in kvartarni sedimenti. Metamorfne kamenine so prisotne na skrajnem zahodnem delu ob vznožju Pohorja. V glavnem nastopajo gnajsi in sicer muskovitno-biotitni in biotitni, med katerimi se nahajajo vložki blestnika, amfibolita in marmorja.



Slika 2: Geološke razmere na dravskem polju; izrez iz osnovne geološke karte Maribor – Leibnitz, 1:100000 (Geološki zavod Ljubljana, 1987).

Najobsežnejši del polja prekrivajo kvartarne usedline (slika 2), ki jih ločimo na več enot. Barjanski sedimenti (b) so zastopani na jugozahodnem delu med Račami in Podovo. Nastanejo predvsem tam, kjer je hitrost vodnega toka zelo majhna ali pa prihaja do občasnih poplav. Tako voda prinaša in odlaga droben meljasto-glinast material z obrobja polja. Ponekod se je na takšnih predelih razvila zelo bujna vegetacija in so nastali organogeni sedimenti.

Material rečnih (dravskih) teras (al) zavzema celotno osrednje in jugovzhodno ozemlje Dravskega polja. Na Dravsko-ptujskem polju je Drava urezala v že akumuliranem materialu štiri glavne in več vmesnih terasnih nivojev, katerih višine znašajo od nekaj do 30 metrov. Med terasnimi sedimenti (t) prevladuje prod (do 70 %), sledita pesek (okrog 20 %) in peščena glina (okrog 10 %). Prodniki so v glavnem iz metamorfnih in magmatskih kamenin, v manjši meri pa tudi iz karbonatnih sedimentov. Sortiranost je slaba, velikost posameznih prodnikov pa spremenljiva, od nekaj cm do par decimetrov.

Peščeno glino (g) najdemo na zahodnem in skrajnem južnem delu Dravskega polja. Glina leži na dravskemrodu in ponekod vsebuje leče proda, ki so večinoma tanjše. Debelina gline znaša do 8 metrov.

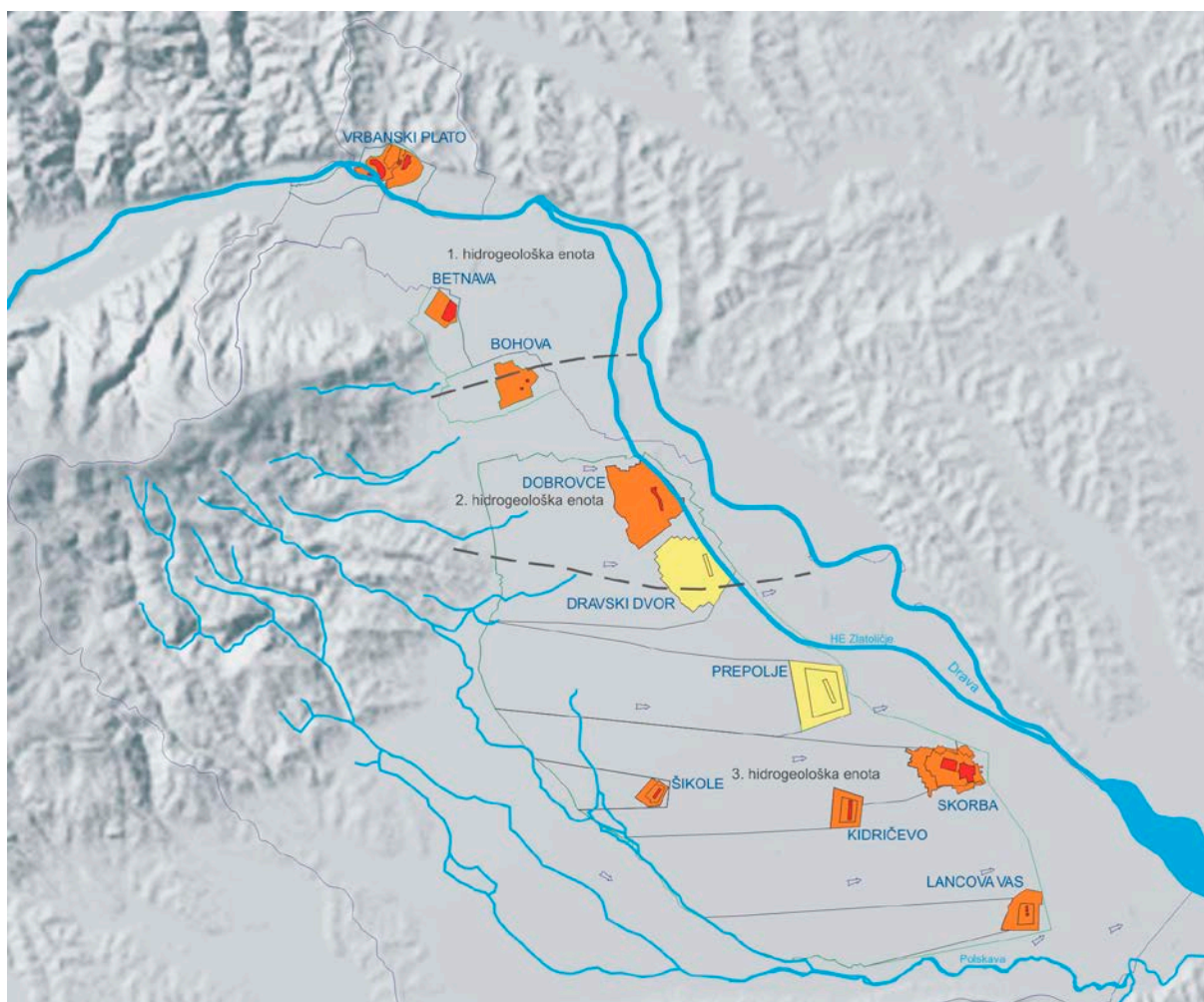
Deluvij je zastopan ob metamorfnih kameninah v okolici Radizela, predstavlja pa delno transportiran material že preperete podlage.

1.2 Hidrogeologija

Na podlagi Pravilnika o določitvi vodnih teles podzemnih voda (Ur. l. RS, št. 63/2005) spada prispevno območje črpališča Skorba v vodno telo podzemne vode Dravska kotlina, ki se deli na tri vodonosnike:

- prodnopeščeni zasip Drave – aluvialni vodonosnik,
- vodonosniki v terciarnih sedimentih,
- termalni vodonosniki v globljih terciarnih sedimentih in predterciarni podlagi.

Žlebnik je v svojih študijah (1983, 1984) Dravsko polje razdelil na tri hidrogeološke enote, ki sem jih ponazoril na sliki 3. Raziskave plitve podtalne vode na Dravskem polju so pokazale, da so na le-tem tri med seboj bolj ali manj ostro ločene hidrogeološke enote. Vsaka od teh enot ima svoje lastno padavinsko zaledje ter poseben režim napajanja, odtekanja in dreniranja podtalne vode. Skrajna severozahodna hidrološka enota Dravskega polja obsega hribovito zaledje Radvanjskega in Razvanjskega potoka ter visoko in nizko dravsko prodnato teraso na severu do Drave. Na jugu jo omejuje površinska razvodnica, ki poteka po prodni dravski ravnini od Bohove do Dogoš.



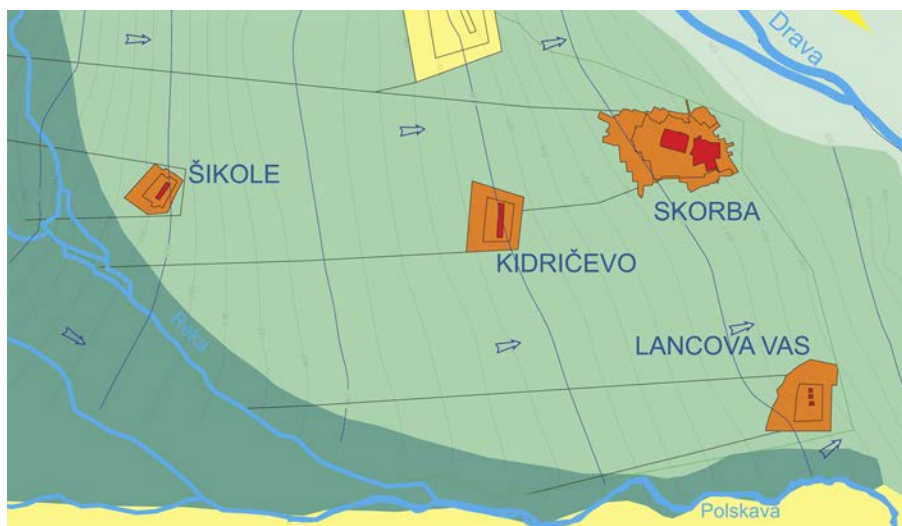
Slika 3: Prikaz obstoječih in predvidenih črpaljš ter razmejitev Dravskega polja na tri hidrogeološke enote (prirejeno po Žlebnik, 1983).

Druga hidrogeološka enota obsega hribovito zaledje Pivolskega, Hoškega in Polanskega potoka ter visoko dravsko prodno teraso do Drave. Na Pohorju jo omejuje površinska razvodnica obeh

pohorskih potokov (Pivolskega in Polanskega), na prodni ravnini na severu podtalna razvodnica Bohova - Dogoše, na jugu pa podtalna razvodnica Hotinja vas - Dravski dvor - Starše. Južna podtalna razvodnica poteka po robu vplivnega območja odvodnega kanala hidroelektrarne Zlatoličje.

Tretja hidrogeološka enota (slika 4) obsega srednji in južni del Dravskega polja južno od Hotinje vasi, Dravskega dvora in Starš vse do Framskega potoka, Reke in Polskave na jugu ter Drave na vzhodu. Poleg ravninskega dela obsega tudi povodje Račkega potoka. Po ocenah se ob nizkem vodnem stanju skozi to hidrogeološko enoto pretaka cca 1200 l/s pretoka skozi presek Župečja vas - Kidričevo - Zlatoličje.

V tej hidrogeološki enoti so črpališča vode v Skorbi in Lancovi vasi (Komunalno podjetje Ptuj), Šikolah (Komunala Slovenska Bistrica) in Kidričevem (TALUM). Vodonosna prodna plast je najdebelejša med Šikolami, Kidričevim in Skorbo (od 14 do 18 m pri nizkem vodnem stanju) ter pri Ravnem polju in Zlatoličju (od 11,5 do 13,9 m).



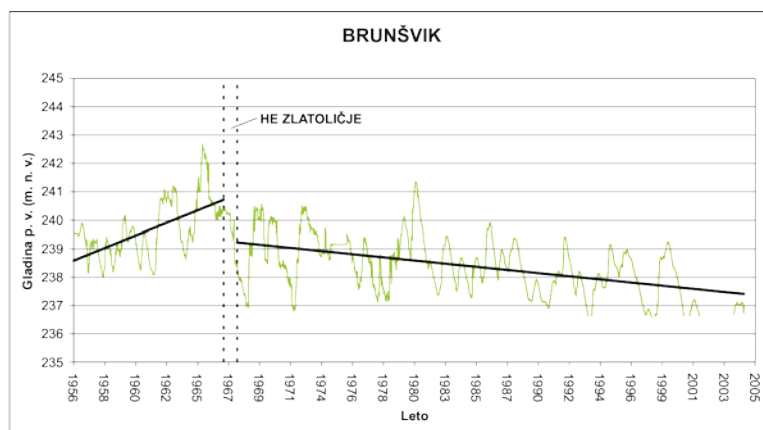
Slika 4: Hidrogeološke razmere južnega dela dravskega polja; s puščicami so prikazane smeri toka podtalnice (prirejeno po GeoZS, 2004).

Na Dravskem polju so k spremembam količinskega stanja prispevale preusmeritve vodotokov in umetni kanali. Zaradi preusmeritve pohorskih potokov je severna hidrogeološka enota v boljšem kemijskem stanju kakor ostali dve enoti. Po izgradnji hidroelektrarne Zlatoličje pa se

je znižala rečna gladina med Mariborom in Ptujem, ko so pri Meljah del dravske vode speljali v umetni vodotesni dovodni kanal HE. Odvodni kanal je globoko vkopan v vodonosnik in tako izsušuje južni del Dravskega polja. Zato je gladina podtalnice ob Dravi upadla (Mikulič, 2006).

Tako je gladina podtalnice v tretji hidrogeološki enoti dejansko odvisna tudi od gladine vode v odvodnem kanalu ter Ptujskem jezeru, kar predstavlja spodnji robni pogoj odtokov iz vodonosnika. Z vodnogospodarskim soglasjem ima DEM (Dravske elektrarne Maribor) predpisane minimalne višine gladine vode na teh mestih.

Gladina vode v strugi reke Drave vpliva na gladino podtalnice med strugo reke Drave in odvodnim kanalom HE Zlatoličje. Odvodni kanal je tudi v tem primeru drenaža za ta del podtalnice. Vpliv izgradnje HE Zlatoličje se vidi na sliki 5, kjer je prikazan nivo na postaji Brunšvik, ki predstavlja reprezentativno mersko mesto za osrednji del Dravskega polja. Trend upadanja gladine je opazen že od izgradnje kanala, negativni trend pa so v osemdesetih povečale tudi regulacije pohorskih potokov, ki ponikujejo v Dravsko polje (ARSO, 2005).



Slika 5: Trendi nihanja gladine podzemne vode na postaji Brunšvik (ARSO, 2005).

Generalna smer toka podtalnice Dravskega polja je od zahoda proti vzhodu. Po izgradnji odvodnega kanala HE Zlatoličje se je smer toka na jugozahodnem delu polja spremenila proti kanalu, to je proti severovzhodu. Na območju Dravskega polja je več potokov, ki se napajajo v vzhodnem delu Pohorja. To področje je po količini padavin bogatejše kot samo polje. Tako

je v tem delu Pohorja padavin 1200 mm/leto, na samem polju pa je ta vrednost občutno manjša in sicer okoli 960 mm/leto.

Edini vodotok, ki površinsko teče preko polja, je Polskava, v katero se steka več potokov: Reka, Kamešnica, Trojšnica in Devina. Prav tako se v Polskavo stekajo manjši občasni potoki z južnega obrobja (Savinsko). Njihove struge se napolnijo z vodo po intenzivnejših padavinah, sicer pa je njihova struga suha. V vodotok Polskava se stekajo učinkovite padavine, ki padajo južno od tretje hidrogeološke podzemne razvodnice. Razlog, da je Polskava edini večji površinski vodotok, ki teče preko Dravskega polja, je v tem, da je njena struga vrezana v glinaste naplavine pohorskih potokov. Iz hidrogeoloških podatkov, ki so na razpolago, se da sklepati, da Polskava ne vpliva na podtalnico, ker teče po nepropustni podlagi.

Podtalnica tretje hidrogeološke enote se v manjšem zgornjem delu drenira v strugo Drave, večinoma pa v odvodni kanal HE Zlatoličje in drenaže ob Ptujskem jezeru. Na nizki terasi ob Dravi pa pride deloma na površje kot studenčnica.

V osrednjem delu Dravskega polja imamo povprečno količino o padavinah cca 960 mm/leto, na samem Pohorju od 1200 do 1600 mm/leto, v prehodnem pasu med samim poljem in Pohorjem pa količina padavin znaša od 1000 do 1200 mm/leto. Po hidrološki analizi glede na dolgoletni niz (obdobje od 1958 do 1987) je bila določena povprečna evapotranspiracija Dravskega polja 724 mm/leto. Bilanca podtalne vode po posameznih hidrogeoloških enotah je sestavljena večinoma iz učinkovnih padavin na polju in manjši del iz ponikanja potokov.

1.3 Glavni okoljski problemi

Za podtalnico dravskega polja je značilna visoka vsebnost nitratnega iona in triazinskega pesticida atrazina. Visoka vsebnost onesnažil v plitvem vodonosniku izhaja iz intenzivnega kmetijstva, ki je v preteklosti težilo k čim večji kvantiteti pridelka, manj pa se je upošteval vodovarstveni vidik. Zaradi preobremenjevanja tal, se je opazno zmanjšala debelina humusne plasti, ki deluje kot puferska cona in s tem zmanjšuje možnost direktnega pronicanja gnojil in fitofarmaceutskih snovi v podtalnico.

Za spojine anorganske narave je značilno, da se porazdelijo po celotnem telesu podtalne vode in se v vodonosniku premikajo s tokom podtalne vode. Bolj zapletena pa je porazdelitev organskih spojin. Ogljikovodiki z manjšo specifično težo, na primer aromatski ogljikovodiki, se porazdelijo po zgornjih plasteh vodonosnika, oblak onesnaženja pa potuje predvsem v smeri toka podtalne vode, medtem ko lahko klorirane organske spojine zaradi večje specifične teže ob večjih obremenitvah potonejo do dna vodonosnika in tam ostanejo ne glede na hidrološko stanje podtalnice. To je tudi eden glavnih vzrokov, da so nekatere organske spojine prisotne v podtalnici kljub prenehanju uporabe (Lapajne in Pogačar, 2000).

Problematika je vezana na tiste vodooskrbne sisteme, ki kot vodni vir uporabljajo podtalno vodo. Ti vodni viri imajo praviloma bakteriološko neoporečno vodo. Uporaba umetnih in živalskih gnojil poleg debeline zemljine in vrste posevkov pomembno vpliva na koncentracijo nitratov v podtalnici. K zvišanju koncentracije nitratov prispeva tudi neurejeno odvajanje in čiščenje odplak.

Nitrati so zelo dobro topni v vodi in se ne vežejo na delce zemljine oziroma ga ti celo odbijajo in so zato v tleh zelo mobilni. Posledica tega je hitro izpiranje v podtalnico.

Ljudje smo nitratom in nitritom izpostavljeni preko hrane in vode. Nahajajo se v nekaterem sadju in zelenjavi, živilom so dodani kot konzervansi in so sestavni del nekaterih zdravil. Zaradi različnih prehrabnih navad zaužijemo s hrano različno količino nitratov. Povprečni dnevni vnos nitratov s hrano je odvisen od prehranjevalnih navad, navadno se giblje okoli 100 mg NO_3 /l. Nekatere vrste zelenjave in sadja vsebujejo tudi zaščitne snovi, ki negativne učinke nitratov izničijo. Delež vnosa nitratov preko pitne vode v telo narašča z naraščanjem koncentracije nitratov v pitni vodi (De Zuane, 1997).

Nitrati v pitni vodi so nevarni zaradi tvorjenja nitritov v želodcu in ob stiku s slino v požiralniku. Nitriti so nevarni predvsem za dojenčke do tretjega meseca starosti, ko še nimajo razvitih ustreznih obrambnih mehanizmov, saj se lahko vežejo na hemoglobin in tako zasedejo mesto kisiku. Oksidiran hemoglobin oziroma methemoglobin pa ne more prenašati kisika po telesu. Dodatno lahko poslabša methemoglobinemijo prisotnost bakterij v pitni vodi in okužba prebavil. Iz statističnih analiz je razvidno, da se z naraščanjem koncentracije

nitratov v pitni vodi nad 50 mg NO₃ /l zvišuje stopnja rakavih obolenj prebavil. Številne študije o pojavljanju drugih obolenj v povezavi z nitrati v pitni vodi niso dale enotnih rezultatov. Prav tako še ni trdnih zaključkov o vplivih mešanic nitratov z drugimi polutanti na zdravje.

Pitna voda s koncentracijami nitratov nad vrednostjo 50 mg NO₃ /l predstavlja zdravstveni problem za dojenčke, nosečnice in doječe matere. Uživanje take vode zanje ni primerno in je potrebna omejitev uporabe. Prekuhavanje vode nitratov ne uniči, zaradi izhlapevanja vode se lahko njihova koncentracija celo poveša. Ukrepi za zmanjšanje izpostavljenosti nitritom in nitratom preko pitne vode so kratkoročni in dolgoročni. Če koncentracija presega 50 mg NO₃/l, je potrebna nadomestna oskrba za ogrožene skupine s pakirano pitno vodo. Za te skupine so neprimerni priročni ionski izmenjevalci, saj po iztrošenju filtra prihaja do izpiranja nitratnih ionov in s tem močno povišanih koncentracij. Za trajno zaščito prebivalcev so potrebne obsežnejše rešitve kot so priprava vode (ionska izmenjava, biološka denitrifikacija, membranski procesi), mešanje vode ali nov vodni vir. Dolgoročno je potrebno predvsem preventivno delovanje za zmanjšanje koncentracije nitratov v virih pitne vode.

Onesnaževanje z dušikom zaradi kmetijskih dejavnosti:

- neustrezno gnojenje in puščanje neporaščenih tal jeseni,
- preveč intenzivna živinoreja, kjer imajo na kmetijah več gnoja kot bi ga lahko raztresli po njivah in travnikih,
- neustrezno zgrajena gnojišča in greznice.

Atrazin je triazinski herbicid in je bil v preteklosti eden najbolj uporabljanih pesticidov. Ker atrazin ni naravno prisoten, je vsa količina, ki se nahaja v okolju posledica človekovega delovanja, večinoma zaradi uporabe v kmetijstvu. Uporabljal se je selektivno za kontrolo večine širokolistnih plevelov v kmetijstvu ter tudi pri pogozdovanju in drugih nekmetijskih dejavnostih. Mnoge države so omejile njegovo uporabo, v Sloveniji pa je v celoti prepovedan od leta 2003. V površinski vodi se atrazin razgrajuje s fotolizo in delovanjem mikroorganizmov, razpolovna doba je pri 20 °C lahko tudi več kot 100 dni. Razgradnja poteka tudi v zemlji, odvisno od temperature, vlažnosti in pH-ja. Pri hidrolizi v zemlji nastajajo predvsem hidroksimetaboliti, med katere prištevamo tudi desetil-atrazin.

Največ atrazina se zaradi sorpcije v vršnih plasteh zemljine zadrži na površju. Na sposobnost sorpcije atrazina vplivajo zrnavostna sestava zgornjih horizontov, vsebnost organskih snovi in poroznost zemljine. Atrazin je namreč relativno mobilan in lahko pronica skozi zemljino in onesnaži podtalno vodo. Transport atrazina skozi zemljino se vrši preko makropor, ob koreninah in skozi kanale, ki jih izdolbejo deževniki in drugi organizmi. Atrazin se skozi zemljino širi hitreje kot njegovi razgradni produkti.

Atrazin se hitro absorbira iz prebavil in se, skupaj z metaboliti, večinoma izloča z urinom. Pri visokih koncentracijah atrazin povzroča motnje in spreminja delovanje hormonov. Na podlagah raziskav, ki so bile narejene na laboratorijskih podganah, je potrebno posebno pozornost posvetiti možnosti hormonskih motenj pri človeku. Te se lahko pojavijo v večgeneracijski izpostavljenosti atrazinu v pitni vodi. Ker pa so te spremembe zelo počasne, bo potrebno za relevantne rezultate še veliko časa. Izmerjene koncentracije v pitni vodi (nekaj $\mu\text{g/l}$) naj bi predstavljale zanemarljivo obremenitev za človeka. Možno je, da bi ob istočasni izpostavljenosti nitratom nastajal v želodcu karcinogeni nitrozoatrazin; poleg kislosti v želodcu so pomembni še drugi dejavniki, kot so na primer hkratni vnos drugih hranil in specifičnost organizma. Vendar nobena raziskava ni dokazala rakotvornega delovanja nitrozoatrazina (Schoeny, 2006).

