

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA  
ODELEK ZA BIOLOGIJO

Sabina BLUMAUER

**PRIMERJAVA ZAČETNEGA IN VEČLETNEGA DELOVANJA  
EKOREMEDIACIJSKEGA OBJEKTA (ERM) ZA ČIŠČENJE  
ONESNAŽENEGA DOTOKA GLINŠČICE**

DIPLOMSKO DELO  
Univerzitetni študij

Ljubljana, 2010

UNIVERZA V LJUBLJANI  
BIOTEHNIŠKA FAKULTETA  
ODELEK ZA BIOLOGIJO

Sabina BLUMAUER

**PRIMERJAVA ZAČETNEGA IN VEČLETNEGA DELOVANJA  
EKOREMEDIACIJSKEGA OBJEKTA (ERM) ZA ČIŠČENJE  
ONESNAŽENEGA DOTOKA GLINŠČICE**

DIPLOMSKO DELO  
Univerzitetni študij

**COMPARISON BETWEEN THE INITIAL AND LONGTERM PERFORMANCE  
OF THE ECOREMEDIATION SYSTEM (ERM) FOR TREATMENT OF  
POLLUTED TRIBUTARY OF GLINŠČICA**

GRADUATION THESIS  
University studies

Ljubljana, 2010

Diplomsko delo je zaključno delo Univerzitetnega študija biologije. Opravljeno je bilo na podjetju za aplikativno ekologijo LIMNOS, d. o. o., in na Katedri za ekologijo in varstvo okolja Oddelka za biologijo Biotehniške fakultete v Ljubljani. Fizikalne in kemijske analize so bile izvedene v laboratorijih Centralne čistilne naprave Ajdovščina, analize strupenosti vode in sedimentov pa je izvajal Inštitut za fizikalno biologijo. Terensko delo je potekalo na ekoremediacijskem objektu v Podutiku v Ljubljani.

Temo in naslov diplomskega dela je odobrila študijska komisija Oddelka za biologijo. Za mentorico je imenovala doc. dr. Tjaša Griessler Bulc.

Komisija za oceno in zagovor:

Predsednik: doc. dr. Gorazd Urbanič  
Inštitut za vode Republike Slovenije, Ljubljana

Članica: prof dr. Alenka Gaberščik  
Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo

Članica: doc. dr. Tjaša Griessler Bulc  
Univerza v Ljubljani, Zdravstvena fakulteta, Oddelek za sanitarno inženirstvo

Datum zagovora: 12. 7. 2010

Diplomska naloga je rezultat lastnega raziskovalnega dela.

Podpisana se strinjam z objavo svoje naloge v polnem tekstu na spletni strani Digitalne knjižnice Biotehniške fakultete. Izjavljam, da je naloga, ki sem jo oddala v elektronski obliki, identična tiskani verziji.

