

УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
РУДАРСКО-ГЕОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ

Бранкица Л. Мајкић

**СТАРЕЊЕ БУНАРА У АЛУВИЈАЛНИМ
СРЕДИНАМА РАЗЛИЧИТОГ СТЕПЕНА
ОКСИЧНОСТИ**

докторска дисертација

Београд, 2013.

UNIVERSITY OF BELGRADE
FACULTY OF MINING AND GEOLOGY

Brankica L. Majkić

**WATER WELL AGEING IN ALLUVIAL
SEDIMENTS OF DIFFERENT OXIC
CONDITIONS**

Doctoral Dissertation

Belgrade, 2013

**УНИВЕРЗИТЕТ У БЕОГРАДУ
РУДАРСКО-ГЕОЛОШКИ ФАКУЛТЕТ**

Бранкица Л. Мајкић

**СТАРЕЊЕ БУНАРА У АЛУВИЈАЛНИМ СРЕДИНАМА РАЗЛИЧИТОГ
СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ**

Ментор: др Зоран Стевановић, редовни професор, научна област: водоснабдевање и менаџмент подземних вода, Универзитет у Београду, Рударско-геолошки факултет

Ментор: др Милан Димкић, ванредни професор, научна област: инжењерство заштите животне средине, Универзитет у Новом Саду, Факултет техничких наука

Члан комисије: др Миленко Пушић, редовни професор, научна област: водоснабдевање и менаџмент подземних вода, Универзитет у Београду, Рударско-геолошки факултет

Датум одбране: _____

Захвалница

Докторска дисертација урађена је под менторством др Зорана Стевановића, редовног професора Рударско-геолошког факултета Универзитета у Београду и др Милана Димкића, ванредног професора Факултета техничких наука, Универзитета у Новом Саду. Менторима се посебно захваљујем на помоћи, одабиру теме, усмеравању и сарадњи. Њихово научно и стручно искуство које су ми пренели омогућило је да стекнем знања и овладам проблематиком везаном за процесе који доводе до старења бунара.

Захваљујем се, проф. др Миленку Пушићу на сугестијама и подршци у свим фазама истраживања.

Посебно се захваљујем др. Предрагу Вулићу са Катедре за кристалографију Рударско-геолошког факултета Универзитета у Београду на кристалографским анализама бунарских талоба. Користим прилику да се захвалим и колеги Николи Вуковићу, дипл. инж. геолог., за сву помоћ током спроведених анализа у лабораторији за скенирајућу електронску микроскопију.

На сарадњи и уступљеним подацима захваљујем се колеги мр Душану Миолском дипл. инж. геол. из ЈКП „Водовод“ Смедеревска Паланка.

Лабораторијске анализе хемијског састава подземних вода као и микробиолошке анализе помоћу BART тестова спроведене су у лабораторији Института „Јарослав Черни“. Колегиницама Анђелки Петковић, дипл. техн., Весни Обрадовић, дипл.биол., др Нади Миљевић, дипл.физ.хем., и осталим запосленима у лабораторији дугујем велику захвалност на урађеним хемијским и микробиолошким анализама подземних вода, подршци и конструктивним предлозима везаним за финални текст. Њихове сугестије биле су од великог значаја током истраживања хемијско-микробиолошких процеса који доводе до колмирања бунара. Такође се захваљујем мр Ђулији Борели-Здравковић, дипл.инж.грађ., Јовани Радановић, дипл. инж. геол., Предрагу Војту, дипл.инж.грађ., Марку Димитријевићу, инж.ел., Сањи Крачунов, дипл.грађ.инж.,

Душану Бурићу, дипл.грађ.инж., Весни Копривици и осталим колегицама и колегама из Института „Јарослав Черни“.

Део истраживања финансиран је средствима Министарства просвете, науке и технолошког развоја, у оквиру пројекта „Методологија оцене, пројектовања и одржавања изворишта подземних вода у алувијалним срединама у зависности од степена аеробности“. Захваљујем се овим путем Министарству на обезбеђеним финансијским средствима неопходним за лабораторијска испитивања.

Највећу захвалност на стрпљењу и разумевању дугујем супругу Бојану и родитељима који су моја највећа подршка.

СТАРЕЊЕ БУНАРА У АЛУВИЈАЛНИМ СРЕДИНАМА РАЗЛИЧИТОГ СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ

РЕЗИМЕ

Старење бунара настаје као последица процеса корозије и колмирања. Процесе корозије могуће је спречити уградњом филтерских конструкција од материјала отпорних на корозију. Колмирање може да настане без обзира на врсту материјала од кога се праве бунарске конструкције, а процесом може бити захваћена прифилтарска зона па и зона саме водоносне средине. Из тог разлога теза је усмерена на процесе који доводе до колмирања бунара и последице опадања капацитета водозахватних објеката. Полазна хипотеза је да бунари старе различитом брзином у срединама различитог степена оксичности. Хидрохемијске и микробиолошке карактеристике подземних вода, састав седимената изданске зоне, али и режим рада бунара утичу на брзину формирања талоба у бунарима.

Водоснабдевање становништва у Републици Србији врши се највећим делом експлоатацијом подземних вода (око 75%). Процењене количине подземних вода у алувијалним срединама износе 43,79 m³/s, што износи 65,23% укупно процењених природних резерви. На основу података из Водопривредне основе Републике Србије, просечно се из алувијалних издани експлоатише 12,9 m³/s. Подземне воде захваћене из алувијалних издани доминантно учествују у водоснабдевању у Србији. Одабрана су три подручја истраживања: регионална изворишта јавног водоснабдевања Трновче код Велике Планае и Кључ код Пожаревца, односно локација дренажног система Ковин-Дубовац која је Водопривредном основом предвиђена за отварање регионалног изворишта за водоснабдевање средњег и северног Баната. Резултати истраживања допуњени су и упоређени са подацима везаним за одабране бунаре београдског изворишта подземних вода.

Кроз дисертацију су приказане методе које су коришћене за одређивање различитих параметара битних за дефинисање колмирања, геолошке и хидрогеолошке карактеристике појединачних локација, начин и резултати дефинисања степена оксичности средине, резултати анализе талоба и резултати

одређивања локалних хидрауличких губитака и дозвољених улазних брзина у бунаре.

На основу комплексних и интердисциплинарних истраживања закључено је да се одабрана подручја истраживања разликују према степену оксичности при чему је извориште Кључ високо оксично извориште подземних вода, на коме нема изражених процеса формирања талоба на бунарским конструкцијама. Извориште Трновче карактерише мешана оксично-аноксична средина, настала као последица генералног снижавања нивоа воде на ширем подручју изворишта. Ниски динамички нивои подземних вода, који се налазе у филтрима бунара, доводе до мешања аноксичних вода са повећаним садржајем гвожђа из засићеног дела издани и кисеоника из незасићеног дела издани што узрокује формирање редокс-фронта. Колмирање је брзо и настаје као доминантно хомогена хемијска оксидација коју додатно катализују присутни микроорганизми. Примењене физичко-хемијске мере регенерације имају краткотрајне ефекте. Дренажни бунари система Ковин-Дубовац, каптирају аноксичну подземну воду са повишеним садржајем гвожђа и ниским вредностима сулфата. Издан је у директној вези са режимом површинских вода реке Дунав, од чијих водостаја зависи протицај дренажних бунара. Њихова основна функција је заштита подручја од успора изазваног режимом рада ХЕ „Ђердап I“. При тренутним режимима рада бунара, филтри остају неколмирани док се таложење на појединим бунарима одвија унутар изливне цеви, уколико су постављене изнад коте воде у дренажним каналима.

У дисертацији су детаљно анализирани бунарски талози како са хемијског тако и са кристалографског аспекта. Старост талоба, исказана кроз фазе кристализације у којој се јављају, утиче на оцену могућности њиховог одстрањивања, односно поступак физичко-хемијске регенерације који би требало применити. Начин појављивања сваког минерала у бунарском талобу детаљно је анализиран у циљу разумевања процеса који доводе до њиховог формирања.

На основу методе за одређивање локалних хидрауличких губитака развијене на београдском изворишту подземних вода, за сваки анализирани бунар дефинисана је кинетика пораста локалних хидрауличких губитака и одређена дозвољена

улазна брзина у бунаре. Ова дозвољена брзина требало би да омогући управљање радом изворишта са аспекта смањења ефеката колмирања.

Добијени резултати и искуство стечено на извориштима Кључ, Трновче и дренажном систему Ковин-Дубовац, као и додатна искуства стечена за поједине бунаре београдског изворишта, омогућују примену истих на друга алувијална изворишта и дренажне системе у Србији.

Кључне речи: старење бунара, алувијалне издани, степен оксичности средине, колмирање, бунарски талог, локални хидраулички губитак, дозвољене улазне брзине

НАУЧНА ОБЛАСТ: ГЕОЛОШКО ИНЖЕЊЕРСТВО

УЖА НАУЧНА ОБЛАСТ: ВОДОСНАБДЕВАЊЕ И МЕНАџМЕНТ
ПОДЗЕМНИХ ВОДА

УДК: 543.3:556.3/.536:627.12:628.033.193/.166.094.3(043.3)

WATER WELL AGEING IN ALLUVIAL SEDIMENTS OF DIFFERENT OXIC CONDITIONS

SUMMARY

Water well ageing is generally a consequence of corrosion and clogging. Corrosion can be prevented by installing well casings made from materials resistant to corrosion. Clogging might occur regardless of the type of material used to construct the well casing and the process may extend to the immediate vicinity of the well screen and even affect the aquifer itself. For the above reason, focus of the thesis is on the processes that lead to well clogging and the impact of such processes on declining well capacity. The starting hypothesis is that wells age at varying rates in sediments of different oxic conditions. Hydrochemical and microbiological characteristics of the groundwater and the composition of the sediments comprising the aquifer matrix affect the rate of incrustation inside the wells, as does the operating mode of the wells.

Drinking water supply in Serbia largely relies on groundwater abstraction (about 75%). The amount of groundwater stored in alluvial aquifers has been estimated at 43.79 m³/s, or 65.23% of all groundwater resources. According to the Serbia's Water Management Master Plan, the average rate of groundwater from alluvial aquifers is 12.9 m³/s. Groundwater withdrawn from alluvial aquifers is the main source of the water supply in Serbia. Three test areas were selected: regional sources of public water supply at Trnovče near the City of Velika Plana and Ključ near the City of Požarevac, and the location of the Kovin-Dubovac drainage system that the Water Management Master Plan has designated for the development of a regional source of water supply for Central and North Banat. The outcomes of the research have been supplemented and compared with the data gathered from the selected water wells of the groundwater source in Belgrade.

The thesis presents the methods applied to determine various parameters relevant to the definition of clogging, the geological and hydrogeological characteristics of the studied locations, the approach used and the outcomes of the definition of the oxic conditions of

alluvial sediments, the incrustation analyses and the results of determining local hydraulic losses and permissible entrance velocities to the wells.

Comprehensive multidisciplinary research of the selected test areas revealed different oxic conditions characteristic to each of them. The groundwater source at Ključ is highly oxic, with no pronounced chemical incrustation formation processes. The groundwater source at Trnovče is characterized by a mixed oxic-anoxic conditions resulting from a permanent groundwater water level decrease in its extended area. Low dynamic groundwater levels at the well screens lead to mixing of anoxic groundwater from the saturated part of the aquifer, whose iron concentrations are elevated, with oxygen from the unsaturated part of the aquifer, causing the formation of a redox front. Clogging is rapid and represents dominantly homogeneous chemical oxidation, additionally catalyzed by existing microorganisms. Applied physicochemical regeneration measures have yielded only short-term results. The drainage wells of the Kovin-Dubovac system collect anoxic groundwater featuring elevated iron concentrations and low sulfate levels. The aquifer is under the direct influence of the surface water regime of the Danube River, whose stages govern the discharge rates of the drainage wells. Their main function is to protect the riparian lands from the backwater levels caused by varying operation modes of the Iron Gate 1 HPP reservoir. The current operating regimes of the wells are such that the well screens remain minor clogging, although certain wells exhibit incrustation within the discharge pipe if installed above the water level of the drainage canals.

The thesis examines well incrustation in detail, from chemical and crystallographic perspectives. The age of the incrustations, expressed via crystallization stages, governs the feasibility of removal and the procedures for physicochemical regeneration to be followed. The way in which each mineral occurs in the well sediments is analyzed in detail to understand the processes leading to deposition.

Applying the method for the determination of local hydraulic losses developed at the Belgrade groundwater source, the rate of increase in local hydraulic losses and the permissible entrance velocity were determined for each of the studied wells. The permissible entrance velocity needs to allow the groundwater source to be managed in such a way that minimizes clogging effects.

The results and experience obtained during the research of water sources Ključ, Trnovče and drainage system Kovin-Dubrovac, as well as knowledge gained from the research of certain Belgrade water wells, can be applied to the other Serbian alluvial water sources and drainage systems.

Key words: water well ageing, alluvial aquifers, oxic conditions, clogging, incrustations, local hydraulic loss, permissible entrance velocity.

SCIENTIFIC DISCIPLINE: GEOLOGICAL ENGINEERING

SPECIAL TOPICS: WATER SUPPLY AND GROUND WATER MANAGEMENT

UDC: 543.3:556.3/.536:627.12:628.033.193/.166.094.3(043.3)

ЛИСТА КОРИШЋЕНИХ СКРАЋЕНИЦА

BART – (Biological Activity Reaction Tests) – Реакциони тестови билошке активности

ГИС – Геолошки институт Србије (Геолошки завод Србије)

DBI – (Drycon Biosconcepts Inc.) -назив компаније која је развила BART тестове

EDS – Енергетско-дисперзивна спектрометрија

EPA – (U.S. Environmental Protection Agency) - Агенција за заштиту животне средине

EPS – (Extracellular polymeric substance) - Екстрацелуларна полимерна супстанца/ егзополисахариди

ИЈЧ – Институт за водопривреду „Јарослав Черни“

IRB – (Iron related bacteria) – Гвожђевите бактерије

ICP – (Inductively coupled plasma) - Индукована куплована плазма са масеним детектором

LHR- (Local hydraulic resistance) –Локални хидраулички губитак

KLHR- (Kinetic of local hydraulic resistance) – Кинетика локалног хидрауличног губитка

mm –Метара над морем

РХМЗ -Републички хидрометеоролошки завод Србије

SLYME – (Slime producing bacteria) - Слиз-продукујуће бактерије

SRB – (Sulphate-reducing bacteria) - Сулфато-редукујуће бактерије

SEM – Скенирајућа електронска микроскопија

TEAPs – (Terminal electron accepting processes) - Процеси редукције

USGS – (United States Geological Survey)- Геолошко удружење Сједињених америчких држава

HAB – (Heterotrophic aerobic bacteria) - Хетеротрофне бактерије

XRD – (X-ray powder diffraction) - Рентгенска дифракција х-зрацима

XRF – (X-ray fluorescence) - Рентгенска флуоресценција

САДРЖАЈ ДИСЕРТАЦИЈЕ

1.УВОД	1
1.1 Уводна разматрања	1
1.2 Циљеви докторске дисертације	2
1.3 Подела докторске дисертације по поглављима	3
1.4 Подземне воде као ресурс водоснабдевања у Србији	6
1.5 Дефинисање и објашњење појмова коришћених у докторској тези	8
2. ИСТОРИЈАТ ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА ОКСИЧНОСТИ СРЕДИНЕ И УЗРОКА СТАРЕЊА БУНАРА	13
2.1 Истраживања на међународном нивоу	13
2.2 Истраживања на националном нивоу	18
3. КОНЦЕПЦИЈА ИСТРАЖИВАЊА И ПРИМЕЊЕНЕ МЕТОДЕ ЗА ОДРЕЂИВАЊЕ СТАРЕЊА БУНАРА У УСЛОВИМА РАЗЛИЧИТОГ СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ ПОДЗЕМНИХ ВОДА	21
3.1 Концепција истраживања	21
3.2 Примењене теренске и лабораторијске методе	26
3.2.1 Физичко-хемијске методе испитивања воде	26
3.2.2 Микробиолошке анализе подземних вода	30
3.2.3 Материјал и методе за одређивање врсте талога	33
3.2.3.1 Теренске методе	33
<i>Снимање бунара подводном камером</i>	33
<i>Методе узорковања талога</i>	33
3.2.3.2 Лабораторијске методе анализе бунарских талога	34
<i>Скенирајућа електронска микроскопија са енергетско дисперзивном спектрометријом SEM-EDS</i>	34
<i>XRF метода (X-Ray Fluorescence)</i>	37
<i>XRPD метода (X-ray powder diffraction)</i>	38
<i>Анализе метала у узорцима талога применом ICP уређаја</i>	39
3.2.4 Мерења везана за одређивање локалних хидрауличких губитака и рад бунара	39

3.2.4.1 Бушење блиских пијезометара	39
3.2.4.2 Мерење нивоа подземних вода	40
3.2.4.3 Мерење издашности бунара	40
4. ОПШТЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ОДАБРАНИХ ПОДРУЧЈА ЗА ИСТРАЖИВАЊА	42
4.1 Извориште Трновче за регионално водоснабдевање Смедеревске Паланке и Велике Плане	43
4.1.1 Географски положај	43
4.1.2 Климатске карактеристике	45
4.1.3 Хидрографске и хидролошке карактеристике	50
4.1.3.1 Хидрографска мрежа	50
4.1.3.2 Хидролошке карактеристике	51
4.1.3.3 Утицај промене морфологије корита Велике Мораве на режим алувијалних подземних вода у зони изворишта Трновче	53
4.1.4 Геоморфолошке карактеристике и целине	57
4.1.5 Опште геолошке карактеристике	58
4.1.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања на локацији изворишта Трновче	61
4.1.6 Хидрогеолошке карактеристике терена	69
4.1.7 Развој регионалног изворишта Трновче	77
4.2 Извориште Кључ за регионално водоснабдевање Пожаревца и насеља у општини Мало Црниће	81
4.2.1 Географски положај	81
4.2.2 Климатске карактеристике	82
4.2.3 Хидрографска мрежа и хидролошке карактеристике	83
4.2.3.1 Хидрографска мрежа	83
4.2.3.2 Хидролошке карактеристике	84
4.2.3.3 Утицај промене морфологије корита Велике Мораве на режим алувијалних подземних вода у зони изворишта Кључ	84
4.2.4 Геоморфолошке карактеристике и целине	85
4.2.5 Опште геолошке карактеристике	86
4.2.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања на локацији изворишта Кључ	90

4.2.5.2 Испитивања садржаја мангана у стенској маси на изворишту Кључ	96
4.2.6 Хидрогеолошке карактеристике терена	100
4.2.7 Развој регионалног изворишта Кључ	104
4.3 Дренажни систем Ковин-Дубовац	110
4.3.1 Географски положај	110
4.3.2 Климатске карактеристике	111
4.3.3 Хидрографска мрежа и хидролошке карактеристике	114
4.3.4 Геоморфолошке карактеристике и целине	117
4.3.5 Опште геолошке карактеристике	118
4.3.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања алувијалних наноса Дунава	122
4.3.6 Хидрогеолошке карактеристике подручја Ковин-Дубовац	125
4.3.7 Развој дренажног система Ковин-Дубовац	130
5. ОДРЕЂИВАЊЕ СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ ОДАБРАНИХ ПОДРУЧЈА У АЛУВИОНИМА ВЕЛИКЕ МОРАВЕ И ДУНАВА	136
5.1 Унапређење методологије за одређивање степена оксичности средине	136
5.1.1 Преглед постојећих методологија за одређивање оксичности средине	136
5.1.2 Допуњена методологија за одређивање степена оксичности алувијалних средина	142
5.1.2.1 Модификована подела бактерија према условима оксичности средине	145
5.2 Анализа резултата хемијских и микробиолошких истраживања подземних вода	150
5.2.1 Резултати анализа хемијског састава подземних вода	150
5.2.1.1 Опште карактеристике хемијског састава подземних вода на испитиваним подручјима	151
5.2.1.1.1 Опште карактеристике подземних вода на изворишту Трновче	152

5.2.1.1.2	Опите карактеристике подземних вода на изворишту Кључ	153
5.2.1.1.3	Опите карактеристике подземних вода дренажног система Ковин-Дубовац	155
5.2.1.2	Резултати одређивања преовлађујућих редокс процеса на основу резултата хемијских анализа подземних вода	158
5.2.2	Резултати микробиолошких анализа подземних вода	161
5.2.2.1	Резултати анализа гвожђевитих бактерија IRB	162
5.2.2.2	Резултати анализа сулфато-редукујућих бактерија SRB	166
5.2.2.3	Резултати анализа хетеротрофних бактерија HAV	171
5.2.2.4	Резултати анализа слуз-продукујућих бактерија SLYME	175
5.3	Подела одабраних локација истраживања према степену оксичности	179
6.	ОДРЕЂИВАЊЕ ТИПА КОЛМИРАЊА, КАРАКТЕРИСТИКА И БРЗИНЕ ФОРМИРАЊА ТАЛОГА У БУНАРИМА	184
6.1	Типови колмирања	185
6.1.1	Механичко колмирање	185
6.1.2	Хемијско колмирање	190
6.1.2.1	Колмирање карбонатима	191
6.1.2.2	Формирање талогa гвожђа и мангана	196
6.1.3	Биохемијско колмирање	200
6.2	Анализе бунарских талогa	202
6.2.1	Резултати анализа хемијског састава бунарских талогa	205
6.2.2	Морфолошке анализе узоракa талогa	210
6.2.3	Резултати кристалографских анализа талогa	213
6.3	Формирање талогa у условима постојања редокс фронта	220
6.3.1	Улога гвожђевитих бактерија у формирању талогa	220
6.3.2	Утицај мешања оксично-аноксичних вода у филтру бунара на формирање талогa	222

6.4 Брзина формирања талога и процеси рекристализације	223
6.4.1 Кинетика хемијске оксидације на примерима бунара са изворишта Трновче	223
6.4.2 Процес рекристализације талога	232
6.5 Обрада података о извршеним регенерацијама на бунарима изворишта Трновче	234
6.5.1 Обрада података о промени издашности одабраних бунара на изворишту Трновче	234
6.5.2 Примењене методе физичко-механичке регенерације на изворишту Трновче	238
6.5.3 Одабир хемијских метода регенерације у зависности од врсте и степена кристализације талога	242
7. ХИДРАУЛИЧКИ ПАРАМЕТРИ ЗА ДЕФИНИСАЊЕ ПРОЦЕСА СТАРЕЊА БУНАРА И ОДРЕЂИВАЊЕ ДОЗВОЉЕНИХ УЛАЗНИХ БРЗИНА У БУНАРЕ	245
7.1 Примена искуства са београдског изворишта и одређивање локалних хидрауличких губитака LHR	247
7.2 Прорачун кинетике пораста хидрауличких губитака у времену и поређење са резултатима на београдском изворишту	256
7.3 Одређивање дозвољених улазних брзина у бунар	261
8. ЗАКЉУЧАК	273
ЛИТЕРАТУРА	282

ГРАФИЧКИ ПРИЛОЗИ

ПРИЛОГ 1 – ГЕОЛОШКА КАРТА ТРНОВЧЕ И КЉУЧ

ПРИЛОГ 2- ПРЕГЛЕДНА ХИДРОГЕОЛОШКА КАРТА ШИРЕГ ПОДРУЧЈА ВЕЛИКЕ ПЛАНЕ СА ЛОКАЦИЈАМА БУНАРА И ПИЈЕЗОМЕТАРА – ИЗВОРИШТЕ ТРНОВЧЕ

ПРИЛОГ 3 - ПРЕГЛЕДНА ХИДРОГЕОЛОШКА КАРТА ШИРЕГ ПОДРУЧЈА ПОЖАРЕВЦА СА ЛОКАЦИЈАМА БУНАРА И ПИЈЕЗОМЕТАРА – ИЗВОРИШТЕ КЉУЧ

ПРИЛОГ 4 – ГЕОЛОШКА КАРТА КОВИН-ДУБОВАЦ

ПРИЛОГ 5 – ХИДРОГЕОЛОШКА КАРТА КОВИН-ДУБОВАЦ

1. УВОД

1.1 Уводна разматрања

Једно од основних људских права је доступност здраве воде за пиће. Пораст броја становника и потребе за водом у свету стално расту, а самим тим повећава се и притисак на водне ресурсе. Управљање водама обухвата читав низ активности које утичу на њихов квалитет, режим, коришћење и заштиту од вода. Повећање експлоатације вода, ширење урбаних средина, деградација иницијалног квалитета условљавају одређена ограничења приликом управљања подземним водама. Данас се налазимо у фази која подразумева одрживо управљање водама односно одрживо управљање подземним водама (Димкић 2007а, Стевановић 2011). То подразумева испитивање ресурса, његову заштиту, пројектовање и праћење ефеката експлоатације и заштиту ресурса за будућа покољења.

Одрживо управљање намеће потребу да се о водним ресурсима стално води рачуна. Ова дисертација усмерена је на ресурсе пијаћих вода формираних у плитким алувијалним срединама, њихово испитивање са аспекта одређивања степена оксичности и праћење оксидо-редукционих процеса и ефеката експлоатације на брзину којом водозахватни објекти старе. На основу досадашњег праћења експлоатације у алувијалним срединама примећено је да бунари старе различитом брзином. Полазна хипотеза је да бунари различитом брзином старе у оксичним, мешано оксично-аноксичним (срединама редокс фронта) и аноксичним срединама. Процесе корозије могуће је спречити уградњом филтерских конструкција од материјала отпорних на корозију. Колмирање може да настане без обзира на врсту материјала од кога се праве бунарске конструкције, а процесом може бити захваћена прифилтарска зона па и зона саме водоносне средине. Из тог разлога фокус тезе је усмерен на процесе који доводе до колмирања бунара и њихових последица на опадање капацитета водозахватних објеката.

1.2 Циљеви докторске дисертације

Основни циљ ове дисертације усмерен је на дефинисање старења бунара са посебним освртом на њихово колмирање, у различитим условима оксичности средине.

Циљеви докторске дисертације су подељени на:

- Опште циљеве
- Уже научне циљеве

Општи циљеви докторске дисертације су:

- Анализа коришћења алувијалних ресурса подземних вода
- Утврђивање најчешћих узрока старења бунара у алувијалним срединама
- Утврђивање могућности за развој изворишта у алувионима
- Подизање свести о значају очувања ресурса подземних вода

Ужи циљеви дисертације су:

- Увођење интердисциплинарног методолошког приступа при одређивању степена оксичности средине
- Подела анализираних алувијалних изворишта према степену оксичности
- Одређивање врсте, типа и степена кристализације талога у бунарима који каптирају алувијалне издани
- Одређивање брзине формирања талога у бунарима
- Одређивање локалних хидрауличких губитака у бунарима и њихове кинетике
- Дефинисање дозвољених улазних брзина у бунаре са аспекта смањења колмирања бунара

Осим научних, ова докторска дисертација има и практичне циљеве. Анализом врста талоба и начина њихове рекристализације, даје се могућност надлежним водоводима да планирају средства за регенерације објеката, одреде неопходну учесталост и врсту регенерација које ће дати најбоље резултате. Кроз дефинисање степена оксичности средине пружа се могућност планирања ширења изворишта у зонама високе оксичности, или увођење нових концепата изворишта (израда објеката за вештачку инфилтрацију, предтретмана итд.). Одређивањем дозвољених улазних брзина у бунаре, надлежне службе могле би да предвиде потребан број експлоатационих објеката, коригују режиме рада објеката, као и да одреде тип и врсту конструкције бунара која ће најмање бити подложна процесима старења.

1.3 Подела докторске дисертације по поглављима

Дисертација је подељена у осам поглавља, са намером да се доследно прикажу сви сегменти истраживања. Прва четири поглавља представљају општи део, док су наредна везана за конкретне резултате и њихово тумачење.

Прво, уводно поглавље укратко даје увид у значај алувијалних средина за водоснабдевање у Србији и објашњава значај истраживања степена оксичности средине са аспекта колмирања бунара. У уводном поглављу дато је кратко образложење процеса који доводе до старења бунара и последица које изазивају. У оквиру овог поглавља дефинисани су појмови који се користе у оквиру тезе.

Друго поглавље представља увид у литературу која је коришћена, као и историјски преглед истраживања у овим областима у свету и код нас. Наведена литература је само део публикованих резултата обзиром да развојем различитих метода, ширењем доступности техника и уређаја који се користе за испитивања како у лабораторијама тако и на терену, број објављених радова свакодневно расте.

Треће поглавље обухвата примењене методе и концепције истраживања. Кроз алгоритамске приказе представљени су кораци у истраживањима и њихове међусобне везе. Мултидисциплинаран приступ проблематици условио је примену

различитих теренских и лабораторијских поступака. У оквиру ове целине дат је приказ метода и поступака који су примењени током истраживачког рада.

Четврто поглавље обухвата геолошке, хидрогеолошке, хидролошке и климатске карактеристике одабраних подручја. Кратким уводом у поглавље описани су разлози одабира конкретних изворишта, односно дренажног система, за испитивање процеса старења објеката и степена оксичности средине. Алувијалне издани прихрањују се инфилтрацијом падавина и дотицајем из реке, па је у оквиру овог поглавља дата анализа хидрометеоролошких услова везаних за подручја истраживања. Посебна пажња усмерена је на периоде када је вршено узорковање подземних вода за хемијско-микробиолошке анализе и када је праћен режим рада бунара. Две сушне године значајно су утицале на издашности испитиваних бунара, али су истовремено пружиле могућност да се испитају евентуалне разлике у степену оксичности средине током хидролошки водне (2010. година) и хидролошки сушне године (2011./2012. година). Хидрауличка веза реке и издани битан је предуслов за попуњавање резерви подземних вода. Антропогени фактори могу ову везу значајно да наруше и тиме изазову промене природних услова. Један од фактора који доприноси смањењу хидрауличке везе представља продубљење речног корита услед експлоатације шљунка и песка. Формирана изворишта у сливу Велике Мораве у колизији су са експлоатацијом ових, економски такође значајних минералних сировина. Последице прекомерног багеровања описане су у оквиру овог поглавља. Геолошка средина, минералошко-петролошки састав водоносног слоја, повлате и подине, утичу на хидрохемијске карактеристике подземних вода. Са тог аспекта детаљно су описане геолошке карактеристике у ужој и широј зони анализираних изворишта. За свако извориште описане су хидрогеолошке карактеристике, а затим је дат увид у историјат развоја изворишта, односно дренажног система. Процеси старење бунара у тесној су вези са карактеристикама уграђених конструкција (врстом материјала и типом филтра). За бунаре, који су одабрани за истраживање развоја и брзине процеса старења, дате су карактеристике уграђених елемената и дубине бунара у оквиру овог поглавља.

Пето поглавље обухвата анализе и резултате којима је одређен степен оксичности средине. На основу резултата хемијских анализа подземних вода, и селекције хемијских параметара (E_h , O_2 , NO_3^- , $Mn(IV)$, $Fe(II)$, Fe_{tot} , SO_4^{2-} , H_2S) извршено је дефинисање преовлађујућих редокс процеса, а затим је поступак допуњен микробиолошким анализама гвожђевитих, сулфато-редукујућих, хетеротрофних и слуз-продукујућих бактерија, како би се процес у зони самог бунара тачније дефинисао. Повезивањем добијених резултата добијен је коначни степен оксичности средине појединачно за сваки бунар и на крају за цело подручје истраживања. Поглавље обухвата дискусију добијених резултата, који чине улаз за истраживања брзине хемијског таложења и врсте талога који се јављају у плитким бунарима у алувијалним срединама.

Шесто поглавље даје резултате анализе бунарских талога. Поглавље је започето описом врста колмирања (механичко, хемијско и биохемијско). Након увода у могуће врсте колмирања, детаљно су приказани резултати хемијско-кристалографских анализа бунарских талога. Анализа је захтевала узорке из различитих хидро-геохемијских средина. Снимљени бунари подводном камером на подручју Ковин-Дубовца нису показали постојање наслага на филтерским конструкцијама. Да би се испитале врсте талога које се формирају у аноксичним срединама узети су додатни узорци талога из дренажа београдског изворишта и један талог из бунара са подручја Книћанин-Ченте. За подручје изворишта Трновче, на ком се колмирање одвија брзо, детаљно је анализиран процес таложења. За бунаре на изворишту Трновче израчуната је брзина хемијске оксидације гвожђа при тренутним условима експлоатације. Добијени резултати повезани су са резултатима петог поглавља где је дефинисан процес мешања оксичних и аноксичних услова који утиче на брзо формирање талога. На бунарима изворишта Трновче, који имају изражен проблем са колмирањем (за разлику од изворишта Кључ), анализирани су промене издашности бунара у времену и ефекти примењених физичко-хемијских регенерација.

Седмо поглавље односи се на хидрауличке параметре који показују процесе старења бунара, изражене кроз локални хидраулички губитак и његову промену у времену.

На основу добијених резултата и анализа мерених улазних брзина дефинисане су дозвољене улазне брзине воде у филтерску конструкцију у зависности од хидрохемијских карактеристика подземне воде и брзине раста паразитских губитака.

Последње поглавље представљају закључци изведени на основу синтезе свих добијених резултата.

1.4 Подземне воде као ресурс водоснабдевања у Србији

Подземне воде су изузетно значајан ресурс вода за водоснабдевање. Представљају део хидролошког циклуса кружења воде у природи. Формирају се у горњем делу литосфере. Подземне воде су значајне за очување влажних станишта и као оазе у аридним подручјима. Део ресурса подземних вода формиран је у плитким алувијалним седиментима. Најчешће су ове воде у хидрауличкој вези са речним током, тако да у периоду високих вода река храни издан и обрнуто у периоду хидролошког минимума, издан доприноси речном протицају. Филтрирањем и кретањем кроз порозну средину на путу од реке до водозахвата, подземне воде су у контакту са седиментима у којима је формирана издан. Самопречишћавајући ефекти филтрације кроз порозну средину, мењају квалитет подземних вода од реке ка бунарима, најчешће у смеру његовог побољшања (Димкић 2007а). Филтрацијом кроз водоносну средину, смањује се концентрација микропolutаната пре свега фармацеутика и њихових метаболита (Radović et al. 2012). Кретањем подземне воде, растворена материја изложена је различитим физичким, хемијским и биохемијским процесима. Димкић (2012а) наводи да процеси пречишћавања теже да евентуално промењени квалитет подземних вода доведу до базичног, који је завистан од минералошког састава стенске масе на путу филтрације, оксичности средине и динамике кретања подземних вода. Индустријализација и пресељавање становништва у градове, обично концентрисане уз веће речне токове, довела је погоршања квалитета речних вода и заузимања речних долина ширењем урбаних средина. Паралелно је растао број становника, што је довело до притиска на доступне водне ресурсе. Потребне за чистом пијаћом водом у сталном су порасту, како у свету тако и код нас.

Геолошка грађа територије Републике Србије условила је формирање и егзистенцију значајних резерви подземних вода. Квалитет и квантитет подземних вода варира у изузетно широким границама. Режим и биланс алувијалних подземних вода директно или индиректно зависе од климатског режима и режима протицаја речних токова.

Водоснабдевање становништва у Републици Србији врши се највећим делом експлоатацијом подземних вода. На основу податка Водопривредне основе Републике Србије (2001) укупно захватање подземних вода на територији државе износи око 23 m³/s. Подаци о захваћеним подземним водама, стање из 2001. године, приказани су у табели 1.1.

Табела 1.1: Захватање подземних вода у Србији према типу водоносне средине (m³/s), подаци Водопривредне основе Републике Србије (2001)

Хидрогеолошка јединица	Алувијални наноси	Основни водоносни комплекс (Војводина)	Неогене наслаге	Карстна средина	Пукотинска средина	Укупно
Бачка и Банат	1,45	3,57	0,43	-	-	5,45
Срем, Мачва Сава/Тамнава	6,97	0,34	0,50	0,03	-	7,84
Централна Србија	2,58	-	0,84	0,43	-	3,85
Источна Србија	0,62	-	0,06	1,71	-	2,39
Југозапдна Србија	0,24	-	0,14	1,61	-	1,99
Западна Србија	1,05	-	0,06	0,40	0,02	1,53
Укупно	12,91	3,91	2,03	4,18	0,02	23,05

Чињеница је да је проценат захваћених вода из алувиона неколико пута већи од захватања из осталих водоносних средина. Захваћени део вода за водоснабдевање представља мањи део укупно процењених резерви подземних вода. Укупне процењене количине подземних вода, без вештачког прихрањивања износе 67,13

m^3/s , а са вештачким прихрањивањем процена је да се може добити додатних $40 \text{ m}^3/\text{s}$ (ВОС 2001, Dimkić et al. 2007b). Процењене количине подземних вода у алувијалним срединама износе $43,79 \text{ m}^3/\text{s}$, што износи $65,23\%$ укупно процењених резерви ресурса. Тренутно вештачко прихрањивање издани износи скромних $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$.

1.5 Дефинисање и објашњење појмова коришћених у докторској тези

Експлоатацију подземних вода прате проблеми везани за старење водозахватних објеката. Под појмом **старење бунара** подразумева се скуп процеса који доводе до опадања капацитета бунара, а који за последицу имају смањење њихове издашности, повећавање паразитских губитака и у крајњем престанак рада. Процесе старења бунара могу изазвати корозија и колмирање.

Под појмом **корозија** подразумева се скуп хемијских, електрохемијских и биохемијских процеса, чијим деловањем долази до оштећења и разарања филтерске и/или бунарске конструкције. Супротан процес подразумева **колмирање**, које обухвата таложење материјала саме средине (механичко колмирање) или нерастворних једињења и продуката бактеријске активности (хемијско и биохемијско колмирање). Последице колмирања огледају се у смањењу пропусне моћи филтра, смањењу порозности бунарских засипа, а уколико се прошири може захватити и бунарске пумпе и потисне цевоводе унутар бунара.

У овој тези, за дефинисање хидрохемијских карактеристика у непосредној зони бунара и локалних хидрауличких губитака, коришћен је појам **блиски пијезометар**. По дефиницији (ИЈЧ 2010а) блиски пијезометар је пијезометар који се налази у зони дренажа (код бунара са хоризонталним дренажима), односно у непосредној зони бунара (највише удаљен до 5 m) код вертикалних бунара.

Зависно од услова у подземној средини, литолошких карактеристика, начина прихрањивања и пражњења издани, режима рада бунара и карактеристика уграђених елемената бунарских конструкција, старење објеката и формирање талоба може бити потпуно различито. Брзина којом ће се бунари колмирати последица је комбинације природних фактора: хемијског састава воде,

минералошко-петролошко-геохемијског састава тла кроз које вода циркулише, микроорганизама присутних у води, гасног састава, редокс услова, минералошке потрошње кисеоника на путу од реке до издани, итд., као и фактора везаних за саму експлоатацију: режима рада бунара, типа и врсте конструкције бунара, типа изворишта/дренажног система, улазних брзина воде у бунар, начина, врста и учесталости спроведених регенерација.

Одређивање степена оксичности подземних алувијалних вода изузетно је значајно. Оксидо-редукциони процеси утичу на самопречишћавајуће могућности издани и трансформацију квалитета подземних вода, односно имају значај у хемијским и биохемијским реакцијама које доводе до колмирања бунара (Dimkić et al. 2011a). Оксидо-редукциони услови мењају се на путу филтрације од реке ка бунарима, пре свега услед потрошње кисеоника на органску материју и минералошку потрошњу. Са удаљењем од реке средина постаје редуктивнија, па се гвожђе и манган транспортују у раствореном облику. У аноксичним срединама редукују се сулфати до сулфида. Природни услови који владају у подземној средини на путу од извора прихрањивања до водозавхвата могу значајно да се разликују од оних у непосредном окружењу бунара. Ношени подземним током растворени манган и гвожђе стижу до бунара где се мењају брзине филтрације, а режим рада бунара може условити и промене хидрохемијских услова. Хидрохемијска вертикална зоналност такође утиче на колмирање. Мешање вода из различитих геохемијских средина изазива хемијску неравнотежу и формирање нерастворних талога. Формирани талози имају различите сорпционе моћи и могу да допринесу смањењу концентрација тешких метала у води. Како процес рекристализације одмиче, тако њихова способност сорбирања опада. Процес рекристализације из метастабилних ка кристалографски стабилнијим минералима утиче на могућност њиховог уклањања и чишћења филтра а нарочито прифилтарске зоне.

Сама терминологија аеробност/анаеробност и оксичност/аноксичност приказане су у форми доле наведених дефиниција са литературним наводима. Сами термини потичу из англосаксонске литературе. Термини се у нашој литератури али и у иностраној литератури често мешају, а да би се избегло двосмислено значење

приказане су званичне дефиниције по којима је термин и коришћен у тексту докторске дисертације.

Термин **аноксичан** (anoxic) појављује се први пут 1994. године када га U.S. National Research Council, дефинише као: „*Описује еколошку средину без кисеоника*“. За подземне воде дефиниција је допуњена од стране USGS (2010).

Аноксичне подземне воде (anoxic groundwater): “*Подземне воде у којима нема раствореног кисеоника или га има у малим концентрацијама (мање од 0.5 mg/l)*“.

Термин **оксична подземна вода** коришћен је за подземне воде које имају садржај кисеоника изнад 0,5 mg/l, а садржај двовалентног гвожђа испод 0,1 mg/l и мангана испод 0,05 mg/l (Jurgens et al. 2009).

Редокс фронт – је термин којим се означава мешања две редокс зоне. Најчешће се користи код описивања мешања оксичних и аноксичних редокс зона. У том значењу коришћен је у овој дисертацији.

Поред наведених дефиниција за разумевање оксидо-редукционих процеса битно је и познавање следећих значења:

Оксидација је процес отпуштања електрона, при чему се оксидациони број повећава. **Редукција** је процес примања електрона, при чему се оксидациони број смањује. Реакције, које узрокују трансфер електрона, називају се **оксидационо-редукционим** хемијским једначинама, или скраћено редокс реакцијама. **Редокс потенцијал** – (оксидо-редукциони потенцијал, Eh) - је мера способности неке супстанце у раствору да прима електроне.

Природна средина није лабораторија, а састав подземних вода зависи од макро и микрокомпоненти које су растворене у њој. Самим тим, никада се не одвија само једна реакција оксидо-редукције, већ сложен систем међусобно зависних процеса. Она реакција која доминира у овом сложеном процесу у тексту је названа **преовлађујућим редокс процесом**. Реакције које су обухваћене анализама су: редукција кисеоника (O_2), редукција нитрата (NO_3^-), редукција мангана Mn(IV), редукција гвожђа Fe(III), редукција сулфата SO_4^{2-} и метаногенеза CH_4 . Њихове

комбинације, односно паралелно одвијање два процеса редукције, дате су са ознаком „-“, између симбола којим је представљена реакција.

Термини аеробност и анаеробност у англосаксонској стручној литератури односе се на способност бактерија да живе у одређеним срединама.

„**Аеробност**“ се дефинише као „Способност бактерија да живе, расту или се развијају само у присуству слободног кисеоника“ (ЕРА 2009).

International Union of Pure and Applied Chemistry (1993) даје појашњење термина аеробност као „Услови под којима молекуларни кисеоник служи као терминални прималац електрона у процесу дисања или у метаболичким процесима“.

„**Анаеробни организми** су организми који користе друге супстанце уместо кисеоника као електрон примаоце када разлажу органску материју“ (National Research Council 1994).

У нашој литератури, до 2011. године, коришћен је као шири појам:

„**Аеробни аквифери** – су аквифери код којих доминантно аеробне бактерије троше слободан кисеоник растворен у води током биохемијских процеса оксидације“ (Dimkić, Brauch and Kavanagh Eds. 2008b).

„**Анаеробни аквифери** – су аквифери код којих анаеробне бактерије троше доминантно везани кисеоник (углавном из соли: NO_3 , SO_4 и сл.)“ (Dimkić, Brauch and Kavanagh Eds. 2008b).

Од 2011. године термини оксична и аноксична средина све више улазе у употребу код дефинисања хидрогеохемијских услова у изданима (Dimkić et al. 2011a, 2011d, Мајкић et al. 2011, Мајкић-Дурсун и сарадници 2012a, 2012b).

У овој тези коришћени су термини оксична и аноксична подземна вода код дефинисања оксидо-редукционих процеса којима се карактерише одређена издан, док су бактерије дефинисане као аеробне, анаеробне и факултативно анаеробне бактерије. **Облигатно аеробне бактерије** обухватају оне групе бактерија којима је кисеоник неопходан за метаболичке процесе, док **облигатне анаеробе** живе у срединама без присуства кисеоника, који је токсичан за њихов метаболизам.

Посебна под-група аеробних бактерија су нитрат-респирирајуће бактерије које су способне да користе нитрате уместо кисеоника. **Факултативне анаеробе** обухватају широку групу микроорганизама, способну да се прилагоди најразличитијим условима, обзиром да су способне да користе потпуно различите биохемијске процесе у зависности од услова средине. Ова група бактерија може несметано да живи и у оксичним и у аноксичним срединама.

Термин **конзорцијум** – уведен је од стране Cullimore (1999) и као такав прихваћен је у микробиолошкој литератури када се говори о бактеријама у бунарима. Односи се на различите групе бактерија које живе у истим условима. У оквиру конзорцијума бактерије могу а не морају бити у симбиози.

Анализирајући заједнички степен оксичности средине и узроке старења бунара, могуће је: дати оцену брзине старења објеката; предлоге у којим правцима би требало ширити постојећа изворишта, односно где је потребно планирати нова; оцену примењених регенерација, одредити дозвољене улазне брзине и побољшати управљања извориштима.

2. ИСТОРИЈАТ ДОСАДАШЊИХ ИСТРАЖИВАЊА ОКСИЧНОСТИ СРЕДИНЕ И УЗРОКА СТАРЕЊА БУНАРА

2.1 Истраживања на међународном нивоу

Први подаци о **чишћењу, одржавању, па и о покушајима реконструкције бунара** пронађени су код бунара неолитског доба (Група аутора 1998. у Houben and Treskatis 2007). Значајне наслаге травертина, калцијум карбоната, појављивале су се на римским цевоводима, смањујући њихову пропусну моћ, што је описано у радовима из археологије (Hauck and Novak 1987).

Houben and Treskatis (2007) су дошли до података да је редовно чишћење бунара вршено сваке 2 до 3 године у граду Duderstadt у XVI веку, а да је пракса прекинута 1724. године. Чишћење бунара без адекватне опреме и одговарајућих хемикалија било је тешко па је и ређе спровођено. У почетку су копани бунари малих дубина, који су били замењивани новим бунарима, уколико би им се смањила издашност. Чишћење бунара од бактерија помињу Smith and Comeskey (2010), који су пронашли податке о хлорисању бунара како би се зауставиле болести везане за хигијенски неисправну воду за пиће у XIX веку. Најпознатији и најчешће помињан случај је предлог John Snow-а да се хлорише вода за пиће током епидемије колере у Енглеској 1854. године. Исти аутори помињу податак да је 1930. године Laune Mishiwaka користио топлу воду коју је пумпао у бунар како би уништио наслаге гвожђевитих бактерија.

Појава талога оксихидроксида гвожђа на инсталацијама такође није савремен проблем. Забележен је податак да је 1545. болница у Nuremburg-u у Немачкој пријавила појаву „чудне црвенкасте слузи скоро нездраве за пити” (Watzel 1969, у Houben and Treskatis 2007). Гвожђевите бактерије су идентификоване као узрок зачепљавања цеви још 1904. године, од стране Brown-а (у Ellis 1919).

Развојем гарнитура за бушење и индустријском револуцијом започето је бушење дубљих бунара. Захваћене воде биле су мање изложене загађењу, али су бунари

били изложени већем ризику од колмирања услед захватања вода различитог хемијског састава.

Бројни радови објављени су у вези **хемизма подземних вода и процеса оксидо-редукције**. Процесом денитрификације и граничним вредностима кисеоника потребним за настанак овог процеса бавио се Tiedje (1988). Stuyfzand (1993) објављује докторску дисертацију везану за хидрохемијске карактеристике подземних вода у Холандији. Овај аутор уводи појам редокс-индекса и класификује редокс средине. Stumm and Morgan (1996) објављују „*Aquatic chemistry*“. Њихов рад између осталог се бави процесима оксидо-редукције и представља основу за разумевање процеса који се одвијају у површинским и подземним водама. Chapelle et al. (1996) објављују истраживања везана за раздвајање редокс зона на основу упоређивања редокс потенцијала и садржаја водоника у контаминираним срединама. Chapelle са групом сарадника наставља да се бави овом проблематиком и објављује већи број радова усмерених на разумевање оксидо-редукционих процеса који се одвијају у подземној средини (1995, 2000, 2001, 2002, 2003, 2009). Рад који објављује Sigg (2000) усмерен је на потешкоће у мерењу редокс потенцијала на терену и начинима њиховог превазилажења. Проблематиком оксидационо-редукционих услова у подземним водама, баве се научници USGS-а и EPA. Дугогодишња истраживања сумирали су и објавили McMahon and Chapelle (2008). Покушаји USGS стручњака да једнозначно дефинишу преовлађујуће редокс процесе који се одвијају у подземним водама, а утичу како на квалитет ресурса тако и на процесе старења водозахватних објеката, резултирала су израдом софтвера „*An Excel Workbook for Identifying Redox Processes in Ground Water*“ (Jurgens et al. 2009). Mendizibal et al. (2011) допуњују рад Stuyfzand критеријумима за ближе дефинисање мешаних оксично-аноксичних зона.

Истраживања и тумачења објављени од стране Appelo and Postma (2005) познати су као основа за разумевање **геохемијских процеса** који утичу на формирање хемијског типа подземних вода. Аспект утицаја минералошког састава седимента и растварања минерала у зависности од услова средине у својим радовима

обрађује Wastal (2000). Borch et al (2010) доводе у везу процес денитрификације са оксидацијом пирита, наводећи да ови процеси значајно доприносе смањењу нитрата у изданима које су изложене утицају ђубрења пољопривредног земљишта.

Улогу бактерија у циклусу кружења гвожђа и мангана у природи међу првима су објаснили Elis (1918) који се бави врстама гвожђевитих бактерија и Harder (1919) који описује зависност гвожђе-депонујућих бактерија и геолошке средине. Берлински водовод је почев од 1954. године вршио систематска испитивања узрока микробиолошког колмирања бунара. Резултати ових испитивања приказани су од стране Hesselbarth и Ludemann-a (*in* Babac D. и P. Babac 2005) када врше поређење са проблемима београдског изворишта. Исти аутори цитирају рад Schweissfurth (1966) у коме овај немачки аутор показује да је развојна способност гвожђевитих и мангановитих бактерија редокс-зависна, пошто редокс-потенцијал при истом садржају кисеоника у водама за одређену вредност рН, зависи само од концентрације органских супстанци. Микробиолошка активност у подземним водама почела је значајније да се проучава 70-тих година прошлог века. Cullimore and McCann (1978) описују проблеме које изазивају гвожђевите бактерије. Први Међународни симпозијум о биофулинг-у (Атланта, САД), организован је 1986. године. Исте године Ghiorse објављује рад везан за бактерије у бунарима и њихову улогу. У Енглеској је 1990. године организована „*Conference on water well, Monitoring, Maintenance and Rehabilitation*“ што се сматра почетком у савременом приступу истраживањима микробиолошких карактеристика подземних вода. Cullimore (1986, 1999, 2008) указује на кључно деловање микроорганизама и њихов значај за појаву процеса колмирања и корозије у бунарима. Овај аутор патентира BART тестове и у оквиру компаније DBI почиње њихова комерцијална продаја. Медијаторском улогом бактерија у катализацији процеса оксидо-редукције баве се и: Emerson (2000), Wangl and Perenguth (2000), Roden et al. (2004, 2007) и многи други. Frankel and Bazylnski (2003), као и Hallberg and Ferris (2004) се баве формирањем омотача око тела бактерија и његовом улогом. Kappler and Straub (2005) објављују рад везан за циклус кружења гвожђа и улогу гвожђевитих бактерија у формирању

биохемијских талоба. Madigan et al. (2009) објављују „*Biology of Microorganisms*“ у којој детаљно описују улогу бактерија у циклусима кружења гвожђа, сумпора и азота. Поред наведеног ови аутори обрађују проблематику поделе бактерија на аеробне и анаеробне. Њихов рад помогао ми је у разумевању подела микроорганизама и њиховом значају у природи.

Проблеми изазвани **процесима корозије и колмирања бунара** анализирају се и у радовима: Clarke and Barns-a (1969) који испитују талобе у бунарима у Пакистану, Driscoll-a (1986). Applin and Zhao (1989) анализирају колмирање бунара изазвано гвожђем, у условима надексплоатације. Њихов рад постаје основа за разумевање хемијске оксидације гвожђа у експлоатационим условима рада бунара и спуштања динамичких нивоа подземне воде. Повезивањем утицаја минералношког састава, геохемијских услова и бактерија у подземним водама на колмирање бунара бавио се Walter (1997) у склопу извештаја USGS 97-4032. У њиховим радовима наводе се истраживања бројних других аутора који су обрађивали ову проблематику. У великом броју Houben-ових радова (2000, 2001, 2003, 2004, 2007, 2010) обрађена је проблематика корозије и колмирања бунара у Немачкој. Menz (2011) објављује истраживања утицаја режима рада бунара на колмирање гвожђем на примеру берлинског водовода.

Кристалографским карактеристикама оксида гвожђа баве се Cornel and Swertmann (1996, 2003). Њихов рад обухвата лабораторијска испитивања морфолошких, хемијских, минералних и кристалографских карактеристика оксида и хидроксида гвожђа.

Истраживања везана за **критеријуме филтрационе стабилности и улазних брзина**, најчешће се везују за руске ауторе. Прорачуни почетне издашности бунара са хоризонталним дренажним системима зависе од низа природних, техничких и инжењерских услова. Као један од првих радова са овом тематиком издваја се рад Fehlmann-a (1949) у коме се овај аутор бави мерењима издашности појединачних дренажа и укупне издашности два бунара са хоризонталним дренажним системима у долини реке Аре. Појам „критичне улазне брзине“ који се у овом случају везује за

почетну издашност бунара са хоризонталним дренажним, први пут се појављује у емпиријској формули Икопотов–ог (1958). Издвајају се истраживања Истомине (1957) која се бавила проблемима суфозије и филтрационе стабилности. Поред ње критеријуме прифилтарске стабилности постављају Sichardt (1928), Abramov (1952), Johnson (1972), Kovacs and Ujfaludi (1983). Ови критеријуми представљају основу за бројна истраживања код нас и у свету. Критеријуме дозвољених брзина и Рејнолдсовог броја код одређивања капацитета упојних бунара обрађује Милашиновић (2004). Овај аутор упоређује дозвољене брзине и органичне дата преко критеријума филтрационе стабилности за дефинисање почетног капацитета упојних бунара у Сарајеву и Добоју. Холандски аутор van Beek (2010, 2012) приказује резултате везане за улазне брзине подземне воде на пречнику бушења вертикалних бунара и бунарском филтру, разматрајући пре свега критеријуме механичке стабилности и одржавања ламинарног течења, у зависности од пречника уграђеног гранулата око бунарске конструкције и типа уграђеног филтра. Овај аутор се бави механичким колмирањем и резултати његових истраживања везани су за овај тип старења бунара у Холандији.

Дефинисање зависности између **улазних брзина и таложења оксихидроксида гвожђа** у прифилтарској зони бунара обрађује поменути Houben (2004). У раду овог аутора, разматра се прорачун претпостављеног таложења гвожђе оксихидроксида око бунара у зависности од хемијских услова у средини (концентрације раствореног гвожђа и кисеоника) у односу на количину исцрпљене воде и гранулометријске карактеристике засипа.

У последње време јављају се различити стандарди везани за дозвољене улазне брзине при експлоатацији бунара који су настали углавном на основу критеријума механичке стабилности (немачки стандарди - DVGW, амерички стандарди AWWA).

Аутори Института „Јарослав Черни“, на међународном плану, објавили су већи број радова на тему формирања и одређивања локалних хидрауличких губитака, везе између хидрохемијских и микробиолошких карактеристика средине и

пораста хидрауличких отпора (Dimkić et al. 2011a, 2011b, 2011v), математичког моделирања и развијања софтверског решења за предикцију пораста хидрауличких отпора у времену. Dimkić et al. (2011 a) предлажу методологију за одређивање критичних улазних брзина на основу података о гранулометријском саставу средине, хидрохемијским условима који владају у зони бунара (вредности редокс-потенцијала и садржај укупног и раствореног гвожђа у подземној води) и броју активних ћелија бактерија које могу довести до колмирања.

2.2 Истраживања на националном нивоу

Најобимнија истраживања за одређивање степена оксичности подземних вода, последњих година радио је Институт за водопривреду “Јарослав Черни” преко низа пројеката и студија везаних за ову проблематику: студије “Београдско извориште – стање и правци развоја“ (2004.-2010.), пројекта Технолошког развоја финансираног од стране Министарства науке и заштите животне средине TR22014-“Дефинисање утицаја степена аеробности на заштиту и коришћење издани у интергрануларно порозним срединама у Србији” (2008.-2010.), студије „Старење бунара и одржавање објеката” - I, II, III фаза (2009.-2011.) за потребе Министарства пољопривреде, шумарства и водопривреде-Републичке дирекције за воде, пројекта који финансира Министарство просвете, науке и технолошког развоја, TR37014-„Методологија, оцене, пројектовања и одржавања изворишта подземних вода у алувијалним срединама у зависности од степена аеробности“ (чија реализација је у току).

Истраживање **аеробности и самопречишћавајућих процеса** који се одвијају у порозној средини започели су: Димкић и Кецкаревић (1990) који су међу првима код нас објавили рад са темом "Квантификација пречишћавајућих потенцијала издани подземне воде као физичко-биохемијског реактора". Димкић (2007a), објављује монографију везану за самопречишћавајуће ефекте филтрације подземних вода са посебним освртом на процесе сорбирања и дисперзије, као и експериментима на дефинисању понашања фенола на два изворишта у Србији. Димкић већи број радова на ову тему наставља да објављује у периоду 2006.-2012.

године, са посебним освртом на значај оксичних услова за дуговечност водозахватних објеката, као и за формирање будућих изворишта подземне воде у алувијалним изданима. Истраживачки тим на челу са Димкићем објављује већи број радова везаних за проблематику старења бунара на београдском изворишту подземних вода, односно оксично аноксичним условима Dimkić et al. (2011a-д), Димкић (2012 а,б). Велик значај у сагледавању зависности **хидрауличких отпора** у односу на гранулометријски састав тла, као и проблеме које прате експлоатацију подземних вода обрадили су Борели (1967), Вуковић са сарадницима (1985), Вуковић и Пушић (1986), Вуковић и Соро (1982, 1990, 1992, 1995), односно Димкић и Пушић (2008). Опадање капацитета водозахватних објеката у времену анализирају кроз своја истраживања Бабац Д. и П. Бабац (2005), као и Мајкић-Дурсун са сарадницима (2011, 2012а,б). Пушић детаљно разматра процесе струјања подземних вода у непосредном окружењу бунара, као и хидрауличке отпоре који се јављају, укључујући софтверска решења и математичке моделе за одређивање процеса старења дренажа бунара.

Старењем бунара и могућностима њихове **ревитализације** бавили су се Лазич (2004), Андрић и Виловски (1987), Андрић и Теодосијевић (2001).

Радови Барбича и његових сарадника (1974, 1985) односили су се на испитивања гвожђевитих **бактерија** у подземним водама. Испитивањем гвожђевитих и манганских бактерија на београдском изворишту подземних вода бавила се Вукчевић са сарадницима (1997). Микробиолошким аспектом зачепљавања бунара бави се Обрадовић са сарадницима (2012). Иста ауторка објављује и радове везане за микробиологију подземних вода и коришћење BART тестова.

Геохемијским испитивањима земљишта на локацијама од интереса за дисертацију бавили су се Kostić et al. (2002) Матић, Вујасиновић и Дангић (2002). Васић (2004-2010) анализира седиментолошко-петролошки састав алувијалних седимената у склопу истраживања која је спровео Институт „Јарослав Черни“.

Аспект старења бунара у алувијонима у зависности од услова средине и даље је актуелан. *„Истраживања на београдском изворишту представљају почетни корак у мултидисциплинарном приступу истраживањима и анализи последица аеробних и анаеробних услова средине на старење водозахватних објеката“* (ИЈЧ 2010а).

3. КОНЦЕПЦИЈА ИСТРАЖИВАЊА И ПРИМЕЊЕНЕ МЕТОДЕ ЗА ОДРЕЂИВАЊЕ СТАРЕЊА БУНАРА У УСЛОВИМА РАЗЛИЧИТОГ СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ ПОДЗЕМНИХ ВОДА

3.1 Концепција истраживања

Старење бунара обухвата низ процеса који доводе до опадања капацитета водозахватних објеката. Најлакше видљиве манифестације старења бунара су: опадање његове издашности, потреба обарања радног нивоа у циљу одржавања претходне издашности и на крају, потпуно смањење (и/или престанак) рада бунара услед потпуног запушења филтерских отвора и прифилтарске зоне.

Концепт истраживања за потребе анализе старења бунара формиран је кроз следећа питања:

1. Каква је средина из које се врши експлоатација подземних вода?
2. Шта доводи до формирања талога и како се они временом мењају?
3. Којом брзином старе бунари у различитим условима оксичности средине?

Да би се добио одговор на постављена питања дати су алгоритми који су представљали кораке у истраживањима ради крајњег утврђивања процеса који доводе до смањења капацитета бунара и повећања паразитских губитака.

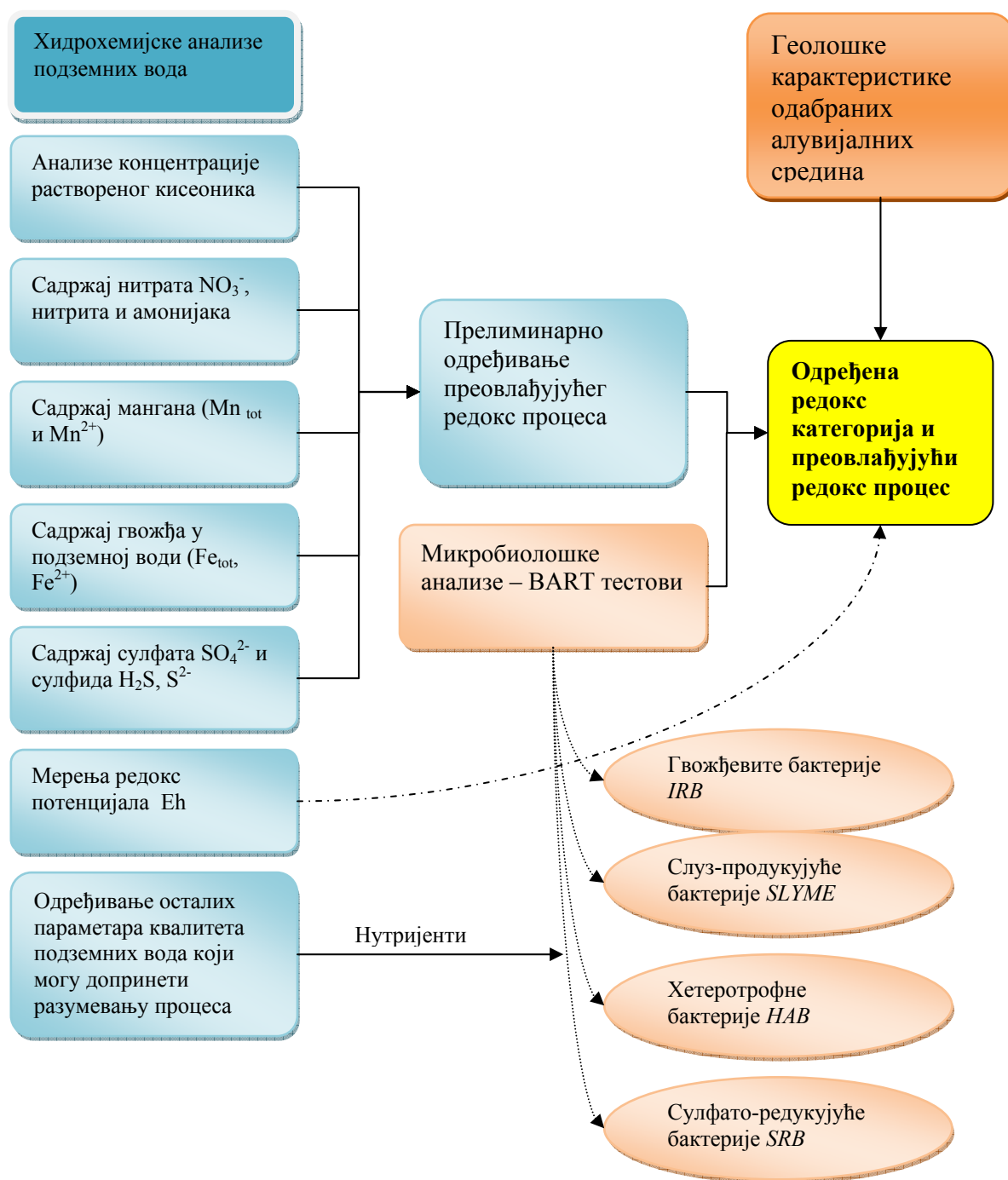
Током израде докторске дисертације паралелно су рађена истраживања везана за одређивање степена оксичности средине и дефинисање процеса старења бунара услед формирања талога. На слици 3.1 приказана је упрошћена шема по којој су подељена истраживања везана за одређивање брзине старења водозахватних објеката у алувијалним равницама Велике Мораве (изворишта Трновче и Кључ) и Дунава (дренажни систем Ковин-Дубовац).



Слика 3.1: Упростирана шема поделе истраживања за дефинисање процеса старења бунара услед колмирања у алувијалним срединама Велике Мораве и Дунава

Сложена концепција за утврђивање како карактеристика подземне средине, тако с друге стране, квантификација процеса старења, захтевала је поступан прилаз истраживањима проблема колмирања бунара. Разрађени алгоритми (слике 3.2 и 3.3) показују концептуални прилаз у решавању постављеног проблема.

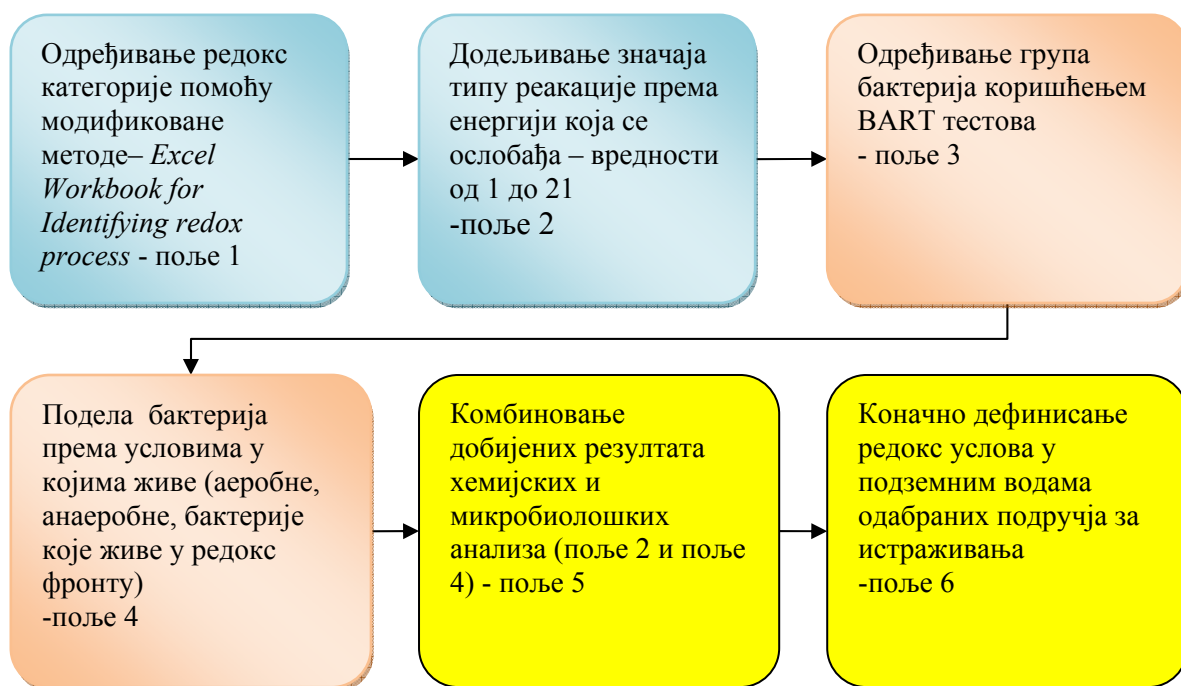
Искуства стечена кроз истраживање узрока старења бунара на београдском изворишту подземних вода представљала су основу за проучавање колмирања у различитим условима оксичности средине, којима се бави ова теза. Поједине успостављене зависности између индикатора старења бунара и издашности водозахватних објеката, добијене за бунаре са хоризонталним дренажним, примењене су у самој тези. Пре свега, примењена је методологија за одређивање локалних хидрауличких губитака и њихове кинетике детаљно приказана у поглављу 7. Степен оксичности подземне воде београдских бунара публикован је од стране аутора из института „Јарослав Черни“ према методологији развијеној од стране истраживачког тима Института на челу са професором Димкићем. У овој тези коришћена је другачија методологија пре свега због знатно оксичнијих услова у подручју моравских алувијалних седимената и појаве мешања оксичних и аноксичних вода унутар бунара (посебан случај изворишта Трновче).



Слика 3.2: Концептуални прилаз у дефинисању степена оксичности алувијалних средина

Примењена методологија за одређивање степена оксичности средине развијена је од стране McMahon and Chapelle (2008) и модификована од стране Chapelle et al. (2009). На основу ове методологије развијен је софтвер *An Excel Workbook for*

Identifying Redox Processes in Ground Water v 1.0 (Jurgens et al. 2009). Одређивање редокс категорија подземних вода за потребе докторске дисертације: у алувиону Дунава – дренажни систем Ковин-Дубовац, алувиону Велике Мораве – изворишта Кључ и Трновче, извршено је допуњавањем методологије (Jurgens et al. 2009), подацима о микробиолошким анализама, по следећој шеми датај на слици 3.3.



Слика 3.3: Шема допунске методе за одређивање степена оксичности подземне средине

Сви редокс процеси дефинисани су коришћењем улазних података и граница које су постављене у *Workbook for identifying redox process* софтверу да би се дефинисала редокс реакција. Затим је сваком редокс процесу додељена вредност између 1 и 21 према енергији која се ослобађа током конкретног процеса. У трећем кораку извршена је анализа микробиолошких резултата коришћењем комерцијалних BART тестова. У четвртном кораку извршена је анализа микробиолошких резултата (гвожђевитих, сулфат редукујућих, хетеротрофних аеробних бактерија и слуз продукујућих бактерија) и подела бактерија у групе према томе да ли су облигатне аеробе, факултативне анаеробе или облигатне анаеробе. Након анализе резултата BART тестова примењен је поступак из поља 5 којим је утврђујен квалитет везе између хемијских и микробиолошких

показатеља оксичности средине. Последњи корак представља коначно дефинисање оксично-аноксичних услова који владају у подземној средини.

Испитивања везана за формирање талоба и њихове карактеристике зависила су од могућности узимања узорака. Узорковање талоба из бунара није у потпуности стандардизовано (Houben 2003, Houben and Treskatis 2007), те је на истраживачу да одреди место узорковања које ће најбоље представити средину (ASTM D887-82). Да би се испитали талози из бунара постављен је концепт према шеми датој на слици 3.4.



Слика 3.4: Концепт примењен при анализи талоба формираних у бунарима

Након одређивања степена оксичности средине и процеса који се одвијају у зони бунара, вршена је анализа хидрауличких показатеља процеса старења (одређивање локалних хидрауличких отпора LHR и њихове кинетике KLHR, улазних брзина у бунаре у току експлоатације, обрада тестова црпења) са крајњим циљем да се дефинишу дозвољене улазне брзине и процес колмирања умањи. Кроз шематски приказ на слици 3.5 дати су кораци у одређивању дозвољених улазних брзина у бунаре.



Слика 3.5: Концепт примењен при одређивању дозвољених улазних брзина у бунаре

Анализирање старења бунара услед колмирања захтева мултидисциплинарни приступ проблему. Обзиром да су изведена обимна истраживања, а да су примењене методе и технике различите у зависности од потреба (хемијске методе, микробиолошке методе, кристалографске методе, скенирајућа електронска микроскопија, хидрогеолошке методе, различита мерења и тестирања, снимања подводном камером итд.) у овом поглављу даје се преглед примењених метода по групама.

3.2 Примењене теренске и лабораторијске методе

3.2.1 Физичко-хемијске методе испитивања воде

Одређивање хидрохемијског састава подземних вода вршено је *in-situ* и лабораторијски. Под *in-situ* мерењима подразумева се одређивање физичко-хемијских параметара: стандардног електродног потенцијала E_h (mV), температуре подземне воде T (°C), раствореног кисеоника O_2 (mg/l), електропроводљивости ($\mu S/cm$) и pH вредности подземне воде. Коришћене мултипараметарске сонде имају сензор аутоматског читавања нивоа на које су спуштене, што омогућава да се у свакој кампањи врши узорковање са исте

дубине, као и да се читавају вредности на различитим дубинама воденог стуба уколико се анализе врше по дубини воденог стуба.

За потребе истраживања степена оксичности подземних вода *in-situ* мерења су спроведена на одабраним бунарима и пијезометрима током вишегодишњих кампања (2010.-2012. године) водећи рачуна о сезонској променљивости. Бунари су за време узорковања били у функцији. Пијезометри су пре *in-situ* мерења испирани док се не промени најмање три запремине воденог стуба. Сонде су спуштане директно у пијезометре (један од услова при бушењу блиских пијезометара је пречник од 76 mm) како би се мерења вршила директно. Узорци за лабораторијске анализе узимани су са бунарских чесми (након истицања воде најмање 15 минута) или перисталтичком пумпом (из самоизливних бунара и пијезометара).

За *in-situ* мерења коришћене су две мултипараметарске сонде:

1. *SEBA Multiparameter Dipper KLL-Q* сонда са следећим електродама: OPP-polymer електродом за мерење редокс потенцијала и SEBA Oxygens II електрода за кисеоник,
2. *Multi 1970i WTW* сонда са електродом за кисеоник (TA 197-oxi) и електродом TA197 за одређивање рН вредности и редокс потенцијала.

Редокс потенцијал Pt електроде мерен је у односу на Ag/AgCl референтни систем. Тако измерена вредност, која се обележава са E_m или R , коригована је за стандард водоникове електроде E_{ref} или SHE, при чему је добијен стандардни електродни потенцијал система подземне воде, E_h (mV). Поправка за стандард водоникове електроде рађена је по формули:

$$E_h = \xi + 207 + 0.7 \cdot (25 - t) \quad (3.1)$$

При чему су:

ξ – вредност мереног редокса

t – температура подземне воде (°C)

Садржај укупног гвожђа у води (Fe_{tot}) одређен је из киселог раствора помоћу ICP SPECTRO GENESIS (Inductively Coupled Plasma). Двовалентно гвожђе одређено је у узорцима филтрираним на терену ($0,45 \mu m$) фиксираних са HCl - метода 3500 Fe B (*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition*). За концентрацију Mn^{2+} у редукционим срединама, узета је концентрација раствореног мангана (Jurgens et al. 2009) одређена из узорка филтрираног и фиксираниог на терену, методом 3120 B (*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21st Edition*). За одређивање укупног садржаја сулфида у подземној води примењена је фотометријска метода са метиленским плавим (UV-VIS спектрофотометрија) у складу са стандардом ISO 10530:1992. Доња граница за детекцију водоник-сулфида у подземним водама овом методом за подземне воде је 0,02 mg/l. Хемијски параметри подземних вода који су анализирани из узетих узорака у лабораторији дати су у табели 3.1 заједно са стандардним методама испитивања.

Табела 3.1: Примењене лабораторијске методе испитивања хемијског састава подземних вода

Физичко-хемијски параметри	Метода испитивања
Температура воде	SMEWW 21 st , метода 2500 B
pH	SMEWW 21 st , метода-H ⁺ B
Елек. проводљивост	Приручник ¹⁾ , метод P-IV-11
Редокс потенцијал	SMEWW 21 st , метода 2580B
Растворени кисеоник	SMEWW 21 st , метода 4500-O- G
Мутноћа	SMEWW 21 st , метода 2130V
Укупни испарљиви остатак на 105°C	SMEWW 21 st , метода 2540V
Угљен диоксид	SMEWW 21 st , метода 4500-CO ₂ -C
Утрошак KMnO ₄	Приручник (1990), метод R-IV-9a
Укупни фосфор	SMEWW 21 st , метода 4500-P E
Орто-фосфати	SMEWW 21 st , метода 4500-P E
Амонијум-јон	Приручник (1990), метод P-V-2/B
Нитрати	SMEWW 21 st , метода 419 D

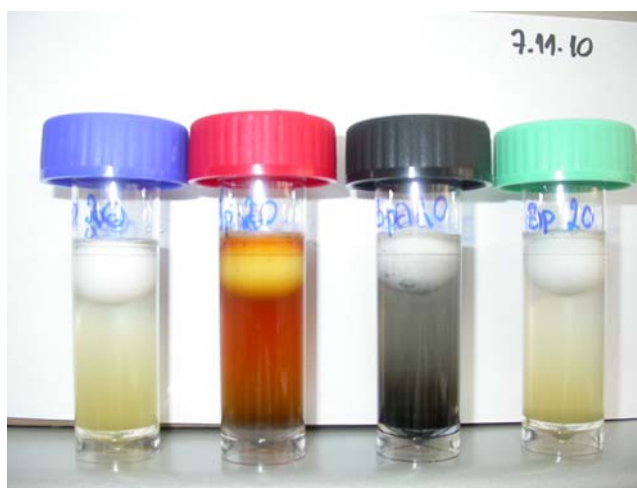
Физичко-хемијски параметри	Метода испитивања
Нитрити	SMEWW 21 st , метода 4500-NO ₂ ⁻ B
Алкалитет	SMEWW 21 st , метода 2320V
Бикарбонати	SMEWW 21 st , метода 2320V
Карбонати	SMEWW 21 st , метода 2320V
Хлориди	SMEWW 21 st , метода 4500-Cl ⁻ -C
Сулфати	SMEWW 21 st , метода 4500-SO ₄ ²⁻ -E
Водоник-сулфид	ISO 10530:1992
Силикати	Приручник (1990),метод R-V-40/A
Укупна тврдоћа	SMEWW 21 st , метода 2340C
Fe ²⁺	SMEWW 21 st , метода 3500-Fe B
Укупно гвожђе	SMEWW 21 st , метода 3120B
Калцијум	SMEWW 21 st , метода 3120B
Магнезијум	SMEWW 21 st , метода 3120B
Натријум	SMEWW 21 st , метода 3120B
Калијум	SMEWW 21 st , метода 3120B
Манган	SMEWW 21 st , метода 3120B
Арсен	SMEWW 21 st , метода 3120B
Укупни органски угљеник	SMEWW 21 st , метода 5310C

Лабораторијске анализе подземних вода вршене су у Институту за водопривреду „Јарослав Черни“ и Градском заводу за јавно здравље из Београда (лабораторијске анализе садржаја водоник-сулфида).

Да би прецизније дефинисали преовлађујуће редокс процесе, осим резултата хемијских анализа којима су добијене концентрације растворених електрон прималаца (O₂, NO⁻³, SO₄²⁻) и крајњих продуката оксидо-редукционих процеса (Mn²⁺, Fe²⁺ и H₂S_(g)), узимани су узорци за BART тестове, који представљају стандардну методу за детекцију бактеријских група.

3.2.2 Микробиолошке анализе подземних вода

Микробиолошке анализе подземних вода вршене су коришћењем реакционих тестова биолошке активности (BARTs). Ови тестови развијени су за брже и лакше одређивање присуства доминантних родова бактерија, дефинисање биолошке активности (броја активних ћелија) и одређивање ризика од корозије и колмирања. Приликом посматрања тестера (бочица са дехидрисаном селекционом подлогом) издвајају се три средине: горња трећина бочице показује оксичне средине у којима се јављају аеробне бактерије, средњи део бочице карактерише мешавина оксичних и аноксичних средина (редокс фронт) са појавама и аеробних и анаеробних бактерија, док доња трећина тестера показује аноксичне услове у којима се јављају анаеробне бактерије. Сваки тестер служи за одређивање бактеријске активности одређених група бактерија: гвожђевитих (IRB) бактерија, слуз продукујућих (SLYME), сулфато-редукујућих (SRB) и хетеротрофних аеробних бактерија (HAB), а сет тестова за један бунар приказан је на слици 3.6. Са аспекта старења бунара њихов значај није подједнак. Гвожђевите бактерије и слуз продукујуће бактерије имају највећег удела у формирању наслага у бунарима, док с друге стране сулфато-редукујуће бактерије учествују у процесу корозије.



Слика 3.6: Сет примењених BART тестова за један бунар (фото: Вучковић 2010)

Узорковање за одређивање бактеријске активности вршено је паралелно са узорковањем за хемијске анализе воде. Бунари су у време узорковања били у функцији па су узорци захватани са чесме након пуштања да вода истиче из

бунара најмање петнаест минута. Из пијезометара узорци су узимани пумпом након најмање три измене воденог стуба. Узети узорци подземних вода смештени су у Винклерове боце и транспортовани до лабораторије на прописаним температурама у преносним фрижидерима. У тестере је наливано 15 ml неразблаженог узорка, који су затим инкубирани на собној температури (22°C) без излагања сунчевој светлости. Реакције су праћене дневно (*lag period*) у временском интервалу који је препоручен протоколом за сваку групу бактерија (5, 10 или 15 дана). Према времену појаве прве карактеристичне реакције одређивана је њихова биохемијска активност (агресивност) и апроксимативни број потенцијално активних ћелија (рас/ml). Стандардни протоколи за наведене BART тестове су: (1) IRB-BART протокол DBISOP06; (2) SLYM-7 BART протокол DBLSOP06; (3) SRB-BART протокол DBSSOP06 и (4) HAB-BART протокол DBHSOP06 (Cullimore 2008). Добијени подаци анализирани су коришћењем софтвера BART-SOFT v.6., који се може преузети са линка: <http://www.dbi.sk.ca/BARTs/Software.html>

Анализе BART тестова извршене су у Институту „Јарослав Черни“, лабораторији за физичко-хемијско и биолошко испитивање воде. Дневна праћења BART тестова вршена су за потребе студије „Старење бунара и одржавање објеката“ (ИЈЧ 2010б, 2011а) и пројекта „Методологија оцене, пројектовања и одржавања изворишта подземних вода у алувијалним срединама у зависности од степена аеробности“, а микробиолошке анализе извршиле су Обрадовић и Вучковић. Интегрални подаци преузети су из наведених годишњих извештаја и од стране аутора ове докторске дисертације модификовани и обрађени са аспеката одређивања степена оксичности средине.

У односу на стандардне методе праћења бактеријске активности засејавањем на чврстим подлогама, BART тестови су осетљивији и омогућавају да се и најосетљивији микроорганизми прилагоде и расту у овим тестерима. За сваку групу бактерија хранљива подлога у тестеру је различита (табела 3.2).

Табела 3.2: Списак одабраних хранљивих подлога за раст бактерија у зависности од групе (DBI 2004)

Група бактерија	Акроним	Подлога за раст *
Гвожђевите бактерије	IRB	Подлога <i>Winogradsky-02</i>
Сулфато-редукујуће бактерије	SRB	Подлога <i>Postgate-a</i>
Слуз формирајуће бактерије	SLYME	Подлога глукоза-пептон
Хетеротрофне бактерије	HAB	Подлога шећер-пептон

*Хранљиве подлоге у овим тестерима су модификоване како би се увећала могућност „опоравка“ бактерија након узимања узорка из природне средине и уноса у тестер

Приликом анализе BART тестова, утврђују се према протоколима:

1. Тип реакције – који се даје описно. Као пример може се навести појава пене – FO код гвожђевитих бактерија која указује на присуство анаеробних бактерија док CL реакција – односно замаглење узорка углавном указује на аеробније бактерије које се често јављају у редокс фронту. Појава замаглења заједно са браон гелом указује на аеробни конзорцијум хетеротрофних гвожђевитих бактерија са ентеричним бактеријама (најчешће *Enterobacter*).
2. Дан појаве иницијалне реакције – који се уписује за појаву сваке појединачне реакције или њихове комбинације и служи да се одреди број потенцијално активних ћелија у узорку. На основу дана појаве иницијалне реакције добија се број активних ћелија бактерија који се читава из табличних вредности (DBI 2004).
3. Прорачун ризика – утврђује се преко комбинација типа реакције и дана појаве реакције. Пример је ако се у IRB BART тесту појави браон замућење првог или другог дана од стављања узорка у тестер, ризик од корозије и/или колмирања је веома велики (висока агресивност бактерија) и треба што је пре могуће извршити примену одређених третмана за уклањање бактерија. Ако се исти тип реакције

појави између 4 и 8 дана у тестеру, ризик је умерен и за објекат не мора да се предложи третман за уклањање бактерија, али је потребно да се исти укључи у мониторинг и прати како би се евентуалне промене броја бактерија правовремено уочиле.

3.2.3 Материјал и методе за одређивање врсте талога

Одређивања врсте, типа и карактеристика талога, који су формиран у бунарима, захтева примену *in-situ* поступака (снимање подводном камером) и лабораторијских поступака којима се одређује хемијски састав, врсте бактерија присутне у талогу, кристалографске и морфолошке карактеристике минерала.

3.2.3.1 Теренске методе

а) Снимања бунара подводном камером

Снимање бунара подводном камером, модел *Geo Vision*, омогућује одређивање зона таложења у бунарима и даје увид у стање конструкције. Овај савремени тип подводне камере има могућност хоризонталне и вертикалне ротације главе камере, чиме се омогућава снимање зидова бунарске конструкције. Снимања подводном камером извршио је Институт “Јарослав Черни”.

б) Методе узорковања талога

Узорковање талога врши се након снимања стања подводном камером. Начин узорковања зависи од конструкције бунара и опремљености истог, као и од могућности да се талог директно скине са филтра, потисног цевовода или са пумпе (уколико је захваћена процесима таложења).

1. Код бунара са хоризонталним дренажним дренажним системима постоје две могућности узорковања:

- Силазак обучених ронилаца у бунар великог пречника и стругање талога са конструкције

- Током механичке регенерације бунара
2. Код цевастих бунара где није могућ силазак ронилаца, узимање талоба врши се приликом регенерација бунара или вађења пумпи, односно потисних цевовода.
 3. Уколико су у питању бунари који нису предвиђени за регенерацију, узимање талоба врши се филтрирањем великих количина воде кроз сита 0,45 μm , а затим скидањем са сита накупљеног материјала. Овај метод даје податке само о талозима који плутају у подземној води. Уобичајно је да се појављују у бунарима који су захваћени биолошким колмирањем, када пахуљичасте „крпе” плутају по бунарској води. Приликом анализе мора се водити рачуна да овакви узорци не морају имати исти састав а ни старост, као и талози наталожени у прифилтарској зони и на филтрима бунара. Талози су након узорковања смештени у стерилне теглице и у фрижидерима транспортовани до лабораторије.