V Pravilniku o pitni vodi (Ur. l. RS, št. 19/2004) je določena mejna vrednost za atrazin v pitni vodi, $0,10 \mu\text{g/l}$. Pri tej mejni vrednosti je upoštevan previdnostni princip, ki izhaja iz predpostavke, da snovi iz skupine pesticidov v vodi, ki se uporablja kot vir pitne vode, ali v pitni vodi, naj ne bi bilo. Svetovna zdravstvena organizacija je glede tveganja za zdravje določila mejno vrednost za pitno vodo $2 \mu\text{g/l}$.

Ukrepi za zmanjšanje koncentracije pesticidov v pitni vodi morajo biti usmerjeni primarno v izbiro in zaščito vodnega vira, možna rešitev je tudi zamenjava vira pitne vode. Dolgoročno je potrebno preventivno delovanje glede uporabe fitofarmaceutskih sredstev.

Na Dravskem polju je tudi veliko število nelegalnih gramoznic, ki predstavljajo potencialne vire točkovnega onesnaženja. Nekatere jame so že zasute, zato jih je težko locirati, problem pa predstavljajo predvsem odpadki, ki bi lahko bili zakopani v teh jamah.

2 PRAVNA PODLAGA IN PREDPISI

Evropska okvirna direktiva o vodah (WFD 2000/60/ECC) postavlja merila za identifikacijo vodnih teles podzemne vode in zahteva, da se za ta vodna telesa določa kemijsko stanje. Cilj direktive je zagotoviti dobro stanje vseh teles površinskih in podzemnih voda do leta 2015. Dobro kakovostno stanje je doseženo, če škodljive snovi ali nevarne snovi, ki so posledica človekovih dejavnosti, v podzemni vodi ne presegajo določene opozorilne vrednosti glede na normative za pitno vodo in če časovna serija ne kaže trenda naraščanja nezaželenih snovi.

Za doseganje dobrega stanja in ustavitev trendov slabšanja vodnih teles podzemne vode mora vsaka država članica EU uvajati določene ukrepe, ki se nanašajo predvsem na izpolnjevanje določenih smernic in zahtev.

Vodna direktiva predpisuje, da podzemne vode ne smejo škodljivo vplivati na površinske vode in s tem povezane ekosisteme. Ne navaja pa povratne zanke, da tudi spremembe na površinskih vodah ne smejo imeti nezaželenih posledic na podzemne vode (Mikulič, 2006).

Evropsko zakonodajo na področju kvalitete pitne vode predstavlja Direktiva Sveta 80/778/EEC, dopolnjena z določili Direktive Sveta 98/83/ES o kakovosti vode, namenjene za prehrano ljudi. Voda, namenjena za prehrano ljudi, mora izpolnjevati standarde kakovosti, ki so potrebni za človekovo zdravje. Za doseg te standardov je treba ohraniti čisto okolje, saj bo le tako lahko možno zagotoviti čiste vodne vire, ki bodo omogočali trajnostno uporabo kakovostne pitne vode. Vrednosti parametrov temeljijo na razpoložljivih znanstvenih znanjih in upoštevajo tudi previdnostno načelo. Vrednosti so izbrane zato, da se zagotovi varno uživanje vode, namenjene za prehrano ljudi za celo življenje in tako predstavlja visoko raven varovanja zdravja.

Vsako neizpolnjevanje vrednosti parametrov se preveri in se ugotovi vzrok zanj. Če kljub ukrepom voda, namenjena za prehrano ljudi, ni primerna, se kolikor hitro je mogoče sprejme ustrezen sanacijski ukrep za obnovitev njene kakovosti.

Dovoljena so odstopanja od predpisanih vrednosti parametrov, ki jih določijo tako, da nobeno odstopanje ne predstavlja možne nevarnosti za zdravje ljudi in pod pogojem, da oskrbe vode, namenjene za prehrano ljudi na določenem območju, ni mogoče vzdrževati na drug sprejemljiv način. Odstopanja se omejujejo na čim krajši čas, ki ne sme biti daljši od treh let. Proti koncu časovnega obdobja se preveri, ali je bil dosežen zadosten napredek.

V vodi, namenjeni za prehrano ljudi, ne smejo ostati snovi ali materiali, ki so bili uporabljeni med pripravo ali distribucijo vode, v višjih koncentracijah, kakor je potrebno za namen njihove uporabe pod pogojem, da neposredno ali posredno ne zmanjšajo varstva zdravja ljudi.

Okoljska pristojnost

Zakon o vodah (Ur. l. RS, št. 67/2002) se glede na oskrbo s pitno vodo nanaša predvsem na varstvo vodnih virov. Za varovanje vodnega telesa, ki je namenjeno za javno oskrbo s pitno vodo, pred onesnaževanjem in drugimi vrstami obremenjevanja vlada določi vodovarstveno območje. Podrobnejši kriteriji za določitev vodovarstvenega območja so predpisani v Pravilniku o merilih za določitev vodovarstvenega območja (Ur. l. RS, št. 64/2004).

Skoraj celotno Dravsko polje je zavarovano z enotnim vodovarstvenim območjem. Za območje nekdanje občine Maribor je bilo tretje vplivno vodovarstveno območje potrjeno z Odlokom o varstvenih pasovih in ukrepih za zavarovanje zaloga pitne vode na Dravskem polju. Odlok je bil objavljen v Medobčinskem uradnem vestniku občin Dravograd, Maribor, Pesnica, Radlje ob Dravi, Ravne na Koroškem in Ruše št. 8/92 in v letu 2002 ponovno potrjen. Za ptujski del vplivnega varstvenega pasu na Dravskem polju pa poseben odlok ni bil sprejet in je ostalo le na ravni predloga. Na območju nekdanje občine Ptuj velja Odlok o varstvenih pasovih vodnih virov v občini Ptuj, ki je bil objavljen v Uradnem vestniku občin Ormož in Ptuj leta 1992, št. 19.

Sčasoma bodo vsa dosedanja vodovarstvena območja dopolnjena v skladu s tem pravilnikom. Trenutno je v pripravi Uredba o vodovarstvenem območju za vodno telo Dravskega in Ptujkega polja. V skladu s tem bo tudi območje Dravskega polja na območju nekdanje občine Ptuj verjetno vključeno v širše vodovarstveno območje Dravskega polja, nekdanji tretji vodovarstveni pas.

Zakon o varstvu okolja (Ur. l. RS, št. 41/2004) predpisuje zmanjšanje emisij v okolje z ukrepi za preprečevanje in zmanjševanje onesnaženja ter zagotavljanje standardov kakovosti okolja. Na podlagi tega zakona oskrba s pitno vodo spada med obvezne občinske gospodarske javne službe varstva okolja.

Kadar pri pripravi pitne vode nastajajo odpadne vode, je potrebno upoštevati Uredbo o emisiji snovi pri odvajanju odpadnih vod iz objektov in naprav za pripravo pitne vode (Ur. l. RS, št. 28/2000). Uredba določa mejne vrednosti odpadne vode in posebne ukrepe v zvezi z zmanjševanjem emisije snovi, ki nastajajo v tehnološkem procesu priprave pitne vode. Za emisije snovi, ki niso urejene s to uredbo, pa se uporablja Uredba o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS, št. 47/2005).

Uredba nalaga posebne ukrepe, ki jih mora upravljavec ali lastnik vira onesnaževanja izvajati zaradi čim manjšega onesnaževanja iz vira onesnaževanja. Potrebno je uporabljati tehnologije priprave vode, pri katerih nastajajo čim manjše količine odpadkov ali pri katerih nastajajo takšni odpadki, da jih je mogoče ponovno uporabiti ali reciklirati, na primer v proizvodnji gradbenih materialov.

Na podlagi Zakona o varstvu okolja je bilo sprejetih tudi več podzakonskih aktov, ki se nanašajo na varstvo voda pred onesnaženjem zaradi kmetijske dejavnosti in sicer so to predpisi, ki se nanašajo na omejevanje vnosa hranil v tla in strokovno utemeljeno gnojenje ter predpisi, ki določajo mejne vrednosti za nitrate v površinskih oz. podzemnih vodah in standarde kakovosti za pitno vodo.

Uredba o standardih kakovosti podzemne vode (Ur. l. RS, št. 100/2005) navaja merila za določitev kemijskega stanja, čezmerne obremenjenosti podzemne vode ter merila za ugotavljanje ogroženosti podzemne vode. V uredbi so za parametre kemijskega stanja postavljene mejne vrednosti. Podobna merila za površinske vode navaja Uredba o kemijskem stanju površinskih voda (Ur. l. RS, št. 11/2002).

Uredba o mejnih vrednostih vnosa nevarnih snovi in gnojil v tla (Ur. l. RS, št. 84/2005) določa mejne vrednosti letnega vnosa rastlinskih hranil v tla, stopnje zmanjševanja vnosa ter

druge ukrepe v zvezi s tem. Posebej so določene mejne vrednosti za mineralna in živalska gnojila, prepovedi in časovne omejitve gnojenja z živalskimi gnojili oziroma vnosa dušika. V skladu z zahtevami Nitratne direktive (91/676/EEC) je bilo zaradi varstva voda pred onesnaženjem z nitrati celotno območje Republike Slovenije določeno za občutljivo območje, uredba pa opredeljuje tudi vsebino operativnega programa ukrepov zaradi varstva voda pred onesnaževanjem z nitrati iz kmetijstva za občutljiva območja.

Zdravstvena pristojnost

Varnost uživanja pitne vode je potrebno zagotoviti v skladu z Zakonom o zdravstveni ustreznosti živil in izdelkov ter snovi, ki prihajajo v stik z živili (Ur. l. RS, št. 52/2000). Na podlagi tega zakona je bil sprejet Pravilnik o pitni vodi (Ur. l. RS, št. 19/2004), ki določa zahteve, ki jih mora izpolnjevati pitna voda, z namenom varovanja zdravja ljudi pred škodljivimi učinki zaradi kakršnegakoli onesnaženja pitne vode.

Pravilnik o pitni vodi, ki v celoti povzema veljavno direktivo EU, predvideva možnost uporabe pitne vode, v kateri koncentracije posameznih snovi presegajo predpisano mejno vrednost, če to ne predstavlja potencialne nevarnosti za zdravje ljudi in če ni mogoče na drug sprejemljiv način zagotoviti oskrbe s primerno pitno vodo. Dovoljenje za odstopanje od predpisane mejne vrednosti je časovno omejen ukrep, ki upravljavcu sistema za oskrbo s pitno vodo omogoča, da v določenem časovnem obdobju zagotovi sanacijo razmer in s tem skladnost z zahtevami pravilnika.

Kadar se v okviru izvajanja notranjega nadzora ali monitoringa ugotovi, da pitna voda ni skladna s pravilnikom, mora upravljavec nemudoma ugotoviti vzroke neskladnosti in izvesti ukrepe za njihovo odpravo. Ti ukrepi morajo upoštevati stopnjo prekoračitve mejne vrednosti parametra in potencialno nevarnost za zdravje ljudi, o čemer poda mnenje komisija, ki jo imenuje minister pristojen za zdravje.

Če komisija oceni, da bo ugotovljena neskladnost z mejnimi vrednostmi parametrov, ki jih predpisuje pravilnik, trajala dalj časa ali se bo ponavljala oziroma oceni, da bo do take neskladnosti še prišlo, opozori upravljavca, da mora pridobiti dovoljenje za odstopanje od mejnih vrednosti parametrov. Na podlagi vloge upravljavca lahko minister, pristojen za

zdravje, dovoli uporabo neskladne pitne vode, če to ne predstavlja potencialne nevarnosti za zdravje ljudi in če ni mogoče na drug sprejemljiv način zagotoviti oskrbe s pitno vodo.

Dovoljenje se izda za obdobje, ki ne sme biti daljše od treh let. Izjemoma se lahko dovoli odstopanje še za nadaljnja tri leta. Ministrstvo, pristojno za zdravje, mora v tem primeru Komisiji Evropske unije posredovati poročilo o dejavnostih iz prvega obdobja, skupaj z razlogi za odločitev o dovoljenju za drugo odstopanje. V izjemnih okoliščinah lahko ministrstvo zaprosi Komisijo za tretje odstopanje, za obdobje, ki ne presega treh let.

Pravilnik določa izvajanje notranjega nadzora v skladu s predpisi, ki urejajo zdravstveni nadzor živil in izvajanje monitoringa. Notranji nadzor mora biti vzpostavljen na osnovah HACCP sistema, kar pomeni, da je treba vodo spremljati od zajema do porabe. Nadzor zagotavlja stalno visoko raven varnosti pitne vode, ki je samo z vzorčenjem ne bi mogli zagotoviti. To omogoča prepoznavanje mikrobioloških, kemičnih in fizikalnih agensov, ki lahko predstavljajo potencialno nevarnost za zdravje ljudi izvajanje potrebnih ukrepov ter vzpostavljanje stalnega nadzora na mestih oskrbe s pitno vodo, kjer se lahko pojavijo tveganja.

Po pravilniku ima pri izbiri vode za oskrbo s pitno vodo prednost voda, za katero priprava ni potrebna. Vodi se ne sme dodati nobenih drugih snovi, razen snovi, ki potrebne za pripravo pitne vode. Snovi, ki se uporabljajo za pripravo in nečistoče, ki jih te snovi vsebujejo, ne smejo biti v pitni vodi v višji koncentraciji kot to določa ta pravilnik in ne smejo posredno ali neposredno vplivati na zdravje ljudi. Pri razkuževanju je ob čim večjem učinku potrebno zagotoviti, da je onesnaženje s stranskimi produkti razkuževanja na čim nižji ravni.

Uredba o kakovosti površinskih voda, ki se jo odvzema za oskrbo s pitno vodo (Ur. l. RS, št. 52/2002), določa kakovostne razrede za površinske vode, ki se jih odvzema ali so namenjene za oskrbo s pitno vodo ter mejne in priporočene vrednosti parametrov.

Načelo HACCP

Ker je pitna voda po Zakonu o zdravstveni ustreznosti živil in izdelkov ter snovi, ki prihajajo v stik z živili živilo, velja ta obveza tudi pri zagotavljanju javne oskrbe s pitno vodo. HACCP

je preventivni sistem notranjega nadzora, ki omogoča prepoznavanje, oceno, ukrepanje in nadzor nad morebitno prisotnimi dejavniki tveganja v živilih, v tem primeru pitni vodi, ki lahko ogrožajo zdravje človeka.

Namesto kontrole končnega rezultata se pozornost preusmeri v preventivo, kar bistveno poveča zanesljivost celotnega sistema. Zato sta potrebni identifikacija in nadzor tveganj, ki sta pomembni za zagotavljanje varnosti v celotnem procesu oskrbe. Tako se zagotovi večstopenjski nadzor, s pomočjo katerega se morebitna prisotnost dejavnikov tveganja v osnovi prepreči, odstrani ali zmanjša na sprejemljivo raven.

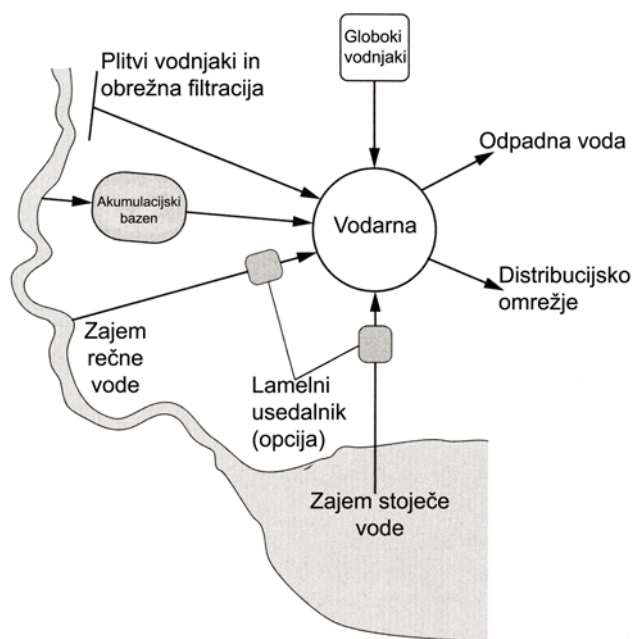
Večstopenjsko varovanje igra pomembno vlogo pri zanesljivosti sistema za pripravo pitne vode, saj sistem lahko sestavljajo tudi postopki, pri katerih lahko nepričakovano pride do izhajanja nečistoč v vodovodno omrežje. Vpliv takšnih pojavov na varnost oskrbe s pitno vodo se da obvladovati s primerno zasnovo posameznih postopkov ali pa celotnega procesa priprave vode.

Preventivne ukrepe je potrebno vzpostaviti tam, kjer je možnost pojava tveganja. To je pomembno takrat, ko pride do izpada ene od stopenj varovanja, saj se tako zagotavlja večja varnost oskrbe, kar pripomore predvsem v trenutkih, ko pride do preobremenitve sistema.

3 POSTOPKI ZA ODSTRANJEVANJE ATRAZINA IN NITRATOV

Kadar se pojavijo razmere, ko vodni vir ni več primeren za izkoriščanje brez priprave pitne vode, je za zagotavljanje varnosti uporabnikov potrebno preveriti možne razpoložljive rešitve. Kadar v okolici ni na razpolago ustrežnejšega vira s primerno količino in kakovostjo vode, je običajno edina rešitev uvedba postopkov za pripravo vode ali pa morebitna povezava s sosednjim sistemom za oskrbo s pitno vodo, če le-ta razpolaga z zadostno količino vode.

Na sliki 6 so prikazani različni viri, ki jih je mogoče izkoriščati za pripravo pitne vode. To so predvsem viri, ki razpolagajo z zadostno količino vode, da količina vode, ki je potrebna za oskrbo s pitno vodo, predstavlja le manjši delež v vodni bilanci.



Slika 6: Možni viri pitne vode in ukrepi za zmanjšanje vsebnosti suspendiranih snovi (MWH, 2005).

Najboljši vir, ki zagotavlja najenostavnejšo oskrbo s kvalitetno pitno vodo, predstavljajo obsežni naplavinski vodonosniki. Voda iz teh virov ima odlične organoleptične lastnosti, zaradi primerne zrnastne strukture pa predstavljajo tudi učinkovito zaščito pred mikroorganizmi. Na takšnih vodonosnikih pa so običajno dobri pogoji za intenzivno kmetijstvo, kar se izraža v prisotnosti sintetičnih organskih snovi in povečani vsebnosti dušika

v podtalni vodi. Najbolj so obremenjene podtalne vode v plitvih vodonosnikih na območjih z malo količino padavin. Na kakovost podtalnice pomembno vpliva tudi komunikacija s površinskimi vodotoki, kadar podtalnica iz njih bogati.

Vodotoki imajo večjo samočistilno sposobnost kot podtalna voda in v primeru onesnaženja le-to hitreje odteče in se ne zadržuje toliko časa, kot je to značilno za onesnaženje v podtalnicah. Problem pri vodotokih predstavlja to, da niso le odvodniki padavinske vode, ampak so tudi najlažja oblika odvajanja odplak, kar se v zadnjih letih ob gradnji čistilnih naprav za odpadne vode že izboljšuje.

V Sloveniji je v bilo zadnjih letih veliko pozornosti posvečeno izkoriščanju obrežnega filtrata večjih vodotokov, saj ta način izkoriščanja vode predstavlja primerno alternativo zaradi manjše obremenjenosti iz kmetijskih dejavnosti. Za obrežni filtrat je značilno, da je voda, ki prehaja iz struge v podtalje, podvržena aktivnim mikrobiološkim procesom in odvisno od oddaljenosti od struge tudi učinkoviti filtraciji. Tako se zmanjša tudi vsebnost suspendiranih snovi, kar vodi v manjši volumen blata na čistilni napravi oziroma lažjo pripravo vode za morebitno umetno bogatenje podtalnice.

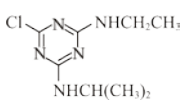
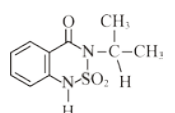
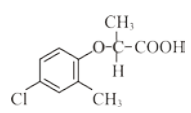
3.1 Odstranjevanje atrazina

Za odstranjevanje sintetičnih organskih snovi, med katere spada tudi atrazin, se najpogosteje uporablja adsorpcija na granuliranem aktivnem oglju. Aktivno oglje se za poliranje vode uporablja že vrsto let, z izboljševanjem tehnologije za proizvodnjo različnih vrst oglja pa se njegov spekter uporabnosti in ekonomičnost hitro povečujeta. Poglavitna slabost aktivnega oglja je ta, da je uporabno samo do zasičenja, proces za ponovno uporabo pa je predrag, da bi se reciklaža izvajala v sami vodarni. In situ reaktivacija se namreč izplača v vodarnah, kjer je uporaba oglja večja od 150.000 kg/leto (MWH, 2005). Zato je praksa pri manjših sistemih takšna, da se izrabljeno oglje z visoko vsebnostjo adsorbiranih snovi odloži na primerno deponijo in nadomesti z novim.

Ker nadomeščanje zasičenega aktivnega oglja predstavlja poglavitni strošek pri odstranjevanju pesticidov, se je pojavila težnja po možni predpripravi za podaljšanje časa do zasičenja aktivnega oglja. Kot primerna rešitev za poliranje vod z nizko vsebnostjo naravnih organskih snovi se je izkazala oksidativna razgradnja z ozonom, ki čas do zasičenja oglja z atrazinom približno podvoji (MWH, 2005).

Atrazin se v primerjavi z drugimi pesticidi (preglednica 1) razlikuje po tem, da je slabo topen v vodi in se zato lažje adsorbira na aktivno oglje ter ga je mogoče z učinkovito adsorpcijo relativno lahko odstraniti.

Preglednica 1: Pogosti pesticidi v pitni vodi, ki se jih lahko odstrani z adsorpcijo na aktivnem oglju (Chemviron Carbon, 2005).