Sabina Blumauer

**KLJUČNA DOKUMENTACIJSKA INFORMACIJA**

ŠD	Dn
DK	574.5 (497.4 Glinščica) (043,2)=163.6
KG	ekoremediacija/revitalizacija vodotoka/vegetacijski jarek/ <i>Phragmites australis</i>
AV	BLUMAUER, Sabina
SA	GRIESSLER BULC, Tjaša
KZ	SI – 1000 Ljubljana, Večna pot 111
ZA	Univerza v Ljubljani, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo
LI	2010
IN	PRIMERJAVA ZAČETNEGA IN VEČLETNEGA DELOVANJA EKOREMEDIACIJSKEGA OBJEKTA (ERM) ZA ČIŠČENJE ONESNAŽENEGA DOTOKA GLINŠČICE
TD	Diplomsko delo (Univerzitetni študij)
OP	XV, 89 str., 70 sl., 17 pregl., 5 pril., 76 ref.
IJ	sl
JI	sl/en
AI	Leta 2006 je na podlagi dokazane povečane strupenosti Glinščice Mestna občina Ljubljana (MOL) omogočila postavitev inovativnega ekoremediacijskega (ERM) sistema za čiščenje onesnaženega dotoka Glinščice. ERM-sistem sestavljajo usedalnik za usedanje delcev in umirjanje toka, čistilni jarek, zapolnjen z različnimi mešanici peska in zasajen z navadnim trstom ( <i>Phragmites australis</i> ) za aerobno in anaerobno čiščenje ter meandrirana in revitalizirana nova struga dotoka za dodatno čiščenje. Od aprila 2008 do marca 2009 smo na ERM-sistemu spremljali hidromorfološke, fizikalne in kemijske parametre vode, strupenost vode in sedimentov, produktivnost navadnega trsta ter vrstno sestavo rastlin ERM-sistema. Rezultate smo primerjali s stanjem v prvem (2006/2007) in drugem (2007/2008) letu obratovanja ERM-sistema ter ovrednotili učinkovitost zmanjševanja onesnažil glede na starost sistema. Ovrednotili smo tudi prispevek posameznih enot sistema k učinku čiščenja in prispevek ERM-sistema k večji biološki pestrosti območja. Ugotovili smo, da je bil v tretjem letu obratovanja pri odstranjevanju onesnaževal celoten sistem povprečno učinkovit za BPK <sub>5</sub> (9 %), organski dušik (24 %), amonijev dušik (7 %), nitrit (84 %), nitrat (68 %), celotni dušik (40 %), celotni fosfor (3 %). Čistilni jarek je bil učinkovit pri odstranjevanju amonijevega dušika (38 %), nitrita (91 %) in nitrata (63 %), meander pa pri odstranjevanju celotnega fosforja (10 %). Pri tem iztočne koncentracije omenjenih onesnaževal niso nikoli presegle mejnih vrednosti za izpuste z izjemo neraztopljenih in usedljivih snovi. ERM-sistem se je glede na začetno stanje v tretjem letu obratovanja v povprečju izkazal za bolj učinkovitega le pri zniževanju vrednosti nitrata in amonijevega dušika. Pri učinkovitem odstranjevanju onesnaževal s čistilnim jarkom se je kot bistveno izkazalo čiščenje usedalnika, saj je bil po opravljenih vzdrževalnih delih čistilni jarek za večino merjenih parametrov bolj učinkovit kot v prvem in drugem letu obratovanja. Raziskava je pokazala, da je ob rednem vzdrževanju kombinacija čistilnega jarka in meandrirane struge učinkovita in perspektivna tehnologija za zmanjševanje onesnaževal v dotoku Glinščice, ki jo lahko še izpopolnimo.

**KEY WORDS DOCUMENTATION**

ND Dn  
DC 574.5 (497.4 Glinščica) (043,2)=163.6  
CX ecoremediation/stream revitalisation/vegetated ditch/*Phragmites australis*  
AU BLUMAUER, Sabina  
AA GRIESSLER BULC, Tjaša  
PP SI – 1000 Ljubljana, Večna pot 111  
PB University of Ljubljana, Biotechnical Faculty, Department of Biology  
PY 2010  
TI COMPARISON BETWEEN THE INITIAL AND LONGTERM PERFORMANCE OF THE ECOREMEDIATION SYSTEM (ERM) FOR TREATMENT OF POLLUTED TRIBUTARY OF GLINŠČICA  
DT Graduation thesis (University studies)  
NO XV, 89 p., 70 fig., 17 tab., 5 epp., 76 ref.  
LA sl  
AL sl/en  
AB On the basis of demonstrated increased toxicity and pollution loads of the stream Glinščica Municipality of Ljubljana (MOL) in 2006 enable building of the innovative ecoremediation (ERM) system for treatment of the polluted tributary of Glinščica. The ERM system consists of the sedimentation pond for the deposition of coarse particles and reduction of current flow velocity, the vegetated ditch filled with different mixtures of sand, planted with common reed (*Phragmites australis*) for the aerobic – anaerobic treatment and meandered, revitalized stream bed of the tributary for the additional treatment. Hydro-morphological, physical and chemical parameters of the polluted tributary were monitored from April 2008 until March 2009, in addition to water and sediments' toxicity, common reed productivity and ERM system's plant diversity. The results were compared with the results from first (2006/2007) and second (2007/2008) year of system operation and the efficiency of pollutants removal in the older ERM system was evaluated with respect to the initial state. The contribution of each part of the system to the efficiency of water treatment and the contribution of the entire ERM system to the higher area's biodiversity were evaluated. The results showed efficient removal of BOD<sub>5</sub> (9 %), organic N (24 %), ammonia (7 %), nitrites (84 %), nitrates (68 %), total N (40 %) and total P (3 %) in the entire ERM system in the third year of operation. Vegetated ditch was efficient in removal of ammonia (38 %), nitrites (91 %) and nitrates (63 %) and meandered stream was efficient in removal of total P (10 %). With the exception of suspended and dissolved solids, pollutants concentrations at the end of the ERM system met the permitted levels for outflow. The results showed that the entire ERM system was more efficient in removal of nitrites and ammonia in the year 2008/2009 compared to previous year. Removal of sediments from the pond proved to be essential for efficiency of vegetated ditch, since the ditch reached higher efficiency for almost all parameters after maintenance work in the summer 2008. The research showed that the regularly maintained ERM system efficiently decreased pollutants in the tributary of Glinščica and that combination of vegetated ditch and meandered stream for this purpose is an adequate and promising technology that can be further developed.