3.2.3.2 Лабораторијске методе анализе бунарских талоба

а) Скенирајућа електронска микроскопија са енергетско дисперзивном спектрометријом SEM-EDS

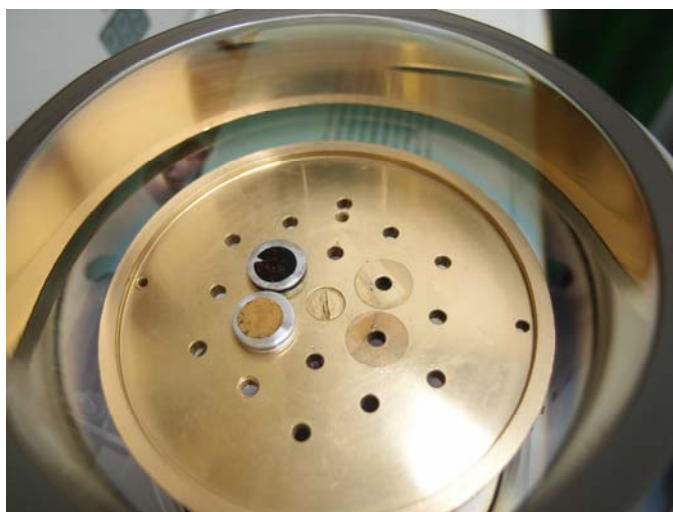
SEM анализе узорака талоба вршене су ради добијања SEI (*Scanning Electron Image*) и BEC (*Backscatter Electron*) снимака високе резолуције бактерија, аморфних и кристалних форми минерала; док је EDS-енергетско-дисперзивно-спектрометарска анализа (*Energy Dispersive Spectroscopy*) примењена за семи-квантитативну хемијску анализу талоба у целом узорку, као и у појединачним тачкама (Reed 2005). Коришћењем скенирајуће електронске микроскопије утврђује се превасходно морфологија и морфометрија аморфно-кристалних једињења, као и детерминисање бактерија на основу визуелног изгледа ћелија.

SEM–скенирајућа електронска микроскопија је недеструктивна метода. Рађена је са скенирајућим микроскопом SEM модел: JEOL JSM–6610LV, који постиже високу резолуцију слике са увећањима до 100.000 пута и који може да ради у условима и ниског и високог вакума. Као извор електрона користи волфрамско влакно или кристал LaB_6 . Коришћење управо овог уређаја за анализу талоба представљало је најбоље решење узимајући у обзир да за разлику од већине електронских микроскопа поседује савремени енергетско-дисперзивни спектрометар (EDS), као и систем за напаривање узорка златом што омогућује да се непроводни материјали анализирају и добију бољи контрасти снимака.

EDS метода – енергетско–дисперзивна-спектрометрија ради на принципу читавања енергије која се добија при удару електрона из електронског извора у атом при чему долази до ослобађања енергије. Љуспе око језгра (K,L,M) носе 1 односно 2 односно 3 електрона. X-зраци настали током прелаза електрона са нивоа $n = 2$ на $n = 1$ ниво, називају се $K\alpha$ x-зраци, они који настају прелазом електрона са трећег на први ниво ($n = 3 \rightarrow 1$) називају се $K\beta$ x-зраци. Енергетска ефикасност овог процеса је само око 0.1% губитка на топлотну енергију. За стварање x-зрака најчешће се користе бакар и молибден. Ограничење примене SEM-EDS методе је у одређивању лаких хемијских елемената. EDS метода омогућава да се добију подаци о тежинском уделу (%) одређеног елемента у узорку, без могућности да се одреди валенца елемента. То је разлог зашто се ова метода, којом се одређује и хемијски састав талоба, укршта и допуњује са XRF и XRD методама.

За ове анализе припремљено је по 3 g узорка. Да би се очувао фазни састав узорци су сушени до температуре од 60°C (Cornel and Swertmann 1996), односно на температури од 37°C за узорке који су садржали манган (слика 3.8). Сушење на ниским температурама омогућује се испаравање воде из узорка а да у исто време не делује деструктивно на микроорганизме у самом узорку. На овај начин могуће је избећи процес лиофилизације узорка а да се добију потпуно задовољавајући резултати (код чисто микробиолошких анализа често се препоручује метод лиофилизације, као поступак за комплетно очување бактерија у узорку). Након

сушења добијени материјал спрашен је у ахатном авану. После спрашивања узорак је подељен у делове за различите врсте анализа. Спрашени узорак нанет је на алуминијумски носач пречника 1 cm преко кога је залепљена двоструко лепљива трака од угљеника, која представља проводни материјал. Узорци су затим пренети у уређај за напаривање (слика 3.7) где су прекривени танким слојем злата (15-25 nm) како би се обезбедила проводљивост узорка. Напаривање златом коришћено је пошто је циљ анализе био добијање SE снимака на неполираним (необрађеним) узорцима, а злато даје бољи контраст на снимку (нпр. истиче ивице, поре и морфолошке карактеристике узорка). Анализе талоба SEM-EDS методом урађене су на Рударско-геолошком факултету, Катедри за минералогiju и кристалографију.



Слика 3.7: Напаривање златом узорка талоба бунара Вп-6 (таблета потпуно прекривена прашкастим талобом и таблета са минималном количином праха за детаљну EDS анализу) (фото: Мајкић 2011)



Слика 3.8: Осушени узорци талоба бунара Bn-9G, Bn-8a и Bn-6 са изворишта Трновче (фото: Мајкић 2011)

б) XRF метода (X-Ray Fluorescence)

XRF метода (рентгенска флуоресценција) се широко користи за анализу главних елемената и елемената у траговима, у стенама, минералима и седиментима. XRF је недеструктивна метода и спада у емисијску технику. Зрачењем материјала високоенергијским електронима, избацују се електрони (e^-) из унутрашњих омотача (K и L), а на њихова места долазе електрони из спољних омотача, што узрокује емисију (ослобађање) енергије. Ово ослобађање енергије јавља се у виду карактеристичних x-зрака који указују на врсту присутног атома. На том својству се базира рентгенска флуоресценција (XRF) помоћу које се може квантитативно одредити хемијски састав узорка.

Уколико су у узорку присутни различити елементи, што је најчешћи случај са природним узорцима минерала, стена и талоба, углавном се мора извршити раздвајање комплексних емитованих x-зрака у спектру, одређивањем таласних дужина сваког присутног елемента. Могу се користити различити типови детектора за мерење интензитета емитованог снопа. У случајевима природних узорка најчешћи излазни резултат представљају *дијаграми интензитет/ослобођена енергија за детекцију појединачних елемената*. Ова техника је подесна за детекцију елемената који у периодном систему имају редне

бројеве од 20 до 92. Посматрајући периодни систем елемената, овом методом не могу се одредити лаки елементи: водоник, угљеник, азот, кисеоник, магнезијум, сумпор, фосфор итд. (до редног броја 20 у периодном систему елемената). XRF методом не могу се разликовати изотопи истог елемента, као ни одредити валентна стања елемената, те се за добијање оваквих података морају користити друге методе.

Анализа узорака извршена је недеструктивном техником EDXRF спектрометрије уз коришћење електронске катодне цеви са Rh анодом (50kV,1mA) и радиоизотопа ^{241}Am као ексцитационих извора. Испитивање је извршено по модификованој методи EPA 6200. Анализе хемијског састава талога XRF методом урађене су у Институту за нуклеарне науке „Винча“.

в) XRPD метода (X-Ray Powder Diffraction)

Једна од основних метода за одређивање структуре материје на атомском нивоу је **дифракција X-зрацима (XRPD)**. Коришћена је за анализу кристалне структуре минерала у узорцима талога. Без ове методе не може се рећи који минерал је у талогу чак и када постоји одређен укупни хемијски састав. Разлог је једноставан, већи број минерала чине исти елементи (рецимо гвожђе и сумпор могу да формирају пирит FeS_2 , али и тиоспинел греигеит Fe_3S_4 , односно исти хемијски састав имају аморфно гвожђе-оксихидроксид FeOOH и боље кристализована форма у виду гетита $\alpha\text{-FeOOH}$). Формирање ових минерала је различито, имају различит степен кристализације и самим тим различит утицај на старење бунара.

У електромагнетном спектру x-зраци се налазе између ултравиолетног светла и високе енергије гама зрака. Таласна дужина лежи између 0,01 и 10 nm и стога је ред растојања између молекула и кристалне решетке константан. X-зраци са таласном дужином већом од 1 nm зову се меки x-зраци, док се они са краћим таласним називају тешким x-зрацима. Тешки x-зраци су у опсегу γ зрака ниске енергије, те разлика између њих потиче од извора зрачења, а не њихових таласних дужина.

XRPD анализе узорака извршене су коришћењем Philips PW-1710 аутоматизованог дифрактометра са закривљеним графитним монохроматором и сцинтилационим бројачем, уз коришћење Cu-антикатоде. Анализе XRPD методом изведене су на Рударско-геолошком факултету, Катедри за минералогiju и кристалографију.

з) Анализе метала у узорцима талоба применом ICP уређаја

Одређивање метала у узорцима талоба вршено је поред наведених метода и коришћењем ICP SPECTRO GENESIS (Inductively Coupled Plasma) уређаја. Узорак је сушен према горе описаном поступку. Анализа је обављена у Институту „Јарослав Черни“.

3.2.3 Мерења везана за одређивање локалних хидрауличких губитака и рад бунара

Трећи део истраживања везан је за саму експлоатацију подземних вода, односно рад бунара. Анализе старења бунара захтевају примене теренских поступака којима се утврђује капацитет бунара и ниво подземних вода, као и бушења блиских пијезометара за потребе утврђивања локалних хидрауличких губитака.

3.2.4.1 Бушење блиских пијезометара

Као неопходан услов за анализу локалних хидрауличких губитака бунара усвојен је став да сваки испитивани бунар треба да има најмање један блиски пијезометар који ће бити у функцији мониторинга рада бунара, односно хемијско-микробиолошких параметара квалитета подземне воде. Захтев приликом извођења бушења је био да пречник уграђене пијезометарске конструкције буде 76 mm, како би се неометано могло вршити спуштање мултипараметарске сонде. Набушени слојеви током извођења пијезометара анализирани су класичним поступком просејавања за добијање гранулометријских кривих. Након бушења извршено је геолошко картирање стуба. За потребе истраживања старења бунара на три испитиване локације избушено је 12 блиских пијезометара (слика 3.9).



Слика 3.9: Блиски пијезометар Вп-6/Р-1 уз бунар Вп-6 на изворишту Трновче (фото: Мајкић 2011)

3.2.3.2 Мерење нивоа подземних вода

Мерење нивоа подземних вода вршено је уз узимање узорака за хемијско-микробиолошке анализе, а додатно на изворишту Трновче ради одређивања незасићене зоне издани током 2011. године (3 месеца свака 3 дана). Мерење је вршено коришћењем ручних нивомера (SEBA Water Level Meter типа KLL-T) са звучним и светлосним сигналом.

3.2.3.3 Мерење издашности бунара

Да би се добили подаци о издашности бунара, код бунара који нису опремљени аутоматским мерачем протока или водомерима (подручје дренажног система Ковин-Дубовац), вршене су кампање мерења издашности хидрометријским крилом (*Mini Current Meter M1*). Мерења су обухватила одређивање брзине уласка воде у филтерску конструкцију по дубини, односно у тачки (мерење из 2011.). Поступак се сводио на мерење брзине испод самоизливне цеви, а потом на метру

дубље од првог мерног профила. За последњи мерни профил узета је доња ивица филтра. На сваком мерном профилу, ради провере, рађене су три серије мерења броја обртаја хидрометријског микро крила, дигиталним SEBA мерачем и као коначна усвајала се средња вредност мерења. Хидрометријско крило било је вертикално постављено. Трајање једне серије мерења било је 60 s. На основу броја обртаја рачуната је брзина воде на сваком профилу у центру попречног пресека, а за повољан хидраулички положај израчунат је укупни протицај бунара (l/s).

На основу мерења броја обртаја (n) и пречника бунара (264 mm) бира се једначина за рачунање брзина кретања воде у бунару према следећим формулама:

1. једначина за број обртаја $0 < n < 2.03 \Rightarrow V = 0.0173 + 0.0624 * n$
2. једначина за број обртаја $2.03 < n < 7 \Rightarrow V = 0.0323 + 0.0550 * n$
3. једначина за број обртаја $7 < n < 14.2 \Rightarrow V = 0.0512 + 0.0523 * n$
4. једначина за број обртаја $14.2 < n < 18.3 \Rightarrow V = 0.0750 + 0.0506 * n$

На основу добијених података о брзини рачуната је издашност бунара према формули:

$$Q = (0.264^2) / 4 * V * 1000$$

Доња граница мерења брзине која може да се детектује коришћеним уређајем, износи **0.017 (m/s)**, што одговара Q_{bun} од **0.83 (l/s)**. Испод ове вредности узето је да бунари немају мерљиву издашност.

4. ОПШТЕ КАРАКТЕРИСТИКЕ ОДАБРАНИХ ПОДРУЧЈА ЗА ИСТРАЖИВАЊА

Одабрана подручја истраживања налазе се у алувиону реке Велике Мораве и Дунава. Код одабира подручја истраживања пошло се од претпоставке да се бунари колмирају различитом брзином у различитим условима оксичности. Сама претпоставка захтевала је да одабир локација истраживања буде такав да се испитају услови за које је познато да омогућавају дугорочну експлоатацију без битног опадања капацитета водозахватних објеката, а са друге да се обухвате подручја са регистрованим процесима колмирања бунара. Поред тога, одабрана су подручја на којима постоје доступни подаци о режимима рада бунара, карактеристикама бунара (тип конструкције, начин уградње) и на којима је могуће вршити наменско узимање узорака (опремљеност бунара).

Одабрана су три подручја истраживања (слика 4.1) према следећим критеријумима:

1. Локација истраживања обухвата изграђено извориште које је у функцији јавног водоснабдевања или представља локацију на којој је планирано формирање изворишта,
2. Извориште у раду је регионалног карактера и као такво служи за водоснабдевање насељених места (Трновче и Кључ), односно предвиђено је да буде регионалног карактера (Ковин-Дубовац),
3. Бунари каптирају плитке алвијалне издани.

На основу ових критеријума одабрана су два изворишта регионалног карактера у сливу Велике Мораве: извориште Трновче код Велике Плане и извориште Кључ код Пожаревца, односно бунари дренажног система Ковин-Дубовац, обзиром да је ова локација предложена за формирање регионалног изворишта за водоснабдевање Баната (ВОС 2001, ИЈЧ 2002, ИЈЧ 2006).



Слика 4.1: Географски положај одабраних подручја за истраживања

4.1 Извориште Трновче за регионално водоснабдевање Смедеревске Паланке и Велике Плане

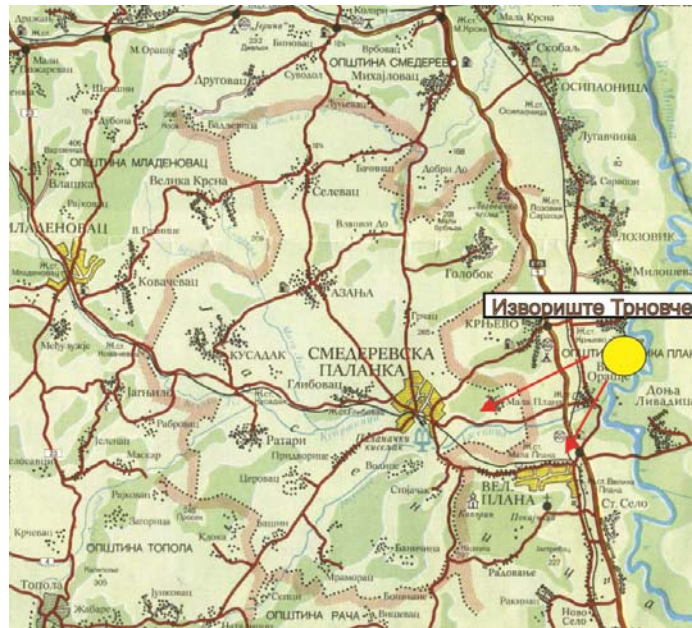
4.1.1 Географски положај

Извориште Трновче лоцирано је на левој обали Велике Мораве у близини истоименог села (слика 4.1.1). Постојеће извориште за водоснабдевање Смедеревске Паланке и Велике Плане формирано је у алувијалним седиментима на левој долињској страни Велике Мораве. Извориште Трновче представља део регионалног (заједничког) водовода Смедеревске Паланке и Велике Плане.

Насеље Трновче припада општини Велика Плана. Према попису из 2011. године имало је 935 становника. Просечна надморска висина насељеног места износи 77 mnm.

Општина Смедеревска Паланка налази се у централном делу Републике Србије, и ограничена је општином Младеновац са западне стране, Тополом са југозападне, Рачом са јужне, Великом Планом са источне и Смедеревом са северне стране. Према попису из 2011. године у општини живи 52.501 становника, а у самом граду 24.153 становника. Овом броју треба додати и око 2.500 лица на привременом раду у иностранству. Општина припада Подунавском округу и броји укупно 18 насеља.

Општина Велика Плана обухвата 13 насеља и простире се на 345 km². Налази се такође у централном делу Републике Србије, и граничи се са општинама Смедеревском Паланком на западу, Смедеревом на северу, општином Жабари на истоку, Свилајнцем на југоистоку, Лаповом на југу и општином Рача на југозападу. Према попису из 2011. године броји 45.725 становника (од тога у Великој Плани 17.168 становника). Примарне привредне гране су пољопривреда, грађевинска и прехрамбена индустрија.



Слика 4.1.1: Географски положај општина Велика Плана и Смедеревска Паланка у односу на извориште Трновче (основа преузета са <http://banjaralanackikiseljak.com/>, допуњено Мајкић)

4.1.2 Климатске карактеристике

Анализиране климатске карактеристике подручја вршене су на основу података Републичког хидрометеоролошког завода Србије (РХМЗ) за климатолошку станицу Смедеревска Паланка.

Одабрани период посматрања и детаљног упоређења метеоролошких параметара (температуре и падавине) извршени су за период 2000.-2012. година, с намером да се посебно разматрају утицаји хидрометеоролошких параметара на рад изворишта Трновче у последњих 12 година (табела 4.1.1). Посебна пажња усмерена је на период 2010.-2012. година када су вршена узорковања подземних вода за одређивање степена оксичности средине и анализу процеса колмирања бунара.

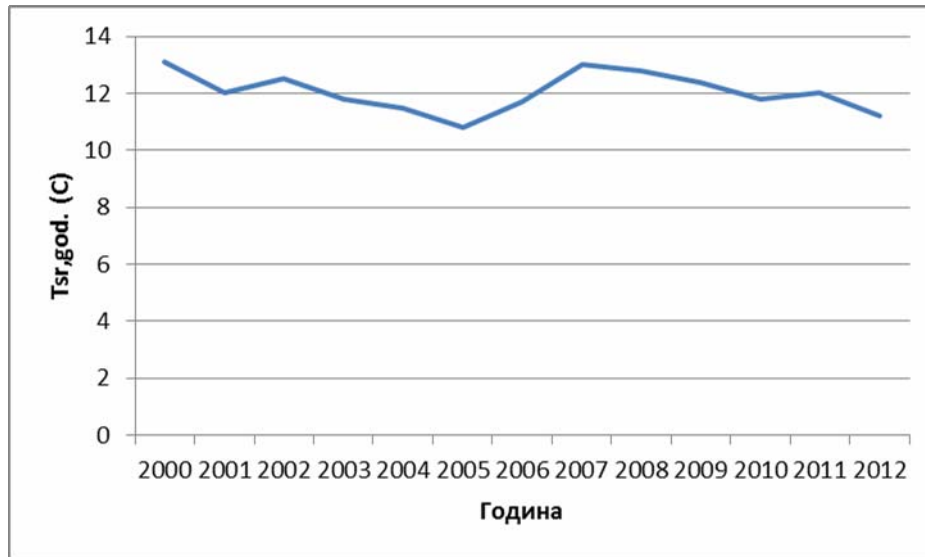
Годишње суме падавина и средње годишње температуре ваздуха, за период 2000.-2012. година, упоређене су са референтним периодом 1961.-1990. година, а резултати су приказани у табели 4.1.1 и на сликама 4.1.2 и 4.1.3.

Просечна температура ваздуха, посматрајући податке за референтни период (1961.-1990. година), за к.с. Смедеревска Паланка износи 11°C, док је просечна годишња сума падавина за исти период износила 636,2 mm.

Табела 4.1.1: Карактеристичне вредности климатских параметара за к.с. Смедеревска Паланка у периоду 2000.-2012. година на основу података РХМЗ

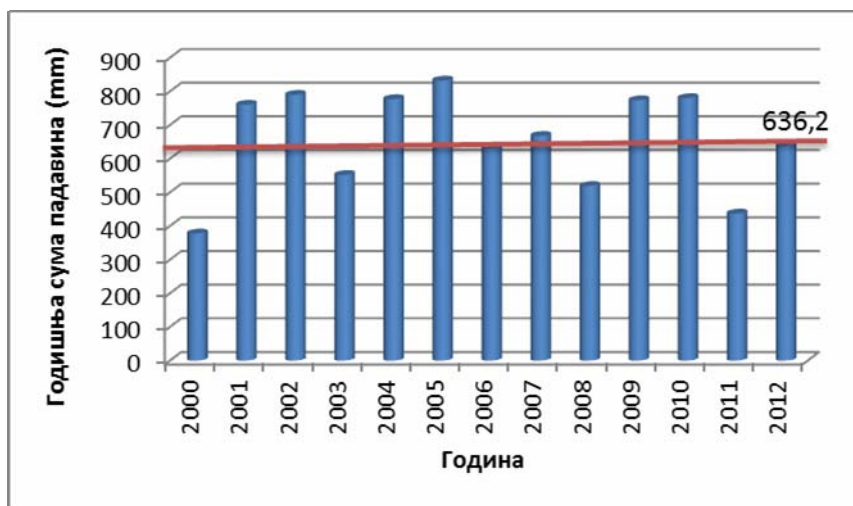
Година	P _{sum,год.}	Tsr	Tmin,dn.	Tmax,dn.	Број дана са T _{≥25°C}	Број дана са T _{≥30 °C}
	(mm)	°C	°C	°C		
2000	378,0	13,1	-22,5	42,1	120	61
2001	760,5	12,0	-13,4	38,0	98	38
2002	790,0	12,5	-21,4	37,3	106	30
2003	551,9	11,8	-20,0	38,6	125	69
2004	777,2	11,5	-18,4	38,9	81	29
2005	832,4	10,8	-20,9	35,7	85	18
2006	631,6	11,7	-14,7	35,5	98	44
2007	667,9	13,0	-10,0	44,9	113	58
2008	519,1	12,8	-15,4	38,2	60	18
2009	773,9	12,4	-23,6	36,9	125	49
2010	780,3	11,8	-14,9	36,7	96	36
2011	437,0	12,0	-15,5	39,0	124	52
2012	640,1	11,2	-8,9	30,3	-	-
Просечне вредности	657	12,0			102	42

*Максимална икад забележена температура ваздуха за к.с. Смедеревска Паланка забележена је 24.7.2007. године и износила је 44,9°C.



Слика 4.1.2: Средње годишње температуре ваздуха за к.с Смедеревска Паланка у периоду 2000.-2012. година на основу података РХМЗ-а

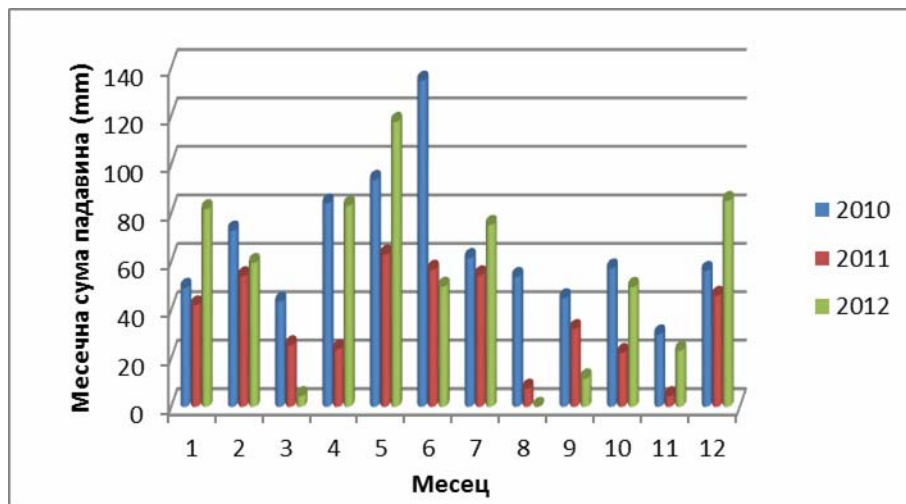
Обрађени подаци показују повишене средње годишње температуре ваздуха у последњих 12 година у односу на податке референтног периода. У 2007. години измерен је апсолутни максимум температуре, односно највиша вредност од када се врше мерења на овој станици.



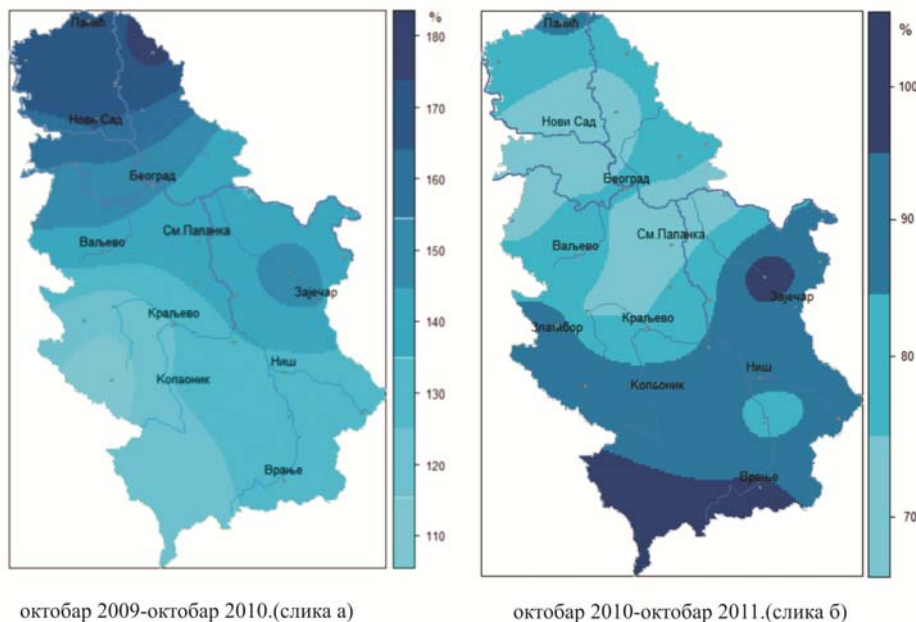
Слика 4.1.3: Просечне годишње суме падавина на к.с. Смедеревска Паланка у односу на референтну вредност (636,2 mm) за период 1961.-1990. година, на основу података РХМЗ-а

На основу слике закључује се да је у последњих 12 година, четири било значајно испод просека по годишњој суми падавина, три су биле просечне, а шест година је

имало годишње суме падавина изнад просека. Годишње суме падавина (слика 4.1.5), не указују на постојање сушних периода унутар године, па је извршена анализа месечних сума падавина. Пример за то је 2012. година, када је у периоду јун-август 72 дана било потпуно без падавина. Месечне суме падавина за период 2010.-2012. година приказане су на слици 4.1.4.



Слика 4.1.4: Месечне суме падавина у периоду узорковања за хемијско-микробиолошке анализе подземне воде и испитивање степена оксичности средине



Слика 4.1.5: Оствареност падавина у (%) у односу на вишегодишњи период за хидролошку 2010. годину и хидролошку 2011. годину (РХМЗ 2010, 2011)

На основу података (Смаилагић и сар. 2011) летњи период 2011. године био је седми по сушности од када се прикупљају подаци за метеоролошку станицу Смедеревска Паланка. На основу прикупљених података о летњој суми падавина (пало је само 60% у односу на нормалну летњу суму падавина за ову станицу), ова група аутора, проценила је да је за станицу Смедеревска Паланка лето 2011., било у категорији сушног. Анализа је вршена по методи перцентила у односу на референтни период 1961.-1990. година. Дефицит падавина на читавом подручју Србије утицао је и на ниске водостаје и протицаје Велике Мораве. Уколико се посматрају температуре ваздуха уочено је да је на станици Смедеревска Паланка дошло до позитивног одступања у односу на просечне летње температуре, што је важило и за целу територију Републике Србије.

Сушни период наставио се и 2012. године. Просечна летња температура за к.с. Смедеревска Паланка износио је 23,9°C што је одступање за +3,7°C изнад просечних летњих температура. Број „летњих дана“ са температуром изнад 25°C, (15 дана у периоду јун-август) и „тропских дана“ са температуром изнад 30°C (31 дан у периоду јун-август), значајно је превазишао просечне вредности током референтног периода 1961.-1990. Што се тиче падавина, 2012. година била је једна од најсушнијих година од када се мере количине падавина на територији Србије (РХМЗ 2012). Годишња расподела падавина била је неравномерна, а укупну суму падавина повећале су вредности из маја и децембра. Током лета 2012. године сума падавина на к.с. Смедеревска Паланка износила је само 124,5 mm, што је 63% у односу на нормалу (референтни систем 1961.-1990.). У августу није било ни једног дана са падавинама, док је у септембру било само 2 дана када су забележене падавине. Лоша хидрометеоролошка ситуација 2012. године, била је на територији читаве Србије, што се одразило на водостаје и протицаје Велике Мораве и њених притока.

Високе температуре и смањене количине падавина условиле су повећане потребе за водом с једне стране, а са друге изразито смањено прихрањивање подземних вода. Хидрометеоролошки услови утицали су на привлачење вода из залеђа, искључивање бунара уз Мораву због екстремно ниских нивоа у бунарима, што је довело до прекида у водоснабдевању током летњег периода у 2011. и 2012.

години. Крајем лета (август 2011.) вршене су регенерације бунара на изворишту што је такође утицало на проблеме у водоснабдевању. Изузетно низак ниво подземних вода, утицао је да бунар Вп-5 после регенерације дужи период није могао да буде тестиран и пуштен у рад (потоглавље 6.5).

4.1.3 Хидрографске и хидролошке карактеристике

4.1.3.1 Хидрографска мрежа

Хидрографску мрежу чине река Велика Морава и њене притоке. Велика Морава настаје спајањем Јужне и Западне Мораве. Њено укупно сливно подручје износи скоро 38.000 km^2 , што представља близу 40% површине Републике Србије. Сама Велика Морава има сливно подручје површине око 6.800 km^2 . Велика Морава по својим хидрографским карактеристикама има карактер споре равничарске реке која често мења правац. Речно корито је врло променљивих димензија, са ширином у распону од 73 до 325 m и дубином од 4,8 до 11 m (ИЈЧ 2007). Уочава се изразито меандрирање трасе, а најизраженији меандри су на потезу Лозовик – Милошевац (Миолски 2013).

Јасеница је лева притока Велике Мораве, која се у њу улива код Великог Орашја. Површина слива Јасенице износи $1.387,9 \text{ km}^2$, а дужина речног тока 78 km. Има мање протицаје али доноси веће количине наноса које таложи у облику плавина, при преласку у моравску долину.

Кубршница извире на источној страни планине Букуље, дужина речног тока износи 47 km, просечан протицај $2,3 \text{ m}^3/\text{s}$, а површине слива 743 km^2 . Улива се у реку Јасеницу на територији Смедеревске Паланке.

Река Велики Луг извире у близини села Бабе, под Космајем, на 445 m надморске висине, у општини Сопот. Дужина реке је 37 km. Просечан протицај износи $2,2 \text{ m}^3/\text{s}$, а површина слива Великог Луга је 421 km^2 . Велики Луг протиче кроз територије општина Сопот, Младеновац и Смедеревска Паланка, а са реком Кубршницом се спаја код села Ратари (у општини Смедеревска Паланка).

4.1.3.2 Хидролошке карактеристике

За режим и биланс подземних вода изворишта Трновче највећу улогу има површински ток Велике Мораве.

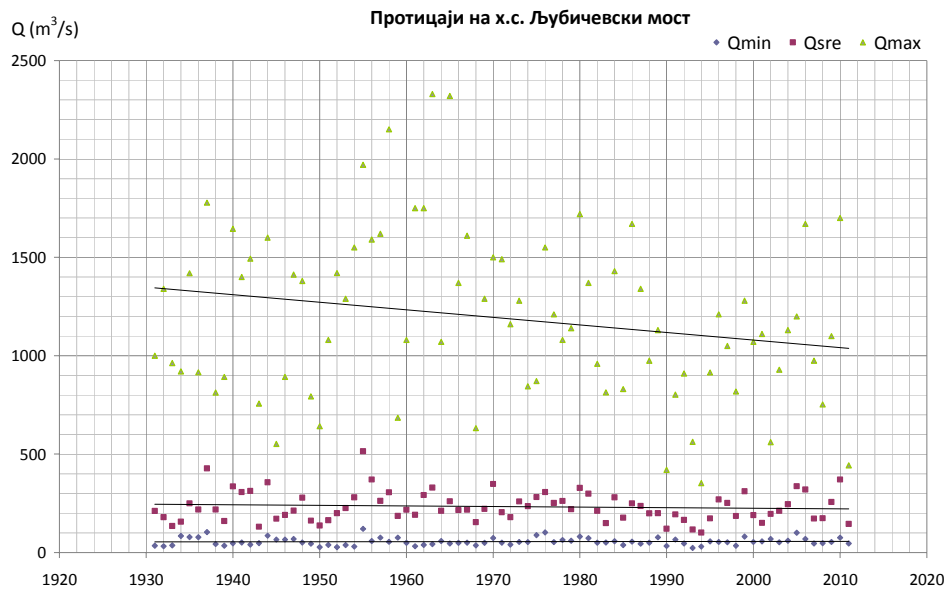
Нивои и протицаји на Великој Морави прате се на пет станица, од којих су три (Љубичевски мост, Багрдан и Варварин) опремљене лимниграфима. Од 2011. године постављена је водомерна летва на Великој Морави у зони изворишта Трновче али се водостаји осматрају повремено а осматрање врше службе ЈКП „Водовод“ из Смедеревске Паланке. Најближа станица на којој се врше дневна осматрања водостаја и протицаја је Љубичевски мост. Подаци са станице Љубичевски мост важе како за извориште Трновче тако и за извориште Кључ.

Река Велика Морава на профилу Љубичевски мост (табела 4.1.2) има просечан протицај око $260 \text{ m}^3/\text{s}$. У периоду најнижих водостаја минимални протицај је око $30 \text{ m}^3/\text{s}$.

Табела 4.1.2: Карактеристичне вредности протицаја Велике Мораве на профилу Љубичевски мост, за период 1950.-2011. година (подаци РХМЗ, Србије)

Q (m^3/s)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	Qsr
Мин. месечни протицај	30	67,2	81,2	81,8	59,3	41,5	33,6	24,3	23,7	26,3	29,5	37,8	44
Средњи месечни протицај	247	342	419	430	335	233	149	96,9	86,0	110	151	216	263
Макс.месечни протицај	1230	2350	2110	1960	2340	1610	1310	660	836	1190	1200	1780	1780
Екстремне вредности	Екстремни минимум $23,7 \text{ m}^3/\text{s}$ забележен је 01.09.1993. године Екстремни максимум $350 \text{ m}^3/\text{s}$ забележен је 23.02.1963. године												

Протицаји Велике Мораве на х.с. Љубичевски мост дати су за период 1931-2011. година, који су публиковани у Хидролошким годишњацима РХМЗ–а. На слици 4.1.6 приказани су минимални, максимални и просечни годишњи протицаји на овој станици.



Слика 4.1.6: Максимални, минимални и просечни годишњи протицаји на х.с. Љубичевски мост за период 1931.-2011. година (на основу података РХМЗ)

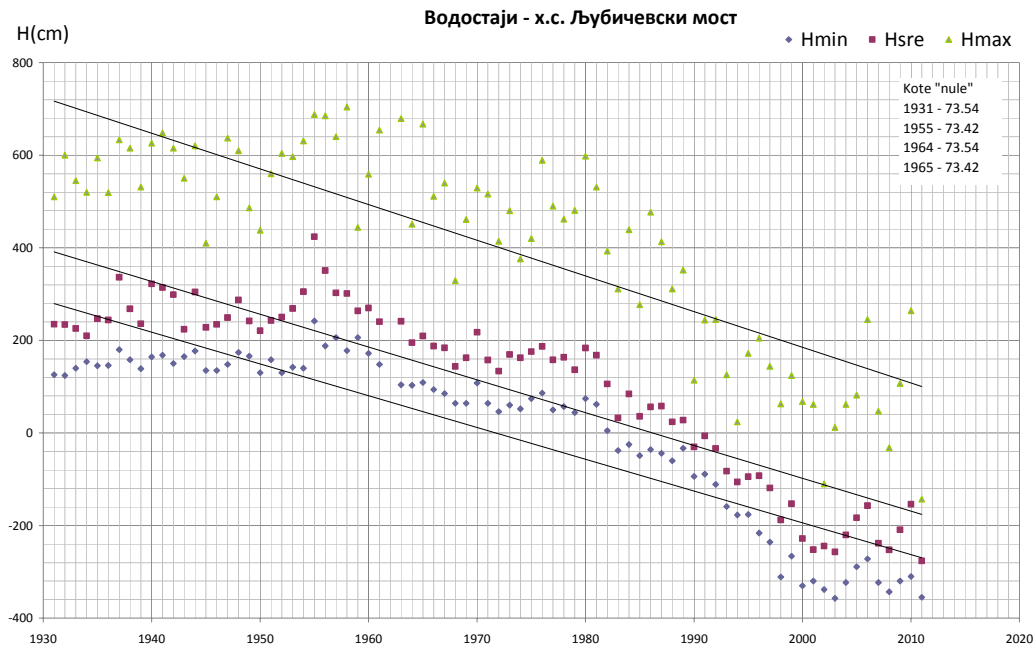
У табели 4.1.3 приказани су подаци о водостају Велике Мораве у профилу Љубичевски мост за период од 1941.-2011. године.

Табела 4.1.3: Карактеристичне вредности водостаја Велике Мораве на профилу Љубичевски мост, за период 1941.-2011. година (подаци РХМЗ, Србије)

Н (cm)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Мин. месечни водостај	-320	-301	-296	-260	-279	-310	-342	-356	-358	-355	-348	-335
Средњи месечни водостај	92	125	159	163	123	87	40	5	-3	7	32	66
Макс.месечни водостај	582	682	686	676	706	642	432	506	486	604	602	652
Екстремне вредности	Екстремни минимум -358 cm забележен је 03.09.2011. године Екстремни максимум 706 cm забележен је 04.05.1958. године											

Према подацима Републичког хидрометеоролошког завода Србије, апсолутни забележени минимум био је 03. септембра 2011. године. Овако низак водостај одразио се и на повећан дотицај воде из залеђа изворишта ка бунарима у приобалном делу, што је свакако имало утицај на хемијско-микробиолошки састав подземних вода (Поглавље 5).

На слици 4.1.7 приказани су минимални, максимални и средњи годишњи водостаји за х.с. Љубичевски мост у периоду 1931.-2011. године, према подацима РХМЗ-а.



Слика 4.1.7: Просечни годишњи минимални, максимални и средњи водостаји Велике Мораве у профилу х.с. Љубичевски мост 1931.-2011. година (на основу података РХМЗ)

4.1.3.3 Утицај промене морфологије корита Велике Мораве на режим алувијалних подземних вода у зони изворишта Трновче

Алувијални седименти формирају се у дуготрајном процесу ерозије тла на сливу, при транспорту наноса речним током и акумулацијом наноса у речној долини. Формирање алувијалних седимената у директној је вези са талвегом и снагом речног тока. Одлагање наноса може довести до формирања спрудова у речном току, али с друге стране река може да усеца своје корито у депоновани материјал на обалама (флувијална ерозија) разарајући формиране наносе. Морфолошке промене на Великој Морави нису само манифестација природних речних процеса, већ одражавају и утицај вештачких интервенција у водотоку: регулационих радова (изградње одбрамбених насипа и речних грађевина, као и просецања меандера) и експлоатације материјала из речног корита и приобаља. Утицај

регулационих радова и багеровања материјала из речног корита је на неким деоницама водотока врло значајан. Алувијалне наслаге се експлоатише у виду узимања шљунка и песка. Експлоатација шљунка и песка из речног корита подразумева да се одржи равнотежа са наносом који долази из узводних делова слива. У случају багеровања на сливу Велике Мораве проблем прекомерне експлоатације добио је и просторну и временску димензију. Неконтролисана експлоатација одвија се на читавој дужини водотока у дужини од скоро 200 km (ИЈЧ 2005, ИЈЧ 2007). На локацији самог изворишта Трновче постоји чак 5 зона багеровања, а сличан случај је и са приобалним делом Мораве код изворишта Кључ. Према подацима ЈП „Србијаводе“ у 2009. години од поднетих 98 захтева за експлоатацију шљунка и песка из Велике Мораве дозволу је добило 45, док је наредне године од поднетих 92 захтева број дозвола смањен на 21 корисника. Дивље сепарације још су већи проблем од легалних. Процес експлоатације грађевинског материјала узрокује велике морфолошке промене речног корита, који имају утицаја на речну трасу, уздужне и попречне профиле.

На деоници речног тока између села Лугавчина (29+435 km) и Жабарског моста (72+190 km), према истраживањима које је спровео Институт „Јарослав Черни“, уочава се изразито меандрирање речне трасе, нарочито изражено на простору северно од постојећег изворишта у зони Милошевац-Лозовик (слика 4.1.8).



Слика 4.1.8: Меандрирање Велике Мораве на потезу Трновче-Милошевац-Лозовик (преузето са www.googlemaps)

Меандри су са хидрогеолошког аспекта веома битни. Стара речна корита, зоне плављења и забаривања, имају велике садржаје органске материје у седиментима. Током поводња река таложи глиновите честице у којима се манган и гвожђе могу наћи сорбирани у међуслојним просторима. Поред наведеног филтрационе карактеристике су слабије изражене због већег садржаја ситнозрнице фракције.

Истраживања спроведена на уздужном профилу корита Велике Мораве показују да је дошло до продубљивања речног корита на читавој дужини тока (Бабић-

уочљива последњих година (од 2006. године), када су истраживања показала много мању издашност бунара који су избушени у непосредној близини корита (ВТ-9 и ВТ-11), што је условило дислокацију новобушених бунара (ВТ-8 и ВТ-6) дубље у залеђе изворишта. Током 2011. године, услед дуготрајне суше водостај Велике Мораве достигао је историјски минимум (табела 4.1.3), а бунари уз саму Велику Мораву су били искључени из рада. И током 2012. године после изразито сушног лета поновила се иста ситуација, а у бунару Вп-6 забележен је ниво воде 2 cm испод доње коте филтра, односно у таложнику (октобар 2012., мерења ЈКП „Водовод“ Смедеревска Паланка).

Из наведеног се закључује да се подземне воде из залеђа филтрирају ка реци, омогућујући минималне капацитете бунара удаљенијих од реке, док бунари близу корита остају суви. Искључивања бунара у дужем временском периоду, ниски динамички и статички нивои, подземна вода богата манганом и гвожђем која долази у контакт са оваздушеним горњим незасићеним делом издани, узрокује брзо колмирање окси-хидроксида гвожђа и мангана (Поглавље 6).

4.1.4 Геоморфолошке карактеристике и целине

На ширем подручју изворишта Трновче (Прилог 1) издвајају се четири геоморфолошке целине:

- долинско дно Велике Мораве, пружа се као источна граница изворишта, надморске висине 90-100 mnm, са карактеристичним постојећим и напуштеним меандрима Велике Мораве и са генералним нагибом ка северу;
- долинско дно Јасенице, надморске висине 95-120 mnm и са генералним нагибом ка истоку;
- побрђе западно од долинског дна Велике Мораве и јужно од долинског дна Јасенице (Радовањска брда), са вишим терасама ових река, надморске висине 110-297 mnm. Овај простор је испресецан долинама сталних и повремених водотокова, који се сливају ка долинама Велике Мораве, Јасенице и Раче;
- побрђе западно од долинског дна Велике Мораве и северно од долинског дна Јасенице, надморске висине 120-260 mnm, са карактеристично

разгранатом долином Крњевског потока, који се слива ка Великој Морави, и долином потока Кудреч који се слива ка истоименом језеру у Смедеревској Паланци.

4.1.5 Опште геолошке карактеристике

Подручје општина Велика Плана и Смедеревска Паланка је у геолошком погледу релативно хомогено. На целој површини терена заступљене су седиментне стене и то по побрђу неогени седименти, а у долини га прекрива алувијум, настао акумулативним радом Велике Мораве. Оваква грађа условљена је постојањем великоморавског рова који је дефинисан са два раседа правца пружања север-југ, смедеревским раседом на западу и пожаревачким раседом на истоку. Опште геолошке карактеристике на подручју изворишта Трновче и Кључ, приказане су на основу Основне геолошке карте – 1:100 000 (лист Пожаревац) – Прилог 1.

Бунари који каптирају алувијалне седименте Велике Мораве су релативно плитки (просечне дужине конструкција на изворишту Трновче су око 13 m, а у Кључу око 20 m). Бунари су бушени до уласка у неогену подину, па из тог разлога, опште геолошке карактеристике биће описане почевши од неогених седимената, а на основу Тумача за ОГК 1:100 000–лист Пожаревац (Малешевић и сар. 1979).

Неоген

Неогени седименти чине највећи део терена. Ови седименти обухватају широки простор између западног обода долине Велике Мораве на западу и долине Пека на истоку, чинећи основни састав Пожаревачке греде, Божевачке косе, Моравског рова и Млавског басена.

Развијени су доњи, средњи и горњи миоцен и доњи плиоцен. Доњи миоцен је слатководно језерски. У састав језерских седимената улазе глиновити лапорци и угљевите глине. Знатно веће распрострањење имају јужно према Лапову, где се налазе и угљени слојеви. Средњи миоцен је маринског развића, а лежи преко

старијих формација. У литостратиграфском погледу нижи делови су глиновито-песковити и садрже тамне слојеве угља.

Панонски седименти (M_3^2) утврђени су на простору западно од Велике Мораве. Углавном су песковити и глиновити седименти. Преко неогених седимената наталожени су млађи квартарни, терасни и алувијални седименти.

Квартар

Квартарне творевине дебљине 12 до 14 налазе се у алувијалној равни Велике Мораве, као и у атарима западно од Велике Мораве (села Крњево и Глобок). Локално дебљина квартарних седимената је до 18 m. На основу палеонтолошких налаза издвојена су два одељка: нижи који припада плеистоцену и виши стваран током холоцена.

Плеистоцен

Плеистоценске творевине леже преко панонских седимената. На ширем подручју заступљени су у виду: делувијално пролувијалних седимената, седимената речних тераса и формацијом копненог леса. Издвојене су следеће јединице: глине, пескови и шљунковити-пескови доњег плеистоцена, шљунковито-песковите глине и шљункови средњег и горњег плеистоцена као и копнени лес горњег плеистоцена.

Холоцен

Холоценске наслаге имају знатну дебљину и распрострањеност по ободу и у оквиру алувијалних равни Велике Мораве и њених већих притока. Могу се поделити у две генетске секвенце: падинску и флувијалну. Падинском секвенцом обухваћени су: лесоидни седименти, делувијално-пролувијалне наслаге, делувијалне и пролувијалне творевине. Флувијална секвенца обухвата: ниже речне терасе, фацију корита – алувион, спрудове и плаже, поводањску фацију и фацију мртваја.

Лесоидни седименти нису констатовани у атару села Трновче, већ на простору Мале Планае и Глобока. Представљају еолско-делувијално-пролувијалне

седименте, који се од правог леса разликују по структури и саставу. Представљени су сменом алевритско-глиновитих пескова, тамносмеђе и жуте боје, алевритских пескова и алевритских глина.

Нижa речна тераса (t^1) издвојена је на већем простору на левој и десној обали Велике Мораве. У долини Велике Мораве простире се континуално са просечном ширином 2-8 km. Тераса лежи на 5-12 m изнад Велике Мораве. На читавој дужини терасни одсек је маркиран већим и мањим меандрима реке. Тераса је акумулативног карактера и изграђена је из два дела. У доњем делу налазе се песковити шљункови и шљунковити пескови са валутцима пречника до 5 cm. Истраживања Малешевића са сарадницима (1979) показују да међу минералима тешке фракције преовлађују металични минерали (22-50%), амфиболи (14-26%) и гранати (око 14%). Под минералима тешке фракције подразумевају се они минерали који имају специфичну густину већу од $2,85 \text{ g/cm}^3$. Код лаке фракције најчешћи су кварц, фелдспат и алтерисана минерална зрна. Горњи део терасе представљен је поводањском фацијом састављеном од алевритских пескова, песковито-глиновитих алеврита и песковитих глина. Сортирање материјала је слабо (Васић 2004., ИЈЧ 2011a). Имају исту минералну асоцијацију као и седименти фације корита. На површини терасе јављају се лесоидни седименти као продукти спирања копнених лесова са обода долине (Малешевић и сар. 1979).

Алувијум (a)

Алувијални седименти изграђују широке алувијалне равни Велике Мораве и њених притока. У оквиру њих издвајају се следеће јединице: барске творевине, фације мртваја, фације поводња, спрудови и плаже.

-Фација мртваја (am)

Честе промене тока Велике Мораве условиле су образовање бројних мртваја и старача. Чине их ситнозрни седименти а преовлађују алеврити, алевритске глине и глиновити алевритски песак.

-Фација поводња (ар)

Констатовани седименти поводња представљени су алевритским глинама и глиновитим песковима који се међусобно смењују. Седименти су нејасно стратификовани и слабо сортирани. Садржај песковите компоненте креће се од 11-55%, алевритске 19-63% и глиновите 12-25% (Малешевић и сар. 1979). Према минералном саставу глине припадају хидролискунско-хлоритском типу.

-Спрудови и плаже (ас)

На читавом току Велике Мораве издвојене су акумулације спрудова састављене од пескова и шљунковитих пескова у виду издужених гребена на чијим се ртовима одлажу финозрнији алевритски седименти. На унутрашњим странама готово свих меандара јављају се уз обалу шљунковито-песковите акумулације плажа.

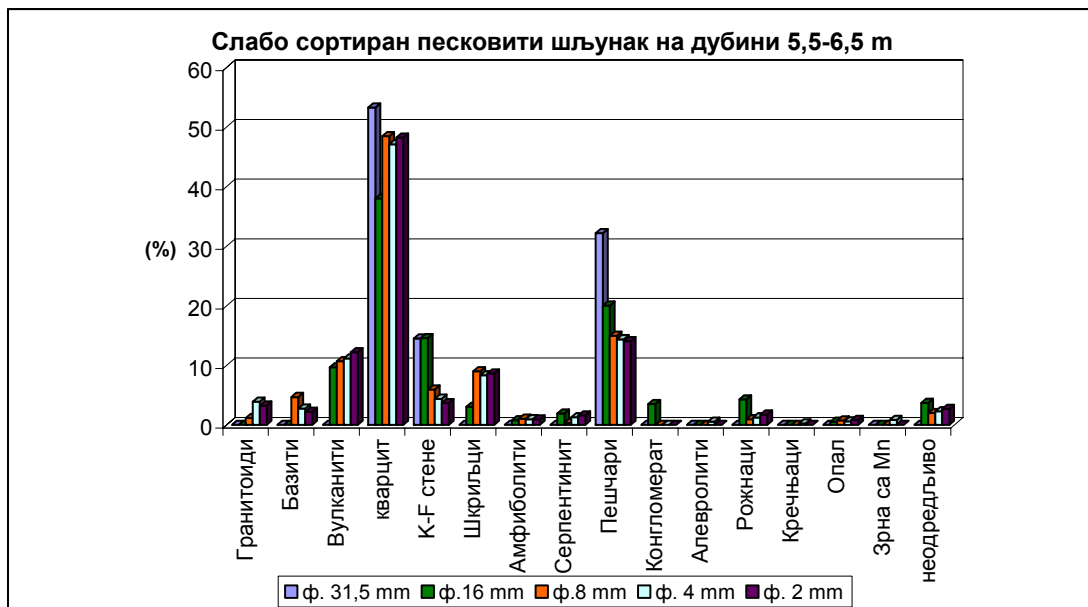
4.1.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања на локацији изворишта
Трновче

Током 2004. године извршена су испитивања петролошког састава набушених слојева на изворишту Трновче узетих током израде пијезометарских бушотина Pd-1/04 и Pd-2/04. Истраживања су спроведена у оквиру пројекта заштите алувиона Велике Мораве (ИЈЧ 2005, Борели-Здравковић) а петролошко-геохемијска испитивања извршио је Васић (2004) са Рударско-геолошког факултета у Београду. Део истраживања настављен је 2010. године, бушењем блиских пијезометара уз бунаре за анализу процеса старења (слика 4.1.10). За потребе ове тезе извршена је обрада фондовских података Института „Јарослав Черни“, који се односе на извориште Трновче.

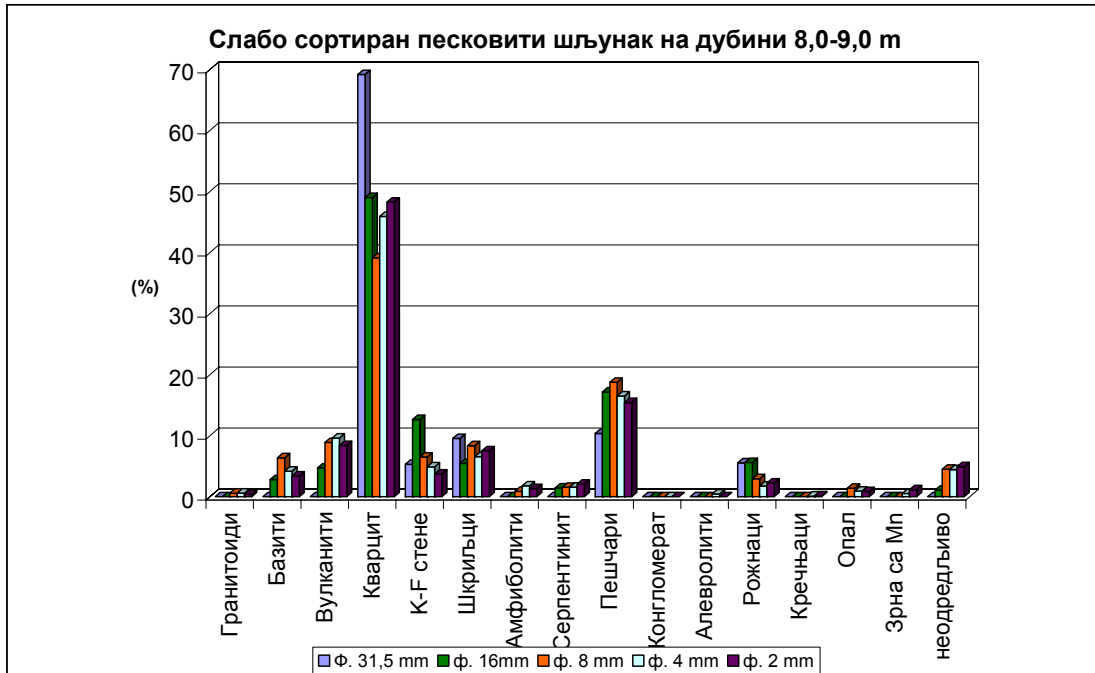


Слика 4.1.10: Набушени слојеви током извођења блиског пијезометра Vnz-1/P-1 на изворишту Трновче (фото: Мајкић 2010)

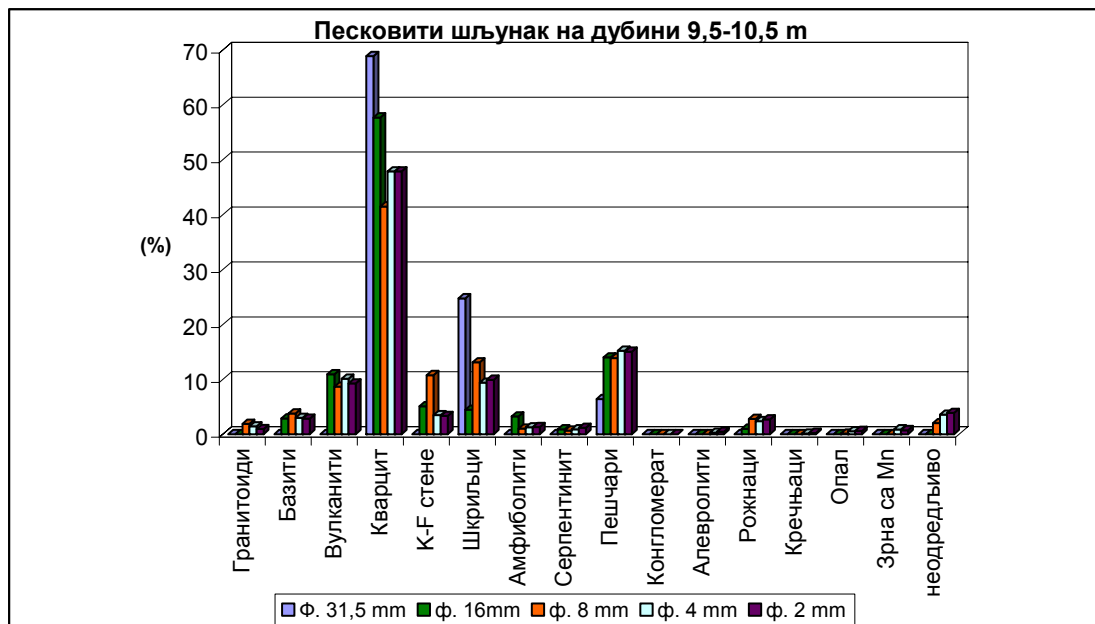
Петрографски састав испитиван је на узорцима водоносног слоја из следећих фракција (фракције 31,5 mm, 16 mm, 8 mm, 4 mm и 2 mm). Резултати истраживања приказани су на сликама од 4.1.11 до 4.1.14.



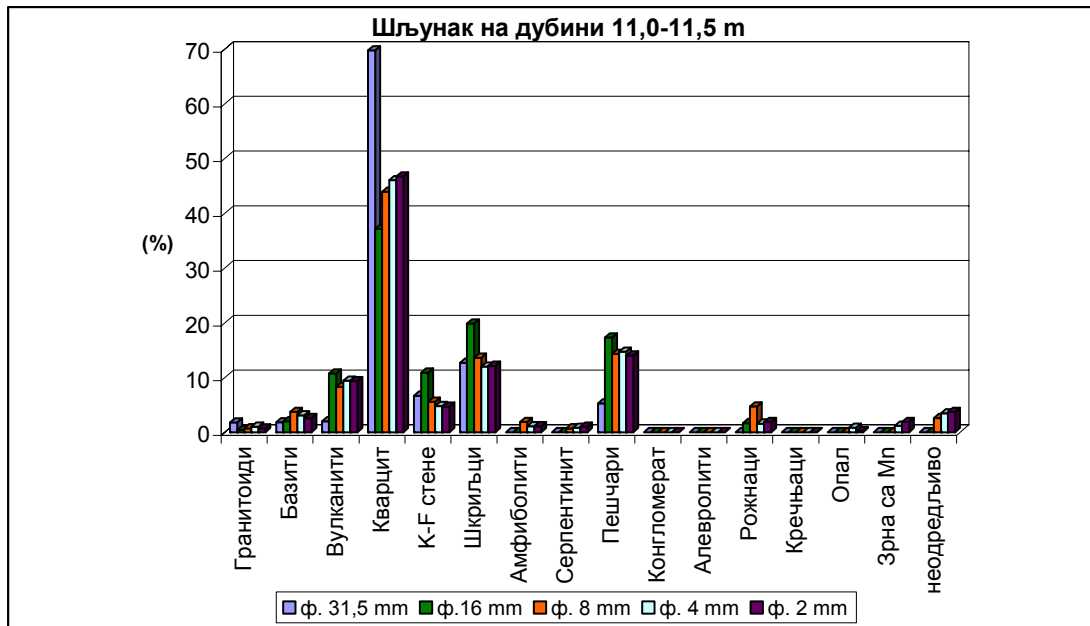
Слика 4.1.11: Петрографски састав шљункова горњег дела водоносног слоја различите фракције (узорак са дубине 5,5 до 6,5 m) (према подацима Васић 2004, графичка обрада података Мајкић)



Слика 4.1.12: Петрографски састав шљункова горњег дела водоносног слоја различите фракције (узорак са дубине 8,0 до 9,0 m) (према подацима Васић 2004 графичка обрада података Мајкић)



Слика 4.1.13: Петрографски састав шљункова горњег дела водоносног слоја различите фракције (узорак са дубине 9,5 до 10,5 m) (према подацима Васић 2004 графичка обрада података Мајкић)



Слика 4.1.14: Петрографски састав шљункова горњег дела водоносног слоја различите фракције (узорак са дубине 11 до 11,5 m) (према подацима Васић 2004 графичка обрада података Мајкић)

На основу петрографских истраживања (слике 4.1.11 и 4.1.12) закључује се да водоносни хоризонт у горњем делу чине шљункови доминантно настали од кварцита и пешчара, док је мање учешће К-Ф стена (метаморфити изграђени од кварца и фелдспата) и шкриљаца. Са дубином расте учешће шкриљаца у шљунковитој фракцији, нарочито у фракцији од 16 mm (слике 4.1.13 и 4.1.14), где им процентуално учешће превазилази пешчаре. Зрна обложена манганом јављају се на фракцијама шљунка мањим од 4 mm. Испитивани шљунковити седименти показују висок садржај стабилних састојака у које спадају: кварц, пешчари, опал и рожнаци. По садржају следе средње стабилни састојци (гранитоиди, базити, шкриљци и К-Ф стене). Најмање садржаје имају нестабилни састојци (вулканити, серпентинити и карбонати).

Анализе песковите фракције показале су разлику у садржају кварцита у горњем слоју (59,5%) наспрам дубљег дела водоносног хоризонта (44,5%), као што је случај и са фелдспатима. Алувијални седименти на дубини од око 13 m имају повећан садржај мусковита и хлорита у односу на седименте ближе површини терена (табеле 4.1.4 и 4.1.5). Добијени резултати односе се на бушотине у

централном делу изворишта, а процентуално учешће може бити другачије ближе речном кориту, односно на деловима изворишта где су некад била стара корита Велике Мораве.

Табела 4.1.4: Процентуални састав песковитих фракција у горњем слабије водопрпусном делу издани на основу податка из бушотине Pd-1/04 (Васић 2004)

Састав	Процентуални садржај састојака по фракцијама на дубини од 4,5 до 4,7 m			
	0,25 mm	0,125 mm	0,063 mm	Сред. вредност
Кварц	59,58	58,04	60,82	59,48
Фелдспати	2,93	3,93	5,01	3,96
Мусковит	0,37	2,05	3,04	1,82
Биотит	0,00	0,18	0,36	0,18
Хлорит	0,00	0,00	0,18	0,06
Карбонати	0,00	0,00	0,00	0,00
Серпентинит	0,18	0,27	0,27	0,24
Одломци стена	13,75	11,61	8,94	11,43
Превучена зрна	22,91	23,21	19,68	21,94
Тешки минерали	0,27	0,71	1,70	0,90
Укупно	100%	100%	100%	100%

Табела 4.1.5: Процентуални састав песковитих фракција у доњем добро водопрпусном делу издани на основу податка из бушотине Pd-1/04 (Васић 2004)

Састав	Процентуални садржај састојака по фракцијама на дубини од 13,4 до 13,5 m			
	0,25 mm	0,125 mm	0,063 mm	Сред. вредност
Кварц	39,11	41,39	53,06	44,52
Фелдспати	0,93	1,88	2,74	1,85
Мусковит	5,68	6,21	9,15	7,01
Биотит	0,09	1,51	3,84	1,81
Хлорит	0,28	9,22	10,98	6,83
Карбонати	0,00	0,00	0,00	0,00
Серпентинит	0,37	0,00	0,00	0,12
Одломци стена	28,86	19,76	7,32	18,65
Превучена зрна	24,21	18,81	10,98	18,00
Тешки минерали	0,47	1,22	1,92	1,20
Укупно	100%	100%	100%	100%

При одређивању материјалног састава шљунковитих фракција у седиментима, уведен је “индекс превучености манганом” као релативна категорија при макроскопској опсервацији (Васић 2004). За испитивање превучености манганом, овај аутор одабрао је фракцију шљунака од 8 до 16 mm из три разлога: средишња је фракција у испитиваним шљунковима, валутци су били довољно велики за најтачнију одредбу врсте стена и у њој се, статистички, налазио довољан број валутака (600-1200). Узорци без превлака су дефинисани као “0”, а максимална превученост као “5“, што је укупно 6 категорија.

Испитивањима из 2004. године, закључено је да се у средишњем делу изворишта Трновче манган налази растворен у води. У централном делу изворишта, које је било предмет петролошких истраживања зрна имају слабе превлаке мангана. Индекс превучености код узорака из залеђа изворишта Трновче (2004. година) оцењен је са „0“ а ретко „1“. То практично значи да се манган јавља у виду раствореног Mn^{2+} . Подземне воде које се налазе у доњем делу (засићеном) издани носе растворени манган и гвожђе, па су самим тим и концентрације ових хемијских елемената у сировој води изнад МДК (МДК за манган износи 0,05 mg/l, док је за гвожђе 0,3 mg/l). Доласком раствореног мангана и гвожђа у контакт са кисеоником врши се обарање у нерастворни оксихидроксид. Реакције су катализоване дејством микоорганизама. Објашњење ове појаве дато је у Поглављу 6. Такође, истраживања на другим извориштима у алувијону Велике Мораве (ИЈЧ 2005) показују да су највеће концентрације мангана везане за стара палеокорита, односно напуштене меандре. Када се ови закључци примене на бунаре изворишта Трновче може се рећи да највероватније веће концентрације мангана могу да се нађу у јужном делу изворишта и ближе садашњем кориту реке.

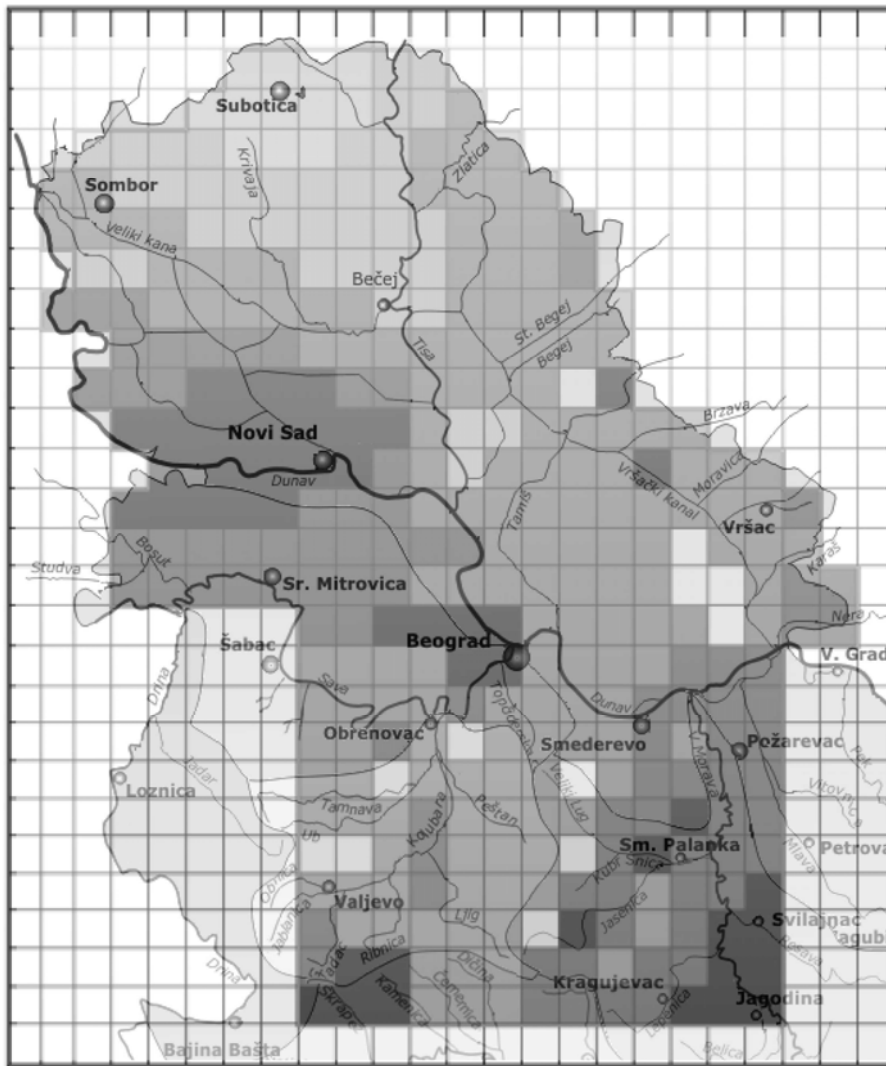
Што се тиче садржаја гвожђа, хемијске анализе стенске масе са наменским утврђивањем минерала носиоца гвожђа, нису рађене. За разлику од изворишта Кључ где гвожђа практично нема, Трновче се карактерише знатно већим концентрацијама укупног гвожђа у бунарској води (потпоглавље 5.2.1). У аноксичним условима врши се редукција гвожђа и оно се као мобилни елемент креће подземним током. С друге стране у оксичним срединама, ближе површини гвожђе брзо оксидује и претвара се у нерастворне минерале у којима се јавља као

травалентно (Kostić et al. 2002). Просечан садржај гвожђа у различитим стенама дат је у табели (4.1.6).

Табела 4.1.6: Просечан садржај гвожђа (%) у различитим стенама (Kostić et al. 2002).

Тип	Садржај гвожђа (%)
Земљина кора	5,00
Ултрабазичне стене	9,85
Гранити	2,70
Кречњаци	0,86
Пешчари	2,80
Глине	4,72
Земљиште	3,80 (0,3-55%)

Из табеле 4.1.6 се види да различите врсте глина могу бити значајни носиоци гвожђа. Процентуални садржај гвожђа у глинама дао је Grim (1953). Према овом аутору гвожђе се у глинама доминантно налази у облику Fe_2O_3 , а неколико десетина пута мање у облику FeO . Поред глина, носиоци гвожђа могу бити и савремена земљишта што су истраживали Kostić et al. (2002). Према овим ауторима садржај гвожђа у површинском слоју земљишта на територији Војводине и северног Поморавља креће се у распону од 0,73-10,78%. Највише гвожђа имају земљишта формирана од серпентинита (8,53-10,86%), а најмање земљишта формирана на еолским песковима (0,73-1,82%). Ипак, њихова истраживања односе се само на слој дубине до 25 cm, односно сам горњи део повлатног слоја (слика 4.1.15).



Слика 4.1.15: Садржај гвожђа у земљишту до дубине од 25 cm основа мреже 10 x10 km (Kostić et al. 2002, модификовала Мајкић). Легенда дата у табели према (Kostić et al. 2002)

Легенда-табеларни приказ

Класе земљишта према садржају Fe (%)	0,73-2,10	2,10-3,00	3,00-4,96	4,96-7,86	7,86-10,86	
Растер						Укупно
Сва земљишта (km ²)	1800	4200	15600	8700	4700	35000
Војводина (%)	7,90	16,75	43,72	20,00	11,63	100
Шумадија и Поморавље (%)	0,74	4,44	45,92	32,60	16,30	100

У залеђу изворишта Трновче концентрација гвожђа у повлатном слоју (савремено земљиште), према слици 4.1.15, креће се између 4,96-7,86 масених процената. Спирањем током инфилтрације падавина, ситне честице земљишта вертикално се крећу ка дубљим слојевима, и хоризонтално ка ерозионом базису Велике Мораве.

4.1.6 Хидрогеолошке карактеристике терена

Алувион реке Велике Мораве на потезу села Трновче–Милошевац–Лозовик, био је годинама предмет геолошких и хидрогеолошких истраживања. У периоду од 1968.-1975. године, изведено је близу 200 истражних радова: ископа, пијезометара, истражних бушотина и бунара, који су омогућили да се сагледају основне карактеристике издани формиране у алувиону. Хидрогеолошка карта са локацијама бунара на изворишту Трновче дата је у Прилогу 2.

Алувијална раван Велике Мораве, у зони изворишта, простире се на релативно великој ширини од 3-7 km, док је дебљина алувијалних седимената 12,5-14,5 m (Геозавод 2001). Према расположивим хидрогеолошким подацима и картама, алувијална равница Велике Мораве у зони изворишта простире се на надморској висини од 90-91 mnm.

У литолошком погледу то је претежно двослојевита средина. Горњи повлатни слој простире се до дубине од 5 до 6 m. Овај повлатни слој се састоји претежно од ситних фракција песковитих и прашинастих глина и глиновитих и прашинастих пескова. Горњи слој представља релативно слабо водопропусну средину. У појединим деловима (веома често у близини бунара) изостаје као последица неконтролисаног багеровања на самом изворишту. Багеровање има изразито негативан утицај на заштитну улогу горњег слабије водопропусног слоја и омогућава директан продор падавина, оцедних вода са пољопривредних површина и земљишног слоја и контакт засићеног дела издани са оваздушеним горњим слојевима.

Испод слабо водопрпусних седимената налази се водоносни слој који је претежно формиран од шљунковито-песковитих седимената просечне дебљине до 10 m, али је најчешће дебљина (активне) zasiћене зоне мања. Само на локацији бунара Вп-8/2 који се користи за водоснабдевање Смедеревске Паланке уочена је знатнија дебљина алувијалних седимената до дубине од 18 m, представљена дебљим шљунковитим слојем, који се тумачи постојањем старог речног корита на тој локацији. Према новијим истраживањима ГИС-а, постоји могућност да овај бунар каптира издан која је у директној вези са старим током Језаве.

Подински слој чине лапоровите глине неогене старости.

На формирање литолошких слојева значајну улогу имао је ток реке Велике Мораве који је у геолошкој историји доста меандрирао (Миолски 2013). То је условило честе смене фација поводња (супесковито-суглиновити седименти са мањим сочивима шљункова) и фација корита (шљунковито-песковити седименти), а у појединим деловима је потврђено и присуство органогено-барских седимената фације старача.

Минерали глина, као што је познато, могу да вежу у међуслојне просторе различите катјоне, а исто тако добро сорбирају различите хидроксиде гвожђа и мангана. Истраживањима утицаја сорбираног гвожђа и мангана у глинама алувијалних наслага и појавом истих у водама за пиће бавили су се (ИЈЧ 2005, Marković et al. 2011). Обе групе аутора потврдиле су везу између повишеног садржаја гвожђе-оксихидроксида и хидроксида мангана ниског степена кристалинитета са глинама у алувијалним срединама.

У шљунковито-песковитој средини формирана је јединствена издан која се простире од Велике Мораве до обода и која се креће у виду подземног филтрационог тока, углавном паралелно са генералним правцем кретања реке. У уском приобаљу реке, режим ове издани је динамичан што је последица непосредног утицаја речног тока.

Према ранијим подацима (Коматина 1976) речно корито Велике Мораве било је усечено максимално 5 m у алувијалне седименте, при чему је дубина усецања у издан износила до 1/3 његове дебљине, што је значило да се већи део издани и тада налазио испод просечног речног водостаја.

Према анализама гранулометријског састава из 1976. године, коефицијенти филтрације били су већи западно од Трновча и Милошевца у односу на зону приобалног појаса Велике Мораве. Повлатни хоризонт се карактерише коефицијентима филтрације реда 10^{-6} до 10^{-8} m/s. Шљунковито-песковити слој има све одлике веома пропусне средине, а коефицијент филтрације је реда величине 10^{-3} m/s (табела 4.1.7).

Табела 4.1.7: Коефицијенти филтрације водоносног слоја у зони бунара на изворишту Трновче, добијени на основу гранулометријских анализа набушених слојева

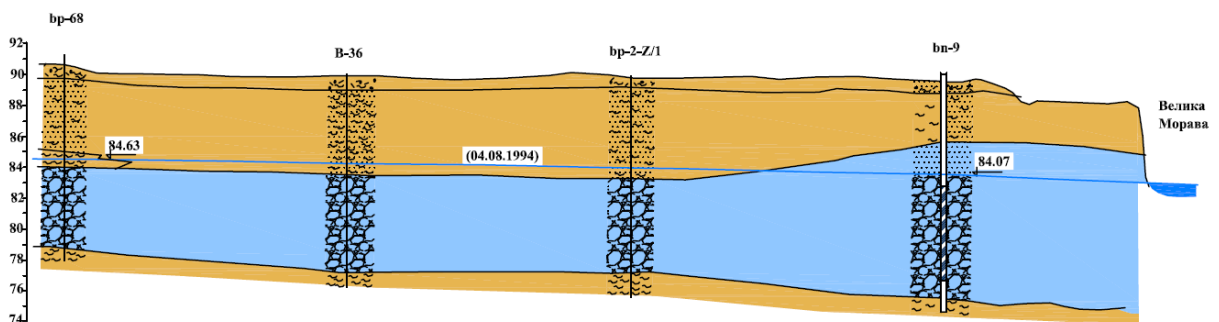
Ознака бушотине	Коефицијент филтрације водоносног слоја (m/s)	Референца
Pp-1/04	$3,3 \cdot 10^{-3}$	ИЈЧ 2005
Pd-2/04	$3,0 \cdot 10^{-3}$	ИЈЧ 2005
Vn-2	$4,25 \cdot 10^{-3}$	Геотехника, Загреб 1976
Vn-6	$3,4 \cdot 10^{-3}$	Томић 2001
Vn-6/P-1	$7,4 \cdot 10^{-3}$	ИЈЧ 2010б
Vnz-1	$3,5 \cdot 10^{-3}$	Геотехника, Загреб 1976
Vnz-1/P-1	$4,8 \cdot 10^{-3}$	ИЈЧ 2010б
Vnz-2 (стари)	$5,85 \cdot 10^{-3}$	Геотехника, Загреб 1976
Vn-5	$5,2 \cdot 10^{-3}$	Томић 2001
Vn-5/P-1	$6,5 \cdot 10^{-3}$	ИЈЧ 2010б
Vn-8/2	$2,8 \cdot 10^{-3}$	Геозавод 2001
BT-6	$3,3 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006
BT-8	$4,1 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006
BT-9	$3,9 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006
BT-10	$4,05 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006
BT-11	$3,7 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006
BT-12	$3,7 \cdot 10^{-3}$	ГИС 2006

За период до 1976. године, Коматина (1976), је утврдио време за које поплавни талас достигне максимуме у пијезометрима и бунарима, на ширем простору данашњег изворишта и на различитим удаљењима од реке:

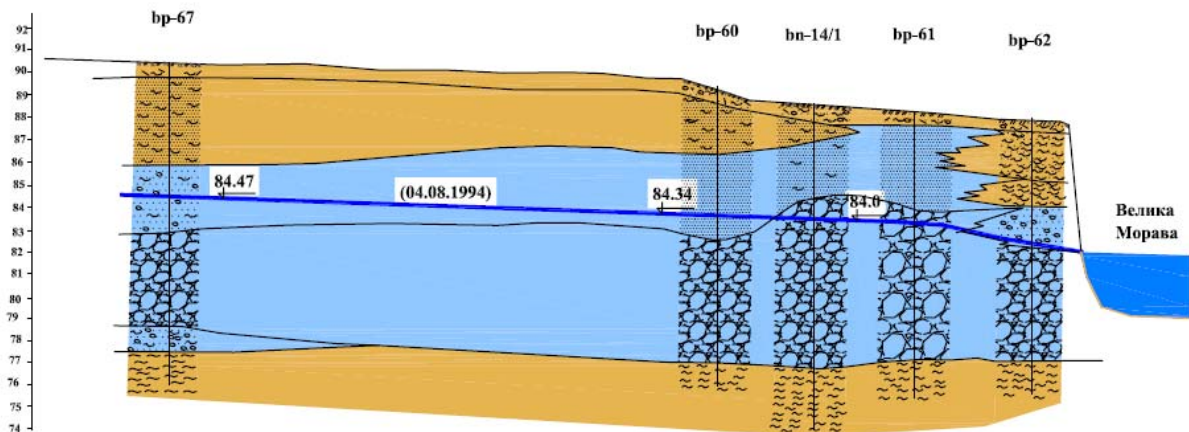
- у јужном делу терена: 28 до 38 дана
- у средњем делу терена: 27 до 80 дана
- у северном делу терена: 10 до 60 дана

Ови подаци односе се на период значајно вишег талвега корита Велике Мораве, односно виших водостаја реке, који су данас временски дужи обзиром на продубљеност речног корита и ниже водостаје.

На сликама 4.1.16 и 4.1.17 су приказани хидрогеолошки профили на ширем подручју изворишта Трновче (Геозавод 1994). Обимнија истраживања, везана за израду математичког модела подземних вода на подручју Трновче-Лозовик-Милошевац, извршена су и у периоду јануар – јул 1997. године (Калуђеровић 1997).



Слика 4.1.16: Хидрогеолошки профил 1-1' дуж трасе некадашњих пијезометарских бушотина вр-68 до старог бунара вр-9 (Геозавод 1994)

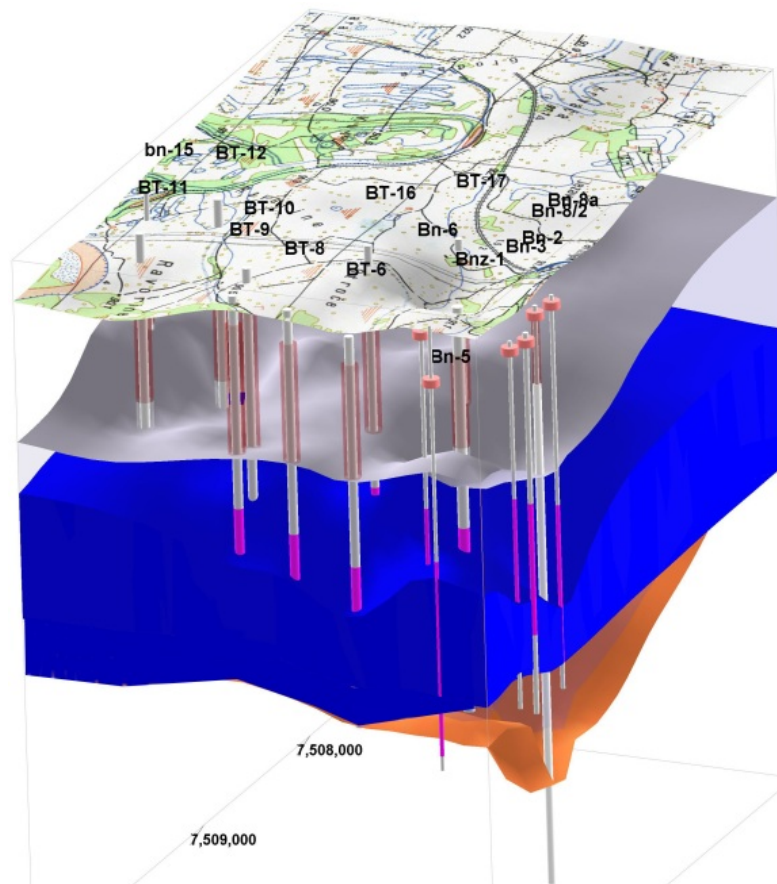


Слика 4.1.17: Хидрогеолошки профил 2-2' дуж трасе некадашњих пијезометарских бушотина од bp-67 до bp-62 (Геозавод 1994)

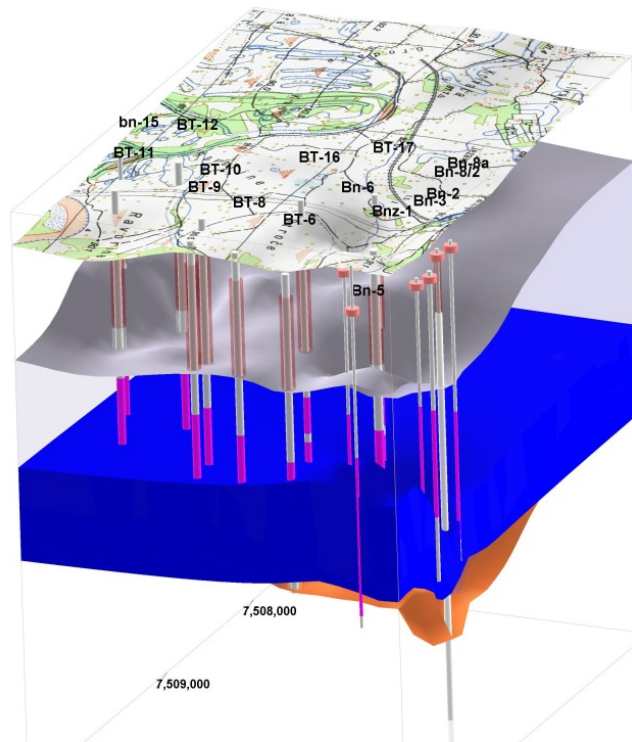
Упоредивањима резултата истраживања у периоду 1994.-1995. године (пре формирања садашњег изворишта Трновче), резултата математичког модела и осматрања нивоа подземних вода након пуштања у рад 18 бунара (колико их је тренутно у раду на изворишту) у периоду 2010.-2012. запажа се значајно опадање нивоа подземних вода на читавом подручју изворишта. Претходни резултати указивали су да је издан добро повезана са реком Великом Моравом и да се главно попуњавање издани врши инфилтрацијом речне воде. Резултати приказани од стране Калуђеровића (1997) показали су да нивои воде у пијезометрима осцилирају у зависности од водостаја реке, и да је у приобалном делу издан под притиском. Пијезометарски нивои у средишњем делу ближе ободу алувиона, показали су релативну уједначеност чиме је изведен закључак да утицај Мораве опада са удаљењем од обале. Такође је изнета констатација да је речни ток Велике Мораве усечен око 3 m у водоносни слој. На основу мерења нивоа подземних вода за потребе ове тезе, у периоду 2010.-2012. година (једна просечна хидролошка година - 2010., две сушне хидролошке године - 2011. и 2012.), и података о водостајима и протицајима Велике Мораве (х.с. Љубичевски мост) закључено је да се динамички нивои налазе у филтрима бунара а да у летњим месецима и статички нивои опадну испод половине уграђених филтерских конструкција што доводи до дуготрајних искључења бунара из рада.

Претходни подаци тестова црпења из 2008. године (GeoAqua 2008) указали су на ниске статичке и динамичке нивое у бунарима који су и узети у испитивање током ових истраживања. Самим тим закључује се да проблем са ниским нивоима постоји дуже времена.

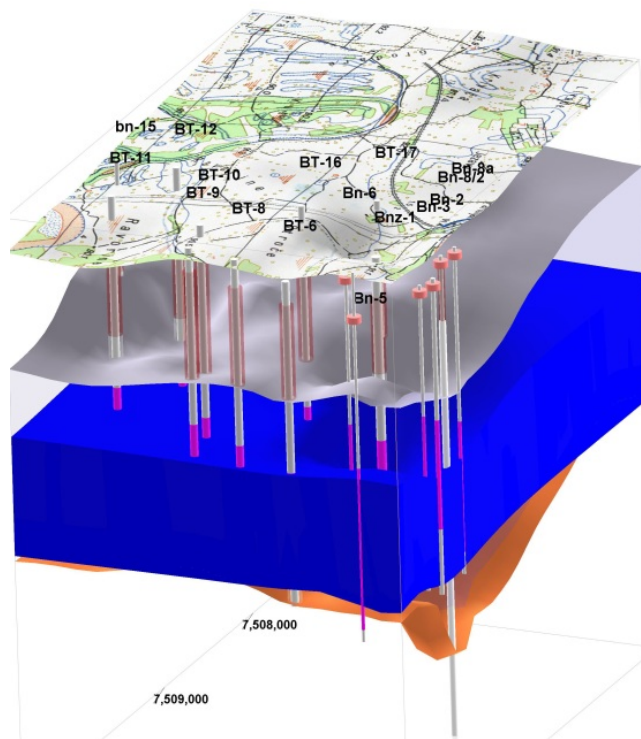
На сликама 4.1.18 до 4.1.21 дати су резултати формираног хидрогеолошког модела изворишта Трновче, урађеном у софтверском пакету RockWorks, за четири временска пресека на основу реалних података мерења нивоа подземних вода.