Atrazin		Bentazon		MCP	
Molekulska masa	216 g/mol	Molekulska masa	240 g/mol	Molekulska masa	215 g/mol
Topnost	28 mg/L	Topnost	500 mg/L	Topnost	620 mg/L
					

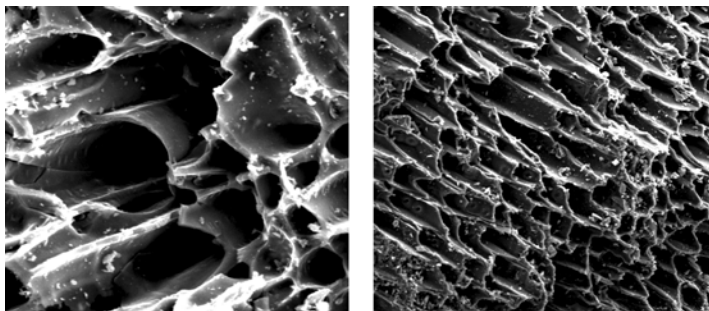
Oksidativno delujoča sredstva (ozon, vodikov peroksid, UV) ali njihove kombinacije cepijo v vodi prisotne organske snovi v nove snovi z višjo oksidacijsko stopnjo in manjšo molekularno maso. Tako nastale molekule so tudi lažje uporabne kot hrana bakterij, kar vodi v lažjo biodegradacijo organskih snovi.

3.1.1 Adsorpcija na aktivnem oglju

Aktivno oglje je porozen material (slika 7), ki ga sestavljajo grafitni lističi in se lahko uporablja tudi za pripravo pitne vode. Takšna sestava mu zagotavlja zelo veliko aktivno površino, ki je potrebna za adsorpcijo sintetičnih organskih spojin. Zaradi adsorpcijskih sil se organske snovi ujamejo in zadržijo v porah aktivnega oglja.

Delovanje aktivnega oglja je direktno odvisno od njegove notranje strukture por, kar je odvisno od tehnološkega procesa in predvsem od lastnosti osnovne surovine (premoga, lignita, kokosovih lupin ipd.). Za dober učinek oglja je potrebno pravilno razmerje med

makro-, mezo- in mikroporami. Makropore so namreč pomembne za čimhitrejšo pot organskih snovi do mikropor, kjer se z adsorpcijo zadrži večina organskih molekul. Neaglomerirana oglja imajo manjši delež makro- in mezopor, to pa običajno pomeni krajšo življenjsko dobo filtra, saj površinska struktura takšnega oglja ne omogoča učinkovitega izkoristka aktivne površine.



Slika 7: Površina aktivnega oglja posneta z elektronskim mikroskopom; levo 1516-kratna povečava, desno 376-kratna povečava (Ho, 2004).

Učinkovitost adsorpcije organskih molekul se povečuje z naraščanjem kontaktnega časa molekulske mase in temperature ter z zmanjševanjem adsorblijivih delcev, topnosti in polarnosti. Zato predstavlja zelo dober medij za odstranjevanje pesticidov.

Aktivno oglje se najpogosteje proizvaja v granulirani obliki (GAC) in v prahu (PAC). Za uporabo ob stalni obremenitvi s pesticidi je najprimernejša uporaba granuliranega aktivnega oglja zaradi večje učinkovitosti v fiksnih filtrskih slojih. PAC pa se večinoma uporablja za dodajanje hitrim peščenim filtrom v primerih izrednega onesnaženja z adsorblijivimi organskimi snovmi (Chemviron Carbon, 2005). Primerjava GAC in PAC je prikazana v preglednici št. 2.

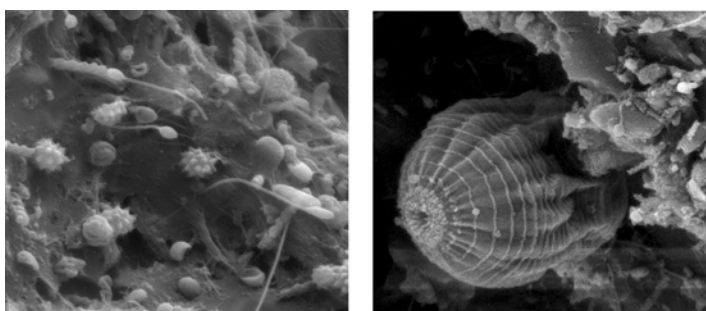
Adsorpcijo na GAC je zelo težko predvideti na podlagi fizikalnih lastnosti oglja, kot je na primer jodovo število, ki označuje celotno poroznost oglja. Zato je za izraženo učinkovitost adsorpcije najprimerneje izvesti pilotske teste (MWH, 2005). Življenjska doba aktivnega oglja za odstranjevanje atrazina je pri kontaktnem času okoli 10 min dolga približno 1,5 do 2 leti (odvisno od koncentracije). Ta doba pa se še da podaljšati z uvedbo predozoniranja vode, ki molekule atrazina in desetil-atrazina razgradi na manjše molekule. S tem se lahko poveča

izkoristek oglja, zaradi ozoniranja pa lahko pride tudi do nastanka produktov, ki se slabše adsorbirajo in se ne zadržijo v filtru ter lahko predstavljajo določeno tveganje za zdravje uporabnikov.

Peglednica 2: Primerjava granuliranega aktivnega oglja (GAC) in aktivnega oglja v prahu (PAC) (Chemviron Carbon, 2005).

	GAC	PAC
Univerzalnost	Nizka	Visoka
Visok učinek	Da	Težko
Spreminjanje obremenitve	Da	Težko
Biološka aktivnost	Da	Ne
Reaktivacija	Da	Ne
Dodatno blato	Ne	Da
Kontrola doziranja	Ne	Da
Prašenje	Ne	Da

Aktivno oglje predstavlja tudi dobro podlago za razvoj pritrjenih mikroorganizmov (slika 8), kar se da izkoristiti za denitrifikacijo, vendar pa se takšnemu oglju z razraščanjem organizmov zmanjšuje adsorpcijska sposobnost. Problem predstavljajo tudi jajčeca zooplanktona, ki lahko zamašijo pore v oglju in s tem ovirajo adsorpcijo. Ta problem se lahko reši s povratnim pranjem enkrat tedensko (MWH, 2005).



Slika 8: Različni mikroorganizmi, ki se lahko razvijejo na aktivnem oglju; levo 6400-kratna povečava, desno 13809-kratna povečava (Ho, 2004).

3.1.2 Oksidacija z ozonom

Ozon (O_3) je visoko reaktivna spojina z visoko oksidacijsko-redukcijskim potencialom. Njegova uporaba v vodah običajno privede do nastanka sekundarnih oksidantov, kot so hidroksidi (OH^\cdot), ki imajo še večjo oksidacijsko moč od molekularnega ozona.

Atrazin je mogoče oksidirati z ozonom, vendar se s tem lahko tvorijo še bolj toksični razgradni produkti, ki pa jih je težko kontrolirati in še vedno vsebujejo triazinski obroč. To pomeni, da se del koncentracije atrazina prenese na razgradne produkte, kar nekoliko vpliva na biodegradabilnost na eni strani in otežuje monitoring in adsorpcijo na aktivnem oglju. Ozoniranje se uporablja za podaljševanje življenjske dobe aktivnega oglja, saj se lahko s predozoniranjem življenjska doba oglja tudi podvoji (von Gunten, 2003).

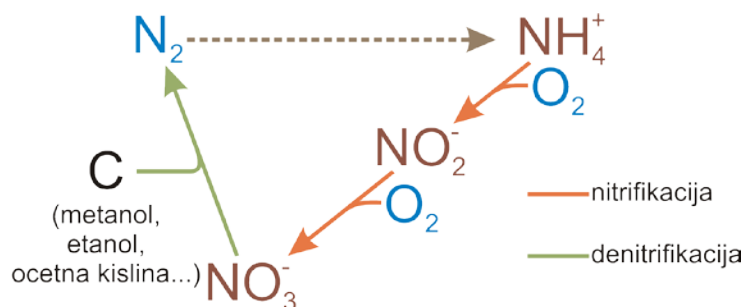
Na oksidacijo določenih fitofarmaceutskih sredstev vplivata tudi klor in klorov dioksid, ki se uporabljata za dezinfekcijo, vendar pa ne vplivata na večino fitofarmaceutskih sredstev, med katerimi je tudi atrazin. Razgradnjo atrazina lahko povzroči oksidacija z UV svetlobo, ampak je običajna jakost, kot se uporablja za dezinfekcijo, prešibka. Za znatno fotokemično transformacijo atrazina bi bila potrebna veliko večja jakost, kar pa tudi močno podraži proces (MWH, 2005)

3.2 Odstranjevanje nitratov

Nitratni ion (NO_3^-) je za razliko z atrazinom zelo dobro topen v vodi in predstavlja najvišjo oksidacijsko stopnjo dušika. V naravi nitrati predstavljajo hranilo za rastline, zato se v površinskih vodah relativno hitro porabljajo.

Nitrati so v okolju naravno prisotni ioni in predstavljajo stopnjo v dušikovem ciklu (slika 9). Pri mineralizaciji aminokislin nastaja NH_3 , ki se v vodnih telesih nahaja kot amonijev ion NH_4^+ in ga lahko porabljajo nekatere rastline in mikroorganizmi, deloma pa ga nitrifikacijske bakterije oksidirajo do NO_3^- , ki je za večino rastlin primernejša oblika.

Za odstranjevanje nitratov se med pripravo pitne vode trenutno največ uporabljata dva procesa, to sta ionska izmenjava in biološka denitrifikacija. Pri denitrifikaciji prihaja do transformacije nitratov do plinastega dušika. Biološka denitrifikacija zahteva dodajanje vira ogljika in preprečevanje izhajanja bakterij v vodooskrbni sistem, za kar je potrebno vodo filtrirati in dezinficirati.



Slika 9: Poenostavljen dušikov cikel.

V procesu ionske izmenjave se na izmenjalnih smolah nitratni ioni izmenjujejo s kloridnimi, na smolah pa se zadržijo tudi sulfatni in nekaj karbonatnih ionov. Posledica ionske izmenjave je opazna razlika v kemijski sestavi vode in povečana vsebnost kloridov. Nujno pa je potrebno upoštevati močno koncentrirano slanico, ki nastane ob regeneraciji izmenjalnih smol.

Nitrate je mogoče odstraniti tudi z reverzno osmozo in elektrodializo. Reverzna osmoza je prvenstveno namenjena za odstranjevanje ionov iz vode, zato se največ uporablja za odstranjevanje soli, z njo pa se lahko odstrani tudi nitratne ione in sintetične organske molekule. Za odstranjevanje nitratov je RO zaradi velike porabe energije neekonomična v primerjavi z ionsko izmenjavo in biološko denitrifikacijo. Pri elektrodializi za prehajanje ionov skozi selektivne membrane izkorišča električni tok. Prednost elektrodialize pred RO je v selektivnem odstranjevanju ionov, kar ne vodi v nezaželeno mehčanje vode, kot je to značilno za RO. Slabost elektrodialize pa so zaradi porabe energije in selektivnih membran podobno visoki obratovalni stroški kot pri RO (MWH, 2005).

3.2.1 Biološka denitrifikacija

Biološka denitrifikacija se pogosto uporablja za odstranjevanje nitratov na komunalnih in industrijskih čistilnih napravah. Od procesov na komunalnih čistilnih napravah se odstranjevanje nitratov iz podtalnice najbolj razlikuje po tem, da podtalna voda vsebuje premalo hranilnih snovi za učinkovito denitrifikacijo.

Denitrifikacija se glede na oksične pogoje in presnovo mikroorganizmov loči na avtotrofno ob pomanjkanju kisika in heterotrofno ob zadostni vsebnosti kisika. Zaradi prenizke vsebnosti organskega ogljika v vodah heterotrofna denitrifikacija zahteva dodajanje vira ogljika.

Kot vir ogljika se običajno uporabljajo enostavni ogljikovodiki, ki jih lahko bakterije hitro uporabijo. Ti so na primer v obliki acetona, alkoholov ali očetne kisline. Raziskave (Gomez et al., 2000, Ergas in Rheinheimer, 2004) so pokazale, da je denitrifikacija najučinkovitejša ob uporabi etanola in metanola. Oba sta približno enako učinkovita, vendar pa je zaradi negativnih učinkov metanola na zdravje primerneje uporabljati etanol.

V anaerobnih pogojih lahko bakterije rodu *Pseudomonas* pri razgradnji organskih snovi namesto kisika uporabljajo nitratni ion kot akceptor elektronov. Razgradnja organske snovi z anaerobno respiracijo je energijsko manj ugodna kot aerobna, zato poteka samo ob pomanjkanju kisika. Za zagotovitev anoksičnih pogojev mora biti koncentracija raztopljenega kisika v vodi nižja od 0,1 mg/l. Pri avtotrofni denitrifikaciji predstavljajo anorganski vir energije vodik ali pa reducirane oblike žvepla na primer tiosulfat (Ergas in Rheinheimer, 2004).

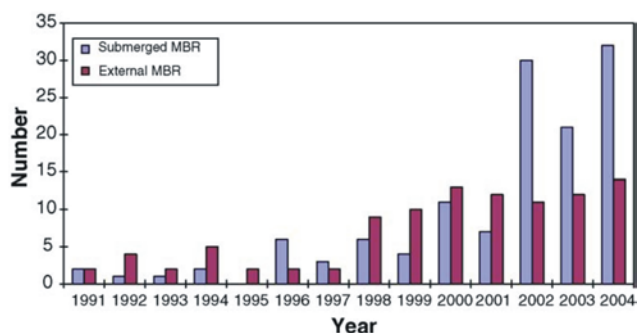
Pri nepopolni denitrifikaciji, kadar se zaradi ekonomičnosti postopka reducira nitratni ion samo do predpisanih omejitev, lahko pride do občasnega uhajanja nitritov. Do tega običajno ne prihaja pri popolni odstranitvi nitratov. Vsebnost nitritov se sicer lahko zmanjša z oksidativnimi sredstvi, ki se na koncu procesa dodajajo za dezinfekcijo (Gomez et al., 2000).

Biološko denitrifikacijo je možno izkoristiti tudi pri umetnem bogatenju, vendar pa je dodajanje metanola, etanola ali očetne kisline vprašljivo zaradi nekontroliranih razmer v

zemljini. Za heterotrofno denitrifikacijo s polnim izkoristkom ogljika so potrebne uravnotežene razmere, ki pa jih je zaradi naravne dinamike težko vzpostaviti. Za biološko denitrifikacijo je pomembna tudi temperatura, saj je za učinkovito denitrifikacijo potrebno zagotavljati temperaturo med 15 in 20 °C.

Glede na običajno hkratno pojavljanje nitratov in pesticidov v podtalni vodi na območjih, kjer je razširjeno intenzivno kmetijstvo, so se pojavila ugibanja o možni uporabi biodenitrifikacijskih organizmov za degradacijo pesticidov. Ti bi lahko namreč predstavljali tudi vir ogljika. Vendar pa med procesom biodenitrifikacije prihaja do prenizke biodegradacije pesticidov, da bi bilo mogoče v enem procesu združiti hkratno odstranjevanje nitratov in pesticidov (Aslan, 2006).

Z razvojem vedno bolj zanesljivih membran za mikrofiltracijo so se začeli postopki, ki so bili prvotno zasnovani za odstranjevanje hranil v terciarni stopnji čiščenja na čistilnih napravah za odpadno vodo, preizkušati tudi za pripravo pitne vode. Tako so se začeli pojavljati prvi membranski bioreaktorji (MBR), ki se v zadnjih letih vedno bolj uporabljajo tudi za pripravo pitne vode. Na sliki 10 je prikazano naraščanje števila študij o možnostih uporabe membranskih bioreaktorjev na različnih področjih čiščenja vode (Yang et al., 2006).

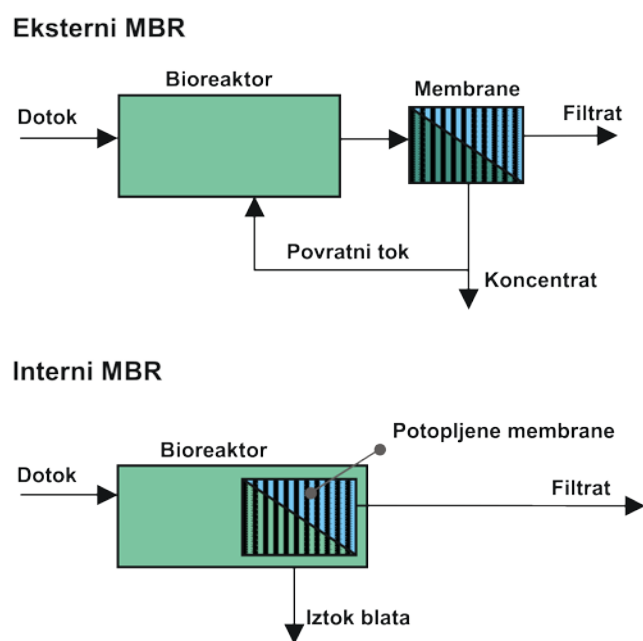


Slika 10: Kronološki prikaz števila študij o membranskih bioreaktorjih (Yang et al., 2006).

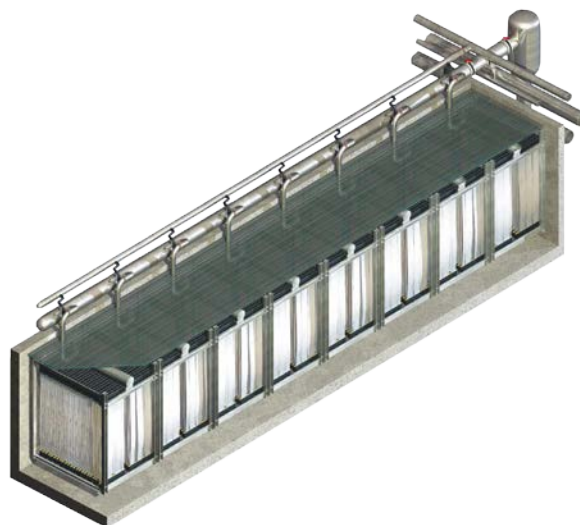
MBR združuje reaktor z razpršeno biomaso in membranski filter, ki je lahko eksterni ali pa interni (slika 11). V bioreaktorju najprej poteče proces biološke denitrifikacije, membrane pa preprečujejo izhajanje biomase iz reaktorja. Glavni del celotnega procesa je torej bioreaktor, kjer se vrši denitrifikacija, torej so mikroorganizmi nosilci odstranjevanja nitratov. Izvedbi se najbolj razlikujeta po načinu filtracije in potrebni energiji za pronicanje vode skozi

membrane. Na sliki 12 je prikazana izvedba potopljenih membranskih modulov, ki jih sestavlja veliko število votlih vlaken.

Cilj pri izbiri izvedbe MBR je čim manjša potreba po kloriranju in minimalna produkcija odpadnega blata. Prekomerna vsebnost organski snovi v vodi, ki doteka na membrane, namreč slabo vpliva na membrane, ker se lahko začnejo mašiti, to pa vodi v večjo porabo energije za vzdrževanje potrebnega tlaka za filtracijo (MWH, 2005).



Slika 11: Shematski prikaz dveh tipičnih izvedb biodenitrifikacije z membransko filtracijo.



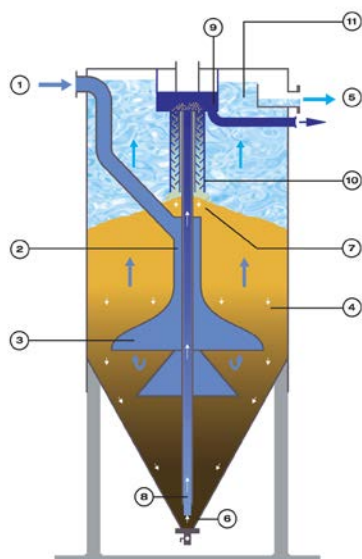
Slika 12: Potopljeni membranski moduli (Zenon, 2005).

Za filtracijo se običajno uporabljajo membrane za mikrofiltracijo (0,10 – 0,5 μm) ali pa ultrafiltracijo (0,005 – 0,1 μm), odvisno od velikosti bakterij, ki so potrebne za denitrifikacijo. Kadar so membrane ločene od bioreaktorja, se vodo iz bioreaktorja pod tlakom črpa skozi votla vlakna. Pri tem čista voda bočno pronica skozi porozne stene vlaken, medtem ko se del koncentrata vrne v bioreaktor, količina enaka prirastu biomase pa se odvede v zgoščevalnik. Pri taki izvedbi je potrebno vlakna redno izpirati, da ne pride do zamašitve in preverjati morebitne poškodbe membran, ki lahko nastanejo zaradi toka pod tlakom.

Drugačen proces filtracije poteka pri potopljenih votlih vlaknih, kjer se z ustvarjanjem podtlaka v vlaknih čista voda infiltrira v vlakna, biomasa pa ostane v reaktorju. V tem primeru je potrebno poskrbeti za učinkovito odstranjevanje odvečne biomase iz bioreaktorja in preprečiti razraščanje biofilma na membranah. Običajno se mašenje membran v tem primeru preprečuje z zračnimi mehurčki, ki ob vlaknih ustvarjajo turbulence in s periodičnim povratnim izpiranjem.

Za biološko denitrifikacijo so primerni tudi peščeni filtri, ker peščena zrnca zagotavljajo veliko učinkovito površino za razvoj pritrjenih mikroorganizmov. Biološko aktivni filtri zaradi nevarnosti mašenja zahtevajo pogosto izpiranje, zato so za ta namen bolj uporabni kontinuirni samočistilni filtri, kjer se za cirkulacijo filtrnega materiala uporabljajo različne rešitve na podlagi hidrostatičnih zakonitosti.

Na sliki 13 je prikazano delovanje samočistilnega filtra. Voda, ki doteka (1 in 2), se enakomerno dozira (3) v filtrirni sloj (4) in pronica navzgor proti iztoku filtrata (5). Med delovanjem filtra se pesek počasi premika proti dnu. Od tam se z nečistočami izsesa (6) in očisti ter očiščen vrne na vrh filtrirnega sloja (7). Kroženje peska temelji na razliki gladin iztoka filtrata in umazane vode, ki poganja mešanico umazanega peska in vode navzgor po sredinski cevi (8). Med tokom navzgor se zaradi intenzivnega trkanja zrcn peska odstranjujejo nečistoče. Na vrhu odteka umazana voda, pesek pa se med vračanjem v filter (10) še dodatno izpere z delom očiščene vode, ki odteka v iztok umazane vode zaradi različnih gladin filtrata (11) in umazane vode (9).



Slika 13: Prikaz delovanja samočistilnega peščenega filtra (Paques, 2005).

Ob dodajanju ogljika in po potrebi fosfata se v filterju ustvarijo primerne razmere za rast biomase, ki tvori film na zrnih peska. Med kroženjem peska se odstranjuje odmrla biomasa, na zrnih pa se vedno obdrži toliko biofilma, da lahko ob povratku v filter pride do ponovnega razvoja bakterij (Pümpel et al., 2001).

Takšna zasnova bioreaktorja je zelo robustna in enostavna za vzdrževanje. Ker se v takšnem filterju pesek neprestano čisti, ga je le poredko potrebno izključiti iz procesa in izprati.