## KAZALO

Ključna dokumentacijska informacija	III
Key words documentation	IV
Kazalo vsebine	VI
Kazalo slik	IX
Kazalo preglednic	XII
Kazalo prilog	XIII
Okrajšave in simboli	XIV
Slovarček	XV

## KAZALO VSEBINE

<b>1</b>	<b>UVOD .....</b>	<b>1</b>
1.1	ONESNAŽEVNJE VODOTOKOV NA OBMOČJU LJUBLJANE .....	1
1.2	NAMEN RAZISKAVE IN DELOVNE HIPOTEZE .....	2
<b>2</b>	<b>PREGLED OBJAV .....</b>	<b>3</b>
2.1	EKOSISTEM .....	3
2.2	EKOREMEDIACIJE.....	3
2.2.1	ERM-metode na onesnaženem dotoku Glinščice .....	4
2.3	REVITALIZACIJA VODOTOKOV .....	4
2.3.1	Meandrirana struga (meander) .....	5
2.3.2	Obrežno območje.....	5
2.4	NARAVNA MOKRIŠČA .....	6
2.5	GRAJENA VEČFUNKCIONALNA MOČVIRJA .....	6
2.5.1	Zadrževalni bazeni, lagunski sistemi .....	7
2.5.2	Rastlinske čistilne naprave (RČN).....	7
2.5.3	Čistilni vegetacijski jarki.....	9
2.6	ČISTILNI PROCESI V GRAJENIH MOČVIRJIH .....	10
2.6.1	Talni medij .....	10
2.6.2	Rastline.....	10
2.6.3	Mikrobi.....	12
2.6.4	Določanje učinkovitosti sistema za čiščenje vode.....	13
2.6.5	Odstranjevanje dušikovih spojin .....	14
2.6.6	Odstranjevanje fosforjevih spojin.....	16
2.6.7	Odstranjevanje neraztopljenih (suspendiranih) in usedljivih snovi .....	18
2.6.8	Odstranjevanje organskih snovi, BPK <sub>5</sub> in KPK .....	18
2.6.9	Pomen fizikalnih in kemijskih lastnosti vode pri čistilnih procesih .....	19
2.6.10	Hidrološke razmere.....	21
<b>3</b>	<b>METODE.....</b>	<b>22</b>
3.1	MESTO RAZISKAV .....	22
3.1.1	Lokacija.....	22
3.1.2	Opis ERM-sistema.....	23
3.1.3	Količina padavin in temperatura zraka na območju ERM-sistema .....	26
3.1.4	Strupenost vode in sedimentov na območju ERM-sistema.....	26
3.2	METODE SPREMLJANJA UČINKOVITOSTI ERM-SISTEMA.....	28
3.2.1	Spremljanje hidravličnih lastnosti ERM (pretok vode skozi ERM-sistem, nivo vodne gladine).....	28
3.2.2	Zadrževalni čas čistilnega jarka.....	28
3.2.3	Vrstna sestava rastlin v ERM-sistemu in računanje vegetacijskih indeksov .....	29
3.2.4	Ugotavljanje produktivnosti rastlinskega materiala .....	29
3.2.5	Spremljanje kakovosti vode .....	30
3.2.6	Primerjava treh let obratovanja ERM-sistema .....	31
3.2.7	Izračun učinkovitosti čiščenja oziroma odstranjevanja onesnaževal.....	31
3.2.8	Obdelava podatkov .....	31
<b>4</b>	<b>REZULTATI.....</b>	<b>32</b>
4.1	HIDRAVLIČNE LASTNOSTI SISTEMA .....	32
4.1.1	Pretok.....	32