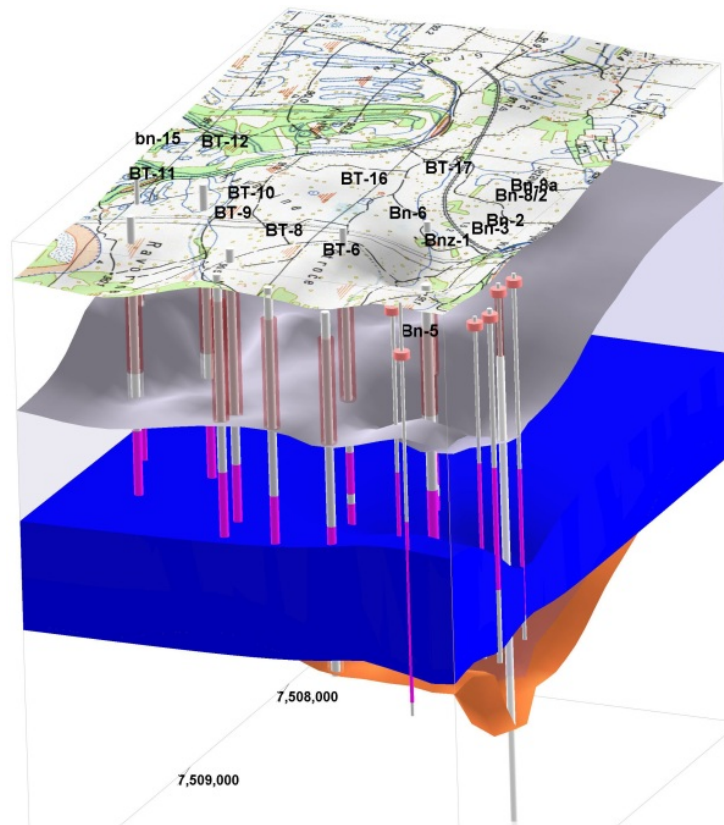
Слика 4.1.18: 3Д приказ стања нивоа подземних вода на изворишту Трновче у септембру 2010. Године. Легенда: сиво–повлата издани, сиво до тамно плаво–надизданска зона, тамно плаво–засићени део аквифера, бордо – део филтра изнад зоне засићења (Мајкић-Дурсун и сарадници 2012б)



Слика 4.1.19: 3Д приказ стања нивоа подземних вода на изворишту Трновче у октобру 2010. године (Мајкић-Дурсун и сарадници 2012б)



Слика 4.1.20: 3Д приказ стања нивоа подземних вода на изворишту Трновче у априлу 2011. године (Мајкић-Дурсун и сарадници 2012б)



Слика 4.1.21: 3Д приказ стања нивоа подземних вода на изворишту Трновче у октобру 2011. године (Мајкић-Дурсун и сарадници 2012б)

Просечан капацитет изворишта Трновче у 2010. години је износио 110-120 l/s, с тим да је у летњим месецима значајно опадао, док је у 2011. години износио само 90 l/s. Просечан капацитет бунара је око 5 l/s.

Овако ниски капацитети бунара, са појавом статичких и динамичких нивоа у филтрима бунара последица су:

1. Дуготрајних суша у периоду 2011.-2012. године, са забележеним екстремним минимумом водостаја Велике Мораве (септембар 2011.),
2. Промене морфологије речног корита Велике Мораве услед багеровања шљунка и песка дуж речног тока и у зони самих изворишта (Трновче и Кључ).
3. Губљења хидрауличке везе између реке и издани, што доводи до смањеног прихрањивања и обнављања издани.

4. Неадекватног режима рада бунара изазваног повећаним потребама у води с једне стране и недовољних резерви подземних вода с друге стране.

4.1.7 Развој регионалног изворишта Трновче

Прва фаза развоја изворишта односила се на период до 1976. године, када је извршено бушење првих бунара на локацији атара села Трновче. Већ тада појављује се идеја о формирању регионалног изворишта названог „Морава 68“. Први бунари на изворишту бушени су у периоду 1968.-1976., тада са основном наменом водоснабдевања Смедеревске Паланке. У том периоду бушен је већи број истражних бушотина и пијезометара. Бунар Вnz-1, који је избушен 1976. године и даље је у функцији. Бушен је као бунар великог пречника, реверсном методом, са уграђеном металном бунарском конструкцијом Ø 800 mm. У овај бунар уграђен је мостичави филтер. Укупна дужина бунарске конструкције износи 13,5 m. Почетна издашност бунара износила је 35 l/s.

Извориште је до 1998. године са пет бунара каптирало приближно 60 l/s. У односу на почетни капацитет дошло је до опадања издашности водозахватних објекта док је истовремено расла потреба за водом. Током 1996. године изведена су додатна истраживања на подручју Трновча. Истражне радове обавило је предузеће „Гезоавод“ у три фазе и „Геомаг“ д.о.о. за потребе Енергопројекта (Енергопројект – Хидроинжењеринг 1997). Пројектном документацијом предложена је изградња 16 објеката који би обезбедили меродавни капацитет од 250 l/s. Услед наведеног разлога јавила се потреба за бушењем нових објеката, у другој фази развоја изворишта, те је у периоду 1998.-2000. године, бушено пет нових бунара (Б-1, Б-2, Б-3, Б-4 и Б-5¹) како би се проблем недостатка воде током хидролошког минимума смањило, а Смедеревској Паланци обезбедило уредно водоснабдевање (Томић 2001). Све бунаре урадио је „Гезоавод“-Хиг бушаћом гарнитуром „СТНЛ“, без коришћења исплаке као флуида за бушење. Пречника бушења

¹ Након бушења бунарима су промењени називи, те је бунар Б-1 постао Бn-3, бунар Б-2 постао је Бn-1a, Б-3 постао је Бn-5, Б-4 се мења назив у Бn-8a а бунар Б-5 промену је назив у Бn-6

износио је 500 mm. Сви бунари имају „Нортон“ конструкцију. Конструкције су пречника 280/250 mm, а уграђени филтри су PVC „Румпласт“.

Радови на захватању подземних вода за водоснабдевање Велике Плана са изворишта узводно од села Трновче, из алувиона Велике Мораве, одакле се до 2006. године снабдевала водом Смедеревска Паланка, започета су 16.07.2006. године бушењем бунара БТ-11, а затим настављени бушењем додатних пет бунара, чиме је практично после више деценија настављен пројекат „Морава 68“ – међурегионални систем водоснабдевања општина Смедеревска Паланка, Велика Плана и Младеновац са потеза Трновче-Милошевац-Лозовик (ГИС 2006).

Иновирањем пројекта „Морава 68“ међурегионалног система за водоснабдевање наведених општина, током 2006. године настављају се радови на проширењу капацитета изворишта Трновче, изградњом два бунара БТ-16 и БТ-17 (дубине 15,5 m). Трећа фаза током које је предвиђена израда нових вертикалних бунара просечног капацитета 15 l/s, којим би се заједно са постојећим објектима постигао капацитет од 250 l/s, завршена је у периоду 2007.-2008. године, када су избушени бунари са ознакама БТ. Последњи бунари на изворишту избушени су 2008. године, БТ-7Г и БТ-19. Пречник бушења бунара, изведених у овом периоду, износи 580 mm, уграђена је PVC конструкција пречника филтра 315/280 mm. Филтри су обмотани ситима са отворима 0,5x0,5 mm (ГИС 2006).

Од 2010. године на извориште Трновче прикључује се општина Велика Плана.

Експлоатационе могућности регионалног изворишта Трновче-Милошевац-Лозовик процењене су 1976. године преко низа бунара пречника 800 mm удаљених од тока Мораве између 150-300 m. Процењен оптимални капацитет бунара кретао се од 5 до 35 l/s, што је зависило од локалних хидрогеолошких карактеристика (Палавестрић 1976 *in* Коматина 1976). Према овој варијанти процењене експлоатабилне количине воде износиле су:

- узводно од Трновча.....240 l/s
- потез „Ада“.....150 l/s
- Трновче – Милошевац.....85 l/s

- Милошевац-Лозовик.....240 l/s

Данас извориште Трновче има 20 бунара од чега 18 у експлоатацији (слика 4.1.22). Просечан капацитет изворишта је до 120 l/s, с тим да у хидролошки неповољним периодима опада на 90-100 l/s. Просечна расподела захваћене воде је 80:40 l/s (40 l/s узима Велика Плана).

Бунари се често искључују из рада, што је последица ниског динамичког нивоа али и као последица струјних удара услед неадекватног снабдевања струјом.

Извориште Трновче планирано је као део већег регионалног изворишта Трновче–Милошевац–Лозовик, за водоснабдевање Велике Плане и Смедеревске Паланке пројектованог укупног капацитета 625 l/s, од чега само извориште Трновче треба да обезбеди 250 l/s. Да би се остварио планирани капацитет пројектом Генералног плана предвиђено је отварање новог изворишта на потезу Милошевац - Лозовик, дуж леве обале Велике Мораве, који би се спојио са постојећим извориштем Трновче.

У наредном периоду планира се отварање фабрике за пречишћавање сирове воде чиме би се квалитет довео у складу са прописима за пијаће воде. Поред изградње постројења, планира се бушење још нових 6 бунара.

За детаљно праћење процеса старења бунара одабрана су три објекта различитог пречника и типа конструкције (**Bnz-1**, **Bn-5** и **Bn-6**), поред којих су избушени блиски пијезометри. Са осталих бунара додатно су узимани узорци подземних вода за хемијско-микробиолошке анализе и узорци талога за хемијско-кристалографске анализе. Мерења нивоа и протицаја вршена су и на осталим бунарима изворишта како би се формирао модел промене нивоа подземних вода.



Слика 4.1.22: Сателитски снимак изворишта Трновче са локацијама избушених бунара (Миолски 2007 фондуска документација „Водовод“ Смедеревска Паланка, према Google Earth)

4.2 Извориште Кључ за регионално водоснабдевање Пожареваца и насеља у општини Мало Црниће

4.2.1 Географски положај

Општина Пожаревац припада Браничевском округу и налази се на истоку Републике Србије. Граничи се са општинама: Смедерево са западне, Велика Плана са југозападне, Жабари са јужне, Мало Црниће и Велико Градиште са источне и реком Дунав са северне стране (слика 4.2.1). Општина Пожаревац се простире на плодном земљишту између ушћа Велике Мораве и Млаве у Дунав и даље на исток ка Пеку. Према попису из 2011. године (Републички завод за статистику), на простору општине живи 84.109 становника, од чега у самом граду Пожаревцу 46.999 становника.

Град Пожаревац има систем за јавно снабдевање водом за пиће. Овај систем је пре више од десет година физички повезан са системом за јавно снабдевање водом за пиће у Костолцу (извориште Ловац), али и даље функционишу засебно. За снабдевање водом становништва експлоатише се подземна вода – издан, формирана у алувијалним седиментима Велике Мораве. На изворишту Кључ се захвата просечно 210-230 l/s на нивоу године. Захваћена подземна вода се након хлорисања дистрибуира до потрошача, без икаквог допунског пречишћавања. Поред Пожареваца ово извориште је у функција јавног водоснабдевања села у општини Мало Црниће. Већ данас наведене количине захваћене воде су недовољне за стабилно снабдевање становништва, односно потрошача прикључених на јавни систем.



Слика 4.2.1: Диспозиција општина Браничевског округа

4.2.2 Климатске карактеристике

Најближа климатолошка станица је Смедеревска Паланка. Подаци за климатске карактеристике обрађене су у потпоглављу 4.1.2 везаном за извориште Трновче.

У току испитивања хемијског састава подземних вода са аспекта одређивања степена оксичности средине, хидролошко-метеоролошки параметри показали су једну годину у границама нормале (2010. година) и две сушне године (2011. и 2012. годину).

Сушни период који је започео у априлу 2011. године и трајао је до октобра 2011. године. На ширем подручју изворишта Кључ, према анализи хидрометеоролошке службе, укупне годишње суме падавина биле су знатно испод просека, док су температуре биле изнад просека.

Дуг сушни период условио је повећане потребе за водом што је утицало да надлежно јавно комулано предузеће, бунарима уз Велику Мораву у летњем периоду 2011. године, повећа експлоатацију у односу на 2010. годину. Овакав режим рада бунара условио је привлачење вода из залеђа што се одразило на резултате анализе степена оксичности подземних вода (Поглавље 5), односно режим рада објеката (Поглавље 7).

4.2.3 Хидрографска мрежа и хидролошке карактеристике

4.2.3.1 Хидрографска мрежа

Град Пожаревац формиран је између тока Велике Мораве и Млаве који су готово паралелног пружања. Велика Морава представља главни извор прихрањивања издани у приобалном делу изворишта где су формиран водозахватни бунари.

Деоницу тока Велике Мораве од ушћа у Дунав до Љубичевског моста, одликује изразито широка речна долина. Речно корито је променљивих димензија, са ширином у распону од 95 до 170 m и дубином (денивелацијом између кота обала и талвега) од 6,8 до 15,8 m. Овакве осцилације ширине речног корита на овој деоници последица су са једне стране регулисања корита, а са друге непланске експлоатација материјала из речног корита. У оквиру регулационих радова средином прошлог века на овој деоници тока извршено је просецање већих меандара, тако да је природна дужина водотока скраћена са 37,5 на 21,8 km (ИЈЧ 2007). Узводно од Љубичевског моста карактеристике су описане у потпоглављу 4.1.3.



Слика 4.2.2: Велика Морава код Љубичевског моста (фото: Мајкић 2010)

Десне притоке Велике Мораве, на овом делу тока, слабије су развијене, те се издвајају само Брежански канал и Пољански поток.

Северно од изворишта Кључ налази се Брежански канал. Изграђен је 1957. године ради спровођења вишка вода из зоне Пожаревца до Велике Мораве. Његова намена је касније проширена на прихват третираних отпадних вода града, кишних вода и индустријских отпадних вода. Ради спречавања инфилтрације вода из канала, канал је бетониран и хидролошки уређен, осамдесетих година прошлог века.

Пољански поток улива се у Велику Мораву код истоименог села. Сам водоток нема утицаја на режим вода изворишта Кључ.

4.2.3.2 Хидролошке карактеристике

Најближа хидролошка станица на којој се осматрају водостаји и протицаји је Љубичевски мост. Карактеристичне вредности протицаја и водостаја за ову станицу описане су у делу 4.1.3.2.

4.2.3.3 Утицај промене морфологије корита Велике Мораве на режим алувијалних подземних вода у зони изворишта Кључ

Морфолошке промене корита Велике Мораве услед претеране експлоатације шљунка и песка објашњене су уз претходну анализу изворишта Трновче. На самом изворишту Кључ постоји једна већа сепарација шљунка у залеђу низа бунара уз Велику Мораву. Поред ове шљункаре, постоји већи број мањих уз речну обалу, а експлоатација се врши и багеровањем директно из корита. Према анализи (Бабић-Младеновић и сар. 2009) низводно од Љубичевског моста талвег Велике Мораве је просечно нижи преко 5 m у односу на стање снимљено 1961. године (потпоглавље 4.1.3.1, слика 4.1.9). Након 2006. године отворено је још нових позајмишта што свакако доприноси тенденцији даљег продубљивања корита.

Врло велики обим багеровања потпуно је нарушио уздужни профил речног корита који је репрезентовао природну морфолошку равнотежу водотока. Речно корито вештачки је продубљено а пад водотока на деоници од 10 km-21 km смањен за око 30 % (ИЈЧ 2007). На тај начин је инициран процес регресивне ерозије, узводно од зоне багеровања.

4.2.4 Геоморфолошке карактеристике и целине

У геоморфолошком погледу ова област припада моравској потолини и долини Мораве. Претежно је равничарски терен који источно од истражног подручја прелази у средње брдовит. Посматрајући шири испитивани простор може се издвојити неколико геоморфолошких целина. У централном делу ширег подручја истраживања простире се гребен, Пожаревачка греда, генералног правца пружања север-југ. Дужина гребена је око 15 km а ширина 0,5-2,5 km. Надморска висина овог гребена углавном је од 120 до 230 m на југу. Западно од Пожаревачке греде, налази се пространа алувијална раван Велике Мораве (Прилог 1). Нагиб ове заравни орјентисан је према северу, односно северозападу. Коте терена су углавном око 76-80 m. Ерозиони процес доминирао је на већем делу овог подручја након повлачења терцијарних језера, те су створене речне, еолске и лесне наслаге дебљине и преко 30 m. У средишњем делу великоморавске долине издваја се шест тераса са леве и десне стране речног тока, што указује на веома интензивне процесе речне ерозије, у геолошком смислу кратким, временским интервалима. Снажна флувијална ерозија и повећање падинског наноса везани су за крај плеистоцена. Тада се образују хипосометријски више речне терасе на Великој Морави и притокама, а у холоцену се усецањем корита образују ниже речне трасе.

Са десне стране Милојевић (1951) издваја терасни одсек код села Пољана (висине 42 m). Према тумачењу Стојадиновића (1997) на десној страни долине јављају се терасе на падини Пожаревачке греде (у његовом публикованом делу подручје Чачалице), на надморској висини од 42, 80 и 95 m.

Нижа речна тераса (t_1) је издвојена на већем простору на левој и десној обали Велике Мораве. У долини Велике Мораве протеже се континуално просечном ширином 2-8 km. Тераса лежи од 5-12 m изнад Велике Мораве. Њен одсек се добро запажа на већој дужини и износи од 1,5-4 m висине. Терасни одсек је маркиран већим младим меандарима Велике Мораве.

4.2.5 Опште геолошке карактеристике

Део основне геолошке карте лист Пожаревац (1:100 000) који обухвата и локацију изворишта Кључ приказан је у Прилогу 1, заједно са локацијом изворишта Трновче.

Посматрајући ужи локалитет, односно град Пожаревац са припадајућим селима, геолошка грађа је релативно једноставна. Обзиром да бунари каптирају алувијалне средине, геолошки опис дат је за неогене и квартарне јединице, према тумачењу (Малешевић и сар.1979).

Неоген

Неогени седименти обухватају широк простор између западног обода долине Велике Мораве на западу до реке Пек на истоку, чинећи основни састав Пожаревачке греде, моравског рова, Божевачке косе и млавског басена. Неогени седименти набушени на подручју изворишта Кључ чине подину водоносном хоризонту.

На ширем подручју развијени су миоцен (доњи и горњи панон) и доњи плиоцен.

Глиновито песковита серија ($^1 M_3^2$)

Ова серија доњег панона је издвојена у централним деловима Пожаревачке греде између Пољане на северу и Жабара, Добрња и Лопушника на југу. Основни састав чине сиво-жуте песковите глине, алевритске глине, глиновити и алевритски пескови који се јављају као слојеви различитих дебљина са поступним прелазима и местимичним бочним исклињавањем. Дебљина глиновито-песковите серије је различита.

Песковита серија ($^2 M_3^2$)

У подручју Пожаревачке греде, песковита серија горњег панона се постепено развија из глиновито-песковите серије доњег панона. Серију чине ситнозрни седименти са малим садржајем $CaCO_3$ и добрим сортирањем материјала $So=1,13-1,98$ (Малешевић и сар.1979). Представљени су жутим и сивим песковима,

алевритским песковима, алевритским глиновитим песковима и тањим прослојцима глиновитих алевролита, крупнозрних кварцних пескова и песковитих лапораца. То су добро стратификовани седименти са честом косом ламинацијом.

Плиоценски седименти (P1)

Развијени су на северном делу пожаревачке греде, одакле благо тону у правцу SSZ. Заступљени су пескови, песковите и угљевите глине.

Квартар (Q)

Квартарне наслаге знатног пространства и дебљине налазе се у алувијалној равни Велике Мораве и на Пожаревачкој греди северно од Прагова. Издвојена су два одељка квартара: нижи који припада плеистоцену и виши који припада холоцену.

Плеистоцен

У морфолошко вишим деловима терена седименти плеистоцена леже преко панонских и понтских седимената. Заступљени су делувијално-пролувијалним типом седимената и формацијом копненог леса.

Издвојене су следеће јединице: глине, пескови и шљунковити пескови доњег плеистоцена, шљунковито-песковите глине и шљункови средњег и горњег плеистоцена и копнени лес горњег плеистоцена.

Холоцен

Творевине холоцена имају знатну дебљину и распрострањење на ободу и у оквиру алувијалне равни Велике Мораве. Издвајају се две генетске секвенце: падинска и флувијална. Падинском секвенцом обухваћени су: лесоидни седименти, делувијално-пролувијалне, делувијалне и пролувијалне творевине. Флувијалном секвенцом обухваћене су: ниже речне терасе, фација корита-алувион, спрудови и плаже, фација поводња и фација мртваја.

Лесоидни седименти (Is)

Лесоидни седименти леже преко панонских и старијих плеистоценских седимената. По начину постанка представљају еолско-делувијално-пролувијалне

творевине. То су преталожени лесни седименти депоновани на падинама и гребенима, који су процесима спирања однесени у ниже делове рељефа. Изгледом подсећају на прави лес, али се доста разликују по структури и саставу. Мање су порозни, чвршћи су, не цепају се и имају хетероген састав (Малешевић и сар.1979). Представљени су алевритско-глиновитим песковима, тамно смеђе и жуте боје, као и алевритским песковима и алевритским глинама. Садржај калцијум карбоната је мали.

Нижна речна тераса (t_1)

Тераса је акумулативног карактера и изграђена је од два дела. Чине је песковити шљункови и шљунковити пескови са валутцима величине до 5 cm у пречнику. Према Малешевићу и сарадницима (1979) петрографска испитивања крупнијих валутака и фракција од 2 mm, показала су претежно присуство кварцита и рожнаца, док су амфиболитски и хлоритски шкриљци, гранитоиди и кварцни пешчари мање заступљени. У тешкој фракцији преовлађују металични минерали (22-50%), затим амфиболи и гранати, према истраживању горе поменутих аутора.. Материјал је слабо сортиран. Низводно од Пољане дебљина терасних наслага износи око 35 m.

Барске творевине (b)

Барске творевине откривене су на ободу алувијалне равни, у подручјима чеоних делова пролувијалних конуса и терасних одсека ниже речне терасе. Ови седименти се још увек депонују. Чине их ситнозрни седименти, алевритско-глиновитог састава са доста органских остатака. Констатоване су западно од Љубичева.

Пролувијум (pr)

На ободним деловима Велике Мораве констатован је читав низ плавинских конуса који често на ушћима потока формирају сложене плавинске засторе. Значајну дебљину имају код Пољане (на ушћу Пољанског потока). Конусе чине слабо заобљени несортирани шљункови, пескови и глине. Имају изразито неправилну хоризонталну и вертикалну стратификацију. У корену конуса

таложена је шљунковита фракција, док је по ободима таложена ситнозрнија фракција.

Алувијум (а)

Алувијални седименти изграђују широке алувијалне равни Велике Мораве и њених притока. У оквиру њих издвајају се следеће јединице: фације старача и мртваја, фације поводња, спрудови и плаже.

Фације старача и мртваја (am)

Врло често меандрирање Велике Мораве (слика 4.1.8) условило је формирање бројних мртваја и старача. Чине их ситнозрни седименти са преовлађујућим алевритима, алевритским глинама и глиновито алевритским песком. Поједине мртваје се налазе у фази замочваривања. Истраживања у периоду 1976.-1979. (Малешевић и сар.1979) указала су на постојање мртваја у зони Љубичевског моста. Регулацијом корита, већи део мртваја је саниран.

Фација поводња (ар)

Ове седименте чине алевритске глине и глиновити пескови који се међусобно смењују. Седименти су нејасно стратификовани и слабо сортирани. Фацију поводња чине пескови, алеврити и глине.

Спрудови и плаже (as)

На читавом току Велике Мораве издвојене су акумулације спрудова састављене од пескова и шљунковитих пескова у виду издужених гребенчића на чијим се ртовима одлажу финозрнији алевритски седименти. Најближи спруд формиран је у средишњем делу тока Мораве у непосредној близини Љубичевског моста (ИЈЧ 2007). На унутрашњим странама готово свих меандара јављају се уз обалу шљунковито-песковите акумулације плажа. Данас их готово и нема обзиром на интензивно багеровање.

4.2.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања на локацији изворишта Кључ

Обимнија петролошка истраживања на локацији изворишта Кључ извршена су 2004. године у оквиру испитивања заштите алувиона Велике Мораве (ИЈЧ 2005). Анализе седимената вршене су ради одређивања петрографског састава водоносног хоризонта у зони водозавхвата на Великој Морави и у зони залеђа изворишта Кључ. Истраживања су настављена 2010. године бушењем блиског пијезометра уз бунар Vb-2. Акцент је стављен на материјални састав шљунковитих седимената али су у одређеној мери проучавани седименти подине и повлате. За потребе докторске дисертације, обрађени су фондовски подаци за зону бунара уз само корито Велике Мораве, која су и била предмет истраживања старења бунара (слике 4.2.3, 4.2.4 и 4.2.5).

На изворишту Кључ квартарни алувијални седименти леже преко неогене подлоге. Литолошки, подину водоносног хоризонта чине пескови, алевритски пескови, глиновито-песковити алеврити, алеврити и песковито-аледритске глине неогене старости. Према тумачењу Васића (2004) неогена подина на изворишту Кључ је била изложена површинском распадању и процесима оксидације пре него што је прекривена квартарним творевинама. Неогени седименти набушени ближе Великој Морави су са више песковите компоненте, а код удаљенијих од реке расте удео глиновито-аледритске компоненте. Квартарни седименти представљени су са 4 литолошко-генетска члана:

- I члан чине базални шљункови који чине седименте у тоновима црвене и жуто-црвене боје (доњи шљунковити члан),
- II члан чине шљунковити седименти сиве до сиво-зелене боје (горњи члан),
- III члан представљен је песковима меандарских спрудова и
- IV члан чине поводањски финозрни седименти на којима је развијено земљиште.

Шљунковити седименти, I и II члана су везани за фације корита. Шљунковити седименти I-базалног члана, најчешће су шљункови или песковити шљункови са садржајем шљунковите компоненте преко 70%. У II члану присутна су сва три

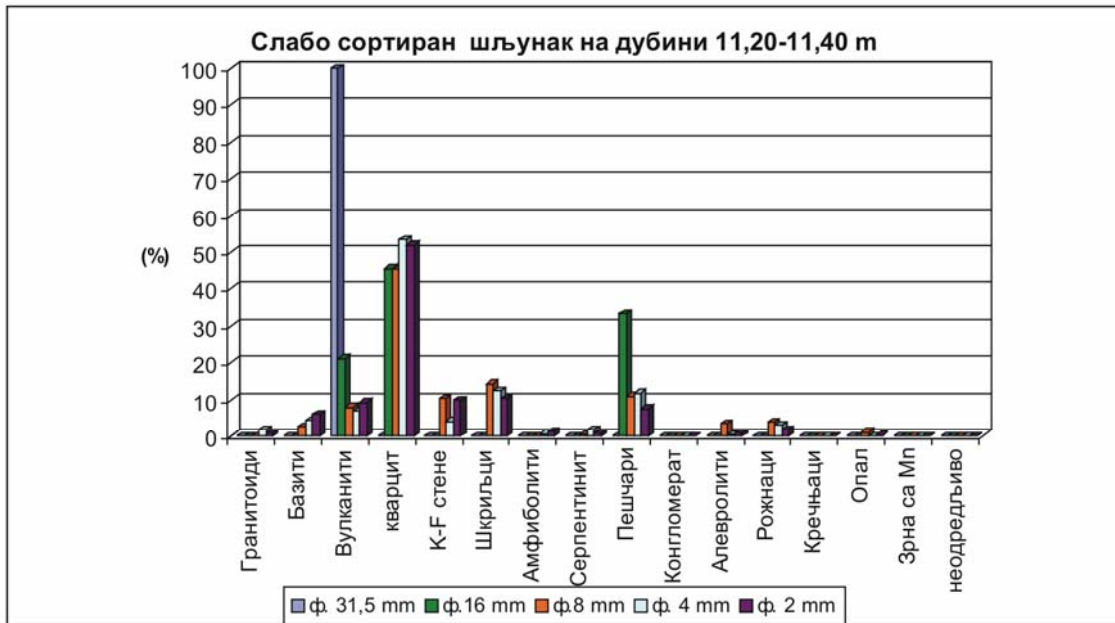
лито типа (шљункови, песковити шљункови и шљунковити пескови), али са доминацијом песковитих шљункова. У II литолошком члану сусрећу се танки слојеви пескова или прослојци финозрних, по правилу, тамно-сивих алевритских седимената (ИЈЧ 2005, ИЈЧ 2010б).

Трећи члан алувијалне средине су средњозрни кластити, односно пескови. Они су по крупноћи, односно доминацији фракција, рашчлањени на ситнозрне, средњозрне и крупнозрне са прелазима.

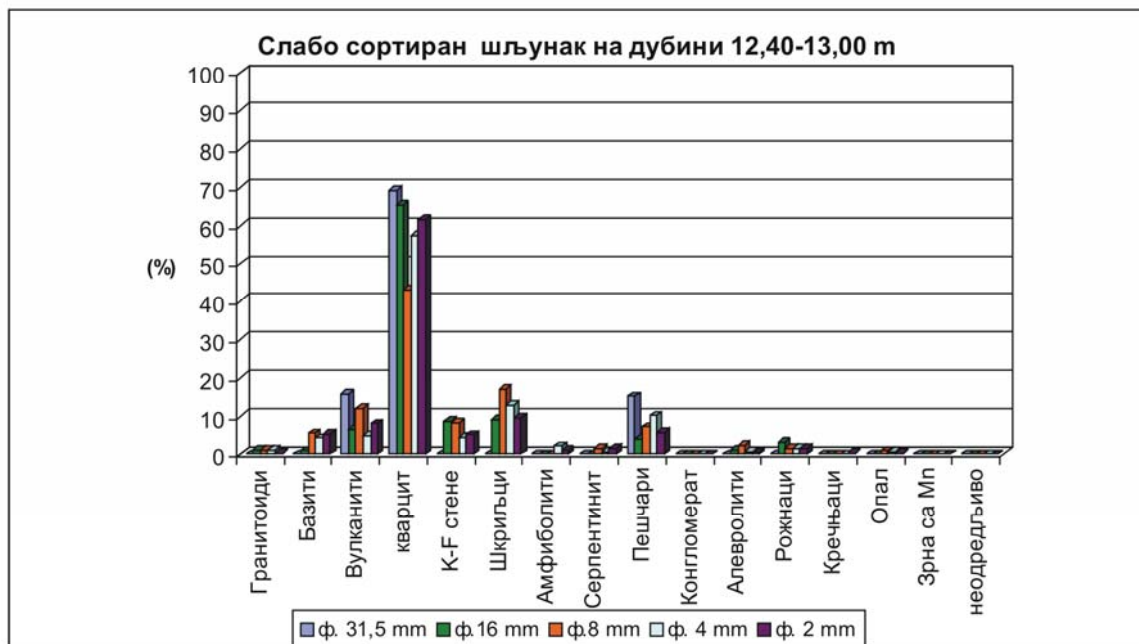
Завршни члан су поводањски финозрни седименти представљени доминантно ситнозрним песковима, алевритским песковима и алевритима у којима се налазе глиновита сочива малих димензија. Овај члан настао је као последица меандрирања Велике Мораве и изливања током периода поводња. На овим седиментима је формиран хумусни слој.



Слика 4.2.3: Локација пијезометарских бушотина из којих су рађене петролошке анализе набушених седимената са посебном назнаком на пијезометре Pvb-1 и Pvb-6 из којих је дата детаљна анализа петролошког састава седимената (www.googlemaps.com, додато Мајкић 2013)

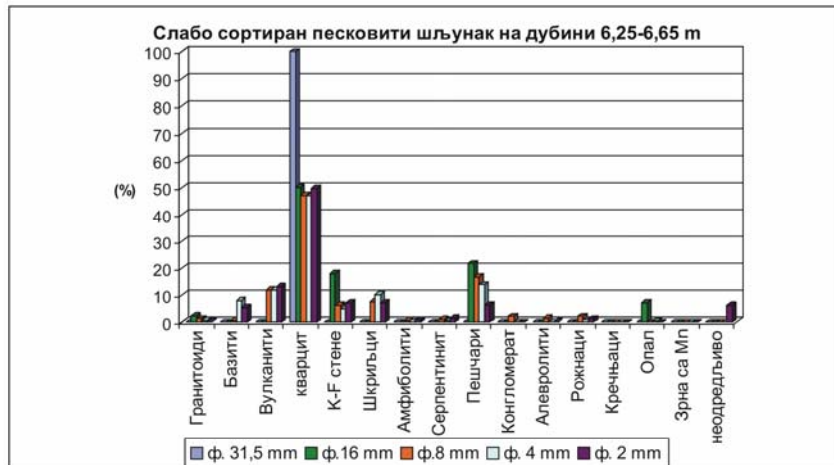


А) Петролошки састав шљункова набушених на дубини 11,20-11,40 m

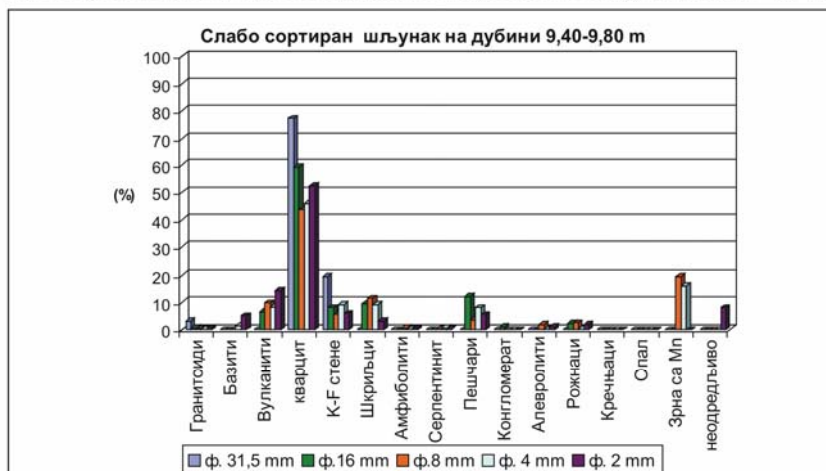


Б) Петролошки састав шљункова набушених на дубини 12,40-13,00 m

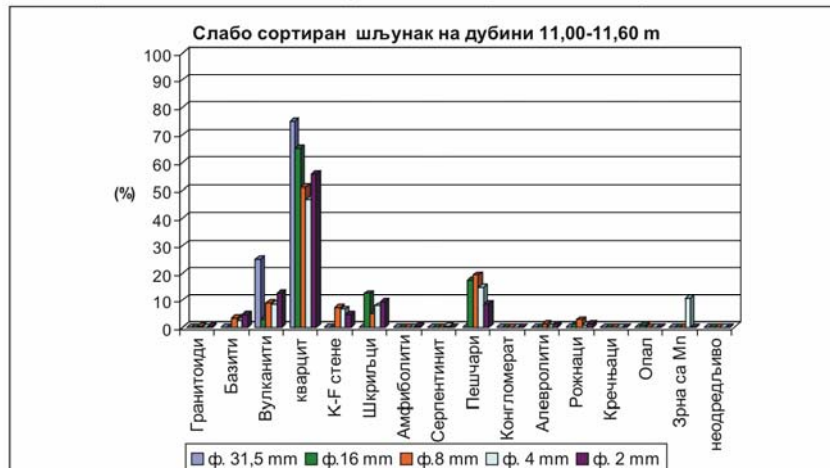
Слика 4.2.4: Петролошки састав шљункова на различитим дубинама у зони водозахватних бунара уз Велику Мораву – пијезометарска бушотина Pvb-1 (на основу података Васић 2004, графичка обрада података Мајкић 2013)



А) Петролошки састав шљункова набушених на дубини 6,25-6,40 m



Б) Петролошки састав шљункова набушених на дубини 9,40-9,80m



Ц) Петролошки састав шљункова набушених на дубини 11,00-11,60m

Слика 4.2.5: Петролошки састав шљункова на различитим дубинама у зони водозахватних бунара уз Велику Мораву – пијезометарска бушотина Pvb-6 (на основу података Васић 2004, графичка обрада података Мајкић 2013)

Петролошке анализе шљункова (слике 4.2.4 и 4.2.5) показале су присуство: валутака гранитоида, базичних магматских стена (базита), вулканита, кварцита, метаморфних кварцно-фелдспатских стена (гнајсева), шкриљаца, амфиболита, серпентинита, пешчара, конгломерата, алевролита, рожнаца, кречњака, опала, зрна са Mn-превлакама и неодредљивих валутака. На основу фондовских података Института „Јарослав Черни“ (Васић 2004, ИЈЧ 2005) дат је садржај петролошких састојака у набушеним седиментима.

Гранитоиди – Овај састојак је присутан у садржајима који генерално варирају у зависности од микролокације бушотине. Ако се посматра цело подручје изворишта Кључ вредности се крећу од 0-2,42%, а средња вредност износи око 0,94% у узорку шљункова из читавог водоносног слоја. У приобалном делу, уз Велику Мораву, вредности су нешто ниже и крећу се од 0,82-1,56%. Садржај гранитоида опада ка ситнијим фракцијама.

Базити – истраживања на ширем подручју изворишта показују да се вредности базита крећу 0,61-5,89%, а да је средња вредност око 3,16%. Процентуални садржај у бушотини Pvb-1 на дубини од 11,2-13,0 m износи 2,72-3,14%, док у бушотини Pvb-6 садржај опада са дубином залегања водоносног хоризонта. Већој нестабилности ових састојака доприноси присуство амфибола и пироксена и могуће присуство сулфидних минерала.

Вулкани – заступљени су поред кварцита и пешчара у шљунковима водоносног хоризонта. На ширем подручју изворишта заступљеност у укупном садржају шљункова креће се од 10,09-20,48%. Величина вулканита варира, па се налазе у фракцијама и преко 31,5 mm (25% фракције веће од 31,5 mm у пијезометру Pvb-6). Ове стене имају највећу превученост оксидима мангана.

Кварцити – као и у залеђу изворишта Трновче, представљају најзаступљенији састојак шљунковитих алувијалних наслага. Висока заступљеност је последица његове високе хемијске и механичке стабилности и значајне заступљености као стене, пре свега у метаморфитима. Изграђен је скоро 100% од кварца различите крупноће. У зони изворишта Кључ вредности кварцита се крећу од 42,3-63,4%.

Метаморфити кварца и фелдспата (К-Ф стене) – реалативно крупнозрни и хемијски стабилни. На ширем подручју изворишта Кључ учествују у саставу шљункова са 2,5-10,19%.

Шкриљци – у испитиваним фракцијама шљунка учешће шкриљаца кретало се између 4,15-15,7% (посматрано на ширем подручју изворишта). Према стабилности сврстани су у средње стабилне стене.

Амфиболити – мање учествују у изградњи шљункова на изворишту Кључ и процентуалне вредности у узетим узорцима на ширем подручју изворишта крећу се од 0,05-2,45%.

Серпентинит – слабо присутан обзиром да је хемијски и механички нестабилан. У алувијалне седименте Велике Мораве донешен је, највећим делом, Западном Моравом. Просечни садржај у шљунковима на ширем подручју Кључа износи око 0,68%.

Пешчари – чине други по заступљености састојак. Различитог су порекла. Пешчари спадају у стабилне састојке јер имају високу хемијску стабилност због високог садржаја кварца и добру механичку стабилност, обзиром да су хомогене текстуре. Процентуално учешће у шљунковима на изворишту Кључ износи између 6,05-16,43%.

Конгломерати – крупнозрни кластити слабо су заступљени. Чине између 0-0,65% стенске масе шљункова.

Алевролити – имају ниску заступљеност у водоносном слоју. Просечна заступљеност се креће око 0,51% (вредност за шире подручје изворишта).

Рожнаци – чине око 1,91 % шљункова на изворишту Кључ.

Кречњаци – су мало заступљени са процентуалним учешћем од 0-0,37%, а просечна вредност износи само 0,03%. У пијезометру Pvb-1 минималан садржај кречњака нађен је у фракцији мањој од 2 mm, што исто важи и за бушотину Pvb-6 где га у минималним количинама има у фракцији од 2-4 mm на дубини од 11-11,6 m.

Опал – вредности овог стабилног стенског материјала се крећу просечно око 0,37%.

Генерално, садржај стабилних састојака је највећи у крупнијим фракцијама, средње стабилни варирају у садржају по фракцијама, а нестабилним састојцима се повећава садржај у ситнијим фракцијама.

Садржај песковитих фракција подине, повлате и пескова из шљунковитог водоносног хоризонта одређен је само за 3 бушотине које су у залеђу водозахватних бунара. Подаци са ових бушотина показују присуство кварца, фелдспата, мусковита, биотита, хлорита, карбоната, серпентинита, одломака стена, превучена зрна и тешке минерале. Извориште Кључ има садржаје фелдспата у песковима од 4-6,1%, што је нешто више него у изворишту Трновче. Резултати ових анализа показују да се на изворишту Кључ пескови карактеришу високим садржајем превучених зрна манганом и релативно високим садржајем мусковита и биотита. Састав песковитих седимената, који стратиграфски одговара неогену је различит од кварталних пескова. Генерално, неогени пескови имају виши садржај кварца, а ниске садржаје биотита, хлорита, карбоната и серпентинита.

4.2.5.2 Испитивања садржаја мангана у стенској маси на изворишту Кључ

Основни циљ одређивања садржаја мангана у седиментима, била је чињеница да су концентрације мангана у подземним водама из алувиона Велике Мораве повећане (између 0,3-0,5 mg/l) (ИЈЧ 1986). Резултати ових хидрохемијских истраживања, били су познати још током формирања изворишта. У зони експлоатационих бунара (Еб ознаке) колмирање бунара манганом, као и могућност да се у експлоатационим бунарима нађе повишена концентрација овог елемента, спречена је аерацијом воде у инфилтрационим базенима (слика 4.2.8), при чему се манган депонује на дну базена. Овакав начин одстрањивања мангана на изворишту Кључ објаснили су Radenković et al. (2007).

У зони експлоатационих бунара никада није детектовано повећање концентрације гвожђа у води изнад МДК (0,3 mg/l), а у водозахватним бунарима углавном се вредности крећу далеко испод прописаних вредности (Поглавље 5). Из тог

разлога није се посебно вршило одређивање садржаја гвожђа у седименту изданске зоне.

Формирање класификације за превученост зрна манганом описана је у тачки 4.1.5.1. Индекс превучености “5” одређен је у узорку из пијезометарске бушотине Pvb-2 (уз бунар Vb-2) са дубине 6,3-6,7 m (Васић 2004). У овој зони 2010. године избушен је додатни блиски пијезометар који носи назив Pvb-2N. Добијени резултати петрографских анализа показали су добру повезаност са дефинисаним степеном оксичности средине која је за микролокацију овог бунара увек показивала преовлађујући процес паралелне редукције кисеоника и магана што је детаљно анализирано у поглављу 5.

Резултати седиментолошких анализа показали су да најмању количину манганових-оксида и хидроксида по себи, као превлаке, имају кварцити, затим следе кластити (разне врсте пешчара) па шкриљци, а највећу количину су имали валутци вулканита (1,02-1,78%, средња вредност 1,38%). Овакав распоред Васић (2004) објашњава структурним карактеристикама и саставом стене која је превучена. Кварцити су изграђени искључиво од кварца, који је у процесу транспорта задобио глатке површине на којима је таложење Mn-оксида и хидроксида (примарно у виду колоида) врло мала. Нешто више садржаје имају пешчари (0,44-0,76%, средња вредност 0,58%) – доминантно изграђени од кварца, а у мањој мери од фелдспата и ситних одломака стена који су везани матриksom или цементом. Овакав састав и структура кластита, при транспорту даје добро заобљене форме али са не тако равном површином у односу на кварците што даје већу могућност да се на њима створе превлаке мангана. Следе шкриљци (0,55-1,26%, средња вредност 0,81%) чији планарни дисконтинуитети (шкриљавост, или друге врсте фолијације) омогућују дубље продирање Mn-оксида и хидроксида.

Подаци о индексу превучености фракција шљунка 8-16 mm и садржају мангана у глиновитој фракцији дати су у табели 4.2.1.

Познајући процесе сорбирања хидроксида у глинама, као и њихову способност да у међуслојне просторе вежу катјоне, додатним хемијским испитивањима утврђен

је садржај MnO у глиновитој фракцији из основног шљунковитог водоносног слоја (фракција мања од 0,063 mm).

Табела 4.2.1: Узорци шљунковитих седимената водоносног хоризонта на којима је одређиван индекс превучености и садржај MnO у фракцији мањој од 0,063 mm (фондовска документација Института „Јарослав Черни“, ИЈЧ 2005)

Пијезометарска бушотина	Дубина од коте терена	Индекс превучености	%MnO
Pvb-1		песак	0,37
		песак	0,19
	11,20-11,40	0	0,15
	12,40-13,00	0	0,22
Pvb-2	6,00-6,50	1	0,35
	6,70-7,30	5	5,57
	8,00-8,50	3	2,25
	9,30-9,70	3	2,17
	9,70-10,00	2	0,78
	11,40-12,00	1	0,68
Pvb-3	6,00-7,00	3	-
	7,00-8,00	3	-
	8,00-9,00	3	-
Pvb-5	5,80-6,20	0	-
	7,80-8,20	3	-
	8,80-9,00	2	-
	9,00-9,30	3-4	-
	9,70-10,00	1	-
	11,50-12,00	0	-
Pvb-6	6,25-6,65	1	0,32
	7,60-8,00	1	0,38
	9,40-9,80	3-4	2,65
	11,00-11,60	2	1,35

Према резултатима истраживања (Васић 2004) максимална превученост валутака, Mn – минералима, није на истим дубинама посматрајући појединачне микролокације пијезометарских бушотина, а узимајући базални слој шљунка као референтни (литолошки стубови). У неким бушотинама садржај MnO расте одоздо навише са највећим садржајима између 6 и 8 m (Pvb-1 и Pvb-2, пијезометри уз Велику Мораву). Уочено је да су највеће концентрације Mn-минерала у шљунковитим седиментима из горњег члана (слика 4.2.5).

Када се добијени подаци (табела 4.2.1) повежу са степеном оксичности јасно се указује да степен оксичности расте од базалних шљункова на дну ка горе. Минерали мангана исталожавају се у оксичној средини преко матрикса издани и остају у виду Mn-оксихидроксида, док у доњем делу водоносника где је средина нешто нижег степена оксичности прелазе из нерастворних Mn-оксихидроксида у водени раствор па је количина наталоженог мангана на шљунковима средине мања.

Шљунковити седименти из врло блиских бушотина, могу да имају дијаметрално супротан степен превучености, односно садржај MnO у фракцији мањој од 0,063 mm. Седименти из бушотине Pvb-1 имају ниске садржаје (мање од 0,5%), из бушотине Pvb-6 средње садржаје (2,65%) док седименти из бушотине **Pvb-2 имају изразито високе (max 5,57%) садржаје мангана**. Утицај овакве неравномерне вертикалне и хоризонталне распрострањености садржаја мангана, у односу на микролокације бушотина уз Велику Мораву, утичу на различит тип преовлађујућих редокс процеса у појединачним објектима (Поглавље 5).

Васић (2004) тумачи појаву различите концентрације мангана у седиментима блиских бушотина последицом таложења у различитим фацијама. Овај аутор сматра да су се подински седименти у оба литолошка стуба, формирани на почетку алувијалне седиментације, развили у фацији корита. На микролокацији Pvb-1 (уз бунар Vb-1), слика 4.2.3, она је релативно брзо, због миграције корита, замењена фацијом меандарског песка.

Прва фаза алувијалне седиментације, односно базални шљункови одликују се углавном тоновима црвене или жуто-црвене боје, која је последица знатног присуства оксида и хидроксида гвожђа. Познато је да у површинским условима долази до геохемијског раздвајања гвожђа и мангана. Другим речима, у оксидационим површинским условима гвожђе се прво обори, а манган се даље транспортује као двовалентан. На простору водозахватних бунара уз Велику Мораву, изворишта Кључ, први циклус је довео до таложења гвожђа, а манган је даље транспортован и отуда релативно низак садржај Mn у стенској маси дубљих делова водоносног хоризонта. За други циклус, где су седименти углавном сиве

до сиво-зелене боје, гвожђе је исталожено у првом циклусу, док се у овом циклусу таложи манган, те је његов садржај много већи (Васић 2004).

Према даљем тумачењу овог аутора, висок садржај манганових оксида и хидроксида у испитиваним алувијалним седиментима уз Велику Мораву у овом делу изворишта Кључ, последица је синседиментационог обарања. Овај вид обарања дешава се у условима позитивних E_h вредности и при рН вредностима већим од 6. Према овом аутору резултати абразивног рН у седиментима на Кључу су већи од 8 и у оксидационим условима Mn^{2+} лако прелази у Mn^{4+} , када са кисеоником гради оксиде и хидроксиде ниског степена кристализације. На овај начин формирају се превлаке преко зрна.

Подземне воде на изворишту Кључ садрже велике концентрације раствореног кисеоника (Поглавље 5), па могућности да се гвожђе из базалног слоја нађе као двовалентно у води практично нема. Речна вода Велике Мораве, филтрира се кроз крупан шљунак а кисеоник се много мање троши током филтрације него што је случај код изворишта Трновче, где се подземна вода из залеђа филтрира ка бунарима.

4.2.6 Хидрогеолошке карактеристике терена

Простор на коме је отворено извориште Кључ представља алувијалну равн Велике Мораве, изграђену од полицикличних речно-језерских и алувијалних наслага, квартарне старости. Коте терена углавном су од 78 до 81 mnm. Дебљина квартарних наслага је 15 до 20 m. Хидрогеолошка карта ширег подручја Пожаревца са локацијом изворишта Кључ дата је у Прилогу 3.

Најповољније филтрационе карактеристике имају песковити шљункови, који чине најстарије седименте квартара. Они представљају основну водоносну средину из које се захвата подземна вода. Дебљина шљунка у зони изворишта је од 6-11 m а у зони водозавата уз Велику Мораву од 8 до 12 m. Преко шљунковите серије локално су исталожени пескови дебљине 2 до 6 m. Преко песковите серије исталожени су повлатни полупропусни углавном лесни и глиновити седименти дебљине од 3 до 5 m.

Издан је у зони водозахвата у хидрауличком контакту са Великом Моравом. Ова чињеница је значајна обзиром да у таквим условима режим Велике Мораве у значајној мери диктира режим издани, како са аспекта хидродинамичких услова, тако и са аспекта квалитета вода.

Са хидрогеолошког аспекта издвајају се, одоздо навише:

- песковити шљункови састављени из базалних шљункова (I серије) преко којих су наталожени шљункови (II серије) са већим учешћем пескова. Ова серија чини основни део водоносне средине најповољнијих филтрационих карактеристика. Данас је серија у горњем делу безводна.
- пескови углавном ситнозрни до средњезрни – 10 до 15 пута слабијих филтрационих карактеристика од шљункова, данас су безводни,
- лесоидне прашине, глине и муљевити седименти - повлатни полупропусни слој слабијих филтрационих карактеристика.

Карактеристичан литолошки профил са нивоима подземне воде дат је на слици 4.2.6. Укупна дебљина водоносног хоризонта је до 6 m, при чему средина са бољим филтрационим карактеристикама, у којој се налазе бунарски филтри износи око 4 m. Гранулометријске карактеристике набушених слојева за бушотине у приобалном делу, уз Велику Мораву, дате су у табели 4.2.2.

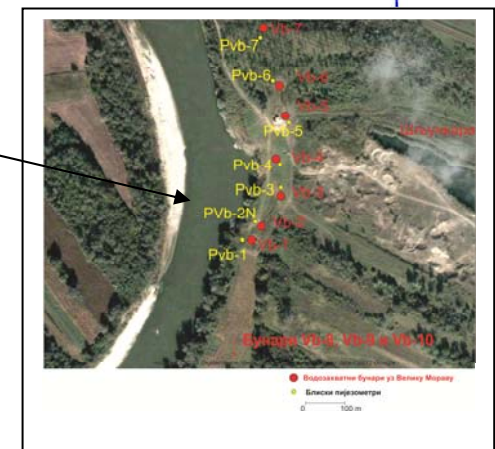
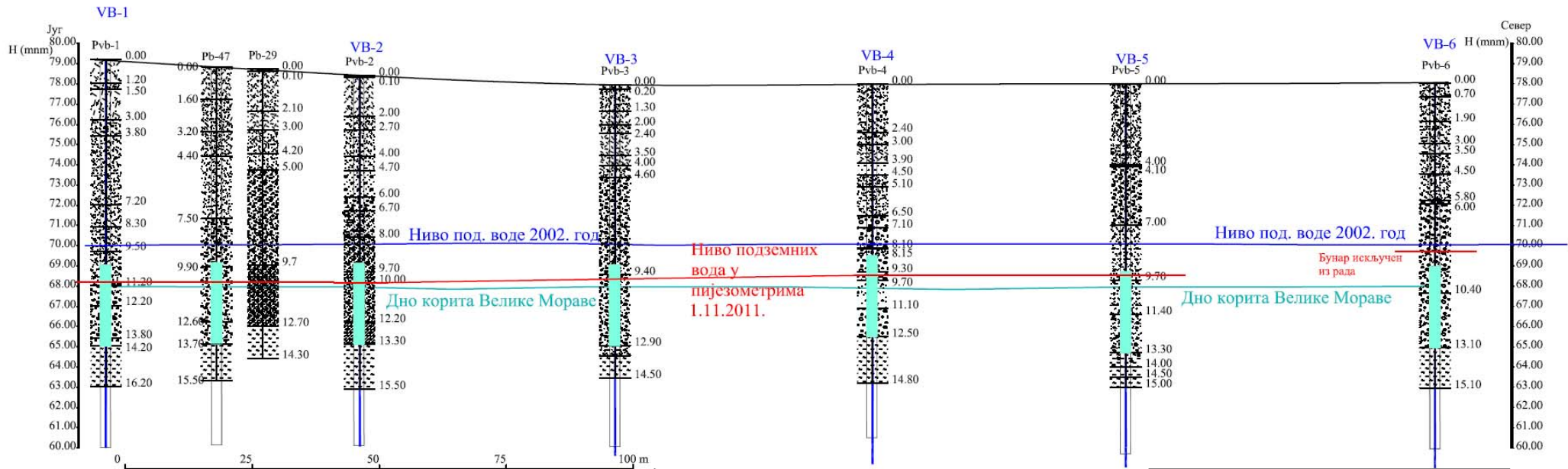
Табеле 4.2.2. и 4.2.3 показује да бољи гранулометријски састав и већи коефицијент филтрације имају базални шљункови, док шљункови II члана (горњи део шљунковите серије) имају слабије филтрационе карактеристике. Када се пореде ефективни пречници d_{10} , анализираних бунара по питању одређивања степена оксичности и процеса старења, бунар Vb-2 има мањи ефективни пречних зрна у односу на Vb-6, односно слабије филтрационе карактеристике.

Табела 4.2.2: Гранулометријске карактеристике набушених слојева у приобаљу Велике Мораве (подаци Института „Јарослав Черни“, ИЈЧ 1999)

Бушотина	Бунар	Узорак-дубина (m)	d ₁₀	d ₂₀	d ₅₀	d ₆₀	d ₈₅
Bk-40	Vb-3	3,50	1,000	3,050	11,000	14,000	30,000
Bk-40		5,50	0,600	2,000	13,000	16,000	28,000
Bk-40		6,50	1,250	3,000	17,000	22,000	48,000
Bk-41	Vb-2	7,50	2,700	6,000	18,000	22,000	35,000
Bk-41		9,50	0,950	2,100	10,500	14,000	30,000
Bk-41		10,50	0,520	1,300	9,400	12,000	31,000
Bk-41		11,50	0,700	1,500	10,000	15,000	36,000
Bk-42	Vb-5	5,50	0,300	0,920	7,000	8,800	15,000
Bk-42		9,50	1,500	3,900	12,000	18,000	37,000
Bk-42		10,50	3,200	5,050	11,500	16,000	35,000
Bk-42		12,50	0,520	1,200	10,500	14,000	31,000
Pvb-1	Vb-1	1,5-1,6	0,007	0,011	0,016	0,075	0,098
Pvb-1		5,6-5,8	0,120	0,140	0,150	0,205	0,210
Pvb-1		8,4-8,6	0,120	0,150	0,160	0,240	0,300
Pvb-1		11,2-11,4	0,125	0,200	0,270	0,700	2,200
Pvb-1		12,2-12,4	0,220	0,270	0,300	0,800	2,400
Pvb-1		12,4-13	0,400	0,600	2,000	20,50	28,00
Pvb-1		14,4	0,0031	0,0044	0,0056	0,022	0,050
Pvb-1		15,80	0,0045	0,007	0,0095	0,074	0,130
Pvb-6		Vb-6	1,2-1,4	0,042	0,080	0,090	0,170
Pvb-6	4,1-4,3		0,003	0,004	0,005	0,018	0,028
Pvb-6	6,2-6,6		0,350	0,420	0,640	8,100	11,00
Pvb-6	7,6-8,0		0,400	0,605	1,450	8,000	10,00
Pvb-6	8,2-8,4		0,400	0,620	0,900	2,300	3,200
Pvb-6	9,4-9,8		4,600	6,900	8,400	20,000	24,000
Pvb-6	11-11,6		4,000	6,200	8,000	17,000	20,000

Табела 4.2.3: Просечни коефицијенти филтрације издвојених слојева и пречници зрна d₁₀ (ИЈЧ 1999)

Литолошки опис	коефицијент филтарције (m/s)	d ₁₀ (mm)
глиновита и лесоидна прашинаста повлата	1·10 ⁻⁶	0,0015-0,002 (0,008)
песак	1·10 ⁻⁴	0,15-0,4
шљунак	3 - 7,5·10 ⁻³	0,6-3
песак жути-заглињен	5·10 ⁻⁵	



Слика 4.2.6: Литолошки профил са нивоима подземних вода 2002. и 2011. године, у приобаљу Велике Мораве – бунари паралелни речном току (на основу фондовских података ИЈЧ, модификовала Мајкић 2013)

4.2.7 Развој регионалног изворишта Кључ

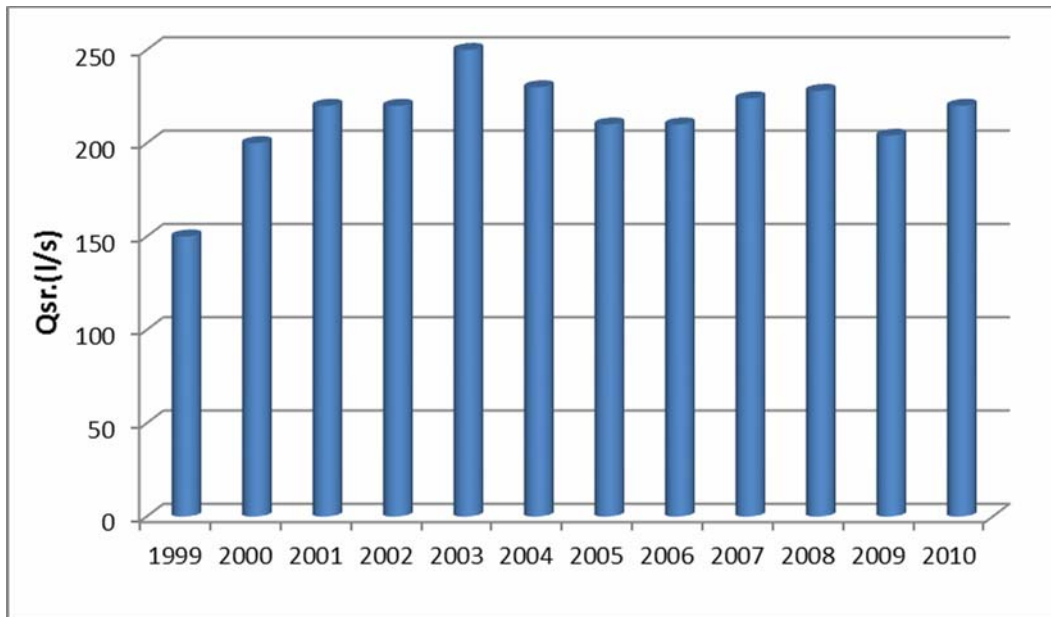
Пожаревац своје јавно водоснабдевање базира на захватању подземних вода на изворишту Кључ из шљунковите водоносне средине алувиона Велике Мораве. Извориште Кључ формирано је јужно од града Пожаревца у непосредној близини Љубичевског моста, на удаљењу око 2 km од града.

Прва истраживања на ширем подручју Пожаревца почела су 60-тих година прошлог века, у зони изворишта Меминац.

Истраживања на подручју изворишта Кључ спроведена су у периоду 1982.-1985. година. Првих пет експлоатационих бунара (Eb-1, Eb-2, Eb-3, Eb-4 и Eb-5) избушено је 1982. године на међурастојању од 175 m управно на ток Велике Мораве. Бунар Eb-6 прикључен је систему 1992. године. Низу бунара додат је нови бунар Eb-7, 1995. године, а затим је 1998. године извршено бушење још три бунара (Eb-1n као замена за Eb-1, и бунара Eb-8 и Eb-9).

До 2000. године за водоснабдевање је коришћено и извориште Меминац (такође у алувиону Велике Мораве), али је искључено због санитарне неисправности воде, односно високог садржаја нитрата.

До 2000. године садржај нитрата у збирној води изворишта Кључ је био у интервалу од 5 до 15 mgNO₃/l (ИЈЧ 2005). До тада извориште је радило са просечно 150 l/s, а додатне количине воде (70-90 l/s) експлоатисане су са изворишта Меминац. Од 2000. године напушта се извориште Меминац, а водоснабдевање се одвија искључиво коришћењем вода са изворишта Кључ. У периоду 1999. до данас производња је варирала од 180 до 280 l/s просечно на месечном нивоу, односно 210 до 250 l/s просечно на нивоу године (слика 4.2.7).



Слика 4.2.7: Просечна дневна сумарна издашност на изворишту Кључ у периоду 1999.-2010. године (према подацима ЈКП „Водовод и канализација“, Пожаревац)

Већ дуги низ година квалитет воде изворишта Кључ је угрожен загађеним подземним водама из залеђа, са високим садржајем нитрата. Проблем високих концентрација нитрата у подземним водама детаљно су обрадили (Борели-Здравковић и Раденковић 2003, Раденковић и Борели-Здравковић 2003, 2005, Radenković et al. 2007). Нитрати су у периоду 2000.-2001. године прво детектовани у централном делу изворишта. Успоравању тренда повећања садржаја нитрата у води са изворишта допринело је то што су 2003. године на изворишту, ближе реци у подручју са мањим садржајем нитрата, избушени бунари ЕВ-12, ЕВ-13 и ЕВ-14. У периоду од 2001.-2004. године бунари ЕВ-3 и ЕВ-4, односно ЕВ-2 и ЕВ-1 су редом искључивани због садржаја нитрата преко 100 mg/l. Највеће загађење изворишта догодило се средином септембра 2006. године, када је садржај нитрата у збирној води достигао максималних 75 mgNO₃/l. У том тренутку на 90 % простора изворишта подземна вода имала је садржаје нитрата преко МДК (50 mgNO₃/l) (Radenković et al. 2007). Управо у то време започео је пробни рад објекта заштите изворишта Кључ. Након пуштања у рад система заштите изворишта, садржај нитрата у збирној води је спуштен испод прописане границе од 50 mgNO₃/l.

У периоду 2004.-2006. године као ургентна мера заштите изворишта Кључ изграђени су следећи објекти:

- инфилтрациони базени - хидрауличка баријера (6 базена димензија 100 m x 20 m) слика (4.2.8),
- транспортни цевовод - систем за довод воде до инфилтрационих базена (у дужини од око 1.800 m),
- бунари у приобаљу реке Велике Мораве (6 бунара), којима се захвата подземна вода за наливање, (ови бунари су привремено ургентно решење које ће у коначном бити замењено водозахватом на реци и класичним постројењем за предтретман речне воде),
- систем за мониторинг (пијезометарска мрежа), на коме се врше осматрања нивоа подземних вода и квалитета.



Фото документација ИЈС 2006.



Фото: Мајкић 30.06.2011.

Слика 4.2.8: Инфилтрациони базени на изворишту Кључ, стање након пуштања у рад 2006. и у јуну 2011. године

У непосредној зони заштите изворишта данас се преко инфилтрационих базена налива око 230-240 l/s воде са просечним садржајем нитрата око 15 mgNO₃/l, што обезбеђује потребну издашност већине бунара. Наливањем је садржај нитрата у води централних бунара изворишта спуштен, са просечно 80 mgNO₃/l колико је било пре почетка рада система заштите, на 15 до 30 mgNO₃/l.

Данас се извориште Кључ састоји од 14 бунара (са ознакама Eb-1 до Eb-14), који су распоређени уз шест инфилтрационих базена (слика 4.2.9). За испитивање степена оксичности средине и старења бунара од водозахватних објеката, одабран је експлоатациони бунар Eb-7. Овај бунар бушен је реверсном методом 1995. године до дубине од 20 m. Бушење је извршено пречником ϕ 820 mm до завршне дубине бушења, а затим је уграђена конструкција пречника ϕ 400 mm. Око филтарске конструкције намотано је сито са отворима 1,0x1,0x1,0 mm. Дужина бунарског филтра износи 7 m, а постављен је тако да каптира шљунковито-песковите седименте.

Инфилтрациони базени пуне се водом која се захвата на 10 бунара уз саму десну обалу Велике Мораве, а затим се цевоводима допрема до базена. Инфилтрациони систем у ствари представља и систем заштите. Наливањем воде у инфилтрационе базене формира се хидрауличка баријера која спречава прилив подземне воде из залеђа која има повећани садржај нитрата, у зону водозахватних бунара. Током 2011. године извориште је ревитализовано изградњом резервоара запремине 5.000 m³, заменом хидромашинске и електроопреме свих 14 бунара око инфилтрационих базена и увођењем система SCADA за управљање извориштем, као и изградњом цевовода у чије финансирање је уложено преко 3,5 милиона евра. У будућем периоду планира се повећање капацитета на 300 l/s и прикључење насеља Драговац на регионални систем.

Вода за наливање обезбеђује се захватањем подземне воде у приобаљу Велике Мораве (9 вертикалних бунара удаљени око 1 km узводно од Кључа) (слика 4.2.10).

За испитивање степена оксичности средине и старења бунара на изворишту Кључ, одабран је један експлоатациони бунар **Eb-7**, и три водозахватна бунара уз Велику Мораву (**Vb-2**, **Vb-6** и **Vb-7**), чије су позиције дате на сликама 4.2.9 и 4.2.10.



Слика 4.2.9: Диспозиција објеката изворишта Кључ – стање из јуна 2011. године (сателитски снимак преузет са www.googlemaps.com, додато Мајкић 2013)



Слика 4.2.10: Диспозиција водозахватних објеката и блиских пијезометара уз Велику Мораву (сателитски снимак преузет са www.googlemaps.com, додато Мајкић 2013)

Првих 6 водозахватних бунара уз Велику Мораву изграђено је 2003. године, бунар Vb-4 изведен је 2004. године, а последњи десети бунар у приобаљу избушен је јула 2011. године и добио је ознаку Vb-10. Бунари у приобаљу Велике Мораве су бушени машинском гарнитуром „ФА-12“ уз коришћење чисте воде као исплачног флуида. Бушење је код свих бунара континуално обављено пречником $\phi 820$ mm до завршне дубине бушења. По завршетку бушења уграђена је челична конструкција бунара пречника $\phi 500$ mm. Филтер је постављен у добро водопрпусне шљунковито-песковите седименте водоносне средине алувиона. Таложник је постављен у слабо водопрпусне жуто-зелене глине подине. Водопријемни део конструкције бунара чини филтер сличан типу „Гаврилко“, решеткасте конструкције обавијен бунарским ситом. Укупна дужина конструкције филтера је 4,1 m. Челична решеткаста конструкција филтера је заштићена двокомпонентним премазом. Око скелета филтера обмотаном поцинкованом жицом намотано је бунарско сито са отворима $0,8 \times 0,8$ mm, и дебелином нити 0,8 mm. Елементи уграђених бунарских конструкција дати су у табели 4.2.4.

Табела 4.2.4: Елементи конструкције водозахватних бунара, изведених 2003. године у приобаљу Велике Мораве, узводно од изворишта Кључ у Пожаревцу (фондовска документација ИЈЧ 2011б)

Бунар	Дубина бушења	Дужина констр.	Дужина таложника	Дужина филтра	Дужина надфилтер. дела	Пречник констру.
	(m)	(m)	(m)	(m)	(m)	(mm)
VB-1	20,5	20,0	5,9	4,1	10,0	$\phi 500$
VB-2	19,7	19,0	5,8	4,1	9,1	$\phi 500$
VB-3	19,7	19,0	5,8	4,1	9,1	$\phi 500$
VB-5	19,7	19,0	5,2	4,1	9,7	$\phi 500$
VB-6	19,7	19,0	5,2	4,1	9,7	$\phi 500$

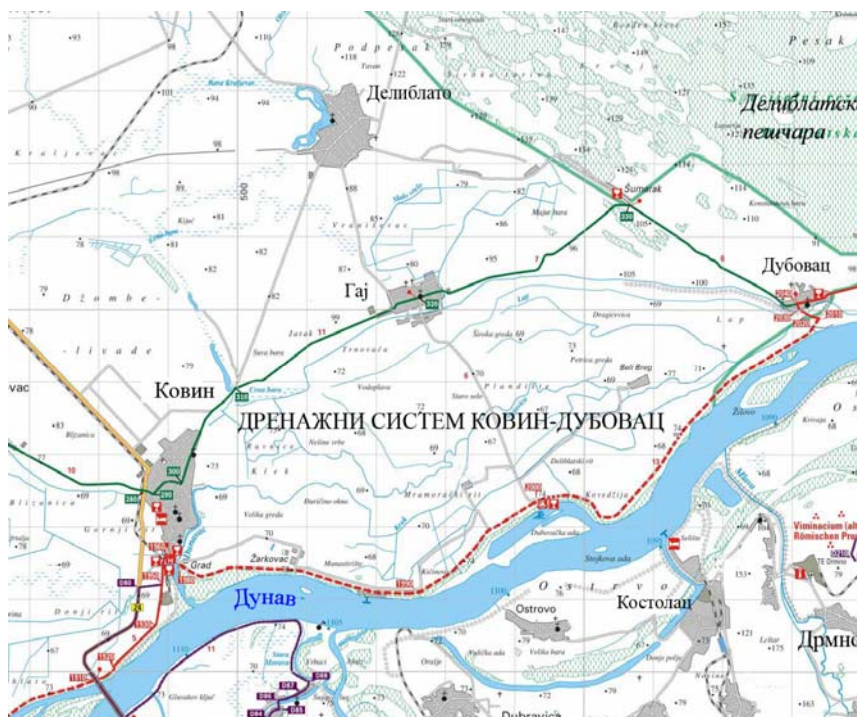
4.3 Дренажни систем Ковин-Дубовац

Дренажни систем Ковин-Дубовац за истраживање процеса старења бунара и одређивање степена оксичности средине, одабрано је као подручје које је Просторним планом и Водопривредном основом Републике Србије из 2001. године, резервисано за отварање регионалног изворишта водоснабдевања средњег и северног Баната. Концепт регионалног водоводног система Дубовац-Зрењанин-Кикинда односи се на захватање подземних вода са сектора Ковин-Дубовац, затим прераде вода у постројењу за прераду и транспорт ка општинама: Ковин, Панчево, Опово, Ковачица, Зрењанин, Сечањ, Планиште, Житиште, Нова Црња, Нови Бечеј, Кикинда, Чока и Нови Кнежевац (ИЈЧ 2006, Ђурић и сар. 2009).

4.3.1 Географски положај

Подручје Ковин-Дубовац се географски налази у јужном делу Баната, на левој обали Дунава, по стационажи тока од 1087+400 km до 1108+400 km (слика 4.3.1). Ка северу, западу и истоку границу чини нижа речна тераса Дунава и пешчани покрови ниских дина, односно дренажни канал у њиховом подножју. Јужну границу овог подручја чини ток Дунава, односно одбрамбени насип са kotaма од 74.19 до 75.11 mnm. Сектор дренажног система Ковин-Дубовац обухвата површину од око 172 km², између насеља Ковин, Гај и Дубовац.

Основна сврха дренажног система је одржавање прописаних нивоа подземних вода и одвођење вишкова воде услед рада ХЕ „Ђердап“, којим се формира успор у узводном делу Дунава. „У погледу режима подземних вода, прве алувијалне издани, подручје под дренажним системом Ковин-Дубовац данас је једно од најуређенијих делова дунавског приобаља” (Пушић и сар. 2012).



Слика 4.3.1: Географски положај дренажног система Ковин-Дубовац

4.3.2 Климатске карактеристике

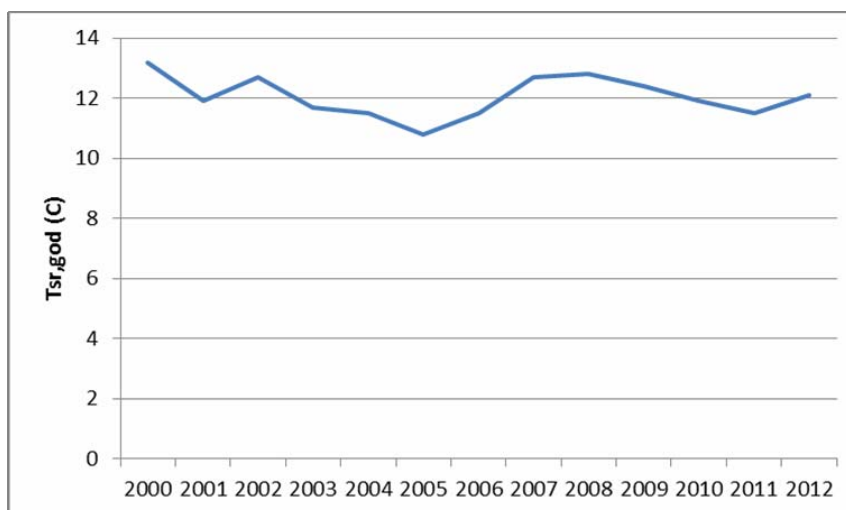
Климатске карактеристике на подручју Ковина разматране су за период последњих 12 година, односно за исти период када су разматране температуре и падавине на станици Смедеревска Паланка. Посебна пажња усмерена је на последње три године када су узимани узорци за хемијско-микробиолошке анализе подземних вода. Најближа климатолошка станица на којој се врше редовна осматрања је Банатски Карловац (над.висина 100 mnm), источно од разматраног дренажног система. Климатолошка станица Панчево имала је нередовна месечна осматрања и није могла да се користи за наведене анализе.

Карактеристичне вредности климатских параметара за климатолошку станицу Банатски Карловац дате су у табели 4.3.1.

Табела 4.3.1: Карактеристичне вредности климатских параметара за к.с. Банатски Карловац у периоду 2000.-2012. године на основу података РХМЗ-а

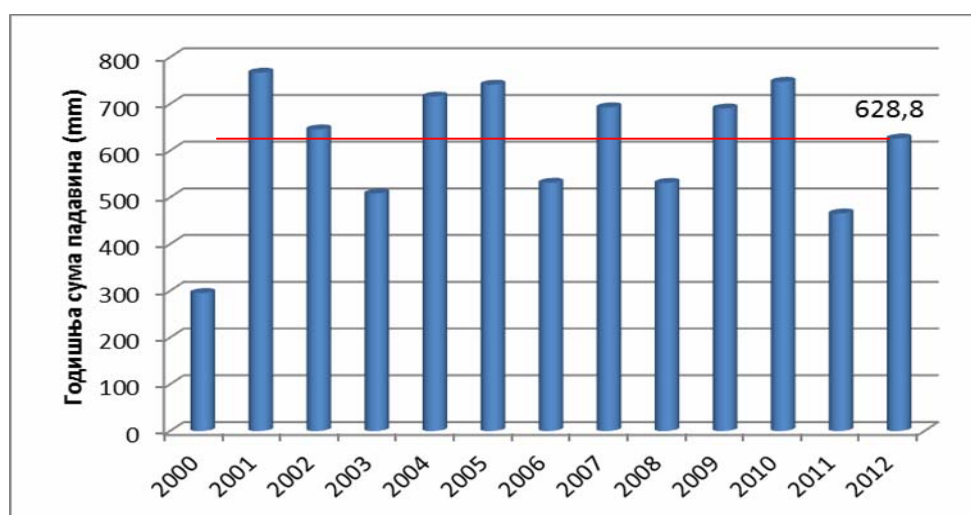
Година	P _{sum,год.}	Tsr	Tmin	Tmax	Број дана са T _{≥25} °C	Број дана са T _{≥30} °C
	(mm)	°C	°C	°C		
2000	295,2	13,2	-22,0	41,0	126	62
2001	766,8	11,9	-15,0	37,6	97	38
2002	645,4	12,7	-16,0	36,5	120	84
2003	508,2	11,7	-21,6	37,5	125	73
2004	715,6	11,5	-17,0	37,6	92	28
2005	741,1	10,8	-22,6	34,0	90	21
2006	531,2	11,5	-15,2	35,0	96	42
2007	692,7	12,7	-8,1	41,6	108	53
2008	530,8	12,8	-13,5	38,6	104	52
2009	690,2	12,4	-19,5	35,5	128	47
2010	747,2	11,9	-15,0	35,4	94	35
2011	465,3	11,5	-14,0	36,7	128	45
2012	626,0	12,1	-20,6	-	-	-
Сред. вредности	612	12,0			109	48

Средње годишње температуре ваздуха за станицу Банатски Карловац дате су на слици 4.3.2. Максимална температура ваздуха у дванаестогодишњем периоду забележена је 2007. године и износила је 41,6°C.



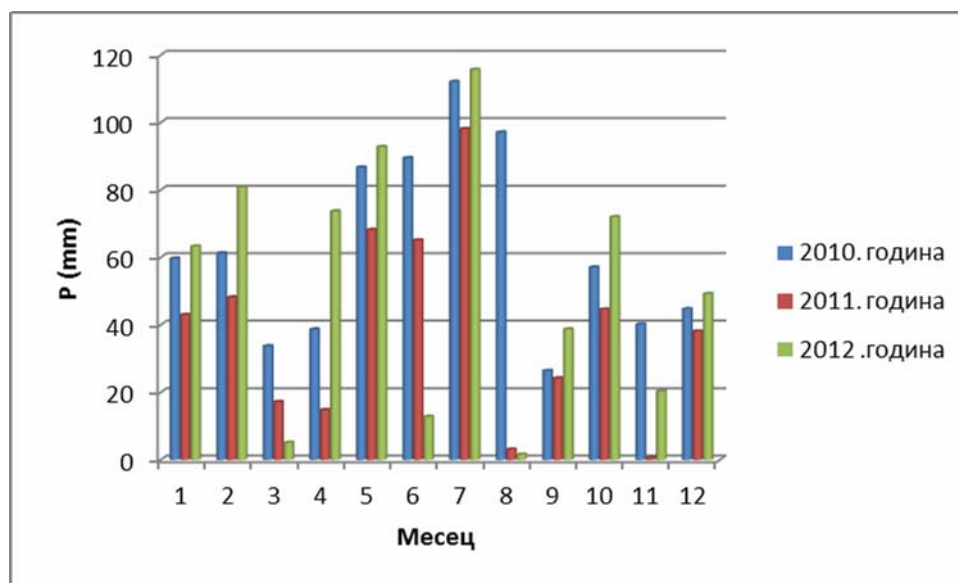
Слика 4.3.2: Средње годишње температуре ваздуха за к.с. Банатски Карловац према подацима РХМЗ за период 2000.-2012. године

Суме годишњих падавина за период 2000.-2012. године упоређене су са просечном годишњом сумом падавина за референтни период (1961.-1990.), који је износио 628,8 mm. На основу анализираних података у последњих 12 година (слика 4.3.3), пет је било значајно испод просека, две су биле просечне године, док је пет било са падавинама изнад просека. Најсушнија је била 2000. година, када је годишња сума падавина износила само 295,2 mm, а затим 2011. година са годишњом сумом падавина од 465,3 mm. Унутар годишњи распоред падавина за последње три године показује да је 2012. година имала изузетно сушан август и новембар, док је у односу на подручје изворишта Трновче и Кључ ситуација била повољнија пре свега због значајних киша у јулу (слика 4.3.4)



Слика 4.3.3: Годишње суме падавина на к.с. Банатски Карловац према подацима РХМЗ-а у периоду 2000.-2012. године

Треба узети у обзир да станица Банатски Карловац није довољно репрезентативна за подручје ковинске депресије. Када се анализирају карте на слици 4.1.5 (потпоглавље 4.1) може се констатовати да је количина падавина на подручју ковинске депресије била мања него на подручју Банатског Карловца. Детаљније анализе нису могле бити извршене обзиром да станица Панчево нема адекватан мониторинг климатолошких параметара.



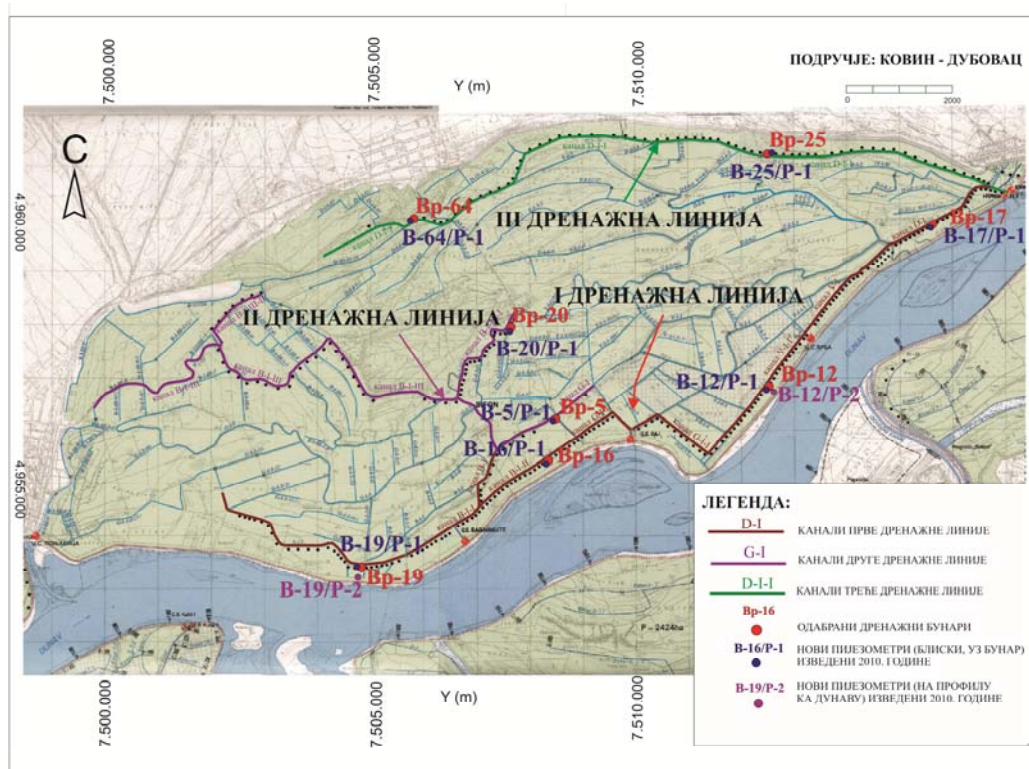
Слика 4.3.4: Месечне суме падавина на к.с. Банатски Карловац у периоду узорковања за хемијско-микробиолошке анализе подземне воде и испитивање степена оксичности средине (на основу података РХМЗ-а)

4.3.3. Хидрографска мрежа и хидролошке карактеристике

Када је реч о хидрографским и хидролошким карактеристикама, доминантну улогу на режим подземних вода има река Дунав. У природним условима, пре изградње хидроелектране „Ђердап I“, Дунав је представљао ерозиони базис површинских и подземних вода јужног Баната. Изградњом дренажног система, каналска мрежа и самоизливни бунари преузимају улогу у регулисању режима подземних вода. Прва издан и даље остаје у хидрауличком контакту са реком која представља главни извор прихрањивања водоносника. Постојеће три главне дренажне линије обухватају већу групу канала који се уливају у њих (слика 4.3.5):

- прва линија канала, уз насип за заштиту подручја од дотицаја из правца Дунава (канал: В-I-I, В-I, В-I-II, G-I-II, G-I-I, V-I-I, V-I и D-I);
- друга линија канала за регулацију нивоа подземних вода унутар подручја (канал: G-I, В-I-III, В-I-III-I и В-I-III-II);

- трећа линија канала, за заштиту подручја од дотицаја из залеђа (канал D-I-I).

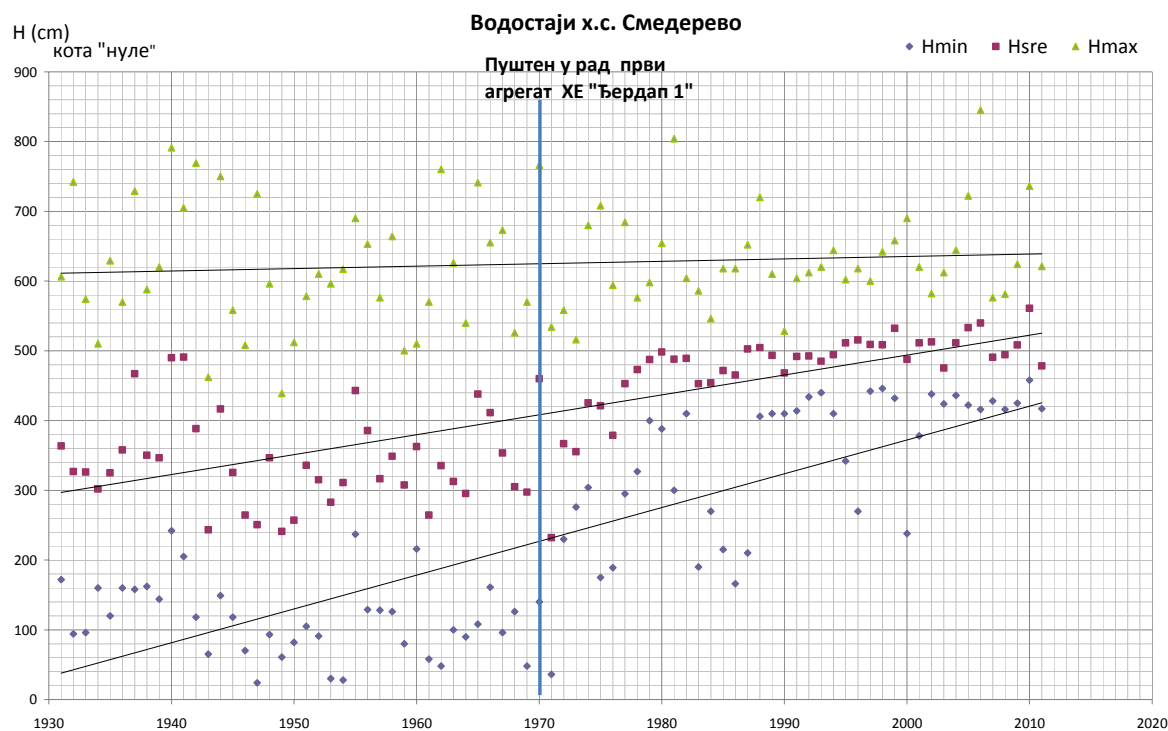


Слика 4.3.5: Главне дренажне линије са локацијама одабраних бунара за истраживање процеса старења и степена оксичности средине, као и локацијама пијезометара из којих су узимани узорци за хемијско-микробиолошке анализе (ИЈЧ 2010б).