Biodenitrifikacija je učinkovit način za odstranjevanje nitratnih ionov iz vode in ne povzroča večjih problemov pri ravnanju z odpadnimi snovmi, saj odpadki predstavljajo le odvečna biomasa, ki počasi nastaja med denitrifikacijo. Večjo zahtevnost tega procesa povzročajo predvsem ustvarjanje primernih razmer za denitrifikatorje in preprečevanje njihovega izhajanja v sistem za oskrbo s pitno vodo.

3.2.2 Ionska izmenjava

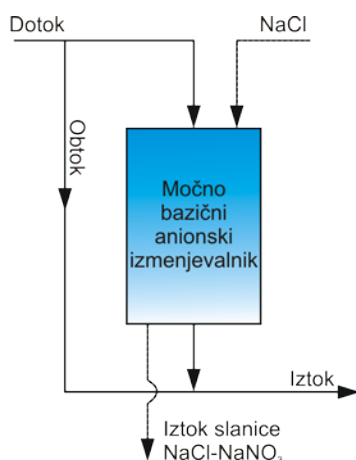
V procesu ionske izmenjave se onesnažena voda preceja skozi ionski izmenjevalec, ki je običajno v granulirani obliki. Ionska izmenjava na smolah omogoča odstranitev tako kationov kot anionov. Za izmenjavo se najpogosteje uporabljajo sintetični organski polielektroliti s

fiksni skupinami za ioniziranje in izmenljivim kationom (kationski izmenjevalci) ali pa izmenljivim anionom (anionski izmenjevalci).

V procesu ionske izmenjave se na izmenjevalnih smolah nitratni ioni (NO_3^-) izmenjujejo s kloridnimi. Na smolah se zadržijo tudi sulfatni (SO_4^{2-}) in nekaj hidrogenkarbonatnih ionov (HCO_3^-). Pri ionski izmenjavi na konvencionalnih močno bazičnih anionskih smolah je potrebno upoštevati različno selektivnost anionov, ki pada v naslednjem vrstnem redu: $\text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{Cl}^- > \text{HCO}_3^- > \text{OH}^-$. Posledica tega je, da vsebnost sulfatnih ionov v vodi določa sposobnost odstranjevanja nitratnih ionov (MWH, 2005).

Tipični proces ionske izmenjave za odstranjevanje nitratov je prikazan na sliki 14. Močno bazične izmenjevalne smole se običajno uporabljajo v kloridni obliki, da se lahko za regeneracijo uporabi NaCl. Ionski izmenjevalnik se nahaja v filtrski posodi in je običajno v zrnati obliki ali v obliki gela.

Ko se na izmenjevalnih smolah zapolni toliko prostih mest za izmenjavo, da bi lahko prišlo do izhajanja nitratov iz izmenjevalnika, je potrebno smole izprati in regenerirati s slanico. Med tem procesom prihaja do desorpcije anionov, ki so se izločili iz vode. S tem se v slanici močno poveča vsebnost nitratnih in sulfatnih ionov. Med procesom regeneracije izmenjevalnih smol voda ne doteka v ionski izmenjevalnik, zato je potrebno ionsko izmenjavo zasnovati tako, da v enih izmenjevalnikih poteka izmenjava, drugi pa so v pripravljenosti.



Slika 14: Shematski prikaz tipičnega procesa ionske izmenjave za odstranjevanje nitratov (MWH, 2005).

Kadar nitratov ni potrebno v celoti odstraniti iz vode, se lahko del vode spelje po obtoku. Vodo se lahko meša v takšnem razmerju, da se dosega na primer priporočene mejne vrednosti 10 ali 25 mg NO₃ /l. Na ta način je mogoče zmanjšati stroške procesa in tudi količino slane, ki predstavlja največjo slabost pri izbiri ionske izmenjave.

Ionska izmenjava je cenovno učinkovit proces za odstranjevanje nitratov, vendar pa je zaradi visoke vsebnosti soli in nitratnih ionov v odpadni vodi, ki nastane z regeneracijo izmenjevalca, potrebno kritično preučiti možnosti odlaganja ali pa odvajanja na komunalno čistilno napravo. Po ionski izmenjavi postane voda zaradi zmanjšanja vsebnosti hidrogenkarbonatov tudi bolj korozivna.

Nitratno selektivne smole imajo opazno prednost pred standardnimi v primerih, ko je koncentracija sulfatnih ionov večja od 20 % vsote koncentracij nitratnih in sulfatnih ionov. Selektivne smole so od običajnih dražje za približno 50 % in se uporabljajo predvsem v manjših sistemih, kjer ni stalnega nadzora nad vsebnostjo nitratov, ki bi lahko uhajali iz reaktorja (Dimotsis in McGarvey, 1995).

3.3 Uporaba drugega vira vode

3.3.1 Uporaba površinske vode

Zaradi krajših zadrževalnih časov je v rečni vodi običajno manjša vsebnost nitratov in pesticidov, kakor v podtalnici, vzroke in posledice onesnaženj pa je mogoče pogosto hitreje identificirati in odpraviti. Kakovost slovenskih rek se v zadnjih letih izboljšuje zaradi novih komunalnih čistilnih naprav in manjšega obremenjevanja iz industrijskih dejavnosti.

Minimalni sušni pretoki večjih rek so nekajkrat večji od potreb za črpanje pitne vode, zato preskrba večinoma ni odvisna od sušnih obdobj. Večji problem kot sušni pretoki predstavljajo visoke vode, ko je koncentracija onesnaženja tako visoka, da lahko pride do preobremenitve pri procesu priprave pitne vode.

Pri uporabi rečne vode je neugodno tudi sezonsko nihanje temperature, od 4 do 25 °C, kar pa se lahko ublaži z umetnim bogatenjem. V podtalju namreč prihaja do izmenjave energije med infiltrirano vodo in podtalnico, ki se ji temperatura skozi leto bistveno ne spreminja in se giblje okoli 12 °C.

Problem pri direktni uporabi rečne vode je nihanje obremenitev s polutanti in visoka vsebnost naravnih organskih snovi, ki lahko ob stiku z dezinfekcijskimi sredstvi vodi v tvorjenje trihalometanov.

Trihalometani (THM) so hlapni halogenirani ogljikovodiki, ki v pitni vodi nastajajo kot stranski produkti dezinfekcije, npr. s plinskim klorom, pri reakcijah z naravno prisotnimi organskimi snovmi, na primer huminskimi in fulvinskimi kislinami in bromidnim ionom, ki so predvsem v površinskih vodah. Najpogosteje nastaja v klorirani vodi kloroform (triklorometan), ostali pomembni trihalometani pa so še bromodiklorometan (BDCM), dibromoklorometan (DBCM) in bromoform (tribromometan). Če je v vodi prisoten bromidni ion se koncentracija kloroforma zmanjša na račun bromiranih trihalometanov (MWH, 2005).

Pri kratkotrajni izpostavljenosti delujejo trihalometani predvsem na centralni živčni sistem (zaspanost, omotica, glavobol), ledvice in jetra. Najpogosteje zaznan toksični učinek kloroforma pri ljudeh je poškodba jeter in ledvic.

Sedimenti so zbirališče mnogih organskih in anorganskih snovi, ki so raztopljene ali neraztopljene in pod določenimi hidrološkimi pogoji prehajajo v vodo. Ta proces je najbolj intenziven ob pojavu visokih vod, kadar ima tok vode večjo vlečno moč. Takrat se tudi poveča kalnost oziroma vsebnost suspendiranih snovi.

Kadar se v površinske vode stekajo slabo ali neprečiščene komunalne odplake, je značilna visoka vsebnost amonijevega iona NH_4^+ . Za odstranitev amonija iz pitne vode ga je potrebno transformirati do nitrata. Za pretvorbo NH_4^+ v NO_3^- je potrebno intenzivno prezračevanje. Transformacija amonijevega iona namreč zahteva dve molekuli kisika za oksidacijo ene molekule NH_4^+ (Buss et al., 2004).

3.3.2 Uporaba obrežnega filtrata

Ob primernih hidrogeoloških pogojih je mogoče kakovostno pitno vodo iz rek pridobiti z uporabo obrežnega filtrata, kjer se izkoriščajo naravne čistilne sposobnosti prodnih vodonosnih slojev.

V rečnem sedimentu se vršijo procesi adsorpcije, filtracije, nitrifikacije in denitrifikacije, saj se samočistilna sposobnost vodotokov nanaša predvsem na aktivnost mikroorganizmov, ki jih s skupnim imenom imenujemo obrast oziroma perifiton. To združbo sestavljajo bakterije, glive, alge, praživali in drobni metazoji, ki se nahajajo na dnu tekočih voda. Prisotne alge prispevajo k biogenemu prezračevanju reke in so hrana rastlinojedim živalim. Praživali in drobni metazoji pa predvsem kontrolirajo populacije bakterij, ki imajo pomembno vlogo pri nitrifikaciji in denitrifikaciji.

Struktura rečnega dna je odvisna od geoloških razmer, kompaktnosti sedimenta, zrnavostne strukture in hitrosti toka vode. Destabilizacija posteljice rečnega dna pozitivno vpliva pri prekomernem zamuljanju, saj se tako vzdržuje potrebna prepustnost rečnega dna in brežin, ki je potrebna za stalni dotok obrežnega filtrata. Hidravlična prevodnost rečnega dna je zato osnovni dejavnik za določevanje količine obrežnega filtrata.

Med poplavo lahko pride do opaznega premeščanja materiala na rečnem dnu in erozije zamuljenih plasti. S tem se vzdržuje hidravlična prevodnost rečnega dna, vendar pa odsotnost finih sedimentov nekoliko zmanjša kakovost obrežnega filtrata

Pri poplavljanju brežin prihaja do pronicanja amonijevega iona v zemljino, kjer se večinoma adsorbira. Ko voda odteče in se v tleh poveča vsebnost kisika pa se amonijev ion nitrificira do nitrata, ki s ponavljajočim poplavljanjem prodira vedno globlje v zemljino. Tako se lahko poveča koncentracija nitratov v obrežnem filtratu.

Pri uporabi obrežnega filtrata je potrebno preveriti tudi prisotnost železa in mangana, ki se lahko nahajata v topni obliki, če je voda anoksična. Če voda vsebuje več kot 0,1 mg Fe /l in več kot 0,05 mg Mn /l v topni obliki, jo je potrebno čistiti (Rismal, 2000).

4 OPIS SEDANJEGA STANJA

4.1 Kakovost podtalne in pitne vode

V obstoječem stanju voda iz vodnega zajetja Skorba vsebuje povišane vsebnosti nitratov in pesticidov, atrazina in njegovih razgradnih produktov, po drugih parametrih pa izpolnjuje kriterije predpisov RS za pitno vodo.

V ptujskem sistemu za oskrbo s pitno vodo Zavod za zdravstveno varstvo Maribor opravlja redni sanitarno higienski nadzor pitne vode. V črpališču Skorba trikrat tedensko vzorčujejo pitno vodo za mikrobiološke analize, enkrat tedensko na osnovne kemijske parametre, ki vključuje tudi nitrate in enkrat mesečno za kemijsko analizo, ki vključuje tudi mineralna olja ter pesticide in njihove razgradne produkte.

Za prikaz kvalitete podtalne vode, ki doteka na črpališče v Skorbi, so zbrane redne kemijske analize pitne vode, ki jih je opravil Zavod za zdravstveno varstvo Maribor. Te analize so dopolnjene z analizami na nitrate, ki jih Komunalno podjetje Ptuj izvaja v lastnem laboratoriju. Ti podatki pa izkazujejo stanje podtalnice le do leta 1996, ko so na črpališču vključili globinske vodnjake. Globinska voda predstavlja približno tretjino vode, ki oskrbuje vodooskrbni sistem, kar je upoštevano v oceni stanja podtalnice po uvedbi globinskih vodnjakov. Za primerjavo podatkov so uporabljeni tudi podatki o kakovosti podtalnice na območju Dravskega polja (ARSO, 2005).

Iz rezultatov analiz (preglednica 3) je razvidno, da največji problem predstavljajo pesticidi, atrazin in njegov razgradni produkt desetil-atrazin ter nitrati. Na osnovi analiz, ki jih interno izvaja Komunalno podjetje Ptuj, se izvaja optimalno mešanje vode iz plitvih in globinskih vodnjakov tako, da je vsebnost nitratov v pitni vodi vedno v okviru mejnih vrednosti.

Za ugotavljanje kakovosti podtalnice, ki doteka v črpališče, so izbrana merilna mesta v Šikolah, Kidričevem, Spodnji Hajdini in na samem črpališču. Izbrana mesta si namreč sledijo skoraj po tokovnici in tako relativno dobro izkazujejo razmere na vplivnem območju

črpališča. Te ocene so uporabljene za prikaz stanja v primeru, ko ne bi bilo mogoče uporabljati pliocenske podtalnice.

Preglednica 3: Rezultati fizikalno-kemijske analize pitne vode na zajetju Skorba (ZZV Maribor, 2005).

Črpališče Skorba			28.1.1991-30.12.2004, n=4-234		
Parameter	Enota	Mejna vrednost *	Csred	STDEV	Cmaks
Temperatura vode	°C		12,3	1,2	13,7
pH		6,5-9,5	7,4	0,3	8,9
Elektroprevodnost (25 °C)	uS/cm	2500	551,3	65,8	800
Kisik	mg/l	O2	7	1,1	8,4
Nasičenost s kisikom	%		68	9	79
Kemijska potreba po kisiku - KPK (KMnO4)	mg/l	KMnO4	3,3	1,0	4
Skupni organski ogljik (TOC)	mg/l	C	1,2	0,54	3,7
Amonij	mg/l	NH4	0,5	<0,01	0,28
Nitrati	mg/l	NO3	50	39,3	76,1
Nitriti	mg/l	NO2	0,5	<0,007	
Sulfati	mg/l	SO4	250	18	26
Kloridi	mg/l	Cl	250	16	23
Aluminij	ug/l	Al	200	<10	
Kadmij	ug/l	Cd	5	<0,1	
Svinec	ug/l	Pb	10	<1	
Živo srebro	ug/l	Hg	1	<0,05	
Natrij	mg/l	Na	200	5,1	5,7
Železo	mg/l	Fe	0,2	<0,05	
Mangan	mg/l	Mn	0,05	0,042	0,09
Mineralna olja	mg/l			<0,006	
Adsorbiljivi organski halogeni (AOX)	mg/l	Cl		14	18
Fenolne snovi (hlapne z vodno paro)	ug/l			<1	
Atrazin	ug/l		0,1	0,1	0,2
Desetil-atrazin	ug/l		0,1	0,2	0,6
Pesticidi (skupno)	ug/l		0,5	0,3	0,7

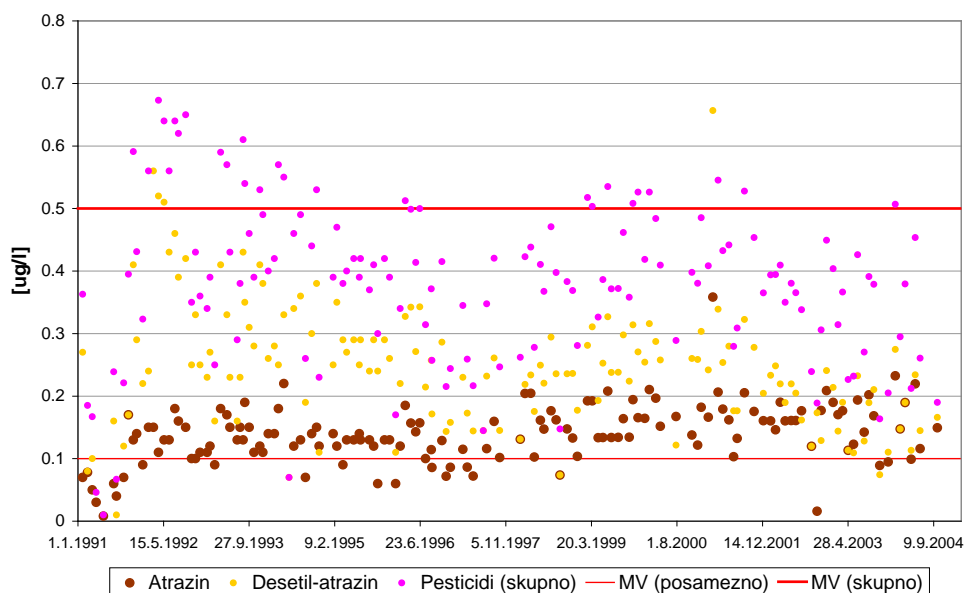
* Pravilnik o pitni vodi (Ur. l. RS, št. 19/2004)

Atrazin

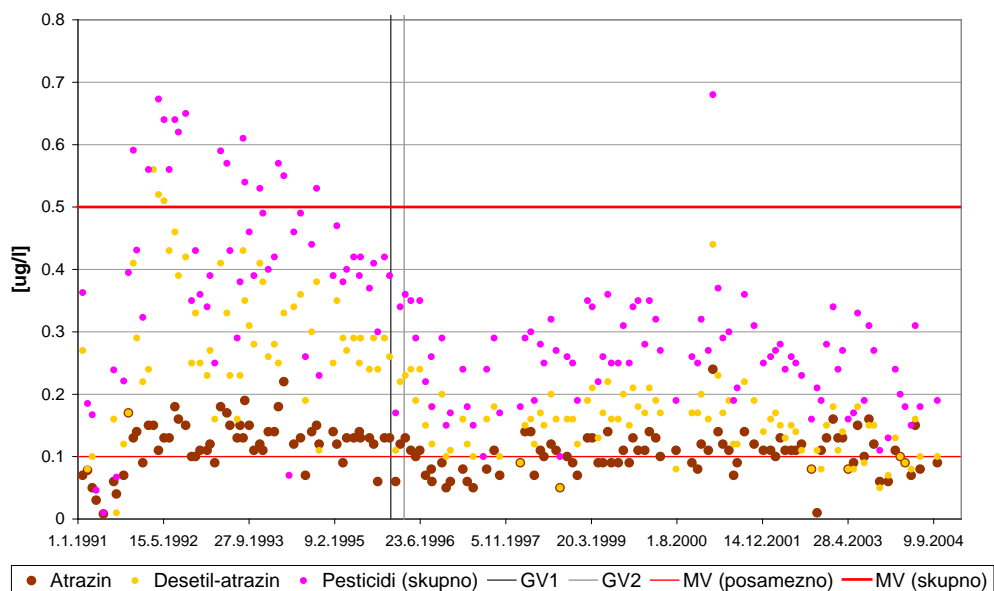
Na podlagi časovnega niza podatkov o vsebnosti pesticidov v podtalni vodi, ki doteka na črpališče Skorba (slika 15), je opazno, da vsebnosti atrazina in desetil-atrazina po letu 1992 le redko padeta pod mejno vrednost za posamezni parameter, ki je 0,1 µg/l. Vsebnost atrazina se običajno giblje med 0,1 in 0,2 µg/l, medtem ko se vsebnost desetil-atrazina, ki je bila od leta 1992 do 1997 tudi do 0,5 µg/l, počasi znižuje in je v zadnjih letih približno izenačena z vsebnostjo atrazina, med 0,1 in 0,25 µg/l. Nihanje vsebnosti pesticidov niha podobno kot gladina podtalnice. To se je najbolj odrazilo v obdobju med letoma 1992 in 1995, ko je bila zaradi znižanja gladine vsota pesticidov med 0,5 in 0,7 µg/l, medtem ko je ob prvem povišanju gladine upadla do 0,4 µg/l.

V pitni vodi (slika 16) se je zaradi vključitve globinskih vodnjakov leta 1996 vsebnost pesticidov toliko zmanjšala, da vsota koncentracij atrazina in desetil-atrazina ni več dosegala mejnih vrednosti. Posamezno pa mejno vrednost še vedno presega desetil-atrazin, atrazin, ki

se giblje med 0,05 in 0,15 $\mu\text{g/l}$. Zaradi prepovedi uporabe atrazina je pričakovati, da se bo vsota pesticidov počasi zmanjševala, težko pa je predvideti, koliko časa bo še potrebno za zadovoljevanje mejnih vrednosti.



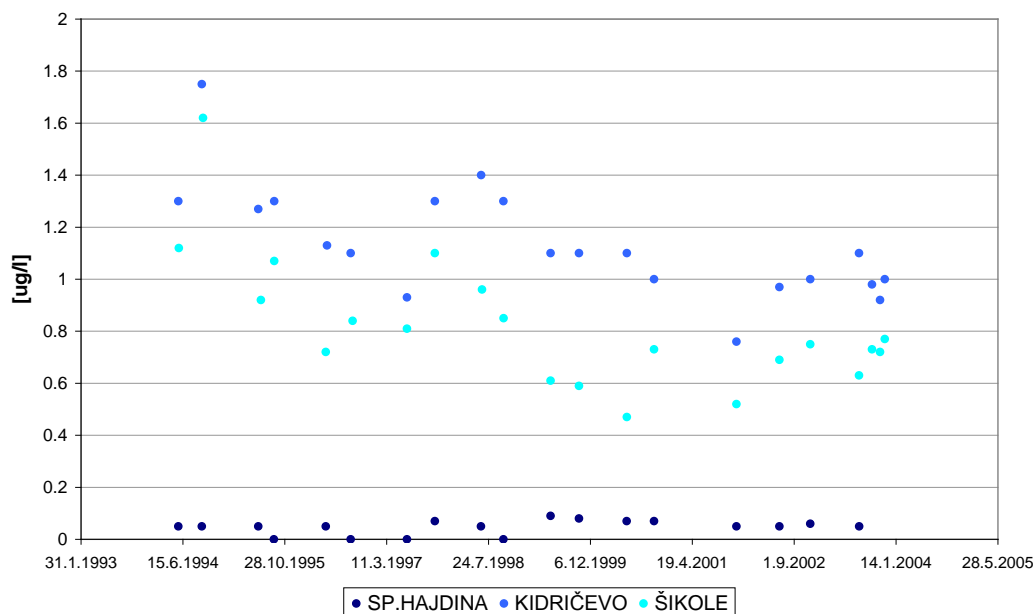
Slika 15: Vsebnost pesticidov v podtalni vodi na črpališču Skorba.