4.1.2	Nivo vodne gladine .....	32
4.2	ZADRŽEVALNI ČAS ČISTILNEGA JARKA .....	33
4.3	VRSTNA SESTAVA RASTLIN V ERM-SISTEMU .....	34
4.3.1	Usedalnik.....	34
4.3.2	Čistilni vegetacijski jarek .....	35
4.3.3	Meander.....	36
4.4	PRODUKTIVNOST NAVADNEGA TRSTA.....	37
4.5	KAKOVOST VODE – REZULTATI FIZIKALNIH IN KEMIJSKIH MERITEV ..	41
4.5.1	Raztopljeni kisik .....	41
4.5.2	Nasičenost s kisikom.....	41
4.5.3	Temperatura vode .....	42
4.5.4	Specifična električna prevodnost (SEP).....	43
4.5.5	pH.....	43
4.5.6	Neraztopljene snovi .....	45
4.5.7	Usedljive snovi .....	46
4.5.8	Organski dušik ON .....	48
4.5.9	Amonijev dušik $\text{NH}_4^+$ - N .....	49
4.5.10	Nitritni dušik $\text{NO}_2^-$ - N .....	51
4.5.11	Nitratni dušik $\text{NO}_3^-$ - N .....	52
4.5.12	Celotni dušik TN.....	53
4.5.13	Celotni fosfor TP .....	55
4.5.14	Kemijska potreba po kisiku KPK .....	56
4.5.15	Biokemijska potreba po kisiku – $\text{BPK}_5$ .....	58
4.6	STATISTIČNE ANALIZE.....	60
4.6.1	ANOVA prirejena za ponavljajoče meritve (angl.: ANOVA for repeated measurements) .....	60
4.6.2	Pearsonov koeficient korelacija.....	60
4.6.3	U- test (Mann-Whitney test).....	61
<b>5</b>	<b>RAZPRAVA .....</b>	<b>62</b>
5.1	HIDRAVLICNE LASTNOSTI ERM-SISTEMA .....	62
5.1.1	Pretok .....	62
5.1.2	Nivo vodne gladine .....	62
5.2	ZADRŽEVALNI ČAS ČISTILNEGA JARKA .....	63
5.3	VRSTNA SESTAVA RASTLIN V ERM SISTEMU .....	63
5.4	PRODUKTIVNOST NAVADNEGA TRSTA.....	65
5.5	TEST STRUPENOSTI VODE IN SEDIMENTOV Z BAKTERIJO <i>Vibrio fischeri</i> (ISO 11348) .....	66
5.5.1	Test strupenosti vode .....	66
5.5.2	Test strupenosti sedimentov .....	66
5.6	KAKOVOST VODE.....	67
5.6.1	Raztopljeni kisik in nasičenost s kisikom .....	67
5.6.2	Temperatura vode .....	68
5.6.3	Specifična električna prevodnost – SEP .....	68
5.6.4	pH.....	69
5.6.5	Neraztopljene snovi .....	70
5.6.6	Usedljive snovi .....	71
5.6.7	Organski dušik – ON .....	71



5.6.8	Amonijev dušik $\text{NH}_4^+$ - N .....	72
5.6.9	Nitritni dušik $\text{NO}_2^-$ - N .....	73
5.6.10	Nitratni dušik $\text{NO}_3^-$ - N .....	74
5.6.11	Celotni dušik TN.....	75
5.6.12	Celotni fosfor TP .....	76
5.6.13	Kemijska potreba po kisiku – KPK .....	77
5.6.14	Biokemijska potreba po kisiku – $\text{BPK}_5$ .....	78
5.7	SKLEPI.....	79
<b>6</b>	<b>POVZETEK .....</b>	<b>81</b>
<b>7</b>	<b>VIRI.....</b>	<b>84</b>
7.1	CITIRANI VIRI.....	84
7.2	DRUGI VIRI.....	89