Осматрања водостаја и протицаја реке Дунав врше се на станици Смедерево. Хидролошка станица Смедерево основана је 1920. године, а подаци о водостајима и протицајима публикују се у хидролошким годишњацима РХМЗ-а. На слици 4.3.6 приказани су минимални, максимални и средњи годишњи водостаји Дунава на х.с. Смедерево добијени на основу дневних података РХМЗ-а. Водостаји Дунава посматрају се у два периода, пре и након пуштања у рад ХЕ „Ђердап I“. У табели 4.3.2 дате су карактеристичне вредности водостаја за х.с. Смедерево након пуштања у рад хидроелектране „Ђердап I“, односно за период 1972.-2011. година, према подацима РХМЗ-а.

Табела 4.3.2: Карактеристичне вредности водостаја Дунава на профилу х.с. Смедерево, за период 1972.-2011. година (подаци РХМЗ Србије)

Н (cm)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Мин. месечни водостај	213	230	270	272	320	343	287	270	270	220	166	206
Средњи месечни водостај	474	475	503	546	526	502	479	456	448	449	457	478
Макс.месечни водостај	626	658	804	845	762	736	734	600	604	648	680	629
Екстремне вредности	Апсолутни минимум 166 cm забележен је 25.11.1986. године Апсолутни максимум 845 cm забележен је 16.04.2006. године											

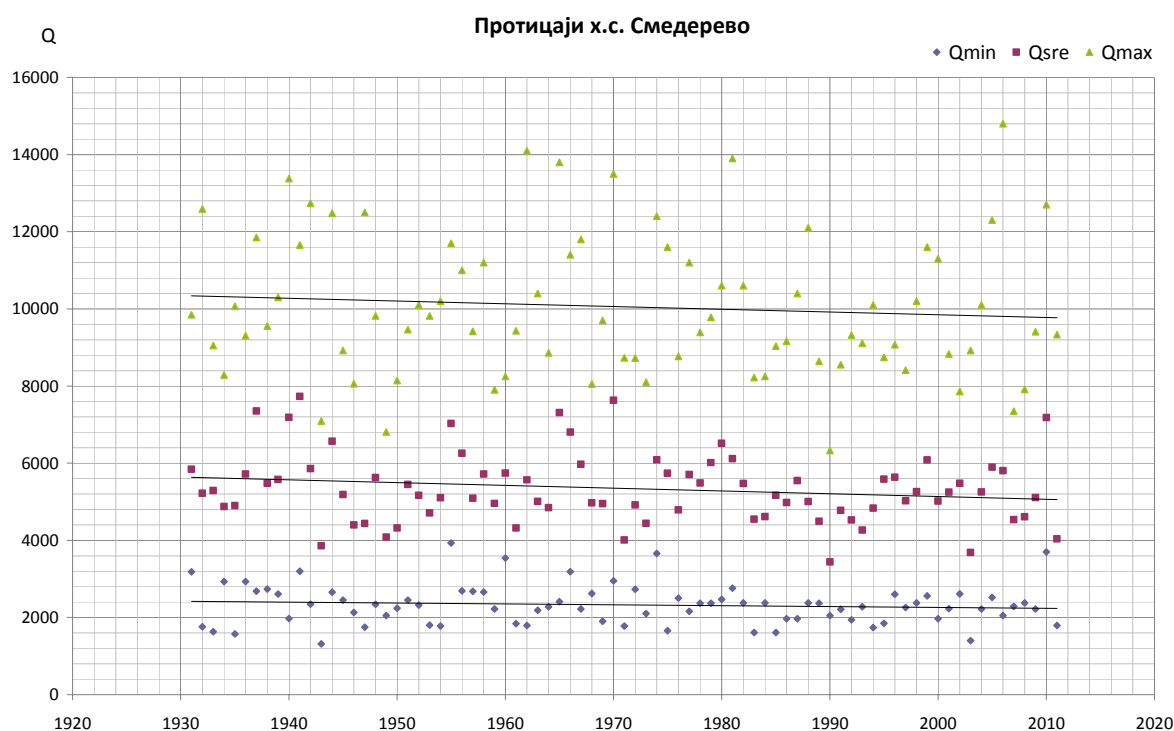


Слика 4.3.6 – Минимални, максимални и средњи годишњи водостаји Дунава на х.с. Смедерево за период 1931.-2011. година (на основу података РХМЗ-а)

На слици 4.3.7 приказани су минимални, максимални и средњи годишњи протицаји на истој станици. Обрађени подаци на слици 4.3.7 односе се на период 1931.-2011. година. У табели 4.3.3., дате су карактеристичне вредности протицаја Дунава након пуштања у рад ХЕ „Ђердап I“ односно за период 1972.-2011. година, према подацима РХМЗ-а.

Табела 4.3.3: Карактеристичне вредности протицаја Дунава на профилу х.с. Смедерево, за период 1972.-2011. година (подаци РХМЗ, Србије)

Q (m ³ /s)	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
Мин. месечни протицај	1607	2035	2309	2996	2360	2061	1965	1410	1402	1558	1605	1800
Средњи месечни протицај	5189	5403	6351	7540	6887	6055	5103	4129	3663	3709	4369	5085
Макс.месечн и протицај	10596	11350	13909	14820	13460	13830	13560	9180	9510	11486	12350	9870
Екстремне вредности	Апсолутни минимум 1402 m ³ /s забележен је 01.09.2003. године Апсолутни максимум 14820 m ³ /s забележен је 16.04.2006. године											



Слика 4.3.7 – Минимални, максимални и средњи годишњи протицаји Дунава на х.с. Смедерево за период 1931.-2011. година (на основу података РХМЗ-а)

4.3.4 Геоморфолошке карактеристике и целине

На подручју јужног Баната издваја се неколико геоморфолошких целина и облика, посматрајући подручје од југа ка северу. Према геоморфолошкој карти Војводине (Крстић 1990, Геозавод 2005) уз сам ток Дунава издвојена је прва речна тераса (t₁).

Њен настанак везан је за снажне поплавне таласе Дунава, који су плавили ове делове терена. Млађа речна тераса висине 3-5 m, периодично је плавлена. Алувијална раван која обухвата инундациону површину и најмлађу речну терасу Дунава, на подручју Ковин-Дубовац има ширину 5-8 km. У оквиру алувијалне равни на подручју Ковина издваја се ковинска депресија. Северно од прве речне терасе уздиже се подручје друге речне терасе издвојене као (t_2). Ову терасу (Ласкарев 1951) назвао је „Варошком терасом“. Њена висина просечно износи 7-15 m изнад Дунава (80-95 mm). Лесни плато на подручју јужног Баната простире се северно од Варошке терасе. На површини лесне терасе јављају се карактеристична плитка удубљења у виду лесних вртача. Делиблатска пешчара уздиже се североисточно од посматраног подручја. Пешчара се простире од Дунава на југоистоку до Владимировца на северозападу у дужини од 35 km и ширини од 12-15 km. На подручју пешчаре Јосиповић и Соро (2012) помињу различите акумулационе и дефлационе форме рељефа: лонгитудиналне дине, трансверзалне дине, пешчане гребене и друге микрооблике.

4.3.5. Опште геолошке карактеристике

Подручје ковинске депресије представља југоисточни обод Панонског неогеног басена. Основне геолошке карактеристике ковинске депресије приказане су у Прилогу 4, на основу Основне геолошке карте 1:100 000 (листови Бела Црква и Панчево, Ракић 1978 и група аутора 1965).

Неоген

Најзначајније неогене насlage подручја Ковин-Дубовац односе се на плиоценске седименте који чине подину млађих квартарних седимената.

Доњи плиоцен

Понт (P_1)

Горње понтске насlage на подручју Ковин-Дубовац чине алеврити, алевритски пескови и ситнозрни и средњезрни пескови са 2-3 угљоносна слоја (лигнити дебљине 0,5-14 m), која се највероватније пружа испод Дунава као наставак

костолачког угљеног басена. Током Влашке орогенезе, угљоносна серија је повијана, раседана и издигнута. У каснијим фазама речном ерозијом разнети су млађи палудински слојеви, па се угљоносна серија налази испод квартарних седимената. Процењене резерве лигнита према подацима из 80-тих година XX века, износе око 222 милиона тона (Рударски Институт 1981). Експлоатација ових резерви почела је подводном експлоатацијом у зони Дубовачке аде 1991. године (Хидрозавод ДТД и ИЈЧ 1990), а даљи планови се односе на проширење угљенокопа у зони Ковин-Дубовац. Коегзистенцију рудника и планираног регионалног изворишта детаљно су обрадили Ђурић и сар. (2009) односно Јевтић и Зорић (2012).

Средњи и Горњи плиоцен

Таложени материјал током средњег и горњег плиоцена чине палудински слојеви, конкордантно исталожени преко горње понтских наслага током плитке језерске фазе. У јужном Банату југоисточно од линије Панчево-Владимировац-Вршац, палудински слојеви представљени су шљунковима, жућкастим песковима и зеленкастим песковитим глинама. Укупна дебљина палудинских слојева у јужном Банату је од 200 до 300 m (Јосиповић и Соро 2012).

Према тумачењу Марковић-Марјановић (1971) на основу фосилних остатака из бушотина у ковинској депресији доказано је да језерска фаза на простору јужног Баната није била континуирана, односно да је на простору ковинске депресије дошло до ранијег повлачења језерских вода и прекида у седиментацији. Прекид у седиментацији условио је појаву да најмлађе насlage квартара директно леже преко понтске угљене серије на простору Ковина.

Квартар

Најмлађе насlage на подручју Ковин-Дубовац (и јужног Баната уопште) формиране су током квартара. Таложење квартарних наслага вршило се током смењивања глацијалних и интерглацијалних периода што је допринело врло сложеном односу између формираних слојева (Стевановић П. и сар. 1992).

Према тумачењу Јосиповића и Сора (2012) у речним долинама и равничарском делу Војводине током квартара су таложени:

1. Полициклични речни, речно-језерски, претежно шљунковито песковити седименти, формирано током еоплеистоцена закључно са Гинцом,
2. Речно-барски седименти таложени током средњег плеистоцена – Миндела и Миндел-Риса, који представљају завршни члан речно-језерске фазе,
3. Речни седименти таложени током горњег плеистоцена,
4. Речни седименти тераса формираних за време средњег и горњег плеистоцена и холоцена од почетка Риске глацијације до данас,
5. Еолски седименти представљени барским и копненим лесом (створеним горњем плеистоцену) и еолским песковима депонованим током горњег плеистоцена и холоцена,
6. Речни седименти савремених речних токова.

Полициклични речно-језерски седименти (aj+d+g)

Ови седименти представљају најстарије кварталне седименте. Настали су депоновањем материјала ношеног речним токовима (Дунава, Велике Мораве и Пека). Током еоплеистоцена тектонски покрети утицали су на спуштање дна депресија и релативног издизања речних токова што је довело до поновног таложења истог речног материјала. (Стевановић П. и сар. 1992, Јосиповић и Сора 2012). Дуго времена у геолошкој пракси, полициклични речно-језерски седименти били су спојени са речно барским седиментима у јединствену целину. Доњи део серије представљен је средњезрним до крупнозрним песковима, местимично шљунковима и ређим прослојцима алеврита и глина. Горњи део серије је ситнозрнијег састава и граде га алеврити, алевритске и барске глине са прослојцима ситних пескова. Ови седименти су скоро потпуно еродовани у приобаљу Дунава.

Речно-барски седименти (ab+m)

Наталожени су преко полицикличних речно-језерских седимената, а због велике сличности у саставу хронолошко одвајање од подинске серије је доста тешко. Састав као и код претходне серије представљен је песковима, алевритима и

алевритским глинама. На подручју Ковин-Дубовац серија је потпуно еродована, па холоценске наслага леже директно преко преквартарних седимената. На ободним деловима јужног Баната северно од ковинске депресије дебелина им је од 10 до 30 m и расте ка северу.

Речни седименти таложени током горњег плеистоцена (a-?r)

Представљени су средњезрним песковима фације корита и алевритским и глиновитим седиментима фације поводња. На подручју Ковин-Дубовац знатно су еродовани.

Речне терасе

„Лесна тераса“ (a-r+w)

Најстарија речна тераса на подручју јужног Баната представљена је у доњем делу песковима, алевритима и глинама, а у горњем делу наталоженим еолским алевритима са „погребеном земљом“. Ова тераса лежи на релативној надморској висини од 25-35 m северно од подручја Ковин-Дубовац (Прилог 4).

„Варошка тераса“ (a-w+h)

Седименти млађе вирмско-холоценске терасе имају велико распрострањење северно од алувијалне равни Дунава. Изграђена је од средњезрних и ситнозрних пескова (фације корита), алеврита и алевритских-пескова фације поводња и органогених глина, алеврита и тресета фације старача и мртваја.

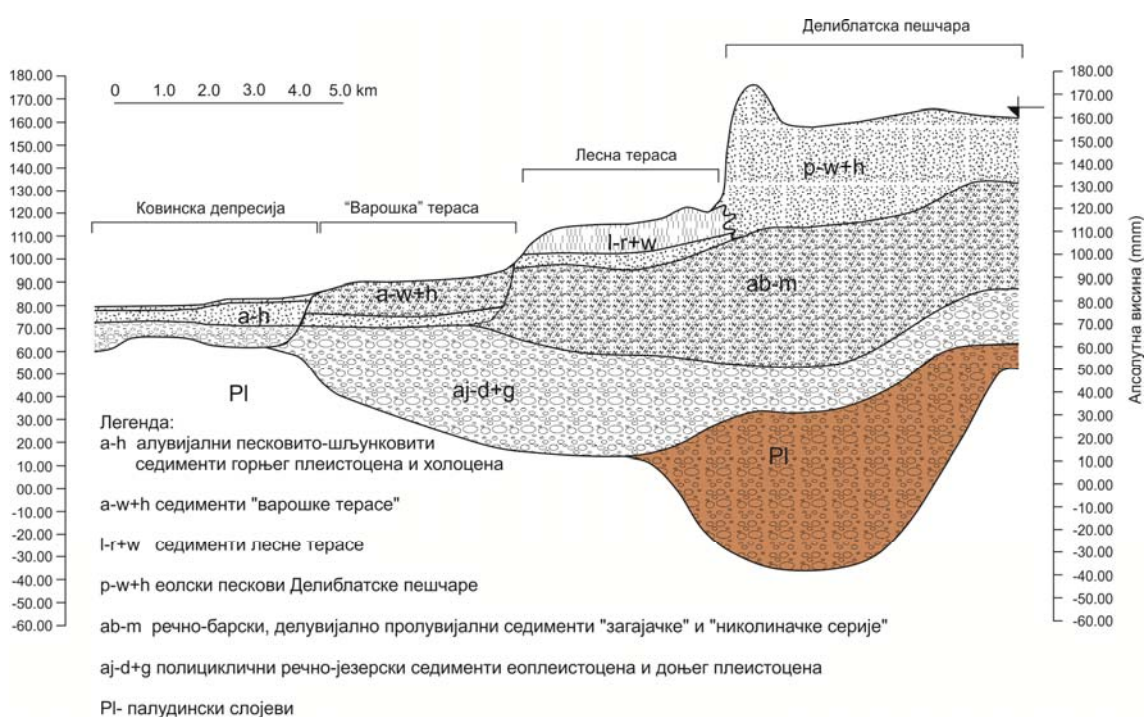
Седименти алувијалних равни

Као што је претходно напоменуто, ову серију чине седименти најмлађе речне терасе и седименти инундационе површи Дунава. Најмлађа речна тераса простире се као уски одсек 2-3 m изнад инундационе површи. Према истраживањима (Стевановић П. и сар. 1992) изграђена је од шљункова дебелине и преко 15 m (фације корита) преко којих су наталожени поводањски седименти ситније гранулације (алеврити и барске глине). У инундационим равнима таложе се савремени песковито-глиновити седименти. Седименти најмлађе речне терасе на подручју Ковин-Дубовац дискордантно леже преко плиоценских наслага.

Еолски седименти представљени барским и копненим лесом и еолским песковима

На подручју јужног Баната изграђују пространу лесну зараван на ободу Делиблатске пешчаре. Дебљина леса јужнобанатског платоа износи до 45 m са 2-3 прослојка „погребене земље“ дебљине до 1,5 m. Еолски пескови на подручју јужног Баната чине Делиблатску пешчару. Састоје се из два слоја, доњег дебљине око 30 m са збијенијим и алевритичнијим варијететом и горњи слој кога чини типични „вејач“.

Геолошки профил терена јужног Баната дат је на слици 4.3.8.



Слика 4.3.8 : Геолошки профил терена преко јужног Баната (Јосиповић и Соро, 2012)

4.3.5.1 Петролошко-геохемијска испитивања алувијалних наноса Дунава

Петролошко-геохемијске анализе најмлађих инундационих седимената слабије су публиковане. Део истраживања који се односи на минералошко-геохемијске карактеристике седимената са дна речног корита Дунава и десне обале реке публиковали су Матић и сар. (2002). Њихова истраживања односила су се на 8 профила јужно од Чортановаца до Голубца. Ова група истраживача закључила је да је минералошки састав седимената дна и десне обале за свих осам профила

веома сличан и садржи: кварц, фелдспат, калцит и доломит, док се у глиновитој фракцији издваја хлорит, илит и монтморијонит. Резултати испитивања садржаја гвожђа и мангана у седиментима и глиновитој фракцији на осам истраживаних профила дати су у табели 4.3.4.

Табела 4.3.4: Садржај гвожђа (%) и мангана (mg/kg) у дунавским седиментима дна реке и десне обале (Матић и сар. 2002).

Материјал	Број узорака	Fe (%)	Mn (mg/kg)
седимент	32	1,12-3,96	451-1119
		ср. вред. 2,89±0,90	ср. вред. 750±204
глиновита фракција	20	3,67-6,62	511-2551
		ср. вред. 5,36±1,05	ср. вред. 946±443

Из табеле 4.3.4 се уочава да је садржај гвожђа и мангана далеко виши у глиновитој фракцији, обзиром да глине имају висок афинитет ка сорбирању гвожђа и мангана унутар међуслојног простора.

Додатна испитивања хемијског састава седимената дубљих подинских ситнозрно алевритичних пескова (серије 5P) набушених у профилу Ковин на дубини од 8,5 до 9,8 m испод корита Дунава (слика 4.3.9) извршена су за потребе ове тезе. Циљ испитивања био је утврђивање хемијског састава подинских ситнозрних пескова са јасно видљивим ламинама гвожђа (фракција 0,063-0,125 mm), односно алеврита и пелита (<0,063 mm).

Резултати анализе невезаног седимената, добијени након сушења и просејавања узорка, применом SEM-EDS методе, дати су у табели 4.3.5. С обзиром да су анализе рађене на неравним узорцима невезаног ситнозрног материјала сматрају се семи-квантитативним. SEM-EDS анализа урађена је за потребе ове тезе на Рударско-геолошком факултету, Универзитета у Београду.



Слика 4.3.9: Узорак ситнозрно-алевритичних пескова из подине водоносног слоја (серије 5P) набушеног испод корита Дунава у профилу Ковин на дубини од 8,5-9,8 m (фото: Мајкић 2012)

Табела 4.3.5: Семи-квантитативна хемијска анализа невезаних седимената ситнозрно-алевритичних подинских пескова у профилу Ковин

Узорак - Ковин (масени %)	Фракција	
	0,063-0,125 mm	<0,063mm
O	53,81	56,67
C	2,29	1,47
Na	1,12	1,13
Mg	0,81	1,30
Al	6,07	7,85
Si	28,59	24,11
P	0,05	0,04
S	0,00	0,00
K	1,24	1,63
Ca	0,66	0,95
Ti	0,64	0,51
Cr	0,15	0,15
Mn	0,00	0,08
Fe	4,58	4,94

*кисеоник је срачунат стехиометријски до 100%.**масени удео угљеника одређен је ICP уређајем

На основу приказаних резултата у табели 4.3.5, закључује се да масени удео гвожђа у ситнозрном песку износи 4,58 % док је незнатно већи удео у алевритима 4,94 %. Манган или одсуствује или га има око 80 mg/kg у алевритској компоненти. Анализа укупног органског угљеника рађена на гасно-масеном

уређају у Институту „Јарослав Черни“ показује да је садржај органског угљеника веома низак и да у песковитој фракцији износи 0,16 g/kg, док у алевритској компоненти износи 0,38 g/kg.

4.3.6 Хидрогеолошке карактеристике подручја Ковин-Дубовац


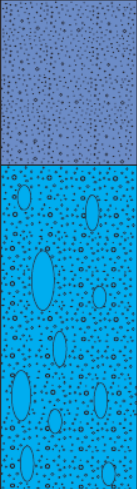
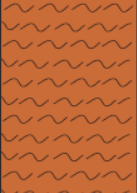
Подручје Ковин-Дубовац представља сложено хидрогеолошку средину. Хидрогеолошка карта испитиваног подручја дата је у Прилогу 5. Подручје ковинске депресије било је предмет проучавања са више аспеката:

1. Хидрогеолошка истраживања у оквиру праћења рада дренажног система Ковин-Дубовац (већи број студија и елабората од 1970. године),
2. Хидрогеолошка истраживања са аспекта могућности формирања регионалног изворишта водоснабдевања за подручје средњег и северног Баната (Пушић и сар. 1993, ИЈЧ 2006, ИЈЧ 2010д),
3. У оквиру студије могућности отварања рудника угља на подручју ковинске депресије и коегзистенције са планираним регионалним извориштем (ИЈЧ 2002, Ђурић и сар. 2009, Пушић и сар. 2012, Јевтић и Зорић 2012),
4. Дефинисања старења бунара (ИЈЧ 2010б-2010ц, ИЈЧ 2011а-2011б, ИЈЧ 2012).

Прва издан (коју дренирају бунари анализирани са аспекта старења и одређивања степена оксичности средине) формирана је у младим квартарним наслагама у алувијалним седиментима Дунава. Повлатне седimente чине савремено земљиште, глиновити, алевритично-глиновити седименти, алевритични пескови и заглињени ситнозрни пескови. Бушењем блиског пијезометра уз бунар Вр-16 канал В-I-II, у повлатном слоју су картиране прашине и прашинасте глине са јасно видљивим хидроксидима гвожђа у виду смеђих ламина на дубини од 2-4 m од коте терена. Дебљина повлатних хоризоната је 5,0-6,5 m у подручју I и II дренажне линије, односно 8,5-9,5 m у подручју III дренажне линије. Средњи коефицијент филтрације слабо водопрпусног слоја креће се око 10^{-6} до 10^{-7} m/s (Јевтић и Зорић 2012). Значајна дебљина и слабе филтрационе карактеристике чине га добрим изолатором. Водоносну средину „прве издани“ граде шљункови и шљунковити пескови дебљине од 15-20 m, а на појединим деоницама дебљина

шљункова је и до 30 m. Водоносна средина је у директној хидрауличкој вези са Дунавом што су показала дугогодишња осматрања у приобаљу Ђердапа. Коефицијенти филтрације нешто су већи у хидрогеолошком колектору I и II дренажне линије где се крећу између $2 - 7 \cdot 10^{-3}$ m/s, док су у подручју III дренажне линије између $0,5-2 \cdot 10^{-3}$ m/s (ИЈЧ 2011a). У оквиру овог водоносног слоја формирана је издан од значаја за регионално водоснабдевање Баната (ИЈЧ 2006). Подину прве издани чине глине, заглињени пескови и ситнозрни пескови дебљине од 7 до 30 m. Хидрогеолошки стуб у ком је формирана прва издан приказан је на слици 4.3.10. Дебљина подине која одваја водоносни хоризонт од понтских наслага са лигнитима већа је у северном делу испитиваног подручја.

На подручју ковинске депресије услед еродовања еоплеистоценских и плеистоценских слојева, нема Основног водоносног комплекса карактеристичног за Војводину, што је објашњено уз део опште геологије подручја.

ДЕБЉИНА (m)	ГРАФИЧКИ ПРИКАЗ	ХГ ФУНКЦИЈА	K_f (m/s)	ТЕКСТУАЛНИ ОПИС КАРТИРАНЕ ЈЕДИНИЦЕ
0.5-1		повлата	10^{-5}	ПОВРШИНСКИ ПРАШИНАСТИ СЛОЈ
(I и II) 4-5 дренаж. линија)	ГЛИНА, ПРАШИНАСТА ГЛИНА, ЗАГЛИЊЕН СИТНОЗРНИ ПЕСАК			
(III) 8 дренаж. линија)				
15 (на појединим деоницама је дебљина и преко 20m)		водоносни слој (ХГ КОЛЕКТОР)	$2-7 \cdot 10^{-3}$ (прва и друга дренажна линија) $0.5-2 \cdot 10^{-3}$ (трећа дренажна линија)	ГОРЊИ СЛОЈ - СИТНОЗРНИ, СРЕДЊЕЗРНИ И КРУПНОЗРНИ ПЕСАК ДОЊИ СЛОЈ - ШЉУНАК (РАЗЛИЧТЕ ГРАНУЛАЦИЈЕ)
7 (и више)		подина	10^{-5}	ГЛИНА, ЗАГЛИЊЕН СИТНОЗРНИ ПЕСАК, ПРАШИНА

Слика 4.3.10: Хидрогеолошки стуб прве издани на подручју Ковин-Дубовац (ИЈЧ 2011a)

За потребе израде модела утицаја рудника Ковин на будуће регионално извориште (Јевтић и Зорић 2012), поделили су цео геолошки профил на 9 литолошко-хидрогеолошких јединица (5 водоносних и 4 слабије водопрпусна слоја). Ови аутори у подручју ковинске депресије издвајају следеће хидрогеолошке јединице (слика 4.3.12 и 4.3.13):

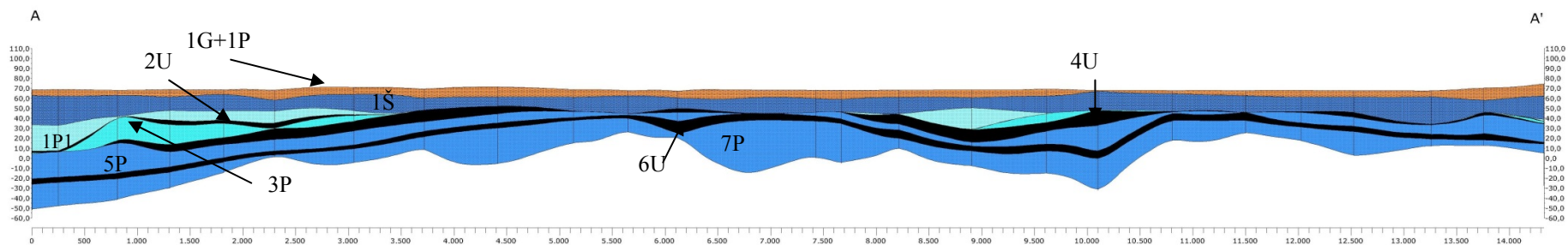
1. 1G+1P – слабо водопрпусни повлатни седименти
2. 1Š – водоносни хоризонт шљункова и пескова
3. 1P1 – подински ситнозрни пескови
4. 2U – најплића продуктивна угљена серија
5. 3P – песковити хоризонт између угљене серије, местимично еродовани

6. 4U – друга продуктивна угљена серија
7. 5P – средњезрни до ситнозрни пескови, који у средишњој зони локално изостају
8. 6U – трећа продуктивна угљена серија
9. 7P – подински пескови

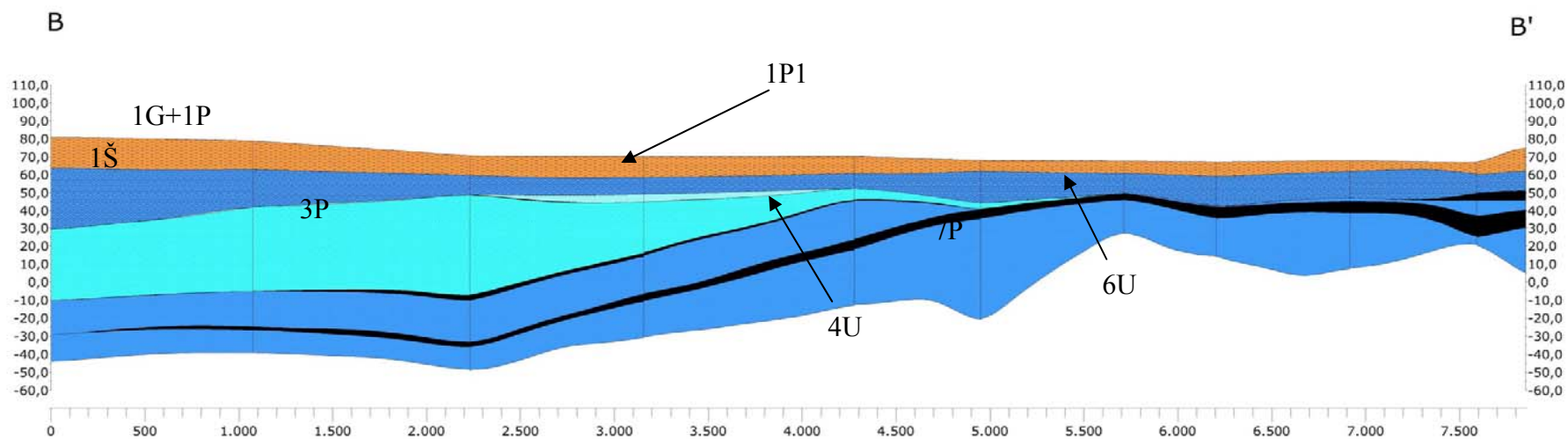


Слика 4.3.11: Положај профилских линија А-А' и В-В'

На слици 4.3.11 дат је положај профила А-А' и В-В', док су на сликама 4.3.12 и 4.3.13 дати хидрогеолошки профили дуж прве и друге дренажне линије.



Слика 4.3.12: Комплетан хидрогеолошки профил А-А' дуж прве дренажне линије Ковин-Дубовац (излаз из модела урађеном у софтверском пакету „RockWorkS“ за потребе анализе коегзистенције рудника и предвиђеног регионалног изворишта Јевтић и Зорић 2012)

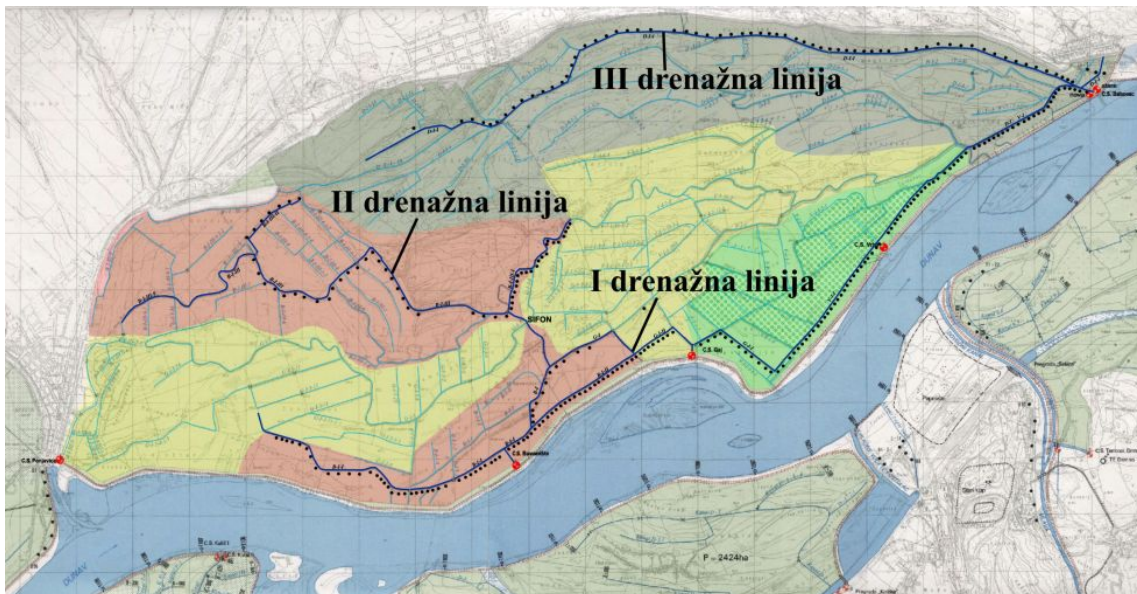


Слика 4.3.13: Комплетан хидрогеолошки профил В-В' дуж друге дренажне линије Ковин-Дубовац (излаз из модела урађеном у софтверском пакету „RockWorkS“ за потребе анализе коегзистенције рудника и предвиђеног регионалног изворишта Јевтић и Зорић 2012)

4.3.7 Развој дренажног система Ковин-Дубовац

Развој дренажног система Ковин-Дубовац везан је за изградњу саме хидроелектране „Ђердап“. У првој фази, пре изградње хидроелектране и формирања успора, на подручју данашњег система постојале су две црпне станице ц.с. Дубовац и ц.с. Гај, заједно са плитким каналима за одвођење унутрашњих вода. Основна сврха тадашњег система била је везана за регулацију и одвођење вода из залеђа и обезбеђивање несметане пољопривредне производње. Након изградње ХЕ “Ђердап I“, систем добија на додатном значају. Стварањем успора Дунава, насталог изградњом бране ХЕ “Ђердап I“, заштитни систем се појачава изградњом обалоутврда и насипа, продубљивањем дренажних канала и повећавањем броја бунара и црпних станица. Реконструкцијом система 1970. године, данашњи систем Ковин-Дубовац подељен је на подсливове који гравитирају ка одређеним црпним станицама. Подсливови (слика 4.3.14) су подељени на:

1. Подслив Мало Баваниште – означен браон бојом
2. Подслив Врба – означен зеленом бојом
3. Подслив Гај – означен жутом бојом
4. Подслив Дубовац – означен сивом бојом



Слика 4.3.14: Шематски приказ сливова дренажног система Ковин-Дубовац (ИЈЧ 2011б)

У периоду 1981.-1984. године радови су везани за чишћење и продубљивање дренажних канала и обнављање самоизливних бунара. Током 1985. године, на сливу Врба, основном систему заштите, додата је цевна дренажа како би се додатно дренирао хипсометријски најнижи део ковинске депресије и омогућила несметана ратарска производња. Да би се обезбедио овај постављени услов радни нивои у каналима на подручју овог сливног подручја нижи су од осталих и до 80 cm (ИЈЧ 2010ц).

Почетком осамдесетих година XX века, изграђено је и реконструисано укупно 302 самоизливна бунара, постављена дуж три дренажне линије. Према подацима фондовског материјала Института „Јарослав Черни“, стари дренажни бунари су реконструисани и гвоздене конструкције су замењене полифибром у следећим временским интервалима: на првој дренажној линији дуж канала В-I-II (1980.), G-I-I (1980.), G-I-II (1980.), V-I-I (1980.), V-I (1980.), D-I (1981.), В-I-I (1981.); бунари на каналима друге дренажне линије В-I (првих 7 бунара је замењено 1980., а других 9 бунара 1986. године), G-I (1986.), В-I-III (1986.), В-I-III-I (1986.), В-I-III-II (1986.); док су бунарима замењене конструкције на трећој дренажној линији дуж канала D-I-I, 1984. године.

У истом периоду (1982. године) раздвојени су сливови Врба и Дубовац, који од тада засебно функционишу, док су сливови Гај и Мало Баваниште остали повезани. Коначно издвајање слива Врбе у засебну целину завршено је 2002. године, када је прекинута веза са суседним сливом Гај. Крајем 1987. године пуштен је у рад локални дренажни систем за прикупљање вода непосредно испод високе терасе насеља Ковин са црпном станицом Поњавица.

Систем за заштиту нижих делова насеља Дубовац (Старо село), угрожених високим нивоима подземних вода, у функцији је од априла 2005. године и чини га низ од 7 дренажних бунара са потопљеним пумпама и заједничким изливом у Дунав.

Према пројекту одржавања заштитног система радне коте у дренажним каналима одржавају се у границама максималне и минималне вредности. Вредности радних кота дате су у табели 4.3.6.

Табела 4.3.6: Радне коте у доводним каналима црпних станица (подаци ХЕ „Ђердап“)

Црпна станица	Минимална радна кота у доводном каналу (mnm)	Максимална радна кота у доводном каналу (mnm)
Дубовац	66,20	66,60
Врба	65,20	65,50
Гај	65,60	66,30
Мало Баваниште	65,80	66,40

Дренажни канали имају просечну дубину око 3 m и не улазе у водоносни слој. Усечени су у повлату водоносног хоризонта дебљине 4 до 5 m, па се дренирање подручја врши комбиновано каналима и самоизливним бунарима. Канали се повремено чисте ради измуљивања, а последње чишћење извршено је у другој половини 2012. године (слика 4.3.15).



Слика 4.3.15: Очишћени дренажни канали у зони бунара Вр-24 и уливање латералног канала у главни дренажни канал I линије (фото: Мајкић 2012)

Самоизливни бунари на подручју прве и друге дренажне линије, дубоки су од 16 до 25 m, док су бунари треће дренажне линије дубоки између 20 и 30 m (просечно 22 m). Пречници бушења бунара износе 750 mm, а пречници полифиб конструкција 264 mm. Порозност филтера је 1,8-2%, а уграђени гранулат има пречник зрна 4-8 mm. Просечне дужине уграђених филтера износе 8-12 m, са изузетком групе бунара на каналу В-I-III-II где су дужине уграђених филтера између 3,5-4,0 m.

За истраживање процеса старења одабрано је укупно осам бунара. Хемијски састав подземних вода праћен је на 8 одабраних бунара, њиховим блиским пијезометрима и профилским пијезометрима ка Дунаву (слика 4.3.5). Посебна серија хемијских испитивања у 2012. години допуњена је подацима са додатних четири бунара (Вр-9, Вр-24, Вр-2, Вр-13) са прве дренажне линије у сливу ц.с. Врба, како би се поузданије оценио степен оксичности подземних вода. Поред хемијских анализа чији су резултати обрађени у Поглављу 5, на овим бунарима измерена је и издашност помоћу хидрометријског крила.

Самоизливи бунара током већег дела године налазе се потопљени испод коте дренажног канала, међутим током сушног периода (лето 2011. и новембар 2012. године) самоизливне цеви биле су изнад коте воде у каналима (слика 4.3.16). Приликом испитивања бунара на сектору Ковин-Дубовац уочено је да су самоизливне цеви већег броја бунара оштећене или запуњене материјалом насипа и формираним талогом (Поглавље 6), што смањује могућност дренарања воде из бунара у канале.



Слика 4.3.16: Самоизливна цев бунара Вр-9 током новембра 2012. године (фото: Мајкић 2012)

На подручју Ковин-Дубовац постоји функционална пијезометарска мрежа којом се прате промене режима подземних вода. Редовна осматрања нивоа подземних вода врше се на сваких 15 дана, које одржава ВП „Подунавље“ из Ковина. Уз нивое подземних вода за потребе ХЕ „Ђердап“ врше се и осматрања рада црпних станица. Пијезометарска мрежа на подручју Ковин-Дубовац управна је на дренажне линије и обухвата око 66 пијезометарских бушотина (Sretenović et al. 2004).

Посебна мрежа пијезометара формирана је на приобалном потезу под утицајем рудника угља Ковин (Дубовачки рукавац) и чини је 15 објеката у којима се мери ниво подземних вода. Праћење ефеката експлоатације рудника на квалитет површинских вода Дунава, прати се на 11 профила (пет профила налази се у Дубовачком рукавцу а шест узводно и низводно од рудника угља на реци Дунав). Мониторинг квалитета површинских вода спроводи се два пута годишње (Ђурић и сар. 2009).

За потребе праћења локалних хидрауличких губитака и хемијско-микробиолошке анализе избушени су додатни пијезометри подељени у две групе: блиски пијезометри (8 пијезометара) и четири профилска пијезометра ка Дунаву, у којима

се узимају узорци за праћење трансформације квалитета на путу од реке до бунара. Пијезометри су избушени 2010. године (слика 4.3.17).



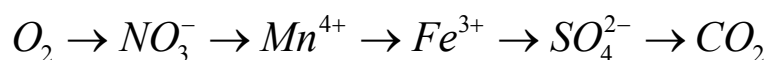
Слика 4.3.17: Блиски пијезометар избушен 2010. године уз дренажни бунар на подручју Ковин-Дубовац (фото: Мајкић 2012)

5. ОДРЕЂИВАЊЕ СТЕПЕНА ОКСИЧНОСТИ ОДАБРАНИХ ПОДРУЧЈА У АЛУВИОНИМА ВЕЛИКЕ МОРАВЕ И ДУНАВА

5.1 Унапређење методологије за одређивање степена оксичности средине

5.1.1 Преглед постојећих методологија за одређивање оксичности средине

Редокс услови у подземној средини битни су регулатори биогеохемијских процеса који се одвијају на путу филтрације подземних вода. Оксидационо стање у ком се јављају хемијски елементи утиче на њихову растворљивост, адсорпциони афинитет, токсичност и дистрибуцију између чврсте, течне и гасовите фазе. Према термодинамичкој теорији, одређени електрон-примаоци ослобађају више енергије од других. Електрон-примаоци који обезбеђују највише енергије, први учествују у реакцијама оксидо-редукције, док врсте које дају мање енергије улазе у процесе по реду опадања енергије коју дају. Процеси оксидо-редукције (често у литератури коришћен акроним ТЕАPs) трају док сви доступни електрон-донори и електрон-примаоци не буду искоришћени. Ако концентрација CO_2 није лимитирајући фактор, а према енергији која се ослобађа, процеси ће се одвијати према следећој шеми (McMahon and Chapelle 2008, Jurgens et al. 2009):



У табели 5.1 дате су вредности потенцијалне енергије (при $pH=7$) која се добија при редукцији материја из приказаног енергетског низа.

Табела 5.1: Вредности потенцијалне енергије при оксидацији органске материје (CH_2O) за $pH = 7$ (Stumm and Morgan 1996):

	kJ/eq
Редукција кисеоника	-125
Денитрификација, хетеротрофна	-119
Редукција мангана (IV)	-85
Редукција гвожђа (III)	-29
Редукција сулфата	-24
Ферментација метана	-23

Праћење смањења концентрације електрон-прималаца и повећања концентрације продуката оксидо-редукционих процеса, који настају дуж пута филтрације подземне воде, најчешћи је метод за одређивање редокс услова у подземној средини. Критеријуми за идентификацију преовлађујућег редокс процеса у подземној води дати су у табели 5.2, према методологији која се користи у USGS-у (Jurgens et al. 2009).

Табела 5.2: Критеријуми за идентификацију редокс процеса у подземним водама (Jurgens et al. 2009)

Редокс категорија	Редокс процес	Полу-реакције електрон прималаца	Критеријуми за одређивање процеса на основу података о квалитету подземних вода					
			Растворени кисеоник (mg/l)	Концентрација нитрата, дата као N (mg/l)	Концентрација мангана Mn^{2+} (mg/l)	Концентрација гвожђа Fe^{2+} (mg/l)	Концентрација сулфата SO_4^{2-} (mg/l)	Масени однос гвожђа и сулфида
Оксична	O_2 -Редукција кисеоника	$O_2 + 4H^+ + 4e^- \rightarrow 2H_2O$	≥ 0.5	-	< 0.05	< 0.1	-	
Субоксична	-	Ниска конц. O_2 ; неопходни додатни подаци да би се процес дефинисао	< 0.5	< 0.5	< 0.05	< 0.1	-	
Аноксична	NO_3^- Редукција нитрата	$2NO_3^- + 12H^+ + 10e^- \rightarrow N_{2(g)} + 6H_2O$; $NO_3^- + 10H^+ + 8e^- \rightarrow NH_4^+ + 3H_2O$	< 0.5		< 0.05	< 0.1	-	
Аноксична	$Mn(IV)$ – Редукција мангана	$MnO_{2(s)} + 4H^+ + 2e^- \rightarrow Mn^{2+} + 2H_2O$	< 0.5	< 0.5	≥ 0.05	< 0.1	-	
Аноксична	$Fe(III)/SO_4$ - Редукција гвожђа и/или сулфата	$Fe(III)$ и (или) SO_4^{2-} реакције редукције које су описане за појединачне полу-реакције	< 0.5	< 0.5	-	≥ 0.1	≥ 0.5	Нема података
Аноксична	$Fe(III)$ -редукција гвожђа	$Fe(OH)_{3(s)} + H^+ + e^- \rightarrow Fe^{2+} + H_2O$; $FeOOH_{(s)} + 3H^+ + e^- \rightarrow Fe^{2+} + 2H_2O$	< 0.5	< 0.5	-	≥ 0.1	≥ 0.5	> 10
Мешана (аноксична)	$Fe(III)$ - SO_4 паралелна редукција гвожђа и сулфата	$Fe(III)$ и SO_4^{2-} дешавају се оба процеса према подацима датим за појединачне врсте	< 0.5	< 0.5	-	≥ 0.1	≥ 0.5	$\geq 0.3, \leq 10$
Аноксична	SO_4 -редукција сулфата	$SO_4^{2-} + 9H^+ + 8e^- \rightarrow HS^- + 4H_2O$	< 0.5	< 0.5	-	≥ 0.1	≥ 0.5	< 0.3
Аноксична	CH_4 ген - метаногенеза	$CO_{2(g)} + 8H^+ + 8e^- \rightarrow CH_{4(g)} + 2H_2O$	< 0.5	< 0.5	-	≥ 0.1	< 0.5	

*Термини оксична, аноксична и мешана редокс категорија односе се на званичну терминологију усвојену од стране USGS; „-“ критеријум се не примењује пошто концентрација не утиче на редокс процес;

Практична примена ове методологије је у коришћењу релативно малог броја параметара за одређивање највероватнијег редокс процеса. Редокс процеси подељени су на: редукцију кисеоника, редукцију нитрата, редукцију мангана, редукцију гвожђа, редукцију гвожђа и/или сулфата (у зависности од података о масеном односу гвожђа и сулфида H_2S), редукцију сулфата и метаногенезу (табела 5.2). Сем ових главних процеса, у издани се могу вршити и други оксидо-редукциони процеси у којима учествују микроелементи, с тим да они нису били предмет истраживања. Концентрације појединачних хемијских врста уносе се у матрицу за одређивање редокс процеса на основу података добијених *in-situ* мерењима (концентрација раствореног кисеоника), односно након лабораторијских анализа узетих узорак воде (остали хемијски параметри). За одређивање редокс процеса (табела 5.2) према овој методологији неопходни су подаци о концентрацијама: раствореног кисеоника (O_2), нитрата (NO_3^-), мангана (Mn^{2+}), двовалентног гвожђа (Fe^{2+}), сулфата (SO_4^{2-}) и сулфида (изражених као сума H_2S , HS^- и S^{2-}). Граница између оксичних и аноксичних редокс категорија подземних вода добија се на основу постављене доње границе за вредност раствореног кисеоника од 0,5 mg/l. Управо јасну границу између оксичних и аноксичних средина најтеже је подвући. Гранична вредност од 0,5 mg/l за концентрацију раствореног кисеоника, појављује се у радовима Chapelle et al. (1995), Chapelle (2003), McMahon and Chapelle (2008). И сами аутори предложене методологије слажу се у оцени да предложене границе не могу у потпуности да се примене на сва подручја и да имају своја ограничења. Граничне вредности датих параметара за одређивање редокс процеса варирају и зависе од више параметара као што су микробиолошки параметри (Borch et al. 2010), доступност електрон-донора (Vroblesky et al. 1996) али исто тако и примењених метода за анализе и доступних уређаја, односно њихових лимита у детекцији. Stufyand (1993), а затим и Mendizibal et al. (2011), постављају граничну вредност кисеоника од 0,9 mg/l. Према овим ауторима, подземне воде које садрже растворени кисеоник у вредности између 0,5-0,9 mg/l сматрају се субоксичним, односно према њиховој методологији редукција нитрата врши се у субоксичној подземној води. Највећа замерка њихове поделе је у постављању емпиријске формуле за граничну вредност кисеоника, у којој фигуришу температура подземне воде и

концентрација хлора. Обзиром да су емпиријску формулу добили на основу података о подземним водама које су захваћене и интрузијама морске воде, ова формула није применљива за наше алувијалне средине (концентрације Cl које фигуришу у емпиријској формули крећу се око граничне вредности од 300 mg/l). Холандски аутори користе термин „редокс кластери“ (субоксични, аноксични, дубоко аноксични и мешани). Коришћење кластера објашњавају недостатком података пре свега о концентрацијама O₂, H₂S и CH₄. Mendizibal et al. (2011) дефинишу „мешани редокс кластер“ као средину која садржи редокс сензитивне врсте (попут NO₃⁻ >1 mg/l, Mn ≥0,15 mg/l, али које садрже и CH₄>0,1 mg/l) изнад дефинисане граничне вредности. Одређивање граничних вредности двовалентног гвожђа и мангана, као реактивних елемената у оксидо-редукционим реакцијама зависи пре свега од њиховог учествовања у стварању минерала, пре свега оксидроксида мангана и гвожђа али и гвожђе-сулфида, (McMahon and Chapelle 2008). Када се разматрају границе за гвожђе и манган треба имати у виду и њихово распрострањење у природи. Манган је присутан у много мањим концентрацијама у односу на гвожђе, те је теже одредити његову граничну вредност за учествовање у оксидо-редукционим реакцијама у природним подземним водама.

На основу искуства са београдског изворишта аутори из Института „Јарослав Черни“ дали су предлог, у оквиру студије „Стање и правци развоја београдског изворишта подземних вода“(ИЈЧ 2008, ИЈЧ 2010а), да се за границу оксичних и аноксичних услова узима концентрација раствореног кисеоника од 0,2 mg/l (Dimkić et al 2011в, 2011г). Dimkić et al. (2011д) мењају постављену границу, уводећи субоксичну редокс категорију (Eh веће од 200 mV, O₂=0,5-1,0 mg/l и Fe<0,1 mg/l) објашњавајући процесе у зони бунара Rb-21 на београдском изворишту подземних вода. Димкић са сарадницима развија методу за утврђивање степена оксичности средине у којој доминантно фигуришу редокс потенцијал Eh, садржај укупног и двовалентног гвожђа и садржај кисеоника. Ова методологија развија се и даље укључивањем већег броја података са различитих алувијалних изворишта.

Велика полемика вођена је кроз објављене научне радове код дефинисања почетка процеса редукције сулфата. Истраживања Postma and Jakobsen (1996) указала су да се редукција Fe(III) и редукција сулфата, са термодинамичког становишта могу одвијати симултано у различитим природним условима. Према овим ауторима, одређивање који ће процес бити фаворизован зависи пре свега од стабилности оксида гвожђа у седиментима и рН вредности средине, док је мањи значај дат концентрацији сулфата у подземној води. Такође тврде, да претходна тумачења да је „редукција оксида гвожђа енергетски повољнија у односу на редукцију сулфата“ важи само за порну воду, односно за мање стабилне оксиде гвожђа. Ryu et al. (2004), испитујући плитке издани у Калифорнији, износе закључак да иако теоретски редукција сулфата доводи до смањења њихове концентрације и пораста концентрације сулфида, теренским мерењима нису могли да нађу њихову међусобну зависност. Chapelle et al. (2009), допуњују постављену методологију из 2008. године, на основу прикупљених података о садржају гвожђа и сулфида у подземним водама из бунара за водоснабдевање у Америци. Они закључују да масени однос Fe^{2+}/H_2S може да укаже на процес који се одвија у подземним водама. Уколико је концентрација двовалентног гвожђа значајно већа од концентрације H_2S , редокс процес који се одвија у издани представља редукцију гвожђа. У допуњеној методологији (Chapelle et al. 2009, Jurgens et al. 2009) која је и коришћена у докторској дисертацији, постављене су границе на основу масеног односа раствореног Fe^{2+} и суме сулфида у води изражене као сума H_2S , HS^- и S^{2-} (mg/l). Уколико је масени однос већи од 10, редокс процес дефинисан је као редукција гвожђа, уколико је масени однос између 0,3 и 10 сматра се да се паралелно одвијају редукција гвожђа и сулфата, а уколико је однос мањи од 0,3 сматра се да се одвија редукција сулфата. Ипак у самом софтверу остављена је могућност да се унесе и само првих пет хемијских параметара из табеле 5.2. У том случају процес се непрецизно дефинише као редукција гвожђа или сулфата. Концентрације сулфида се ређе мере и анализирају. Досадашња пракса код нас и у свету, показала је да ови подаци обично недостају. Још један од разлога је праг детекције сулфида у подземним водама. Из тог разлога, уколико подаци о концентрацији сулфида (као крајњег продукта редукције сулфата) не постоје или су вредности испод прага детекције, не може се дати поуздан одговор на то да ли

се завршила редукција гвожђа у подземним водама и почела редукција сулфата или не.

5.1.2 Допуњена методологија за одређивање степена оксичности алувијалних средина

За потребе ове дисертације редокс-реакције, које се могу добити коришћењем примењеног софтвера *Workbook for identifying redox process* (Поглавље 3), подељене су на 21 тип којима су описани преовлађујући редокс процеси (табела 5.3). Додељивање типа (бројчане вредности) свакој реакцији настала је као потреба да се у тези графички прикажу редокс реакције и да се исте повежу са подацима о бактеријама у подземним водама. Оксичној редокс категорији додељен је коефицијент 21 (као енергетски најповољнијој) и представљена је реакцијом редукције кисеоника. Субоксична категорија издвојена је као посебна са бројем 20, а представљена је комбинацијом редукције кисеоника и нитрата. Граничне вредности за ову категорију нису дефинисане коришћеним софтвером. Следе оксидо-редукциони процеси карактеристични за мешање оксичних и аноксичних вода (најчешће насталих као последица режима рада бунара). Ове реакције приказане су у падајућем редоследу типовима од 19 до 14. Следе реакције везане за процес денитрификације (тип 13) односно паралелно одвијање редукције нитрата и редукције осталих електрон прималаца. Од типа 6 следе аноксичне редокс категорије (табела 5.3).

Табела 5.3: Типови редокс реакција са додељеним коефицијентом од 1 до 21

Редокс категорија	Преовлађујући редокс процес	Тип редокс реакције
Оксична	O ₂	21
Субоксична	O ₂ -NO ₃	20
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -Mn(IV)	19
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -Fe(III)	18
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -Fe(III)/SO ₄	17
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -Fe(III)-SO ₄	16
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -SO ₄	15
Мешана оксично-аноксична	O ₂ -CH _{4gen}	14
Аноксична	NO ₃	13
Мешана (аноксична)	NO ₃ -Mn(IV)	12
Мешана (аноксична)	NO ₃ -Fe(III)	11
Мешана (аноксична)	NO ₃ -Fe(III)/SO ₄	10
Мешана (аноксична)	NO ₃ -Fe(III)-SO ₄	9
Мешана (аноксична)	NO ₃ -SO ₄	8
Мешана (аноксична)	NO ₃ -CH _{4gen}	7
Аноксична	Mn(IV)	6
Аноксична	Fe(III)	5
Аноксична	Fe(III)/SO ₄	4
Мешана (аноксична)	Fe(III)-SO ₄	3
Аноксична	SO ₄	2
Аноксична	CH _{4gen}	1

*када је између процеса знак „-“, врши се паралелна редукција, односно O₂-Fe(III) значи да се врши паралелна редукција кисеоника и гвожђа. Ознаком „/“ означава се „и/или“ тако да Fe(III)/SO₄ означава да се врши редукција гвожђа и/или сулфата али да нема довољно улазних података да би се процес прецизније дефинисао

Иако бројни аутори претходно описаних методологија за одређивање редокс категорија подземних вода (потпоглавље 5.1.1), помињу значај бактерија које каталишу оксидо-редукционе процесе, у њиховим методологијама подаци микробиолошких анализа нису узимани у разматрање. Институт „Јарослав Черни“ од 2004. године паралелно са хемијским анализама прати и промене микробиолошких популација гвожђевитих, слуз-продукујућих, хетеротрофних и сулфато-редукујућих бактерија у бунарима на београдском изворишту подземних

вода. Од 2010. године фонд података о микробиолошким истраживањима допуњен је подацима са изворишта Трновче и Кључ, и дренажног система који су анализирани у тези.

Развојем микробиолошких метода и проучавањем бактерија у подземној средини и тлу, закључено је да оне имају значајну улогу у оксидо-редукционим процесима (Cullimore 1999, Wangl and Pepenguth 2000, Frankel and Bazylinski 2003, Kappler and Straub 2005, Madigan et al. 2009 и многи други). Бактерије које учествују у оксидацији сулфата или гвожђа могу да се „боре“ за електрон примаоце са хемијским процесима у оксичним и/или срединама са ограниченим садржајем нитрата (Најег 2007). Cullimore (1999) се бави везом између бактерија и редокс средина. Овај аутор наводи да се највећи број различитих врста бактерија може наћи у срединама у којима је мерена вредност редокс потенцијала између -50 до $+150\text{mV}$. Бактерије учествују као катализатори редокс процеса. Њихов значај у проучавању оксидо-редукционих процеса у подземној средини веома је битан за разумевање кинетике ових процеса.

Узимајући у обзир значај бактерија у подземним срединама као и њихов утицај на старење бунара (колмирање и корозију) при изради докторске дисертације извршена је допуна модификоване методе предложене од стране Chapelle et al. (2009), односно Jurgens et al (2009). У постојећи програм за анализу хемијских параметара (*Workbook for identifying redox process*), који указују на одређену редокс категорију, унети су подаци о редокс потенцијалу (Поглавље 3) и микробиолошким показатељима како би се тачније одредиле редокс категорије приказане у табели 5.3.

У оквиру Тумача за тестове биолошке активности постоји подела бактерија (DBI 2004). Подела бактерија у оквиру Тумача није била прилагођена тумачењу услова оксичности средине те је било је неопходно предложене поделе прилагодити потребама тезе.

5.1.2.1 Модификована подела бактерија према условима оксичности средине

Бактерије су прилагодљиви микроорганизми и могу се јавити у ширем дијапазону редокс-услова. За потребе дефинисања степена оксичности подземних вода у овој дисертацији се предлаже модификована подела микробиолошких конзорцијума према типу реакције која се јавља у тестеру за биолошку активности. Све реакције које се јављају означене су према шифрама датим у Протоколима за тумачење тестера (DBI 2004).

Посматрајући бунар по дубини у њему се могу мењати услови из оксичних у горњем делу бунара до аноксичних у доњем делу бунара (вертикална зоналност), нарочито ако се захватају различити делови издани и/или различите издани. Њихови конзорцијуми мењају се осим у зависности од раствореног кисеоника у води, рН вредности средине (неке гвожђевите бактерије су рецимо ацидофилне и јављају се само при ниским вредностима рН), тако и од температуре, садржаја хранљивих органских и неорганских материја и њихове доступности. У срединама са већим концентрацијама кисеоника, O_2 као јако оксидационо средство брзо реагује са раствореним гвожђем и манганом смањујући њихову доступност бактеријама. Када се користи термин гвожђевите бактерије, треба водити рачуна да су неке бактерије (*Gallionella*, *Leptothrix*, и др.) гвожђе-оксидишуће бактерије, док са друге стране род *Geobacter* или *Schewanella* припадају гвожђе-редукујућим бактеријама. Наведене чињенице узете су у обзир приликом израде матрице модификованих подела бактерија. Примењени BART тестови не омогућавају одређивање врста бактерија, већ група способних да живе у ширем дијапазону редокс услова.

Уз сваку од дефинисаних група бактерија додељен је коефицијент слично додељивању коефицијента код редокс процеса (додељени коефицијенти су 3, 6, 14 или 21). Ови коефицијенти служе да би се одређена група бактерија, односно тип реакције која се јави у тестеру бактеријске активности, могла графички приказати. Бактерије су прилагодљиве различитим условима средине и нису

стриктно везане за одређени тип редокс-процеса. Обзиром да је било потребно типове бактеријских реакција упоредити са добијеним преовлађујућим редокс процесима (21 дефинисани редокс процес), број 21 односи се на аеробну бактеријску флору; број 14 додељен је аеробним бактеријама које се могу јавити у конзорцијуму са неким анаеробним бактеријама; број 6 додељен је анаеробним бактеријама које се могу јавити у конзорцијуму са неким аеробним бактеријама, док број 3 означава анаеробне бактерије.

Имајући у виду набројане чињенице посебно је вођено рачуна о издвајању бактерија које могу живети у мешаним редокс условима у које би спадале све групе бактерија дефинисане коефицијентима 14 и 6. Додељени коефицијенти имају шири дијапазон значења, нарочито када се у BART тестеру јави комбинација реакција. Све реакције које се могу јавити у BART тестерима описане су у протоколима наведеним у Поглављу 3. Поједине комбинације које се јављају у тестеру захтевају упоређење са осталим спроведеним BART тестовима истог узорка подземне воде, како би се прецизније дефинисала микробиолошка категорија.

Реакција CL у тестеру за гвожђевите бактерије може да покаже бактерије које живе у ширем дијапазону позитивних вредности редокс потенцијала (аеробне бактерије), док формирање пене око куглице реакција FO указује на анаеробне бактерије (Cullimore 1999). Да би се одредио тип реакције гледа се која се реакција прва јавила и ког дана инкубације. Ако се прво јавила реакција CL а затим FO, конзорцијум је дефинисан као доминантне аеробе са неким анаеробама (тип реакције 14), док је обрнута појава реакција дефинисана као доминантне анаеробе са неким аеробама (тип реакције 6).

Одређене групе бактерија везане за превасходно анаеробне услове могу да се јаве и у донекле оксичнијим редокс зонама, у тзв. „деповима“ у којима локално владају аноксични услови. Тада анаеробне бактерије живе у симбиози са аеробним бактеријама у микроеколошким нишама, добро заштићене од директног утицаја кисеоника. Слиз-продукујуће бактерије помажу опстанак сулфато-

редукујућих бактерија штитећи их од присутног кисеоника у води. Створена слуз омогућава формирање анаеробних услова испод наслага слузи, и у тим нишама развијају се бактерије којима кисеоник не одговара за опстанак. Тако сулфато-редукујуће бактерије које су доминантни анаероби (редокс услови у којима се самостално јављају крећу се од -200 mV до $+50\text{ mV}$, према Cullimore 1999), могу да се нађу и у оксичним срединама, у симбиози са слуз-продукујућим бактеријама.

С друге стране иако су слуз-продукујуће бактерије углавном везане за оксичне услове (већина ових бактерија се јавља у срединама $+50\text{ mV}$ до $+200\text{ mV}$) поједине су се прилагодиле редуктивним срединама па формирана црна течност у BART тестеру, реакција BL, указује на врсте које живе у условима без раствореног кисеоника.

Упоредба резултата са дефинисаним редокс процесима на основу хемијских параметара, познавањем геологије терена и режима рада бунара, добијени резултати микробиолошких анализа су се показали корисним за потврђивање услова који владају у подземној средини. Такође су омогућили да се сагледају ризици услед појаве превеликог броја активних ћелија бактерија у бунарима, као и да послуже за боље разумевање процеса колмирања и корозије.

Поред карактеристичне реакције у BART тестеру, за детаљне анализе коришћени су подаци о:

- Броју потенцијално активних ћелија (израженом као рас/ml),
- Дану иницијалне појаве реакције (време од почетка посматрања тестера када се јавља одређени тип реакције).

Дан иницијалне појаве реакције одређује да ли је реакција од значаја за проблеме корозије или колмирања, односно да ли је потребно предузети мере за уклањање бактерија из бунара. Број активних ћелија са друге стране говори о „оптерећености“ узорка воде бактеријама и указује да ли је њихов број близак природном фону или је средина погодна за развој и размножавање бактерија. За

потребе ове докторске дисертације, групе испитиваних бактерија су подељене на подкатеорије према условима оксичности у којима бактерије живе.

Подела гвожђевитих бактерија (у даљем тексту IRB)

IRB (iron-related bacteria) подељене су на четири групе:

1. АНАЕРОБНЕ IRB БАКТЕРИЈЕ (FO-BC, RC).....3
2. АНАЕРОБНЕ IRB СУ ДОМИНАНТНЕ СА УСЛОВНО АЕРОБНИМ (FO-CL–OTHER CODES).....6
3. ДОМИНАНТНЕ СУ АЕРОБНЕ IRB АЛИ СЕ ПОЈАВЉУЈУ И АНАЕРОБНЕ IRB БАКТЕРИЈЕ (CL-FO-OTHER CODES).....14
4. АЕРОБНЕ IRB БАКТЕРИЈЕ (CL-BR).....21

Подела сулфато-редукујућих бактерија (у даљем тексту SRB)

SRB (sulfate-reducing bacteria) – подељене су у четири групе:

1. АНАЕРОБНЕ SRB БАКТЕРИЈЕ присутне дубоко у порозној средини – редукција сулфата (BB).....3
2. ДОМИНАНТАН АНАЕРОБНИ КОНЗОРЦИЈУМ СА БАКТЕРИЈАМА КОЈЕ МОГУ ФУНКЦИОНИСАТИ АЕРОБНО (BB-BA) (нпр. слуз-продукујуће бактерије удружене са сулфато-редукујућим бактеријама – SRB)6
3. ДОМИНАНТАН АЕРОБНИ КОНЗОРЦИЈУМ КОЈИ УКЉУЧУЈЕ SRB БАКТЕРИЈЕ АЛИ У КОНЗОРЦИЈУМУ СЕ НАЛАЗЕ И АНАЕРОБНЕ БАКТЕРИЈЕ (BT-BA).....14

4. ДОМИНАНТНЕ АЕРОБНЕ СЛУЗ-ПРОДУКУЈУЋЕ БАКТЕРИЈЕ КОЈЕ
УКЉУЧУЈУ SRB У КОНЗОЦИЈУМУ (BT).....21

Подела хетеротрофних аеробних бактерија (у даљем тексту НАВ)

НАВ (heterotrophic bacteria) – подељене су на две групе:

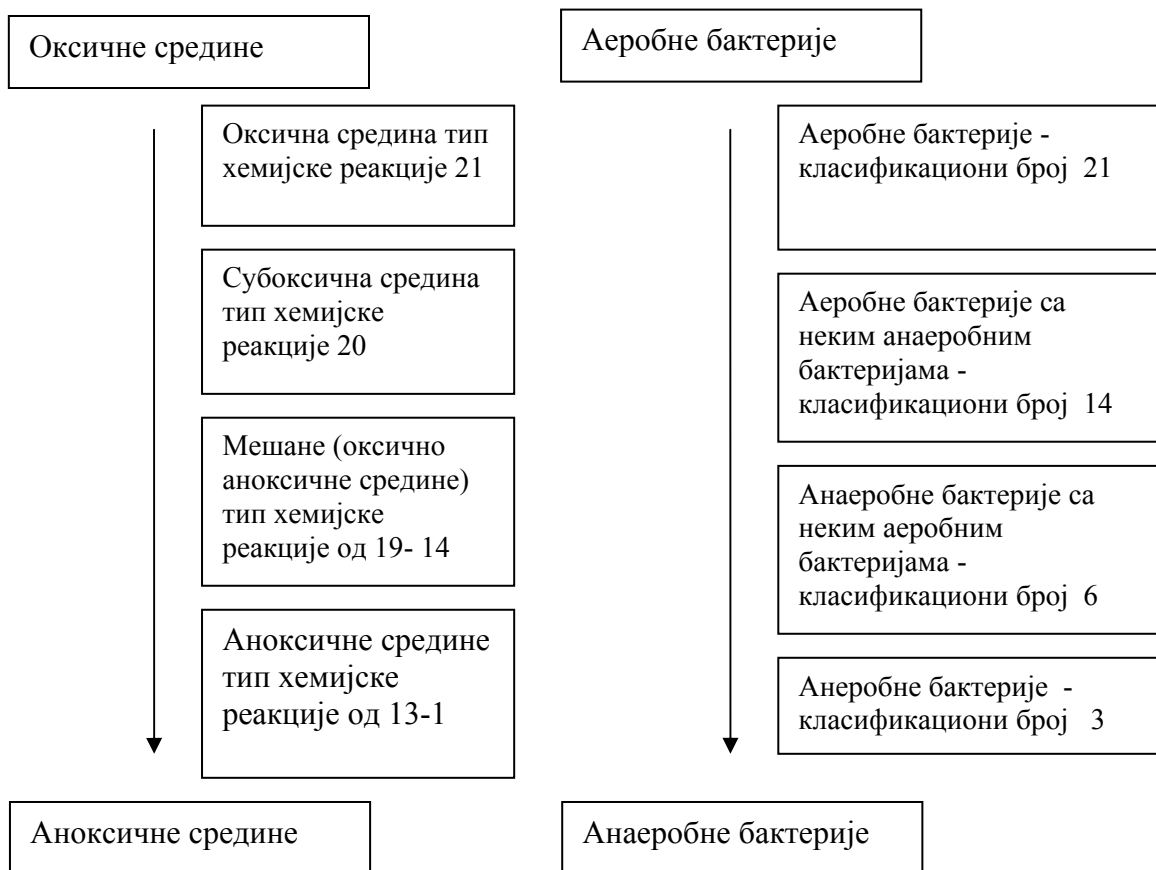
1. ХЕТЕРОТРОФНЕ АНАЕРОБНЕ БАКТЕРИЈЕ (DO).....3
2. ХЕТЕРОТРОФНЕ АЕРОБНЕ БАКТЕРИЈЕ (UP).....21

Подела слуз-продукујућих бактерија (у даљем тексту SLYME)

SLYME (slyme producing bacteria) – подељене су на три групе:

1. SLYME СПОСОБНЕ ДА ЖИВЕ У ВРЛО РЕДУКТИВНИМ УСЛОВИМА
(CL-BL).....3
2. SLYME ФАКУЛТАТИВНЕ АНАЕРОБЕ (DS-CL, CP-CL).....6
3. SLYME БАКТЕРИЈЕ КОЈЕ СЕ ЈАВЉАЈУ У РЕДОКС ФРОНТУ
(CL-SR, CL-DS).....14
4. SLYME АЕРОБНЕ БАКТЕРИЈЕ (TH-CL, CL-PB, CL-GY).....21

Шематска подела средина и бактерија према томе да ли припадају аеробним или анаеробним приказана је на слици 5.1.



Слика 5.1: Шематска подела средина и бактерија у односу на услове оксичности

5.2 Анализа резултата хемијских и микробиолошких истраживања подземних вода

5.2.1 Резултати анализа хемијског састава подземних вода

На основу гору приказане методологије а применом *in-situ* и лабораторијских метода приказаних у Поглављу 3, обрађени су подаци о хидрохемијском саставу подземних вода одабраних бунара и пијезометара са три локалитета: изворишта Трновче и Кључ и дренажног система Ковин-Дубовац. Укупан број обрађених хемијских анализа износи 130, од чега:

- 47 хемијских анализа подземних вода из одабраних бунара и пијезометара изворишта Трновче,
- 21 хемијска анализа из бунара и пијезометара са изворишта Кључ, и

- 62 хемијске анализе подземних вода из дренажних бунара и пијезометара са подручја Ковин –Дубовац.

5.2.1.1 Опште карактеристике хемијског састава подземних вода на испитиваним подручјима

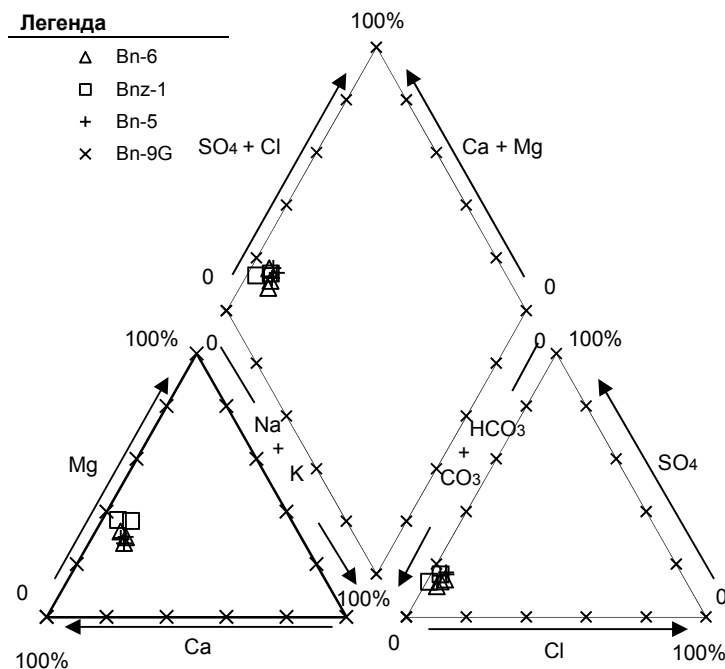
Хемијски састав вода плитких алувијалних издани формира се под утицајем речних и атмосферских вода, климатских фактора, литолошко-минералског састава стена и хемијског растварања минерала који чине стенску масу (процес хидролизе), оксидо-редукционих процеса, процеса сорбирања и дисперзије, мешања вода из различитих делова издани или из различитих издани, режима подземних вода и интензитета водозамене. Поред наведених фактора на хемијски састав могу утицати и бројни други природни и вештачки фактори. Интензивна пољопривредна активност (ђубрење тла, употреба пестицида и хербицида), непостојање канализационе мреже у насељеним местима, депоније и ексцесна загађења, могу да утичу на деградацију природног квалитета вода. Одређивање типа подземних вода са три локације истраживања извршено је према следећим класификацијама које наводе Димитријевић (1988) и Драгишић (1997):

1. Подела вода према вредности рН (Ivanov and Nevraev 1964 у Драгишић 1997)
 - Јако киселе воде рН < 3
 - Киселе воде рН од 3-5
 - Слабо киселе воде рН од 5-6,5
 - Неутралне воде рН од 6,5-7,5
 - Слабо базне рН од 7,5-8,5
 - Базне воде рН од 8,5-9,5
 - Јако базне воде рН > 9,5
2. Класификација вода према тврдоћи (Sawayer and McCarty 1967) - дели воде на четири категорије према садржају CaCO₃ (mg/l).
 - Меке воде: 0-75 mg/l CaCO₃

- Умерено тврде воде: 75-150 mg/l CaCO₃
 - Тврде воде: 150-300 mg/l CaCO₃
 - Веома тврде воде: >300 mg/l CaCO₃
3. Класификација вода према степену минерализације:
- Маломинерализоване воде (M<1000 mg/l)
 - Минерализоване воде (M>1000 mg/l)
4. Класификација вода према преовлађујућим компонентама хемијског састава вода-класификација Алекина (1953):
- I тип $\text{HCO}_3^- > \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$
 - II тип $\text{HCO}_3^- < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} < \text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-}$
 - III тип $\text{HCO}_3^- + \text{SO}_4^{2-} < \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}$ или $\text{Cl}^- > \text{Na}^+$
 - IV тип $\text{HCO}_3^- = 0$

5.2.1.1.1 Опште карактеристике подземних вода на изворишту Трновче

Према подацима хемијских анализа подземне воде на изворишту Трновче припадају неутралним водама са просечном вредности рН=7,2. Просечна вредност садржаја CaCO₃ износи 366 mg/l, чиме се воде сврставају у групу врло тврдих вода. Просечна вредност укупне минерализације износи 492 mg/l. Нижу минерализацију имају подземне воде у бунарима ближе реци, а већу бунари и пијезометри у залеђу (Bnz-1, Pd-1/04 Pd-2/04). На основу података хемијских анализа у периоду 2010.-2012. године, вредност укупне минерализације подземне воде у бунару Bnz-1 се повећавала са просечних 475 mg/l у 2010. години (хидролошки просечна година) на 579 mg/l у 2011. години (период маловођа). Просечна температура подземних вода кретала се око 12,6°C. Минимална забележена температура износила је 8,1°C а максимална 15,5°C. Трилинеарни дијаграм хемијског састава подземних вода узоркованих из бунара на изворишту Трновче приказан је на слици 5.2.



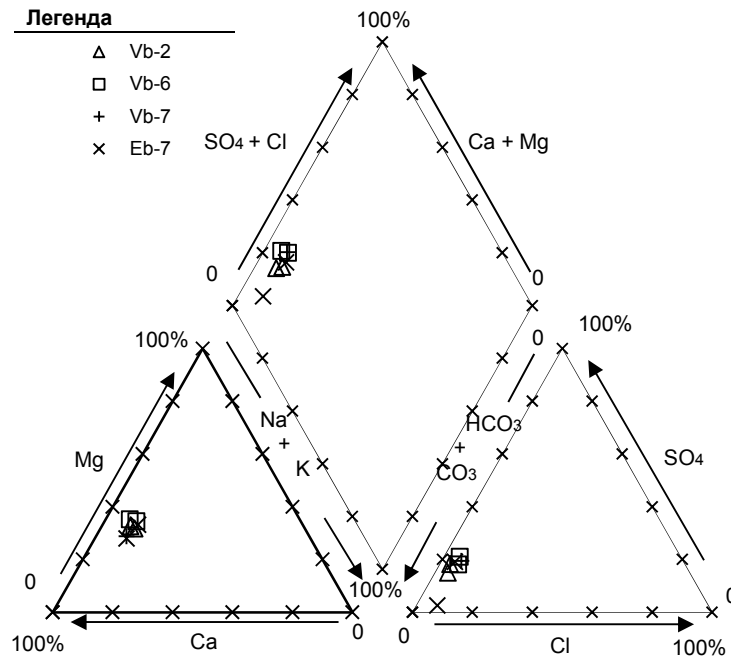
Слика 5.2: Трилинearни дијаграм хемијског састава подземних вода изворишта Трновче

Просечне вредности укупног гвожђа у подземним водама изворишта Трновче крећу се око 2,88 mg/l, а мангана 0,61 mg/l. Значајно су повећане вредности кисеоника које се крећу од 0,1 – 7,1 mg/l, а просечна вредност износи 1,68 mg/l. Вредности Eh крећу се од 110-360 mV, а просечна вредност износи 234 mV. Садржај нитрата у узетим узорцима из бунара и блиских пијезометара са изворишта Трновче просечно је износио 0,88 mg/l. Статистичка анализа редокс сензитивних врста добијених анализама бунарске воде приказана је на слици 5.5.

5.2.1.1.2 Опште карактеристике подземних вода на изворишту Кључ

Анализиране подземне воде са изворишта Кључ, такође припадају неутралним водама са средњом вредношћу pH=7,08. Просечна вредност садржаја CaCO₃ износи 400 mg/l, што их сврстава у веома тврде воде, према коришћеној класификацији. Минерализација подземних вода просечно је износила 419 mg/l. Када се пореде резултати минерализације на основу резултата из 2010. и 2011. године, вредности су биле ниже за 20-80 mg/l током хидролошки просечне 2010. године, у односу на сушну 2011. годину. Просечна температура подземних вода

износила је 13,2 °C, минимална измерена вредност 11°C а максимална 17,9°C (у пијезометру Pvb-2N). Трилинеарни дијаграм хемијског састава подземних вода узоркованих из бунара на изворишту Кључ приказан је на слици 5.3.



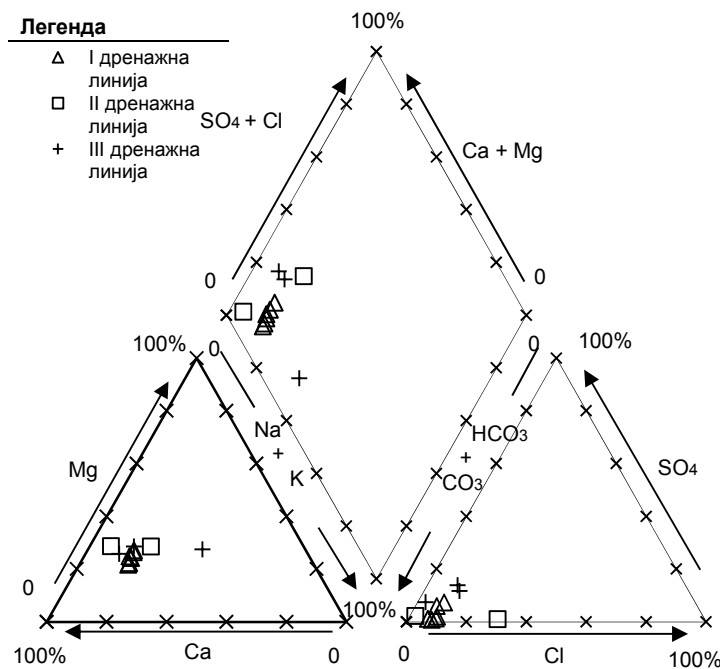
Слика 5.3: Трилинеарни дијаграм хемијског састава подземних вода на изворишту Кључ

Просечне вредности укупног гвожђа у подземним водама изворишта Кључ крећу се испод 0,01 mg/l. Максималне вредности мангана имали су узорци из пијезометра Pvb-2N где се концентрација кретала до 0,38 mg/l. Просечне вредности раствореног кисеоника крећу се око 4,8 mg/l. Вредности редокс потенцијала крећу се од 311 до 419 mV, а просечна вредност износи 370 mV. У бунарима уз Велику Мораву на изворишту Кључ просечна вредност нитрата у узетим узорцима износила је 5,81 mg/l, а максимална забележена вредност износила је 17,4 mg/l. Објашњење повећаних концентрација нитрата (Раденковић и Борели-Здравковић 2003) везано је за продор загађених вода из залеђа (насеља Пругово, Лучица и Пољане), због чега је и формирана хидрауличка баријера са инфилтрационим базенима којима се извориште штити од ове негативне појаве која често прати оксична изворишта (потпоглавље 4.2). Статистичка анализа

редокс сензитивних врста, за податке добијене хемијским анализама бунарске воде, са изворишта Кључ приказана је на слици 5.5.

5.2.1.1.3 Опште карактеристике подземних вода дренажног система Ковин-Дубовац

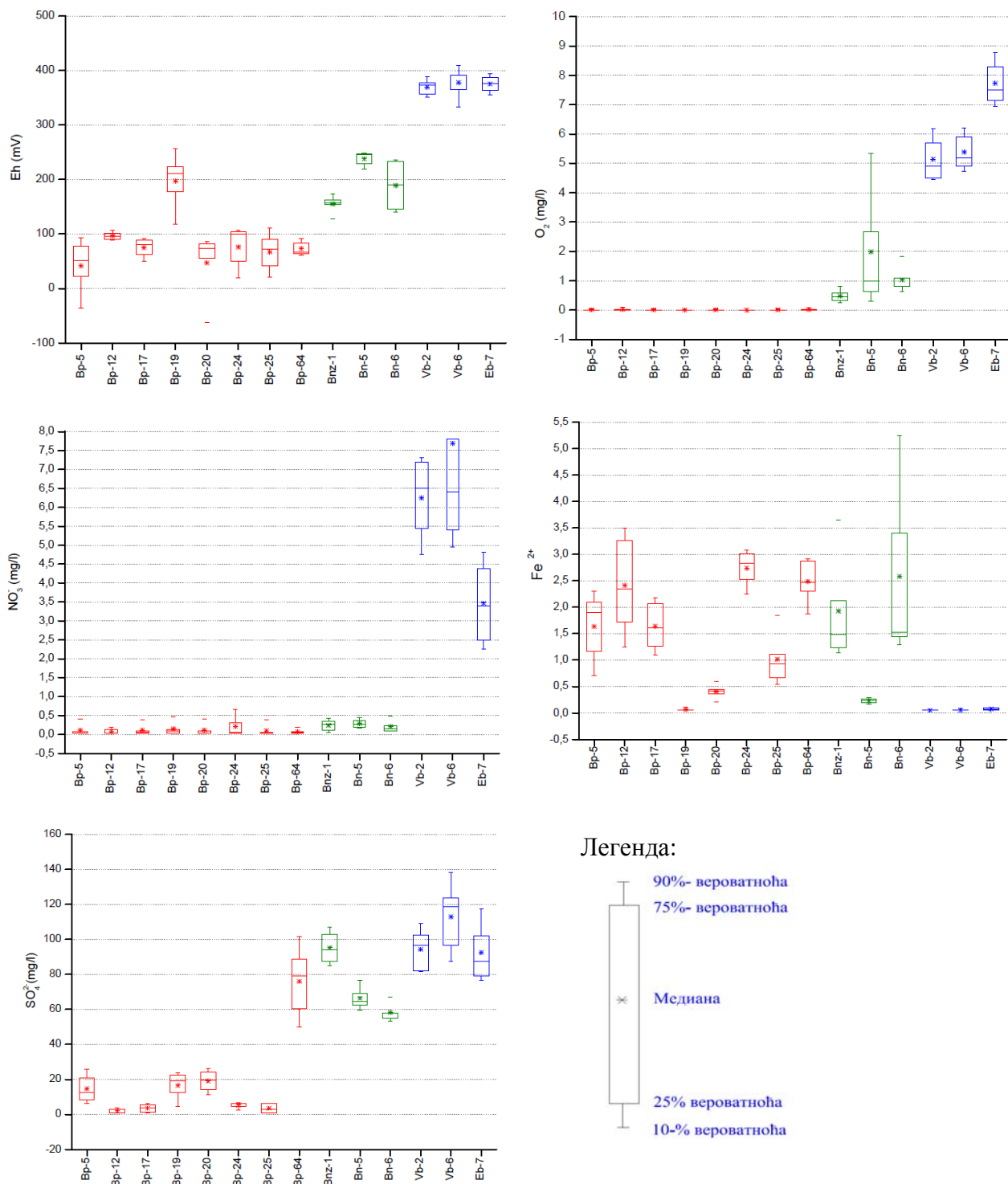
Подземне воде дренажног система Ковин-Дубовац припадају неутралним водама, са просечном вредности $pH=7,3$. Тврдоћа воде је нижа у поређењу са извориштима Кључ и Трновче. Просечна тврдоћа воде износи 287 mg/l CaCO_3 , те ове воде припадају трећој групи, односно тврдим водама. Према укупној минерализацији сврставају се у групу маломинерализованих вода, са просечном вредности укупне минерализације од 384 mg/l . Температура подземних вода кретала се у распону од $12,4^\circ\text{C}$ до $13,7^\circ\text{C}$, а просечна вредност је износила $13,1^\circ\text{C}$. Трилинеарни дијаграм хемијског састава подземних вода узоркованих из бунара са подручја Ковин-Дубовац, приказан је на слици 5.4.



Слика 5.4: Трилинеарни дијаграм хемијског састава подземних вода дренажног система Ковин-Дубовац

У узетим узорцима подземних вода са подручја Ковин-Дубовац садржај нитрата био је испод границе детекције методе (а повећане концентрације нађене су у два узорка воде из пијезометара Вр-12/Р-1 и Вр-16/Р-1). Подземне воде два бунара издвајају се по хемијском саставу од осталих. Бунар Вр-19 са прве дренажне линије издваја се по концентрацији гвожђа испод 0,1 mg/l и високим вредностима редокс потенцијала, односно бунар Вр-64 са треће дренажне линије по повишеном садржају хидрокарбоната у води (498 mg/l). Просечне вредности укупног гвожђа крећу се око 3,42 mg/l, а вредности мангана око 0,46 mg/l. Концентрације сулфата на подручју Ковин-Дубовац су ниске (просечне вредности су око 10 mg/l), осим у бунарима Вр-64 (просечна вредност износи 76,3 mg/l) и Вр-16 (просечна вредност 85,2 mg/l). Повремено се јављају сулфиди али због малог броја анализа не може се говорити о просечним вредностима. Максималне вредности раствореног кисеоника су 0,17 mg/l, а већина бунара има концентрације кисеоника испод прага детекције методе. Статистичка анализа редокс сензитивних врста приказана је на слици 5.5.