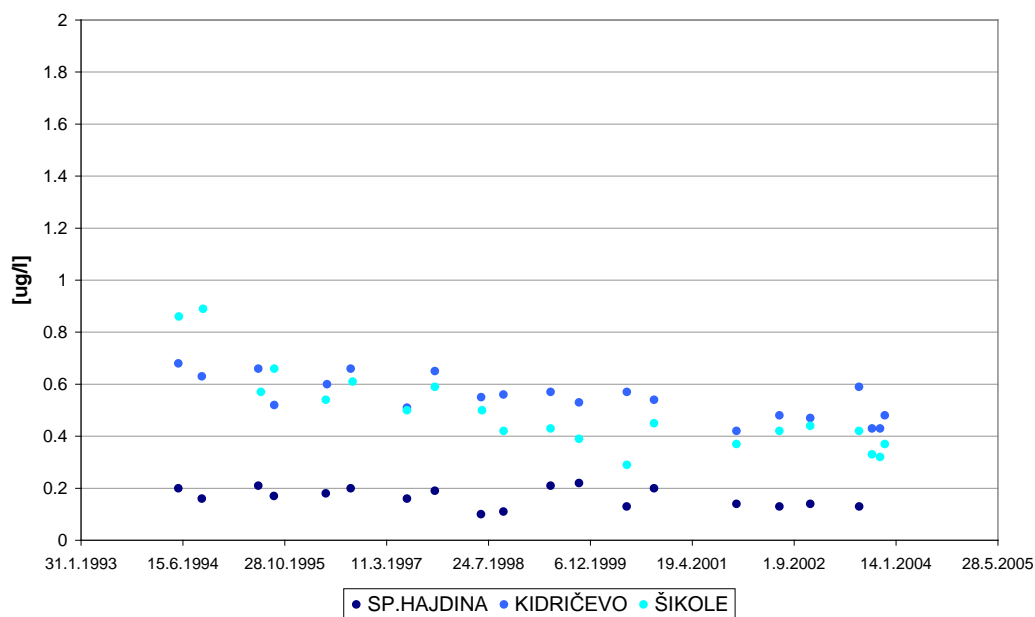
Slika 16: Vsebnost pesticidov v pitni vodi na črpališču Skorba in prikaz vključitve globinskih vodnjakov (ZZV Maribor, 2005).

Za prikaz gorvodnega stanja podtalne vode, ki priteka na črpališče Skorba, sta primerni merilni mesti Šikole in Kidričevo. Merilni mesti Šikole in Kidričevo se nahajata v bližini kmetijskih zemljišč, kar se kaže v visoki vsebnosti pesticidov, predvsem atrazina (slika 17), ki

dosega vrednosti večje od 1 µg/l, kar je več kot desetkratno preseganje mejnih vrednosti za posamezen pesticid v podtalni vodi. Desetil-atrazina (Slika 18) je na teh dveh mestih nekoliko manj kot atrazina, povprečno med 0,3 in 0,7 µg/l. Zaradi večje površine kmetijskih površin, ki se nahajajo na vplivnem območju, doteka voda v Kidričevo bolj obremenjena z atrazinom, kakor v gorvodne Šikole.

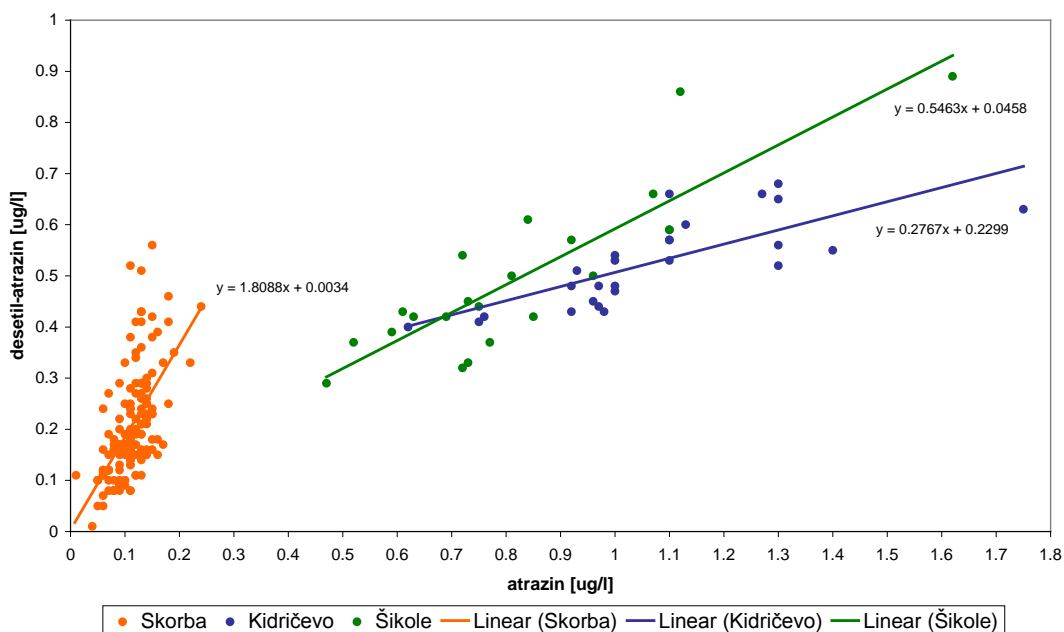


Slika 17: Vsebnost atrazina v podtalni vodi na odvzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).



Slika 18: Vsebnost desetil-atrazina v podtalni vodi na odvzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).

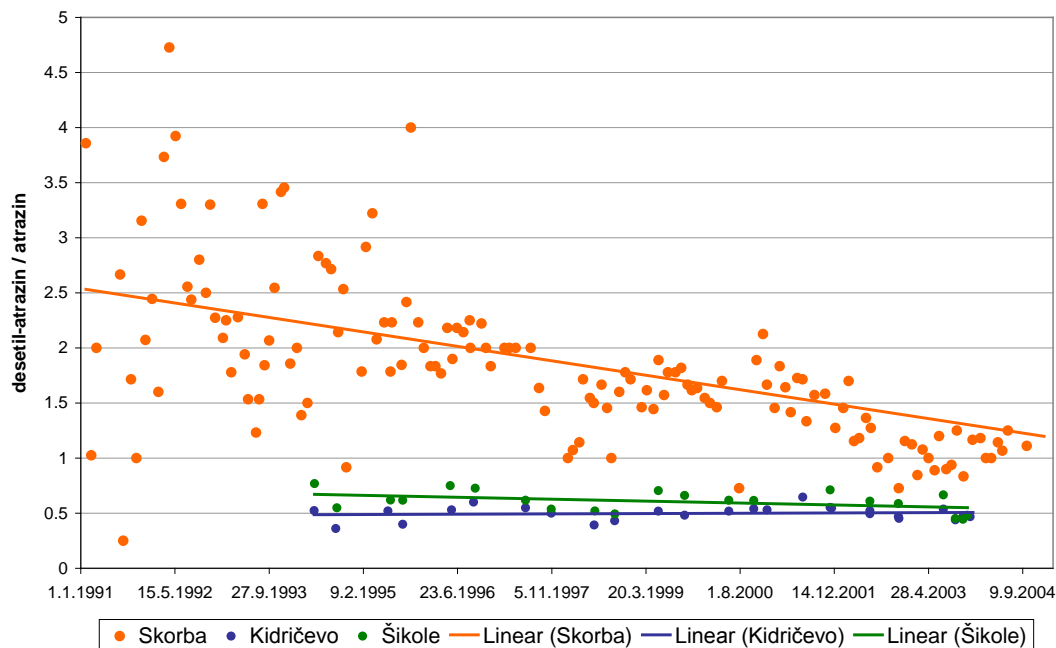
Vpliv bližine kmetijskih površin, kjer se je uporabljal atrazin, je prikazan na sliki 19, kjer je razvidno, kako se z oddaljenostjo od mesta uporabe spremeni razmerje med atrazinom in njegovim razgradnim produktom desetil-atrazinom. Blizu kmetijskih površin bolj niha vsebnost atrazina in manj desetil-atrazina, z oddaljevanjem pa se razmerje obrne in se bolj kot vsebnost atrazina spreminja vsebnost desetil-atrazina. Pričakovano je tudi, da se z večanjem razdalje zaradi razgradnih procesov poveča delež desetil-atrazina.



Slika 19: Razmerje med desetil-atrazinom in atrazinom v podtalni vodi na merilnih mestih Skorba, Kidričevo in Šikole (ARSO, 2005, ZZV Maribor, 2005).

Prikaz razmerja desetil-atrazina in atrazina v časovni vrsti (slika 20) pa prikazuje upadanje vsebnosti desetil-atrazina v primerjavi z atrazinom, saj v črpališče Skorba doteka vedno manjši delež desetil-atrazina. Na merilnih mestih v Šikolah in Kidričevem pa je to razmerje že več let skorajda nespremenjeno in je desetil-atrazina ves čas približno pol manj kot atrazina.

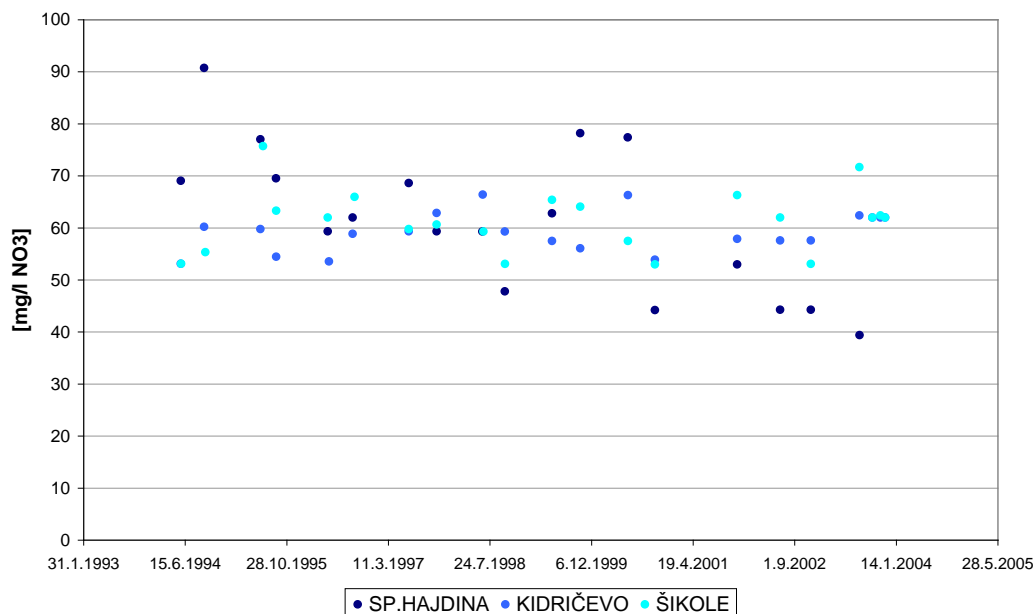
Razlog za dotekanje vedno manj razgrajenega atrazina bi bilo možno iskati v zmanjševanju humusnega sloja na intenzivnih obdelovalnih površinah, kjer se je porabilo tudi največ atrazina. Zato se je zmanjšala stopnja razgradnje na površju, kjer je običajno najbolj intenzivna. Nerazgrajen atrazin pa je v podtalni vodi tudi bolj mobilan kot njegovi razgradni produkti. S tem bi bilo mogoče pojasniti tudi rahel trend naraščanja vsebnosti atrazina v črpališču Skorba v tem desetletju.



Slika 20: Spreminjanje razmerja med desetil-atrazinom in atrazinom v podtalni vodi (ARSO, 2005, ZZV Maribor, 2005).

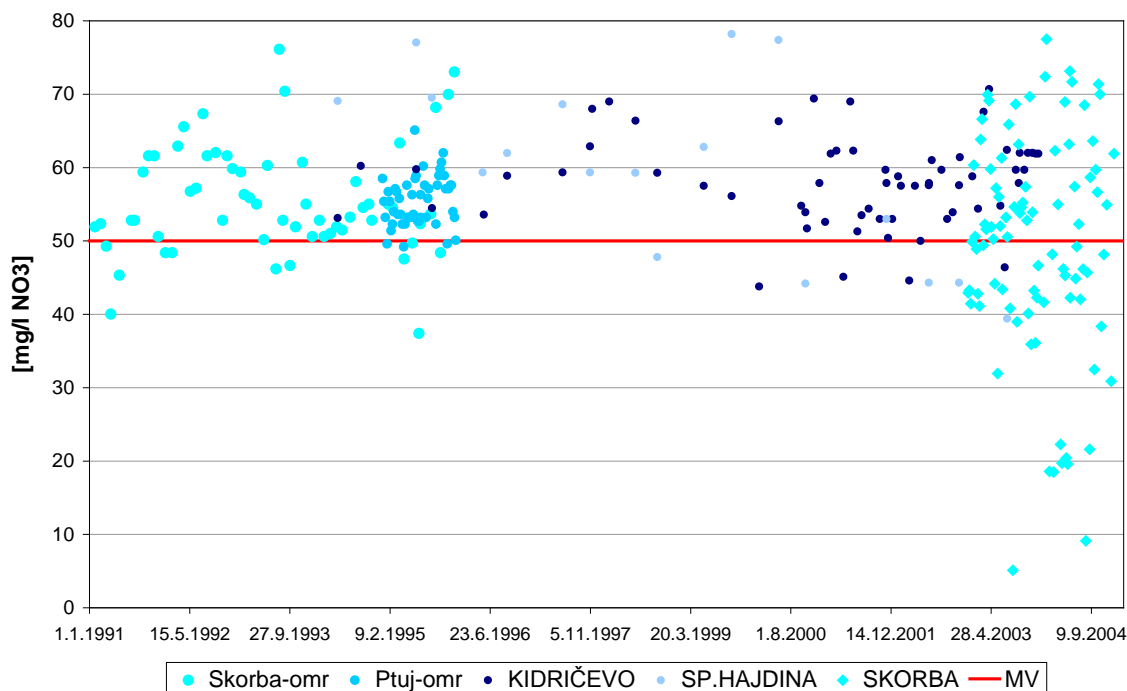
Nitrati

Za nitrate je značilno, da se enakomerno porazdelijo po celotnem vodnem telesu podtalne vode, kar je razvidno tudi na sliki 21. Vsebnost nitratov se na južnem delu Dravskega polja, kjer glavni dotok vode predstavlja padavinska voda giblje med 40 in 80 mg/l.



Slika 21: Vsebnost nitratov v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).

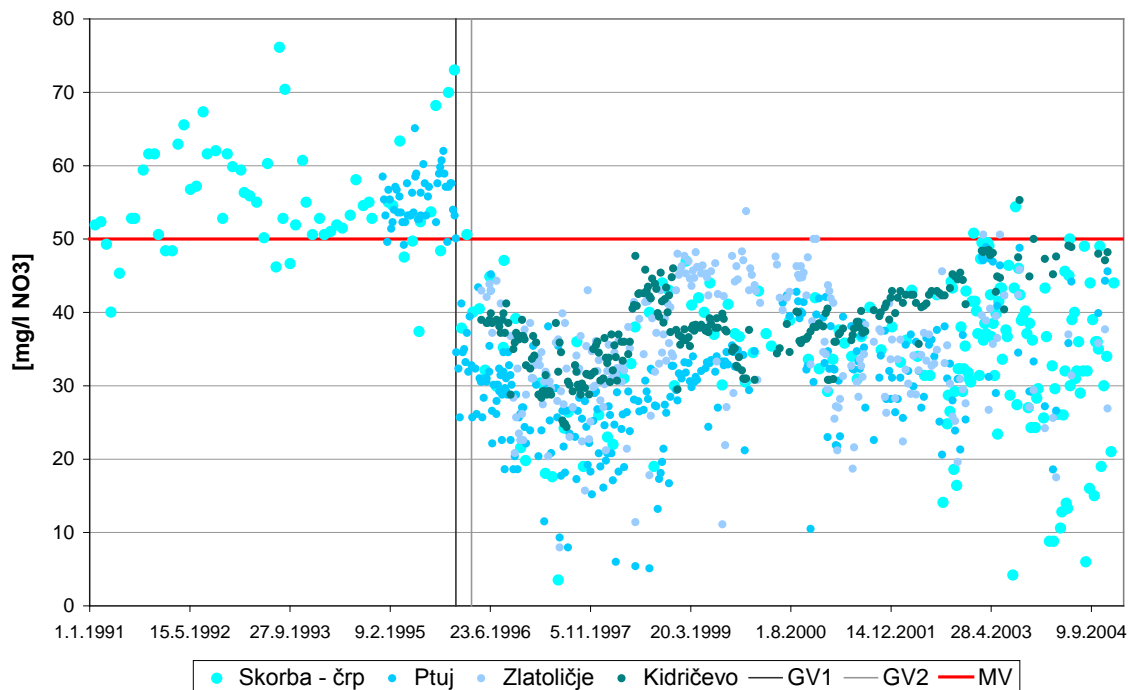
Vsebnost nitratov v podtalni vodi, ki doteka na črpališče Skorba (slika 22) je, kot že omenjeno, približno enaka po celotnem delu Dravskega polja, ki se napaja s ponikanjem padavinske vode in se povprečno giblje med 40 in 70 mg NO₃ /l. V zadnjih letih se je vsebnost nitratov občasno spustila tudi do nižjih vrednosti.



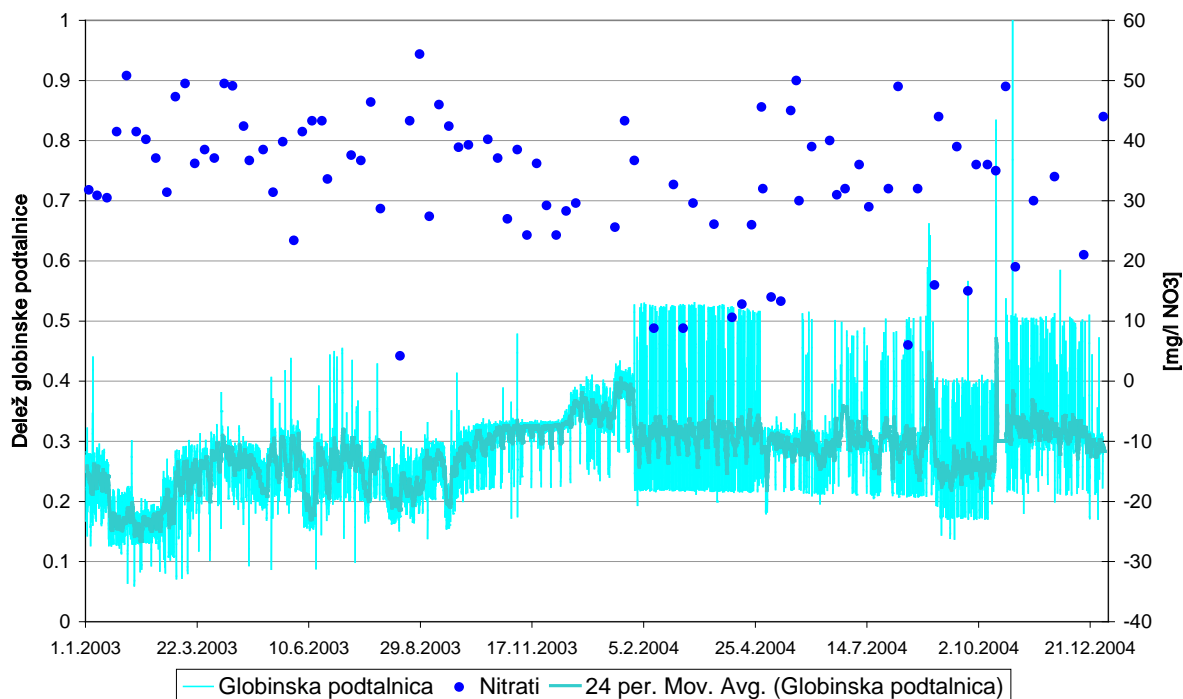
Slika 22: Vsebnost nitratov v podtalni vodi na črpališču Skorba (ARSO, 2005, Komunalno podjetje Ptuj, 2004, ZZV Maribor, 2005).

Začasna rešitev za kontrolo vsebnosti nitratov v ptujskem sistemu za oskrbo s pitno vodo je bila vključitev globinskih vodnjakov v letu 1996. S tem je bil zagotovljen vir čistejše vode za mešanje z vodo iz aluvialnega vodonosnika.

Na podlagi rednega spremljanja vsebnosti nitratov pitni vodi se glede na kakovost podtalne vode prilagaja razmerje med plitvo in globinsko podtalnico. Ker se vodo iz plitve podtalnice meša s približno eno tretjino globinske, je za toliko zmanjšana tudi vsebnost nitratov v pitni vodi (sliki 23 in 24). Tako od leta 1996 nitrati v pitni vodi redko presežejo mejno vrednost, ki jo določa pravilnik o pitni vodi, 50 mg NO₃ /l.



Slika 23: Vsebnost nitratov v pitni vodi na črpalnišču Skorba in prikaz vključitve globinskih vodnjakov (Komunalno podjetje Ptuj, 2004, ZZV Maribor, 2005).



Slika 24: Delež globinske podtalnice in vsebnost nitratov v pitni vodi (Komunalno podjetje Ptuj, 2005, ZZV Maribor, 2005).

4.2 Kakovost površinske vode

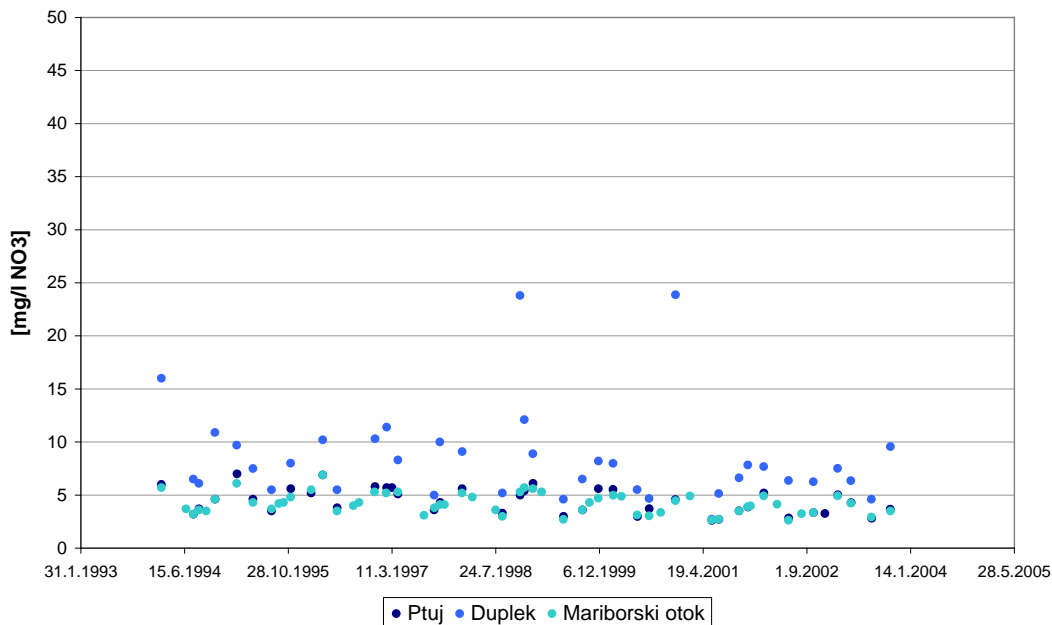
Za primer izkoriščanja površinske vode iz reke Drave je na podlagi Uredbe o kakovosti površinskih voda, ki se jih odvzema za oskrbo s pitno vodo, narejena razvrstitev v kakovostne razrede na treh merilnih mestih. To so Mariborski otok, Duplek in Ptuj. Rezultati razvrstitve vode reke Drave v kakovostne razrede po posameznih prametih so prikazani v prilogi A.