## KAZALO SLIK

Slika 1: Ortofoto posnetek lokacije ekoremediacijskega sistema (obrobjeno z rdečo) – usedalnika, pilotnega čistilnega jarka in meandrirane struge, ki se nahaja na območju zadrževalnika KO Glince v Podutiku (vir: Geopedia).....	22
Slika 2: Dotok Glinščice (na levi strani slike) in z njim povezan (desno) usedalnik ter s trstom zaraščen čistilni jarek. Fotografirano dolvodno dne 9. 7. 2009 (Vzdrževanje ..., 2009).....	24
Slika 3: Prikaz poglobljene obstoječe struge (na sliki levo), ki služi kot predusedalnik in s pregrado ločen zgrajen ERM-sistem. Posneto pozimi leta 2009 v času visokih vod (obilne padavine) (Vzdrževanje ..., 2009).....	24
Slika 4: Meandrirana struga pozimi, fotografirano dolvodno dne 26. 2. 2009. (Opomba: desno od meandrirane struge – ni vidno, se nahaja naravno močvirje) (foto.: Sabina Blumauer).....	24
Slika 5: Shema vzorčnih mest v ERM-sistemu (Vrbajnsčak, 2008). .....	28
Slika 6, 7: Pretok vode na iztoku 1 na ERM-objektu v letu 2008/2009 in (slika 7) povprečni pretoki in standardni odkloni na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1 ) v prvem, drugem in tretjem letu obratovanja ERM-sistema.....	32
Slika 8: Prikaz povprečnega nivoja gladine vode na odvzemnih mestih od dotoka do matične struge na ERM-objektu v prvem, drugem in tretjem letu obratovanja ERM-sistema.....	33
Slika 9: Spreminjanje električne prevodnosti v odvisnosti od časa na vseh merilnih mestih .....	34
Slika 10, 11: Masni indeks rastlinskih vrst, popisanih junija in julija 2008 v in ob usedalniku, in dejanska biomasa rastlinskih vrst v in ob usedalniku. Za oznako vrste glej preglednico 12. ....	35
Slika 12, 13: Masni indeks rastlinskih vrst, popisanih junija in julija 2008 v čistilnem jarku, in dejanska biomasa rastlinskih vrst v čistilnem jarku. Za oznako vrste glej preglednico 13.....	36
Slika 14, 15: Masni indeks rastlinskih vrst meandra, popisanih junija in julija 2008, in dejanska biomasa rastlinskih vrst meandra. Za oznako vrste glej preglednico 14.....	37
Slika 16, 17: Povprečne višine stebela navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečne višine trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006.....	37
Slika 18, 19: Povprečno število listov navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečnega števila listov trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006 .....	38
Slika 20, 21: Povprečne površine listov navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečne površine listov trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006 .....	38
Slika 22, 23: Listni indeksi (površina listov na m <sup>2</sup> ) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava listnega indeksa z rastno sezono 2007 in 2006.....	38
Slika 24, 25: Povprečne suhe mase stebela (g na rastlino) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečja rastne sezone 2008 s sezono 2007 in 2006 .....	39
Slika 26, 27: Povprečne suhe mase listov (g na rastlino) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečja rastne sezone 2008 s sezono 2007 in 2006 .....	39
Slika 28: Nadzemna biomasa navadnega trsta (g/m <sup>2</sup> ) v rastni sezoni 2008 v kvadrantu 1 in 2.....	40
Slika 29, 30: Primerjava nadzemne in podzemne biomase navadnega trsta ter suhe biomase korenin in rizomov v sezoni 2008.....	40
Slika 31, 32: Prikaz povprečnih koncentracij raztopljenega kisika na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih koncentracij raztopljenega kisika s prvim (2006/2007) in drugim (2007/2008) letom obratovanja ERM sistema .....	41
Slika 33, 34: Prikaz povprečnih nasičenosti s kisikom na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti s prvim in drugim letom obratovanja ERM-sistema.....	42
Slika 35, 36: Prikaz povprečnih temperatur vode na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti s prvim (06/07) in drugim (07/08) letom obratovanja ERM-sistema .....	42
Slika 37, 38: Prikaz povprečnih vrednosti specifične električne prevodnosti in standardnih odklonov na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti SEP med leti obratovanja ERM-sistema .....	43
Slika 39, 40: Prikaz povprečnih vrednosti pH na vzorčnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti med obratovalnimi leti .....	44
Slika 41: Prikaz vrednosti neraztopljenih snovi v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	45