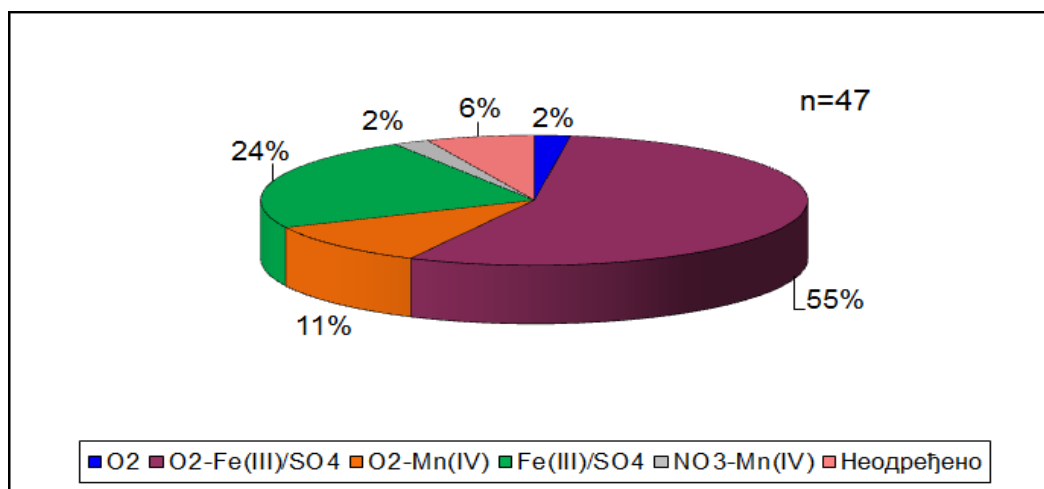
За детаљнија истраживања хидрохемијских карактеристика подземних вода урађена је статистичка анализа редокс сензитивних врста по подручјима. Анализирани су подаци везани искључиво за бунаре, обзиром на тему дисертације. На слици 5.5 су дати подаци статистичке обраде података о редокс сензитивним врстама по одабраним подручјима истраживања за: редокс потенцијал E_h , растворени кисеоник, концентрације нитрата, двовалентног гвожђа и сулфата.



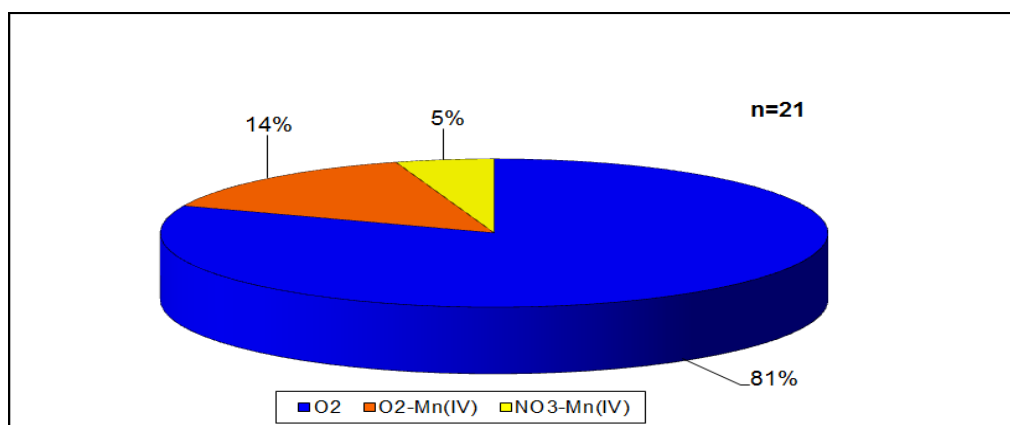
Слика 5.5: Статистичка обрада података редокс сензитивних врста на основу анализа бунарске воде дренажног система Ковин–Дубовац (црвено), изворишта Трновче (зелено) и изворишта Кључ (плаво), за период 2010.-2012. година

5.2.1.2 Одређивање преовлађујућих редокс процеса на основу резултата хемијских анализа подземних вода

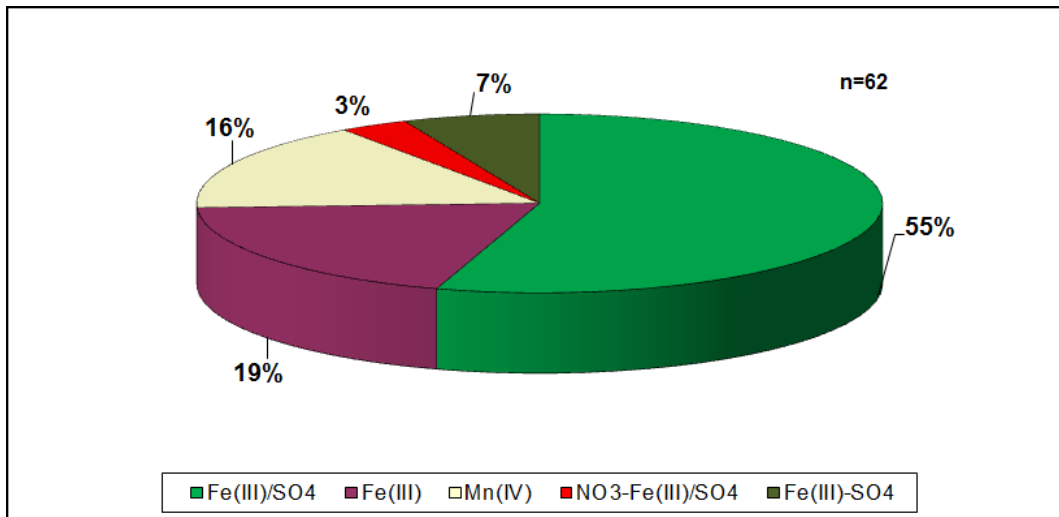
Применом софтверског пакета (Jurgens et al. 2009) извршено је одређивање преовлађујућих редокс процеса на три испитивана подручја (слике 5.6, 5.7 и 5.8). На основу добијених резултата, коришћењем хемијских параметара, добијени су прелиминарни подаци за одређивање степена оксичности средине.



Слика 5.6: Процентуални удео преовлађујућих редокс – реакција у узетим узорцима подземних вода из бунара и пијезометара са изворишта Трновче



Слика 5.7: Процентуални удео преовлађујућих редокс – реакција у узетим узорцима подземних вода из бунара и пијезометара са изворишта Кључ



Слика 5.8: Процентуални удео преовлађујућих редокс – реакција у узетим узорцима подземних вода из бунара и пијезометара дренажног система Ковин-Дубовац

У алувиону Велике Мораве јасно се раздвајају два хидрогеохемијски различита подручја. На изворишту Трновче анализе указују на мешање оксично-аноксичних подземних вода, од чега 55% испитаних узорака као преовлађујући редокс процес показује паралелну редукцију O₂-Fe(III)/SO₄, а у 11% узорака јавља се паралелна редукција O₂-Mn(IV). Аноксичну редокс категорију (табела 5.3) показује 25% узетих узорака, од чега је као преовлађујући редокс процес NO₃-Mn(IV), одређен у 2% случајева а осталих 23% показују редукцију Fe(III)/SO₄. Због малог броја анализа сулфида, није могла да се повуче јасна граница између редукције гвожђа и редукције сулфата, коришћењем само хемијских података редокс сензитивних врста. Високе вредности раствореног кисеоника, заједно са високим вредностима раствореног гвожђа у подземној води (слика 5.5) указују да постоји редокс фронт. Мерења редокс потенцијала на изворишту Трновче показују и веће осцилације добијених вредности које зависе и од режима рада бунара (да ли је привремено искључен из рада, динамичког нивоа воде у бунару) и од начина прихрањивања издани током године. Подаци добијени мерењима у блиским пијезометрима показују да је зона мешања оксичних и аноксичних вода проширена значајно ван водозавхвата што доприноси брзом колмирању објеката, прифилтерске зоне и издани (Поглавље 6, слика 6.5).

Извориште Кључ је према подацима хемијских анализа доминантно оксично извориште. Обрађени подаци показују да је 81% дефинисаних редокс процеса представљено редукцијом кисеоника, што показује оксичну средину (табела 5.3). Мешане оксично-аноксичне средине дефинисане су за 19% узорака при чему је редокс-процес у 14% тих случајева представљен реакцијом паралелне редукције O_2 -Mn(IV) а једна реакција је показала паралелно одвијање редукције NO_3 -Mn(IV). Све реакције мешаних оксично-аноксичних средина везане су за исту микролокацију бунара Vb-2 и његовог блиског пијезометра Pvb-2N. У потпоглављу 4.2 докторске дисертације показано је да су петролошка истраживања потврдила локално повећане концентрације мангана у седименту око овог бунара. Геохемијске карактеристике седимената у директној су вези са дефинисаним редокс-процесом који се одвија на микролокацији овог испитиваног водозахвата. Вредности нитрата у подземној води значајно су веће од вредности на остала два подручја, док гвожђе потпуно одсуствује (слика 5.5). Вредности редокс потенцијала такође јасно указују на разлике између ова два алувијална изворишта (слика 5.5). Извориште Кључ карактеришу високо позитивне вредности Eh углавном преко 300mV, док се извориште Трновче одликује нижим вредностима редокс потенцијала које значајније осцилују.

Хемијске анализе и обраде података показују да на подручју ковинске депресије бунари каптирају аноксичне подземне воде. Разлике у преовлађујућим редокс-процесима, које се одвијају на путу филтрације подземних вода, показују да се може издвојити микролокација која се карактерише редукцијом мангана; зона бунара Вр-19 са његова два пијезометра (блиским пијезометром Вр-19/Р-2 и пијезометром на профилу ка Дунаву Вр-19/Р-1). Вредности редокс потенцијала за овај бунар и наведене пијезометре увек су значајно веће од осталих бунара дренажног система (слика 5.5). Две анализе показале су паралелно одвијање процеса редукције NO_3 -Fe(III)/ SO_4 . Основна сврха дренажних бунара је заштита пољопривредног земљишта од успора изазваног радом хидроелектране "Ђердап". У аноксичним условима нитрати се брзо редукују до азота што је разлог малог броја анализа у којима се јавио овај редокс-процес (3% обрађених анализа). На подручју ковинске депресије претежно се јавља паралелна редукција гвожђа и сулфата (55% дефинисаних процеса). За мали број хемијских анализа у којима је

одређен садржај сулфида процес је детаљније анализиран. Паралелан редукција Fe(III)-SO₄ одређена је у 7% свих узетих узорака, док је 19% од укупног броја узорака показало да је у питању само редукција Fe(III). Обзиром да се на терену приликом ниских водостаја Дунава осећа мирис водоник-сулфида H₂S, с правом се може очекивати да би један број анализа који је показао нејасну границу између редукције гвожђа и сулфата, изражену као редокс процес Fe(III)/SO₄, показао да се оба процеса паралелно одвијају, да су вршене анализе сулфида. Вредности редокс потенцијала показују знатно ниже вредности у односу на изворишта у алувиону Велике Мораве (слика 5.5). Ови резултати иду у прилог чињеници да је реч о аноксичним срединама. Високе вредности раствореног гвожђа с једне стране и ниске вредности или одсуство кисеоника с друге, потврђују да је средина аноксична.

Хемизам подземних вода мења се у времену и простору. У зависности од начина прихрањивања (река храни издан или издан храни реку), количине падавина, антропогеног утицаја на плитке алувијалне издани (нарочито уколико су повлатни седименти танки или исклињавају), могу се мењати редокс услови. Мешањем аноксичних вода из дубљих делова издани са плићим оксичнијим водама, у условима надексплоатације у бунару се формира редокс фронт. Посматрајући добијене реакције уочава се израженост ове појаве на подручју изворишта Трновче. Одређивање преовлађујућег редокс процеса дефинисаног као редукција кисеоника заједно са редукцијом гвожђа или сулфата показује да се мешање аноксичних вода са кисеоником одвија у самом бунару али и ван бунара (подаци из пијезометара). Овај проблем детаљно ће бити дискутован у наредним поглављима.

5.2.2 Резултати микробиолошких анализа подземних вода

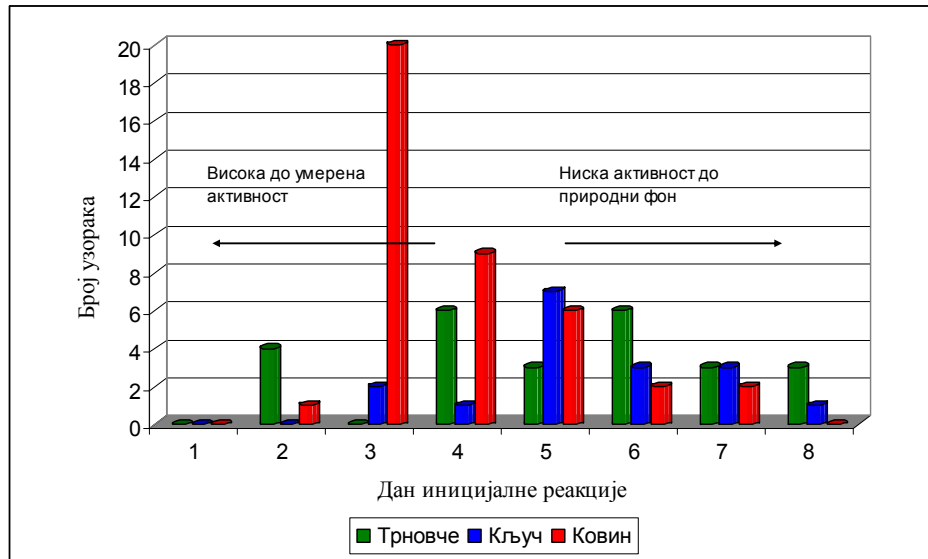
Микробиолошке анализе извршене су коришћењем комерцијалних BART тестова. Укупан број микробиолошких анализа дат је у табели 5.4. BART тестови у 2012. години рађени су на малом броју објеката те њихови резултати нису дати на графичким приказима, где је вршено поређење резултата хемијских и микробиолошких анализа.

Табела 5.4: Укупан број BART анализа урађених у периоду 2010. - 2011. година

Локација	Година	Број IRB анализа	Број SRB анализа	Број SLYME анализа	Број НАВ анализа	Укупан број анализа
Трновче	2010	11	11	11	11	44
Трновче	2011	14	14	14	14	56
Кључ	2010	10	10	10	10	40
Кључ	2011	7	7	7	7	28
Ковин-Дубовац	2010	26	26	26	19	97
Ковин-Дубовац	2011	16	16	16	16	64
УКУПНО		84	84	84	77	329

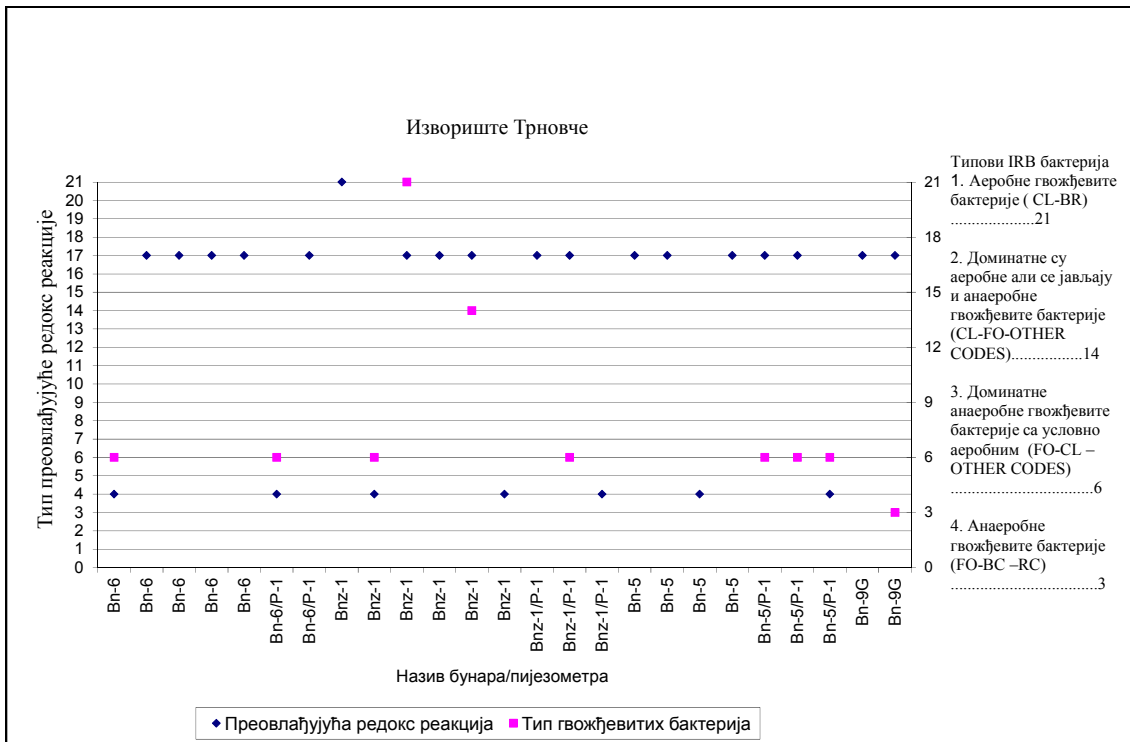
5.2.2.1 Резултати анализа гвожђевитих бактерија IRB

Са аспекта старења бунара осим типа реакције коју показују микробиолошки тестови, значајнији је број потенцијално активних ћелија бактерија у узорку и дан иницијалне појаве реакције. Свака реакција има одређени „тежински коефицијент“ са аспекта одређивања старења бунара. Тако појава реакција описаних у Тумачу (DBI 2004) као CL (*cloudy growth*) или FO (*foam*) су значајне за старење бунара само ако се реакције јаве пре 4. дана инкубације, док већина осталих реакција има значаја само ако се јави пре 8. дана инкубације (слика 5.9). Дан појаве реакције у директној је вези и са бројем потенцијално активних ћелија. За гвожђевите бактерије број потенцијално активних ћелија читава се из таблице (DBI 2004). Гвожђевите бактерије имају значајну улогу као катализатори оксидације гвожђа и у стварању наслага у прифилтарској зони бунара, као и у самим објектима (Поглавље 6). На сликама од 5.10 до 5.12 приказани су упоредни резултати одређених редокс процеса дефинисаних кроз концентрације редокс сензитивних параметара и резултати микробиолошких анализа за гвожђевите бактерије.



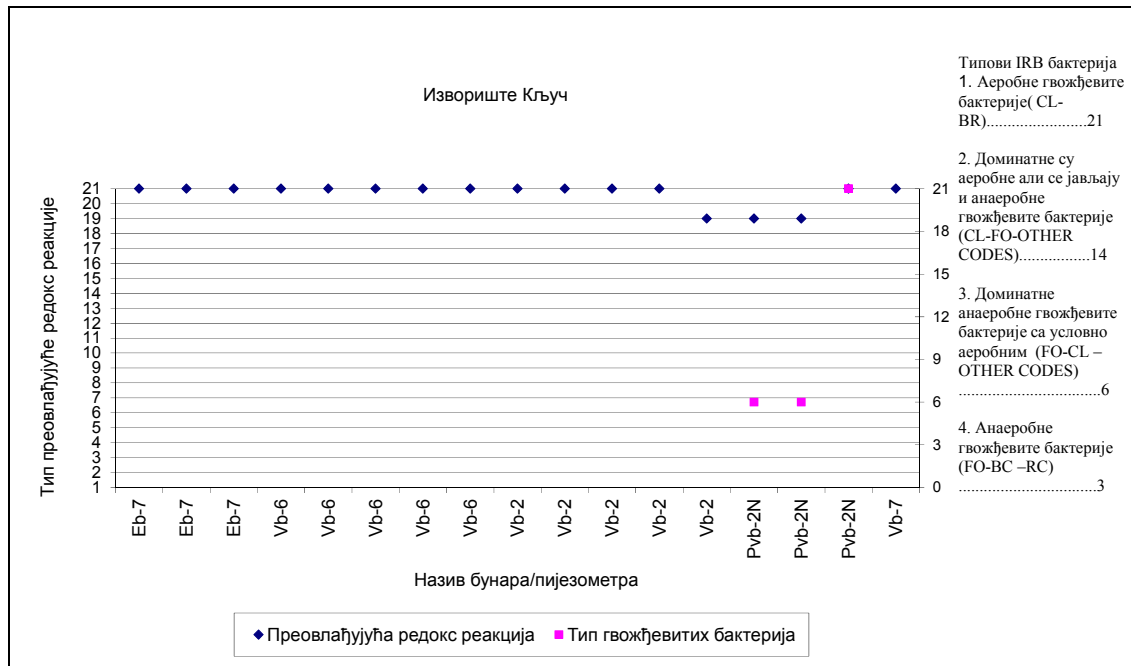
Слика 5.9: Број узорака према дану иницијалне реакције по локацијама

На изворишту Трновче према добијеним резултатима IRB BART тестова реакције које се јављају указују на доминантно присуство анаеробних бактерија са условно аеробним (слика 5.10). Повећана активност гвожђевитих бактерија забележена је у пијезометрима, односно у бунарима после регенерације. Повећан број потенцијално активних бактеријских ћелија у подземној води изворишта Трновче (2 дан иницијалне реакције; 140.000 бактеријских ћелија) јавио се у бунарима одмах након извршене регенерације (септембра 2011. године). *Gallionella* и *Leptothrix*, гвожђевите бактерије нађене у талозима из бунара са изворишта Трновче, показују да су бактерије наталожиле гвожђе на својим ванћелијским омотачима и да се боре са хемијском оксидацијом гвожђа за изворе хране (Поглавље 6).



Слика 5.10: Зависност дефинисаних преовлађујућих редокс процеса и типова гвожђевитих бактерија на изворишту Трновче

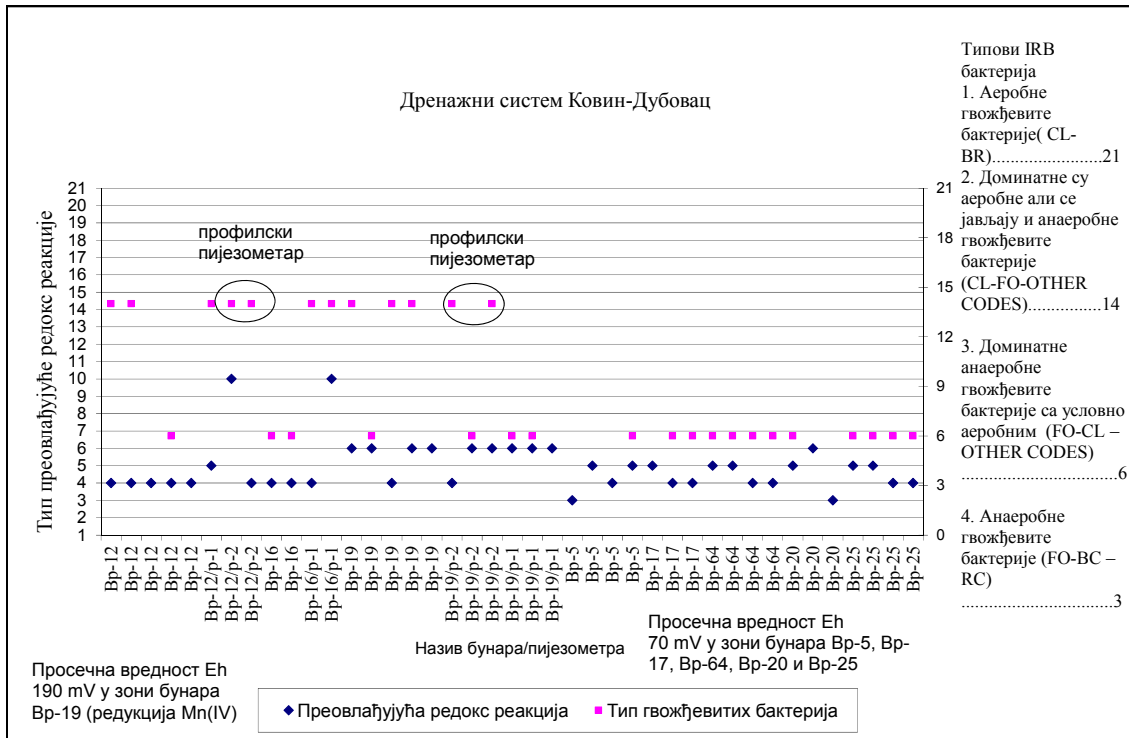
На изворишту Кључ, гвожђевите бактерије са умереном активношћу јављају се само у пијезометру Pvb-2N (слика 5.11) који се и по дефинисаној редокс категорији, односно редокс процесу издваја и показује редукцију O_2 -Mn(IV). Обзиром да могу, уместо гвожђа да користе манган за своје метаболичке процесе, њихова умерена активност у зони бунара Vb-2, може се објаснити и локално већим садржајем мангана у седиментима. Cullimore (1986) наводи податак да је довољно 0,5 mg/l Mn да би се повећао број гвожђевитих бактерија. По овој познатој гвожђевитој бактерији *Lepthotrix spp.* (van Veen et al. 1978). Од укупног броја анализираних узорaka 18% (све анализе везане за пијезометар Pvb-2N) показале су умерену активност док је 82% узетих узорaka показало слабу активност гвожђевитих бактерија, односно реакција се јавила после 4 дана инкубације.



Слика 5.11: Зависност дефинисаних преовлађујућих редокс процеса и типова гвожђевитих бактерија на изворишту Кључ

Реакције гвожђевитих бактерија из узорака подземне воде подручја Ковин-Дубовац показују присуство доминантних анаероба са неким аеробим бактеријама (6 бунара) или аеробнији конзорцијум у зонама бунара Вр-12 и Вр-19 (слика 5.12). Ако се посматра бунар Вр-19 и његова два пијезометра, средина је на основу хемијских анализа окарактерисана као аноксична са појавом редукције $Mn(IV)$ и разликује се од осталих бунара. У претходном тексту поменуто је да су редокс потенцијали подземне воде у овом бунару и његовим пијезометрима значајно виши од осталих (слика 5.5). Аеробнији конзорцијум јавља се у пијезометрима на профилу ка Дунаву (Вр-12/Р-2 и Вр-19/Р-2) као последица већег прилива површинских вода из реке. Присуство аеробнијег конзорцијума забележено је заједно са појавом процеса редукције нитрата у оба узорка. У односу на изворишта у алувиону Мораве, активност гвожђевитих бактерија на подручју дренажног система Ковин-Дубовац много је већа. Просечан број активних ћелија гвожђевитих бактерија у бунарима дренажног система кретао се око 35 000 рас/ml. Од укупног броја анализираних узорака подземних вода 75% показало је број активних ћелија у рангу између 9.000 – 141.000 рас/ml, што је изузетно

велика активност ове групе бактерија. Високе концентрације раствореног гвожђа у подземним водама и ниске вредности кисеоника погодују расту ове групе бактерија.



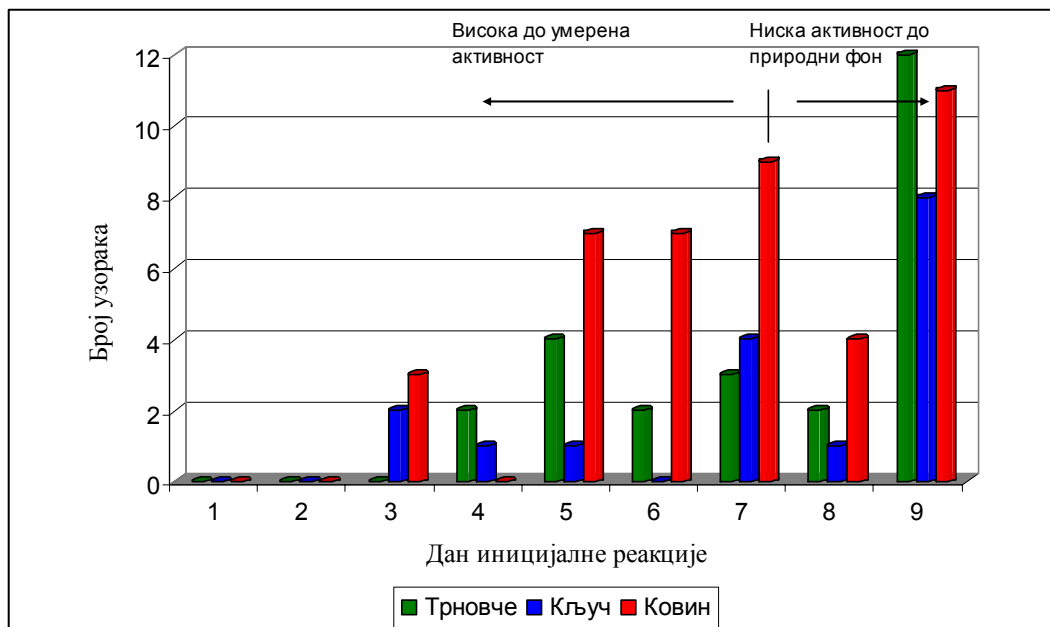
Слика 5.12: Зависност дефинисаних преовлађујућих редокс процеса и типова гвожђевитих бактерија у бунарима дренажног система Ковин-Дубовац

5.2.2.2 Резултати анализа сулфато-редукујућих бактерија SRB

Сулфато-редукујуће бактерије (SRB) учествују у редукцији сулфата до водоник-сулфида, што омогућава сулфидима да се вежу за метале (гвожђе) стварајући црне талог гвожђе-сулфида (Поглавље 6). Сулфато-редукујуће бактерије за метаболичке процесе користе водоник уместо кисеоника, који је токсичан за њихов метаболизам. Као резултат наведеног сулфато-редукујуће бактерије карактеристичне су за аноксичне средине. Ове бактерије не могу да користе велике органске молекуле и коегзистирају уз гвожђевите бактерије и слуз-формирајуће бактерије које раздвајају велике молекуле на мање и једноставније (Madigan et al. 2009). Продукте те разградње ове бактерије користе као храну.

Производи метаболизма сулфато-редукујућих бактерија нагрзају конструкцију бунара и учествују у процесу корозије (Ehrlich 2002), па су као група бактерија битне за анализу процеса старења водозахвата.

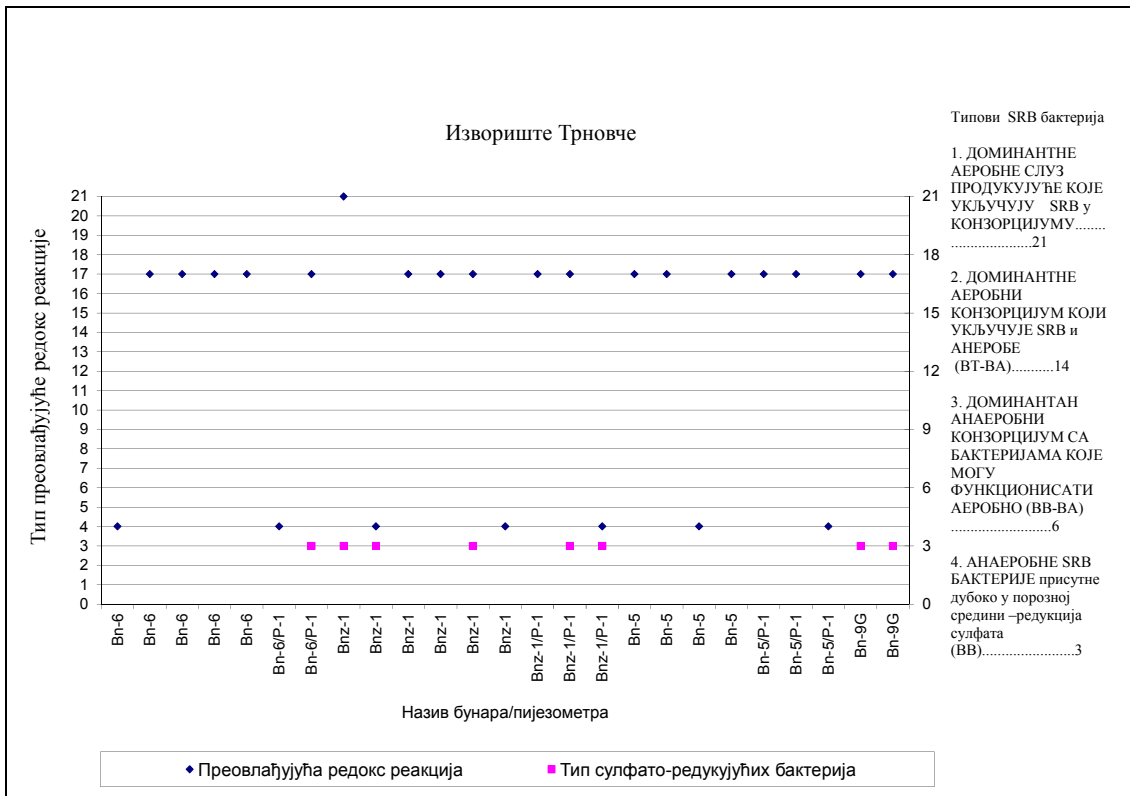
У тестерима за SRB бактерије, реакције описане као ВВ-ВА (тип 6) указују на доминантан анаеробни конзорцијум који укључује сулфато-редукујуће бактерије и који може функционисати слабо аеробно у присуству слуз-продукујућих бактерија. Тип реакције ВТ-ВА указује на слабо аеробне слуз-продукујуће бактерије које штите ову групу доминантних анаероба. Најређе се јавља тип реакције ВТ који указује на доминантне аеробне слуз-продукујуће бактерије испод којих живе сулфато-редукујућа група бактерија (тип 21 није детектован ни у једном испитаном узорку). Број узорака у односу на дан појаве иницијалне реакције, односно број активних ћелија SRB бактерија дат је на слици 5.13. Број потенцијално активних ћелија узет је као таблична вредност из Протокола (DBI 2004). На дијаграмима (слике 5.14 до 5.16) су приказане реакције сулфато-редукујућих бактерија само уколико је број активних ћелија прешао границу умереног значаја, што значи да реакције са ниским бројем активних ћелија или природни фон нису имале доминантну улогу за дефинисање типа средине.



Слика 5.13: Број узорака према дану иницијалне реакције сулфато-редукујућих бактерија по локацијама

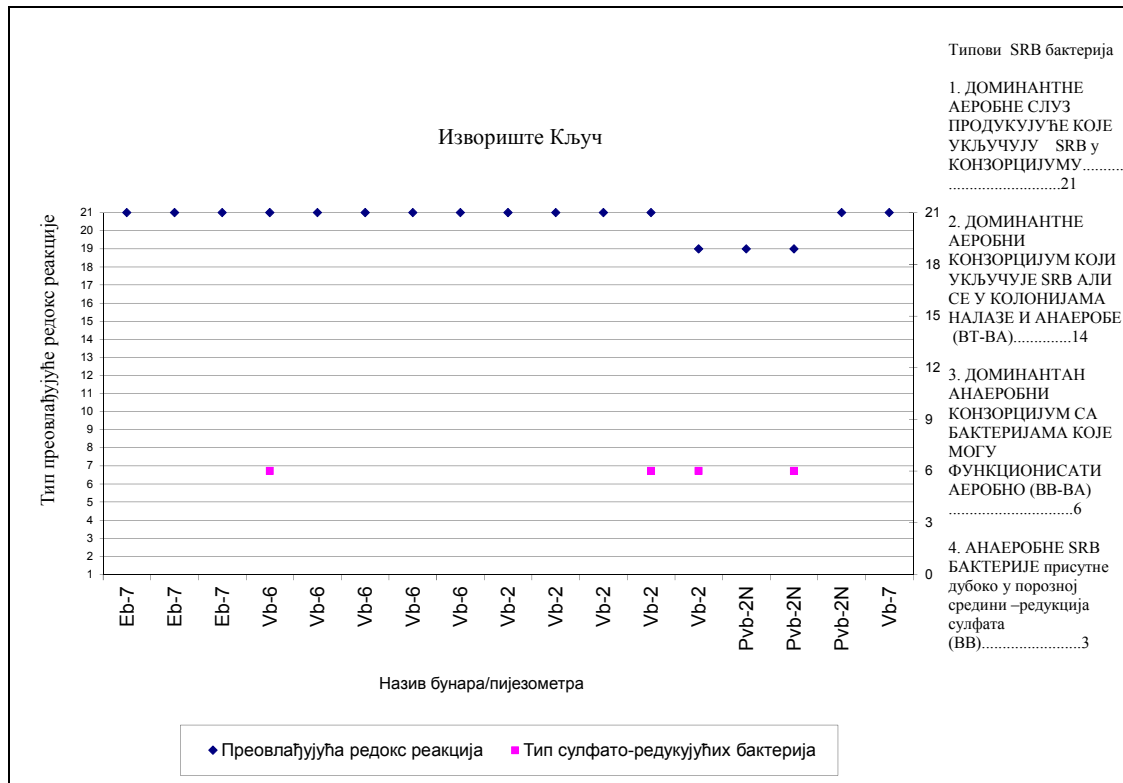
На изворишту Трновче појава сулфато-редукујућих бактерија везана је за бунаре Bnz-1 и Bn-9G, односно блиски пијезометар Bnz-1/P-1 (слика 5.14). Њихово постојање у оваздушеним срединама објашњава се симбиозом са слуз-продукујућим бактеријама. Реакција ВВ, која се јавила у свим позитивним узорцима у тестеру, указује на род *Desulfovibrio*. Ове облигатне анаеробе насељавају дубље делове филтра а у бунар долазе аноксичним водама из дубљих делова издани. Бунар Bnz-1 и његов блиски пијезометар Bnz-1/P-1, у свим анализираним узорцима показују и знатно вишу вредност специфичне електричне проводљивости (820-850 $\mu\text{S}/\text{cm}$). SRB бактерије могу узроковати корозију гвоздених конструкција (као што је конструкција бунара Bnz-1). Појава јаког пескарења изазваног вероватним пропадањем бунарске конструкције овог бунара, први пут је забележена 2008. године током тестова црпења пре и после регенерације (Поглавље 6).

Од укупног броја узетих узорка (24 анализе сулфато-редукујућих бактерија), 68% реакција јавило се у тестеру 7 дана или касније што доказује да је активност сулфато-редукујућих бактерија ниска са бројем активних ћелија ≤ 500 рас/ml, а 24 % показало је умерену активност. Присуство умереног броја активних ћелија сулфато-редукујућих бактерија добијено је у узорцима воде узетим у јесењим кампањама 2010.-2011. године (периоди маловођа).



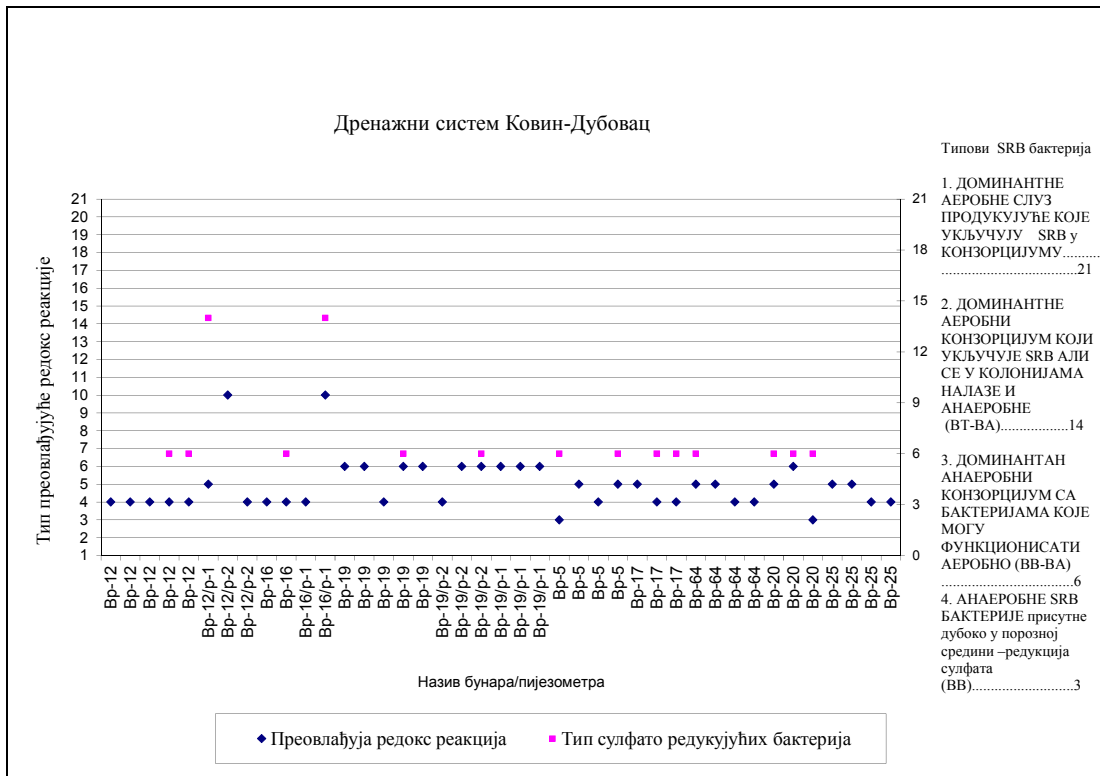
Слика 5.14: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова сулфато-редукујућих бактерија у подземним водама изворишта Трновче

У узорцима подземних вода са изворишта Кључ, сулфато-редукујуће бактерије, као и у претходном случају (када се говорило о гвожђевитим бактеријама) везане су за бунар Vb-2 и његов блиски пијезометар (слика 5.15). Један узорак показао је некарактеристичну појаву сулфато-редукујућих бактерија у чисто оксичној средини, и то у периоду маловођа (новембар 2011., бунар Vb-6). У оба случаја када је број потенцијално активних бактерија био 141.000 рас/ml, што представља значајну активност, узорак се односио на бунар Vb-2. Умерена до слаба активност сулфато-редукујућих бактерија нађена је у још 2 узорка. Могућност појаве облигатних анаероба у високо оксичним водама, указује на њихову повезаност са слуз-продукујућим бактеријама (реакција BB-BA).



Слика 5.15: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова сулфато-редукујућих бактерија у подземним водама изворишта Кључ

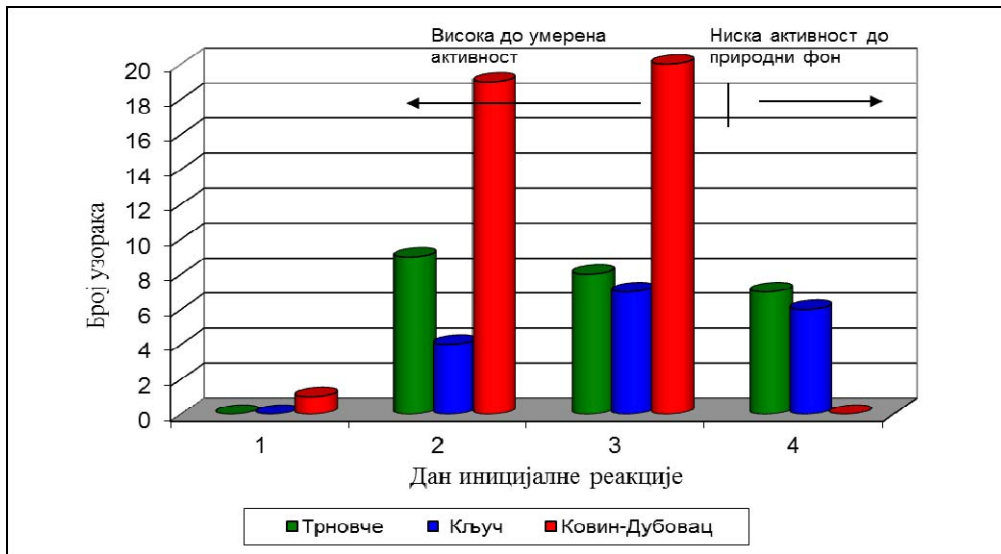
У испитиваним узорцима подземних вода дренажног система Ковин-Дубовац, сулфато-редукујуће бактерије се јављају доминантно у анаеробном конзорцијуму са слуз-продукујућим бактеријама које могу функционисати у слабо аеробним условима (слика 5.16). У три узорка активност сулфато-редукујућих бактерија била је значајна (7,5%), док је у 14 узорака активност била умерена (35% свих узетих узорака). Остали узорци показали су ниску активност или природни фон. SRB-овима погодује аноксична средина са ниским садржајем кисеоника или његовим одсуством. У бунарима узрокују појаву корозије што је и био случај са старим металним конструкцијама бунара на овом локалитету (пре 1980. године), које су након пропадања биле замењене отпорним PVC материјалима.



Слика 5.16: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова сулфато-редукујућих бактерија у подземним водама дренажног система Ковин-Дубовац

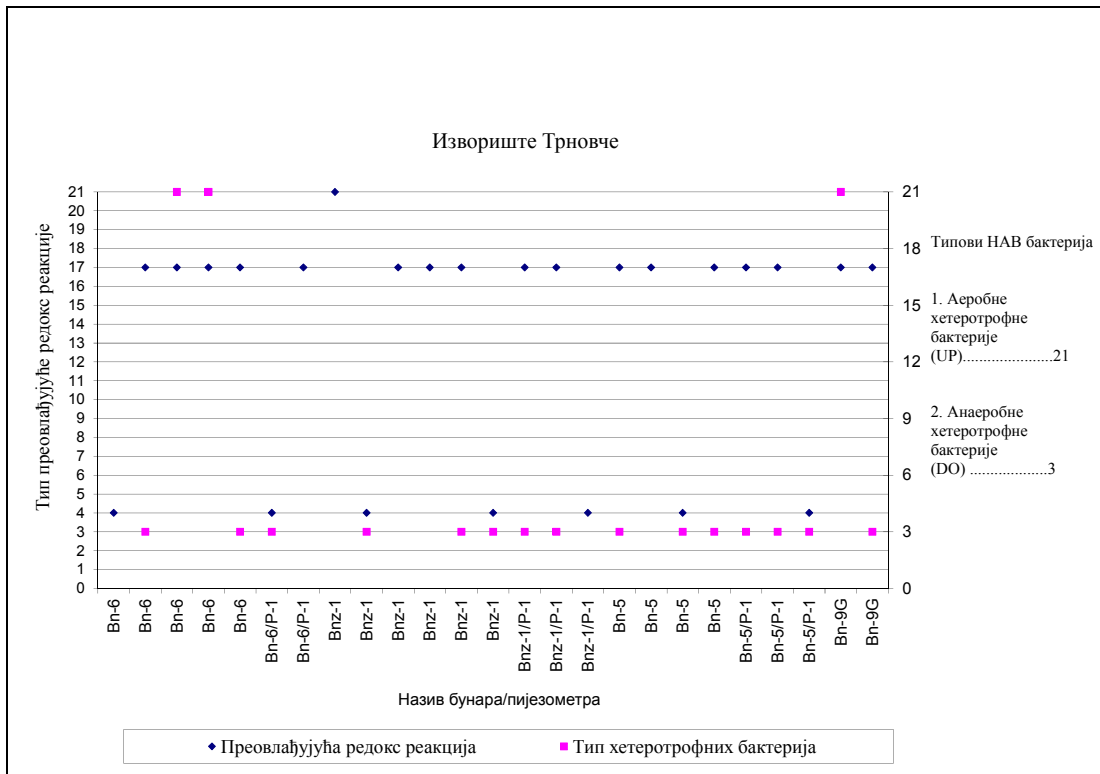
5.2.2.3 Резултати анализа хетеротрофних бактерија НАВ

Хетеротрофне бактерије деле се на две групе: аеробне и факултативно анаеробне. Факултативно анаеробне бактерије могу да живе и у присуству и у одсуству кисеоника, користећи различите механизме за стварање енергије. Ове бактерије разлажу органске молекуле. Њихове реакције у тестерима могу бити UP-која указује на аеробне бактерије и DO-која показује присуство факултативних анаеробних хетеротрофа. Реакције у НАВ тестерима посматрају се четири дана. Број узорака према дану иницијалне реакције дати су по локацијама истраживања на слици 5.17.



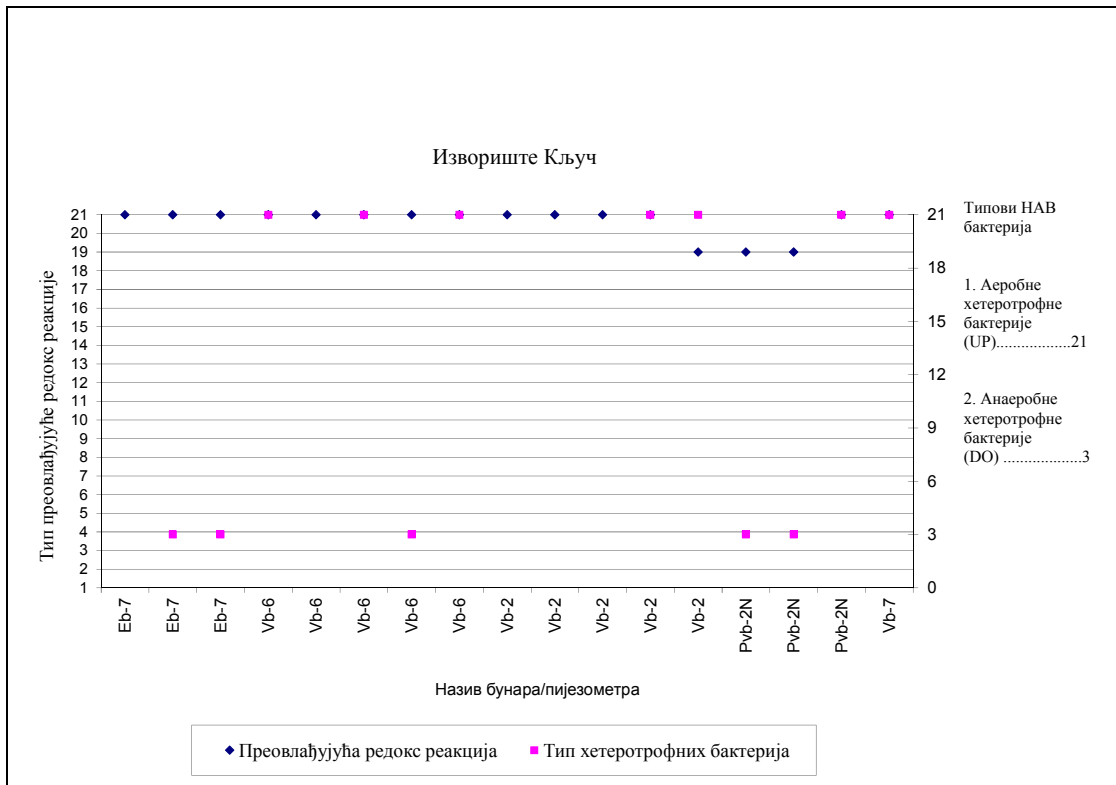
Слика 5.17: Број узорака према дану иницијалне реакције хетеротрофних бактерија по локацијама

Према реакцијама у НАВ BART тестерима на узорцима подземних вода са изворишта Трновче (слика 5.18) јављају се доминантно факултативне анаеробне бактерије. Активност хетеротрофних бактерија је углавном значајна (пре регенерације бунара) до умерена. Сами резултати иду у прилог чињеници да аноксичне воде долазе у доњи део филтра, док се мешање одвија у вишим деловима филтра који су насељени аеробним бактеријама.



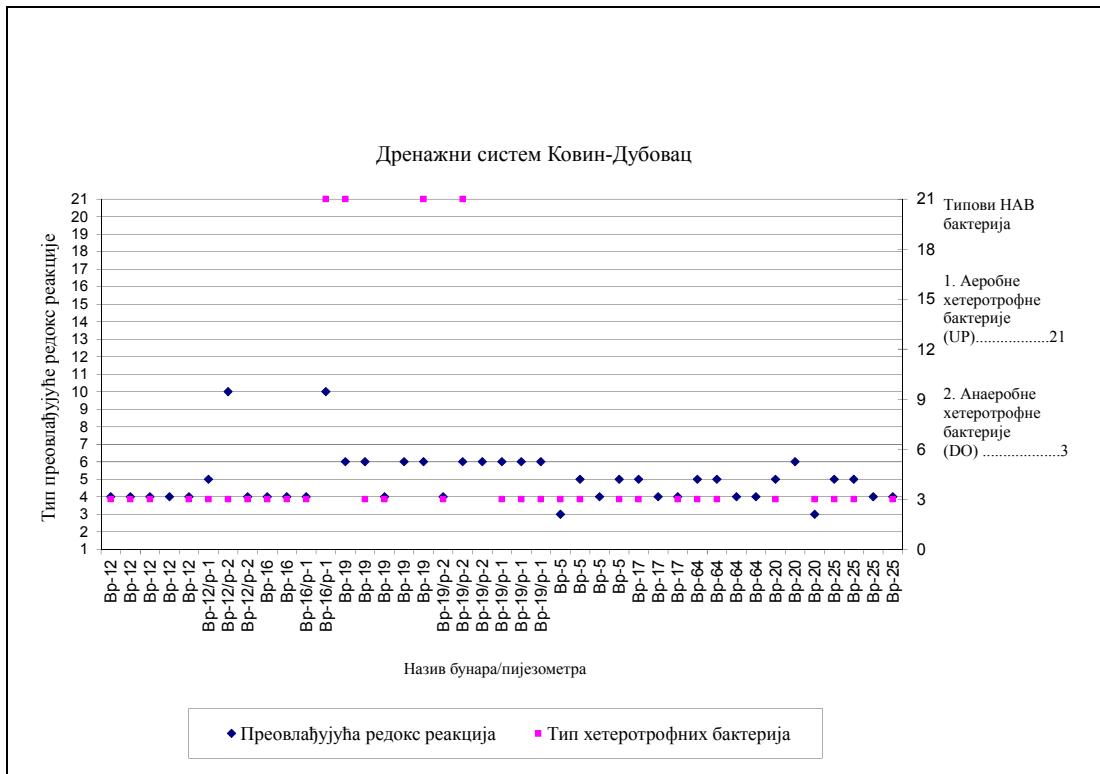
Слика 5.18: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова хетеротрофних бактерија у подземним водама на изворишту Трновче

Бунари на изворишту Кључ показују умерену активност факултативно анаеробних хетеротрофа током 2011. године. Анализе из 2010. године, када су били виши нивои подземних вода, показале су присуство стриктних аероба (слика 5.19). Код бунара Eb-7 (уз инфилтрациони базен) појава умереног броја анаеробних бактерија ове групе може се узети за период самог почетка 2010. године када инфилтрациони базен није био напуњен. Такође анаеробне хетеротрофе јављају се и у пијезометру Pvb-2N, који увек показује нижи степен оксичности средине.



Слика 5.19: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова хетеротрофних бактерија у подземним водама на изворишту Кључ

НАВ BART резултати за подземне воде подручја Ковин-Дубовац (слика 5.20) указују на аноксичне средине, пошто се доминантно јављају факултативно анаеробне НАВ бактерије (88% узорака). Појава аеробних хетеротрофа везана је за подземне воде пијезометра Вр-16/Р-1 (на профилу ка Дунаву) и бунара Вр-19 са блиским пијезометром у ком се као редокс реакција јавља редукција мангана (сва четири позитивна налаза односе се на 2011. годину).



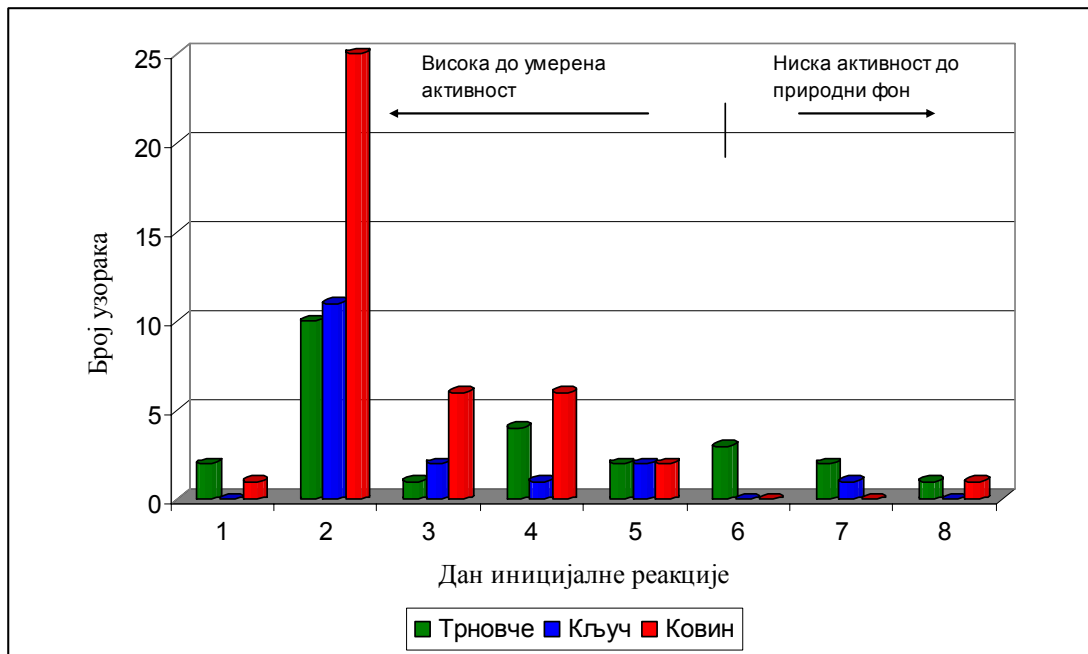
Слика 5.20: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова хетеротрофних бактерија у подземним водама дренажног система Ковин-Дубовац

5.2.2.4 Резултати анализа слуз-продукујућих бактерија SLYME

Слуз-продукујуће бактерије обухватају широку групу бактерија способних да образују обилну слуз неопходну за акумулирање нутријената. Према наводима Cullimore-а (1999), слуз-продукујуће бактерије могу да се размножавају у различитим редокс условима. У ову групу спадају многе аеробне и факултативно анаеробне бактерије (нпр. родови *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* и *Zooglea*).

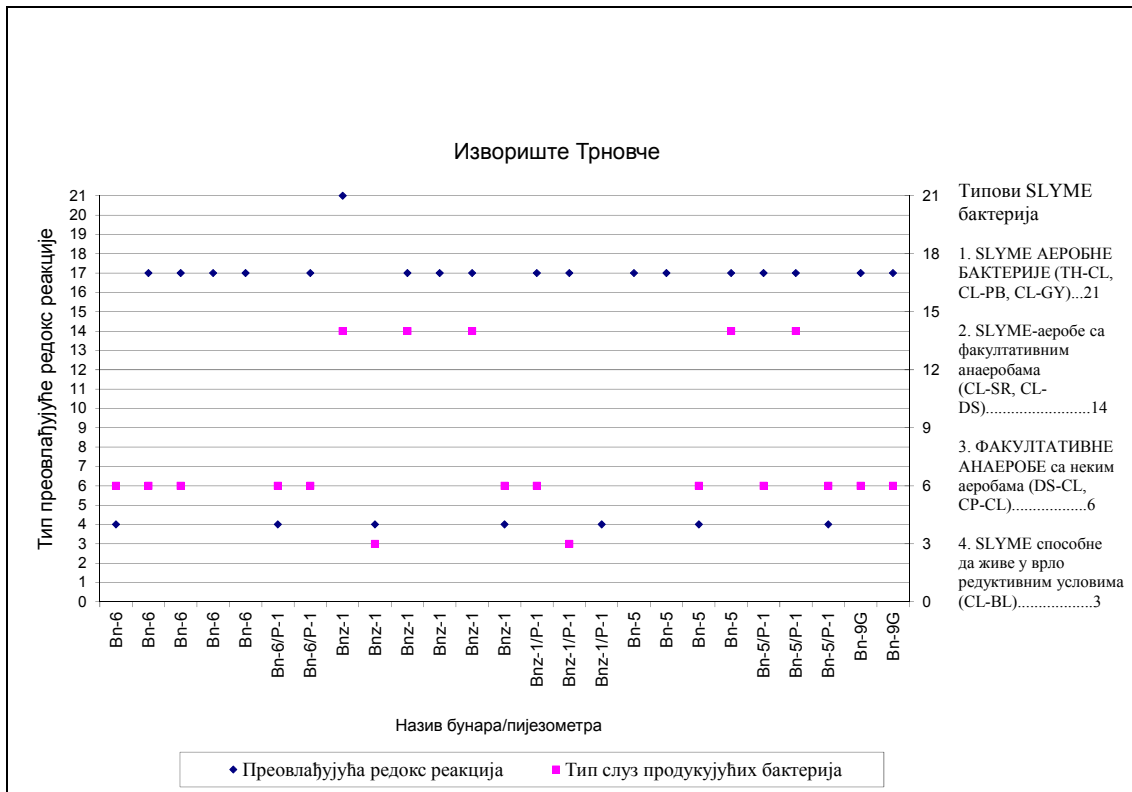
Обзиром на велику прилагодљивост природном окружењу и способност да се прилагоде најразличитијим оксидо-редукционим условима, нису толико погодне као претходне групе за потврђивање степена оксичности средине. С друге стране, проблеме које могу изазвати у бунарима условиле су потребу за њиховим анализама. Са аспекта колмирања бунара, слуз-продукујуће бактерије могу узети учешће у формирању биолошког колмирања (*biofouling*). Истраживања су показала да доминантну улогу у бактеријским заједницама чине слуз-продукујуће

бактерије. Према истраживањима Lehman-а (2001) ова група бактерија способна је за размножавање независно од типа материјала конструкције (челик, бакар, синтетички материјали). Служ коју формирају ове бактерије лепи се на зидове бунарске конструкције чиме се спречава пропусност филтра. Њихово уклањање из бунара је тешко обзиром да су мање осетљиве на бактерициде и да их формиран егзополимерни омотачи штите од токсичних агенаса (Costerton et al. 1987, Smith and Comeskey 2010). Ова чињеница показала се тачном током регенерација бунара на изворишту Трновче, где примењене методе физичко хемијских регенерација (август – септембар 2011.) нису успеле да уклоне ове бактерије. Однос броја узетих узорка према дану иницијалне реакције приказан је на слици 5.21.



Слика 5.21: Број узорка према дану иницијалне реакције слуз-продукујућих бактерија по локацијама

Испитивања на изворишту Трновче (слика 5.22), показала су појаву аеробних слуз-продукујућих бактерија које су карактеристичне за редокс-фронт (33% узорка са позитивним налазом), односно факултативно анаеробних слуз-продукујуће бактерије (57% узорка са позитивним налазом). У два узета узорка, налаз је показао слуз-продукујуће бактерије способне да преживе у аноксичним условима (зона бунара Bnz-1).

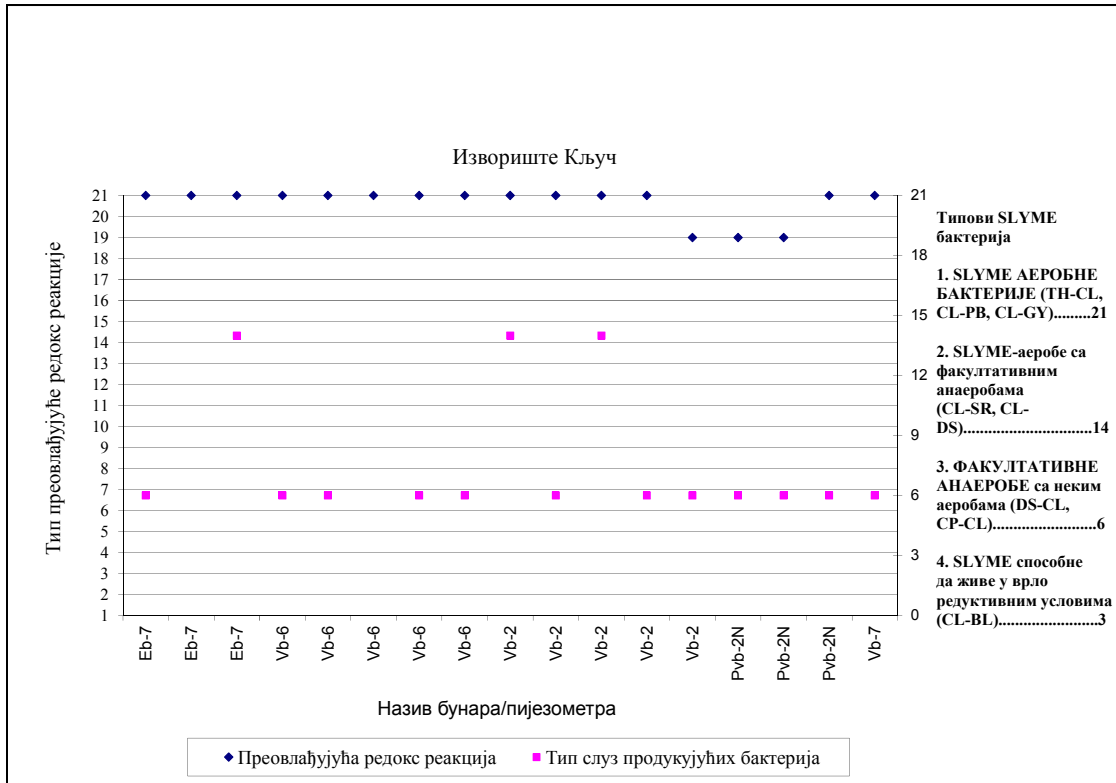


Слика 5.22: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова слуз-продукујућих бактерија у подземним водама изворишта Трновче

Значајан податак је да су резултати узорака узетих 12.05.2011. (за бунар Bn-6) односно 9.11.2011. године (за бунар Bn-9G), показали да је агресивност слуз-продукујућих бактерија екстремно велика (број активних ћелија у оба случаја је износио 1.800.000 рас/ml). На основу тестова црпења из априла 2011. године, оба бунара су била предложена за хитну регенерацију. Ипак примењене методе регенерација нису очистиле бунаре од ове групе бактерија. BART тестови су месец дана након регенерације бунара показали да је број потенцијално активних ћелија слуз-продукујућих бактерија опао само за један ниво.

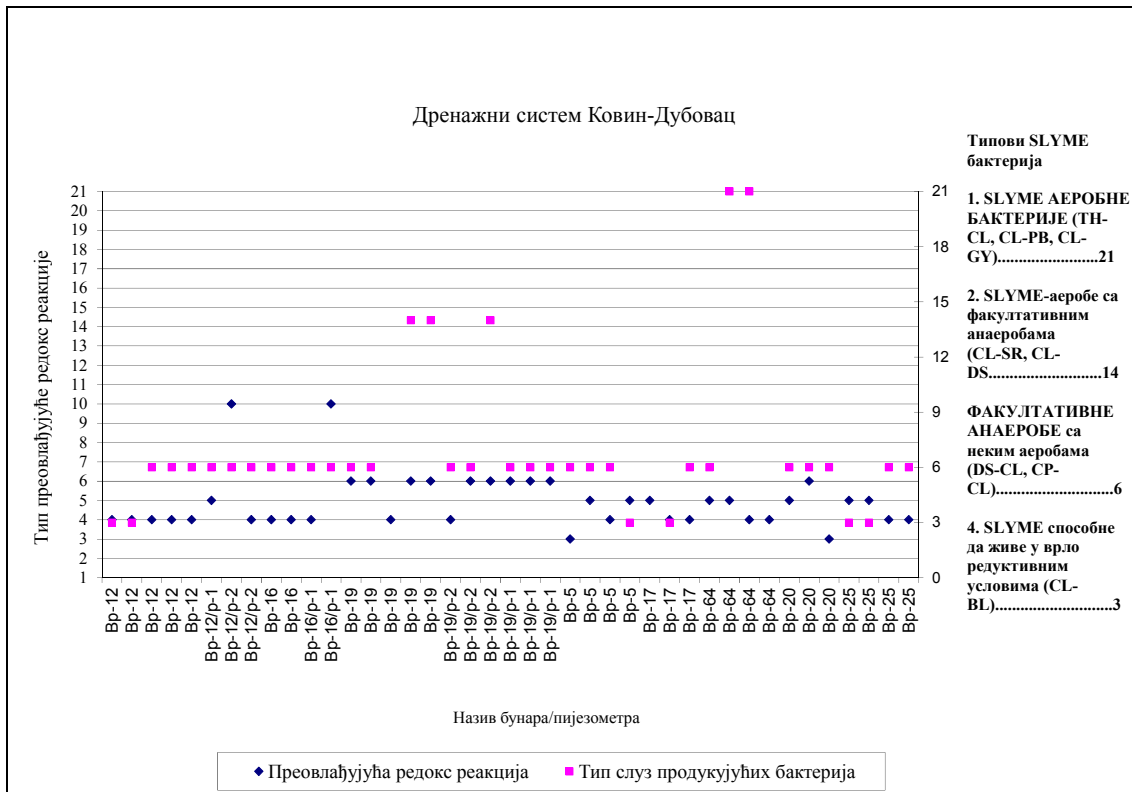
Велика активност слуз-продукујућих бактерија појавила се и у узорцима подземних вода са изворишта Кључ. Доминантно се јављају факултативно анаеробне слуз-продукујуће бактерије (слика 5.23), али се јавља и присуство рода *Micrococcus* (тип реакције CL-SR) и *Pseudomonas* који могу да врше денитрификацију. Када се добијени резултати упореде са детектованим сулфатопродукујућим бактеријама, показује се да где год је одређено присуство сулфато-

редукујућих бактерија (100.000 рас/ml) активност слуз-продукујућих бактерија је такође велика (350.000 рас/ml). Закључак је да се сулфато-редукујуће бактерије у оксичним срединама јављају испод наслага слузи.



Слика 5.23: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова слуз-продукујућих бактерија у подземним водама изворишта Кључ

Узорци подземних вода дренажног система Ковин-Дубовац показују присуство факултативних анаеробних слуз-продукујућих бактерија (тип реакција DS-CL). У два узорка из бунара Вр-64, са треће дренажне линије, детектовано је присуство бактерије *Zoogloea* (тип реакције TH-CL), која припада групи аеробних слуз-продукујућих бактерија. Ова бактерија способна је да врши денитрификацију.



Слика 5.24: Зависност дефинисаних редокс процеса и типова слуз-продукујућих бактерија у подземним водама дренажног система Ковин-Дубовац

Према расположивим и обрађеним подацима слуз-продукујуће бактерије имају доминантну улогу у бактеријским конзорцијумима на све три испитиване локације. Обзиром на њихову прилагодљивост, заштитни омотач који их с једне стране штити од токсичних материја а с друге омогућава већу специфичну површину на коју могу акумулирати хранљиве супстанце, ова група бактерија способна је да се прилагоди најразличитијим условима средине.

5.3 Подела одабраних локација истраживања према степену оксичности

Одређивање опште редокс категорије, односно степена оксичности подземних вода скопчано је са низом непознаница које владају у изданима. Природне средине нису лабораторије и у њима хемијска равнотежа тешко да може да се постигне. Хемијска неравнотежа у систему изазива низ процеса који се мање-више паралелно одвијају. Ове хемијске процесе катализују присутни

микроорганизми што додатно отежава објашњење услова који владају у подземној средини.

Разумевање редокс-процеса доприноси сагледавању бројних проблема везаних за експлоатацију подземних вода. Њихово одређивање пре отварања изворишта показује о каквим се природним срединама ради (базични квалитет подземних вода) и које проблеме или предности будуће извориште може да има. За изворишта у раду одређивање редокс-процеса је битно како са квалитативног аспекта (трансформације квалитета подземне воде у различитим условима оксичности), тако и код помоћи у сагледавању узрока корозије и/или колмирања бунара.

При изради докторске дисертације, покушано је да се у постојеће методологије унесе новина везана за комбинацију резултата хемијских и микробиолошких испитивања, коришћењем релативно приступачних и економски оправданих анализа. Овај приступ може бити од помоћи нарочито када недостају одређени подаци. Уколико су сулфиди испод границе детекције методе, или нема података, они се не могу унети као параметар у коришћени софтвер (Jurgens et al. 2009) за анализу те се процес дефинише на основу 5 параметара (концентрација O_2 , NO_3^- , Mn^{2+} , Fe^{2+} , SO_4^{2-}). Излазни резултат је тада преовлађујући редокс процес дефинисан као $Fe(III)/SO_4$. Овако дефинисан процес значи да се не може поуздано рећи да ли се уз редукцију гвожђа одвија и сулфат-редукција. Међутим, када се додају анализе BART тестова (групе IRB и SRB бактерија) као и број њихових активних ћелија, степен оксичности се може прецизније одредити. Наравно *in-situ* мерења редокс потенцијала доприносе потврђивању опште редокс категорије. Заједничким сагледавањем хемијских и микробиолошких карактеристика средина омогућава се већа тачност у одређивању преовлађујућих редокс-процеса и дефинисању степена оксичности. Обзиром да бактерије утичу на процесе биоминерализације, предложени поступак омогућава и да се сагледају процеси који доводе до колмирања у условима када нема кисеоника или је његова вредност изразито мала.

Извориште Трновче, према подацима хидрохемијских анализа подземних вода, карактеристично је по појави редокс фронта. Преовлађујући редокс процес дефинисан је као редукција $O_2-Fe(III)/SO_4$. Обзиром на недостатак података о садржају сулфида само на основу хемијских података, процес није могао бити ближе детерминисан. Када се добијени резултати упореде са бактериолошким анализама, процес може да се прецизније дефинише као редукција $O_2-Fe(III)$, обзиром да су учесталост и број сулфато-редукујућих бактерија умерена до мала. Издваја се бунар Bnz-1 са умереном активношћу сулфато-редукујућих бактерија у нижим деловима филтра, где се поред редукције гвожђа врши и редукција сулфата. Извориште је карактеристично по вишим вредностима редокс потенцијала (просечна вредност око 230 mV) које такође указују на мешавину оксичних и аноксичних подземних вода. У кампањама када су бунари били искључени из рада (најмање недељу дана пре регенерација) добијене реакције указивале су на аноксичне подземне воде, што потврђује чињеницу да обарање динамичких нивоа у зону филтра и рад пумпи додатно оваздушју средину унутар самог водопријемног дела. Бунари на изворишту Трновче брзо колмирају, што је карактеристика водозавхвата који каптирају мешане оксично-аноксичне воде (Поглавље 6).

Извориште Кључ је доминантно оксично извориште подземних вода. Вредности раствореног кисеоника и одсуство гвожђа у подземним водама, условљавају да се као преовлађујући редокс процес јави редукција O_2 . Издваја се зона микролокације бунара Vb-2 са његовим пратећим пијезометром где се врши редукција $O_2-Mn(IV)$. Објашњење лежи у чињеници да је петролошким испитивањем доказано да су у овој зони локално повећана концентрација мангана (потпоглавље 4.2). Бактериолошке анализе показују да се узорци подземне воде из наведеног бунара и његовог блиског пијезометра разликују од осталих испитиваних објеката, чиме се потврђује нижи степен оксичности средине на овој микролокацији. Гвожђевите бактерије у овом бунару и блиском пијезометру се појављују у већем броју управо због могућности да као извор енергије за метаболичке процесе недостатак гвожђа замене присутним манганом. Хетеротрофне бактерије потврђују да је подземна вода оксична пошто се у

бунарима углавном јављају аеробне хетеротрофне бактерије. Денитрификацију могу да врше како хетеротрофни микроорганизми тако и аутотрофни. Одвијање процеса денитрификације може да се врши и у присуству кисеоника када се процес назива и ко-респирирајућом денитрификацијом. Овај процес углавном је везан за род *Pseudomonas*. Повећане концентрације нитрата у подземној води вероватно утичу на развој слуз-продукујућих бактерија способних да учествују у процесу редукције NO_3^- . У процесу денитрификације могу да учествују и поједини родови гвожђевитих бактерија (*Leptothrix*), као и слуз-продукујућих бактерија (*Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Proteus*, *Zooglea*).

Подручје дренажног система **Ковин-Дубовац** карактерише се као аноксична средина на основу хемијских и микробиолошких анализа подземних вода. Редокс процеси углавном су представљени реакцијом редукције Fe(III)/SO_4 . Ниске вредности редокс потенцијала у подземној води, просечна вредност E_h износи око 70 mV, потврђују да се бунарима захватају аноксичне подземне воде. Микролокација бунара Вр-19, са његовим блиским пијезометром издваја се у односу на остале бунаре по карактеристичној реакцији редукције мангана и повећаним вредностима E_h (од 150-280 mV). И на овом подручју је мали број анализа сулфида, онемогућио боље дефинисање границе између завршетка редукције гвожђа и почетка редукције сулфата. Приликом ниских водостаја Дунава и у сушним периодима године, појављују се и сулфиди у појединим бунарима, те се паралелно одвија редукција Fe(III)-SO_4 . Гвожђевите бактерије показују значајну активност, а јављају се као аеробнији конзорцијум у зони бунара Вр-19 и Вр-12, док су у другим деловима дренажног система доминантне анаеробне гвожђевите бактерије. Хетеротрофне бактерије показују доминацију анаеробног конзорцијума што је у складу са резултатима добијеним хемијским анализама. Постојање сулфато-редукујућих бактерија у великом броју узорака такође показује да је средина знатно нижег степена оксичности у односу на изворишта Трновче и Кључ. Потенцијална активност слуз-продукујућих бактерија је висока.

Обзиром да нема раствореног кисеоника у подземним водама, или су вредности на граници детекције методе, гвожђе остаје у двовалентном облику. У срединама каква је дефинисана на подручју ковинске депресије, потенцијално се могу формирати талози настали процесима животне активности бактерија. Снимањима бунара подводном камером утврђено је да су филтри релативно чисти и после дугогодишњег рада бунара. Колмирање филтра бунара на овом подручју веома је споро.

6. ОДРЕЂИВАЊЕ ТИПА КОЛМИРАЊА, КАРАКТЕРИСТИКА И БРЗИНЕ ФОРМИРАЊА ТАЛОГА У БУНАРИМА

Колмирање бунара може бити механичко, хемијско и биохемијско. Механичко колмирање независно је од хемијско-микробиолошких карактеристика подземне воде, док се друга два типа колмирања ретко јављају као одвојени процеси. Истраживање врсте, типа и карактеристика талоба извршено је на узорцима узетих из бунара, унутрашњости потисних цевовода и самоизливне цеви. Снимања подводном камером показала су значајне наслага талоба на филтрима на изворишту Трновче, док су снимци из бунара са подручја Ковин-Дубовац показали да на унутрашњости филтера готово да нема наталожених наслага (изузетно ниске вредности кисеоника односно његово одсуство омогућавају да гвожђе остане у раствореном облику).

Да би се анализирали талози формирану у срединама различитог степена оксичности било је неопходно анализирати и талоба узете са других локација, како би се свеобухватно испитали процеси колмирања. Претходна снимања обављена 2005.-2007.године на бунарима београдског изворишта показала су значајну запуњеност дренава. Визуелно, ови талози показали су потпуно другачију обојеност (појава црних зрнастих талоба у бунарима Rb-42, Rb-46, Rb-48, Rb-3m), док су (Rb-69, Rb-83, Rb-3, Rb-4, Rb-7) показивали талоба окер и наранцасте боје. Локацијски, ови бунари са хоризонталним дренавима на београдском изворишту подземних вода налазе се :

- На сектору сурчинско поље: бунари Rb-42, Rb-46, Rb-48;
- сектору Ушће бунар Rb-4;
- сектору Макиш: бунари Rb-3m, Rb-3, Rb-7;
- сектору Бољевци: бунар Rb-69 и
- сектору Прогар: бунар Rb-83.

Талози који се формирају у бунарима који каптирају алувијалне издани не морају бити само оксихидроксида гвожђа. За потребе ове дисертације анализирани су сви прикупљени узорци талоба са укупно четири локације у алувионима већих река

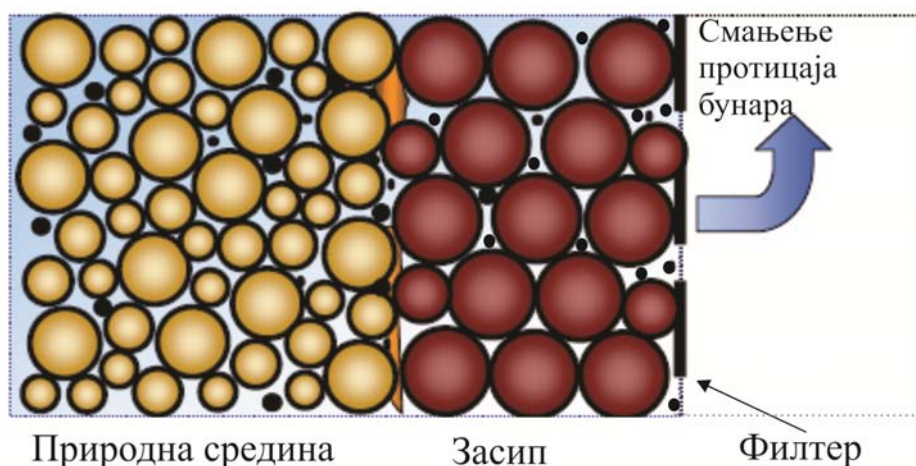
(Велике Мораве, Дунава, Саве и Тисе). Њихово међусобно поређење омогућило је да се детаљно анализирају различите врсте формираних минерала и њихов степен кристализације. Обзиром да се формирају у различитим условима оксичности средине, различитим типовима бунара и при различитим режимима рада изворишта односно дренажних система, уопредна анализа омогућила је детаљно сагледавање процеса који доводе до формирања талога. Да би се поредили талози формирану у два различита дренажна система, сличних хидрохемијских услова али различитог режима рада бунара (бунари са и без уграђене пумпе) узет је допунски узорак из бунара са Книћанин-Ченте. Подручје Книћанин-Ченте штити се системом дренажних канала и бунара као и подручје ковинске депресије. Разлика је што на Книћанину бунари имају металне конструкције а црпење се врши пумпама. На основу снимака подводном камером бунари на Книћанину су у знатно лошијем стању него у Ковину (ИЈЧ 2011а и 2011 б).

Укупно је анализирано 17 узорака талога (6 из бунара са изворишта Трновче, 9 талога из дренажа бунара београдског изворишта подземних вода, 1 талог из дренажног бунара у Книћанину и 1 узорак наслага из изливне цеви дренажног бунара Вр-12 са подручја Ковин-Дубовац). Детаљне анализе приказане су у потпоглављу 6.2.

6.1 Типови колмирања

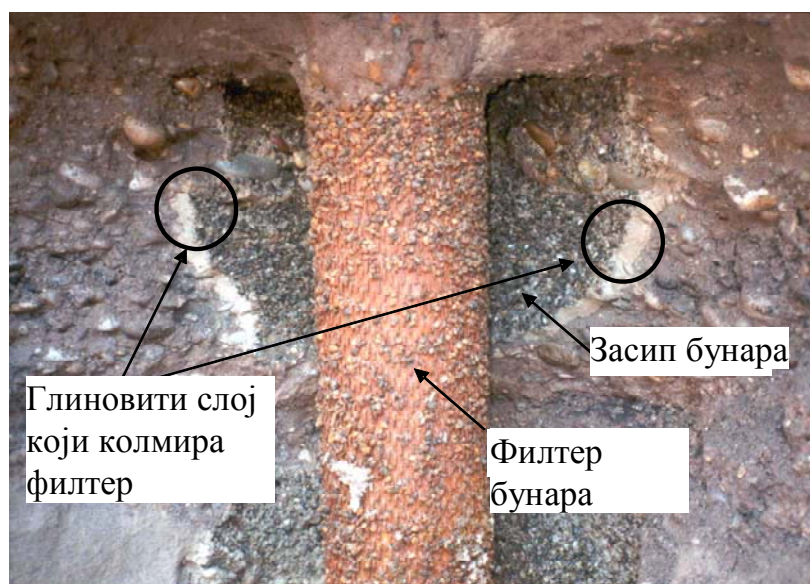
6.1.1 Механичко колмирање

Механичко колмирање јавља се услед миграције ситнозрних честица из порозне средине у прифилтарску и/или филтарску зону бунара. Овај тип колмирања најчешћа је последица грешака у пројектовању или извођењу водозахватних објеката, а настаје као последица делимично поремећене филтрационе стабилности. Јавља се најчешће као брз процес и догађа се или приликом саме разраде бунара или периода повећаног црпења бунара. Покренуте ситнозрне честице улазе у прифилтарску зону или се услед немогућности проласка кроз отворе филтра лепе на филтерску конструкцију, повећавајући хидрауличке губитке (слика 6.1).



Слика 6.1: Унос честица средине у прифилтарску зону бунара и изазивање механичког колмирања

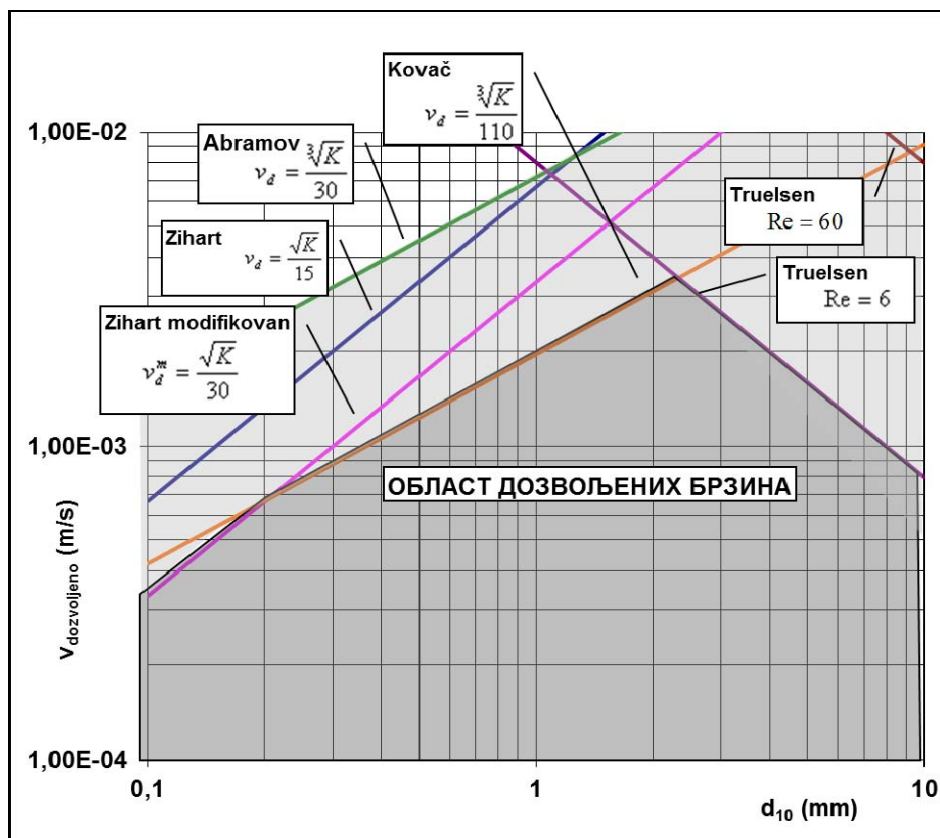
Механичко колмирање не зависи од степена оксичности средине. Покретање честица седимента везано је искључиво за пројектоване карактеристике бунара односно адекватан режим рада. Изглед филтра бунара код кога се јавило механичко колмирање бунара (стари бунар на изворишту Медиана у Нишу) услед неадекватне разраде бунара дат је на слици 6.2.



Слика 6.2: Механичко колмирање филтра бунара (Димкић 2005)

Филтрациона нестабилност може да има значајне последице на функционисање односно капацитет водозахватног објекта. Процес филтрационе нестабилности може да се јави као: суфозија (испирање материјала из порозне средине) или контактна деформација (када долази до покретања материјала средине и његовог продирања у филтарски засип или отворе филтра). Димкић и Пушић (2008) наводе да се као последица контактне деформације јавља зона са материјалом таквог механичког састава која може да има слабије филтрационе карактеристике и од геолошке средине и од бунарског засипа. Контактна деформација, према поменутиим ауторима, може да наруши стабилност скелета средине и изазове зачепљење филтерског засипа и филтра, или пескарење бунара.