Kakovostni razredi za posamezne parametre so določeni glede na potrebne standardne postopke obdelave pri pripravi pitne vode. Kakovostni razred A1 zahteva le hitro filtriranje in dezinfekcijo, za kakovostni razred A2 je potrebno doseči učinek običajne fizikalno-kemijske obdelave z dezinfekcijo. V primeru, da je kateri od parametrov v razredu A3, pa je potrebna intenzivna mehanska in kemijska obdelava, dodatna obdelava in dezinfekcija.

Voda reke Drave je dolvodno od Maribora, na podlagi razpoložljivih podatkov, najbolj obremenjena z mineralnimi olji, amonijem, bakterijami in BPK₅ ter težkima kovinama, nikljem in kadmijem v usedlinah.

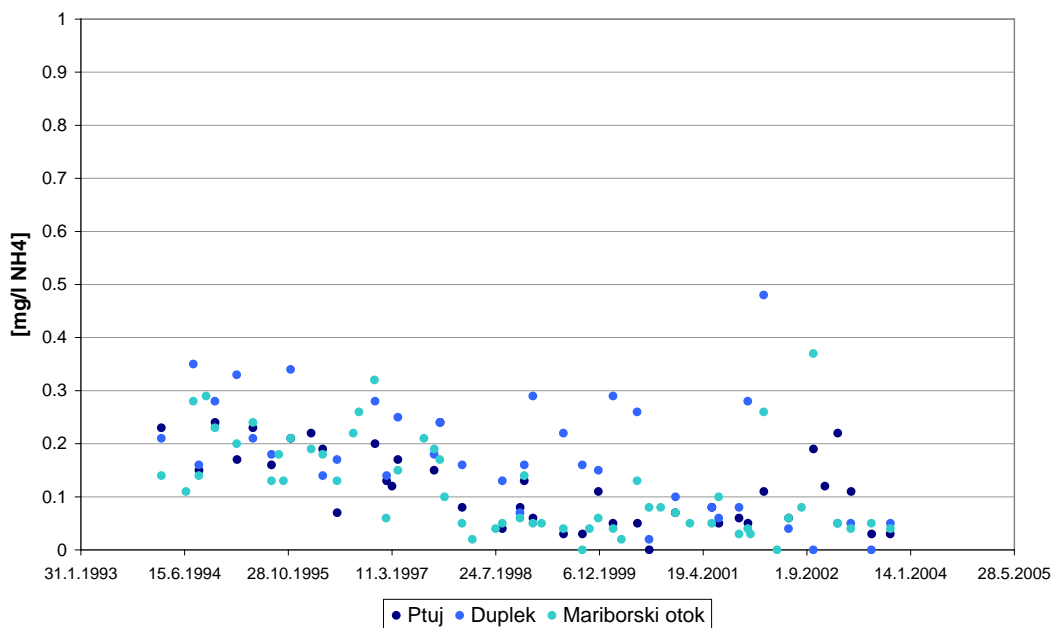
Kakovost vode reke Drave za obdobje od leta 1994 do 2003 se glede na vsebnost posameznih parametrov bistveno razlikuje od kakovosti podtalnice. V primerjavi s podtalnico je vsebnost nitratov in pesticidov v Dravi veliko nižja. Predvsem pesticidi so v rečni vodi na meji zaznavnosti zaradi odsotnosti površinskega izpiranja z obdelovalnih površin v Dravo. Tako pesticidi dotekajo v reko predvsem preko dreniranja podtalnice v odvodni kanal HE Zlatoličje in staro strugo Drave.

Vsebnost nitratov v vodi reke Drave (slika 25) se je med letoma 1994 in 2003 gibala okoli 5 mg NO₃ /l na merilnih mestih Mariborski otok in Ptuj, medtem ko so bile vrednosti v Dupleku tudi nad 10 mg NO₃ /l. Te vrednosti predstavljajo približno desetino manjšo obremenitev vode reke Drave z nitrati, kakor jo ti predstavljajo v podtalnici. V površinski vodi večjo obremenitev z dušikovimi spojinami predstavlja prisotnost amonijevega iona (slika 26), ki v največji meri izhaja iz neprečiščenih komunalnih odplak. Pri izkoriščanju rečne vode za oskrbo s pitno vodo je vsebnost amonijevega iona nezaželena zaradi nevarnosti nitrifikacije v omrežju do nevarnejše nitritne oblike.



Slika 25: Vsebnost nitratov v vodi reke Drave na odvzemnih mestih Mariborski otok, Duplek in Ptuj (ARSO, 2005).

V naslednjih letih je mogoče pričakovati izboljšanje kakovosti vode v stari strugi reke Drave zaradi izgradnje komunalne čistilne naprave Maribor. Pričakovano je, da se bo s tem postopoma zmanjševala vsebnost mineralnih olj in amonija ter tudi količina bakterij in s tem biokemijska potreba po kisiku.



Slika 26: Vsebnost amonija v vodi reke Drave na odvzemnih mestih Mariborski otok, Duplek in Ptuj (ARSO, 2005).

Pri uporabi rečne vode je potrebno upoštevati tudi nihanje temperature vode, ki v Dravi sezonsko niha med 4 in 20 °C. S tem se spreminja tudi mikrobiološka aktivnost, ki je poleti veliko večja kot pozimi, kar se odraža predvsem v porabi hranilnih snovi in vsebnosti raztopljenega kisika.

5 MOŽNE VARIANTE PRIPRAVE PITNE VODE

Kot je bilo prikazano, se nitratov in atrazina ne da hkratio ekonomično odstranjevati z eno samo metodo, zato bi bilo za pripravo vode na vodarni Skorba potrebno uvesti kombinacijo metod. V nadaljevanju so predstavljene različne kombinacije opisanih metod in podane ocene o možnem součinkovanju.

Za odstranjevanje sintetičnih organskih snovi in njihovih razgradnih produktov, kamor spadata tudi atrazin in desetil-atrazin, se večinoma uporablja granulirano aktivno oglje. To je že preizkušena in uveljavljena metoda, ki z razvojem tehnoloških procesov za proizvodnjo aktivnega oglja v zadnjih letih še dodatno pridobiva na učinkovitosti in ekonomičnosti. Za odstranjevanje pesticidov iz vod, kjer so mejne vrednosti presežene, je adsorpcija na GAC edina metoda, ki omogoča zadosten učinek čiščenja ob relativno nizkih stroških obratovanja. Pesticide je mogoče učinkovito odstraniti tudi z reverzno osmozo, vendar je ta metoda veliko dražja, predvsem v razmerah, kjer je čiščenje omejeno samo na pesticide in nitrate.

Pri procesu adsorpcije na GAC so obratovalni stroški odvisni predvsem od pravilne izbire primerne aktivnega oglja za specifične razmere. Struktura granul je namreč prirejena različnim lastnostim vodnih virov in se v grobem razlikuje predvsem glede na vsebnost naravnih organskih snovi. Tako ima GAC za vode, ki vsebujejo pomemben delež naravnih organskih snovi, več makropor in s tem manjšo kapaciteto za adsorpcijo manjših molekul. Oglja za vodo z malo naravnimi organskimi snovmi in drugimi nečistočami, ki bi lahko mašile pore, imajo več mezo- in mikropor. Takšna struktura omogoča večjo adsorpcijsko kapaciteto za pesticide in s tem daljšo življenjsko dobo oglja. S podaljševanjem življenjske dobe oglja se manjšajo obratovalni stroški, saj strošek oglja predstavlja največji delež pri adsorpciji pesticidov.

Življenjsko dobo oglja je mogoče nekoliko podaljšati tudi s predozoniranjem vode. Vendar pa zaenkrat še niso poznani vplivi razgradnih produktov, ki nastajajo z ozoniranjem, na zdravje ljudi. Pri velikih napravah lahko uvedba predozoniranja znatno zmanjša obratovalne stroške.

Ker je za odstranjevanje atrazina izbrana samo adsorpcija na GAC, se postopek priprave vode razlikuje samo v načinu odstranjevanja nitratov, ki se v grobem deli na kemijskega in biološkega. Osnovna koncepta za pripravo pitne vode na vodarni Skorba, ki sta prikazana v preglednici 4, tako temeljita na odstranjevanju nitratov.

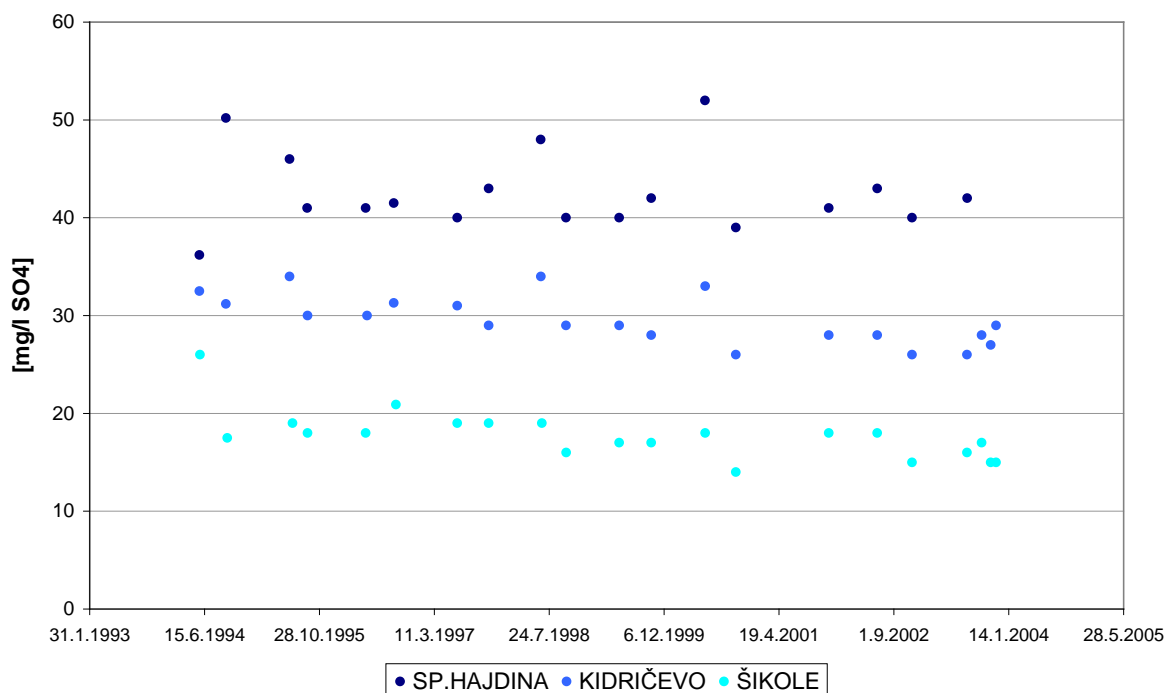
Preglednica 4: Primerjava osnovnih konceptov priprave pitne vode glede na odstranjevanje nitratov.

	Ionska izmenjava	Heterotrofna denitrifikacija
Shematski prikaz celotnega koncepta	<pre> Podtalnica ↓ GAC ↓ IONSKA IZMENJAVA ↓ DEZINFEKCIJA ↓ Omrežje </pre>	<pre> Podtalnica ↓ GAC ↓ HETEROTROFNA BIODENITRIFIKACIJA ↓ OZRAČEVANJE ↓ HITRA FILTRACIJA ↓ DEZINFEKCIJA ↓ Omrežje </pre>
Kvaliteta vode na dotoku	Sulfatni ioni zmanjšujejo kapaciteto smol za izmenjavo nitratnih ionov	Nima pomembnega vpliva
Kvaliteta očiščene vode	Večja vsebnost kloridov in povečana korozivnost	Nevarnost sekundarnega onesnaženja z neporabljenim virom ogljika in nitriti
Dodatna obdelava	Običajno ne	Oksidacija, filtracija in dezinfekcija
Kompleksnost postopka	Enostavna	Kompleksna
Nadzorovanje postopka	Trajanje delovanja glede na celotni pretok skozi posamezni izmenjevalnik	Doziranje vira ogljika in hranil
Monitoring očiščene vode	NO ₃	NO ₃ , NO ₂ , TOC in bakterije
Zagon in ustavitve	Delovanje po potrebi	Za zagon je potrebno nekaj tednov in vzdrževanje aktivnih denitrifikatorjev
Odpadne snovi	Velika količina slane vode z NO ₃ in odvečnega NaCl	Mala količina blata, ki nastane zaradi rasti biomase

Najenostavnejši način za pripravo pitne vode na vodarni Skorba temelji na uporabi ionske izmenjave za odstranjevanje nitratov. V tem konceptu priprava pitne vode temelji na fizikalno-kemijski adsorpciji, saj v procesu najprej na GAC adsorbirata atrazin in desetil-atrazin, v ionskem izmenjevalniku pa poteče še adsorpcija nitratov na izmenjevalnih smolah. Razlika med medijema je predvsem ta, da je mogoče izmenjevalne smole enostavno regenerirati, medtem ko je regeneracija aktivnega oglja zahtevnejša in je ekonomična le v primeru zelo velikih količin GAC.

Oba procesa potekata po principu tlačne filtracije skozi porozen medij, ki ga predstavlja sloj GAC ali pa granuliranih izmenjevalnih smol. Najpomembnejša parametra pri dimenzioniranju modulov sta kontaktni čas in linearna hitrost.

Pri dimenzioniranju ionske izmenjave je potrebno upoštevati tudi vsebnost sulfatnih ionov (SO_4^{2-}) v vodi, saj se bolje adsorbirajo na običajne izmenjevalne smole kot nitratni ioni. Sulfatnih ionov je v podtalnici, ki doteka na črpališče Skorba (slika 27), približno tretjino manj kot nitratov, zato izbira nitratno selektivnih smol ne bila ekonomična in je ceneje proces predimenzionirati. Priporočeno je, da se proces ionske izmenjave dimenzionira tako, da deluje s približno 80 % zmogljivostjo za odstranjevanje anionov, ki so prisotni v vodi.



Slika 27: Vsebnost sulfatov v podtalni vodi na odzemnih mestih v Spodnji Hajdini, Kidričevem in Šikolah (ARSO, 2005).

Varnost pred izhajanjem nitratnih ionov iz izmenjevalnika je mogoče povečati z zaporedno postavitvijo izmenjevalnih modulov. Takšna zasnova predstavlja dodatno varnostno stopnjo predvsem v izrednih primerih, ko se lahko zaradi desorpcije nitratov s smol njihova vsebnost v iztoku močno poveča.

Ker sta adsorpcija in ionska izmenjava v tem primeru zaprta procesa in je podtalna voda mikrobiološko neoporečna, načeloma ne bi bilo potrebno očiščene vode dezinficirati. Vendar pa vedno obstaja verjetnost kontaminacije enega ali obeh medijev, zato je potrebno vodo preventivno dezinficirati in stabilizirati s klorom.

Pri ionski izmenjavi največji strošek predstavljata odpadna slanica in izmenjevalni medij, ki ima določeno življenjsko dobo. Povprečna življenjska doba izmenjevalnih smol je približno pet do šest let, odvisno od pogostosti regeneracijskih ciklov. Med regeneracijo pa nastajajo velike količine močno koncentrirane odpadne slanice z nitratnimi in sulfatnimi ioni. Volumen slanice predstavlja približno 1 do 3 % očiščene vode, kar bi na vodarni Skorba pomenilo med 130 do 400 m³ slanice na dan. Največja slabost slanice je njena velika topnost in s tem nevarnost izpiranja v vodna telesa. Zato je potrebno slanico odvajati na vodonepropustna odlagališča, kjer se kontrolira iztok izcednih vod. Ker je zasoljevanje okolja vedno bolj pereč problem, je potrebno možnosti ravnanja z odpadno slanico temeljito preučiti.

Slanico je mogoče tudi odvajati na komunalno čistilno napravo Ptuj, kjer bi omenjena količina slanice predstavljala med 2 in 6 % v količini odpadnih vod odvedenih po kanalizaciji. V primeru, da bi bilo mogoče slanico odvajati na komunalno čistilno napravo, bi bila priprava pitne vode z ionsko izmenjavo najekonomičnejša rešitev. V drugačnem primeru pa bi ravnanje z odpadnimi snovmi v tem primeru predstavljalo prevelik strošek in bi bile ostale rešitve primernejše.

Veliko manj odpadnih snovi je mogoče doseči z uporabo heterotrofne biološke denitrifikacije, ker v tem primeru prihaja le do prirastka biomase, ki jo je potrebno vzdrževati v bioreaktorju. Odvečna biomasa je tudi zelo čista, ker se pesticidi že predhodno odstranijo na GAC in v bioreaktor dotekajo le še hranila za denitrifikacijske organizme.

Za heterotrofno denitrifikacijo se lahko uporabi razpršena ali pa pritrjena biomasa. Za denitrifikacijo z razpršeno biomaso je najbolj primerna uporaba membranskih bioreaktorjev, ki so v zadnjih letih vedno bolj uveljavljen način za izkoriščanje mikrobioloških potencialov pri pripravi pitne vode. Membrane za mikrofiltracijo so namreč dobra ovira za

mikroorganizme, ki pri normalnem delovanju procesa ne morejo izhajati v vodovodno omrežje.

Izvedbi MBR z zunanjimi ali pa potopljenimi membranskimi moduli se razlikujeta predvsem po izkoristku prostora, saj so pri notranjem MBR membranski moduli in denitrifikacijski organizmi v istem bazenu. Stroški obratovanja so pri obeh izvedbah podobni, saj porabita približno enako količino energije in vira ogljika, ki ob zamenjevanju membran predstavljata večji del obratovalnih stroškov.

Za učinkovito denitrifikacijo je potrebna neprestana kontrola stanja denitrifikacijskih organizmov in doziranja vira ogljika, običajno metanola. Nepopolna denitrifikacija namreč vodi v pojav nitritov in metanola v filtratu. Zato je potrebno naknadno uvesti še ozračevanje in hitro filtracijo, kjer se metanol izloči z izhlapevanjem, nestabilni nitriti pa se oksidirajo do nitratov. Naknadna filtracija omogoča tudi določeno varnostno stopnjo za primer morebitne poškodbe vlaken. Za hitrim filtrom pa je potrebna še končna dezinfekcija.

Cenejšo denitrifikacijo je mogoče doseči z uporabo pritrjene biomase v kontinuirnem samočistilnem peščenem filtru. Ta izvedba je nekoliko zahtevnejša in dražja, vendar pa izkazuje skoraj desetkrat nižje obratovalne stroške zaradi manjše porabe energije in večje robustnosti procesa. Prav robustnost, enostavno vzdrževanje in malo število gibljivih delov so največje prednosti biofiltracije pred MBR. Slabost pa je večja možnost izplavljanja bakterij kot v MBR, zato je potrebna pogostejša kontrola bakterij v filtratu. Biofiltraciji mora, podobni kot pri MBR, slediti ozračevanje in hitra filtracija za izhajanje metanola iz vode in oksidacijo nitritov ter končna dezinfekcija.

Umestitev adsorpcije na GAC za MBR opazno ne vpliva na odstranjevanje sekundarnih polutantov, ti kvečjemu zmanjšujejo učinkovitost adsorpcije atrazina. Enostavni polarni ogljikovodiki se namreč praktično ne adsorbirajo na aktivno oglje namenjeno odstranjevanju pesticidov in bi samo povečevali možnost pojava biomase na GAC.

Skupna izdatnost vseh sedmih plitvih vodnjakov je 350 l/s, kar kljub temu, da en vodnjak ne deluje, zagotavlja zadostno količino vode za trenutne potrebe ptujskega sistema za oskrbo s

pitno vodo. Pri uporabi samo aluvialne podtalnice bi stroški črpanja ostali približno enaki ali pa bi se celo nekoliko zmanjšali.

Čiščenje podtalne vode je vedno odvisno od kvalitete dotekajoče vode in v nekaterih pogojih pasivna zaščita ne omogoča zadostne varnosti ali pa zahteva zelo visoke stroške. Zato se v zadnjih letih vse bolj uveljavlja aktivna zaščita vodnega vira kot dopolnilo postopkov in ukrepov pasivne zaščite, kar je tudi v skladu z načeli HACCP, saj omogoča večji nadzor nad kakovostjo vode, ki doteka do črpalnih vodnjakov.

Cilj umetnega napajanja oziroma bogatenja vodonosnika je nadzorovanje kakovosti vode, ki doteka v črpališče. Takšna rešitev z vodo nadzorovane kakovosti zagotavlja ustrezno kakovost vode na viru in visoko stopnjo zanesljivosti. S tem se omogoči tudi povečanje zalog podtalne vode, zmanjšanje koncentracije nitratov zaradi večjega razredčenja in nastanek bariere, ki bi preprečila dotekanje pesticidov v vodnjake.

Ker analize podtalnice Dravskega polja ne izkazujejo kratkoročnega izboljšanja kemijskega stanja, obstaja možnost, da se za doseganje omejitev izkoristi primernejši vir pitne vode. To se na črpališču Skorba že izvaja, vendar v obliki rudarjenja vode iz pliocenskih vodonosnikov, kar pa ni dolgoročna rešitev, ki jo zahteva zanesljiva oskrba s pitno vodo.

Možna rešitev bi bila vključitev izrabe dravske vode, saj je na razpolago v bližini in ima dovolj vode tudi v sušnih razmerah. Takrat bi delež načrpane vode znašal maksimalno okrog 3 % biološko minimalnega pretoka v Dravi, medtem ko bi bil delež v odvodnem kanalu HE Zlatoličje še manjši.

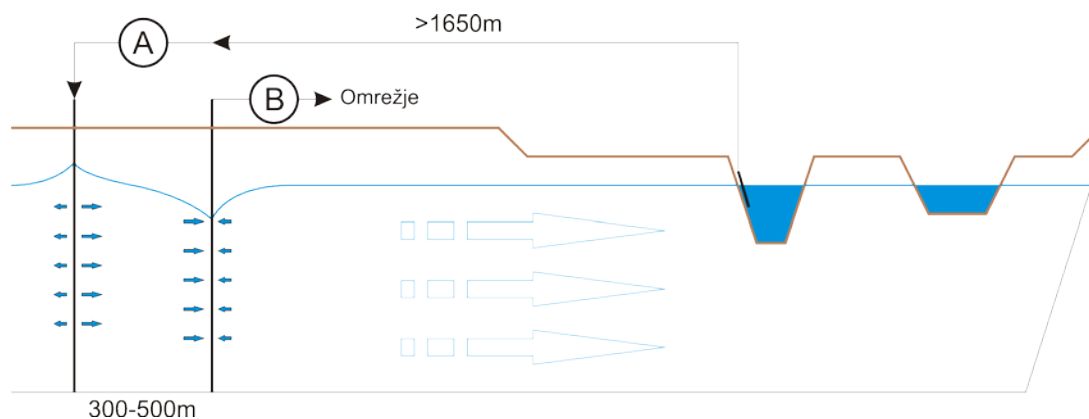
Umetno bogatenje z uporabo rečne vode iz Drave in njenega obrežnega filtrata se na Dravskem polju že izkorišča (1) na črpališču Vrbanski plato, ki oskrbuje mariborski vodooskrbni sistem in (2) v Mihovcih za potrebe ormoškega vodovoda.