Slika 42: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine neraztopljenih snovi v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	46
Slika 43: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine neraztopljenih snovi v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema.....	46
Slika 44: Prikaz vrednosti usedljivih snovi v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	47
Slika 45: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine usedljivih snovi v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	47
Slika 46: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine usedljivih snovi v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema.....	48
Slika 47: Prikaz vrednosti organskega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	48
Slika 48: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje organskega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	48
Slika 49: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine organskega dušika v prvih treh letih obratovanja.....	49
Slika 50: Prikaz vrednosti amonijevega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	49
Slika 51: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine amonijevega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	50
Slika 52: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine amonijevega dušika v prvih treh letih obratovanja.....	50
Slika 53: Prikaz vrednosti nitritnega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	51
Slika 54: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje nitritnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	51
Slika 55: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine nitrita v prvih treh letih obratovanja.....	52
Slika 56: Prikaz vrednosti nitratnega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	52
Slika 57: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje nitratnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	53
Slika 58: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine nitratnega dušika v prvih treh letih obratovanja.....	53
Slika 59: Prikaz vrednosti celotnega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	54
Slika 60: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje celotnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	54
Slika 61: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema pri zmanjševanju količine celotnega dušika v prvih treh letih obratovanja.....	55
Slika 62: Prikaz vrednosti celotnega fosforja po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	55
Slika 63: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje celotnega fosforja v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	56
Slika 64: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine celotnega fosforja v vodi v prvih treh letih obratovanja.....	56
Slika 65: Prikaz vrednosti KPK v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	57

Slika 66: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine KPK v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	57
Slika 67: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje KPK v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema .....	58
Slika 68: Prikaz vrednosti BPK <sub>5</sub> v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	58
Slika 69: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine BPK <sub>5</sub> v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.....	59
Slika 70: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje BPK <sub>5</sub> v prvih treh letih obratovanja .....	59

## KAZALO PREGLEDNIC

Preglednica 1: Osnovne karakteristike sistema (Idejna ..., 2005; 13) .....	24
Preglednica 2: Prikaz mesečnih padavin in povprečnih mesečnih temperatur ter padavin in povprečnih temperatur pet dni pred dnevom vzorčenja v tretjem letu obratovanja – 2008/2009 (podatki z merilne postaje Ljubljana Bežigrad). Tabela prikazuje dežne padavine. ....	26
Preglednica 3: Rezultati biotesta strupenosti vode po <i>Vibrio fischeri</i> . Prikazane so povprečne vrednosti inhibicije bioluminiscence <i>Vibrio fischeri</i> , izračunane iz 16 vzorcev za vsako vzorčno mesto. Višja vrednost predstavlja večjo strupenost oz. slabše stanje vode (Vzdrževanje ..., 2009). ....	27
Preglednica 4: Meritve strupenosti sedimenta z Basic Solid-Phase testom (Microtox™). Višja vrednost predstavlja manjšo strupenost oz. boljše stanje sedimentov (Vzdrževanje ..., 2009). ....	27
Preglednica 5: Datumi vzorčenja v tretjem letu obratovanja ERM-sistema .....	28
Preglednica 6: Petstopenjska lestvica za oceno zastopanosti vrste in povezanost masnega indeksa ter dejanske biomase .....	29
Preglednica 7: Seznam metod, standardov in aparatur, uporabljenih pri analizi vzorcev v laboratorijih Centralne čistilne naprave Ajdovščina v letih 2008 in 2009 (Vzdrževanje ..., 2009) .....	30
Preglednica 8: Datumi vzorčenja v prvem letu obratovanja ERM-sistema .....	31
Preglednica 9: Datumi vzorčenja v drugem letu obratovanja ERM-sistema .....	31
Preglednica 10: Prikaz posameznih vrednosti nivoja vodne gladine na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009. Zaradi zablatenja vzorčnih mest manjkajo podatki na v. mestu 1 za avgust in na v. mestu 3 za junij. Manjka tudi meritev na iztoku 1 v marcu. ....	32
Preglednica 11: Specifična električna prevodnost v posameznih delih ERM-sistema po dodatku 50 % koncentracije kuhinjske soli na dotočno mesto dne 13. 7. 2009. Zaradi zamašitve začetnega dela čistilnega jarka na prvem vzorčnem mestu ni meritev. ....	33
Preglednica 12: Seznam rastlinskih vrst usedalnika na ERM-sistemu Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008. Vrste, označene z *, so uspevale v usedalniku (v vodi). ....	34
Preglednica 13: Seznam vrst v čistilnem jarku ERM-sistema Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008. ....	35
Preglednica 14: Seznam vrst meandra na ERM-sistemu Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008. ....	36
Preglednica 15: Parametri produktivnosti navadnega trsta – Wilcoxonov test za razlike med kvadranti (kvadrant 1 in 2) za leto 2008 in Kruskal-Wallisov test za razlike med leti (2006, 2007 in 2008) in kvadranti. V preglednici so prikazane <i>p</i> -vrednosti. Poudarjen tekst nakazuje statistično značilno razliko. ....	40
Preglednica 16: Časovna analiza različnih parametrov, ki prikazuje, kakšna je mera spreminjanja parametrov v času. Če je $p < 0,05$ , se parameter statistično (z verjetnostjo vsaj 95 %) značilno spreminja v času. Analiza je vključevala 12 meritev (april 2008–marec 2009). V preglednici prikazujemo vrednosti <i>p</i> . Poudarjen tekst kaže statistično značilno razliko. ....	60
Preglednica 17: Primerjava vrednosti različnih parametrov na dotoku, iztoku 1 in iztoku 2 z Mann-Whitneyevim neparametričnim testom. Analiza je vključevala 11 meritev (N = 11), in sicer od maja 2008 do marca 2009. Vrednosti, ki kažejo statistično značilno razliko, so v preglednici poudarjene. ....	61