Филтрационом стабилности бавили су се бројни аутори (Sichardt 1928, Kovač and Ujfaludi 1983, Abramov 1952, Вуковић и Пушић 1986, Вуковић и Соро 1995, Димкић и Пушић 2008). На основу експерименталних мерења постављен је већи број критеријума филтрационе стабилности (слика 6.3). Сами критеријуми међусобно могу значајно одступати, а њихова примена у пракси зависи од конкретних услова на терену. Појава контактне деформације зависи од односа величине зрна порозне средине (d) и величине зрна уграђеног засипа (D).



Слика 6.3: Критеријуми филтрационе стабилности према различитим ауторима Димкић и Пушић (2008)

Анализе улазних брзина у бунаре на испитаним локацијама показале су да су улазне брзине у већини бунара испод задатих критеријума филтрационе стабилности. Одступање је утврђено на изворишту Кључ код 2 бунара (V_{b-7} и V_{b-6}) током летњег периода 2011. године (Поглавље 7). Да би се обезбедиле довољне количине воде из захватних бунара уз Велику Мораву, током екстремно сушног лета, наведени бунари су радили са максималним капацитетима пумпи, али обзиром на гранулометријске карактеристике водоносне средине (крупни шљункови) није уочено да долази до механичког колмирања. Одступање од дозвољених улазних брзина јавља се и код бунара на изворишту Трновче, након регенерација, у релативно кратком периоду. Детаљне анализе улазних брзина у бунаре и критеријуми за критичне улазне брзине дате су у Поглављу 7.

Van Beek (2010, 2012) са групом сарадника спровео је дугогодишње осматрање механичког колмирања бунара у Холандији. Новина у његовом раду односи се на примену уређаја за мерење броја честица (*Particle counter*) у узорцима бунарске воде. Допринос истраживањима механичког колмирања овај аутор износи кроз критеријуме за одређивање величине засипа бунара и минералошке анализе финозрног седимента који улази у бунар. Према van Beek-у (2010) постоје очите разлике између механичког и биохемијског колмирања бунара. У табели 6.1 приказане су карактеристичне разлике између ових типова колмирања.

Табела 6.1: Карактеристике између биохемијског колмирања филтра и механичког колмирања бунара (van Beek 2010)

	Зачепљење филтра бунара	Механичко колмирање бунара
Карактеристичне разлике	Улазни отпор постоји	Нема улазног отпора*
Узрок	Акумулирање хемијских талоба (и биомасе) на филтру	Акумулирање честица на спољној страни бунарске конструкције и у непосредној прифилтарској зони бунара
Феноменолошке карактеристике	Бунарска конструкција, пумпа и потисни цевовод потпуно су покривени хемијским талозима, без или са биомасом (слуз)	Бунарска конструкција, пумпа и потисни цевовод немају наслаг
Хемијске карактеристике	Захваћена подземна вода садржи гвожђе (манган, метан)	Захваћене подземне воде показују појаву сулфато-редукције***
Регенерација	Може да се изврши док су талози непотпуно кристализовани **	Тешко се рехабилитују, нарочито уколико је зачепљење настало на одређеној удаљености од бунара

*аутор мисли на улазне отпоре између бунара и засипског пијезометра

**аутор их у свом раду назива „свежим енкрустацијама“

*** На основу резултата (van Beek and Kooper 1980) и (van Beek and van der Kooij 1982).

Како механичко колмирање не зависи од редокс услова, односно степена оксичности средине, овој процес запушавања бунара није детаљније разматран у овом раду.

6.1.2 Хемијско колмирање

Хемијско колмирање настаје као последица исталожавања хемијских једињења из воде у прифилтарску зону бунара и/или на конструкцију бунарских филтра. У екстремним случајевима таложње може бити толико изражено да се јавља и у потисним цевоводима унутар бунара, као и на корпама пумпи. Хемијско колмирање зависи од састава подземних вода, промене хемијске равнотеже при уласку подземне воде у прифилтарску зону бунара и режима рада бунара.

У зависности од места формирања талоба може се извршити подела на: **инкрустације** које подразумевају формиране талоба на филтру бунара, корпама пумпи и потисним цевоводима и **енкрустације** које подразумевају формиране талоба у прифилтарској зони бунара.

Једну од најчешће коришћених подела, када се анализира могућност да се из подземне воде издвајају талоба, дао је Johnson (1972). Према овом аутору процес таложње се јавља код подземних вода које имају следеће особине:

- Вода је базна, односно $\text{pH} > 7,5$.
- Карбонатни садржај у води прелази 300 mg/l, што указује на могућност таложње калцијум карбоната.
- Садржај гвожђа у води је већи од 2 mg/l. Процес издвајања гвожђа из воде интензивира се још и биолошким процесом – дејством гвожђевитих бактерија.
- Садржај мангана у води прелази 1 mg/l.

Gavrilko and Alekseev (1985) издвајају четири типа талоба :

1. Конгломератни тип – представља цементацију песка и шљунка, који се одликује великом чврстоћом. Овај тип енкрустација јавља се на контакту филтерског засипа и порозне средине издани;
2. Растресито слојевит тип – који представља зацементирани ситнозрни песак;

3. Растресито порозан тип – кога карактерише већа порозност исталожене масе;
4. Меки талог у облику пасте, који је пихтијаст и у свом саставу садржи већу количину органске масе.

Ова подела сама по себи не говори о врсти исталоженог материјала. Другачију поделу наводи Houben (2001, 2003), који талог дели на: карбонатне, окере (талози гвожђа и мангана) и сулфидне талог.

6.1.2.1 Колмирање карбонатима

Формирање карбонатних талог може се одвијати не само у кречњачким срединама, већ и код бунара који каптирају шљунковито-песковите седименте са садржајем карбоната изнад неколико масених процената.

Према Houben-у и Treskatis-у (2007) мешање вода није главни узрочник формирања ових наслага, већ настаје као последица засићења подземних вода карбонатима. Карбонатну равнотежу детаљно су описали у радовима Stumm and Morgan (1996), односно Apello and Postma (2005).

Понашање карбоната у води може се описати општом реакцијом



Да би се оценила могућност разлагања карбоната с једне стране, односно издвајање калцијум карбоната из воде, потребно је утврдити хемијску стабилност подземних вода у природним условима. За оцену стабилности подземне воде, може се, на основу резултата хемијске анализе, израчунати вредност рН_s, која одговара равнотежном стању у раствору карбонатних једињења. Вредност индекса водоникових јона (рН_s) може се израчунати по формули (6.2) (Вуковић и Соро 1995):

$$pH_s = 9,92 - \frac{t}{40} - \log[Ca^{2+}] - \log[HCO_3^-] + 0,2 \log[S.O.] \quad (6.2)$$

У формули фигуришу следеће вредности: t – температура подземне воде ($^{\circ}C$), Ca^{2+} - концентрација калцијума (mg/l), HCO_3^- - концентрација хидрокарбоната (mg/ekv/l), S.O. – суви остатак (mg/l).

Индекс водоникових јона (pH_s) одговара равнотежном стању воде једињењима угљене киселине. Вредност pH представља стварну концентрацију водоникових јона у подземној води измереној in-situ.

Претходни прорачун индекса водоникових јона битан је код одређивања Ланжелијеовог индекса засићења воде „I“ (Langelier 1936 у Вуковић и Соро 1995). Вредност Ланжелијеовог индекса рачуна се према формули 6.3 (Вуковић и Соро 1995):

$$I = pH - pH_s \quad (6.3)$$

Где су: I – Ланжелијеов индекс засићења воде, pH – стварна вредност концентрације водоникових јона, pH_s - индекс водоникових јона

Према вредности добијеној из формуле 6.3 вредност Ланжелијеовог индекса може бити:

$I < 0$ – вода је способна да раствара карбонатна једињења пошто је концентрација раствореног CO_2 изнад равнотежне концентрације,

$I > 0$ – концентрација CO_2 је испод равнотежне концентрације и из воде се може таложити калцијум-карбонат.

Овим проблемом бавио се и Ryznar (1944) по коме је назван Ризнаров број „R“, који се добија по формули (6.4):

$$R = 2pH_s - pH \quad (6.4)$$

Према подели по Ризнаровом броју:

$R < 7$ – вода је склона колмирању,

$R > 9$ – вода је корозивна,

$7 < R < 9$ – могућа је појава колмирања и развоја корозије мањег интензитета.

Поред поменутих критеријума у литератури се јављају и Штиф –Дејвисов индекс стабилности (Stiff and Davis 1952), индекс Одо-Томсона (Oddo and Tomson 1992), индекс Ларсон-Школда (Larson and Skold 1958), с тим да је њихова употреба веома ретка.

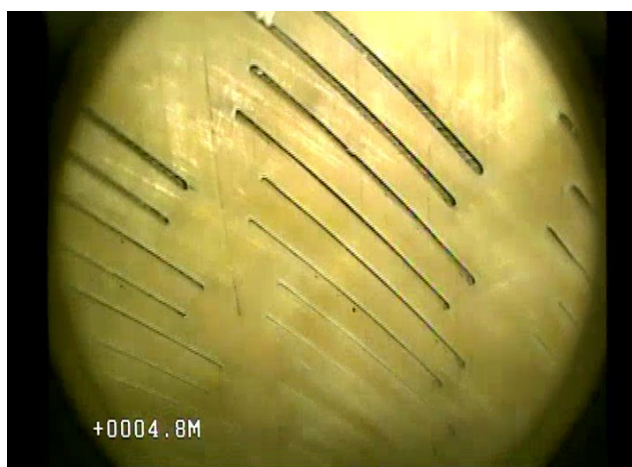
Морозов и Мерции (1979) су унели допуну у претходна истраживања, чиме су прецизирали претходне класификације дефинисањем граничних услова за поједине типове вода. Према њиховој подели све хидрокарбонатне–калцијумско–магнезијумске воде, по свом хемијском саставу и утицају на филтре и прифилтарску зону бунара, могу се поделити у пет типова:

1. Агресивне воде ($R > 9$, $I < 0$, $\text{SiO}_2 < 10 \text{ mg/l}$), код којих преовлађује корозија материјала филтра.
2. Воде код којих је изражено зарастање филтра једињењима гвожђа ($\text{Fe}^{3+} > 0,3 \text{ mg/l}$, $R < 9$, $I > 0$), са преовлађујућим талогом $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Аутори предлажу да се у бунаре који каптирају овакве воде уграђује филтер типа „Гаврилко“ и да се предвиди обавеза корисника да након 1,5-2 године експлоатације спроведу механичко-хемијску регенерацију. Вуковић и Соро (1995) напомињу и да је неопходно прописати обавезу да се на сваких 6-8 месеци извлаче пумпе, врши преглед стања филтерске конструкције и механичко чишћење.
3. Воде код којих је изражено смањење пропусности филтра услед карбонатног таложења једињењима калцијума и магнезијума ($R < 9$, $I > 0$, $\text{Fe}^{3+} < 0,3 \text{ mg/l}$, $\text{SiO}_2 < 10 \text{ mg/l}$), са преовлађујућим талогом CaCO_3 .
4. Воде код којих је изражено зарастање филтра силикатним и алумосиликатним једињењима ($\text{SiO}_2 > 10 \text{ mg/l}$, или $\text{Al}_2\text{O}_3 > 10 \text{ mg/l}$), са

преовлађујућим коагелима у условима заједничког исталожавања соли силицијумове киселине, оксида алуминијума и хидроксида гвожђа.

5. Воде, код којих је изражено зарастање филтра продуктима животне активности бактерија ($\text{Fe}^{2+} > 0,3 \text{ mg/l}$, $\text{pH} < 7,2$, минерализација мања од 1000 mg/l). Преовлађују талози гвожђа и мангана. Основни захтев код пројектовања и израде бунара који каптирају овакву средину своди се на спречавање услова за живот и раст бактерија. Према Вуковић и Соро (1995) неопходно је предвидети хлорисање оваквих бунара једном у 3-4 месеца.

Срачунате вредности Ланжелијеовог индекса и Ризнарвог броја за појединачне бунаре у зависности од датума узорковања дате су у табели 6.2. Срачунате вредности Ланжелијеовог индекса и Ризнарвог броја (табела 6.2) показују да таложење CaCO_3 може да се јави у зони бунара Вр-64 на трећој дренажној линији Ковин-Дубовац. Снимања подводном камером 2011. године, ипак не указују на таложење карбоната на филтерској конструкцији (слика 6.4).



Слика 6.4: Снимци подводном камером филтера бунара Вр-64 на Ковин-Дубовцу (документациони снимци ИЈЧ, снимање извршили Војт, Димитријевић и Радановић 2011. године)

Табела 6.2: Срачунате вредности Ланжелијеовог индекса и Ризнарвог броја

Локација	Бунар	Ланжелијеов индекс, I (просечна вредност)	Ризнаров број, R (просечна вредност)	Напомена
Трновче	Vn-5	-0,55	8,22	Значајно повишене концентрације гвожђа и мангана, висока конц. O ₂
Трновче	Vn-6	-0,56	8,17	
Трновче	Vnz-1	-0,31	7,74	
Трновче	Vn-9G	-0,40	7,85	
Кључ	Vb-2	- 0,39	7,82	Fe ²⁺ < 0,1 mg/l
Кључ	Vb-6	- 0,43	7,84	Fe _{uk} < LLD, Mn до 0,3 mg/l у зони бунара Vb-2
Кључ	Vb-7	- 0,50	7,90	
Кључ	Eb-7	-0,28	7,90	
Ковин	Vp-12	-0,33	8,00	
Ковин	Vp-16	-0,33	7,60	Повишене вредности Fe _{tot,sr} око 3,4 mg/l, осим на Vp-19 O ₂ (0,0-0,1 mg/l)
Ковин	Vp-17	-0,14	7,87	
Ковин	Vp-19	-0,41	8,20	
Ковин	Vp-20	-0,20	8,37	
Ковин	Vp-25	-0,13	7,87	
Ковин	Vp-64	+0,10	7,18	
Београд (Димкић и Пушић 2008)	Rb-8	-0,27	7,43	Fe ²⁺ (3,68 mg/l) Fe _{uk} (5,74 mg/l)
	Rb-4	-0,6	7,39	Fe ²⁺ (3,68 mg/l) Fe _{uk} (5,74 mg/l)

LLD – доња граница детекције примењене методе

Очигледно је да постављене класификације као ни дати индекси, који су постављени пре свега као параметри за дефинисање корозивних процеса и колмирања калцијум карбонатом, не указују довољно на процесе колмирања гвожђем које је најчешћи облик колмирања у нашим алувијалним срединама. Пре свега, класификације не обухватају вредности раствореног кисеоника који може бити од пресудног значаја за колмирање. У узорцима талога са изворишта Трновче, тежински удео калцијума је од 3-5% (табела 6.3), а да средина није погодна за колмирање карбонатима показују и вредности срачунатог Ланжелијеовог индекса. Кристалографским анализама у бунарима изворишта Трновче није доказано присуство стабилних карбонатних минерала. Вредности Ланжелијеовог индекса такође показују да до колмирања карбонатима неће доћи

ни на изворишту Кључ ($I < -0.5$). Ранија истраживања (ИЈЧ 2010а) показала су да се у одређеној групи бунара београдског изворишта јављају карбонатни талози. Испитивања која су спроведена у оквиру ове тезе, потврдила су постојање карбонатних талоба удружених са талозима гвожђа у бунару београдског изворишта подземних вода Rb-3m у чијем узорку је кристалографским анализама доказано да је у питању сидерит.

Ако се стриктно посматра Ризарова подела, добијене вредности могу да укажу на потенцијалну слабу корозију. На Ковину, где су бунарске конструкције изведене од PVC материјала корозиона својства воде немају утицаја на бунарску конструкцију. Слаба корозија могућа је и на Кључу, нарочито уколико се у води појаве сулфато-редукујуће бактерије испод слуз-продукујућих, што је објашњено у Поглављу 5. Највећу вредност Ризаровог броја (8,22) на изворишту Трновче, има бунар Вп-5, који је уједно и најлошији по хидрауличким параметрима (брз пораст локалних хидрауличких губитака). Корозија се може јавити у бунару Впз-1 (GeoAqua 2008) чија је конструкција метална а уочена је појава сулфато-редукујућих бактерија.

6.1.2.2 Формирање талоба гвожђа и мангана

Већина издани одликује се хидрохемијском зоналношћу. Ако посматрамо алувијалне издани, количина раствореног кисеоника смањује се на путу од реке до издани, али и у вертикалном правцу од површине тла до нивоа подземних вода. Кисеоник као јак оксидант троши се на оксидацију органске материје али и на минералошку потрошњу кисеоника (Димкић 2012а). Што је водозахватни објекат удаљенији од реке и дубљи, каптира све редуктивнију средину.

У редуктивним условима гвожђе се транспортује кроз подземну средину у виду раствореног Fe(II). Мангана у односу на гвожђе има мање у подземној средини, а оксидација Mn(II) захтева већи оксидациони потенцијал (0,6 – 1,2 V) у поређењу са оксидацијом гвожђа (0,0 – 0,5 V) (Houben 2003, Houben and Treskatis 2007). За таложење гвожђа из раствореног двовалентног облика у нерастворни гвожђе-

оксихидроксид, неопходно је мешање вода богатих кисеоником и редуктивних вода које носе растворени Fe(II). У одређеним условима таложења гвожђа из воденог раствора може бити последица његове оксидације нитратом, када као крајњи продукти реакције настају нерастворни ферихидрит и азот. Мешање је често условљено турбулентним кретањем воде унутар самог бунара. Пораст рН вредности и ослобађање CO₂ утичу на брзину оксидације двовалентног гвожђа (Davidson and Seed 1983). Појачано мешање вода различитих хидрохемијских карактеристика може бити последица обарања нивоа подземних вода, услед прецрпљивања издани, у зону филтра бунара формирањем редокс фронта (Applin and Zhao 1989, Walter 1997, Мајкић-Дурсун и сар. 2012а). Дифузију кисеоника кроз издан и ремећење природних геохемијских услова у збијеним изданима описали су Larroque and Franceschi (2011); при чему су изнели мишљење да је овај процес условљен неадекватним радом бунарских пумпи. Слична истраживања спровео је и Forward (1994), који описује проблеме са зачепљавањем потапајућих пумпи у Аустралији услед формирања талоба.

Распрострањеност гвожђа много је већа у природи од мангана, те су самим тим у бунарима много чешћи талози гвожђа. Појава талоба гвожђа и мангана у истом бунару је ређа појава, с тим да и када се јаве заједно талози гвожђа доминирају. Да би се формирали преовлађујући талози мангана потребни су посебни услови између којих и вредности рН>8 (Martin 2003). Уколико раствореног кисеоника има у већим концентрацијама, оксидација раствореног гвожђа се веома брзо дешава, што су доказали Roden et al. (2004) и Weber et al. (2006).

Под чисто хемијским колмирањем подразумевало би се исталоживање без утицаја микроорганизама. Исталоживање гвожђе-оксихидроксида као самостални процес ретко се јавља. Најчешће процес се везује за биохемијско дејство при чему бактерије каталишу брзину таложења. Који процес ће бити доминантнији, хемијска оксидација раствореног гвожђа и/или мангана или биохемијски процеси зависи пре свега од концентрације раствореног кисеоника.

У односу на механичко колмирање, биохемијско формирање талога драстично повећава хидрауличке отпоре. Брзина којом ће се створити насlage у прифилтарској зони и/или на филтерским конструкцијама зависе од низа фактора:

- концентрације раствореног кисеоника односно парцијалног притиска растворених гасова у води,
- концентрације раствореног гвожђа и мангана,
- садржаја калцијума у подземној води,
- температуре воде,
- рН вредности подземне воде,
- гранулометријских карактеристика издани и прифилтарске зоне,
- улазних брзина воде у бунар, као и
- режима рада објекта.

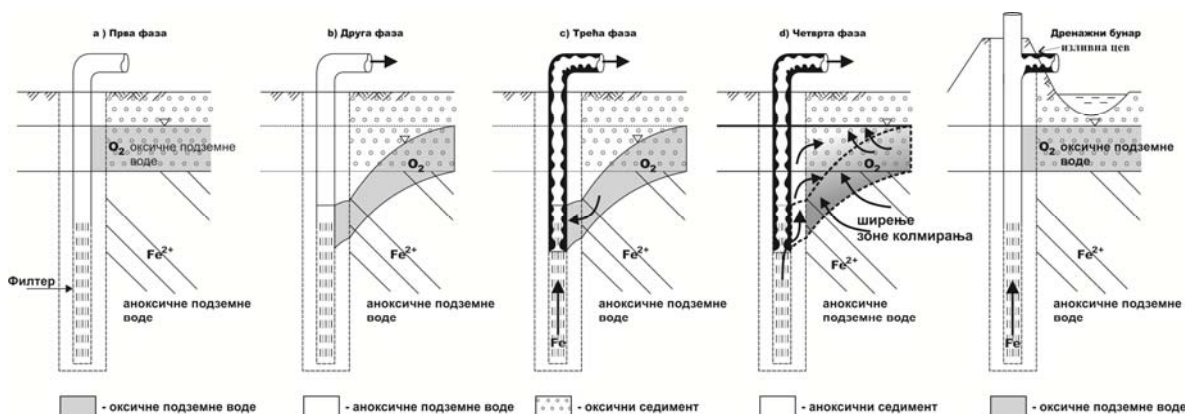
Сматра се да постоје четири фазе у колмирању бунара током експлоатације вода из алувијалних издани, које имају природно повећан садржај гвожђа (van Beek 2012) (слика 6.5).

У првој, почетној фази (слика 6.5a), бунар је тек избушен и још није пуштен у рад. Граница редокс услова између оксичних и аноксичних подземних вода је оштра и налази се значајно изнад бунарског филтра. У овој фази природна равнотежа није нарушена црпењем воде.

У другој фази (слика 6.5b), када бунар почне са радом, формира се почетна депресија. Самим формирањем депресије помера се и граница оксично-аноксичних услова по дубини. Ова граница више није праволинијска, већ прати формирану депресију. Обарање гвожђа из аноксичних подземних вода почиње да се дешава услед контакта са кисеоником. Кисеоник долази како кроз инфилтрирање падавина, тако и из горњих делова издани. Таложење гвожђе-оксидроксида је у почетној фази, и захвата најчешће зону мешања у прифилтарском делу бунара.

У трећој фази (слика 6.5c), кисеоник који долази из оксичних слојева улази у горњи део филтра и меша се са аноксичним водама које носе растворено гвожђе и улазе у доњи део филтра бунара. Таложење се врши како у прифилтарској зони бунара тако и на зидовима филтра, корпама пумпи и потисним цевоводима којима се сирова вода транспортује из бунара. Van Beek (2012) наводи да брзина којом ће се вршити таложење зависи од следећих фактора: односа ламинарног течења при уласку воде у филтер и турбулентног кретања воде унутар самог бунара, времена задржавања воде у бунару и брзине таложење гвожђе-оксихидроксида (односно количине раствореног кисеоника, његовог парцијалног притиска унутар бунара и садржаја раствореног гвожђа које носе аноксичне подземне воде). Иако у почетку процес може бити спор, једном када формирање талог започне, процес се даље само убрзава, обзиром на јак сорпциони афинитет формираних оксихидроксида. Наравно, процес убрзавају присутни микроорганизми и број њихових активних ћелија, као и способност одлагања оксихидроксида на зидовима ћелија доприноси повећавању исталоженог гвожђа и мангана.

У четвртој фази (слика 6.5d), исталожаване гвожђа одвија се у ширем простору око бунара, као и у самом бунару. Између осталог, настаје и као последица искључивања бунара из рада. У периоду када су бунари ван функције, депресиони левак се подиже па се на више помера и фронт мешања оксичних и аноксичних вода. Како је време задржавања воде унутар бунара и у прифилтарској зони значајно дуже пошто бунар привремено не ради, постоји довољно времена да се гвожђе исталожи не само у бунару већ и у ширем простору који обухвата прифилтарску зону, конус депресионог левка ван бунара, као и инсталације унутар водозавхвата. Током истраживања у периоду 2010.-2012. године, забележено је више искључивања бунара из рада на изворишту Трновче. Та искључења износила су од неколико сати до неколико месеци (бунар Вn-5). То је био један од разлога да се срачуна кинетика таложења гвожђа у бунарима на изворишту Трновче, за различите хидрохемијске услове а на основу реалних мерења и узорковања на терену.



Слика 6.5: Фазе колмирања бунара услед мешања оксидичних и аноксидичних подземних вода (van Beek 2012, модификовала Мајкић)

Посебан случај, који холандски аутор не помиње, односи се на дренажне бунаре у алувионима (слика 6.5е). Обзиром да ови бунари у алувиону Дунава (дренажни систем Ковин-Дубовац) немају пумпе, ниво подземне воде под директним је утицајем нивоа у реци и дренажним каналима. Код оваквих бунара, снимања подводном камером нису показала наслаге на унутрашњости бунарских филтера, међутим таложење се врши у изливној цеви. Самоизливне цеви бунара постављени су на пола метра од нивоа дренажних канала или су испод нивоа воде у каналу (разликује се од бунара до бунара). На контакту аноксидичних подземних вода које се дренажују бунаром и кисеоника из ваздуха долази до одлагања гвожђе-оксихидроксида унутар самоизливне цеви. У таквим случајевима не колмира се бунар већ његова изливна цев што спречава дренажање воде из бунара. Поред гвожђе-оксихидроксида у самоизливима јављају се наслаге посебног типа механичког колмирања (наноси из дренажних канала, корење биљака).

6.1.3 Биохемијско колмирање

Биохемијско колмирање представља најчешћи вид колмирања бунара. У овом процесу бактерије имају улогу као катализатори хемијских реакција. Гвожђе, као четврти елемент по распрострањености у земљиној кори, има огроман значај у биогеохемијским реакцијама.

Ghiorse (1986) наводи да се формирање талоба на бунарима дешава када гвожђевите бактерије стварају ванћелијске егзополисахариде (EPS) на које се лепе гвожђе-оксихидроксици. Ова комбинација слузи и гвожђе-оксихидроксици колмира бунарске филтре и прифилтарску зону. Walter (1997) даје претпоставку да раст гвожђе-оксидишућих бактерија у бунарима и зони око бунара може бити у вези са патогеним слуз-продукујућим бактеријама из рода *Pseudomonas*. Ове бактерије насељавају прифилтарску зону бунара и саму конструкцију а затим омогућавају насељавање филаментозним гвожђе-оксидишућим бактеријама. Посматрајући присутне бактерије у подземним водама може се закључити да постоји неколико различитих физиолошких група бактерија које могу да омогуће оксидацију Fe(II) - у неутралној средини, укључујући и аеробе и анаеробе. Борбу са хемијском оксидацијом за исте изворе „хране“, пре свега растворено гвожђе, описују Frankel and Bazylinski (2003) и наводе да аеробне Fe-оксидишуће бактерије које живе у неутралним рН срединама морају да:

- се „такмиче“ за двовалентно гвожђе са неорганском хемијском оксидацијом (под оксичним условима хемијске оксидације су релативно брзе). Да би решиле први проблем, бактерије које врше оксидацију гвожђа расту у микрооксичним условима (при ниским концентрацијама O₂) или у редокс фронту где се мешају оксични и аноксични услови.
- реше проблем са нерастворним гвожђе-оксихидроксидима, који настају као продукт оксидације двовалентног гвожђа. Да би спречиле хидролизу талоба оксихидроксици, бактерије морају да врше оксидацију гвожђа изван ћелије.

Cullimore and MacCann (1978) наводе да се у више алкалним срединама (рН 7,5-9,0), оксидација гвожђа и мангана одвија врло брзо физичко-хемијским процесима, те гвожђе и манган постају мање доступни као извор енергије за живот бактерија. Ову чињеницу потврђују бројни аутори на чије се резултате у свом раду позива Roden et al. (2004). Roden са групом сарадника упоређују оксидацију гвожђа у киселим и базним срединама, наводећи да се доминантна улога бактерија као катализатора у процесу оксидације Fe(II) одвија у киселим

срединама. Насупрот томе, иста група аутора наводи рад Davison-a и Seed-a (1983), који су истраживали процес оксидације гвожђа у условима блиским неутралним рН вредностима, при чему је заједнички закључак да је Fe(II) предмет брзе хемијске оксидације услед присуства раствореног кисеоника. Kappler et al. (2005) су објавили рад у коме показују да поједине нитрат-зависне бактерије такође могу да оксидишу двовалентно гвожђе. Гвожђевите бактерије такође имају улогу у циклусу кружења мангана у природи (Madigan et al. 2005).

Бактерије такође имају улогу и у формирању сулфидних талога. Улогу у биогеном формирању гвожђе-сулфидних талога имају: *Desulfovibrio desulfuricans* (Rickard 1969), односно магнетичне бактерије (MTB), у које спадају анаеробне сулфаторедукујуће бактерије које могу да синтетишу гвожђе-сулфиде (Mann et al. 1990, Postfai et al. 1998). Houben and Treskatis (2007) везују формирање греигеита Fe₃S₄ и појаву сумпора у бунарским талозима у Немачкој за бактеријску активност.

6.2 Анализе бунарских талога

На основу концепта и метода описаних у Поглављу 3 извршен је одабир бунара из којих ће се анализирати талози формирани на зидовима филтерских конструкција, односно дренава бунара (београдско извориште које је одабрано за додатне анализе ради упоређења резултата са талозима на Трновчу). За потребе ове тезе извршена су снимања подводном камером која су показала:

1. Потпуну колмираност филтера бунара са изворишта Трновче, при чему је процес колмирања захватио и корпус бунарске пумпе и унутрашњост потисних цевовода,
2. Чисте PVC филтре дренажних бунара на подручју Ковин-Дубовца и појаву талога у изливним бунарским цевима.

3. Запуњеност дренажа код бунара који су одабрани за додатне анализе на: београдском изворишту (ИЈЧ 2008) и колмираност филтра у бунару на подручју Книћанина (ИЈЧ 2011а).

На изворишту Кључ где нема раствореног гвожђа у подземној води а средина је оксична, таложење није било ни очекивано.

Бунари на изворишту Трновче веома се брзо колмирају. Формирани талог у року до годину дана потпуно покрије корпу пумпе и смањи потисне цевоводе до те мере да су чишћења неопходна. На фотографијама (слике 6.6 до 6.10) су приказани талози формирану у бунарима на изворишту Трновче.



Слика 6.6: Корпа пумпе прекривена талогом на изворишту Трновче (фото: Миолски 2010) у односу на корпу пумпе извађену после 25 година рада из бунара Еб-2 на изворишту Кључ (фото: Мајкић 2010)



Слика 6.7: Талог у потисном цевоводу Вп-8а Трновче (фото: Миолски 2011.)



Слика 6.8: Талог у потисном цевоводу Вп-6 Трновче (фото: Мајкић 1.9.2011.)



Слика 6.9: Потисни цевовод извучен из бунара Впз-1 Трновче (фото: Миолски 15.09.2010.)



Слика 6.10: Талог у потисном цевоводу бунара Вп-5 Трновче (фото: Миолски 2010)

Узорци талога су узети из следећих бунара:

1. Извориште Трновче: бунари ВТ-16, Вп-9G, Вп-8а, Вп-6, Вп-5, Впз-1
2. Београдско извориште: узорци из дренава бунара Rb-48, Rb-46, Rb-42 (три бунара са сектора Сурчинско поље), Rb-3, Rb-3m, Rb-7 дрен III (бунари са сектора Макиш), Rb-83 и Rb-69 (два бунара са узводног сектора Бољевац и Прогар) и дрена бунара Rb-4 (сектор Ушће)
3. Ковин-Дубовац: бунар Вр-12 на првој дренажној линији
4. Книћанин-Чента: дренажни бунар В-5 у алувиону реке Тисе

6.2.1 Резултати анализа хемијског састава бунарских талоба

Свих 17 узорака талоба анализирано је ради добијања хемијског састава применом EDS методе која је била праћена скенирајућом електронском микроскопијом SEM. Сваки узорак је сниман као прах 3 пута а добијене средње вредности, за укупан узорак (*bulk*), хемијских анализа прахова дате су у табелама 6.3 до 6.5. Овом методом одређен је неоргански део узорака. Доња граница детекције елемената постављена је на 0,1 тежински проценат (0,1%). У свим анализама кисеоник је одређен стехиометријски.

Уобичајен начин приказивања резултата хемијских анализа талоба је у виду оксида (Houben 2003, Reed 2005). Овај начин приказивања није у потпуности тачан, обзиром да талози најчешће представљају хидроксиде гвожђа и мангана. Проблем се нарочито јавља уколико постоје сулфиди гвожђа у узорку.

Приказ добијених резултата дат је у форми тежинског удела елемента у узорку исказано као (%) (табела 6.3), масеног удела елемента у узорку (g/kg) (табела 6.4). Према препоруци (Houben 2003) анализе талоба бунара треба исказати у форми тежинског удела оксида у узорку (%), а учешће сумпора и микрокомпоненти у виду (mg/kg), што је и приказано у табели 6.5.

Табела 6.3: Тежински удео елемената (%) у узорцима анализираних талога

Елемент	Трновче						Београд									Книћанин	Ковин
	BT-16	Vn-9G	Vn-8a	Vn-6	Vn-5	Bnz-1	Rb-48	Rb-46	Rb-42	Rb-3m	Rb-7III	Rb-4	Rb-83	Rb-69	Rb-3	B-5	Bp-12
Na K	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34	0,37	0,06	0,00	0,00	0,00	0,33	0,33	0,21	0,09
Mg K	0,44	0,27	0,31	0,19	0,23	0,30	0,04	0,37	1,65	0,11	0,37	0,25	0,67	1,28	1,29	0,30	0,36
Al K	0,11	0,16	0,15	0,20	0,24	0,23	0,54	1,89	3,39	0,32	0,21	0,12	0,15	2,35	2,72	0,34	0,86
Si K	4,00	3,23	2,60	4,19	2,48	3,03	2,64	13,62	25,63	1,76	2,28	5,10	1,94	8,21	20,35	2,45	5,31
P K	5,36	1,91	3,46	3,13	1,89	2,89	0,17	0,05	0,00	1,19	2,33	1,86	7,12	4,53	1,97	5,15	1,61
S K	0,06	0,07	0,05	0,00	0,00	0,00	15,31	9,66	0,96	10,85	0,05	0,00	0,00	0,35	0,00	0,22	0,00
K K	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,40	0,83	0,00	0,00	0,04	0,00	0,65	0,58	0,03	0,28
Ca K	5,15	4,09	4,52	3,47	3,09	4,53	0,93	0,98	8,72	1,59	2,77	2,74	6,67	7,70	6,20	4,73	4,10
Ti K	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,18	0,00	0,00	0,00	0,00	0,07	0,15	0,00	0,00
Cr K	0,03	0,00	0,03	0,03	0,04	0,00	0,00	0,10	0,24	0,09	0,00	0,04	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00
Mn K	0,17	4,84	3,41	0,94	13,66	8,59	0,00	0,00	1,12	0,00	0,08	0,05	0,06	0,25	0,45	0,38	0,16
Fe K	48,47	50,93	50,94	53,31	43,78	45,50	53,11	37,45	12,64	55,32	36,26	55,46	47,00	36,29	23,74	50,89	52,70
As L	0,07	0,34	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,17	0,26	0,35	0,00	0,00	0,39	0,32
Sn L	0,17	0,15	0,29	0,00	0,16	0,15	0,00	0,00	0,39	0,00	0,00	0,00	0,00	0,11	0,00	0,11	0,12
Sb L	0,12	0,32	0,22	0,08	0,00	0,34	0,07	0,00	0,19	0,07	0,00	0,09	0,41	0,24	0,00	0,08	0,08
Ba L	0,38	0,48	0,37	0,31	0,59	0,19	0,00	0,00	0,11	0,08	0,00	0,31	0,30	0,38	0,00	0,41	0,12
Pb L	0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
O	35,07	33,19	33,65	34,14	33,82	34,16	27,03	34,37	43,57	28,46	33,86	33,68	35,22	37,40	42,25	34,31	33,81

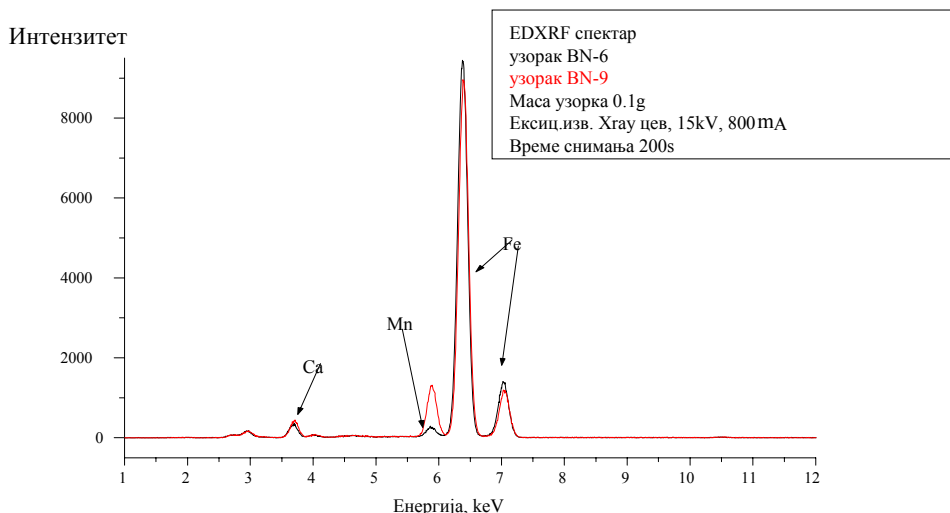
Табела 6.4: Масени удео елемената у узорцима анализираних талога

Елемент	BT-16	Vn-9G	Vn-8a	Vn-6	Vn-5	Bnz-1	Rb-48	Rb-46	Rb-42	Rb-3m	Rb-7III	Rb-4	Rb-83	Rb-69	Rb-3	B-5	Bp-12
	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg	g/kg
Na K	0,57	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,40	3,70	0,57	0,00	0,00	0,00	3,25	3,25	2,07	0,87
Mg K	4,40	2,73	3,07	1,93	2,27	3,00	0,43	3,73	16,47	1,13	3,73	2,53	6,70	12,75	12,90	2,97	3,57
Al K	1,07	1,60	1,53	2,00	2,37	2,30	5,43	18,93	33,90	3,17	2,07	1,23	1,50	23,45	27,20	3,37	8,60
Si K	40,00	32,27	25,97	41,90	24,83	30,33	26,40	136,17	256,33	17,60	22,83	51,00	19,35	82,10	203,45	24,53	53,10
P K	53,63	19,10	34,63	31,33	18,90	28,87	1,70	0,53	0,00	11,90	23,33	18,63	71,15	45,25	19,65	51,47	16,07
S K	0,57	0,73	0,47	0,00	0,00	0,00	153,13	96,57	9,63	108,53	0,53	0,00	0,00	3,50	0,00	2,20	0,00
K K	0,23	0,23	0,00	0,00	0,00	0,47	0,00	4,00	8,33	0,00	0,00	0,37	0,00	6,45	5,80	0,33	2,77
Ca K	51,47	40,87	45,23	34,70	30,93	45,27	9,30	9,77	87,20	15,87	27,67	27,43	66,65	76,95	62,00	47,30	40,97
Ti K	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,65	1,50	0,00	0,00
Cr K	0,30	0,00	0,30	0,30	0,37	0,00	0,00	0,97	2,43	0,90	0,00	0,40	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00
Mn K	1,70	48,43	34,07	9,40	136,60	85,90	0,00	0,00	11,17	0,00	0,83	0,50	0,55	2,50	4,45	3,83	1,63
Fe K	484,70	509,27	509,40	533,13	437,83	455,03	531,13	374,47	126,40	553,20	362,63	554,63	469,95	362,85	237,35	508,90	527,00
As L	0,73	3,37	0,00	0,00	0,00	0,00	0,80	0,00	0,00	1,67	2,57	3,45	0,00	0,00	0,00	3,93	3,17
Sn L	1,67	1,47	2,93	0,00	1,57	1,47	0,00	0,00	3,93	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	1,13	1,17
Sb L	1,20	3,20	2,20	0,83	0,00	3,37	0,73	0,00	1,87	0,73	0,00	0,87	4,05	2,35	0,00	0,83	0,83
Ba L	3,83	4,83	3,67	3,07	5,87	1,87	0,00	0,00	1,13	0,80	0,00	3,07	3,00	3,75	0,00	4,13	1,20
Pb L	3,27	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
O	350,70	331,87	336,53	341,43	338,23	341,57	270,27	343,67	435,73	284,57	338,60	336,77	352,20	373,95	422,45	343,07	338,13

Табела 6.5: Тежински удео оксида (%) у узорцима анализираних талога, односно удео сумпора и микрокомпоненти (mg/kg)

Узорак	SiO ₂ (%)	Al ₂ O ₃ (%)	Fe ₂ O ₃ (%)	MnO (%)	CaO (%)	P ₂ O ₅ (%)	S (mg/kg)	As (mg/kg)	Ba (mg/kg)	Cr (mg/kg)	Sn (mg/kg)	Sb (mg/kg)
BT-16	8,6	0,2	69,3	0,3	7,2	12,3	56,7	73,3	383,3	30,0	166,7	120,0
Bn-9G	6,9	0,3	72,8	7,7	5,7	4,4	73,3	336,7	483,3	0,0	146,7	320,0
Bn-8a	5,6	0,3	72,8	5,4	6,3	7,9	46,7	0,0	366,7	30,0	293,3	220,0
Bn-6	9,0	0,4	76,2	1,5	4,9	7,2	0,0	0,0	306,7	30,0	0,0	83,3
Bn-5	5,3	0,4	62,6	21,3	4,3	4,3	0,0	0,0	586,7	36,7	156,7	0,0
Bnz-1	6,5	0,4	65,1	13,6	4,3	6,6	0,0	0,0	186,7	0,0	146,7	336,7
Rb-48	5,7	1,0	75,9	0,0	1,3	0,4	15313,3	80,0	0,0	0,0	0,0	73,3
Rb-46	29,1	3,6	53,5	0,0	1,4	0,1	9656,7	0,0	0,0	96,7	0,0	0,0
Rb-42	54,8	6,4	18,1	1,8	12,2	0,0	963,3	0,0	113,3	243,3	393,3	186,7
Rb-3m	3,8	0,6	79,1	0,0	2,2	2,7	10853,3	0,0	80,0	90,0	0,0	73,3
Rb-7III	7,3	0,4	77,4	0,2	5,7	7,8	53,3	166,7	0,0	0,0	0,0	0,0
Rb-4	10,9	0,2	79,3	0,1	3,8	4,3	0,0	256,7	306,7	40,0	0,0	86,7
Rb-83	4,1	0,3	67,2	0,2	9,3	16,3	0,0	345,0	300,0	0,0	0,0	405,0
Rb-69	17,6	4,4	51,9	0,4	10,8	10,4	350,0	0,0	375,0	50,0	110,0	235,0
Rb-3	43,5	5,1	33,9	0,7	8,7	4,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
B-5	5,25	0,7	72,7	0,6	6,6	5,2	220,0	393,0	413	0,0	113,0	83,0
Bp-12	11,4	1,6	75,3	0,3	5,7	11,4	0,0	317,0	120,0	0,0	117,0	83,0

Хемијске анализе талога са изворишта Трновче применом XRF методе потврдиле су претходне резултате. Доминантно учешће у узорцима имају гвожђе и манган, а поред њих у мањој мери се јавља калцијум. На слици 6.11 приказани су упоредни спектрограми за бунар Вн-6 и Вн-9G, на коме се види да је удео мангана знатно виши у бунару Вн-9G, што су показале и остале примењене методе.



Слика 6.11: Упоређење резултата спектрограма бунара Вн-9G и Вн-6 са изворишта Трновче применом XRF методе

Талози ниског степена кристалинитета добро сорбирају метале. Концентрације метала у траговима, додатно су испитиване у узорцима узетих инкрустација коришћењем ICP-OES уређаја (Поглавље 3). Сврха ових анализа била је усмерена на поређење добијених резултата ICP-OES уређајем са SEM-EDS методом (табела 6.6).

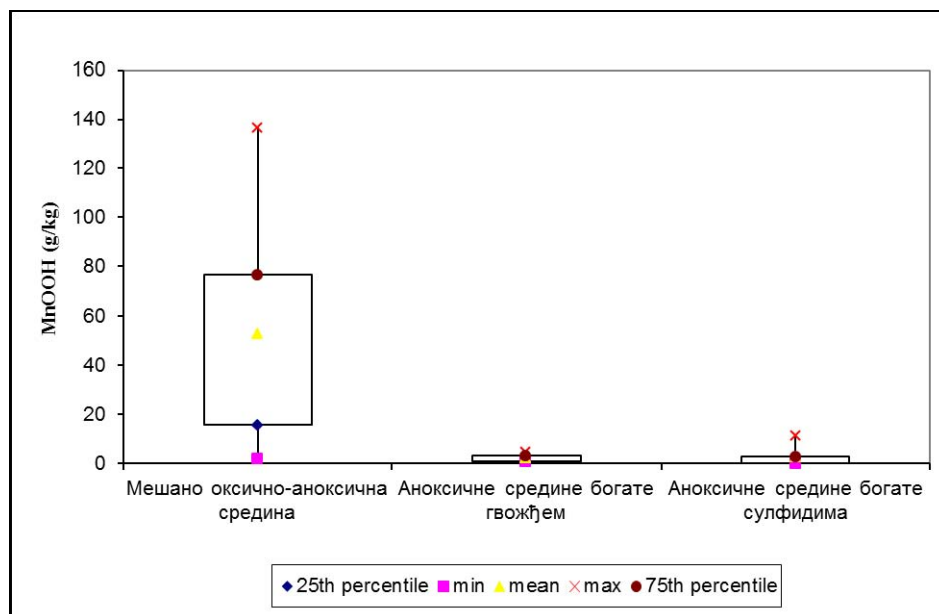
Табела 6.6: Концентрације метала у траговима (mg/kg) анализиране ICP-OES уређајем

Узорак	Zn (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Mo (mg/kg)	As (mg/kg)
BT-16	79,5	19,7	11,5	31,5	93,3
Вн-9G	43,6	70,1	46,1	40,2	754,6
Вн-8a	47,8	48,0	60,8	34,7	288,5
Вн-6	448,6	59,2	267,5	25,8	573,1
Вн-5	61,2	174,1	92,3	47,3	507,1
Rb-48	106,2	32,0	307,9	70,7	16,5
Rb-46	33,5	9,9	90,1	6,1	61,8
Rb-3m	309,4	32,9	503,5	68,9	222,1
Rb-7III	109,2	27,4	3,3	40,6	1315,1
Rb-4	83,4	24,6	15,8	45,1	666,6
Rb-83	194,7	32,5	56,1	17,1	564,7
Rb-69	113,7	42,5	91,2	6,9	104,5
B-5	797,0	27,4	49,8	32,8	507,0
Вр-12	77,6	26,4	20,2	53,8	1081,4

Исталожени оксихидроксиди гвожђа имају аутокаталитички ефекат на оксидационе процесе и адсорпцију двовалентног гвожђа на већ исталожене гвожђе-оксихидроксиде, при чему је запажен линеарни пораст са порастом рН вредности (Tamura et al. 1976). Гвожђе-оксихидроксиди имају велику специфичну површину и површински капацитет услед постојања великог броја OH^- група (Dzombak and Morel 1990). Гвожђе-оксихидроксиди ниског кристалинитета (ферихидрит) су хемијски реактивнији од кристалинизованих гвожђе оксида (Tadesse 1997). Њихову способност сорбирања фосфата (PO_4^{3-}) и арсената (AsO_4^{3-}) испитали су Ding et al. 2000, Sherman and Randall 2003, Houben 2003, Pedersen et al. 2006, Weng et al. 2012; односно сорбирања Cu^{2+} , Zn^{2+} , Ni^{2+} које су испитали Dzombak and Morel (1990), Ding et al. (2000), као и Houben and Treskatis (2007).

На основу резултата испитивања талога из одабраних бунара (табела 6.6), запажа се да ниско кристализовани ферихидрит (узорци из бунара Вп-9G, Rb-7III, Вр-12) има значајно веће концентрације адсорбованог арсена (755-1315 mg/kg), у односу на талог у којима се јавља гетит већег степена кристализације (16-288 mg/kg) (бунари Вп-8а, Rb-69, Rb-48, Rb-46). Концентрације никла (308-503 mg/kg) значајне су у два узорка Rb-3m и Rb-48, пошто се боље везује за гетит. Највећа концентрација цинка одређена је у бунару са локације Книћанин-Чента (797 mg/kg). Највеће вредности фосфата добијене су SEM-EDS методом (710 mg/kg) у талогу бунара Rb-83 где је према фотографијама (слика 6.13/2) скенирајућим микроскопом забележена и највећа бактеријска активност. Фосфата нема у талозима где се јављају сулфиди (табела 6.4).

Поред ферихидрита у мањој количини јавили су се здружени талози мангана $\text{Mn}(\text{OH})_2$, такође ниског кристалинитета. Масени удео $\text{Mn}(\text{OH})_2$ у испитиваним узорцима талога износио је између 2,67 g/kg и 212,8 g/kg, у односу на удео гвожђе-оксихидроксида који је износио 625,9 до 762,2 g/kg. Талози мангана јављају се у већем уделу у мешаним оксично-аноксичним срединама (слика 6.12).



Слика 6.12: Појава Mn-оксихидроксида ниског степена кристализације у зависности од степена оксичности средине

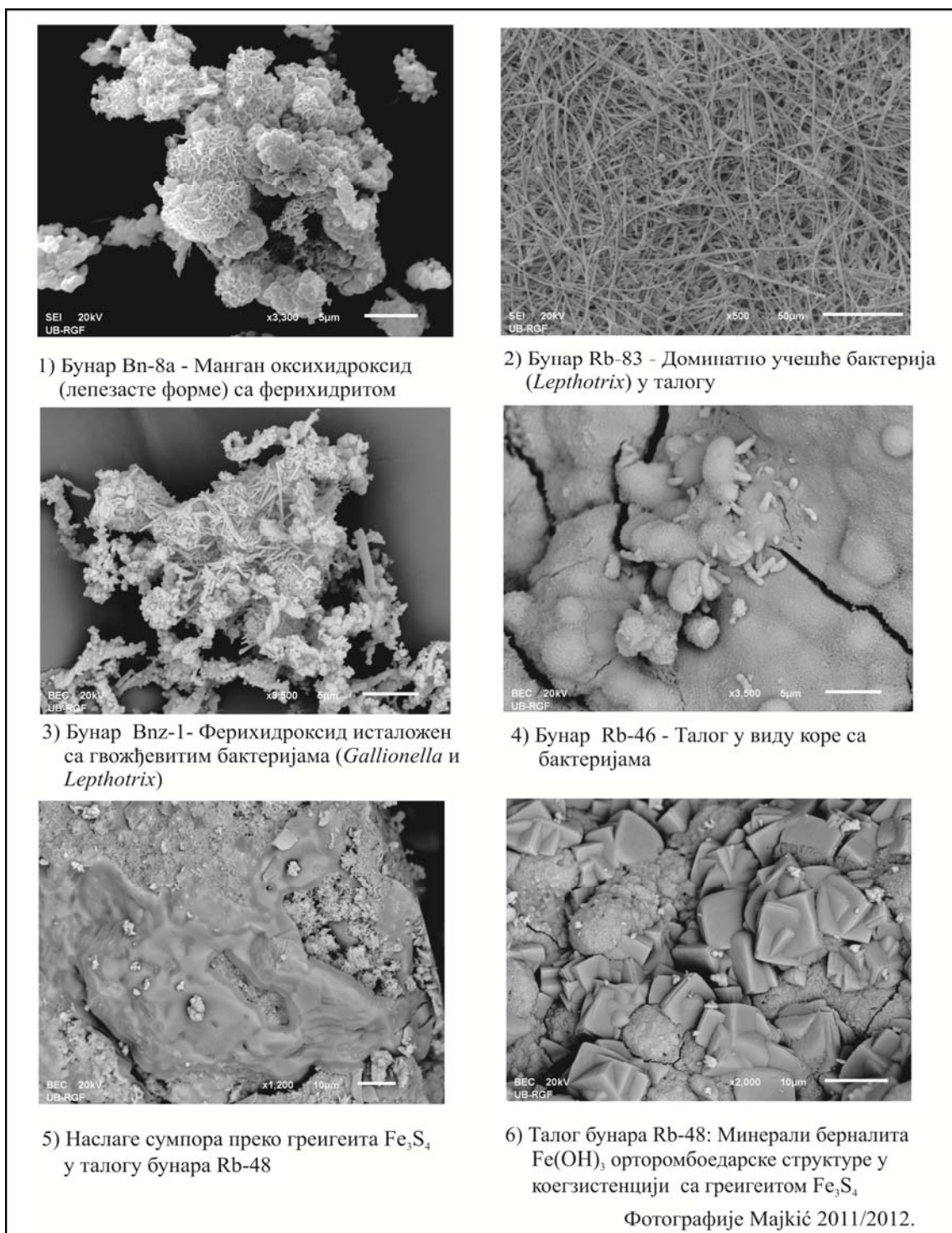
6.2.2 Морфолошке анализе узорака талога

Морфолошке анализе (структура, величина и облик минералних агрегата) у талогу доприносе одређивању самог минерала као и увид у коегзистенцију различитих минералних врста. Само на основу визуелног изгледа минерала не може се са потпуном сигурношћу одредити који минерал је у питању. Комбинацијом скенирајуће електронске микроскопије (SEM) и усмереног бомбардовања снопом електрона помоћу EDS, претходно визуелно издвојеног облика, могуће је оквирно одредити који минерал је у питању. Ипак, за тачно одређивање неопходна је примена рентгенске дифракције обзиром да само гвожђе може да се нађе у 16 различитих оксида, хидроксида и оксихидроксида.

Свих 17 узорака талога детаљно је испитивано са морфолошког аспекта применом SEM-а на цео узорак и усмереним бомбардовањем у тачкама (анализа детаља). За сваки узорак направљена је фото документација са снимљеним спектрима хемијског састава.

Овим типом истраживања, поред морфолошко-хемијских анализа појединачних минерала омогућена је и хемијска анализа омотача око бактерија детектованих у узорку, мерење дужина бактерија и њихово одређивање на нивоу рода. На слици 6.13 су приказане разлике између појединих узорака талоба. Формирани минерали у талобу дрена из бунара Rb-48 (слика 6.13/5 и 6.13/6), потпуно су различити од доминантно биолошких наслага у бунару Rb-83 (слика 6.13/2).

Као што се са приказане слике 6.13 види, инкрустације могу чинити минерали, са или без бактеријских ћелија и егзополимера. Само анализа неорганског дела талоба не може у потпуности да прикаже састав бунарских талоба, па се коришћење SEM-EDS методе у истраживању инкрустација свакако препоручује.



Слика 6.13: Различити талози узети из бунара са изворишта Трновче (Bn-8a, Bnz-1) и дренава бунара београдског изворишта подземних вода (Rb-83, Rb-46 и Rb-48) фотографисане применом SEM модел: JEOL JSM – 6610LV (фото: Мајкић 2011 и 2012)

6.2.3 Резултати кристалографских анализа талога

Основни циљ кристалографских анализа је тачно одређивање минерала у узорку. Метода је неопходна за прецизно одређивање и разликовање минерала истог или сличног хемијског састава. Интензитет пика у односу на угао 2θ , показује да мали пикови представљају минерале ниског кристалинитета, док непостојање израженог пика указује да је у питању аморфан облик.

Cornell and Schwertmann (2003) су дали поделу хидроксида и оксида гвожђа (табела 6.7). Наравно, не налазе се сви у бунарским талозима. Они се међусобно могу разликовати само на основу кристалографских карактеристика.

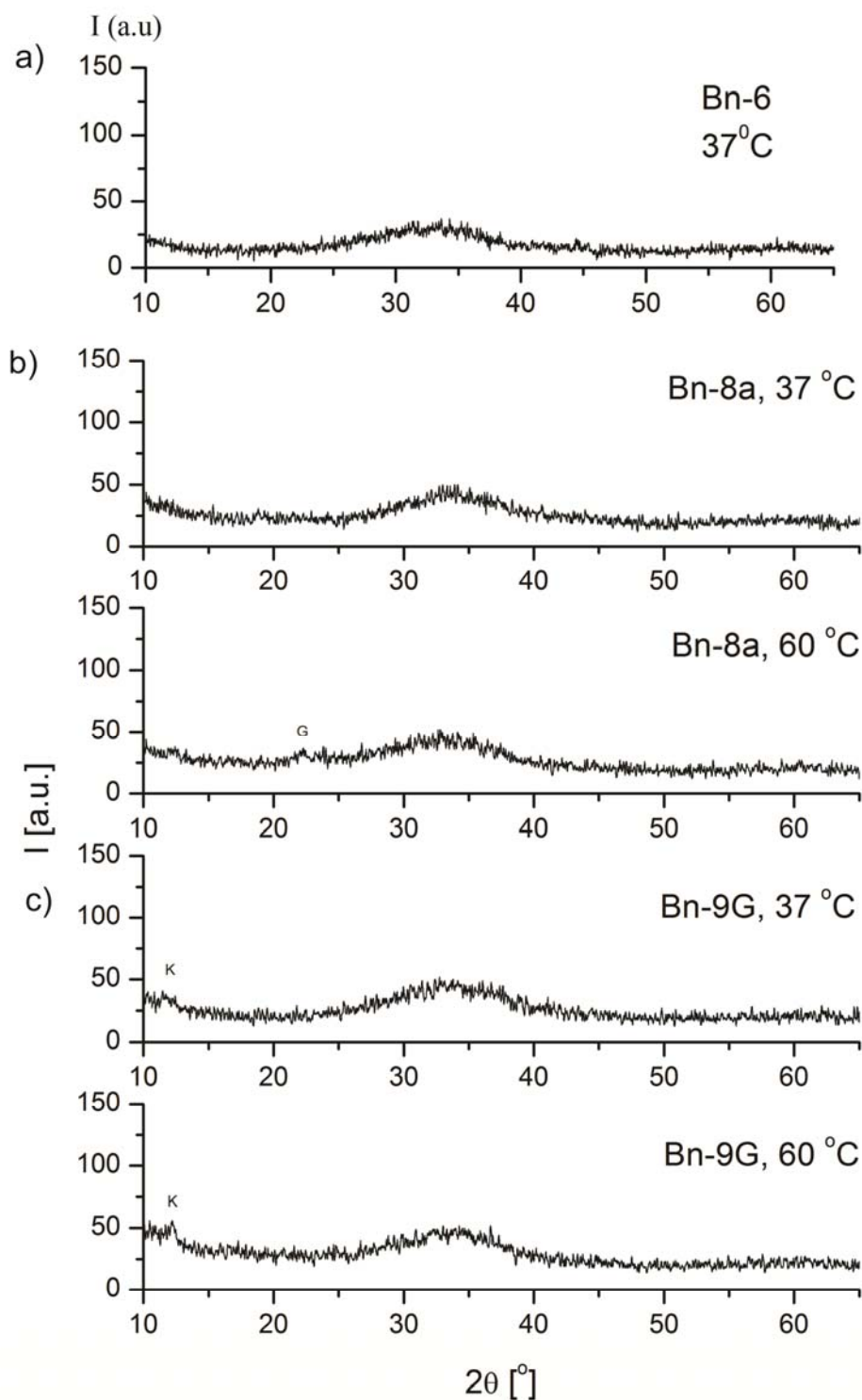
Табела 6.7: Хидроксиди и оксиди гвожђа (Cornell and Schwertmann 2003)*

Оксидроксиди и хидроксиди	Оксиди
Гетит α -FeOOH	Хематит α -Fe ₂ O ₃
Лепидокрокит γ - FeOOH	Магнетит Fe ₃ O ₄ (Fe ^{II} Fe ^{III} O ₄)
Акагенит β - FeOOH	Магхемит γ - Fe ₂ O ₃
Швертманит Fe ₁₆ O ₁₆ (OH) _y (SO ₄) _z ·nH ₂ O	β - Fe ₂ O ₃
δ -FeOOH	ε - Fe ₂ O ₃
Фероксит FeOOH	Вустит FeO
FeOOH-Високог притиска	
**Ферихидрит Fe ₅ HO ₈ ·4H ₂ O	
Берналит Fe(OH) ₃	
Fe(OH) ₂	
„Патина“ $Fe_x^{III} Fe_y^{II} (OH)_{3x+2y-z} (A^-)_z; A^- = Cl^-; \frac{1}{2} SO_4^{2-}$	

*ови аутори препоручују коришћење термина ферихидрит уместо "аморфни оксид гвожђа". **Дата формула је прелиминарна, а поред ове формуле у литератури се често јавља и Fe(OH)₃ аморфан.

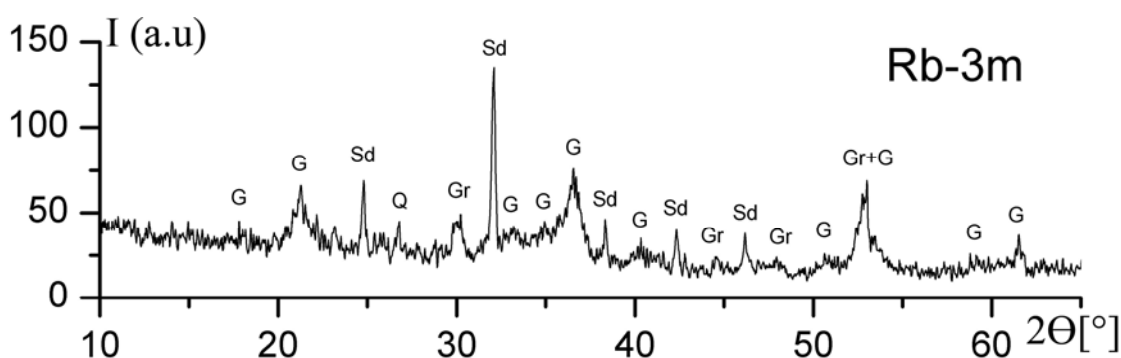
Међусобно ови оксиди и хидроксиди разликују се по кристалној решетци, димензијама, густини, магнетичним особинама. Ипак у природи, кристалне решетке могу бити поремећене услед различитих спољних утицаја, а боја минерала маскирана наслагама преко основног минерала.

Кристалнографске анализе урађене су на 6 узорака талога с тим да се снимао узорак осушен на 37°C и 60°C (извориште Трновче, где се очекивао манган), односно на 37°C и 100°C (узорци са београдског изворишта). Сврха је била да се очува евентуално постојање манганових оксида ниског степена кристалинитета (сушење на 37 °C), као и да се упореде евентуалне разлике при сушењу узорака на различитим температурама.



Слика 6.14: Резултати дифракционе анализе талога из бунара Bn-6, Bn-8a и Bn-9G са изворишта Трновче; Легенда: K–Каолинит ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), G–Гетит ($\alpha\text{-FeOOH}$), развучени пик представља удео слабо кристализованих талога (ферихидрит и манганови оксихидроксида)

Резултати дифракције показују да се на изворишту Трновче талози јављају у виду манганових оксида и ферихидрита $\text{Fe}_3\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$, ниског степена кристализације (слика 6.14). Појава незнатних количина гетита $\alpha\text{-FeOOH}$, запажена је у бунару Вп-8а (слика 6.14b), који је и најдубљи бунар на самом изворишту (дубина бунара 22 m, а филтер на дубини од 10-18 m). У бунару Вп-9G се поред ферихидрита и манганових оксихидроксида ниског степена кристализације, јављају глиновите честице у виду каолинита, које су залепљене за бунарски талог (слика 6.14c). Глиновите честице су унете из природне средине-издани.



Слика 6.15: Резултати дифракционе анализе талога из бунара Rb-3m са београдског изворишта; Легенда: G – Гетит ($\alpha\text{-FeOOH}$), Q – Кварц (SiO_2), Sd – Сидерит (FeCO_3), Gr – Греигеит (Fe_3S_4)

У узорку из хоризонталног дрена бунара Rb-3m (слика 6.15), добијени подаци показују да се ради о кристализованом талогу у коме се ферихидрит рекристализовао до стабилнијег гетита. Поред овог оксида гвожђа, удружено се јављају греигеит и сидерит. Греигеит је тиоспинел гвожђа (формула $\text{Fe}^{2+}\text{Fe}_2^{3+}\text{S}_4$), сумпорни аналог магнетита. Уобичајено се пише његова општа формула Fe_3S_4 . Сидерит је гвожђе-карбонат $\text{Fe}(\text{CO})_3$. У узорку талога уочене су мање количине песка.

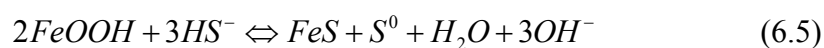
Појава магнетичног греигеита у талогу бунара Rb-3m, може се тумачити двојако. Овај метастабилни минерал може настати биогено дејством *Desulfovibrio desulfuricans* у присуству гвожђевитих соли (Rickard 1969, Ehrich 2002), односно у присуству одређене групе анаеробних сулфато-редукујућих бактерија, које могу да синтетишу греигеит (Mann et al. 1990, Postfai et al. 1998). Многе сулфато-

редукујуће бактерије могу да користе водоник као извор енергије за метаболичке процесе уместо органског угљеника и да као крајњи продукт створе водоник сулфид. Када H_2S дође у контакт са раствореним гвожђем у аноксичним подземним водама формира се метастабилни макинавит (FeS). Даљим процесом може се формирати магнетични греигеит (Fe_3S_4) директно из макинавита. Да би се створио греигеит неопходна је оксидација две трећине двовалентног гвожђа из метастабилног макинавита, а да при томе не дође до оксидације S^{2-} . Греигеит поседује магнетична својства. За разлику од појаве греигеита, формирање пирита из FeS , захтева услове у којима не долази до оксидације $Fe(II)$, док се сумпор S^{2-} оксидише (Rickard and Luther 2007).

У талозима дрена бунара који каптирају аноксичне средине, као што је бунар Rb-3m, уочена је појава сидерита $Fe(CO)_3$. Појаву сидерита могуће је везати за биоредукцију ферихидрита што су објаснили Mortimer et al. (1997), односно Fredrickson et al. (1998). Овај минерал један је од индикатора аноксичних подземних средина (Houben 2003).

Кристалографска испитивања талоба из дрена бунара Rb-4, показала су да постоји процес рекристализације слабо кристализованих талоба у боље кристализовану форму гетита, односно старење самог талоба али да процес није у потпуности завршен (слика 6.16a).

Узорак талоба из дрена бунара Rb-48 са београдског изворишта представља коегзистенцију греигеита Fe_3S_4 , берналита $Fe(OH)_3$, моноклиничног сумпора S_8 , заједно са гетитом α - $FeOOH$ (слика 6.16b). Појава моноклиничног сумпора S_8 у талогу бунара Rb-48 (слика 6.13/5), може се објаснити сулфидном оксидацијом у присуству ферихидрита и гетита, када као крајњи продукт оксидације настаје елементарни сумпор (Poulton et al. 2004). Хемијску реакцију настанка елементарног сумпора у бунарским талозима описали су Houben and Treskatis (2007) што је дато у формули 6.5:

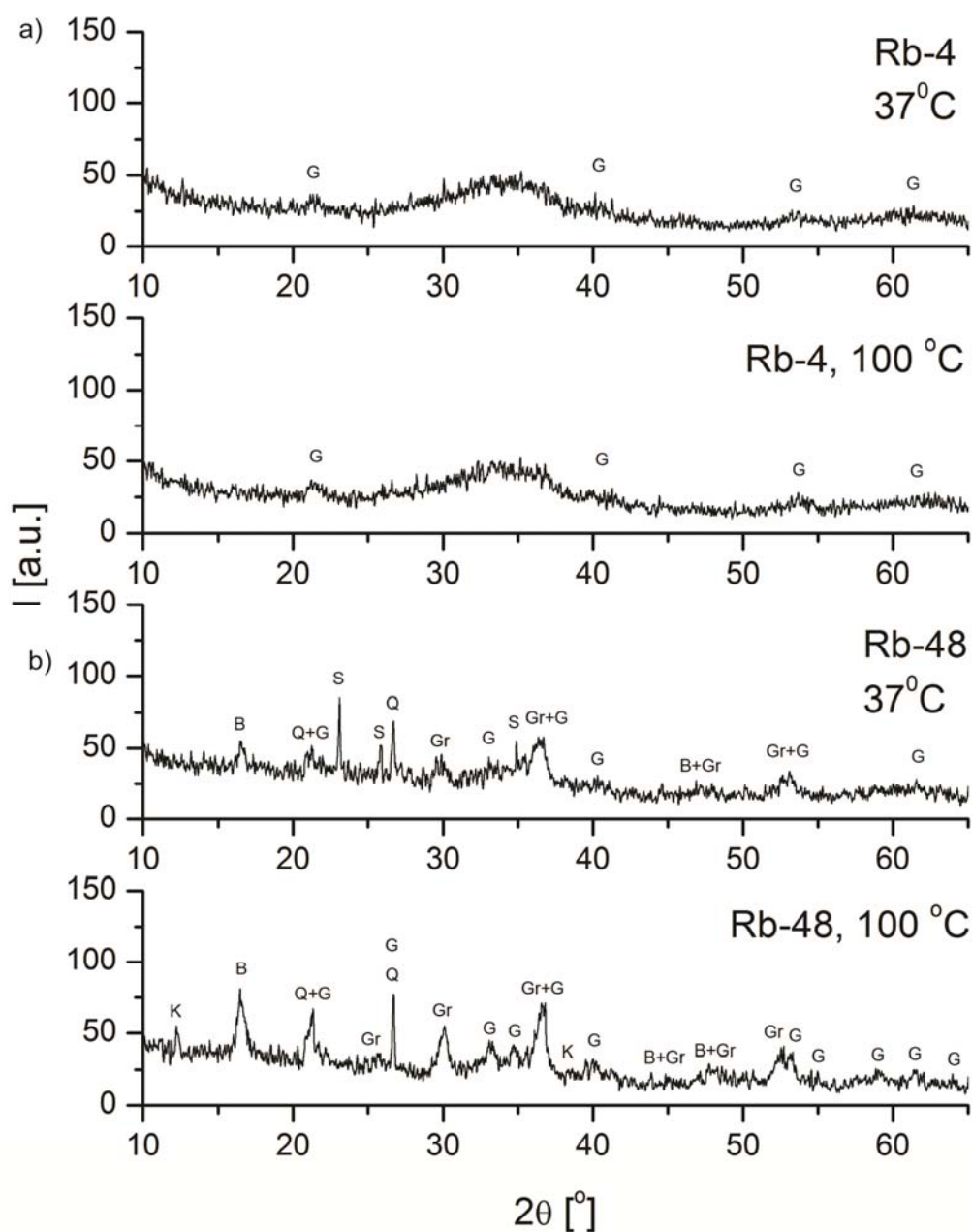




Елементарни сумпор може даље да се редукује до сулфида (формула 6.6) у присуству сумпор-редукујућих бактерија као што је род *Desulfuromonas*, које су стриктно анаеробне бактерије, и које користе само сумпор као прималац електрона. У овом процесу може осим водоника учествовати и органска материја (Madigan et al. 2005). Овим процесима описао би се циклус кружења сумпора.

Берналит $Fe(OH)_3$ се јавља са псеудо-октаедарском до псеудо-кубном кристалном решетком. Тврдоћа овог минерала на Мосовој скали износи 4. Јавља се у асоцијацији са гетитом (слика 6.15). Fernano and Suranganee (2009) повезују појаву берналита са киселим сулфатним земљиштем које садржи гвожђе-сулфиде. Веома се ретко јавља, и овај налаз представља први налаз берналита у бунарским талозима у Србији (слика 6.13/6).

Као продукти природне средине у талозима се јављају минерали кварца SiO_2 и глина. Пескарење бунара изражено је код бунара захваћених корозијом, односно у бунарима у којима се јављају сулфидни талози.



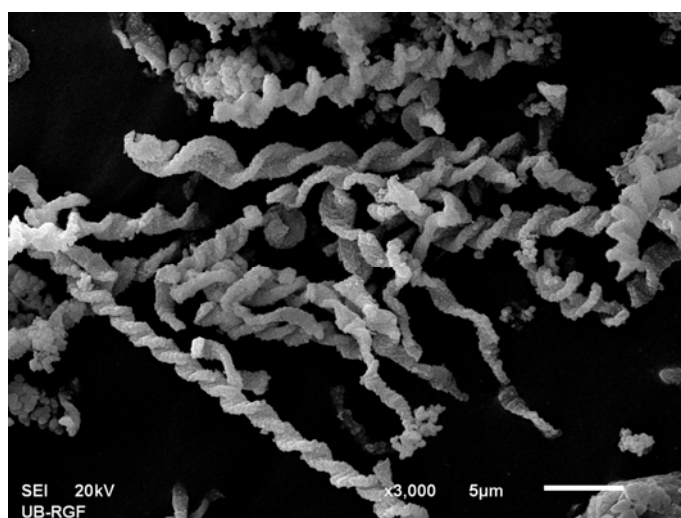
Слика 6.16: Резултати дифракционе анализе талога из дренава бунара Rb-4 и Rb-48 са београдског изворишта, Легенда: G–Гетит ($\alpha\text{-FeOOH}$), Q–Кварц (SiO_2), Gr–Греигеит (Fe_3S_4), S–моноклинични сумпор (S_8), B–Берналит $\text{Fe}(\text{OH})_3$, K–Каолинит ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$)

6.3 Формирање талога у условима постојања редокс фронта

6.3.1 Улога гвожђевитих бактерија у формирању талога

Микроорганизми учествују као катализатори хемијских реакција које доводе до формирања бунарских талога. У овом делу текста посебна пажња усмерена је на гвожђевите бактерије које живе у условима постојања редокс фронта (извориште Трновче).

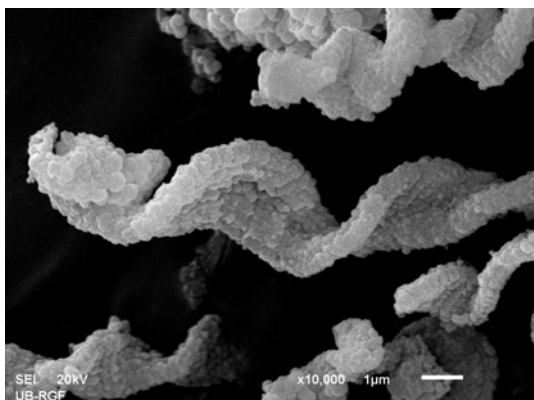
Електронским микроскопом у узорцима талога из бунара са изворишта Трновче издвојене су две врсте неутрофилних гвожђе-оксидишућих бактерија *Gallionella ferruginea* (слике 6.17 и 6.18) и *Leptothrix sp.* (слика 6.19) са екстрацелуларним егзополисахаридима на којима су наталожени минерали ферихидрита (Обрадовић и сар. 2012). Осим ферихидрита неутрофилне гвожђе-оксидишуће бактерије на омотачу могу имати исталожене и манганове оксиде.



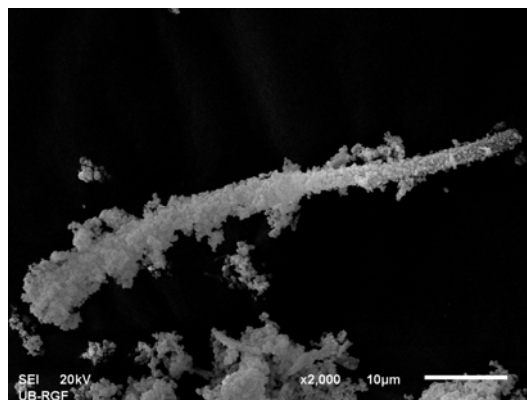
Слика 6.17: *Gallionella ferruginea* у узорку бунарског талога Вп-6 при увеличању од 3.000 пута, фотографисано скенирајућим микроскопом (фото: Мајкић 2011)

Ове бактерије стварају око ћелија слузаве егзополисахаридне слојеве (EPS) који имају заштитну улогу. Сврха егзополисахарида је да спречи енкрустрирање саме ћелије. На ове егзополимере врши се таложење ферихидрита. Дебљина

наталоженог слоја може и до 20 пута да увећа основне димензије бактеријске ћелије. Истраживања везана за значај таложења ферихидрита на омотаче око бактеријских ћелија, указују да исталожени ферихидрити могу да заштите ћелију и од штетног дејства слободних радикала кисеоника (Hallbeck and Pedersen 1995), док Chan et al. (2004) тврде да се таложење ферихидрита врши да би бактерије повећале производњу енергије неопходне за метаболичке процесе. Сличног мишљења су и Fortin and Langley (2005), који таложење на ћелијском омотачу тумаче као стратегију за преживљавање. Када се формира дебео омотач наталоженог гвожђе-оксихидроксида, ћелије га напуштају и почињу поновни процес. Формирани минерални омотачи постају језгра будуће минерализације и настављају да акумулирају ферихидроксиде.



Слика 6.18: Фотографија скенирајућим микроскопом *Gallionella ferruginea* са минералима ферихидрита око ћелије, под увећањем од 10.000 пута (талог из бунара Вп-6) (фото: Мајкић 2011)



Слика 6.19: Фотографија скенирајућим микроскопом *Leptothrix sp* са минералима ферихидрита око ћелије под увећањем 2.000 пута (талог из бунара Вп-6) (фото: Мајкић 2011)

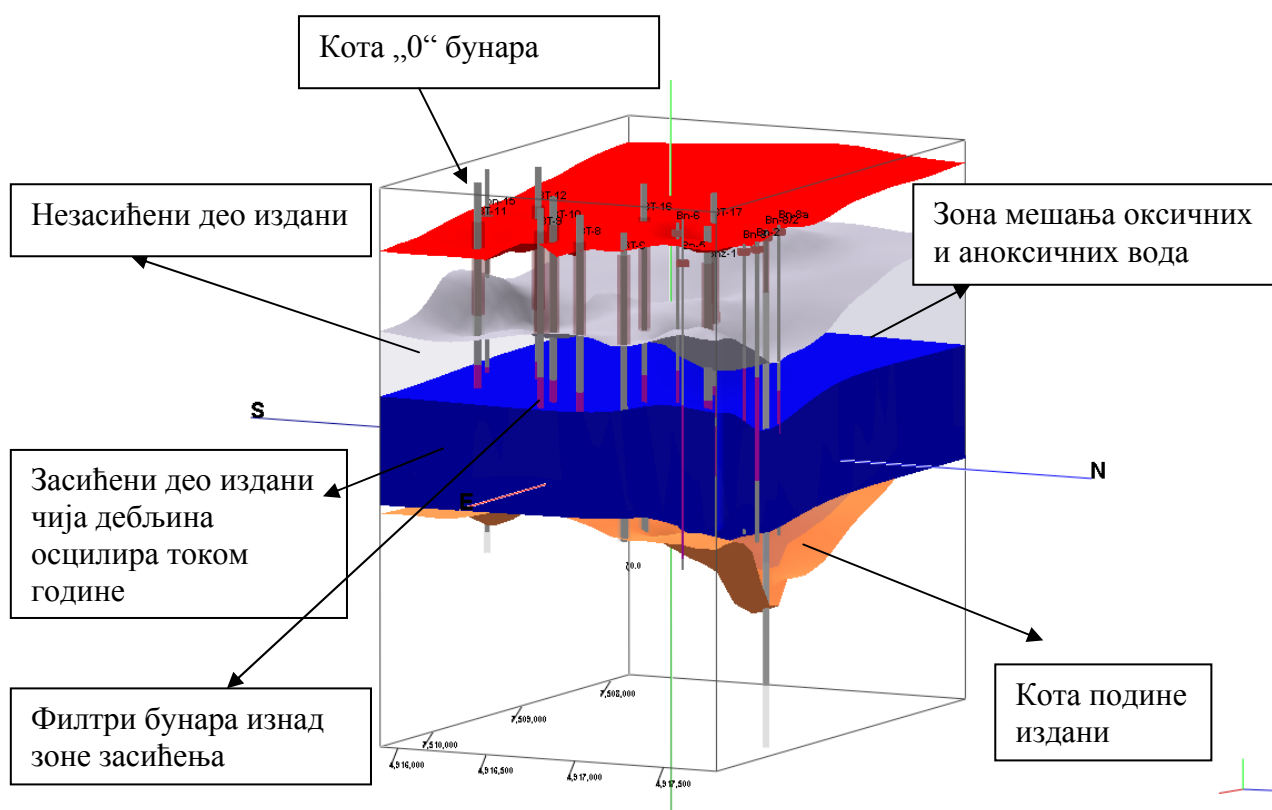
Током истраживања старења бунара услед колмирања у алувијалним срединама, закључено је да гвожђе-оксидишуће бактерије формирају наслагe минерала ниског степена кристалинитета у условима мешаних оксично-аноксичних средина. На изворишту Трновче, где је хемијска оксидација брза услед постојања сталног уноса кисеоника и његовог контакта са аноксичним подземним водама са повећаним садржајем гвожђа (хомогена хемијска оксидација), бактерије се боре за

исти извор хране са хемијском оксидацијом (Обрадовић и сар. 2012). Исталожени ферихидрити имају способност да сорбирају растворено двовалентно гвожђе (хетерогена хемијска оксидација), те бактерије и на овај начин покушавају да опстану и повећају производњу неопходне енергије. Када напусте формирану омотач, он наставља да акумулира ферихидроксиде и доприноси даљем колмирању иако га је бактеријска ћелија напустила.

Ова појава, формирања дебелих наслага минерала на ћелијским зидовима, нема значаја при изузетно малим концентрацијама раствореног кисеоника (*Gallionella* може да живи и у условима где је концентрација раствореног кисеоника само 0,1 mg/l), обзиром да се хемијска оксидација одвија у оваквим условима изузетно споро и бактерије имају довољно хране за своје метаболичке процесе. Пример је дат на слици 6.13/2, где се види да *Leptothrix* у талогу бунара Rb-83 нема исталожених гвожђе-оксихидроксида на ћелијама.

6.3.2 Утицај мешања оксично-аноксичних вода у филтру бунара на формирање талога

Проблем брзог формирања талога на бунарским конструкцијама изворишта Трновче условило је потребу за детаљним истраживањима процеса колмирања. На основу хемијских анализа подземне воде, обрађених података добијених микробиолошким анализама и података о статичким и динамичким нивоима воде у бунару, извориште Трновче окарактерисано је као мешано оксично-аноксична средина (Поглавље 5). Високе вредности раствореног кисеоника и прилив аноксичних вода богатих гвожђем из засићених дубљих делова издани условили су појаву редокс фронта унутар самих бунарских филтера (слика 6.20).



Слика 6.20: 3Д приказ нивоа подземних вода у бунарима и пијезометрима на изворишту Трновче за 01.09.2011. године (Мајкић и сар. 2012а)

Познато је да се талози формирају у бунарима који каптирају различите вертикалне геохемијске зоне (Applin and Zhao 1989, Houben 2010). Дрasticни примери представљају водозахвате чији се филтри налазе у оваквим условима. Applin and Zhao (1989) међу првима су истраживали утицај надексплоатације на појаву брзе хемијске оксидације у бунарима.

6.4 Брзина формирања талоба и процеси рекристализације

6.4.1 Кинетика хемијске оксидације на примерима бунара са изворишта Трновче

Хемијско колмирање гвожђем у експлоатационим бунарима први су описали Applin and Zhao (1989). Ови аутори, позивајући се на резултате које су дали Tamura *et al* (1976), постављају кинетику оксидације двовалентног гвожђа као тростепен процес. Оксидације раствореног двовалентног гвожђа Fe(II) из

подземне воде до нерастворног Fe(III), који гради талог ферихидрита ниског кристалинитета, врши се поступно (Appello et al. 1999, Houben 2004). У овом процесу осим рН, Eh услова и концентрације гвожђа у подземној води велику улогу имају гвожђевите бактерије које катализују процес оксидације.

У првом кораку настаје брза реакција оксидо-редукције (формула 6.7):



која се одмах трансформише праћена депротонизацијом воде (формула 6.8):



$Fe(OH)_3^0$ - још није у "аморфној" форми већ представља почетак обарања из раствора

У трећем кораку, како се наставља процес оксидације сталним уносом кисеоника радом пумпе и из оваздушеног слоја, концентрација $Fe(OH)_3^0$ расте што олакшава његову нуклеацију и раст, односно добија се аморфни Fe(OH)₃. Ова реакција приказана је кроз формулу 6.9.



У суштини, реакција формирања нерастворног талога гвожђа прецизније може бити представљена у виду једначине 6.10:



За слабо киселе до неутралне воде (рН>5) за прорачун се обично узима следећа једначина 6.11 (Applin and Zhao 1989, Stumm and Morgan 1996):

$$\frac{dFe}{dT} = k \cdot [Fe(II)] \cdot P_{O_2} \cdot [OH^-]^2 \quad (6.11)$$

Процес оксидације гвожђа изразито зависи од рН вредности, и чак и мали пораст ове вредности имаће значајан утицај на процес таложења. На брзину оксидације утичу и концентрације хлорида и сулфата. Sung and Morgan (1980) утврдили су да се брзина оксидације двовалентног гвожђа у морској води одвија 100 пута спорије него у слаткој води при истој рН вредности, примарно због концентрација наведених јона. Оксидација гвожђа укључује хомогени и хетерогени процес изражен кроз формулу 6.12:

$$r = k_1 \underbrace{\{Fe^{2+}\} \{O_{2(aq)}\} \{H^+\}^{-2}}_{\text{хомогени део}} + k_2 \underbrace{\{Fe^{(III)}\} \{Fe^{2+}\} \{O_2\} \{H^+\}^{-1}}_{\text{хетерогени део}} \quad (6.12)$$

Хомогени део реакције одвија се брзо и зависи од концентрације раствореног гвожђа и кисеоника у подземној води, рН вредности и температуре. Хетерогени део реакције, који укључује и сорбирање Fe^{2+} на гвожђе – оксихидроксида, достиже мерљиве вредности уколико је иницијална концентрација раствореног гвожђа већа од 3 mg/l (Тамига et al. 1976). Пошто вредности раствореног гвожђа нису прелазиле ову границу у анализираним узорцима подземне воде са изворишта Трновче, хетерогени део реакције даље није разматран.

Хенријев закон растворљивости гаса у течности може се исказати преко бездимензионог коефицијента Н – једначина 6.13 или преко коефицијента дистрибуције K_H што је дато преко једначине 6.14.

$$H = \frac{[c(O_2)_{aq}]}{[c(O_2)_g]} \quad (6.13)$$

Уколико се изрази преко коефицијента дистрибуције формула (6.9) гласи:

$$K_H = \frac{[c(O_2)_{aq}]}{pO_2} \left[\frac{\text{mol}}{\text{dm}^3 \cdot \text{atm}} \right] \text{ или } \left[\frac{M}{\text{atm}} \right] \quad (6.14)$$

Где је М – молекулска маса

Конверзија између Хенријеве константе и коефицијента дистрибуције врши се преко једначине 6.15:

$$K_H = \frac{H}{R \cdot T} \quad (6.15)$$

Где су :

R – гасна константа која износи $0,082057 \left[\frac{1 \cdot \text{atm}}{\text{K} \cdot \text{mol}} \right]$

T – температура изражена у $[\text{K}]$

При температури од 25°C (што је еквивалентно $273,15+25=298,15 \text{ K}$), Хенријева константа за кисеоник има вредност од $0,0308$.

Коефицијент дистрибуције износи:

$$K_H = \frac{0,0308}{0,082057 \cdot 298,15} = 1,26 \cdot 10^{-3} \left[\frac{\text{M}}{\text{atm}} \right]$$

Коефицијент дистрибуције зависи од температуре $K_H = f(T)$ (Sung and Morgan 1980), те обзиром да се температура подземних вода на изворишту Трновче кретала између $11,8$ и $14,3^\circ\text{C}$, вршена је поправка коефицијента дистрибуције за реалне вредности температуре мерене in-situ.