Kot že omenjeno, bi bilo mogoče za oskrbo s pitno vodo izkoristiti reko Dravo. Za izkoriščanje dravske vode obstajata dve potencialni možnosti. To sta zajem površinske vode iz odvodnega kanala HE Zlatoličje (slika 28) in črpanje obrežnega filtrata ob stari strugi reke

Drave (slika 29). Zajem površinske vode iz kanala se od stare struge Drave razlikuje v tem, da so količina in kakovost vode v kanalu zelo malo spreminjata, medtem ko so v stari strugi zelo spremenljive razmere. V stari strugi Drave namreč pretoki Drave nihajo med biološkim minimumom $10 \text{ m}^3/\text{s}$ pozimi do čez tisoč ob pojavu visokih vod. S tem se v stari strugi spreminja tudi motnost.

Predvsem zaradi konstantnih razmer v odvodnem kanalu je ta bolj primeren za izkoriščanje površinske vode. Za pripravo pitne vode se lahko izkoristi podoben koncept, kot je bil prikazan za čiščenje podtalnice s heterotrofno biološko denitrifikacijo, sprememba bi bila le v tem, da bi se adsorpcija na GAC premaknila na konec procesa pred dezinfekcijo. Pri tem pa predstavlja problem predvsem veliko nihanje temperature vode. To pa se da ublažiti z umetnim bogatenjem, kjer v podtalju prihaja do izmenjave energije med podtalno vodo in infiltrirano vodo.

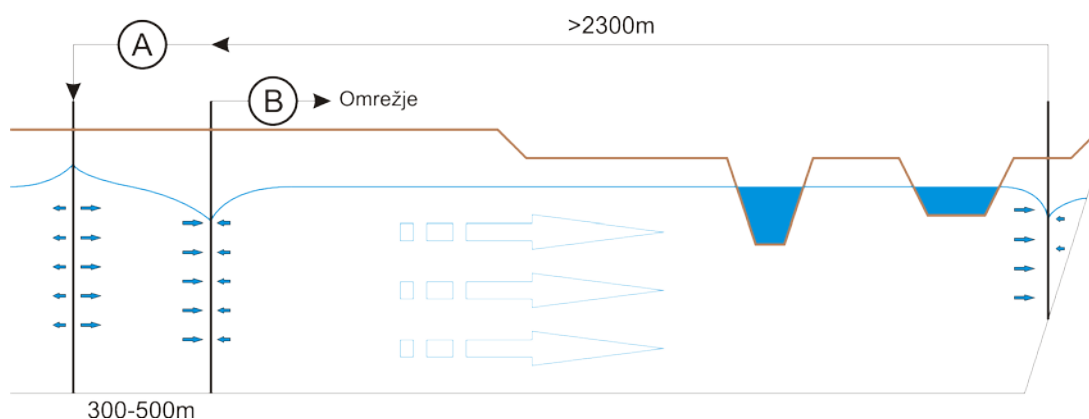
Čeprav imajo aluvialni sedimenti dobre filtrske lastnosti, pa je potrebno vodo predhodno očistiti, da ne bi med umetnim bogatenjem prihajalo do zamašitev vodnjakov ali pa zmanjšanja prepustnosti vodonosnih slojev. Vodi je potrebno odstraniti mineralna olja in suspendirane naravne organske snovi ter druge nečistoče. Mineralna olja je mogoče učinkovito odstraniti v MBR ali pa z adsorpcijo na GAC, kjer potrebno predhodno odstraniti suspendirane snovi. Za te pa se najpogosteje uporablja proces, ki združuje koagulacijo, flokulacijo, usedanje in hitro filtracijo, ker je to najekonomičnejša rešitev. Vedno bolj konkurenčna pa za ta namen postaja tudi membranska mikrofiltracija.



Slika 28: Umetno bogatenje z vodo iz odvodnega kanala HE Zlatoličje.

Ker pripravo vode za umetno bogatenje večinoma predstavlja filtracija, je mogoče za to izkoristiti tudi naplavine v bližini struge reke Drave. Problem predstavlja le to, da se podtalnica večinoma drenira v odvodni kanal HE Zlatoličje in staro strugo Drave in obratni proces poteka le ob visokih vodah ali ob izredno nizkem nivoju podtalnice.

Najprimernejše območje, kjer bi bilo mogoče črpati zadostne količine obrežnega filtrata s čim manjšim vplivom podtalne vode, je skrajni zahodni rob Dravskega polja. V tem primeru bi bilo mogoče z inducirano infiltracijo zagotoviti večji delež rečne vode. Pri tem največjo oviro predstavlja zamuljevanje stare struge reke Drave, kar ob inducirani infiltraciji povzroča dodaten upor zaradi večje konsolidacije sedimentov na mestih, kjer voda pronica proti vodnjakom.



Slika 29: Umetno bogatenje z obrežnim filtratom reke Drave.

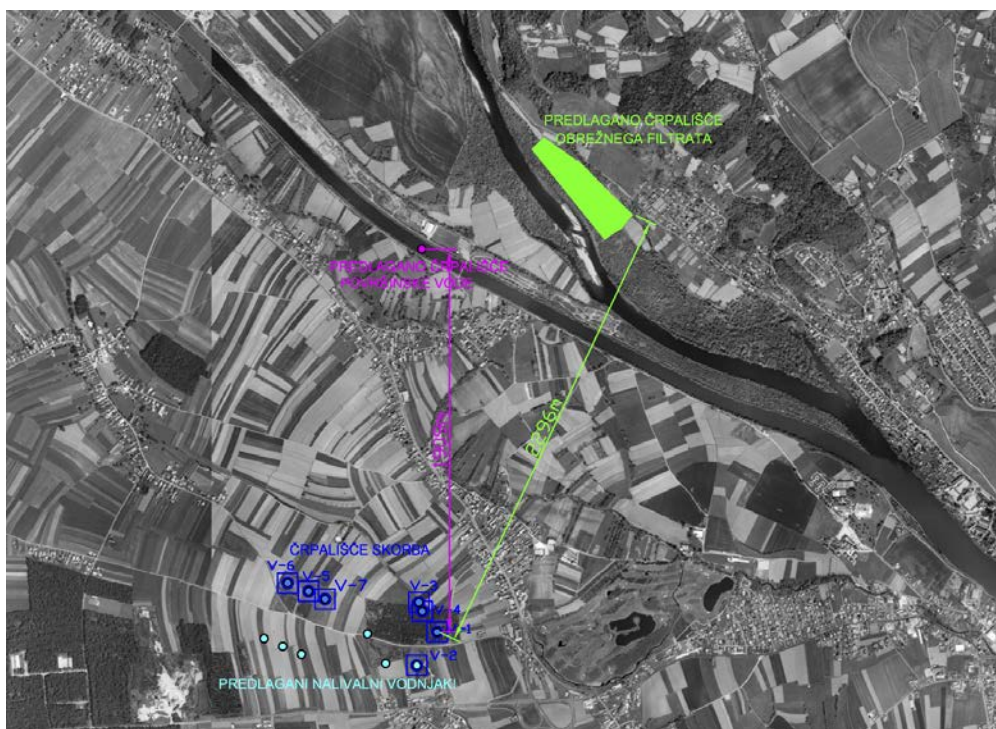
Podtalna voda se v sušnih razmerah drenira v Dravo. Pretok v odvodne kanalu HE Zlatoličje je več ali manj stalen, zato pa se ob povečanih pretokih poveča predvsem pretok v stari strugi reke Drave in so območja ob Dravi, kjer bi bilo mogoče izkoriščati obrežni filtrat, večkrat na leto poplavljeni. Takrat bi se predvidoma povečala kalnost in možnost pojava težkih kovin v obrežnem filtratu.

Ob običajnih razmerah, ko je v stari strugi reke Drave pretok relativno nizek, pa je pričakovati dobro kvaliteto obrežnega filtrata predvsem zaradi intenzivnih čistilnih procesov, ki potekajo v sedimentih na rečnem dnu. Predvidoma bi bil obrežni filtrat toliko kakovostnejši, da bi bila potrebna predpriprava omejena na odstranjevanje finih lebdečih delcev, ki bi jih bilo mogoče

odstraniti z lamelnimi usedalniki in hitro filtracijo. Za neprekinjeno umetno bogatenje, tudi v času povečane motnosti, pa bi bila najekonomičnejša uporaba peščenih samočistilnih filtrov.

Tako pripravljeno vodo se naliva v tolikšni meri, da del vode odteka od črpališča. S tem se ustvarijo takšne razmere, da se tok podtalnice preusmeri mimo črpališča. Onesnaženje, ki se širi s tokom podtalnice zaradi umetnega bogatenja tako obide črpališče. Uporaba umetnega bogatenja bi lahko bila zato učinkovita rešitev za preprečevanje dotekanja atrazina in desetil-atrazina. Za zmanjšanje vsebnosti nitratov pa bi bilo potrebno ugotoviti, koliko vode je potrebo nalivati, za tolikšno razredčenje nitratov, da vsebnost v pitni vodi pade pod 25 mg NO₃ /l. Problem pri nitratih je namreč ta, da se enakomerno porazdelijo po vodnem telesu in se ne gibljejo toliko s tokom podtalnice.

Na sliki 30 sta prikazani lokaciji, kjer bi se dalo izkoriščati vodo iz reke Drave ter ena od možnih oblik postavitve nalivalnih vodnjakov. Za uvedbo umetnega bogatenja bi bilo potrebno novo črpališče površinske vode oziroma novi vodnjaki za črpanje obrežnega filtrata in povezava vodarne s cevovodom. To bi zahtevalo zelo velike investicijske stroške, vendar pa bi bili lahko obratovalni stroški umetnega bogatenja toliko nižji, da bi bilo izkoriščanje dravske vode cenejše od odstranjevanja pesticidov in nitratov iz podtalnice.



Slika 30: Predlagani rešitvi zajema dravske vode za umetno bogatenje podtalnice z nalivalnimi vodnjaki.

Pri pripravi pitne vode ima zraven učinka čiščenja pomembno vlogo pri izbiri različnih postopkov tudi ravnanje z odpadnimi snovmi, ki nastajajo v različnih fazah priprave vode. V večini procesov priprave pitne vode je namreč namen vodo očistiti z odstranjevanjem nečistoč. Pri tem pa nastajajo odpadne snovi.

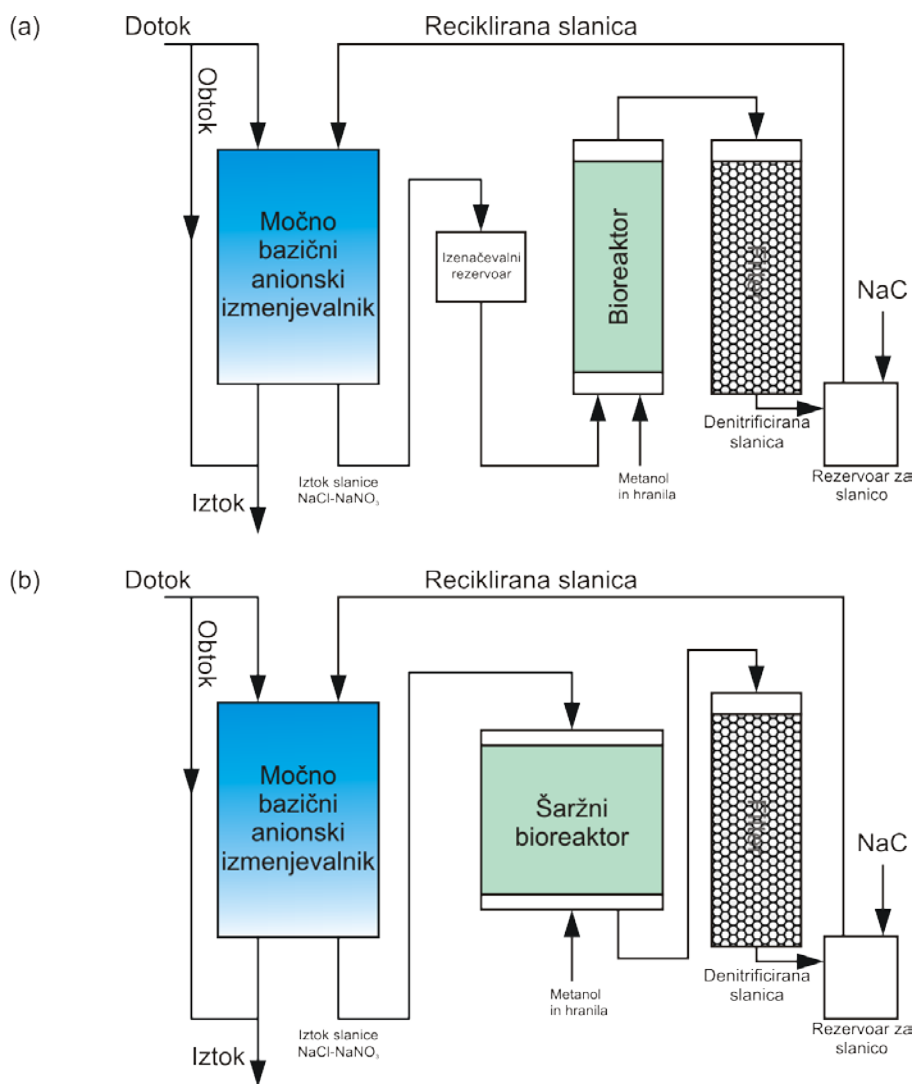
Na podlagi Uredbe o emisiji snovi pri odvajanju odpadnih vod iz objektov in naprav za pripravo vode (Ur. l. RS, št. 28/2000) je potrebno karseda zmanjšati volumen odpadnih vod s čim večjo stopnjo reciklaže. Potrebno pa se je tudi izogibati uporabi nevarnih kemičnih snovi.

Vodo v procesu priprave pitne vode je potrebno čim bolj izkoristiti oziroma reciklirati, za kar je potrebno v proces čiščenja vključiti tudi postopke za zgoščevanje nečistoč v pralnih vodah. Ostanke morajo imeti čim manjši delež v količini načrpane vode in čim manj obremenjevati okolje. Na to vpliva predvsem dodajanje kemikalij in izraba pralnih vod.

Posebni odpadki predstavljajo tudi izrabljene izmenjevalne smole in zasičeno aktivno oglje. Aktivno oglje je mogoče termično reaktivirati in s tem zmanjšati količino odpadnega aktivnega oglja. Običajno se aktivno oglje uporabi do zapolnjenja adsorpcijske kapacitete, potem pa se ga odloži na odlagališče odpadkov. Reaktivacija aktivnega oglja se uporablja predvsem na velikih čistilnih napravah in v bližini obratov za reaktivacijo. Uporaba reaktiviranega oglja je namreč približno 40 % cenejša, kakor če bi ga zamenjali z novim ogljem. Najbližji obrat za regeneracijo in tudi kontrolirano odlaganje aktivnega oglja se nahaja v bližini Dunaja v Avstriji.

Ionska izmenjava je ena od najekonomičnejših rešitev za odstranjevanje nitratov iz pitne vode, vendar pa je hkrati tudi najbolj obremenjujoča glede zahtevnosti ravnanja z odpadnimi snovmi.

Zaradi problemov, ki se pojavljajo ob velikih količinah slanice, se je pojavila potreba po učinkoviti reciklaži le-te, da bi jo bilo mogoče večkrat uporabiti za regeneracijo izmenjevalnih smol. Na sliki 31 sta prikazana procesa za reciklažo slanice z biološko denitrifikacijo. Z odstranjevanjem nitratov iz slanice in njeno večkratno reciklažo se lahko doseže tudi do 100 % manjšo količino odpadne slanice.



Slika 31: Shematski prikaz reciklaže slanice z uporabo pretočnega (a) in šaržnega bioreaktorja (b) (MWH, 2005).

6 ZAKLJUČKI IN NAPOTKI ZA NADALJNJE DELO

V nalogi sem predstavil možne postopke za pripravo pitne vode v primeru, ko se ne izkorišča vode iz pliocenskega vodonosnika zaradi njegove počasne obnove in potencialne nevarnosti, da pride do udara onesnaženja iz plitvega vodonosnika ob prekomernem izkoriščanju. Vendar to ne pomeni, da bi se globinski vodnjaki opustili, saj bi se lahko pliocenski vodonosnik uporabil kot rezervni vir pitne vode. Tako bi bil vedno na razpolago zaprt vir čiste vode za uporabo v primerih, ko bi prišlo do izrednega onesnaženja dravske vode ali pa pomanjkanja vode zaradi suše. Poudarek je na postopkih čiščenja aluvialne podtalnice, zaradi bližine reke Drave pa sem upošteval tudi možnosti izrabe rečne vode.

Predstavljeni postopki za pripravo vode na vodarni Skorba se razlikujejo predvsem v načinu odstranjevanja nitratov, saj sem za odstranjevanje pesticidov izbral že preizkušeno in uveljavljeno metodo adsorpcije na granuliranem aktivnem oglju. Vendar je potrebno pri tem pripomniti, da je pomembna tudi pravilna izbira primernega oglja, ki ga je potrebno izbrati na podlagi pilotskih testov. Zaradi primerne kakovosti podtalne vode je naprimernejše, da adsorpcija na granuliranem aktivnem oglju poteka na začetku procesa priprave pitne vode, saj je za odstranjevanje nitratov značilno pojavljanje sekundarnih polutantov, ki bi lahko negativno vplivali na učinek adsorpcije.

Za odstranjevanje nitratov iz pitne vode je po moji presoji najprimernejša heterotrofna denitrifikacija v membranskih bioreaktorjih z razpršeno biomaso. Pri takšni zasnovi je namreč zagotovljena primerna stopnja varnosti oskrbe s kakovostno pitno vodo z minimalno spremembo kemijske sestave pitne vode. Nitrati se v tem procesu namreč ob dodajanju vira ogljika porabljajo za rast biomase in s tem nastajajo tudi zelo »čisto« odpadno blato, ki ga je mogoče uporabiti za različne namene. Blato iz procesa denitrifikacije je možno uporabiti pri kompostiranju, zaradi relativno velike čistosti pa se lahko uporabi tudi kot dodatek k živinski krmi.

Z razvojem primernih membran za mikrofiltracijo se povečuje tudi prisotnost mikroorganizmov v procesih priprave pitne vode, saj te predstavljajo učinkovito bariero pred

možnostjo izhajanja mikroorganizmov iz bioreaktorja. Zato je naknadna dezinfekcija le preventivni ukrep, ki zmanjšuje tveganje ob izrednih poškodbah membran. Uporaba modulov z votlimi vlakni omogoča tudi boljši izkoristek prostora, saj za enak učinek kot pri peščenih filtrih zahtevajo bistveno manj prostora.

Način filtriranja vode iz bioreaktorja se loči na eksterno in interno filtracijo predvsem zaradi različnih izvedb membranskih modulov med proizvajalci. Pri eksterni oz. zunanji filtraciji se membranski moduli z votlimi vlakni nahajajo zraven bioreaktorja, čista voda pa pod tlakom pronica iz vlaken. Medtem ko so pri interni oz. notranji filtraciji moduli z vlakni potopljeni v bioreaktor, čista voda pa zaradi ustvarjenega podtlaka v vlaknih pronica v vlakna.

Mikrobiološka denitrifikacija je sicer zelo zahteven postopek za vzdrževanje, saj temelji na živih organizmih, ki jim je potrebno nepretrgoma zagotavljati primerne pogoje za učinkovito presnovo nitratov. Vendar pa je kakovost tako pripravljene pitne vode veliko boljša kot pri uporabi ionske izmenjave.

Zaradi varnosti oskrbe s pitno vodo je pomembno, da se globinski vodnjaki na črpališču Skorba vzdržujejo za morebitno intervencijsko uporabo, če pride do večjih motenj pri pripravi pitne vode ali izrednega onesnaženja vodnega vira. Tako bi bila zagotovljena oskrba s pitno vodo tudi v izrednih razmerah.

Večjo stopnjo varnosti in preglednosti, kot pri uvedbi postopkov za pripravo pitne vode na vodarni Skorba, bi bilo mogoče doseči samo z uvedbo umetnega bogatenja podtalnice z dravsko vodo, kot ukrepom za aktivno zaščito vodarne. Najugodnejše bi bilo, če bi bilo za ta namen mogoče izkoriščati obrežni filtrat, ki ne bi bil onesnažen s pesticidi in nitrati iz podtalnice. Takšno mesto pa je zelo težko najti, saj se podtalnica v običajnih razmerah drenira v odvodni kanal HE Zlatoličje in staro strugo reke Drave. Prednost izkoriščanja obrežnega filtrata pred površinsko vodo je ta, da je zaradi visoke čistilne sposobnosti rečnih sedimentov mogoče nadomestiti zahtevnejšo pripravo površinske vode z enostavnejšimi postopki usedanja in hitro filtracijo, oziroma bolj učinkovitimi peščenimi samočistilnimi filtri.

V primeru, da ne bilo mogoče najti primernege mesta za črpanje obrežnega filtrata, pa bi bila za predpripravo vode za umetno bogatenje najprimernejša rešitev črpanje površinske vode iz odvodnega kanala HE Zlatoličje zaradi enakomernejših količinskih in kakovostnih razmer, kot so v stari strugi Drave, ki se pojavljajo predvsem zaradi prevajanja visokih vod.

Priprava pitne vode na vodarni Skorba bi bila primerna s predlaganimi rešitvami, pri tem pa so se pojavili problemi, ki bi jih bilo potrebno še podrobneje preučiti.

V prihodnosti bi bilo potrebno še dodatno preveriti možnosti za umetno bogatenje, postopke z manjšo potrebo po kemikalijah in nastajanje odpadnih snovi, ki ne obremenjujejo okolja ter možnost odlaganja odpadnih snovi, ki lahko škodljivo delujejo na stanje okolja.

Kot najekonomičnejša in najenostavnejša metoda se je sicer izkazala anionska ionska izmenjava z uporabo močno bazičnih izmenjevalnih smol. Vendar se z uporabo ionske izmenjave opazno poslabšajo organoleptične lastnosti pitne vode, velik problem pa lahko predstavljajo tudi odpadne snovi.