## KAZALO PRILOG

### **ZAHVALA**

**PRILOGA A** – Načrti ERM-sistema

**PRILOGA B** – Kakovost vode

**PRILOGA C** – Statistična obdelava rezultatov – produktivnost trsta

**PRILOGA D** – Pearsonov koeficient korelacije

## OKRAJŠAVE IN SIMBOLI

BPK <sub>5</sub>	biokemijska potreba po kisiku
ERM	ekoremediacija
HPP	horizontalni podpovršinski tok v RČN
IFB	Inštitut za fizikalno biologijo
KPK	kemijska potreba po kisiku
MOL	Mestna občina Ljubljana
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> – N	amonijev dušik
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> – N	nitritni dušik
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> – N	nitratni dušik
ON	organski dušik
PE	populacijska enota
PP	podpovršinski
RČN	rastlinska čistilna naprava
SEP	specifična električna prevodnost
TN	celotni dušik
TP	celotni fosfor
UL	uradni list
VO	vodno območje
VPP	vertikalni podpovršinski tok

## SLOVARČEK

- AMONIFIKACIJA** ali mineralizacija dušikovih spojin je razgradnja organskih dušikovih spojin do anorganskih, in sicer do amoniaka (Scholz in Trepel, 2004).
- BPK<sub>5</sub>** je biokemijska poraba kisika oziroma mera za ugotavljanje količine biokemijsko razgradljivih organskih snovi v vodi (Urbanič in Toman, 2003).
- DENITRIFIKACIJA** je proces, v katerega vstopa nitrat, ki se tvori v procesu nitrifikacije. Fakultativno anaerobni mikroorganizmi reducirajo nitrat v dušikov oksid (N<sub>2</sub>O) ali molekularni dušik (N<sub>2</sub>) (Scholz in Trepel, 2004).
- EKOREMEDIACIJE (ERM)** so metode, pri katerih z naravnimi ekosistemi in naravnimi procesi zaščitimo ali obnovimo okolje (Bulc Griessler in sod., 2006).
- HRANILNE SNOVI** so hranila za fotoavtotrofne organizme (cianobakterije, alge, makrofite), predvsem dušikove in fosforjeve anorganske spojine
- KAKOVOST VODE** oziroma vodnega okolja je odvisna od snovi, ki so prisotne v vodnem okolju, in lahko negativno vplivajo na vodne organizme.
- KPK** je kemijska poraba kisika oziroma mera za ugotavljanje količine kemijsko razgradljivih organskih snovi v vodi (Urbanič in Toman, 2003).
- LAGUNSKI SISTEM** je ERM-sistem, ki ga običajno sestavlja več oksičnih in anoksičnih lagun oz. bazenov za čiščenje odpadne vode. Je čistilna naprava, kjer potekajo čistilni procesi na naraven način (Kompore in sod., 2007).
- MAKROFITI** so skupina makroskopskih vodnih rastlin, ki vključuje semenke, praproti, mahove in nekatere makroskopske alge, kot so nitaste alge iz rodu *Cladophora* in parožnice iz rodov *Chara* in *Nitella*. Makrofite razvrščamo glede na rastno obliko, način pritrditve in položaj v vodnem stolpcu (Trošt Sedej, 2005; 15).
- MEANDER** je struga z zavoji (glej meandrirana struga).
- MEANDRIRANA STRUGA** je struga z zavoji, s katero vodotoku povečamo pot toka in s tem zadrževalni čas, kar omogoča čiščenje vode. Nepravilna oblika struge povečuje število mikrohabitatom in s tem biološko pestrost in stabilnost ekosistema (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008).
- TALNI MEDIJ** je mešanica različnih materialov (gramoza, peska, grušča, proda, zemlje ...), ki omogoča neposredno čiščenje obremenjene vode v RČN ali vegetacijskem jarku, hkrati pa omogoča tudi ukoreninjenje rastlin in pritrditve obrasti (mikroorganizmov) (Vrbajnsčak, 2008).
- NITRIFIKACIJA** je dvostopenjski proces, kjer striktno aerobne nitrifikacijske bakterije oksidirajo amoniak v nitrit, tega pa nato fakultativne kemolitotrofne bakterije pretvorijo v nitrat (Stopnišek, 2009).
- ONESNAŽEVALO (ONESNAŽILO)** je snov, ki je v vodnem okolju potencialno nevarna za organizme.
- ONESNAŽEVANJE** je proces vnosa onesnažil kot posledica antropogeno izzvanih procesov, antropogeni vnos onesnažil (Urbanič in Toman, 2003).
- POPULACIJSKI EKVIVALENT (PE)** je enota za obremenjevanje vode, izražena v BPK<sub>5</sub>. En PE je enak 60 g BPK<sub>5</sub>/dan. Pomeni biološko razgradljivo obremenitev, ki ustreza onesnaženju, ki ga povzroči en prebivalec na dan.
- PRISPEVNO OBMOČJE** je površina, s katere se napajajo vodna telesa.
- RASTLINSKA ČISTILNA NAPRAVA (RČN)** je stara ERM-metoda, ki odstranjuje različna onesnaževala iz odpadne vode. Večinoma je namenjena čiščenju komunalnih odpadnih voda. Temelji na uporabi gred, zapolnjenih z različnimi