Поправка за реалну температуру рачуната је по формули 6.16:

$$K_{H(t_x)} = K_H^0 \cdot \exp \left(\frac{d(\ln(K_H))}{d\left(\frac{1}{T}\right)} \cdot \left(\frac{1}{T_x} - \frac{1}{T_{298,3\text{K}}} \right) \right) \quad (6.16)$$

Где су :

$$K_{H(\text{o}_2)}^0 = 769,2 \left[\frac{\text{atm}}{\text{M}} \right]$$

$\frac{\ln(K_H)}{d\left(\frac{1}{T}\right)}$ - константа зависности од температуре воде, и за кисеоник износи $1700[\text{K}]$

Ова вредност важи за опсег температуре ($t=0-30^\circ\text{C}$) у оквиру којих су се кретале и мерене температуре подземних вода на изворишту Трновче.

Парцијални притисак кисеоника рачунат је по формули 6.17:

$$p_{O_2} = \frac{K_{H(t_x)} \cdot C_{(O_2)}(g/l)}{32 \frac{g}{mol}} \quad [atm] \quad (6.17)$$

При чему је концентрација раствореног кисеоника добијена *in situ* мерењима током теренског узорковања квалитета подземних вода.

Коефицијент дисоцијације воде рачунат је на основу формуле 6.18:

$$K_w = [OH^-] \cdot [H^+] = 10^{-14} \left[\frac{mol^2}{l^2} \right] \quad (6.18)$$

Полувреме реакције (или време полуреакције, користе се оба термина) срачунато је по формули 6.19 (Applin and Zhao 1989) и за реакцију оксидације гвожђа (реакција I реда) гласи:

$$t_{1/2} = \frac{0,693}{k \cdot p_{O_2} \cdot (OH^-)^2} \quad (6.19)$$

При чему су:

$t_{1/2}$ - време полуреакције изражено у минутима

k - коефицијент брзине оксидације који зависи од температуре (табела 6.8)

p_{O_2} - парцијални притисак кисеоника

$[OH^-]$ - концентрација хидроксил јона

Разлике у коефицијенту брзине оксидације, предложене од стране већег броја аутора, синтетизовао је Houben (2004), и те вредности су дате у табели 6.8.

Табела 6.8: Коefицијенти брзине оксидације гвожђа према различитим ауторима (Houben 2004)

Коefицијент брзине оксидације ¹ к	Коefицијент брзине оксидације ² к	Температура	Референца (<i>in</i> Houben 2004)
[mol ⁻² atm ⁻¹ ·min ⁻¹]	[mol ⁻³ ·min ⁻¹]	[°C]	
1,8·10 ¹³	1,4·10 ¹⁶	25	Tamura et.al. (1976)
1,0-2,2·10 ¹³	0,8-1,7·10 ¹⁶	10	Davison and Seed (1983)
1,0·10 ¹³	0,7·10 ¹⁶	10	Millweo et al. (1987)
2,2(±0,5)·10 ¹³	1,7(±0,4)·10 ¹⁶	10	Laxen and Sholovitz (1981)
8,0(±2,5)·10 ¹³	6,0·10 ¹⁶	25	Stumm and Morgan (1996)
¹ користи се када у формули фигурише парцијални притисак p _{O₂}			
² користи се када у формули фигурише концентрација раствореног кисеоника [O _{2(aq)}]			

За прорачун кинетике хомогене оксидације узета је вредност коefицијента брзине оксидације од **2,0·10¹³** [mol⁻²atm⁻¹·min⁻¹], обзиром да:

- важи за воде које имају рН између 6,5 и 7,4; и
- исти коefицијент је коришћен од стране Applin and Zhao (1989), са чијим истраживањима су упоређене добијене вредности.

Након прорачуна времена полуреакције изражене у минутима, срачуната је количина оксидованог гвожђа које се јавља као нерастворно, односно хомогени део реакције (формула 6.14). Houben and Treskatis (2007) предложили су да се за одређивање количине преведеног гвожђа у нерастворни облик, користи формула у којој ће фигурисати концентрација водоникових јона (H⁺) уместо (OH⁻). Према овим ауторима количина двовалентног гвожђа преведена у тровалентно, рачуна се према једначини 6.20:

$$r = k_1 \cdot \{Fe^{2+}\} \cdot (O_{2(aq)}) \cdot \{H^+\}^{-2} \quad (6.20)$$

Коефицијент k_1 у формули (6.20) представља коефицијент брзине оксидације (таложења ферихидрита). Његова вредност узета у прорачунима износи:

$$k_1 = 1,2 \cdot 10^{16} \left[\text{mol}^{-3} \text{min}^{-1} \right]$$

Када се узму у обзир једначине којима се описује хомогена хемијска оксидација гвожђа, види се да процес зависи од концентрације раствореног кисеоника (односно његовог парцијалног притиска) и рН вредности. Удвостручавање вредности раствореног кисеоника или раствореног двовалентног гвожђа двоструко повећавају брзину реакције. Двоструко повећавање количине $[\text{OH}^-]$ – јона у води брзину реакције повећава 4 пута.

Резултати прорачуна времена полу-реакције хомогене хемијске оксидације и количине исталоженог гвожђа r (mol/min) за бунаре на изворишту Трновче, дати су у табели 6.9.

Табела 6.9: Улазни подаци и добијене вредности за бунаре изворишта Трновче

Бунар	Датум узорковања	t подземне воде	pH	$(\text{O}_{2(\text{aq})})$	$\{\text{Fe}^{2+}\}$	$t_{1/2}$	r	Резултати (Applin and Zhao 1989)
		[°C]						
Bnz-1	3.2.2010.	13,2	7,1	0,3	1,53	240	1,89E-05	Средње вредности улазних података $\text{O}_2=1,5 \text{ mg/l}$ pH=7,0 $\text{Fe}^{2+}=2,4 \text{ mg/l}$ Добијена вредност $t_{1/2}=74 \text{ min}$
Bnz-1	24.5.2010.	13,1	7,2	1	1,16	45	3,02E-05	
Bnz-1	9.11.2010.	13	7,1	0,5	1,45	143	3,00E-05	
Bnz-1	13.5.2011.	13,2	7,1	0,6	1,13	120	2,79E-05	
Bnz-1	1.9.2011.	13,4	7,1	0,4	2,32	181	3,81E-05	
Bn-5	3.2.2010.	11,9	7,1	0,8	0,30	88	1,02E-05	
Bn-5	24.5.2010.	11,8	7,2	0,1	0,25	441	6,69E-07	
Bn-5	13.5.2011.	11,9	7,1	1,2	0,21	58	1,07E-05	
Bn-5	1.9.2011.	14,6	7,2	7,1	0,32	6	5,74E-05	
Bn-6	3.2.2010.	12,6	7,1	2,3	1,53	30	1,47E-04	
Bn-6	24.5.2010.	12,4	7,1	0,8	1,20	88	4,02E-05	
Bn-6	9.11.2010.	12,5	7,1	0,5	3,40	142	7,11E-05	
Bn-6	13.5.2011.	12,8	7,0	0,8	1,44	141	7,59E-05	
Bn-6	7.11.2011.	12,7	7,2	0,1	2,12	449	5,57E-06	
Bn-9G	1.9.2011.	12,3	7,1	1,1	0,49	64	2,26E-05	
Bn-9G	7.11.2011.	11,9	6,9	7,9	0,82	22	6,89E-04	

Добијене вредности упоређене су са резултатима Applin and Zhao (1989) који су анализирали брзину таложења гвожђе-оксихидроксида у седам бунара у алувиону реке Missouri, USA. Средња вредност раствореног кисеоника износила је 1,5 mg/l, средња вредност рН износила је 7,0, док је средња вредност раствореног гвожђа

износила 2,4 mg/l (табела 6.9). За коефицијент брзине реакције узели су вредност $2,0 \cdot 10^{13}$ [$\text{mol}^{-2} \text{atm}^{-1} \cdot \text{min}^{-1}$]. Ови аутори су узели средњу вредност набројаних параметара и срачунали да полувреме реакције износи 74 минута. Прорачун количине исталоженог гвожђа нису вршили.

Martin (2003) доказује да је хемијска оксидација мангана значајно спорија у односу на оксидацију гвожђа. У поређењу са брзином хемијске оксидације гвожђа, брзина оксидације мангана је најмање 10^6 пута спорија у водама у којима је вредност рН блиска неутралној. Процес хемијске оксидације мангана постаје бржи са растом рН вредности ($\text{pH} > 8$). Највероватније да здружену појаву манган-оксихидоксида у талозима бунара са изворишта Трновче катализирају присутни микроорганизми.

Приликом рачунања брзине хемијске оксидације за бунаре на изворишту Трновче, израчунато је време полуреакције за сваки бунар појединачно. Ако се посматра бунар Вnz-1 (табела 6.9), види се да при истој вредности $\text{pH}=7,1$, промене у вредности раствореног кисеоника (повећање са 0,3 на 0,6 mg/l) двоструко смањују потребно време за реакцију (са 240 минута на 120 минута). Ако су вредности кисеоника изузетно велике (преко 7 mg/l) време полуреакције износи неколико минута (пример бунара Вn-5 непосредно пре регенерације 2011. године). Када се све узме у обзир, на брзину хомогене хемијске оксидације осим хемијског састава подземних вода, утиче и режим рада бунара. Спуштањем нивоа подземних вода у зону филтера, редокс фронт је умерен у водопријемни део бунара (Мајкић-Дурсун и сар. 2012a, 2012b). Због лоше пројектованих конструкција (мали пречник уграђене конструкције и кратког таложника), бунарске пумпе су смештене унутар самих филтера, што додатно поспешује таложјење.

Када динамички ниво подземне воде опадне толико да се пумпе морају искључити, или у ситуацијама када су издашности изузетно мале, добијени резултати показују да има довољно времена да се гвожђе талози. Приказане фазе колмирања (слика 6.5) показују да се оксидација гвожђа не врши само и искључиво у бунару, већ да је зона захваћена процесом много шира, односно

простире се ван бунара. Нарочито је угрожена зона бунарског засипа, али се процес шири и даље уколико је дошло до значајног осциловања нивоа подземних вода на ширем подручју изворишта. Исталожавање се врши на честицама природне средине смањујући порозност седимента који чини изданску зону (фаза 4 у комирању, слика 6.5d).

Аутори попут Applin and Zhao (1989) и Houben (2004), вршили су математичке прорачуне зоне која је угрожена таложењем гвожђа ван бунарских конструкција. Њихове формуле имају одређена ограничења, пре свега у сматрању средине хомогеном и изотропном. Поред тога Houben (2004) узима претпоставку да је бунарски засип хомоген по питању гранулације и кубног распореда (за кубни распоред материјала бунарског засипа порозност се процењује на 48% док је при ромбоедарском распореду засипа величина порозности око 26%). Резултат прорачуна при овим претпоставкама, показује да брзина којом ће се запуни поре засипа зависи од величине зрна уграђеног гранулата. Порни простор уграђеног ситнијег гранулата брже се колмира.

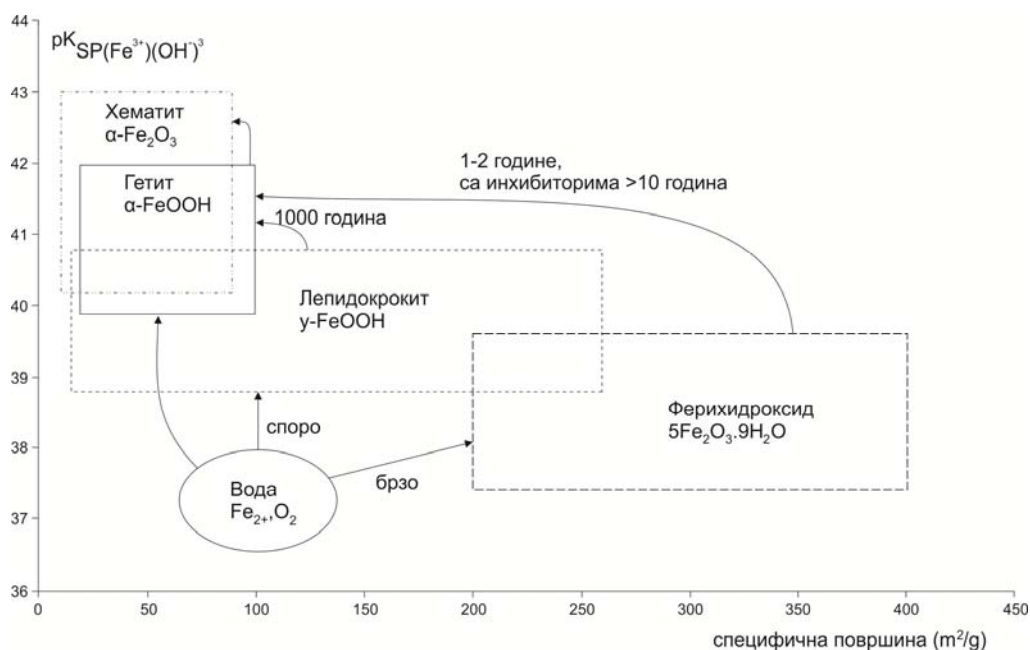
Добијене вредности за време полуреакције, приказане у табели 6.89, представљају само хомогену хемијску оксидацију гвожђа. Иако се сматра да је мерљиви део хетерогене реакције присутан тек при већим садржајима двовалентног гвожђа (преко 3 mg/l), овај процес са сигурношћу се дешава од момента формирања наслага FeOОН. Ове реакције убрзавају присутни микоорганизми и може се с правом рећи да су коначне брзине којима се таложи гвожђе на изворишту Трновче веће.

Количине исцрпљене воде из бунара такође утичу на брзину колмирања. Што је време задржавања воде у водозахвату дуже, већа је могућност колмирања у условима постојања мешаних оксично-аноксичних средина. Последица је што исталожени оксихидроксици адсорбују двовалентно гвожђе које долази аноксичним подземним водама у бунар. Доказано је да је узрок велика специфична површина „младих“ талога, која се смањује кроз рекристализацију ферихидрит→гетит→лепидокрокит→хематит. Дуже задржавање аноксичних вода

богатих двовалентним гвожђем, омогућава дуже време контакта аноксичних вода са раствореним кисеоником.

6.4.2 Процес рекристализације талога

Рекристализација представља процес старења талога, при чему минерали из метастабилних форми прелазе у кристалографски стабилније минерале. Брзину рекристализације бунарских талога проучавали су Houben (2000, 2003), Houben and Treskatis (2007) и van Beek (2010). Ови аутори се слажу у оцени да се у бунарима оксидацијом двовалентног гвожђа раствореног у води и у присуству кисеоника, брзо формира талог ферихидрита $5\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$. Овај млади желатинозни талог наранџасте боје у року од 1-2 године рекристализује до црвено-мрког гетита $\alpha\text{-FeOOH}$. Сматра се да је рекристализација до лепидокрокита спора (слика 6.21).



Слика 6.21: Рекристализација талога гвожђа (модификовано после Stuyfzand (2007), на основу података Appelo and Postma (2005) и Houben and Treskatis (2007). Стрелице без цифара указују на непознато време рекристализације. Преузето од van Beek (2010)

Приликом рекристализације смањује се специфична површина ферихидрита, а самим тим и његове адсорпционе способности. Брзина којом ће доћи до рекристализације зависи од више фактора. Брзу рекристализацију из метастабилне фазе (ферихидроксида) у кристалографски стабилнију фазу (гетит) у аноксичним условима приказали су Park and Dempsey (2005). Присуство инхибитора овај процес могу да продуже и преко 10 година. Лабораторијска истраживања која је публикувао Ford (2002) показала су да високе концентрације арсената (8416 mg/kg ферихидроксида) успоравају процес рекристализације од ферихидроксида до гетита, али да немају утицај на рекристализацију до хематита. Истраживања показују да на брзину рекристализације могу утицати концентрације кадмијума и олова, као и оксидо-редукциони услови. Schwermann and Murad (1983) показали су да брзина рекристализације гвожђе оксида зависи од рН средине. Према њиховим истраживањима у киселим срединама рекристализација се одвија много спорије него у базним. Schwermann and Fechter (1994) су показали да се трансформација од патине („*green rust*“) до лепидокрокита одвија у оксичнијим условима, док у аноксичним срединама може да се јави магнетит као стабилан крајњи продукт рекристализације. С друге стране истраживања Fredrickston et al. (1998) указала су да бактерије могу да убрзају процес рекристализације, с тим да су њихови резултати везани за контролисане лабораторијске услове.

Van Beek (2010), позивајући се на истраживања која су објавили Houben and Treskatis (2007), износи тврдњу да хематит никада није утврђен у узорцима из бунарских талоба. Међутим, Walter (1997) је објавио да је у два узорка талоба ретгенском дифракцијом одређено присуство хематита заједно са магхемитом и/или магнетитом. Аутор није навео даља објашњења везана за формирање хематита. Појаву магнетита и магхемита у узорцима бунарских талоба код бунара паралелно нападнутих процесима корозије и колмирања помињу Clarke and Barnes (1969) током испитивања пропадања бунара у западном Пакистану. Већина карбонатних минерала имају кратак период преласка из метастабилних фаза у стабилне минерале (Gabrielli et al. 1999), с тим да ови аутори издвајају арагонит који има спору рекристализацију до калцита.

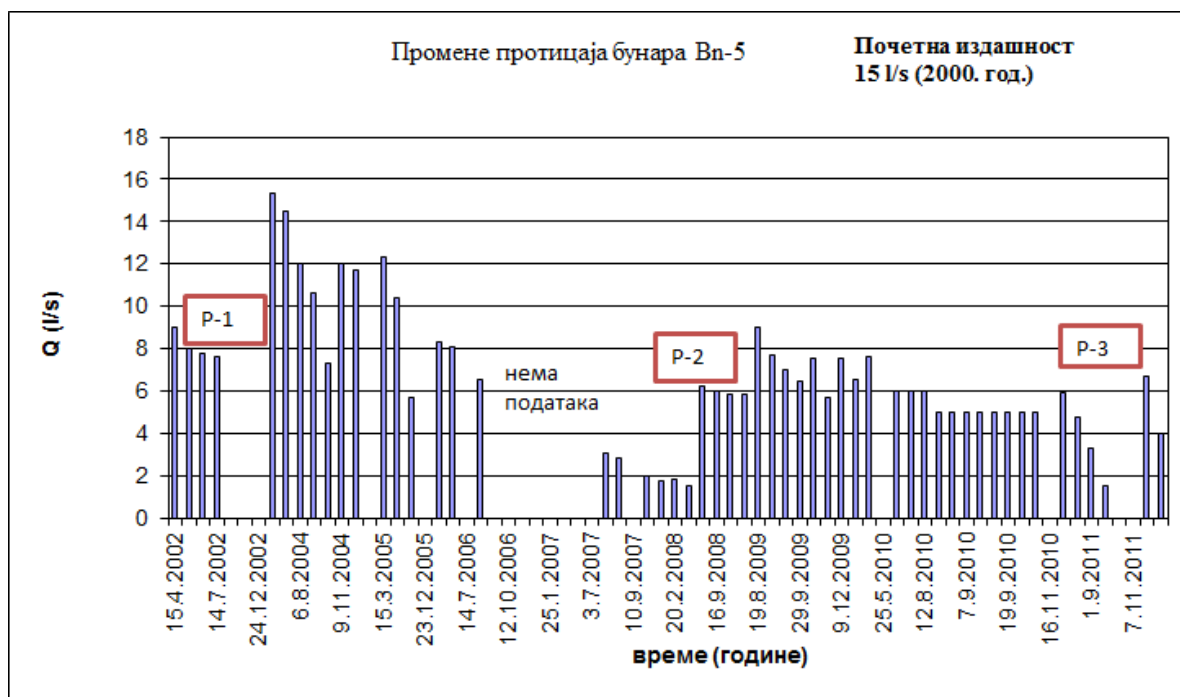
На основу приказаних кристалографских анализа талога, урађених на узорцима који каптирају алувијалне средине у Србији, може се рећи да се у условима мешања оксичних и аноксичних вода унутар бунара формира слабо кристализовани ферихидрит. Фазе више кристализованих гвожђе-оксида јављају се у виду гетита, и то највише у дренажним бунара београдског изворишта. У једном узорку детектован је берналит. Гвожђе-сулфид такође је присутан у талозима на овом изворишту где се јавља као греигеит .

6.5 Обрада података о извршеним регенерацијама на бунарима изворишта Трновче

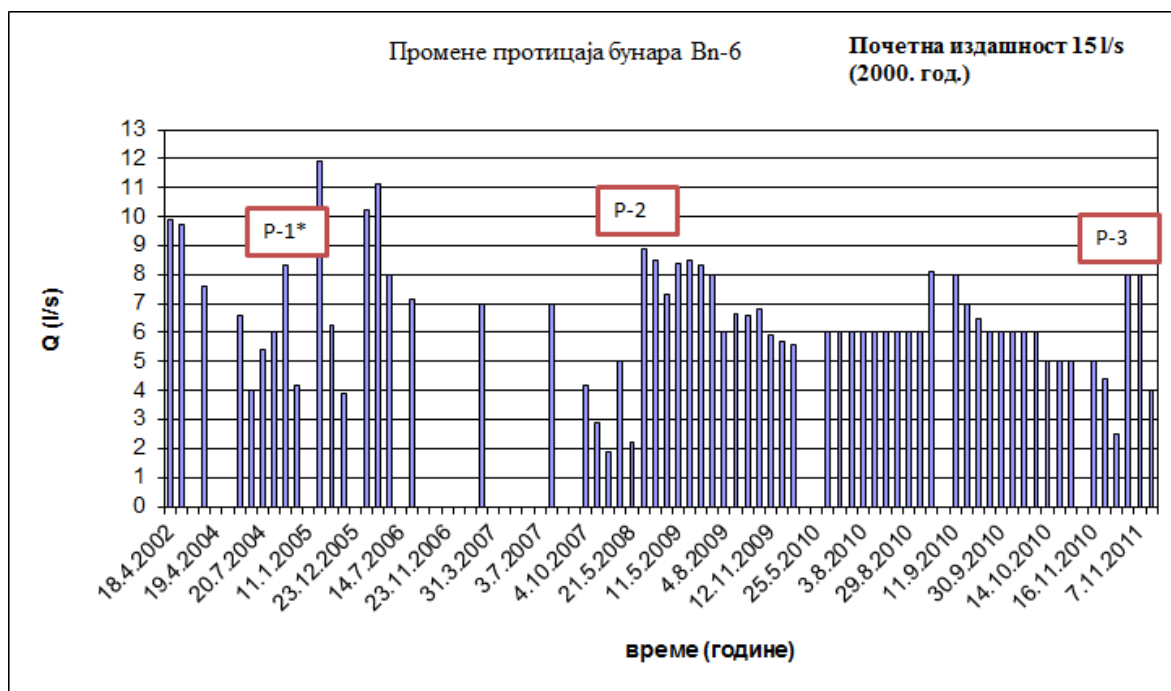
6.5.1 Обрада података о промени издашности одабраних бунара на изворишту Трновче

Анализом података о променама издашности бунара изворишта Трновче, за период последњих 10 година рада изворишта, уочено је да се капацитети бунара константно смањују, а да је и после извршених регенерација повећање издашности далеко испод почетне вредности.

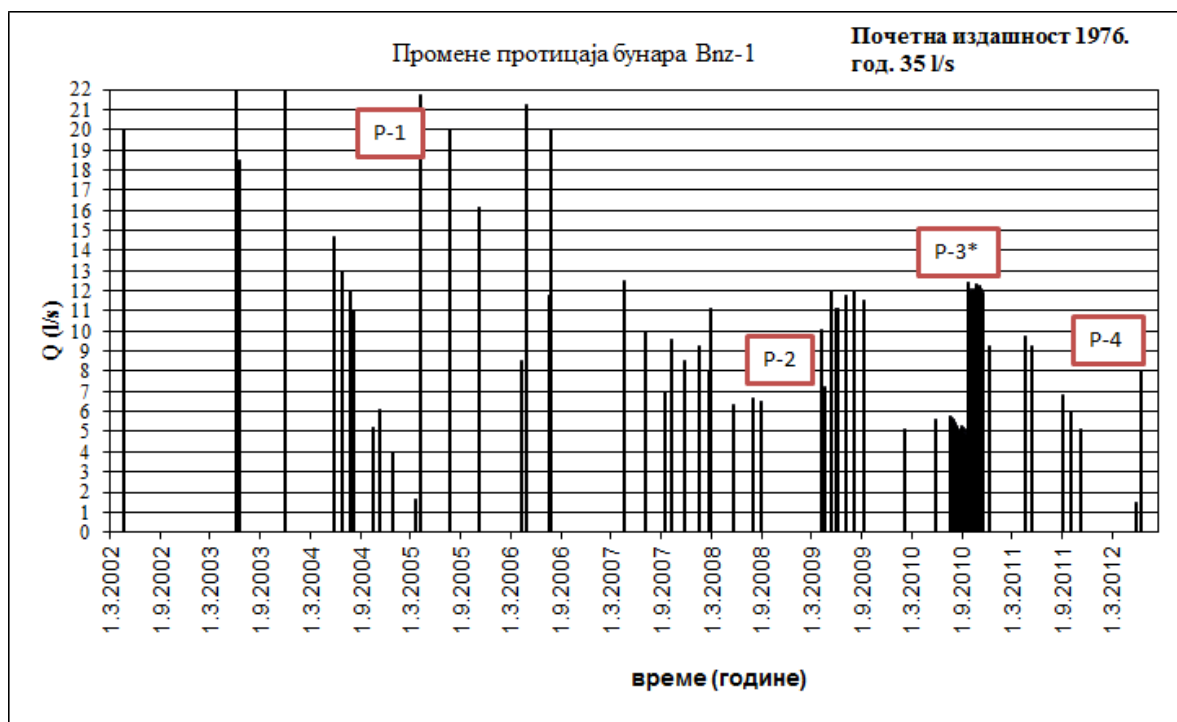
На сликама 6.22 до 6.24 приказане су промене издашности на одабраним бунарима за анализу процеса старења на изворишту Трновче.



Слика 6.22: Промене издашности бунара Вп-5 од 2002.-2012. године (извор података ЈКП „Водовод“ Смедеревска Паланка)



Слика 6.23: Промене издашности бунара Вп-6 од 2002.-2012. године (извор података ЈКП „Водовод“ Смедеревска Паланка)



Слика 6.24: Промене издашности бунара Bnz-1 од 2002.-2012. године (извор података ЈКП „Водовод“ Смедеревска Паланка) *физичко-механичка регенерација

Узимајући у обзир чињеницу да издашност може да се смањи и као последица смањеног дотицаја из реке, дужих сушних периода и других природних и антропогених услова, обрађени су подаци везани за изведене физичко хемијске регенерације на три посматрана бунара.

Резултати анализе капацитета бунара показују да се период између две неопходне интервенције значајно смањује са временом. Бунар Bn-5 (слика 6.22) у првом циклусу експлоатације (1999.-2002.) показао је опадање издашности са 15 l/s на 7 l/s. Изведена физичко-хемијска регенерација априла 2004. године, вратила је издашност на 12 l/s. После две године рада издашност је опала на 6,5 l/s са тенденцијом даљег пада, те је крајем 2008. године бунар давао само 1,5 l/s. Тестом црпења из априла 2004. треће снижење није могло да се реализује а максимална издашност при тесту је износила само 4,53 l/s. Паразитски губици приликом теста црпења показали су вредности $A=135 \text{ s/m}^2$ $B=20845 \text{ s}^2/\text{m}^5$ (GeoAqua 2004). Поновна физичко хемијска регенерација извршена је 2008. године, када је примећена

појава пескарења. Од 2008. до краја 2010. године просечна издашност износила је око 5 l/s, уз потребу чишћења потисних цевовода и механичко уклањање наслага. Од 2010. године до 2011. године опадање издашности је нагло, те је у априлу бунар давао само 1,5 l/s. У октобру 2011. године извршена је трећа физичко-хемијска регенерација која није дала резултате због статичког нивоа подземне воде у бунарском филтру. До марта наредне године бунар је био искључен из рада. Тенденција брзог опадања капацитета настављена је у 2012. години.

Бунар Вп-6 (слика 6.23) нема уграђен аутоматски мерач протицаја па су обрађени подаци везани за повремена осматрања надлежног водовода. У периоду 2002.-2004. године издашност бунара је опала са 10 l/s на 4 l/s. Тестом црепења 2004. године линеарни и квадратни губици били су $A=67 \text{ s/m}^2$, односно $B=1340 \text{ s}^2/\text{m}^5$ (GeoAqua 2004), знатно нижи од губитака у бунару Вп-5, па на бунару није спроведен поступак хемијске, већ само механичке регенерације. У периоду од 2004.-2008. године издашност је имала тенденцију сталног опадања до крајњих 2 l/s, када је изведена комплетна физичко-хемијска регенерација. Трећа регенерација извршена је септембра 2011. године када је краткотрајно капацитет враћен на 8 l/s, а затим тенденцијом брзог пада, после дугог сушног периода, крајем децембра 2012. године динамички ниво пада на горњу кату таложника где је смештена и бунарска пумпа.

Бунар Впз-1 има најдужи век трајања. Почетна издашност овог бунара великог пречника (800 mm) износила је 1976. године 35 l/s. За период од извођења и пуштања бунара у рад до 2002. године не постоје подаци о издашности објекта. У периоду од 2002.-2004. издашност је са 22 l/s опала на око 2 l/s (слика 6.24). Извршена снимања подводном камером 2004. године показала су да подземна вода улази у филтер само у доњем делу (између 11.0-12.8 m), док је горњи део филтра од 6-11 m потпуно „цементиран“ талозима гвожђа (GeoAqua 2004). Извршена физичко-хемијска регенерација вратила је капацитет на 21 l/s, који је у периоду од наредне четири године имао тенденцију пада до 6 l/s. Поновна регенерација 2008. године указала је на појаву песка у узорцима воде који није био детектован претходном регенерацијом. Издашност је враћена на само 9 l/s и за

две године је опала на просечних 6 l/s. Током септембра 2010. године чишћењем потпуно запушеног потисног цевовода и механичким чишћењем филтра издашност бунара накратко је повећана. Последња регенерација обављена је марта 2013. године као ургентна мера заостанак овог бунара у експлоатацији.

Нови бунари (ознаке ВТ) регенерисани су после просечно 3,5 године рада. Ових шест бунара пре регенерације давало је сумарно 19,89 l/s, а после физичко-хемијске регенерације 47 l/s. Издашност бунара ВТ-6 пре регенерације износила је само 0,8 l/s.

6.5.2 Примењене методе физичко-механичке регенерације на изворишту Трновче

Познавање типа талоба, њиховог услова формирања и брзине рекристализације битни су за одређивање метода регенерације. Најчешћи видови регенерације су:

1. Механичке регенерације (четкања, дејство млазницама под притиском...)
2. Физичко-хемијске регенерације (комбиноване методе аерлифта и хемијских средстава за растварање талоба)
3. Остали видови регенерација (ултразвучне методе, термичке методе, ињектирање CO₂)

У табели 6.10 су приказани датуми физичко-хемијских регенерација спроведених од 2004. године до данас, на бунарима изворишта Трновче. Табела 6.10 не садржи податке о броју чишћења потисних цевовода и механичког чишћења филтра, као ни броју замена пумпи обзиром да се ови поступци врше учестало нарочито у последње 4 године, што доноси велике економске трошкове надлежним водоводима.

Табела 6.10: Извршене физичко-хемијске регенерације на бунарима изворишта Трновче

Бунар	Датуми физичко хемијских регенерација		
Bnz-1	25.9.2004.	24.8.2008.	15.3.2013.
Bn- 5	30.4.2004.	17.6.2008.	2.9.2011.- неуспела 23.3.2012.
Bn -6	25.5.2004.*	27.6.2008.	2.9.2011.
Bn- 2	15.5.2004.		**
Bn -3	25.5.2004.		14.9.2011.
Bn-1a	16.3.2004.	6.7.2008.	
Bn-8a	4.5.2004.	15.7.2008.	14.3.2012.
Bn 8/2		25.5.2008.	11.8.2011.
Bn-9	4.5.2004.		**
Bn 9/G			9.9.2011.
BT-6	Изведени после 2006.		29.6.2012.
BT -9			29.6.2012.
BT-8			29.6.2012.
BT-11			28.5.2012.
BT-16			28.5.2012.
BT-17			29.6.2012.

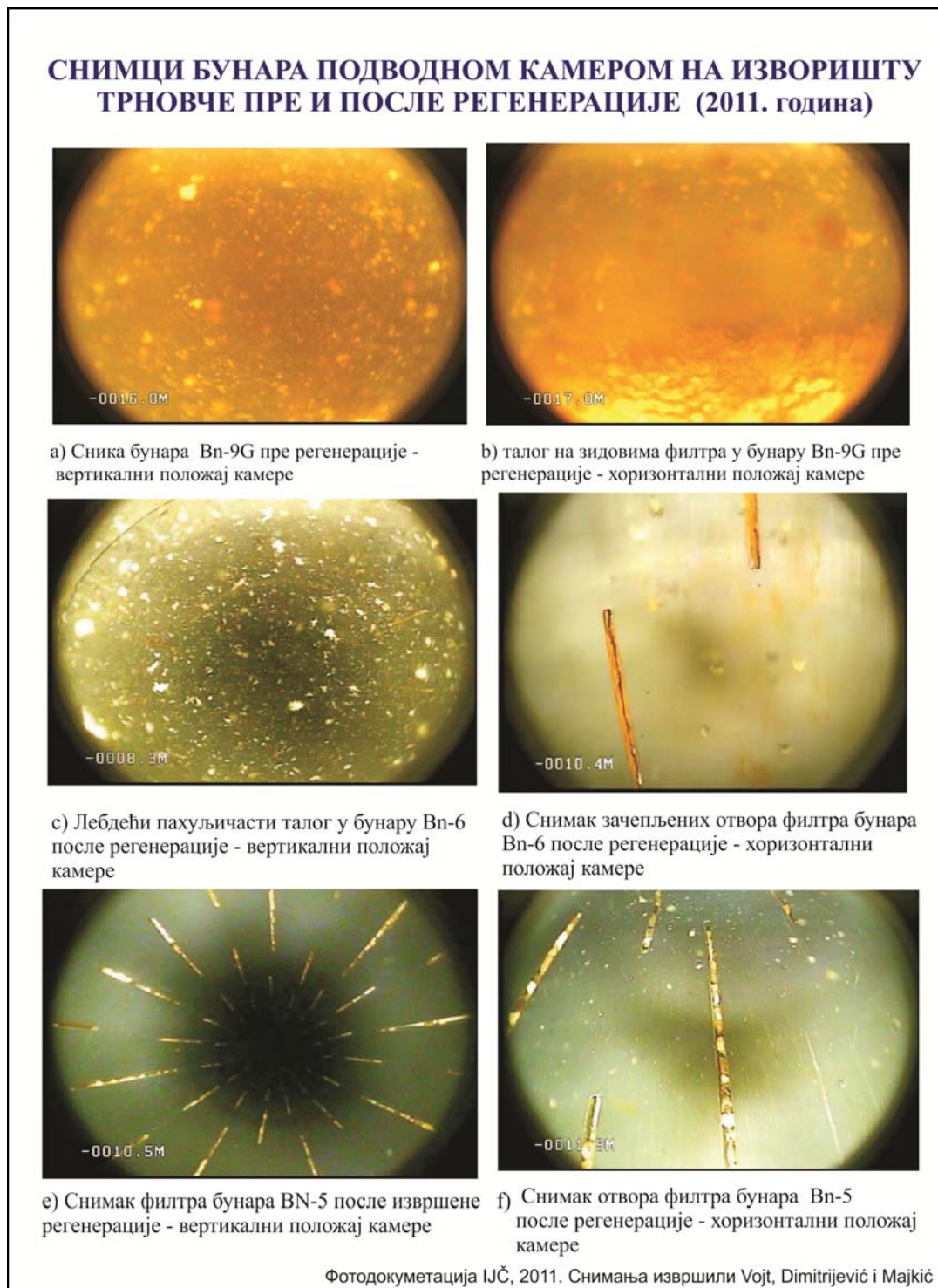
*Извршено само аерлифтовање, ** - искључен из рада и пломбиран.

Подаци пре 2004. године нису били доступни.

Све три физичко-хемијске регенерације на изворишту Трновче изведене су комбинованом применом хемијског третмана уз коришћење 4% раствора хлороводоничне киселине (HCl) као реагенса и лимунске киселине као инхибитора. Након хемијског третмана примењен је поступак аерлифтовања са испирањем бунарске конструкције. Снимања камером појединачних бунара пре 2011. године извршена су на 6 објеката 2004. године. Претходне анализе талога нису вршене.

Током последње регенерације бунара на изворишту Трновче изведена су снимања камером пре и после примењених поступака, са циљем да се утврди очишћеност филтера након регенерације. На слици 6.25 је приказано стање бунарских филтера снимљено 2011. године. Снимци указују да регенерација није успела да скине

наслаге талога гвожђа у зони отвора филтера (бунар Вп-6 и Вп-5), као и повећање „пахуљчастих талога“ у бунарској води недељу дана након регенерације, односно повећану бактеријску активност (Поглавље 5).



Слика 6.25: Снимци подводном камером бунара на изворишту Трновче, пре и после примењених поступака регенерације

Из литературних података познат је проблем да се после више узастопних регенерација смањује време између два поступка. Понекад издашност може да опадне до вредности пре регенерације за неколико недеља или месеци. Слична искуства описали су Вуковић и Соро (1995) – бунари у Београду, Driskol (1989) – бунари у New Jersey, Timer et al. (2003) – бунари у Холандији, Houben and Treskatis (2007) – бунари у Krefeld-у, Немачка.

Узрок смањења периода између две регенерације и немогућност враћања на почетне капацитете лежи у чињеници да се таложјење не одвија само у филтарској зони, већ захвата и прифилтарски простор а у последњој фази експлоатације шири се и ван зоне бунара кроз изданске седименте (слика 6.5d). Gavrilko (1968) је објавио резултате којима је показао да замене филтра бунара без чишћења прифилтарске зоне имају веома краткотрајне ефекте. Лошом регенерацијом и поред две замене филтера (за укупно 5 година рада бунара) трајно је изгубљено 60% почетног капацитета бунара за водоснабдевање града Vilnius, Литванија. Примењене методе регенерације, одабир методе, дужина трајања поступка регенерације и правилно извођење могу да повећају или смање време неопходно за примену нове регенерације. Познавање врсте талоба који су формиран и њиховог кристализационог стања доприносе успешности самог поступка.

Правило је да регенерацију треба спровести када ефикасност бунара падне до 20% (Pavelić et al. 2007, Houben and Treskatis 2007). Сматра се да после овог смањења издашности, бунар почиње брже да стари. Према Вуковићу и Сору (1995) учесталост којом треба да се врши регенерација зависи од хидрохемијских карактеристика средине. За бунаре који каптирају изданске воде са повећаним садржајем гвожђа предвиђа се обавеза корисника да после 1,5-2 године спроведе механичку и хемијску регенерацију, а да контролу и ревизију пумпи врши на сваких 6-8 месеци. Уколико бунари каптирају средине са могућношћу карбонатног колмирања, Вуковић и Соро(1995) наводе потребу да се регенерација врши не ређе од 2 године хлороводоничном киселином, док код бунара код којих је могуће зачепљавање силикатним и алумосиликатним једињењима потребно је

бунаре третирати хлороводоничном киселином са додатком сирћетне или флуороводоничне киселине.

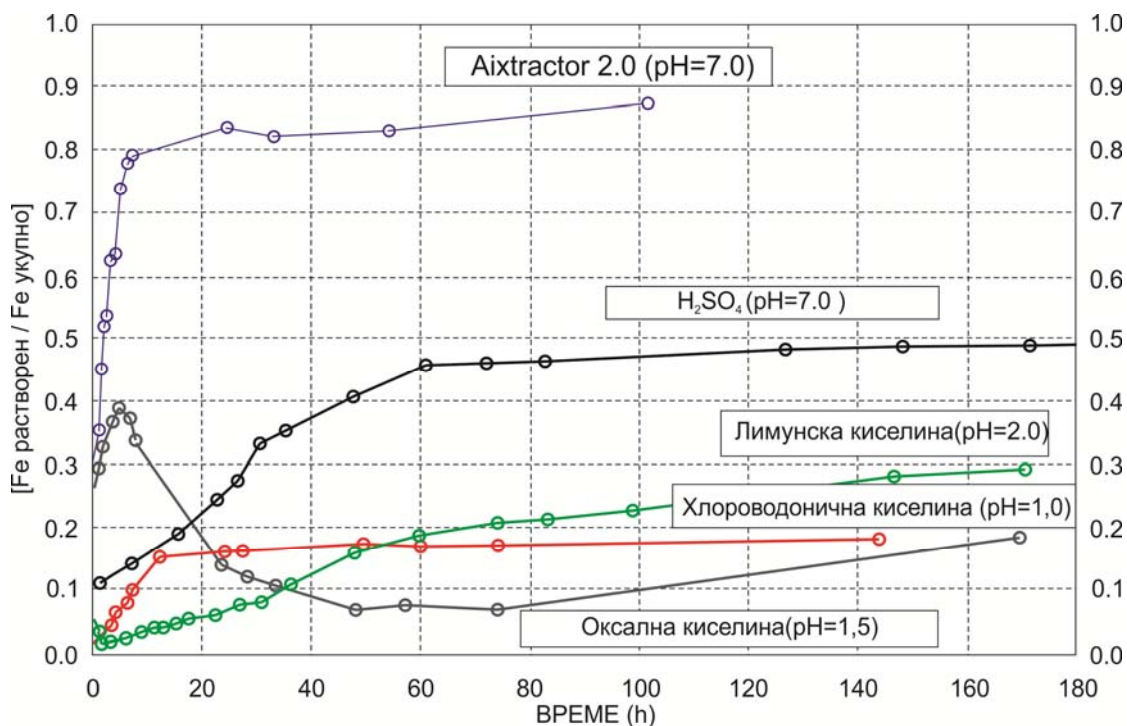
Одабир хемијских средстава, која ће дати најбоље резултате, зависи од састава талоба и степена кристализације.

6.5.3 Одабир хемијских метода регенерације у зависности од врсте и степена кристализације талоба

Кристалографске анализе омогућавају тачно одређивање степена кристализације талоба. Овај поступак неопходан је за одређивање минерала који чине талог, нарочито када се зна да исти хемијски састав могу имати различити минерали. Што је талог већег степена кристализације теже га је уклонити.

Clarke and Barnes (1969) су показали да унутар филтерске конструкције и ван ње у прифилтарској зони талози могу бити различитог степена кристализације, пре свега као последица слабијег чишћења прифилтарске зоне бунара током регенерација. На основу лабораторијских истраживања, Houben (2000, 2001) који се највише бавио бунарским талозима у Немачкој, показао је да примена хлороводоничне киселине има различит утицај на уклањање талоба гвожђа у зависности од степена рекристализације. Овај аутор је показао да се уклањање гетита хлороводоничном киселином може извршити само уколико се током регенерације вредност рН киселине спусти испод 1. Такав агресивни третман на бунарима, који имају металну конструкцију и који су дуже времена у раду, довео би до уништавања бунарске конструкције. С друге стране за уклањање ферихидрита овако ниска рН вредност није потребна. Слабо кристализоване ферихидрите могуће је скинути са филтерске конструкције применом неинвазивнијих мера, док гетит захтева агресивне киселине. Исти аутор испитивао је и утицај H_2SO_4 киселине која је иначе врло агресивна и добио сличне резултате. Лимунска киселина показала је изразито слабе резултате чак и у растварању слабо кристализованог ферихидрита. Smith and Comeskey (2010) предложили су употребу гликолне киселине, која је према њиховим

истраживањима дала добре резултате код уклањања талога гвожђа. Ипак, њихови подаци не указују какав је утицај гликолане киселине на растварање старијих талога гвожђа, вишег степена кристализације. Ова органска киселина у последње време постаје обавезан састојак антимикуробних смеша, обзиром да добро уклања и бактерије. На слици 6.26 приказан је утицај различитих киселина на разлагање хидроксида гвожђа.



Слика 6.26: Разлагање гвожђе-оксихидроксида дејством различитих киселина (Houben 2001, модификовано од стране Clean Wells, Немачка www.cleanwells.de)

Насlage сулфидних једињења, према истраживањима у Холандији (van Beek and Коорег 1980), најбоље се разлажу применом натријум хипохлорита (NaClO). Као и код талога гвожђа, већи степен кристализације сулфидних једињења смањује могућност њиховог уклањања. Примена натријум хипохлорита показује најбоље резултате у растварању моносулфида FeS. Сулфиди попут пирита и маркасита (који имају исту хемијску формулу FeS₂), и који се могу формирати уз моносулфиде и њиховом рекристализацијом, много су мање растворљиви у киселинама. Према истраживањима van Beek and Коорег (1980) ова сулфидна једињења морају прво да се оксидишу помоћу водоник-пероксида или натријум

хипохлорита, а да се тек након тога третирају киселинама, како би се уклониле из бунара.

Да би се формирао стабилнији гетит потребно је релативно кратко време што је и приказано на слици (6.21), што значи да је између примењених регенерација на изворишту Трновче било довољно времена да талози у прифилтарској зони „очврсну“. Појава гетита, унутар бунарског филтра бунара Вп-8а (Трновче) и на хоризонталним дренажним београдских бунара, потврђује ову чињеницу. Повремена механичка чишћења потисних цевовода и унутрашњости филтерских конструкција (четкањем, испирањем и аерлифтовањем током тестова црпења) уклањала су само ниско кристализоване насlage. Ако се посматра број потенцијално активних ћелија слуз-продукујућих бактерија пре и непосредно после регенерације на изворишту Трновче (Поглавље 5), примена хлороводоничне киселине није дале значајније резултате ни у погледу смањења њиховог броја. Иначе ове бактерије због способности стварања заштитне слузи тешко се уклањају, и захтевају примену посебних бактерицида (Lehman 2001).

На бунарима београдског изворишта, примењује се током регенерације ВОМА пумпа са усмереним млазницама, под притиском од 30-60 бара. Овим поступком само делимично се уклањају наталожена једињења. Када дренажи потпуно изгубе функцију, plombирају се и евентуално замењују новим.

У последњих неколико година развија се све више комерцијалних хемијских смеша (као што је Aixtractor, на слици 6.26) којима се овај проблем може превазићи. За будуће регенерације бунара у алувијалним срединама у Србији, кристалографска испитивања талоба свакако ће бити од користи за одређивање најбољих поступака регенерације којима би се учинак повећао, а с друге стране продужило време између две регенерације.

7. ХИДРАУЛИЧКИ ПАРАМЕТРИ ЗА ДЕФИНИСАЊЕ ПРОЦЕСА СТАРЕЊА БУНАРА И ОДРЕЂИВАЊЕ ДОЗВОЉЕНИХ УЛАЗНИХ БРЗИНА У БУНАРЕ

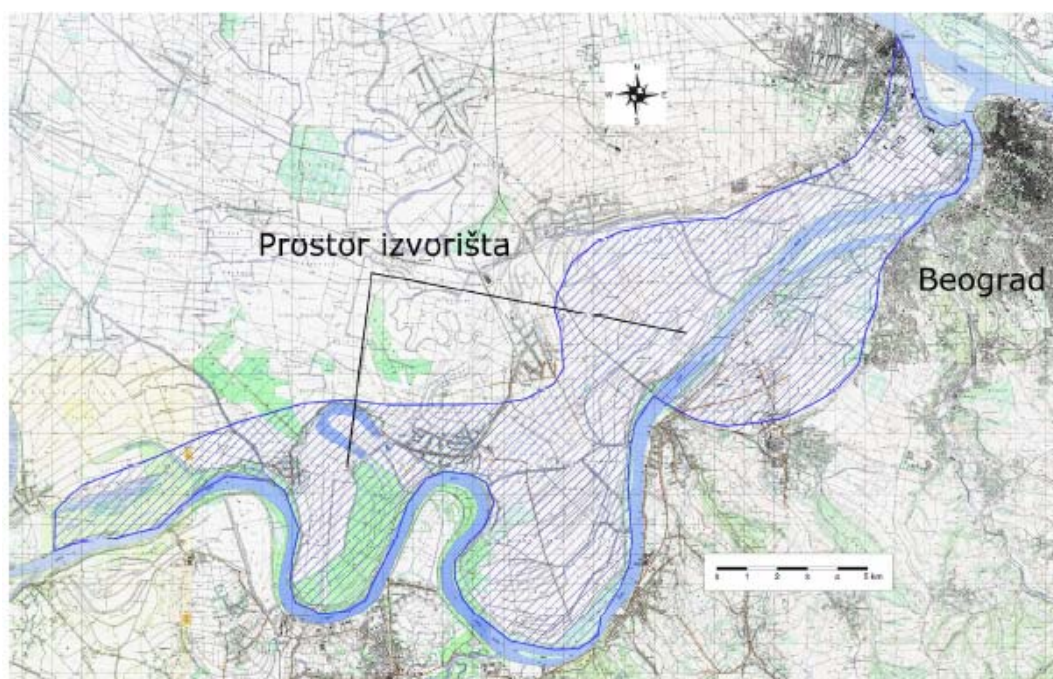
Истраживања опадања капацитета бунара започета су 2005. године на београдском изворишту подземних вода. Методологија која је развијена за одређивање локалних хидрауличких губитака на београдском изворишту представљала је полазну основу за истраживања овог хидрауличких показатеља старења бунара у тези.

Београдско извориште подземних вода формирано у алувиону Саве, састоји се од 99 бунара са хоризонталним дренама и око 45 вертикалних бунара. Према истраживањима Института „Јарослав Черни“ опадање капацитета изворишта износи око $\Delta Q \sim 100 \text{ l/s/god}$, а данас се бунарима захвата око $4.0 \text{ m}^3/\text{s}$ (ИЈЧ 2010а).

Смањење капацитета се у почетку експлоатације догађало услед опадања нивоа подземних вода, а касније због колмирања речног дна и на крају због старења и пропадања бунара. Истраживања на београдском изворишту подземних вода (слика 7.1) обухватила су обимна истраживања: хидрохемијских карактеристика подземних и површинских вода, минералошко-петролошких карактеристика алувијалних седимената, бактериолошких карактеристика (први пут су примењени BART тестови), локалних хидрауличких губитака и њихове зависности од услова који владају у порозној средини. На основу резултата обимних мултидисциплинарних истраживања добијене су зависности издашности бунара и индикатора старења бунара. Током истраживања на београдском изворишту примећено је да бунари не старе истом брзином на различитим секторима изворишта. Добијени резултати условили су потребу за израдом методологије којом ће се пратити процеси старења бунара са основним циљем да се ови процеси контролишу односно да се смањи колмирање дренава.

Постављена метода и добијене зависности између издашности бунара и индикатора старења (зависност 7.1) добијене на београдском изворишту, у овој тези допуњене су и кориговане на основу података са изворишта у алувиону Велике Мораве (Трновче и Кључ) односно подацима са подручја Ковин-Дубовац.

Садржај кисеоника у подземној води на београдском изворишту налази се у границама од 0 до 0.5 mg/l. Циљ овог поглавља тезе је да добијене зависности и постављену методологију за одређивање локалних хидрауличких губитака и њихове кинетике, допуни, калибрише и провери за услове који владају у оксичном изворишту (Кључ), услове у којима долази до мешања оксичних и аноксичних вода (Трновче) и аноксичне алувијалне издани које дренирају бунари на простору Ковин-Дубовац.



Слика 7.1: Простор који заузима београдско извориште подземних вода (ИЈЧ 2010а)

Одређивање локалних хидрауличких губитака, односно њихове кинетике, као мере брзине процеса старења бунара извршено је на: вертикалним бунарима изворишта Трновче (Вnz-1, Вn-5, Вn-6), вертикалним бунарима на изворишту Кључ (Vb-2, Vb-6, Vb-7) и дренажним вертикалним бунарима са подручја Ковин-Дубовац (Вр-12, Вр-17, Вр-64, Вр-25) чији протицај је био мерљив хидрометријским крилом. Локације бунара приказане су на сликама 4.1.22, 4.2.8 и 4.3.5, у Поглављу 4. Добијени резултати упоређени су са публикованим резултатима прорачуна локалних хидрауличких губитака и њихове промене на новим дренажним пет бунара са хоризонталним дренажним бунарима београдског изворишта

подземних вода. Обзиром да је методологија развијена за потребе анализе паразитских губитака на хоризонталним дренажним, анализа губитака код вертикалних бунара служи и као калибрација постављених граничних услова за остала изворишта у алувијалним срединама.

Да би се добијене вредности локалних хидрауличких губитака и њихове кинетике, могле поредити, уведена је претпоставка да један дрен бунара (код бунара са хоризонталним дренажним на београдском изворишту) представља вертикални бунар. У суштини, бунари са хоризонталним дренажним имају више дренажа, те је издашност бунара дељена са бројем активних дренажа чиме је добијена вредност издашности по дренажу бунара.

Код вертикалних бунара ниво воде у бунару може да се нађе у филтру (пример бунара са изворишта Трновче) што је условило потребу да се сви подаци са овог изворишта, своде на променљиву протицајну површину филтра (у зависности од дебљине засићеног дела издани). Извориште Трновче представља посебан случај. Обзиром на проблеме са статичким и динамичким нивоима који се налазе у бунарским филтрима, на бунарима са изворишта Трновче, примењен је део поступка који се односи на одређивање локалних хидрауличких губитака и праћења њихове промене у времену. Одређивање дозвољених улазних брзина у бунаре при тренутним условима рада бунара није било могуће.

7.1 Примена искуства са београдског изворишта и одређивање локалних хидрауличких губитака LHR

У уводном поглављу тезе, старење бунара дефинисано је као скуп процеса који доводе до опадања почетних капацитета бунара и повећања депресије за исту издашност.

Истраживањима на београдском изворишту подземних вода постављена је методологија за одређивање промене локалних хидрауличких губитака у времену и одређивање дозвољених улазних брзина у бунаре (Димкић и Пушић 2008, ИЈЧ 2008, ИЈЧ 2010а, Dimkić et al. 2011а-в). Постављена методологија примењена је и на бунарима изворишта Кључ и Трновче (Мајкић et al. 2011, Мајкић-Дурсун и сар. 2012а, 2012б), односно на бунарима дренажног система Ковин-Дубовац.

Општа формула зависности издашности бунара и карактеристика средине дата је кроз израз (7.1)

$$Q = Q(Eh, Fe, BH, \Gamma, \dots) \quad (7.1)$$

Где су: Q -издашност бунара, Eh -редокс потенцијал бунарске воде (mV), Γ -гранулометријске карактеристике материјала аквифера и минералошко-петролошки састав, BH -биохемијски параметри подземних вода (с концентрације раствореног кисеоника и гвожђа, број потенцијално активних ћелија и група бактерија).

Капацитет појединих бунара зависи и од других параметара (старости бунара, начина одржавања, локалног и регионалног капацитета ресурса). Генерално, на издашност бунара и његову промену у времену утичу:

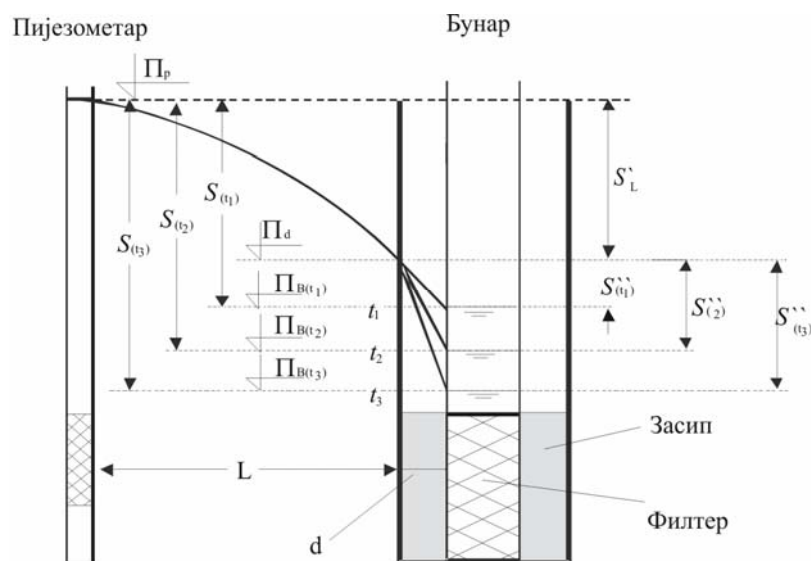
1. Геолошке карактеристике средине (гранулометријски састав средине, петролошко-минералошки састав водоносног слоја, подине и повлате, постојање услојености, и др.);
2. Пречник зрна бунарског засипа (зависност брзине колмирања порног простора у засипу од величине зрна уграђеног засипа и концентрације раствореног гвожђа и кисеоника у подземној води обрађивали су Houben 2003, односно van Beek 2012);
3. Биохемијске карактеристике подземних вода (концентрације хемијских макро и микро елемената, односно редокс – сензитивних врста: пре свега концентрација раствореног кисеоника и гвожђа у подземној води; вредност редокс-потенцијала, количина и микроорганизама који катализују редокс-процесе);
4. Начин експлоатације и режим рада бунара (честа искључивања бунара из рада могу допринети бржем колмирању. Нарушавање критеријума филтрационе стабилности могу довести до механичког колмирања и појаве пескарења. Постављене бунарске пумпе у филтру изазивају турбуленцију и поспешују таложење);
5. Конструкција бунара и врста материјала бунарске конструкције (пречник бушења и пречници уграђене конструкције, врста материјала (металне

конструкције, PVC и други материјали отпорни на корозију, тип филтра и величине филтерских отвора, постојање „слепих сита“);

6. Начин одржавања бунара (врсте и учесталост изведених регенерација, оштећења конструкције изазвана неадекватном регенерацијом, и др.).

Старење бунара могу изазвати два процеса: колмирање и корозија. Корозија настаје као скуп хемијских, електрохемијских и бихемијских процеса чијим деловањем долази до оштећења и разарања металне конструкције бунара. Када је бунарска конструкција израђена од различитих легура, може доћи до формирања галванске ћелије. Делови бунарске конструкције тада почињу да се понашају као анода и катода, при чему се део који се понаша као анода разграђује (услед преласка електрона) а на делу који се понаша као катода почиње таложeње. Проблем корозије одавно је познат. Данас постоји велик избор материјала отпорних на корозију, а конструкције бунара се додатно штите антикорозивним премазима.

Колмирање проузрокује блокирање отвора на филтру док се порни простор засипа а затим и аквифера испуњава талозима, а тзв. „паразитски“ хидраулички губици на филтру се повећавају током времена. Ови „паразитски губици“ представљају променљиви део укупних локалних хидрауличких губитака LHR (ИЈЧ 2010а). Према дефиницији коју су дали Димкић и Пушић (2008) локални хидраулички губитак дефинише се као „разлика између нивоа подземне воде у блиском пијезометру и бунару (локална депресија) по протицају бунара (израженом у l/s)“ (слика 7.2). Дефиниција блиског пијезометра дата је у потпоглављу 1.5. Локални хидраулички губитак може се срачунати преко израза 7.2 .



Слика 7.2: Шематски приказ верикалног бунара и блиског пијезометра и развоја локалне депресије као последице колмирања (Димкић и Пушић 2008)

$$LHR = \frac{\Delta S}{Q} \quad (7.2)$$

Где су: LHR–локални хидрулички губитак (m/l/s), ΔS –локална депресија (m), Q–издашност бунара (l/s)

Вредност локалног хидрауличког губитка релативно се лако дефинише уз услов да поред бунара постоји блиски пијезометар. Повећање хидрауличких губитака не значи увек и опадање капацитета бунара. У бунару ће се временом спуштати динамички ниво воде до тренутка када због полагаја пумпе или других ограничења, у бунару нема за то простора (слика 7.2).

Локалну депресију ΔS , између нивоа воде у блиском пијезометру и бунару, група аутора Института „Јарослав Черни“ (Димкић и Пушић 2008, Dimkić et al. 2011b, ИЈЧ 2011a) дефинише као „збир депресија S'_L (насталу као резултат кретања воде у издани) и променљивог хидрауличког губитка на контури дрена (или бунара) S'' “ (формула 7.3)

$$\Delta S = S'_L + S'' \quad (7.3)$$

При чему: S'_L остаје константна и не мења се у времену за исти протицај дуж пута филтрације L

Хидраулички губитак услед ламинарне филтрације кроз издан (S_L') остаје непроменљива величина у времену за исте издашности бунара. За константану издашност, промена локалне депресије ΔS уствари је резултат промене другог члана једначине 7.3 односно промене депресије S'' (формула 7.4):

$$\frac{\partial(\Delta S)}{\partial t} = \frac{\partial S_L'}{\partial t} + \frac{\partial S''}{\partial t} = \frac{\partial S''}{\partial t} \quad (7.4)$$

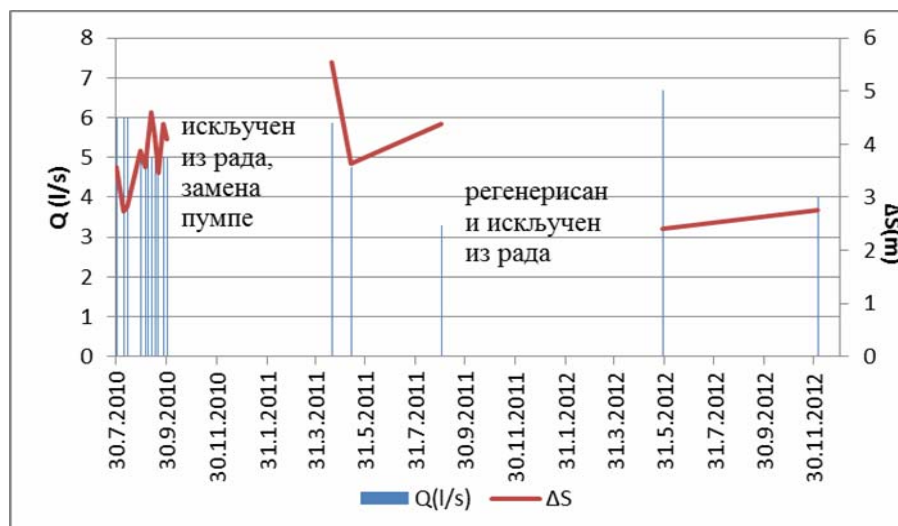
При чему се сматра да је $\frac{\partial S''}{\partial t}$ - резултат колмирања

На бунарима са хоризонталним дренама, да би се процеси хидродинамички моделирали (ИЈЧ 2010а, Dimkić et al. 2011б), поред локалног хидрауличног губитка LHR, уведен је параметар $\frac{K}{d}$ који се назива „коэффициент пропусности дрена“. Овим коэффициентом, поменута група аутора, квантификује хидраулички губитак на дрена, узимајући да је K – хидрауличка проводност колмираног слоја дрена, а d –дебљина колмираног слоја. Код вертикалних бунара вредност d – односи се на дебљину колмираног слоја унутар филтерског засипа.

Истраживања на београдском изворишту имала су добру околност што су током самог периода истраживања (2005.-2008.) пројектовани и уграђивани нови дренажи на 5 бунара (укупно 18 дренажа), па се процес колмирања могао пратити у временској осци, односно самог пуштања дрена у функцију. На локацијама изворишта Трновче и Кључ, односно дренажном систему Ковин-Дубовац, бунари су у раду дужи низ година. Када су започета истраживања на изворишту Трновче постојала су само 2 активна пијезометра на великој удаљености од бунара изабраних за истраживање процеса старења. На изворишту Кључ, пијезометарска мрежа добро развијена али се не врши мониторинг и мерење нивоа у пијезометрима дуж линије бунара уз Велику Мораву. На подручју ковинске депресије, мрежа пијезометара је добро развијена, али су пијезометри распоређени на већој удаљености од одабраних бунара за истраживања. Мониторингом, који се спроводи у оквиру сталних осматрања успора изазваног радом ХЕ „Ђердап“, су обухваћени нивои подземних вода док се издашност бунара мери само повремено кроз тестове црпења. Из наведених разлога

извршено је бушење блиских пијезометара уз одабране бунаре, чије су локације дате у оквиру Поглавља 4.

Осматрања нивоа подземних вода у бунарима и блиским пијезометрима на изворишту Трновче, за потребе одређивања локалних хидрауличких губитака, започето је одмах након бушења три блиска пијезометра уз бунаре Вnz-1, Вn-5 и Вn-6. Значајан фонд података прикупљен је у периоду јун-октобар 2010. године, када су на свим бунарима и пијезометрима вршена мерења нивоа подземних вода и капацитета бунара свака 3 дана, за потребе израде елабората о резервама (фонд података уступљен од стране ГИС-а). У претходним поглављима објашњено је да се услед различитих природних и антропогених фактора нивои подземних вода изузетно ниски (потпоглавље 4.1), да протицаји бунара брзо опадају и значајно варирају, а да се талози формирају брзо и захватају не само прифилтарски део и филтер бунара, већ и корпе пумпи и потисне цевоводе (Поглавље 6). С друге стране, мерени подаци указали су да укупне депресије расту са смањењем протицаја што је директни показатељ колмираности бунара. На примеру бунара Вn-5 (слика 7.3) приказан је пораст укупне депресије између бунара и пијезометра у односу на опадање капацитета бунара. Бунар је задње три године био 2 пута искључен у дужем временском периоду (2010. пре замене пумпе и чишћења потисног цевовода) односно пет месеци је био ван функције у периоду октобар 2011.-март 2012. године, пошто је и након извршене регенерације низак статички ниво воде у бунару онемогућивао његово пуштање у рад.



Слика 7.3: Повећање депресије између бунара Вn-5 и пијезометара Вn-5/P-1 упоредо са смањењем бунарског протицаја у периоду 2010.-2012. година

Поред ових података значајно је што је током периода истраживања извршена најмање по једна регенерација на сваком одабраном бунару изворишта Трновче. Подаци мерења након регенерације могли су да се узму као „почетно стање“ у односу на које је праћена брзина пораста локалних хидрауличких губитака. Наравно, треба имати у виду чињеницу да је ово „почетно стање“ реалативна категорија обзиром да су нивои у бунарима налазе у филтру, а да ефекти примењених регенерација дају веома краткотрајне резултате. Примењене физичко-хемијске мере регенерације нису очистиле ни отворе бунарских филтра (Поглавље 6). Карактеристичне вредности срачунатог LHR, за бунаре на изворишту Трновче приказане су графички на слици 7.4.

Истраживања на водозахватним бунарима уз Велику Мораву, на изворишту Кључ, показују да су локални хидрулички губици (LHR) мали. Бунари у приобаљу Велике Мораве имају капацитете и до 10 пута веће него на изворишту Трновче. Капацитети ових бунара се не смањују током времена у односу на почетне издашности а депресије су последица протицаја у бунару (није запажен значајнији развој паразитских губитака S''). Издвојена су два периода осматрања, један везан за 2010. годину и други везан за 2011. годину и период маловођа (потпоглавље 4.2). Срачунате вредности локалних хидрауличких губитака за бунаре овог изворишта приказане су на слици 7.4. Режим рада бунара зависи од потреба за

водом. Вода захваћена бунарима уз Велику Мораву, на изворишту Кључ, транспортује се сабирним цевоводом до наливних базена. Експлоатациони бунари формиран су уз инфилтрационе базене који су истовремено и хидрауличка баријера која спречава прилив вода са повећаном концентрацијом нитрата из залеђа (потпоглавље 4.2). Количине вода које се захватају на бунарима уз Мораву директно зависе од потреба за наливањем у базенима. Када је хидролошка ситуација неповољнија и када је потребно обезбедити више воде за град Пожаревац, (као што је био летњи период 2011. године), захватано је више воде, док се у другим условима пумпе пригушују и бунарима се захвата мања количина воде.

Бунари на изворишту Кључ који су лоцирани у приобаљу Велике Мораве нису до сада регенерисани (осим ако се изузме Vb-4 који је регенерисан 2009. године, а од извођења је био најлошији бунар и имао најмању издашност). У периоду маловођа 2011. године, када је забележен историјски минимални водостај Велике Мораве (3.9.2011.), повећане количине захваћене воде на водозахватима уз реку утицале су на генерално повећавање депресија у бунарима што се рефлектовало и на повећање депресије између бунара и блиских пијезометара.

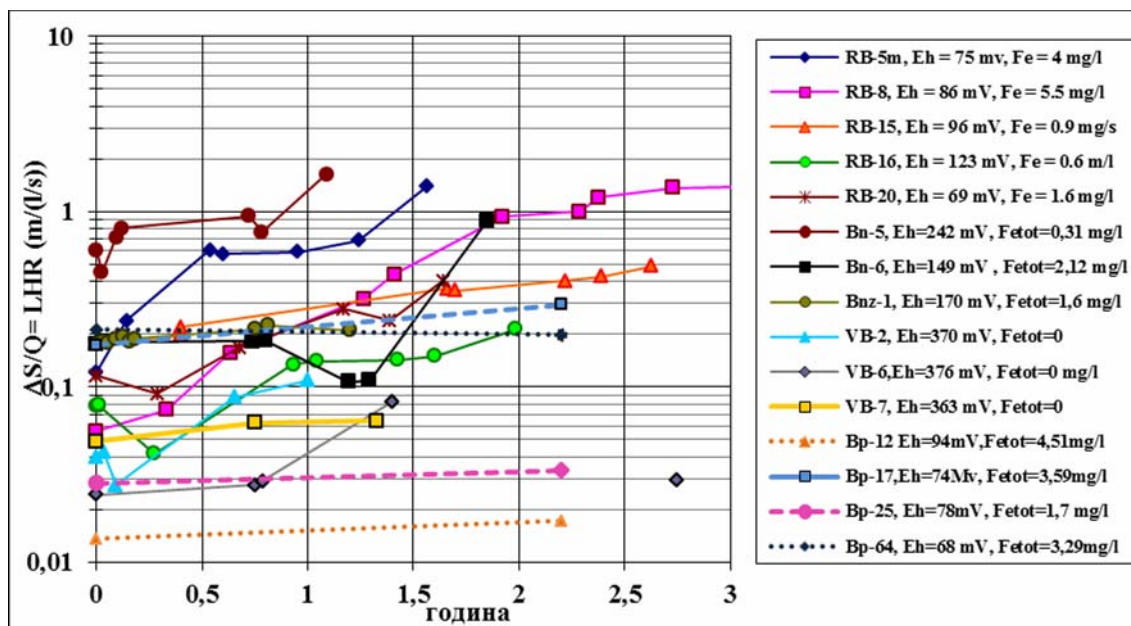
Бунари дренажног система Ковин-Дубовац имају добро развијену пијезометрску мрежу која се осматра у функцији заштите од успора Дунава, изазваног радом ХЕ „Ђердап I“. Проблем је везан за фонд историјских података о појединачним издашностима бунара. Постојећа мерења и историјски фонд податка указују да се издашности бунара мере искључиво кроз тестове црпења. Тестирања бунара у последњих 30 година указала су да бунари могу да дају знатно више воде од количина које су изливали 2010.-2012. године, уколико се опреме пумпама. Пошто бунари дренажног система раде без пумпи, протицаји и нивои су у директној хидрауличкој вези са водостајем Дунава. Ради додатног дефинисања протицаја и брзине уласка воде у филтер у периоду од 2010.-2012. извршена су мерења хидрометријским крилом према поступку датом у Поглављу 3. Извршене су две серије мерења, једна јула 2011. године и једна у новембру 2012. године. За бунар Вр-12 (канал V-I-I), урађене су две додатне серије мерења протицаја током испитивања рада ц.с. Врба. Подаци мерења издашности коришћени су за

рачунање вредности локалних хидрауличких губитака који су приказани на слици 7.4.

Протицаји добијени кроз тестове црпења имају свакако значај, међутим не могу се користити за примењену методологију прорачуна LHR-а. Издашности добијене за прва снижења, тестом црпења, су знатно изнад реалних и мерених у периоду 2011-2012. године. Мерења извршена хидрометријским крилом у сушном летњем периоду 2011. односно јесењем периоду 2012. години показала су мале издашности што је била последица смањеног дотицаја из Дунава. Мерени нивои у блиским пијезометрима и бунарима у периоду 2010.-2012. година показали су малу просечну разлику (мерена ΔS) која је износила између 11 cm и 34 cm. Ако се посматра бунар Вр-25, који је и после дугих сушних периода увек давао око 2 l/s, мерена депресија између блиског пијезометра и бунара је износила између 4 cm и 9 cm.

На слици 7.4 су приказани резултати добијени мерењима 2010.-2012. године за 4 бунара са Ковин-Дубовца, који су у оба мерења имала мерљиве издашности (изнад 0,83 l/s што је доња граница детекције хидрометријским крилом *Mini Current Meter MI*).

На слици 7.4 дати су поред локалних хидрауличких губитака за три испитивана подручја (Трновче, Кључ и Ковин) и локални хидраулички губици одређени на дренажним пет бунара са београдског изворишта подземних вода. Ипак, треба узети у обзир чињеницу да се промена LHR на дренажним ових бунара могла пратити од њиховог утискивања док на вертикалним бунарима почетне вредности представљају затечено стање од момента започињања истраживања.



Слика 7.4: Упоредивање пораста локалних хидрауличких губитака на бунарима изворишта Трновче (бунари: Bn-5, Bn-6, Bnz-1), Кључ (бунари: VB-2, VB-6, VB-7), дренажним бунарима Ковин-Дубовац (Bp-12, Bp-17, Bp-25, Bp-64) и одабраним бунарима са хоризонталним дренажима београдског изворишта подземних вода (бунари RB-5, RB-8, RB-15, RB-16, RB-20) (допуњено Мајкић, после Dimkić et al. 2011в)

7.2 Прорачун кинетике пораста хидрауличких губитака у времену и поређење са резултатима на београдском изворишту

Мера за кинетику колмирања бунара је кинетика (брзина) промене локалних хидрауличких губитака. Промена локалног хидрауличног губитка у времену дефинише се кроз израз (7.5):

$$KLHR = \frac{\Delta LHR}{\Delta t} \quad (7.5)$$

Односно:

$$KLHR = \frac{LHR_{(t_1)} - LHR_{(t_0)}}{t_1 - t_0} = \frac{\Delta S(t_1) - \Delta S(t_0)}{Q_{bun} (t_1 - t_0)} \quad (7.6)$$

Где су : LHR – локални хидраулички губици у временским пресецима t_1 и t_0 , ΔS промена депресије између бунара и његовог блиског пијезометра, Q_{bun} - издашност бунара (l/s)

Вредност KLHR говори о брзини развоја процеса старења и као такав параметар указује на мере које треба предузети на бунарима:

1. Уколико је вредност KLHR мала указује да је процес колмирања минималан или да је у питању стабилизација за дате услове
2. Уколико је вредност KLHR велика указује на развој процеса старења и неопходност примене мера за регенерацију бунара

Промена локалних хидрауличких губитака у времену за извориште Трновче рачуната је на основу података између две извршене физичко-хемијске регенерације. За извориште Кључ, рачуната је кинетика промене хидрауличких губитака од почетка осматрања 2010. године пошто није било извршених регенерација. За подручје Ковин-Дубовац обрађени су само они бунари који су током теренских мерења капацитета бунара (2010.-2012. године) имали вредност изнад границе детекције хидрометријским крилом (0,83 l/s). Регенерације нису изведене на бунарима дренажног система Ковин-Дубовац у периоду истраживања.

Обзиром да се ради о три различите локације (Кључ, Трновче и Ковин-Дубовац) са различитим режимима рада и конструкцијама бунара, као и различитим условима оксичности, међусобно поређење пораста локалних хидрауличких губитака може веома добро да укаже на брзину процеса старења изазваног колмирањем филтра и прифилтарске зоне.

Вредности срачунатог KLHR –а за бунаре на изворишту Трновче и Кључ, односно дренажне бунаре на подручју Ковин-Дубовац дате су у табели 7.1. Кинетика промене локалних хидрауличких губитака дата је на годишњем нивоу по 1 l/s протицаја бунара.

Табела 7.1: Вредности KLHR срачунате за бунаре три испитиване локације на годишњем нивоу по протицају од 1 l/s.

Локација	Бунар	KLHR (m/l/s/god)	Qsr (l/s)
Ковин-Дубовац	Вр-12	$4,04 \cdot 10^{-4}$	1,97
Ковин-Дубовац	Вр-17	$3,17 \cdot 10^{-2}$	1,38
Ковин-Дубовац	Вр-25	$4,84 \cdot 10^{-4}$	2,45
Ковин-Дубовац	Вр-64	$1,16 \cdot 10^{-3}$	2,02
Кључ	Vb-2	$5,65 \cdot 10^{-3}$	12,2
Кључ	Vb-6	$3,12 \cdot 10^{-3}$	26,9
Кључ	Vb-7	$2,39 \cdot 10^{-4}$	48,5
Трновче***	Vnz-1	$2,20 \cdot 10^{-3}$	9,54
Трновче***	Vn-6	$1,77 \cdot 10^{-2}$	5,14
Трновче***	Vn-5	$1,84 \cdot 10^{-2}$	5,35

***Због брзог опадања издашности (Поглавље 6) и проблема са нивоима воде у филтрима бунара вредност добијена за KLHR односи се на кратак период „стабилне“ издашности после извршене регенерације.

Општи закључци везани за прорачун LHR и његове промене у времену KLHR дати су за бунаре са изворишта Кључ и Трновче, бунаре са подручја Ковин-Дубовац као и за пет бунара са хоризонталним дренажним београдског изворишта приказаним на слици 7.4.

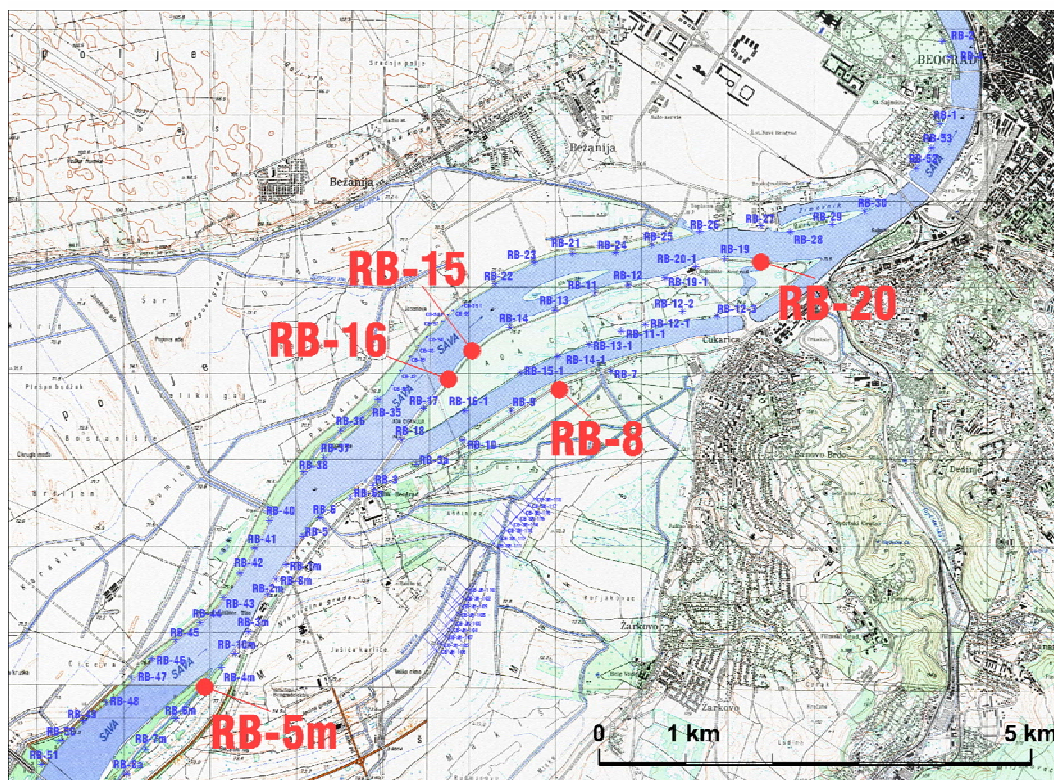
- Бунари на изворишту Трновче показују брз пораст локалних хидрауличких губитака након извршене регенерације (за мале издашности бунара). Опадање издашности је брзо а вредности $Q_{\text{бун}}$ зависе осим од процеса колмирања и од осцилације статичких и динамичких нивоа који су у бунарским филтрима (потпоглавље 6.5). Када се добијени резултати прорачуна LHR и KLHR упореде са резултатима испитивања брзине

хемијске оксидације и формирања талога ферихидрита, јасно је да колмирање наступа брзо. Обзиром да је процесом колмирања захваћена прифилтарска зона до сада примењене мере регенерације дају краткотрајне резултате (потпоглавље 6.5). Током периода испитивања већина бунара је имала више интервенција (физичко-хемијску регенерацију, додатна чишћења потисног цевовода из бунара и замене пумпи, што је краткотрајно повећавало протицаје бунара) и дуготрајне периоде искључивања из рада. Бунар Вп-5 показује најлошије карактеристике и највећу вредност KLHR, од свих испитиваних бунара. Само извориште специфично је због својих проблема који су у претходним поглављима тезе детаљно разматрани. Одређивање кинетике пораста локалних хидрауличких отпора из тих разлога веома је отежано. Надлежни водоводи морају да спроводе континуирани мониторинг нивоа подземних вода и издашности на свим бунарима овог изворишта.

- Бунари на изворишту Кључ (Eb-7, Vb-6, Vb-7) имају ниске вредности LHR док су израчунати локални хидраулички губици на бунару Vb-2 показали нешто већи раст за период маловођа 2011. године, па би на њему требало спроводити чешћи мониторинг. Општи закључак је да оксично извориште Кључ, није угрожено процесима колмирања.
- Дренажни бунари подручја Ковин-Дубовац имају мале порасте локалних хидрауличких губитака. Нешто повећане „почетне“ локалне хидрауличке губитке показују бунари Вр-64 и Вр-17. Позитивне вредности Ланжелијеовог индекса за бунар Вр-64 показују да у зони овог бунара постоји могућност обарања карбонатних талога. Дренажни бунари на Ковину при тренутним условима рада имају мали ризик од колмирања. Мале издашности бунара (забележене у периоду маловођа 2011. и 2012.) су директно у вези са ниским водостајима Дунава, са којима је издан у хидрауличкој вези. Високе вредности раствореног и укупног гвожђа с једне и недостатак раствореног кисеоника с друге стране (0,0-0,1 mg/l) омогућују да гвожђе остане у раствореном облику. Пошто немају уграђене пумпе,

remeћење природног режима у зони бунара је сведено на минимум. Снимања подводном камером показала су доста чисте филтерске конструкције а формирање талога је везано за простор самоизливне цеви где аноксична вода долази у додир са кисеоником (Поглавље 6). PVC конструкције бунара не дозвољавају развој корозивних процеса.

- Пет бунара са дренажима утиснутим у периоду 2005.-2008. године, на београдском изворишту подземних вода, показују пораст хидрауличких губитака, нарочито у бунарима Rb-5m и Rb-8. Локације ових бунара приказане су на слици 7.5. Ови бунари имају повишене садржаје укупног и двовалентног гвожђа. Њихову детаљну анализу образложили су Dimkić et al. (2011в) кроз дијаграме зависности кинетике локалних хидрауличких губитака и садржаја гвожђа у бунарској води. Бунари Rb-5m и Rb-8 су лошији бунари, са израженим трендом повећавања локалних хидрауличких отпора. Бунар Rb-20 има исти ред величине почетног хидрауличног отпора, с тим да је блажи тренд пораста посматрано од почетног тренутка уградње нових дренажа. Бунар Rb-15 има благ пораст локалних хидрауличких губитака, али истовремено и најлошију почетну вредност (вероватно као последица лоше изведених дренажа). Најбоље карактеристике показује бунар Rb-16 (ИЈЧ 2010а).



Слика 7.5: Локације бунара са утиснутим новим дренажима у периоду 2005.-2008. године на београдском изворишту подземних вода (ИЈЧ 2010а)

7.3 Одређивање дозвољених улазних брзина у бунар

Одређивање дозвољених улазних брзина у бунаре у досадашњој пракси је рачунато са аспекта испуњавања критеријума филтрационе стабилности (спречавање појаве суфозије и пескарења). Најчешће коришћени критеријуми у пракси су постављени од стране Sichardt-a (1928), Abramov-a (1952) и Kovacs and Ujfaludi-ja (1983), а сви они су добијени на основу експерименталних података. Разлике између постављених критеријума су значајне и најчешће не спречавају потпуну појаву суфозије. Разлике у постављеним критеријумима, објашњене са аспекта примене и сигурности, описали су бројни аутори у свету (Pietragu 1982, Хаџић 2007, van Beek 2012) и код нас (Вуковић и Пушић 1986, Вуковић и Соро1995, Бабац Д. и П. Бабац 2005, Димкић и Пушић 2008).

А) Критеријум постављен од стране Ziharda (Sichardt 1928) приказан је изразом (7.8):

$$V_d = \frac{\sqrt{K}}{15} \text{ (m/s)} \quad (7.8)$$

Б) Каснија истраживања потврдила су да се критеријум налази у зони недовољне сигурности, па је исти модификован кроз израз (7.9), а у пракси се среће под називом модификовани критеријум Ziharda.

$$V_d^m = \frac{\sqrt{K}}{30} \text{ (m/s)} \quad (7.9)$$

В) Критеријум Абрамов-а (1954) се препоручује за област коефицијента филтрације у границама од $2 \cdot 10^{-1} > K > 2 \cdot 10^{-4}$ cm/s. Када се упореди са критеријумом Ziharda види се да је постављени критеријум знатно блажи. Коришћење критеријума Абрамова се препоручује за израду привремених водозахватних објеката са ограниченим временом експлоатације (Димкић и Пушић 2008). Критеријум је дат у форми израза (7.10):

$$V_d = \frac{\sqrt[3]{K}}{30} \text{ (m/s)} \quad (7.10)$$

Г) Критеријум дозвољених улазних брзина према Kovacs-у постављен 1983. године, представљен је изразом (7.11)

$$V_d = \frac{\sqrt[3]{K}}{110} \text{ (m/s)} \quad (7.11)$$

Према овом аутору коришћењем представљеног израза у формули (7.11) спречава се кретање ситних честица у прифилтарској зони бунара.

Д) Критеријум ламинарног течења – Рејнолдсов број

Посебан критеријум представља критеријум задовољења ламинарног течења-Рејнолдсов број. У условима нарушавања ламинарног режима струјања на уласку воде у филтерску конструкцију, односно појавом турбуленције, долази до нарушавања хемијске равнотеже у подземној води. Као последице турбулентног

режима интензивирају се процеси корозије и колмирања како на филтерској конструкцији тако и у прифилтарској зони (Вуковић и Соро 1995). Према овим ауторима бездимензионални Рејнолдсов број дефинисан је изразом (7.12):

$$Re = \frac{V \cdot d_{ef}}{\nu} \quad (7.12)$$

где су: V -филтрациона (Дарсијева) брзина, d_{ef} -ефективни пречник зрна (најчешће се као ефективни пречник зрна узима d_{10} - d_{17}), ν -кинематски коефицијент вискозитета ($1,31 \cdot 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ на 10°C).