Pri uporabi ionske izmenjave je potrebno upoštevati opazno spremembo v kemijski sestavi pitne vode, saj se adsorbirani ioni nadomestijo s kloridnimi. S tem se vsebnost kloridov v pitni vodi močno poveča, kar lahko poslabša dobre organoleptične lastnosti, kakor so jih vajeni uporabniki ptujskega sistema za oskrbo s pitno vodo.

Po ionski izmenjavi postane voda tudi agresivnejša oziroma bolj korozivna, kar lahko znatno vpliva na cevovode vodooskrbnega sistema. Večji problem se lahko pojavi na mestih, kjer so azbestne cevi in so trenutno zaščitena s tankimi oblogami vodnega kamna.

Pomembna slabost ionske izmenjave je tudi nastajanje visoko koncentrirane slanice z odstranjenimi anioni, ki nastane po regeneraciji izmenjevalnih smol. V nekaterih primerih se slanica odvaja na komunalne čistilne naprave, kjer se lahko soli razredčijo, nitrati pa se porabijo med biološkimi procesi čiščenja. Drugače je potrebno slanico kontrolirano odlagati na odlagališčih, kjer ni možnosti izpiranja slanice in v okolje, saj vedno večji problem predstavlja tudi zasoljevanje prsti.

Potrebno bi bilo preveriti tudi možnost uporabe slanice za vlaženje žlindre na odlagališču tovarne Talum v Kidričevem ali pa za namakanje ozelenitvenih površin na odlagališču. Vendar pa je potrebno upoštevati veliko topnost soli, ki bi se lahko brez uvedbe posebnih ukrepov izpirale nazaj v vodonosnik, odlagališče je namreč zasnovano tako, da je primerno predvsem za netopne snovi.

Za ekonomično pripravo je najprej potrebno zmanjšati izgube vode v sistemu za oskrbo s pitno vodo, saj trenutno predstavljajo približno eno tretjino načrpane vode. Uvajanje dragih postopkov za pripravo pitne vode namreč zahteva čim manjše izgube, drugače predstavljajo prevelik strošek za uporabnike. Ena od možnosti zmanjšanja količine vode, ki bi bila potrebna za čiščenje je tudi ločevanje industrijskih vod, ko ni potrebe po visoki kvaliteti pitne vode.

Za nitrate in atrazin zadrževalni čas ni relevanten, ker v podtalnici ne razpadajo ali pa je ta doba zelo dolga. Edini način zmanjšanja vsebnosti nitratov in pesticidov je dotok neonesnažene vode, ta pa je odvisen predvsem od padavin, ki padejo na Dravsko polje zahodno od črpališča. Podtalnica se na tem območju najučinkoviteje bogati iz obilnih snežnih padavin, saj snežna odeja vpliva tudi na zmanjšanje izhlapevanja.

Za lažje upravljanje z vodnim telesom podzemne vode, bi bilo potrebno narediti bilanco vode na celotnem prispevnem območju vodnega telesa podtalne vode. Tako, da bi bilo mogoče določiti vplive mokrih padavin, snega, evapotranspiracije in infiltracije vode iz potokov, ki se stekajo na Dravsko polje. Posebno pozornost je potrebno posvetiti tudi komunikaciji podtalne vode in rečne vode, saj se le tako določi možnost izkoriščanja obrežnega filtrata, ki bi bil manj obremenjen z gnojili in pesticidi, kakor je podtalnica.

Problem predstavlja tudi znatno zniževanje nivoja podtalne vode. Od leta 2000 so bile pozimi 2006 prvič presežene povprečne zaloge podtalne vode v celotnem aluvialnem vodonosniku Dravskega in Ptujkega polja.

UPORABLJENI VIRI

Podatki o kakovosti podtalnice na območju Dravskega polja od leta 1994 do 2003. 2005. Ljubljana, Agencija Republike Slovenije za okolje.

Podatki o kakovosti reke Drave na merilnih mestih Mariborski otok, Duplek in Ptuj od leta 1994 do 2003. 2005. Ljubljana, Agencija Republike Slovenije za okolje.

Aslan, S., Turkman, A. 2006. Nitrate and pesticide removal from contaminated water using biodenitrification reactor. *Process Biochemistry*, 41, 882-886.

Buss, S. R., Herbert, A. W., Morgan, P., Thornton, S. F., Smith, J. W. N. 2004. A review of ammonium attenuation in soil and groundwater. *Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37, 347-359.

De Zuane, J. 1996. *Handbook of drinking water quality*. Wiley, New York: 560 str.

Dimotsis, G. L., McGarvey, F. 1995. A comparison of a selective resin with a conventional resin for nitrate removal. IWC: 6 str. Pridobljeno 5.5.2005, iz http://www.ion-exchange.com/service/pdf/reprints/Nitrate_Removal.pdf

Gale, U. 2005. Podzemne vode v aluvialnih vodonosnikih v marcu 2005. Mesečni bilten ARSO, 3, 12, 41-43.

Osnovna geološka karta SFRJ, L 33-56 in L 33-44. 1987. Ljubljana, Geološki zavod Ljubljana.

Karta gladin podzemne vode in vodovarstvenih območij na Dravskem polju. 2004. Ljubljana, Geološki zavod Slovenije.

Gomez, M. A., Gonzalez-Lopez, J., Hontoria-Garcia, E. 2000. Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter. *Journal of Hazardous Materials*, B80, 69-80.

Ho, L. S. W. 2004. The removal of cyanobacterial metabolites from drinking water using ozone and granular activated carbon. Doktorska disertacija, Adelaide, University of South Australia: 243 str. Pridobljeno 19.10.2005, iz <http://www.library.unisa.edu.au/adt-root/public/adt-SUSA-22122004-171208/index.html>

Podatki o pretokih in nivojih v vodnjakih črpališča Skorba od leta 2003 do 2005. 2005. Ptuj, Komunalno podjetje Ptuj.

Rezultati analiz vzorcev vode na omrežju VOS Ptuj od leta 1995 do 2004. 2004. Ptuj, Komunalno podjetje Ptuj.

Lapajne, S., Pogačar, A. 2000. Kakovost pitnih voda – čistost z vidika onesnaževanja talnih vod z izcednimi vodami. V: Roš, M. (ur.). Strokovni seminar Vodni dnevi 2000, Zbornik referatov. Ljubljana, Slovensko društvo za zaščito voda: str. 41-49.

Mikulič, Z. 2006. Podzemne vode – ogroženo bogastvo Slovenije. *Slovenski vodar*, 17, 21-25.

Water treatment principles and design. 2005. MWH, Wiley, New Jersey: 1925 str.

Pümpel, T., Ebner, C., Pernfuß, B., Schinner, F., Diels, L., Keszthelyi, Z., Stankovic, A., Finlay, J. A., Macaskie, L. E., Tsezos, M., Wouters, H. 2001. Treatment of rinsing water from electroless nickel plating with a biologically active moving-bed sand filter. *Hydrometallurgy*, 59, 383-393.

Rismal, M. 2000. Preskrba s pitno vodo potrebuje dobro čiščenje odpadnih vod in celostno zaščito voda. V: Roš, M. (ur.). Strokovni seminar Vodni dnevi 2000, Zbornik referatov. Ljubljana, Slovensko društvo za zaščito voda: str. 51-58.

Schoeny, R., Haber, L., Dourson, M. 2006. Data considerations for regulation of water contaminants. Toxicology, »v tisku«.

von Gunten, U. 2003. Ozonation of drinking water: Part I. Oxidation kinetics and product formation. Water Research, 37, 7, 1443-1467.

Yang, W., Cicek, N., Ilg, J. 2006. State-of-the-art of membrane bioreactors: Worldwide research and commercial applications in North America. Journal of Membrane Science, 270, 201-211.

Rezultati analiz kvalitete pitne vode na zajetju Skorba od leta 1991 do leta 2004. 2005. Maribor, Zavod za zdravstveno varstvo Maribor.

Žlebnik, L. 1983. Hidrogeološke raziskave pitne vode na Dravskem polju, 3. faza. Ljubljana, Geološki zavod Ljubljana: 37 str.

Žlebnik, L. 1984. Zaključno poročilo o hidrogeoloških raziskavah pitne vode na Dravskem polju. Ljubljana, Geološki zavod Ljubljana: 42 str.

OSTALI VIRI

Aslan, S. 2005. Combined removal of pesticides and nitrates in drinking waters using biodenitrification and sand filter system. *Process Biochemistry*, 40, 417-424.

Granular Activated Carbon for Drinking Water Treatment. 2005. Chemviron Carbon.

Water treatment handbook. 1973. DEGRÉMONT, Société Générale d'Épuration et d'Assainissement, Rueil-Malmaison: 1041 str.

Powdered and Granular Activated Carbon for Water Treatment. 2005. DONAU CARBON.

Gillies, M. T. 1978. Drinking water detoxification. Noyes data corporation, New Jersey: 344 str.

Hiscock, K. M., Grischek, T. 2002. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266, 139-144.

Activated Carbon for Liquid Phase Adsorption. 2003. Jacobi CARBONS.

Kemmer, F. N. 1997. The NALCO water handbook. Nalco Chemical Company: 799 str.

Continuous purification of water. 2005. Paques. Pridobljeno 12.5.2005, iz <http://www.paques.nl/>

Pravilnik o določitvi vodnih teles podzemnih voda. Ur. l. RS, št. 63-2796/2005: 6532-6565.

Pravilnik o pitni vodi. Ur. l. RS, št. 19-865/2004: 2155-2166.

Schubert, J. 2002. Hydraulic aspects of riverbank filtration – field studies. *Journal of Hydrology*, 266, 145-161.

Singh, R. 2005. Hybrid Membrane Systems for Water Purification. Elsevier, Oxford. 384 str.

Uredba o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo. Ur. l. RS, št. 47-1902/2005: 4737-4749.

Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadnih vod iz objektov in naprav za pripravo vode. Ur. l. RS, št. 28-1271/2000: 3570-3571.

Uredba o kakovosti površinskih voda, ki se jih odvzema za oskrbo s pitno vodo. Ur. l. RS, št. 125-5239/2000: 14315-14318.

Uredba o mejnih vrednostih vnosa nevarnih snovi in gnojil v tla. Ur. l. RS, št. 84-3646/2005: 8709-8717.

Uredba o standardih kakovosti podzemne vode. Ur. l. RS, št. 100-4351/2005: 10553-10558.

Wett, B., Jarosch, H., Ingerle, K. 2002. Flood induced infiltration affecting a bank filtrate well at the River Enns, Austria. Journal of Hydrology, 266, 222-234.

Nitrates and nitrites in drinking water. 2004. WHO. Pridobljeno 12.10.2005, iz http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/rnitrates/en/

Zakon o varstvu okolja (ZVO-1). Ur. l. RS, št. 41-1694/2004: 4818-4853.

Zakon o vodah (ZV-1). Ur. l. RS, št. 67-3237/2002: 7648-7680.

Zakon o zdravstveni ustreznosti živil in izdelkov ter snovi, ki prihajajo v stik z živili (ZZUZIS). Ur. l. RS, št. 52-2452/2000: 6949-6955.

Zavod za zdravstveno varstvo Maribor. 2003. Ocena onesnaženosti podzemnih vod na območju Kidričevega.

Zavod za zdravstveno varstvo Maribor. 2004. Preiskave onesnaženosti podzemnih vod na območju podjetja Talum Kidričevo.

Zavod za zdravstveno varstvo Maribor. 2005. Rezultati analiz kvalitete pitne vode na zajetju Kidričevo od leta 1997 do leta 2003.

Information [CD1.NWE05.V1]. 2005. Zenon.

PRILOGE

Priloga A: Razvrstitev vode reke Drave v kakovostne razrede po posameznih parametrih (ARSO, 2005).

Mariborski otok

Zap. št.	Parameter kakovosti površinske vode	Izražen kot	Enota	Skupno št. meritev	Razred **	< MV % vzorcev	< PV % vzorcev	50% večji od MV, št. vzorcev	50% večji od PV, št. vzorcev	Odstopanje naslednjih 3 meritev od MV, PV
1	pH			57	A1	-	100	-	0	-
2	Barva		m-1	-	-	-	-	-	-	-
3	Suspendirane snovi po sušenju		mg/l	57	A1	-	99	-	1	ni odstopanja
4	Temperatura vode		°C	57	A1	100	100	0	0	-
5	Električna prevodnost (20°C)		µS/cm	57	A1	-	100	-	0	-
6	Vonj		-	-	-	-	-	-	-	-
7	Nitrati	NO3	mg/l	57	A1	100	100	0	0	-
8	Fluoridi	F	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
9	AOX - Adsorbirani organski halogeni	Cl	µg/l	10	A2	80	50	0	4	odstopanje
10	Železo	Fe	mg/l	52	A1	100	100	0	0	-
11	Mangan	mg/l	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
12	Baker	Cu	µg/l	55	A1	100	100	0	0	-
13	Cink	Zn	µg/l	55	A1	100	100	0	0	-
14	Bor	B	mg/l	3	A1	100	-	0	-	-
15	Berilij	Be	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
16	Kobalt	Co	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
17	Nikelj	Ni	µg/l	55	A1	98	-	0	-	ni odstopanja
18	Vanadij	V	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
19	Arzen	As	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
20	Kadmij	Cd	µg/l	55	A1	98	96	1	2	odstopanje
21	Krom (skupno)	Cr	µg/l	55	A1	100	-	0	-	-
22	Svinec	Pb	µg/l	55	A1	100	-	0	-	-
23	Selen	Se	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
24	Zivo srebro	Hg	µg/l	1	A1	100	100	0	0	-
25	Barij	Ba	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
26	Cianidi	CN	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
27	Sulfati	SO4	mg/l	57	A1	100	100	0	0	-
28	Kloridi	Cl	mg/l	57	A1	100	-	0	-	-
29	Anionaktivni detergenti	MBAS	mg/l	33	A1	100	-	0	-	-
30	Fosfati (skupno)	PO4	mg/l	57	A1	100	-	0	-	-
31	Fenolni indeks	C6H5OH	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
32	Mineralna olja		µg/l	39	A3	100	-	0	-	ni odstopanja
33	PAO* (vsota)	µg/l	µg/l	13	A1	100	-	0	-	-
34	Pesticidi (skupno)	µg/l	µg/l	16	A1	100	-	0	-	-
35	Posamezni pesticidi	µg/l	µg/l	16	A1	100	-	0	-	-
36	KPK s K ₂ Cr ₂ O ₇	O ₂	mg/l	57	-	-	-	-	-	-
37	Nasičenost s kisikom	% O ₂		57	A1	-	100	-	0	-
38	BPKs	O ₂	mg/l	57	A1	-	91	-	0	-
39	Skupni dušik TN	N	mgN/l	19	A1	-	100	-	0	-
40	Amonij	NH ₄	mgNH ₄ /l	57	A2	-	100	-	0	ni odstopanja
41	Skupni organski ogljik TOC	C	mgC/l	13	A1	92	-	1	-	ni odstopanja
42	Skupne koliformne bakterije		MPN/100ml	55	A3	-	98	-	1	odstopanje
43	Koliforme bakterije fekalnega izvora		MPN/100ml	32	A3	-	100	-	0	odstopanje
44	Streptokoki fekalnega izvora		MPN/100ml	32	A2	-	94	-	2	odstopanje
45	Salmonela		5000ml	-	-	-	-	-	-	-

* presejanje PV in MV za prvi kakovostni razred (za A2, A3 PV in MV nista določeni)
** upoštevana je PV, kjer je le ta v uredbi določena, sicer MV

Duplek

Zap. št.	Parameter kakovosti površinske vode	Izražen kot	Enota	Skupno št. meritev	Razred **	< MV % vzorcev	< PV % vzorcev	50% večji od MV, št. vzorcev	50% večji od PV, št. vzorcev	Odstopanje naslednjih 3 meritev od MV, PV
1	pH			38	A1	-	100	-	0	-
2	Barva		m-l	-	-	-	-	-	-	-
3	Suspendirane snovi po sušenju		mg/l	38	A1	-	92	-	2	ni odstopanja
4	Temperatura vode		°C	38	A1	100	100	0	0	-
5	Električna prevodnost (20°C)		µS/cm	38	A1	-	100	-	0	-
6	Vonj		-	4	A2	-	100	-	0	-
7	Nitrati	NO3	mg/l	38	A2	100	100	0	0	-
8	Fluoridi	F	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
9	AOX - Adsorbirani organski halogeni	Cl	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
10	Železo	Fe	mg/l	34	A1	100	100	0	0	-
11	Mangan	Mn	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
12	Baker	Cu	µg/l	10	A1	100	100	0	0	-
13	Cink	Zn	µg/l	10	A1	100	100	0	0	-
14	Bor	B	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
15	Berilij	Be	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
16	Kobalt	Co	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
17	Nikelj	Ni	µg/l	10	A*	90	-	1	-	ni odstopanja
18	Vanadij	V	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
19	Arzen	As	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
20	Kadmij	Cd	µg/l	10	A*	100	80	0	2	odstopanje
21	Krom (skupno)	Cr	µg/l	10	A1	100	-	0	-	-
22	Svinec	Pb	µg/l	10	A1	100	-	0	-	-
23	Selen	Se	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
24	Živo srebro	Hg	µg/l	1	A1	100	100	0	0	-
25	Barij	Ba	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
26	Cianidi	CN	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
27	Sulfati	SO4	mg/l	38	A1	100	100	0	0	-
28	Kloridi	Cl	mg/l	38	A1	100	-	0	-	-
29	Anionaktivni detergenti	MBAS	mg/l	15	A1	100	-	0	-	-
30	Fosfati (skupno)	PO4	mg/l	38	A1	100	-	0	-	-
31	Fenolni indeks	C6H5OH	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
32	Mineralna olja		µg/l	25	A3	100	-	0	-	ni odstopanja
33	PAO* (vsota)		µg/l	-	-	-	-	-	-	-
34	Pesticidi (skupno)		µg/l	-	-	-	-	-	-	-
35	Posamezni pesticidi		µg/l	-	-	-	-	-	-	-
36	KPK s K:Cr:O		mg/l	38	-	-	-	-	-	-
37	Nasičenost s kisikom		% O2	38	A1	-	100	-	0	-
38	BPKs	O2	mg/l	38	A2	-	99	-	0	-
39	Skupni dušik TN	N	mgN/l	12	A1	-	100	-	0	-
40	Amonij	NH4	mgNH4/l	38	A2	-	100	0	0	ni odstopanja
41	Skupni organski ogljik TOC	C	mgC/l	9	A1	100	-	0	-	-
42	Skupne koliformne bakterije		MPN/100ml	36	A3	-	75	-	9	odstopanje
43	Koliformne bakterije fekalnega izvora		MPN/100ml	21	A3	-	71	-	3	odstopanje
44	Streptokoki fekalnega izvora		MPN/100ml	21	A3	-	100	-	0	-
45	Salmonela		5000ml	-	-	-	-	-	-	-

* presežanje PV in MV za prvi kakovostni razred (za A2, A3 PV in MV nista določeni)

** upoštevana je PV, kjer je le ta v uredbi določena, sicer MV

Ptuj

Zap. št.	Parameter kakovosti površinske vode	Izražen kot	Enota	Skupno št. meritev	Razred **	< MV % vzorcev	< PV % vzorcev	50% večji od MV, št. vzorcev	50% večji od PV, št. vzorcev	Odstopanje naslednjih 3 meritev od MV, PV
1	pH			41	A1	-	100	-	0	-
2	Barva		m-1	-	-	-	-	-	-	-
3	Suspendirane snovi po sušenju		mg/l	41	A1	-	99	-	1	ni odstopanja
4	Temperatura vode		°C	41	A1	100	100	0	0	-
5	Električna prevodnost (20°C)		µS/cm	41	A1	-	100	-	0	-
6	Vonj		-	1	A2	-	100	-	0	-
7	Nitrati	NO3	mg/l	41	A1	100	100	0	0	-
8	Fluoridi	F	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
9	AOX - Adsorbirani organski halogeni	Cl	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
10	Železo	Fe	mg/l	37	A1	100	100	0	0	-
11	Mangan	mg/l	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
12	Baker	Cu	µg/l	12	A1	100	100	0	0	-
13	Cink	Zn	µg/l	12	A1	100	100	0	0	-
14	Bor	B	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
15	Berilij	Be	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
16	Kobalt	Co	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
17	Nikelj	Ni	µg/l	12	A3	92	-	1	-	ni odstopanja
18	Vanadij	V	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
19	Arzen	As	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
20	Kadmij	Cd	µg/l	12	A3	100	83	0	2	odstopanje
21	Krom (skupno)	Cr	µg/l	12	A1	100	-	0	-	-
22	Svinec	Pb	µg/l	12	A1	100	-	0	-	-
23	Selen	Se	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
24	Živo srebro	Hg	µg/l	1	A1	100	100	0	0	-
25	Barij	Ba	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
26	Cianidi	CN	mg/l	-	-	-	-	-	-	-
27	Sulfati	SO4	mg/l	41	A1	100	100	0	0	-
28	Kloridi	Cl	mg/l	41	A1	100	-	0	-	-
29	Anionaktivni detergenti	MBAS	mg/l	39	A1	100	-	0	-	-
30	Fosfati (skupno)	PO4	mg/l	41	A1	100	-	0	-	-
31	Fenolni indeks	C6H5OH	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
32	Mineralna olja		µg/l	27	A3	100	-	0	-	ni odstopanja
33	PAO* (vsota)	µg/l	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
34	Pesticidi (skupno)	µg/l	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
35	Posamezni pesticidi	µg/l	µg/l	-	-	-	-	-	-	-
36	KPK s K ₂ Cr ₂ O ₇	O ₂	mg/l	41	-	-	-	-	-	-
37	Nasičenost s kisikom	% O ₂	mg/l	41	A1	-	100	-	0	-
38	BPKs	O ₂	mg/l	41	A2	-	100	-	0	-
39	Skupni dušik TN	N	mgN/l	14	A1	-	100	-	0	-
40	Amonij	NH ₄	mgNH ₄ /l	41	A2	-	99	-	0	ni odstopanja
41	Skupni organski ogljik TOC	C	mgC/l	12	A1	100	-	0	-	-
42	Skupne koliformne bakterije	MPN/100ml	MPN/100ml	39	A3	-	85	-	2	odstopanje
43	Koliformne bakterije fekalnega izvora	MPN/100ml	MPN/100ml	22	A3	-	82	-	3	odstopanje
44	Streptokoki fekalnega izvora	MPN/100ml	MPN/100ml	22	A3	-	100	-	0	-
45	Salmonela	5000ml	5000ml	-	-	-	-	-	-	-

* preseganje PV in MV za prvi kakovostni razred (za A2, A3 PV in MV nista določeni)

** upoštevana je PV, kjer je le ta v uredbi določena, sicer MV

Priloga B: Skupni pretok na črpališču Skorba v letih 2003 in 2004 (Komunalno podjetje Ptuj, 2005).