Код овог критеријума постоје различита мишљења. Тако Truelsen (у: Вуковић и Соро 1995) предлаже да се за критичну вредност Рејнолдсовог броја узме вредност мања од 6 дата у изразу (7.13):

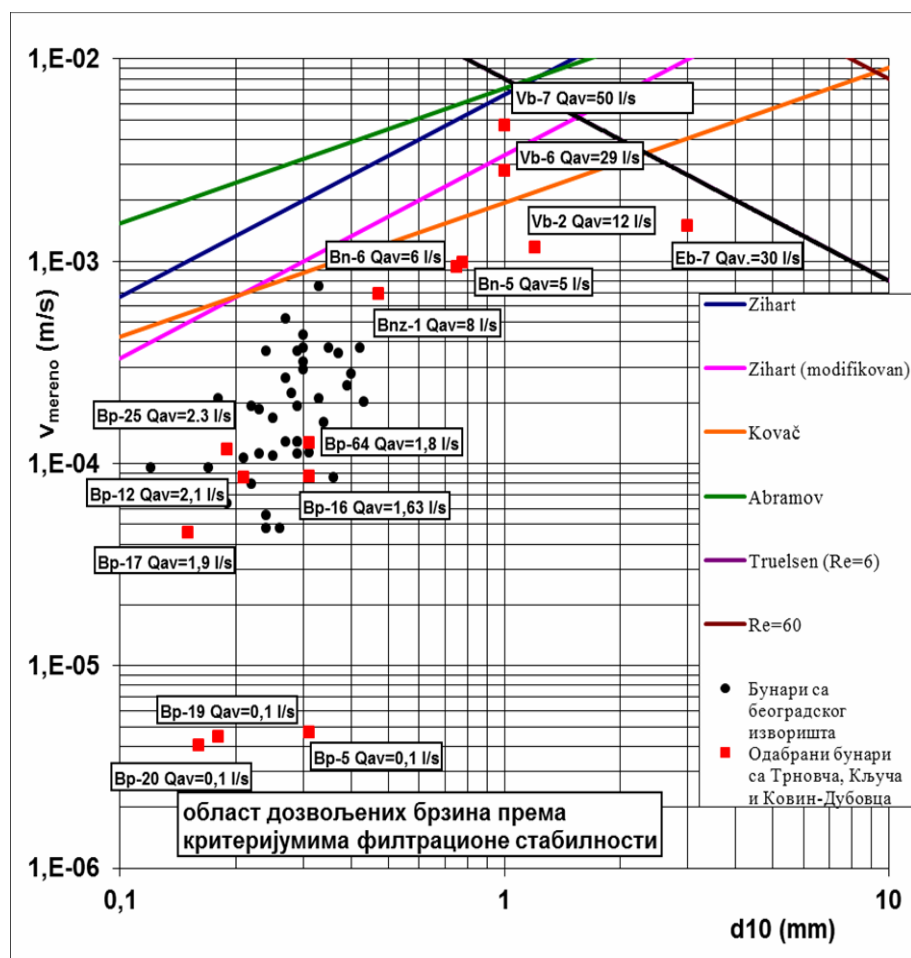
$$Re_{kr} = \frac{v_{doz} \cdot d_{10}}{\nu} < 6 \quad (7.13)$$

У овом случају v_{doz} - се односи на филтрациону (Дарсијеву) брзину на контури филтерске конструкције, ν -је кинематски коефицијент вискозитета, d_{10} -је ефективни пречник зрна засипа.

С друге стране, Freeze and Cherry (1979) сматрају да ламинаран ток постоји све док је Рејнолдсов број у границама Re од 1-10. Williams (1985) сматра да ламинарни ток постоји уколико је $Re < 15$, а да турбулентни ток настаје када је $Re > 45$. Исти аутор сматра да Рејнолдсов број за транзитну зону, између ламинарног и турбулентног кретања, треба да је мањи за угласта зрна средине у односу на заобљена. Проблематиком изазивања механичког колмирања услед нарушавања критеријума ламинарног режима струјања посебно се бавио van Beek (2012). Овај аутор испитивао је промене Рејнолдсовог броја на путу филтрације ка бунарима у незбијеним изданима у Холандији. Закључио је да је на путу филтрације ток подземних вода у издани најчешће ламинаран, али да се појаве слабе турбуленције могу јавити у зони филтерског засипа (уграђени засип износио је 1-3 mm). Као посебну зону издвојио је сам улазак у филтер где наводи сопствена искуства али и литературне податке, који указују да улазне брзине у

горњим и доњим деловима филтра могу бити и више од два пута веће него у средишњем делу. У том случају могу се појавити слабије турбуленције.

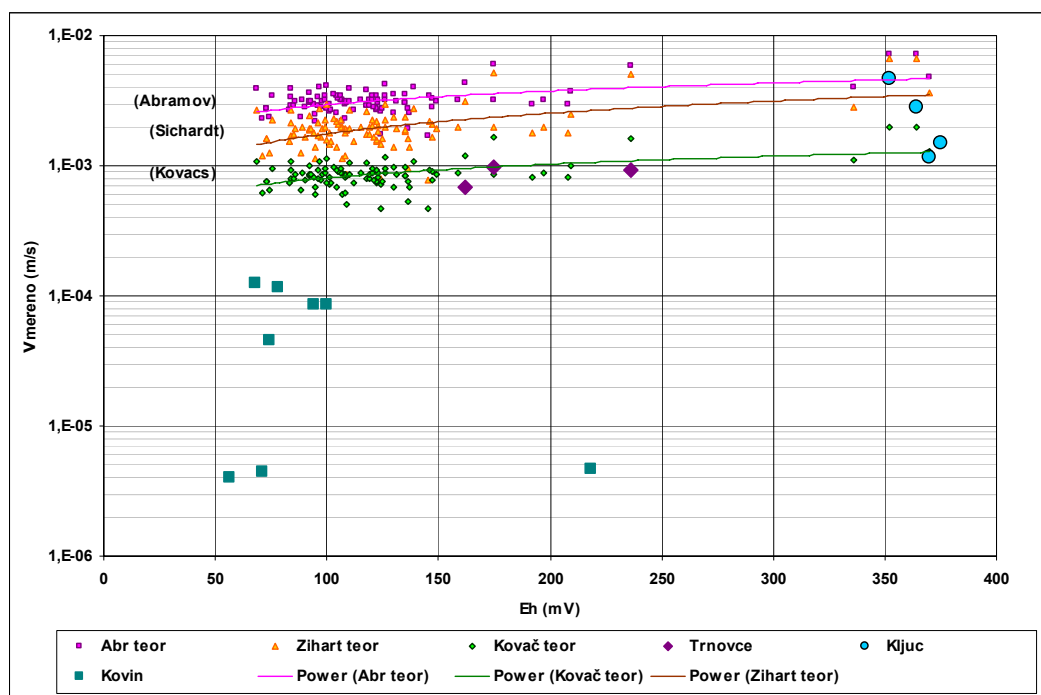
Са аспекта задовољавања различитих критеријума филтрационе стабилности анализирани су просечне улазне брзине у све одабране бунари са изворишта Трновче, Кључ и дренажног система Ковин-Дубовац. Добијени резултати упоређени су са улазним брзинама у дренаже на бунарима београдског изворишта. Резултати су приказани на слици 7.6.



Слика 7.6: Упоредивање просечних улазних брзина у бунаре на извориштима Трновче и Кључ, као и бунаре дренажног система Ковин-Дубовац, са подацима просечних улазних брзина у дренаже бунара београдског изворишта и критеријумима филтрационе стабилности

Измерене улазне брзине у бунаре углавном се налазе у зони дозвољених брзина према различитим критеријумима филтрационе стабилности. Изузетак чине бунари са изворишта Кључ (Vb-6 и Vb-7), који се налазе нешто изнад зоне сигурности према критеријумима модификованог Sichardt-а и Kovacs-а, али задовољавају остале блаже критеријуме.

Сам услов филтрационе стабилности очигледно није једини и довољан за очување дуготрајности објеката. Критеријум дозвољених улазних брзина треба да представља основни предуслов за обезбеђење филтрационе стабилности прифилтарске зоне бунара и да са тог аспекта лимитира капацитет водозахватног објекта. С друге стране, да би се минимизирали процеси колмирања филтра и прифилтарске зоне потребно је увести додатне критеријуме и дозвољену улазну брзину прилагодити квалитету подземних вода односно условима оксичности средине (слика 7.7).



Слика 7.7: Просечне мерене улазне брзине у односу на редокс-потенцијал E_h (mV) и критеријуме филтрационе стабилности. Легенда: бунари Ковин-Дубовца – зелене коцкице, бунари Трновче–бордо ромбови, бунари Кључ–тиркизни кругови, критеријуми филтрационе стабилности дати су према Abramov-у, Sichardt-у и Kovacs-у, како за ова три изворишта тако и за београдске бунаре

Брзина којом вода улази у бунаре представља значајан фактор за развој процеса колмирања. Ако се узме у обзир чињеница да кинетика пораста локалних хидрауличких губитака зависи од индикатора колмирања, добија се следећа зависност (Dimkić et al. 2011a):

$$KLHR = f(v, Fe, Eh, B, \Gamma) \quad (7.14)$$

KLHR–кинетика локалног хидрауличког губитка, v –брзина уласка воде у бунар (m/s), Fe–садржај гвожђа у води (mg/l), Eh–редокс потенцијал (mV), B–интензитет бактеријског раста у бунару, Γ –гранулометријске карактеристике средине и засипа.

Из израза 7.14 се види да кинетика пораста локалног хидрауличког губитка има директну зависност са улазном брзином у бунар. Емпиријска једначина (Dimkić et al. 2011b) подразумева да се одреди максимални допуштени хидраулички отпор исказан као **промена депресије између бунара и његовог блиског пијезометра на годишњем нивоу, градијент депресије** (једначина 7.15):

$$\Delta S_{\text{doz./god}} = Q_{\text{bun}} \cdot KLHR_{\text{god}} \leq D.V. \quad (7.15)$$

У једначини фигуришу следеће вредности: $\Delta S_{\text{doz./god}}$ -максимално дозвољено годишње повећање хидрауличког отпора које мора бити мање од D.V. (дозвољене вредности изражене у (m/god)), KLHR-вредност пораста локалних хидрауличких губитака на годишњем нивоу, Q_{bun} - протикај бунара (l/s).

Из израза (7.15) следи да је:

$$Q_{\text{bun}} = \frac{\Delta S_{\text{doz./god}}}{KLHR_{\text{god}}} \quad (7.16)$$

Ако је протикајна површина водопријемног дела бунара константна ($\omega = \text{const.}$), прорачун $v_{\text{ul,doz}}$ -дозвољене критичне улазне брзине у бунаре (m/s), са аспекта минимизирања процеса колмирања, добија се по формули 7.17.

$$\omega \cdot v_{\text{ul,doz}} = \frac{\Delta S_{\text{doz./god}}}{KLHR_{\text{god}}}, \quad \omega = \text{const.} \quad (7.17)$$

Дозвољена годишња вредност повећања депресије између бунара и блиског пијезометра представља вредност која зависи од:

- Оксидо-редукционих процеса који су карактеристични за зону бунара и концентрација хемијских параметара битних за процесе колмирања;
- Вредности редокс-потенцијала у бунару и блиском пијезометру;
- Гранулометријских карактеристика средине и уграђеног засипа;
- Општег стања бунара (дужине рада од момента пуштања у експлоатацију, врсте материјала и типа бунарске конструкције, регистрованих процеса који изазивају старење бунара и др.);
- Потребних количина воде (по бунару, односно по дренажу за бунаре са хоризонталним дренажима);
- Техно-економских параметара (новчаних средстава које се издвајају за регенерације, броја дренажа које је потребно уградити, итд.).

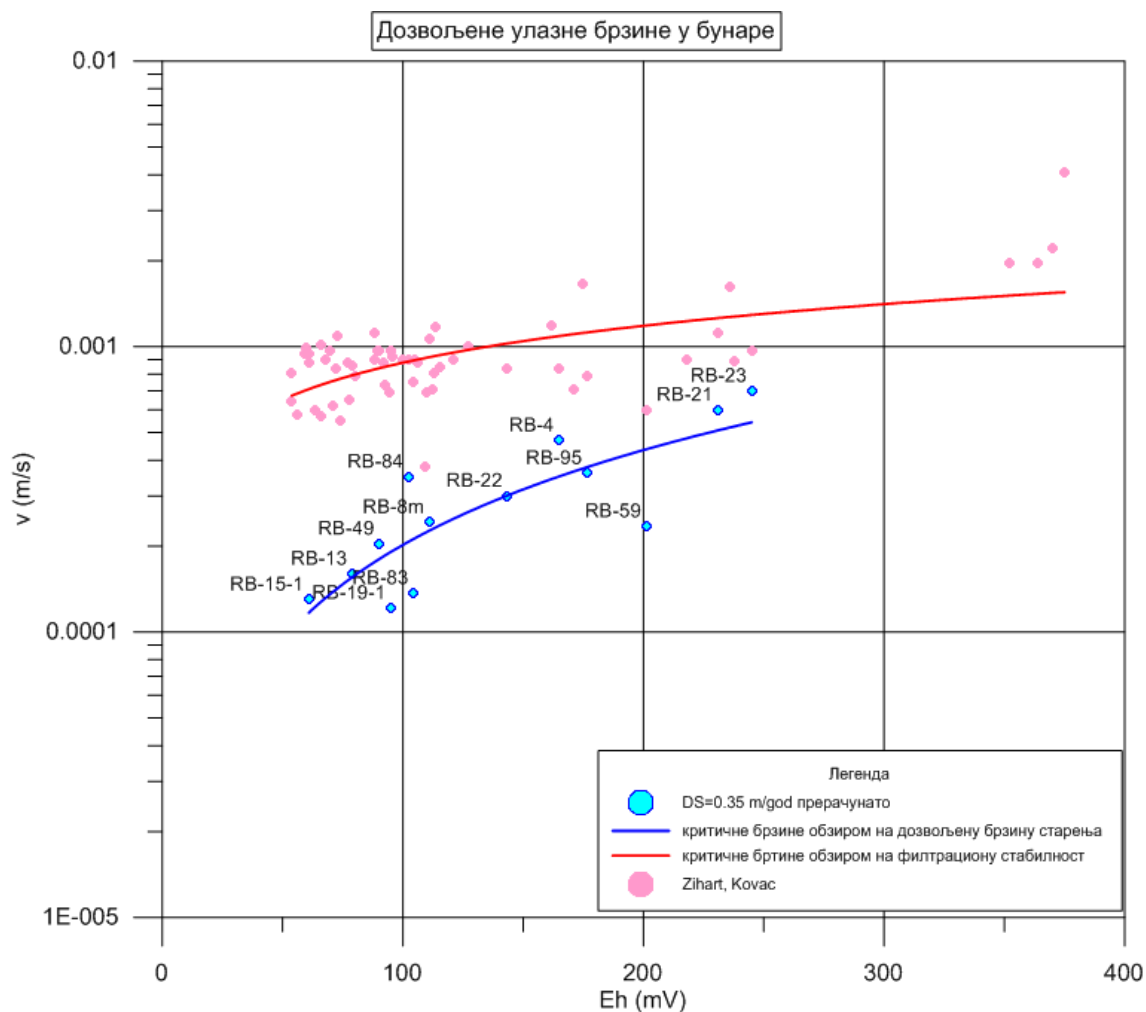
Дозвољена годишња вредност градијента депресије $\Delta S_{\text{doz./god.}}$ захтева емпиријски приступ и пре свега због великог броја фактора који на њу могу утицати у већој или мањој мери. Она представља „договорну категорију“ која пре свега зависи од услова у самом бунару. Као таква, подложна је променама, у зависности од промена које се дешавају у издани. Константан мониторинг: нивоа и протицаја бунара, хемијско-микробиолошких параметара и стања саме конструкције, треба да омогуће дефинисање ове вредности на годишњем нивоу, појединачно за сваки бунар. Из дозвољеног годишњег градијента депресије $\Delta S_{\text{doz./god.}}$, врши се одређивање дозвољене критичне улазне брзине у бунаре. Самим тим, одређивање вредности дозвољеног годишњег градијента депресије, треба да омогући управљање бунарима и извориштем у целини.

Суштина одређивања ове вредности има техно-економски значај. Да би бунари радили у режиму који ће смањити процесе колмирања, улазне брзине треба да буду прилагођене оксидо-редукционим условима у зони бунара. Одређивањем

дозвољеног годишњег градијента требало би да се смањи учесталост регенерација.

На основу великог броја података за бунаре са хоризонталним дренажним београдског изворишта подземних вода извршена је анализа годишњег пораста депресија између бунара и пијезометара, $\Delta S_{\text{doz./god}}$. Pušić и Dimkić (2012.-2013. године, непубликовани материјал), детаљно анализирају старе бунаре на београдском изворишту, односно оне бунаре којима није извршена замена дренажа. Ови аутори анализирају везу између E_h (mV) и пораста локалних хидрауличких губитака у зони дренажа (LHR) услед колмирања бунара гвожђем, које изражавају у форми дозвољеног годишњег повећања депресије $\Delta S_{\text{doz./god}}$. За групу бунара са хоризонталним дренажним, који служе за поређење са одабраним бунарима на извориштима Трновче, Кључ и дренажним бунарима система Ковин-Дубовац, усвојена је величина $\Delta S_{\text{doz./god}} < 0,35 \text{ m/god}$. Гранична вредност од $0,35 \text{ m/god}$ за годишњи градијент депресије значи да сем испуњења критеријума филтрационе стабилности, бунари морају да раде у режиму који ће локалне хидрауличке губитке одржавати испод захтеване вредности.

На основу овог постављеног критеријума срачунате су **критичне дозвољене улазне брзине** у бунаре са хоризонталним дренажним (слика 7.8). На слици 7.8 приказан је дијаграм зависности критичних дозвољених улазних брзина од редокс-потенцијала бунарске воде $v=f(E_h)$. Поред везе са редокс-потенцијалом као критеријум су унети и критеријуми дозвољених улазних брзина који обезбеђују филтрациону стабилност прифилтраске зоне. За дијаграм на слици 7.8 узети су критеријуми филтрационе стабилности према модификованом критеријуму Sichard-а и критеријум Kovacs-а, као најстрожији критеријуми.



Слика 7.8: Дозвољене улазне брзине у дренаже код бунара на београдском изворишту подземних вода срачунате на основу критеријума филтрационе стабилности и критеријума дозвољеног годишњег градијента депресије (Пушић и Димкић 2013, непубликовани материјал)

Овај дијаграм (слика 7.8) узет је као основа за упоређење и одређивање дозвољених критичних улазних брзина у бунаре на извориштима Кључ и Трновче, односно у бунаре дренажног система Ковин-Дубовац (слика 7.9).

На основу података везаних за критеријуме филтрационе стабилности линија тренда има следећу формулу:

$$\ln(v) = 0.4300913061 * \ln(Eh) - 9.018166827 \quad (7.17)$$

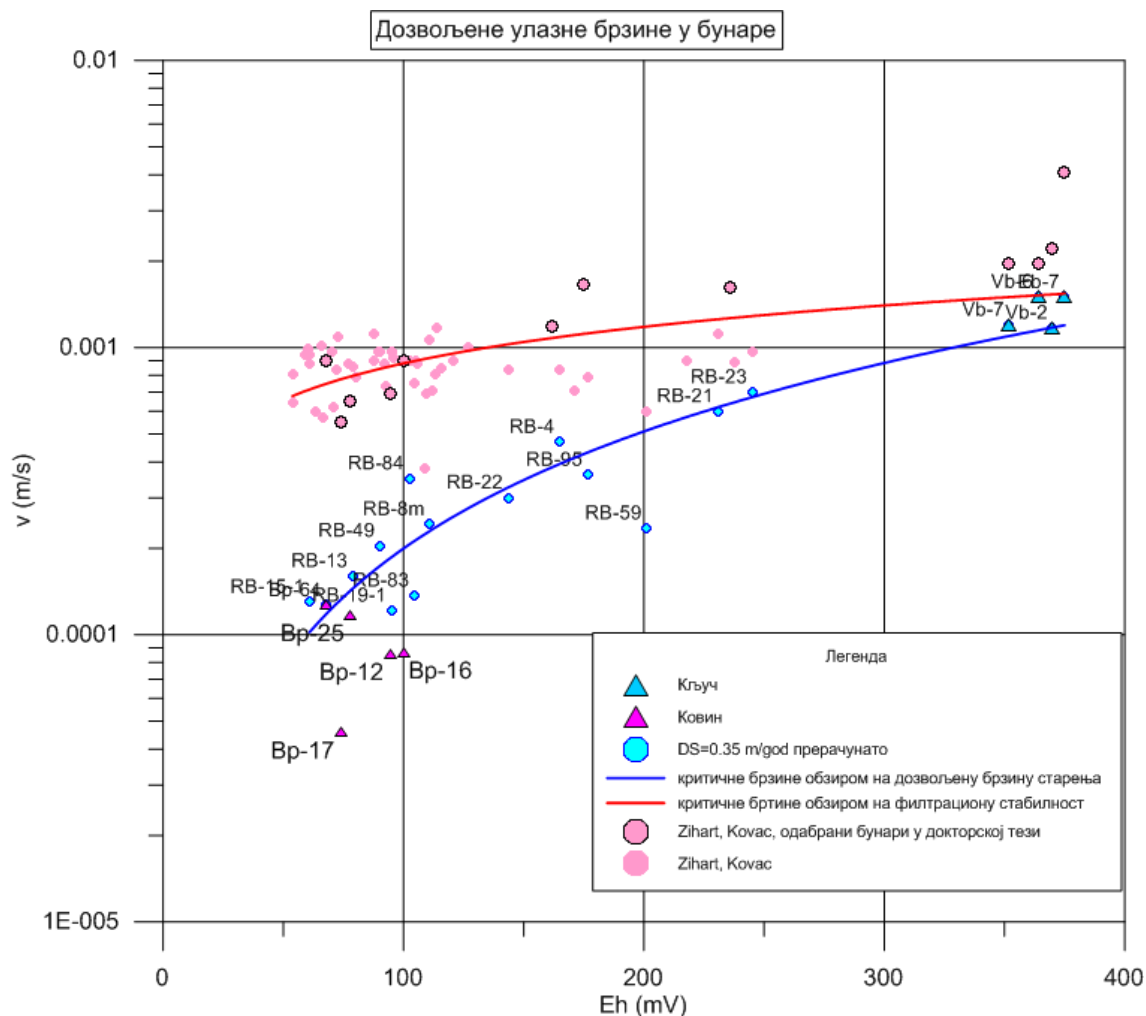
док линија тренда добијена за критеријум критичних брзина обзиром на дозвољену брзину старења има формулу:

$$\ln(v) = 1.350434525 * \ln(Eh) - 14.75601284 \quad (7.18)$$

а коефицијент корелације износи $R^2 = 0.885652$

Као први корак у одређивању дозвољених критичних улазних брзина, за одабране бунаре са три локације које се обрађују у докторској дисертацији, извршена је анализа просечних улазних брзина у бунаре у зависности од ефективног пречника зрна (слика 7.6). Такође је анализирана зависност просечних улазних брзина и редокс потенцијала Eh (слика 7.7).

Вредност дозвољене годишње промене депресије ($\Delta S_{\text{doz./god.}} < 0,35\text{m/god.}$) може се посматрати условно за бунаре на подручјима истраживања обрађеним у овој тези (слика 7.9). Тако на бунарима изворишта Кључ, где је средина оксична, где нема гвожђа у подземној води, па самим тим ни ризика од колмирања оксидима и хидроксидима гвожђа, допуштена промена депресије, између бунара и блиског пијезометра, на годишњем нивоу може бити већа од 0,35 m/god (све док бунари испуњавају критеријуме филтрационе стабилности). Ови критеријуми важе за бунаре Vb-6 и Eb-7. Бунар Vb-7, као последњи бунар у низу уз Велику Мораву (слика 4.2.8 у потпоглављу 4.2), требало би да задовољава строжији критеријум (дозвољену критичну брзину са аспекта старења) пре свега ради спречавања дотицаја воде из залеђа која је богатија нитратима али истовремено и спречавања потенцијалног пескарења бунара. Издашност овог бунара требала би да се смањи на просечних 35 l/s. За бунар Vb-2, дозвољена улазна брзина у бунар блиска је просечној улазној брзини, односно бунар би требало одржавати са капацитетом црпења до 12 l/s (слика 7.9). Бунар Eb-7 има константну издашност од 30 l/s. Опремљен је аутоматским мерачем протицаја и нивоа и не показује знаке старења, те може задовољити блаже критеријуме и остати при експлоатацији од 30 l/s.



Слика 7.9: Дозвољене улазне брзине у бунаре на локацији изворишта Кључ, самоизливним бунарима Ковин-Дубовца и дренове код бунара на београдском изворишту подземних вода.

Насупрот изворишту Кључ, бунарима на Трновчу одређивање дозвољене годишње промене депресије не може да се изврши с обзиром да су и статички нивои подземне воде у филтрима. Одређивање дозвољене улазне брзине у бунаре у садашњим условима експлоатације није реална и постављени услови у вези дозвољене годишње депресије не могу се применити. Сам критеријум дозвољене годишње промене депресије у случају изворишта Трновче при тренутним условима рада изворишта не може се поставити. У условима контакта кисеоника и подземних вода са повишеним садржајем гвожђа колмирање је брзо, чак и при малим протицајима бунара. Примењене мере регенерације нису постигле значајније ефекте, па почетно стање за дефинисање пораста локалних

хидрауличких губитака одражава тренутно стање читавог изворишта. Услед продубљивања корита Велике Мораве (Поглавље 4) отежано је прихрањивање издани из реке што додатно погоршава стање на изворишту. За проблем изворишта Трновче мора се наћи ново решење (вештачким попуњавањем резерви подземних вода, извођењем нових бунара другачијег типа конструкције).

Дренажни бунари система Ковин-Дубовац, чија издашност зависи од режима површинских вода Дунава, према тренутним условима рада имају знатно ниже улазне брзине и налазе се у зони сигурности и према критеријумима филтрационе стабилности и према критеријумима спречавања колмирања (слика 7.9).

Дијаграм зависности $v=f(Eh)$ на слици 7.9 указује на још један закључак. Линија тренда провучена кроз критеријуме филтрационе стабилности показује одређену зависност од Eh . Објашњење је највероватније везано за чињеницу да крупнији гранулометријски састав (пре свега хемијски стабилни шљункови) имају мање садржаје гвожђа од ситнозрних седимената (пескова и глина). Како редокс-потенцијал расте, тако се линија дозвољених улазних брзина са аспекта очувања филтрационе стабилности и линија дозвољених улазних брзина са аспекта смањења колмирања приближавају једна другој. Теоретски у крупним, геохемијски стабилним шљунковитим седиментима при високим вредностима редокс потенцијала (у високо оксичним срединама) улазне брзине у бунаре требале би да задовоље само критеријуме филтрационе стабилности.

8. ЗАКЉУЧАК

Предмет докторске дисертације био је утврђивање старења бунара који каптирају алувијалне издани различитог степена оксичности. Циљ дисертације усмерен је на изучавање проблема колмирања бунара у плитким алувијалним изданима, обзиром да се највеће количине воде за водоснабдевање у Србији експлоатишу управо из алувијалних средина.

Истраживања су извршена на одабраним бунарима регионалних изворишта Трновче и Кључ у алувиону Велике Мораве, односно на одабраним дренажним бунарима система Ковин-Дубовац. Поређење добијених резултата са наведених локација извршено је са публикованим резултатима везаним за бунаре са хоризонталним дренажним београдског изворишта подземних вода.

Да би се испитали процеси старења бунара и нарочито процес колмирања примењен је мултидисциплинаран приступ. У првом кораку одређен је степен оксичности средине на основу хемијских параметара (концентрација раствореног кисеоника, нитрата, двовалентног гвожђа и мангана и сулфата, односно вредности редокс потенцијала). Добијени резултати упоређени су са резултатима бактериолошких анализа како би се добила додатна потврда степена оксичности средине. Постојеће методе су модификоване у циљу потпунијег дефинисања услова који владају у бунарима. Следећи корак односио се на дефинисање врсте, типа и карактеристика формираних талога у бунарима који захватају подземне воде различитог степена оксичности. Детаљном анализом и применом различитих метода утврђени су минерали који чине неоргански део исталожен унутар бунарских конструкција. Снимања скенирајућим микроскопом омогућила су увид у родове гвожђевитих бактерија које катализују процес таложења. Након дефинисања степена оксичности средине и услова формирања талога у бунарима извршена је обрада података везаних за хидрауличке параметре који показују процес старења бунара. Закључци истраживања су наведени по целинама које су обрађене у овој тези.

1. Резултати одређивања степена оксичности средине

- Регионално извориште Кључ карактеристично је по захватању оксичних подземних вода. Вредности раствореног кисеоника, високе вредности редокс потенцијала и одсуство гвожђа у подземним водама, условаљавају да се као преовлађујући редокс процес јави редукција O_2 (81% анализираних узорака). Издваја се зона микролокације бунара Vb-2 са његовим блиским пијезометром где се врши паралелна редукција O_2 -Mn(IV) као последица локално повећаног садржаја мангана у седименту, док је у једном узорку одређена паралелна редукција нитрата и мангана. Геохемијске карактеристике седимената у директној су вези са дефинисаним редокс-процесима. У односу на остала подручја истраживања, извориште Кључ карактеристично је по повећаном садржају нитрата у подземној води. Гвожђевите бактерије јављају се претежно у бунару Vb-2 и његовом блиском пијезометру, где користе манган за метаболичке процесе уместо гвожђа.
- Регионално извориште Трновче карактеристично је по мешању аноксичних подземних вода са повећаним садржајем гвожђа и кисеоника из надизданске зоне. На изворишту Трновче 66% анализа подземних вода указује на мешање оксично-аноксичних подземних вода, од чега 55% као преовлађујући редокс процес показује редукцију O_2 -Fe(III)/ SO_4 . У мањем броју узорака јавља се паралелна редукција гвожђа и мангана (11%). Аноксичну редокс категорију показује 25% узетих узорака, примарно као редукцију Fe(III)/ SO_4 , углавном у периоду дужег искључења објеката из рада. Мерења редокс потенцијала на изворишту Трновче показују веће осцилације добијених вредности које зависе и од режима рада бунара. Подаци добијени мерењима у блиским пијезометрима показују да је зона мешања оксичних и аноксичних вода проширена значајно изван водозавхвата што доприноси брзом колмирању објеката, прифилтерске зоне и средине аквифера. Горњи делови филтера налазе се у изнад зоне издани.

Ниски статички и динамички нивои (у бунарским филтрима), последица су смањеног дотицаја из Велике Мораве као и самог режима рада објекта.

- Хемијске анализе и обраде података показују да на подручју ковинске депресије бунари каптирају аноксичне подземне воде (100% обрађених анализа). Као преовлађујући процес јавља се редукција Fe(III)/SO₄. Ниске вредности редокс потенцијала у подземној води, просечна вредност E_h износи око 70 mV, потврђују да се бунарима захватају аноксичне подземне воде. Сулфиди су анализирани у 16 анализа и те анализе су могле да буду детаљније разматране. У 12 анализа (од наведених 16) процес је детерминисан као редукција гвожђа Fe(III), док је у 4 анализе доказано да се паралелно одвијају процеси редукције гвожђа и сулфата изражено кроз редукцију Fe(III)-SO₄ (што чини 7% од укупно узетих анализа). Зона бунара Вр-19 са његова два пијезометра издваја се по редукцији мангана. Подземне воде овог бунара карактеришу веће вредности редокс потенцијала и мале вредности раствореног гвожђа. Постојање сулфато-редукујућих бактерија у великом броју узорак подземне воде такође показује да је подземна вода са подручја Ковин-Дубовац знатно нижег степена оксичности у односу на изворишта Трновче и Кључ. На основу добијених резултата и искустава са других локација, уградња пупми највероватније би пореметила природне хидрогеохемијске услове што би потенцијално изазвало колмирање унутар бунара.

2. Резултати одређивања места колмирања, типа формираних талоба и степена њихове кристализације

Да би се извршило упоређивање талоба формираних у бунарима изворишта Трновче, односно у изливним цевима дренажних бунара Ковин-Дубовца, додатно су анализирали узорци из одабраних бунарима са хоризонталним дренажима београдског изворишта (одабрани су бунари са црним зрнастим талозима и бунари у чијим дренажима се формирају наслаге визуелно сличне талозима из

Трновча) како би се утврдиле разлике у минералошком и хемијском саставу талога из средина различитог степена оксичности.

Бунарски талози су испитани са аспекта утврђивања хемијског састава, морфолошких и кристалографских карактеристика. Укупно је испитано 17 бунарских талога. Талози формирану у бунарима на изворишту Трновче (узорци из 6 бунара) поређени су са анализама талога из дренажа бунара са београдског изворишта подземних вода (9 бунара), док је талог формиран у самоизливној цеви бунара из Ковина (1 узорак) упоређен са талогом формираним у дренажном бунару са подручја Книћанин-Чента (1 узорак). На изворишту Кључ где нема раствореног гвожђа у подземној води а средина је оксична, таложење није било ни очекивано.

У појединим бунарима дренажног система Ковин-Дубовац, на контакту аноксичних подземних вода које се дренажују бунаром и кисеоника из ваздуха долази до одлагања гвожђе оксихидроксида унутар самоизливне цеви. У таквим случајевима не колмира се бунарски филтер већ самоизливна цев бунара. Појава се дешава када се самоизливне цеви нађу изнад коте воде у дренажним каналима.

Бунари на изворишту Трновче се брзо колмирају. Формирану талог у року до годину дана потпуно покрије корпу пумпе и смањи потисне цевоводе до те мере да су чишћења неопходна. Бунари са изворишта Трновче ушли су четврту фазу колмирања којом је захваћена и шира зона око бунара (прифилтарска зона и зона ка блиском пијезометру).

Анализе талога из бунара са изворишта Трновче показују да:

- у условима постојања зоне мешања оксичних и аноксичних вода, као доминантан талог на бунарским филтрима, у потисним цевоводима и на корпама пумпи, се јавља гвожђе-оксихидроксид ниског степена кристалације (претежно ферихидрит $\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) и манганови оксихидроксиди такође ниског степена кристалације. Само у бунару Вп-8а одређено је присуство гетита.

- је формирање талоба последица хемијске оксидације али и активности бактерија које катализују процесе. На изворишту Трновче хемијска оксидација је брза. Гвожђевите бактерије талобе оксихидроксиде око својих тела, борећи се на тај начин за изворе хране са хемијском оксидацијом
- при истој вредности рН=7,1, промене у вредности раствореног кисеоника (повећање са 0,3 на 0,6 mg/l) двоструко смањују потребно време за хомогену хемијску оксидацију (са 240 минута на 120 минута). Брзина хомогене хемијске оксидације у бунарима Трновча при високим концентрацијама раствореног кисеоника може износити неколико минута.

Анализе талоба из бунара са осталих испитиваних локација показују да:

- је у аноксичним срединама удео оксихидроксида мангана у талобу до 1 %
- су талози у дренама бунара београдског изворишта вишег степена кристализације него талози са Трновча. У четири узорка одређени су талози гвожђе-сулфида.
- узорак талоба из дрена бунара Rb-48 са београдског изворишта представља коегзистенцију метастабилног тиоспинела гвожђа, греигеита Fe_3S_4 , берналита $Fe(OH)_3$, моноклиничног сумпора S_8 , заједно са гетитом $\alpha-FeOOH$.
- се у талобу бунара Rb-3m, јавља сидерит $Fe(CO)_3$ заједно са гетитом и греигеитом, који указују на аноксичну средину.
- су узорци из талоба бунара Rb-7 дрена III и Rb-4 талози ферихидрита и гетита.
- је талог из самоливне цеви бунара на Ковину (Bp-12) гвожђе-оксихидроксид ниског степена кристализације
- узорак из бунара Книћанин-Ченте (B-5) поред гвожђа садржи сумпор (220 mg/kg) што указује да је средина редуктивнија
- ниско кристализовани ферихидрит (узорци из бунара Bn-9G, Rb-7III, Bp-12) има значајно веће концентрације адсорбованог арсена (755-1315 mg/kg) – анализе ICP уређајем, у односу на талобе у којима се јавља гетит као оксид гвожђа већег степена кристализације

Старији талози, вишег степена кристализације, теже се уклањају и захтевају примену агресивних мера које могу да оштете бунарску конструкцију. Одабир поступака регенерације и њихова учесталост зависе од: врсте талоба, њиховог степена кристализације и брзине формирања.

Талози на филтерској конструкцији и ван ње у прифилтарској зони, могу бити различитог степена кристализације, пре свега као последица слабијег чишћења прифилтарске зоне бунара.

3. Резултати прорачуна локалних хидрауличких губитака, њихове кинетике и одређивања дозвољених улазних брзина у бунаре

Колмирање проузрокује блокирање отвора на филтру и смањење порозности прифилтарске зоне, а тзв. „паразитски“ хидраулички губици на филтру се повећавају током времена. Ови паразитски губици представљају променљиви део укупних локалних хидрауличких губитака LHR. Мера за кинетику колмирања бунара је кинетика (брзина) промене локалних хидрауличких губитака.

Примењене методе за дефинисање паразитских губитака и њихове кинетике развијене су на београдском изворишту подземних вода. Добијени резултати за промену паразитских губитака на дренажним бунарима београдских бунара служили су као еталон за истраживања спроведена на вертикалним бунарима

- Истраживања на водозахватним бунарима уз Велику Мораву на изворишту Кључ, показују да су локални хидраулички губици мали. Бунари у приобаљу Велике Мораве имају капацитете и до 10 пута веће него на изворишту Трновче. Капацитети ових бунара се не смањују током времена у односу на почетне издашности а депресије су последица протицаја бунара (није запажен значајнији развој паразитских губитака S''). Општи закључак је да оксично извориште Кључ, није угрожено процесима биохемијског колмирања.

- Бунари на изворишту Трновче показују брз пораст локалних хидрауличких губитака након извршене регенерације (за просечну издашност око 5 l/s). Као најлошији бунар од свих испитиваних бунара, са највећом брзином пораста локалних хидрауличких губитака, издваја се бунар Вп-5.
- Бунари дренажног система Ковин-Дубовац имају мале порасте локалних хидрауличких губитака. Мала издашност ових бунара (око 2 l/s) директно је у вези са ниским водостајима Дунава, са којима је издан у хидрауличкој вези, и радом црпних станица које одржавају нивое у дренажним каналима. Ови самоизливни бунари при тренутним условима рада имају мали ризик од колмирања.

Брзина којом вода улази у бунаре представља значајан фактор за развој процеса колмирања.

- Мерене улазне брзине у бунаре углавном се налазе у зони дозвољених брзина према различитим критеријумима филтрационе стабилности. Изузетак чине бунари са изворишта Кључ (Vb-6 и Vb-7) који се налазе нешто изнад зоне сигурности према критеријумима модификованог Sichert-a и Kovacs-a, али задовољавају остале блаже критеријуме.
- Сам услов филтрационе стабилности није једини и довољан за очување дуготрајности објеката и спречавања колмирања. Критеријуми дозвољених улазних брзина треба да обезбеде филтрацину стабилности прифилтарске зоне бунара, али и да обезбеде дуготрајност водозавхвата са аспекта смањења брзине колмирања.
- Дозвољена улазна брзина мора бити прилагођена хидрогеохемијским условима односно условима оксичности средине. Овај критеријум у тези је дефинисан као $\Delta S_{\text{doz/god.}}$, што представља максимално дозвољено годишње повећање депресије између бунара и његовог блиског пијезометра, које зависи од оксидо-редукционих услова у зони бунара.
- За високо оксичне средине (извориште Кључ) критеријуми за улазне брзине у бунаре приближавају се критеријумима обезбеђења филтрационе стабилности. Да би се спречила евентуална појава суфозије издашност

бунара (Vb-6 и Vb-7) треба да се смањи и да буде у складу са пројектованим оптималним капацитетом.

- Код аноксичних средина строжији критеријуми везани за оксидо-редукционе карактеристике средине добијају већи значај. У оваквим срединама да би се спречило колмирање гвожђем улазне брзине у бунаре морају бити испод улазних брзина дефинисаних за критеријуме филтрационе стабилности. При тренутним условима рада самоизливних бунара на подручју Ковин-Дубовац ризик од колмирања је мали. Ови бунари тренутно имају улазне брзине у зони сигурности према свим постављеним критеријумима. Уколико би се црење повећало инсталирањем пумпи, ризик од колмирања био би повећан.
- За извориште Трновче, које је угрожено интензивним процесима колмирања, морају се применити нова решења. Предлажу се учестале физичко-хемијске регенерације, најмање једном годишње, уз примену савремених хемијских средстава која растварају талог (и ферихидрит и гетит) а немају негативних последица на конструкције (не може се примењивати хлороводонична киселина). Ове регенерације су неопходне у тренутним условима који владају на изворишту. У дугорочном погледу морају се наћи решења за вештачко попуњавање резерви подземних вода, како би се спречило формирање редокс-фронта унутар водопријемних делова бунара. Нови бунари које надлежни водоводи планирају да буше, не могу се радити са малим пречницима бунарских конструкција, са ситима и са кратким таложницима. Бунаре би требало бушити реверсном методом а конструкције морају бити од материјала отпорног на корозију.

Такође, неопходна је стриктна контрола експлоатације шљунка и песка на целом току реке Велике Мораве како би се спречило даље продубљивање корита. Контролом експлоатације овог ресурса спречила би се даља угрожавања алувијалних изворишта у моравском алувиону.

Недостатак континуалног мониторинга хемијског и микробиолошког састава, односно режима рада бунара и режима подземних вода на нашим извориштима

представља озбиљан проблем. Да би се подземним водама рационално и интегрално управљало адекватан мониторинг мора бити приоритет надлежних водовода. Сваки бунар и пијезометар треба да буду укључени у систем мониторинга. Спровођењем континуалног мониторинга могуће је дати оцену брзине колмирања, одређивање најповољнијег времена за регенерацију објеката као и предлог мера регенерација којима ће се постићи најбољи резултати.

Добијени резултати могу да имају примену у различитим областима: водоснабдевања, наводњавања, одводњавања и експлоатације субгеотермалне енергије. Сама та чињеница показује да будућа истраживања треба проширити на друге локације и хидрогеохемијске средине како би се процес колмирања и старења бунара додатно изучио.

ЛИТЕРАТУРА

1. Abramov C.K. (1952): *Methods of calculation and selection of filters for drilled wells*, Moscow
2. Alekin A.O. (1953): *Osnovi gidrohimiji*, Hidrometeoizdat., Lenjingrad, p.296
3. Андрић В., Виловски С. (1987): Процеси старења бушених бунара за потребе водоснабдевања на простору САП Војводине и могућност њихове ревитализације, *Зборник реферата IX Југословенског симпозијума о ХГ и ИГ*, Приштина
4. Андрић В., Теодосијевић З. (2001): *Приручник за регенерацију објеката*, Удружење за технологију вода и санитарно инжењерство, Београд
5. Appelo C.A. J, Drijver B., Hekkenberg R. and M. de Jonge (1999): Modeling In Situ Iron Removal from Ground Water, *Groundwater*, Vol 37 No.6, pp 811-817.
6. Appelo and D. Postma (2005): *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. Balkema Publishers, Leiden, The Netherlands. 2005. 2nd ed. Hardcover, pp. 649
7. Applin K. R and N. Zhao (1989): The kinetics of Fe(II) oxidation and well screen encrustation, *Groundwater*, Vol 27, No.2 , March-April 1989
8. Бабац П, Бабац Д. (2005): *Београдско извориште подземних вода, бунари са хоризонталним дренажима*, Valby International, Београд
9. Бабић-Младеновић М., Петковић С., Јеремић Ј.(2009): Морфолошки и псамолошки процеси на Великој Морави, *Управљање водним ресурсима Србије 09*, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“ Београд, стр. 183-195
10. Varbič, F. F. and D.M. Bracilović (1974): Iron and manganese bacteria in Ranney Wells. *Water Research* 8. 895-898.
11. Барбич Ф., Савић И. (1985): Прилог познавању популације и екологије гвожђевитих и манганских бактерија у изданима СР Србије. *Гласник природњачког музеја у Београду*, В-40
12. van Beek, C.G.E.M. and W.F. Kooper (1980): The clogging of shallow discharge wells in the Netherlands river region. *Groundwater* 18 (6) 578-586.
13. van Beek, C.G.E.M. and D. van der Kooij (1982): Sulfate reducing bacteria in groundwater from clogging and non-clogging wells in the Netherlands' river region. *Groundwater* 20 (3) 298-302.

14. van Beek C.G.E.M (2010): Cause and prevention of clogging of wells abstracting groundwater from unconsolidated aquifers, PhD theses, Vrije Universiteit, p.224
<http://dare.uvu.nl/bitstream/handle/1871/16371/dissertation.pdf;jsessionid=4DF34B0DA02BE44F16674AF81ADD8BA0?sequence=1>
15. van Beek C.G.E.M (2012): *Cause and prevention of clogging of wells abstracting groundwater from unconsolidated aquifers*, KWR Water cycle reserach institute series, IWA Publishing
16. Борели М (1967): Подземна вода у зони аерације третирана једначинама струјања воде у нестационарним срединама, *Семинар Биланс подземних вода*, Институт „Јарослав Черни“, посебна издања, Београд
17. Борели-Здравковић Ђ., Раденковић З. (2003): Нитрати у подземним водама ширег подручја изворишта „Кључ 1“ за водоснабдевање Пожаревца, *Зборник радова 32. Југословенске конференције „ВОДА 2003“*, Југословенско друштво за заштиту вода и Српско друштво за заштиту вода, Златибор 3-6 јун 2003., стр.357-360
18. Boreli-Zdravković Đ. and M. Damjanović (2007): State and problems of using alluvial water in Great Morava valley, *Proceedings Regional IWA conference on Groundwater management in the Danube river basin and other large river basins, 7-9 June 2007*, „Jaroslav Černi“ Institute for the development of water resources, Belgrade, p. 201-208
19. Borch T., Kretzschmar R., Kappler A., Cappellen van P., Ginder-Vogel M., Voegelin A and K. Campbell (2010): Biogeochemical Redox Process and their impact on Contamination Transport, *Envir. Sci.Technol.* 2010, 44, 15-20.
20. van Veen W. L., Mulder E. G. and M.H. Deinema (1978): The *Sphaerotilus-Leptothrix* group of bacteria. *Microbiol. Rev.* 42, 329–356.
21. Vrobleskey D.A., Bradley P.M. and F.H. Chapelle (1996): Influence of electron donor on the minimum sulfate concentration required for sulfate reduction in a petroleum hydrocarbon-contaminated aquifer. *Envir. Sci.Technol.* 30, no.4:1337-1381
22. Вуковић М, Соро А. (1982): Проблеми регенерације и заштите постојећег изворишта Штранд новосадског водовода, *Воде Војводине*, Нови Сад

23. Вуковић М., Бабац Д., Борели Ђ., Костић З., Пушић М. (1985): Анализа узрока промене издашности београдског изворишта подземних вода на делу ушћа реке Саве-Остружница, током експлоатације, *Зборник радова – Снабдевање Београда водом у ближој и даљој будућности*, Београд
24. Вуковић М., Пушић М. (1986): Филтрационе деформације и стабилност тла, Посебно издање Института за водопривреду “Јарослав Черни”, књига 31, Београд
25. Vuković M. and A.Soro (1990): *Hydraulics of water wells*, Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA. p.354
26. Vuković M. and A.Soro (1992): *Hydraulics of water wells, theory and application*, Water Resource Publications, Littleton, Colorado
27. Вуковић М., Соро А. (1995): Хидраулика бунара, Теорија и пракса, Посебна издања, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“, Београд
28. Вукчевић Г. Караклић З., Дамњановић Н. (1997): Основни приступ испитивању гвожђевитих и манганских бактерија код снабдевања подземном водом, *Зборник радова „Подземне воде као изворишта“* Удружење за технологију воде и санитарно инжењерство, Београд
29. Gavrilko V.M (1968): *Filtry vodozabornykh, vodopozizitelnykh i gidrogeologicheskikh skvazhin*, Moscow
30. Gavrilko V.M and V.S.S Alekseev (1985): *Water wells screen*, Publishing House Nedra, Moscow, p. 300-304.
31. Gabrielli C., Maurin G., Poindessous G. and R.Rosset (1999): Nucleation and growth of calcium carbonate by an electrochemical scaling process, *J.Crystal Growth* 200(1-2):236-250.
32. Grim R. (1953): *Clay Mineralogy*, McGraw-Hill Book Company, Inc., New York
33. Ghiorse, W.C (1986): Biology of Leptothrix, Gallionella, and Genothrix—relationship to plugging, in Cullimore, D.R., ed., *International symposium on biofouled aquifers, prevention and restoration*, November, 1986, Proceedings: American Water Resources Association, p. 97-108.
34. Davidson W. and G. Seed (1983): The kinetics of the oxidation of ferrous iron in synthetic and natural waters, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, v. 47, p. 67-79.

35. DBI (2004): Biological Activity Reaction Test – BART, *User Manual*, Drycon Bioconcepts Inc., Saskatchewan, Canada
36. Димитријевић Н. (1988): *Хидрохемија*, Рударско-геолошки факултет, Београд
37. Димкић М., Кецкаревић Д. (1990): Квантификација пречишћавајућих потенцијала издани подземне воде као физичко-биохемијског реактора, *Зборник радова Југословенског друштва за хидрауличка истраживања*, X Савјетовање, Сарајево 1990, стр. 467-479.
38. Димкић М. (2005): Могућности примене површинске вештачке инфилтрације у процесу припреме воде за пиће, Докторска дисертација, Грађевински факултет, Универзитет у Београду, Београд
39. Димкић М. (2007а): *Самопречишћавајући ефекти филтрације подземних вода*, Задужбина Андрејевић, Београд
40. Dimkić M., Stevanović Z. and D. Đurić (2007b): Utilization, Protection and Status of groundwater in Serbia, *Proceeding of IWA Specialist Groundwater Conference*, 7-9 June, Belgrade, p.83-103
41. Димкић М., Пушић П. (2008): Препоруке за пројектовање бунара узевши у обзир колмирање гвожђем на основу искуства београдског изворишта, *Грађевински календар*, Vol.40, стр.430-496
42. Dimkić M., Brauch H. J. and M. Kavanaugh ed. (2008b): *Groundwater Management in Large River Basins*, IWA, 702.p
43. Dimkić M., Pušić M., Majkić-Dursun B and V. Obradović (2011a): Certain Implications of Oxidic Conditions in Alluvial Groundwater, *Water Research and Management*, Journal of Serbian Water Pollution Control Society, Vol.1 No.2 p. 27-45.
44. Dimkić M., Pušić M., Vidović D., Isailović V., Majkić B. and N.Filipović (2011b): Numerical model assessment of radial well ageing, *J.Comput. Civ.Eng.*, 25(1), 43-49
45. Dimkić M., Pušić M., Obradović V., Đurić D. (2011b): Several natural indicators of radial well ageing at belgrade groundwater source. Part 2, *Water Sci. Technol.* 2011; 63 (11):2567-74 22049750

46. Dimkić M., Pušić M., Vidovic D., Petković A. and Đ. Boreli-Zdravković (2011г): Several natural indicators of radial well ageing at the Belgrade groundwater source, part 1. *Water Sci. Technol.* 2011;63 (11):2560-6 22049749
47. Dimkić M., Pušić M., Obradović V. and S. Kovačević (2011д): The Effect of Certain Biochemical Factors on Well Clogging Under Suboxic and Mildly Anoxic Conditions, *Proceedings of IWA Specialist Groundwater Conference*, 08-10 September 2011, Belgrade, Serbia, p. 225-230.
48. Димкић М. (2012а): Процеси у алувијалним подземним водама и њихов значај, *Зборник радова ХИВ Српског хидрогеолошког симпозијума са међународним учешћем*, Златибор 2012., Рударско-геолошки факултет, Београд, стр. 5-11.
49. Dimkić M. (2012b): Importance of aerobic state of aquifers for groundwater use, *International Conference Global water problems*, Nakdong River International Water Week 2012., South Korea, p 71-79
50. Ding M., De Jong B.H.W.S., Roosendaal S. J. and A. Vredenberg (2000): XPS studies on the electronic structure of bonding between solid and solutes: Adsorption of arsenate, chromate, phosphate, Pb^{2+} , and Zn^{2+} ions on amorphous black ferric oxyhydroxide, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 64, No. 7, p. 1209–1219
51. Драгишић В. (1997): *Општа хидрогеологија*, Рударско-геолошки факултет, Београд
52. Driscoll F.G. (1989): *Groundwater and wells*, St.Paul, MN:Johnson
53. Ђурић Д, Јевтић Г., Миловановић М. и Б. Радић (2009): Анализа притисака и утицаја подводне експлоатације угља рудника „Ковин“ на подземне воде, *Конференција „ВОДА 2009“*, Златибор, стр. 7-13
54. Elis D. (1918): *Iron bacteria, organisms and their indentification*, reprint Merchant Books, 2006.
55. Emerson D. (2000): Microbial oxidation of Fe(II) and Mn(II) at circumneutral pH. In: *Environmental Microbe-Mineral Interactions*. Lovley DR (ed) ASM Press, Washington, DC, p 109-144
56. Ehrlich H.L. (2002): *Geomicrobiology*, Geomicrobiology of iron. In: Ehrlich, H.L. (Ed.), *Geomicrobiology*. Marcel Dekker, Inc. New York, NY, pp.345-428.

57. Ikomonov L. (1958): Formulaes pour le des eaux souterraines par puits a drains filtrants, *Le Genie civil*. No.5
58. Истомина В.С. (1957): *Фильтрационна устојчивост грунтов*, Москва
59. Јевтић Г. и М. Зорић (2012): Хидрогеолошки модел пројектованог подводног рудника угља Ковин, *Зборник радова са ХИВ Српског хидрогеолошког симпозијума са међународним учешћем*, Златибор 2012., Рударско-геолошки факултет, стр. 271-275.
60. Jurgens B. C., P. B. McMahon, F. H.Chapelle and S. M. Eberts (2009): An Excel Workbook for Identifying Redox Processes in Ground Water, U.S. Geological Survey Open-File Report 2009–1004. <http://pubs.usgs.gov/of/2009/1004/>
61. Johnson E.E. (1972): *Groundwater and wells*, 2nd Ed., Universal Oil Products Co., Saint Paul, Minnesota
62. Јосиповић Ј. и А. Соро (2012): *Подземне воде Војводине*, Монографија, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“ Београд
63. Калуђеровић Д. (1997): Приказ израде математичког модела на потезу Трновче –Милошевац-Лозовик у циљу одређивања експлоатационог капацитета изворишта за потребе водоснабдевања Велике Планае, <http://www.advancegwt.com/doc/1997.pdf>
64. Kappler A. and K. Straub (2005): Geomicrobiological Cycling of Iron, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 2005 v. 59 no. 1, p. 85-108
65. Kappler. A, B. Schink and D. K. Newman (2005): Fe(III) mineral formation and cell encrustation by the nitrate-dependent Fe(II)-oxidizer strain BoFeN1, *Geobiology* 3, 4, pp. 235-245
66. Kovacs G. and L. Ujfaludi (1983): Movement of fine grains in the vicinity of well screens, *Hydrological science – Journal – des Sciences Hydrologiques*, 28, 2, 6/1983
67. Коматина М (1976): *Хидрогеологија Шумадије*, Расправе Завода за геолошка и геофизичка истраживања, Београд
68. Kostić N., Dangić A. and M. Jakovljević (2002): Geochemistry of iron in soils of Vojvodina, Šumadija and Northern Pomoravlje, *Proceedings for Natural Sciences*, Matica Srpska, Novi Sad, No. 103, 17—28, 2002

69. Krstić N. (1990): The Holocene in the Vojvodina section of the Danube and Tisza valleys (Yugoslavia), *Stud.geomorph.Carp.*, vol 24. Krakov.
70. Лазих М. (2004): *Методе разраде и регенерације бунара*, Рударско геолошки факултет Београд
71. Larroque F. and M. Franceschi (2011): Impact of chemical clogging on de-watering well productivity: numerical assessment, *Environmental Earth Sciences* 64(1):119-131
72. Larson T.E. and R. V. Skold (1958): Laboratory Studies Relating Mineral Quality of Water to Corrosion of Steel and Cast Iron, 1958 Illinois State Water Survey, Champaign, IL pp. [43] — 46: ill. ISWS C-71
73. Ласкарев В. (1951): О стратиграфији квартарних наслага Војводине, *Геол.ан.Балк.пол.*, књига 20, Београд
74. Lehman R. (2001): *Desinfection, Sterilization and Preservation*, (Ed. Block S.), Lippincott Williams & Wilkins, USA, p. 459-474.
75. Madigan M, Martinko J., P. Dunlap and D.Clark (2005): *Brock: Biology of microorganisms*, 20th ed., Pearson International Edition
76. Мајкић-Дурсун Б., Радановић Ј. and П.Војт (2011): Measurement of Characteristic Parameters of Wells Related With Its Aging, *1st Danube - Black Sea Regional Young Water Professionals Conference „Innovations in the Field of Water Supply, Sanitation and Water Quality“*, 14-15 June 2011, Bucharest, Romania, p. 20-26
77. Мајкић-Дурсун Б., Поповић Љ., Миолски Д., Анђелковић О. (2012а): Ефекти промене режима подземних вода на изворишту „Трновче“ у периоду 2010-2011., *Зборник радова, 14. српски симпозијум о хидрогеологији са међународним учешћем*, 17.-20. мај 2012., Златибор стр. 87-91
78. Мајкић-Дурсун Б., Поповић Љ., Миолски Д., Анђелковић О. (2012б): Утицај опадања нивоа подземних вода на процесе старења водозахватних објеката на примеру изворишта „Трновче“, *Водопривреда*, Вол. 44, Но. 4-6, стр. 256-272
79. Малешевић М., Каленић Љ., Карајлић Љ., Сердар Р. (1979): Тумач за ОГК лист Пожаревац, Савезни геолошки завод, Београд

80. Mann, S., Sparks, N. H. C., Frankel, R. B., Bazylinski, D. A, and H. W. Jannasch (1990): Biomineralisation of ferrimagnetic greigite (Fe_3S_4) and iron pyrite (FeS_2) in a magnetotactic bacterium, *Nature (London)*, 343:258.
81. Марковић-Марјановић Ј. (1971): Доњи плеистоцен Подунавља са *Equus cf. süssenborenensis (Srbija)*- VII конг.геол. СФРЈ, књига 1, Загреб
82. Marković T., Ilijanić N., Miko S., Larva O. and Ž. Brkić (2011): Effect of clay content on Fe, Mn-adsorption in overbank sediment of Požega valley, *EUROCLAY 2011*, Book of abstracts, Antalya: Dumat Ofset, p 446-446
83. Martin S. (2003): Precipitation and Dissolution of iron and manganese oxides, Chapter 4: in *Environmental Catalysis* (Ed. V.H.Grassian) CRC Publishing, Boca Raton
84. Матић И., Вујасиновић С. и А. Дангић (2002): *Загађеност Дунава, наноса и приобалних подземних вода као последица успора Берданске акумулације*, Рударско – геолошки факултет, Београд
85. Mendizibal I., Stuyfzand P. and A. Wiersma (2011): Hydrochemical system analysis of public supply well fields, to reveal water –quality patterns and define groundwater bodies: The Netherlands, *Hydrogeology Journal* 19:83-100
86. Menz C. (2011): Impact of well operation on iron related clogging in unconsolidated quartarnary aquifers in Berlin, Germany, *Proceeding of IWA specialist groundwater conference*, 8-10 September, 2011. Belgrade, Institute „Jaroslav Černi“ p. 215-224.
87. Milašinović Z. (2004): *Upojni bunari u vodosnabdjevanju*, Građevinski fakultet, Sarajevo, p.150
88. Милојевић Б.Ж. (1951): Долина Велике Мораве, *Зборник радова САНУ*, књига XV, Географски институт, књига 3, Београд
89. Миолски Д. (2013): Заштита и комплексно коришћење вода фраетске издани на примеру изворишта Трновче, Мастер рад, Шумарски факултет, Београд
90. Морозов Э. А, В.А. Мерции (1979): Соодужение и эксплуатация водозаборных скважин, Будивелник, Киев

91. Mortimer, R.J.G., Coleman, M.L., Rae J.E., (1997) : Effect of bacteria on the elemental composition of early diagenetic siderite: implications for palaeoenvironmental interpretations, *Sedimentology* 44:759–765
92. McMahon, P.B and F.H Chapelle (2008): Redox processes and water quality of selected principal aquifer systems, *Ground Water*, Vol.46, No.2, p 259-271
93. Обрадовић В., Мајкић-Дурсун Б., Петковић А., Димкић М. (2012): Прилог познавању природе окера и придружених талога, Зборник радова Конференција „ВОДА 2012“, Дивчибаре, Српско друштво за заштиту вода, стр. 359-364
94. Oddo J.E. and M.B. Tomson (1992): Scale Control, Prediction and Treatment Or How Companies Evaluate A Scaling Problem and What They Do Wrong, *CORROSION/92*, Paper No. 34, (Houston, TX:NACE INTERNATIONAL 1992)
95. Pavelic P., Vanderzalm J. Dillon P., Herczeg A., Barry K., Levett K., Mimose J and P. Magarey (2007): *Assessment of the Potential for Well Clogging Associated with Salt Water Interception and Deep Injection at Chowilla, SA*, CSIRO, Water for a Healthy Country Flagship Report Series
96. Park B. and B.A. Dempsey (2005): Mechanisms of Heterogeneous Oxidation of Fe(II) on Ferric Oxide at Neutral pH, *Environ. Sci. Techn.* 39(17):6494-6500.
97. Pedersen, H. D., Postma, D., and R. Jakobsen (2006): Release of arsenic associated with the reduction and transformation of iron oxides, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Volume 70, Issue 16, August 2006, Pages 4116-4129
98. Pietraru V. (1982): Rapport general sur less crepines et filtres des puits, *International Symposium on hydraulic problems of ground water drainage*, AIRH, Gornji Milanovac, prevod Vuković M.
99. Postma D. and R. Jakobsen (1996): Redox zonation: Equilibrium constraints on the Fe(III)/SO₄-reduction interface, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.60, No.17, pp-3169-3175.
100. Posfai M., Buseck P. R., Bazylinski D. A. and R. B. Frankel (1998): Iron sulfides from magnetotactic bacteria: Structure, composition and transitions. *Am. Mineral.* 83, 1469–1481

101. Poulton, S.W., M.D. Krom and R. Raiswell (2004): A revised scheme for the reactivity of iron (oxyhydro)oxide minerals towards dissolved sulfides. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68, 3703-3715.
102. Пушић М., Соро А. и Р. Чешновар (1993): Потенцијална изворишта на левој обали Дунава-Сектор Ковин-Дубовац, *Зборник радова 14. југословенског саветовања „Водовод и канализација“*, Котор
103. Пушић М., Опарушић И., Ђурић Д. (2012): Хидродинамичка анализа коегзистенције регионалног изворишта и рудника угља у Ковинској депресији, *Зборник радова са ХИВ Српског хидрогеолошког симпозијума са међународним учешћем*, Златибор 2012., Рударско-геолошки факултет, стр.459-463.
104. Ракић М. (1978): Основна геолошка карта 1:100 000 лист Бела Црква, Редакција карте: Савезни геолошки завод 1979., Београд
105. Раденковић З., Борели-Здравковић Ђ. (2003): Узроци наглог погоршавања квалитета воде изворишта „Кључ 1“, *Зборник радова 32. Југословенске конференције „ВОДА 2003“*, Југословенско друштво за заштиту вода и Српско друштво за заштиту вода, 3-6 јун 2003. Златибор, стр.361-366
106. Раденковић З., Борели-Здравковић Ђ. (2005): Систем заштите изворишта „Кључ“ града Пожаревца: фаза реализације објекта, *Зборник радова 34. Југословенске конференције „ВОДА 2005“*, Југословенско друштво за заштиту вода и Српско друштво за заштиту вода, 7-10 јун 2005. Копаоник, п.449-456
107. Radenković Z., Boreli-Zdravković Đ. and V. Zuber-Radenković (2007): Effects of urgent measures implemented to protect the Ključ groundwater source, *Proceedings Regional IWA conference on Groundwater management in the Danube river basin and other large river basins*, 7-9 June 2007, „Jaroslav Černi“ Institute for the development of water resources, Belgrade, p. 291-297
108. Radović T., Grujić S., Dujaković N., Radišić M., Vasiljević T., Petković A., Dimkić M. and M. Laušević (2012): Pharmaceutical residues in the Danube River Basin in Serbia - a two-year survey, *Water Sci. Technol.* 2012; 66(3):659-65

109. Reed S.J.B (2005): *Electron Microprobe Analysis And Scanning Electron Microscopy In Geology*, 2nd. Ed., Cambridge University Press
110. Rickard D. T. (1969): The microbiological formation of iron sulphides. *Stokholm Contrib. Geol.* 20, 49–66.
111. Rickard D. and G.W. Luther III (2007): Chemistry of iron sulfides, *Chem. Rev.* 107, 514-562
112. Roden E. E, Sobolev D., Glazer B. and G. W. Luther III (2004): Potential for Microscale Bacterial Fe Redox Cycling at the Aerobic-Anaerobic Interface *Geomicrobiology Journal*, 21, pp 379–391.
113. Roden, E. E., and D. Emerson (2007): Microbial metal cycling in aquatic environments. In C. J. Hurst, D. Lipson, R. Crawford, J. Garland, A. Mills, and L. D. Stezenbach (eds.). *Manual of Environmental Microbiology*, 3rd Edition, pp. 540-562. American Society for Microbiology, Washington, DC.
114. Ryznar J.W (1944): A new index for determinating amount of calcium carbonate scale formed by a water. *Journal of American Water Works Association.*, April 1944.
115. Ryu J-H., Dahlgren R., Gao S and K.Tanji (2004): Characterization of redox processes in shallow groundwater of Owens Dry Lake, California, *Environ.Sci.Technol.* 2004, 38, 5950-5957
116. Sawyer C.N. and P.L. McCarty (1967): *Chemistry for Sanitary Engineers*, 2nd ed. McGraw – Hill: New York
117. Sigg L. (2000): Redox Potential Measurements in Natural Waters: Significance: Concepts and Problems, in: *Redox: Fundamentals, Processes and Application* (ed. Schuring J., Schulz H.D., Fisher W.R., Bottcher J and W.H.M Duijnsveld), Springer-Verlag Berlin and Heidelberg GmbH and Co, 276 p.
118. Sichert W. (1928): *Method of stabilization of drilling wells*, Springer, Berlin
119. Смаилагић Ј., Савовић А., Нешић Д., Миленковић М., Нешић С. (2011): Климатолошка анализа лета 2011. године за Србију, *Сезонски билтен*, Републички хидрометеоролошки завод Србије, Београд
120. Smith and Comeskey (2010): *Sustainable wells: Maintenance, Problem prevention and rehabilitation*, CRC CRC Lewis Publishers, p 291.

121. Sretenović M., Radosavljević P. and M. Babić-Mladenović (2004): The program of monitoring, measurements and analysis of the effects of “Djerdap I” and “Djerdap II” reservoirs on the environment from 1980 to 2003 - General results, *Proceedings of international conference BALWOIS 2004*, Ohrid, FYR Macedonia
122. Stiff Jr. H.A. and L.E. Davis (1952): A Method For Predicting The Tendency of Oil Field Water to Deposit Calcium Carbonate, *Pet. Trans. AIME* 195;213
123. Стевановић П., Маровић М., Димитријевић В. (1992): *Геологија квартара*, Научна књига, Београд
124. Стевановић З. (2011): *Менаџмент подземних водних ресурса*, Рударско-геолошки факултет, Београд
125. Стојадиновић Д. (1997): *Хидрогеолошке карактеристике Великоморавског басена*, Задужбина Андрејевић, п.92
126. Stumm, W. and J.J. Morgan (1996): *Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, 1022p.
127. Stuyfzand PJ (1993) Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. PhD Thesis, VU University Amsterdam, Amsterdam, 366 pp. <http://dare.uvu.vu.nl/handle/1871/12716>.
128. Stuyfzand P. (2007): Naar een effectivere diagnose, therapie en preventie van chemische put- en drainverstopping., *H₂O*, 40 (8):44-47
129. Sung W. and J. J. Morgan (1980): Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems. *Environ. Sci. Technol.* 14: 561-568.
130. Sherman D.M and S. R. Randall (2003): Surface complexation of arsenic(V) to iron(III) (hydr)oxides: Structural mechanism from ab initio molecular geometries and EXAFS spectroscopy, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 67, No. 22, pp. 4223–4230
131. Schwertmann U. and E. Murad (1983): Effect of pH on the formation of goethite and hematite from ferrihydrite, *Clays and Clay Minerals*, Vol. 31, No. 4, 277-284, 1983.
132. Schwertmann, U. and H. Fechter (1994): The formation of green rust and its transformation to lepidocrocite, *Clay Miner.*, 29, 87

133. Tadesse, B. (1997): Iron and Manganese oxides in the soil-water environments, PhD theses, Department of Chemistry, Brunel University, <http://bura.brunel.ac.uk/handle/2438/6624>
134. Tamura H., Goto K., and M. Nagayama (1976): The effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in natural solutions. *Corrosion Sci.* 16:197-207
135. Tiedje J.M (1988): Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium, in: *Biology of Anaerobic Microorganisms*, ed. A.J.B. Zehnder, John Wiley & Sons, New York, p.179-244
136. Timmer H., Verdel J.D. and A.G. Jongmans (2003): Well clogging by particles in Dutch well fields, *J.Am. Water works Assoc.*, 95(8):112-118.
137. Fernando G.W.A.R and R.K.N Surangane (2009): Development of acid sulphate soils in Nilwala flood protection area, Matara, Sri Lanka., *Journal of geological Society of Sri Lanka*, Vol. 13 (2009), 71-82.
138. Fehlmann H. (1949): Horizontale Bohrungen in Lockergestainen, *Schweiz. Bauzeit*, No.23/24
139. Ford R. (2002): Rates of hydrous ferric oxide crystallization and the influence on coprecipitated arsenate, *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36, 2459-2463
140. Fortin T.D. and S. Langley (2005): Formation and occurrence of biogenic iron-rich minerals, *Earth-Science Reviews* 72, pp 1–19.
- 141.** Forward P.D. (1994) Control of iron biofouling in submersible pumps in the Woolpunda Salt, Interception Scheme in South Australia, *Proc. of Water Down Under 94*, The Institution of Engineers, Australia, Vol. 2, pp.169-174.
142. Frankel R. and D.A. Bazylinski (2003): Biologically Induced Mineralization by Bacteria, in: Patricia M. Dove, James J. De Yoro, and Steve Weiner (Eds.), *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, Vol. 54, Mineralogical Society of America, Washington, D.C., USA, xiii + 381 p.
143. Fredrickson J. K., Zachara J. M., Kennedy D. W., Dong H., Onstott T. C., Hinman N. W. and S.-M. Li (1998): Biogenic iron mineralization accompanying the dissimilatory reduction of hydrous ferric oxide by a groundwater bacterium, *Geochim. Cosmochim. Acta*, 62, 3239-3257
144. Freez R.A. and J.A. Cherry (1979): *Groundwater*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New York

- 145.Hajer S. (2007): Microbial mediators of the sulfure, nitrogen and iron cycles in freshwater ecosystems, PhD these, Radboug Univesiteit Nijmegen
- 146.Hallbeck, L. and K. Pedersen (1995): Benefits associated with the stalk of *Gallionella ferruginea*, evaluated by comparison of a stalk-forming and a non-stalk-forming strain and biofilm studies in situ, *Microbial Ecology* 30, 257-268
- 147.Hallberg R. and F.G. Ferris (2004): Biomineralization by *Gallionella*, *Geomicrobiol.J.* 21, 325-330
- 148.Harder E.C. (1919): Iron-depositing bacteria and their geologic relations, United States Geological Survey, *Professional Papers 113.*, p.89
- 149.Hauck, G. and R. Novak (1987). "Interaction of Flow and Incrustation in the Roman Aqueduct of Nîmes." *J. Hydraul. Eng.*, 113(2), 141–156. doi: 10.1061/(ASCE)0733-9429(1987)113:2(141)
- 150.Хацић Е. (2007): Вертикални бунар у екстремно пропусним порозним срединама са слободним нивоом, *Водопривреда* 0350-0519, 39 (2007) 228, стр.143-148
- 151.Houben G. (2000): Genesis, ageing and chemical removal of well incrustation: in *Applied Mineralogy in Research, Economy, Technology, Ecology and Culture*, vol. II (ed. by D. Rammlmair *et al*) (Proc. Sixth Int. Congr. Appl.Mineral., ICAM2000 Goettingen), 803-806. Balkema, Rotterdam, The Netherlands.
- 152.Houben, G. (2001). Well ageing and its implications for well and piezometer performance, *Impact of Human Activity on Groundwater Dynamics* (Proceedings of a symposium held during the Sixth IAHS Scientific Assembly at Maastricht, The Netherlands, July 2001). IAHS Publ. no. 269, 2001. pp 297-230.
- 153.Houben, G. (2003). Iron oxide incrustations in wells—Part 1: Genesis, mineralogy and geochemistry. *Applied Geochemistry* 18, no. 6: 927–939.
- 154.Houben, G. (2004) Modeling the buildup of iron oxide encrustations in wells. *Ground Water* 42, no.1, pp. 78–82.
- 155.Houben G. and C.Treskatis (2007): *Water Well Rehabilitation and Reconstruction*, The McGraw-Hill Companies, p 391.

- 156.Houben G. (2010): Spatial distribution of incrustation around a water well after 38 year of use. *Ground Water* 48(1): 53-58; Westerville (NGWA)
- 157.Clarke F. and I.Barnes (1969): Corrosion and Encrustation in tube wells on the Indus Plains, West Pakistan, Geological Survey, Water Supply Paper, 1608-L, Washington USA, <http://pubs.usgs.gov/wsp/1608l/report.pdf>
- 158.Chan C.S., De Stasio G., Welch S.A., Girasole M., Frazer B.H., Nesterova M.V., Fakra S. and J.F.Banfield (2004): Microbial polysaccharides template assembly of nanocrystal fibers. *Science* 303, 1656– 1658.
- 159.Chapelle, F. H., P. B. McMahon, N. M. Dubrovsky, R. F. Fujii, E. T. Oaksford, and D. A. Vroblesky (1995): Deducing the Distribution of Terminal Electron-Accepting Processes in Hydrologically Diverse Groundwater Systems, *Water Resour. Res.*, 31(2), 359–371, doi:10.1029/94WR02525
- 160.Chapelle, F.H., Haack, S.K., Adriaens, P., Henry, M.A., and Bradley, P.M., (1996): Comparison of Eh and H₂ measurements for delineating redox zones in a contaminated aquifer: *Environm. Sci. and Techn.*, v. 30, no. 12, p. 3565-3569, doi:10.1021/es960249.
- 161.Chapelle F.H, J.E. Landmayer and P.M Bradley (2000): Identifying the Distribution of Terminal Electron-accepting Processes (TEAPS): in Groundwater Systems, in *Workshop of Monitoring Oxidation-Reduction Processes for Ground water restoration*,(ed. Wilkin R., Ludwig R., Ford R.), Dallas Texas 2000, EPA/600/R-02/002, p 5-17.
- 162.Chapelle, F.H. (2001): *Ground-water Microbiology and Geochemistry*, John Wiley & Sons Inc., p. 477
- 163.Chapelle H.F, Landmayer J. and P.M. Bradley (2002): Identifying the distribution of terminal electron-accepting processes (TEAPs) in ground-water systems, in *Workshop on Monitoring Oxido-reduction Processes for ground-water Restoration*, Workshop summary Dallas Texas April 2000, Ed. Wilkin R, Ludwig R, Ford R., EPA/600/R-02/2002, EPA, USA (2002)
- 164.Chapelle F.H. (2003): Geochemistry of Groundwater, In: *Treatise on Geochemistry*, Ed. J.I. Drever, Ex. Ed. Heinrich D. Holland and Karl K. Turekian, Elsevier, Vol. 5, 10.1016/B0-08-043751-6/05167-7

165. Chapelle, H. F., Bradley P.M., Thomas, M.A., and P.B. McMahon (2009): Distinguish iron-reducing from sulfate - reducing conditions in groundwater systems; *Ground Water* Vol. 47, No.2, p. 300-305
166. Cornell, R. M. and U. Schwertmann (1996): *The Iron Oxides*, VCH Verlagsgesellschaft
167. Cornell R.M. and U. Schwertmann (2003): *Iron oxides: Structure, Properties, Reaction and Uses*, 2nd ed., WILEY-VCH Verlag GmbH&Co.KgaA, Weinheim
168. Costerton, J W., Cheng, K.-J., Geesey, G G., Ladd, T. I., Nickel, J. C , Dasgupta, M., et al, (1987): Bacterial biofilms in nature and disease. *Annual Review of Microbiology* 41,435-64.
169. Cullimore D.R. and A. McCann (1978): *The identification, Cultivation and Control of Iron related Bacteria in Ground Water*, Aquatic microbiology, Editors Skinner & Shewan, Academic press
170. Cullimore D.R. Ed.(1986): Think tank on biofilms and biofouling in wells and groundwater systems, *IPSCO 1986*, (ed. Cullimore D.R.), Publ.Regina water Reserach Institute, University of Regina, Canada
171. Cullimore D.R. (1999): *Microbiology of Well Biofouling*, CRC Press
172. Cullimore R. (2008): *Determination of Plugging and Corrosion risks in water wells of all types*, Water well rehabilitation workshop protocol 22608, Drycon Bioconcepts Inc., Saskatchewan, Canada
173. Dzombak, D.A. and F.M.M. Morel (1990): *Surface complexation Modeling – Hydrous Ferric Oxide*, Wiley, New York
174. Walter D. (1997): *Geochemistry and Microbiology of Iron-Related Well-Screen Encrustation and Aquifer Biofouling in Suffolk County, Long Island, New York*, Water-Resources Investigations Report 97-4032, USGS
175. Wangl Y. and H.W. Pepenguth (2000): *Kinetic modeling of microbial-driven redox chemistry of radionuclides in subsurface environments: coupling transport, microbial and geochemistry*
www.osti.gov/bridge/servlets/purl/755470-3PEIV2/.../755470.pdf
176. Wastal J. (2000): Geochemical equilibrium and interpretation of Eh, in *Workshop on Monitoring Oxido-reduction Processes for ground-water*

- Restoration*, Workshop summary Dallas Texas April 2000, Ed. Wilkin R, Ludwig R, Ford R., EPA/600/R-02/2002, EPA, USA (2002)
177. Weber A.K, Urrutia M. M., Churchill F.P., Kukkadapu K.R and E. E. Roden (2006): Anaerobic redox cycling of iron by freshwater sediment microorganisms, *Environmental Microbiology (1)*, pp.100–11
178. Weng L, Van Riemsdijk W.H., Hiemstra T. (2012): Factors controlling phosphate interaction with iron oxides. *J Environ Qual.* 2012 May-Jun;41(3):628-35.
179. Williams D.E. (1985): Modern techniques in well design, *J.AWWA.*77(9), 68-74

СТАНДАРДИ И РЕЧНИЦИ

180. ASTM D887 - 08 Standard Practices for Sampling Water-Formed Deposits, USA
181. International Union of Pure and Applied Chemistry (1993): Glossary for chemists of terms used in toxicology: Pure and Applied Chemistry, v. 65, no. 9, p. 2003-2122.
182. National Research Council (1994): Alternatives for ground water cleanup: Washington, D.C., National Academies Press, 315 p.
183. Priručnik: Voda za piće (1990): Standardne metode za ispitivanje higijenske ispravnosti, Savezni zavod za zdravstvenu zaštitu, NIP "Privredni pregled", Beograd.
184. SMEWW 21st Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater 21st Edition 2005 APHA, AWWA, WEF
185. U.S. Environmental Protection Agency (2009): Glossary of technical terms: U.S. Environmental Protection Agency, access date June 13, 2011.
186. U.S. Geological Survey (2010): VOC's in the nation's ground water--Glossary: U.S. Geological Survey, access date June 13, 2011.

ФОНДОВСКА ДОКУМЕНТАЦИЈА

187. Васић Н. (2004): Извештај о извршеним седиментолошко петролошким анализама, Фондовска документација Института „Јарослав Черни“
188. Водопривредна основа Републике Србије (2001), Министарство пољопривреде, шумарства и водопривреде – Републичка дирекција за воде, Београд
189. GeoAqua (2004): Елаборат испитивања бунара на изворишту Трновче водовода Смедеревска Паланка, Београд
190. GeoAqua (2008): Елаборат о регенерацијама бунара на извориштима „Сингер“ и „Трновче“ - Водовод Смедеревска Паланка, Београд
191. Геотехника (1976): Извјештај о изведби пробно експлоатационог бунара на подручју општине Велика Плана, Геотехника Загреб
192. Геозавод (1994): Елаборат о допунским хидрогеолошким истражним радовима на локацији Трновче, Београд
193. Геозавод (2001): Извештај о изради експлоатационог бунара Бн-8/2 у Трновчу, Београд
194. Геозавод Гемини (2005): Геоморфолошка карта Војводине
195. ГИС (2006): Елаборат о изведеним експлоатационим бунарима на изворишту „Трновче“ код Велике Плана, Геолошки институт Србије, Београд
196. ГИС (2011): Елаборат о резервама подземних вода на изворишту Трновче, - у припреми за штампу, непубликован материјал
197. Група аутора (1965): Основна геолошка карта 1:100 000 лист Панчево, Завод за геолошка и геофизичка истраживања (1962-1965), Редакција издања карте Савезни геолошки завод 1971., Београд
198. Енергопројект (1997): ППВ „Трновче“ Велика Плана, Идејни пројекат-хидрогеолошки део са математичким моделом, Књига 2, Енергопројект-Хидроинжењеринг, Београд
199. ИЈЧ (1986): Гвожђе и манган у алувиону доњег тока В. Мораве, резултати II-е етапе истраживања, Институт за водопривреду “Јарослав Черни”, Београд

- 200.ИЈЧ (1999): Експертиза о могућности проширења изворишта Кључ и програм потребних активности, Институт за водопривреду “Јарослав Черни”, Београд
- 201.ИЈЧ (2002): Елаборат о утицају пробног копа рудника Ковин на потенцијално извориште Ковин-Дубовац, Завод за водоснабдевање, канализацију и заштиту вода, Институт за водопривреду “Јарослав Черни”, Београд
- 202.ИЈЧ (2005): Студија заштите алувиона реке Велике Мораве, III фаза, Завод за водоснабдевање, канализацију и заштиту вода, Институт за водопривреду “Јарослав Черни”, Београд
203. ИЈЧ (2006): Претходна студија изводљивости изградње регионалног водоводног система Дубовац-Зрењанин-Кикинда, Завод за водоснабдевање, канализацију и заштиту вода, Институт “Јарослав Черни”, Београд
- 204.ИЈЧ (2007): Генерални пројекат уређења Велике Мораве, Завод за уређење водних токова, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“, Београд
- 205.ИЈЧ (2008): Студија београдског изворишта подземних вода, III Фаза, Књига 1- Стање и одржавање бунара, Институт “Јарослав Черни”, Београд
- 206.ИЈЧ (2010а): Стање и правци развоја Београдског изворишта подземних вода, Књига 2, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“, Београд
- 207.ИЈЧ (2010б): Студија старење бунара и одржавање објеката, Фаза I, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“, Београд
- 208.ИЈЧ (2010ц): Студија дефинисања процеса старења ради замене изведених дренажних бунара током експлоатације у приобаљу ХЕ „Ђердап“, Извештај за I фазу, Завод за хидрогеологију и изучавање режима подземних вода, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“ Београд
- 209.ИЈЧ (2010д): Студија "Алтернативна решења водоснабдевања становништва и индустрије у Војводини- Истраживања потенцијалних изворишта подземних вода на сектору Ковин-Дубовац и Дубовац-Банатска Паланка", Завод за водоснабдевање, канализацију и заштиту вода, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“, Београд

- 210.ИЈЧ (2011а): Студија старење бунара и одржавање објеката, Фаза II, Институт за водопривреду, „Јарослав Черни“ Београд
- 211.ИЈЧ (2011б): Студија дефинисања процеса старења ради замене изведених дренажних бунара током експлоатације у приобаљу ХЕ „Ђердап“, Извештај за II фазу, Завод за хидрогеологију и изучавање режима подземних вода, Институт за водопривреду, „Јарослав Черни“, Београд
- 212.ИЈЧ (2012): Студија старење бунара и одржавање објеката, Фаза III, Институт за водопривреду „Јарослав Черни“ Београд
- 213.Хидрозавод ДТД и ИЈЧ (1980): Студија прогнозе утицаја пробног ископа у лежишту угља Ковин на режим подземних вода
- 214.Рударски институт Београд (1981): Инвестициони програм изградње рудника угља површинског копа „Ковин“-Јужни Банат, за потребе ТЕ укупне снаге 600kW
- 215.Томић В. (2001): Студија о подземним водама водама изворишта Смедеревске Паланке у селу Трновче на основу израде експлоатационих бунара В-1, В-2, В-3, В-4 и В-5“, Рударско-геолошки факултет, Београд

WEB странице

216. <http://www.awwa.org/publications/standards.aspx>
217. <http://www.dbi.sk.ca/BARTs/Software.html>
218. <http://www.dbi.ca/BARTs/PDF/Manual.pdf>
219. <http://www.dbi.ca/Downloads.html>
220. <http://pubs.usgs.gov/of/2009/1004/>
221. <http://www.srbijavode.rs/>
222. <http://www.hidmet.gov.rs/podaci/agro/ciril/AGROveg2010.pdf>
223. <http://www.hidmet.gov.rs/podaci/agro/ciril/AGROveg2011.pdf>
224. http://www.hidmet.gov.rs/latin/meteorologija/klimatologija_produkti.php
225. <http://toxics.usgs.gov/definitions/aerobic.html>
226. <http://toxics.usgs.gov/definitions/anoxic.html>
227. http://www.cleanwells.de/en/2_e.html

БИОГРАФИЈА АУТОРА

БРАНКИЦА МАЈКИЋ (удато **Мајкић-Дурсун**), рођена је 29. априла 1980. године у Кикинди. Природно-математички смер гимназије завршила је у Кикинди 1999. године. У периоду од 1996.-1998. била је полазник Истраживачке станице Петница на одсеку биологије. Дипломирала је 2005. године на Рударско-геолошком факултету у Београду, Смеру за хидрогеологију, са просечном оценом 9,15. Током студирања у два мандата је бирана за студента продекана Рударско-геолошког факултета (2002.-2005.), године. Била је члан Већа студената продекана БУ 2003.-2005. године; члан Комисије Ректората БУ за израду Закона о студентском организовању - 2003. године; Члан Радне групе за реформу високог образовања 2003.-2005. године; Члан Радне групе за евалуацију и успешност студирања и запошљавања при Геолошком одсеку Рударско-геолошког факултета 2003. године; Члан Савета Београдског Универзитета, представник студената 2003.-2004. године; Члан Сталне комисије БУ за задужбине, фондације и фондове 2004. године; Члан Савета Рударско-геолошког факултета у периоду 2004.-2005. године. Новембра 2007. године уписала је Докторске студије из области хидрогеологије отворених структура на Рударско-геолошком факултету у Београду. Учествовала је у настави основних студија Рударско-геолошког факултета као сарадник на предмету Општа хидрологија – 2008. године.

Након дипломирања запослила се у Институту за водопривреду “Јарослав Черни” у Заводу за научно-истраживачки рад и информатику, где ради на научним и стручним пројектима везаним за хидрогеологију, хидрологију, биланс површинских и подземних вода и климатске промене. Изабрана је у звање истраживач-сарадник. Од 2006. до 2013. године учествовала је у четири међународна пројекта и четири пројекта финансирана од стране Министарства просвете, науке и технолошког развоја. До сада има 31 научни рад публикован у домаћим и иностраним часописима и зборницима радова. Коаутор је рада на SCI листи (M21) везаног за проблематику старења бунара: *Numerical Model Assessment of Radial-Well Ageing*, ASCE's Journal of Computing in Civil Engineering, Vol. 25, No. 1, pp. 43-49, January/February 2011.