mešanicami peska, zasajenih z močvirskimi rastlinami ter nasajenih z mikroorganizmi (Vrbajnsčak, 2008).

**REVITALIZACIJA** je vrsta ekoremediacij, ki se izvaja za sanacijo nepravilnih posegov v vodotokih. Je tehnika obnove degradiranih vodotokov, pri kateri se s primernimi posegi vzpostavi struktura in funkcija vodnega ekosistema in s tem doseže dobro ekološko stanje voda (Vrhovšek in Vovk Korže, 2009).

**STRUPENE SNOVI** so strupene kemikalije, ki so za žive organizme lahko smrtno nevarne. Organizmi so na strupene snovi zaradi specifičnih mehanizmov delovanja kemikalij različno občutljivi.

**UČINKOVITOST** predstavlja odstotek zmanjšanja koncentracije oziroma mase snovi v postopku čiščenja. Sistem je učinkovit, če iztočne vrednosti zadoščajo kriterijem za mejne vrednosti določene v Uredbi o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS št. 11/2002, Ur. l. RS, št. 45/2007).

**USEDALNIK** oziroma usedalni bazen je namenjen usedanju trdnih delcev in umirjanju toka prihajajočega dotoka v taki meri, da ne prihaja do resuspendiranja delcev (Bulc Griessler in sod., 2006).

**VEGETACIJSKI ČISTILNI JAREK** je ERM-metoda, namenjena čiščenju vodotokov in ne komunalnih odpadnih voda kot RČN. Postavitev vegetacijskega jarka v vodotoku je namenjen čiščenju nizkih pretokov, ki so praviloma najbolj onesnaženi. Cilj čiščenja so predvsem patogeni mikroorganizmi, hranila in pesticidi (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008).

**VODNA DIREKTIVA** je direktiva, ki jo je leta 2000 sprejel Evropski parlament zaradi vedno večje obremenjenosti voda in morij. Vodna direktiva določa osnovna načela trajnostne vodne politike v Evropski uniji in na podlagi direktive mora vsaka država članica Evropske unije razviti program ukrepov za izboljšanje kakovosti vode, ki je prilagojen regionalnim in lokalnim razmeram.

**VODNE RASTLINE** so vodne semenke. Pripadajo različnim rodovom in družinam, ki imajo tudi veliko kopenskih predstavnikov (Trošt Sedej, 2005; 15).

**VODNO TELO POVRŠINSKE VODE** je po Uredbi o kemijskem stanju površinskih voda (Ur. l. RS, št. 11/2002) razmejena prostornina površinske vode.

## 1 UVOD

Onesnaženje rek izvira predvsem iz točkovnih virov, kot so izpusti industrijskih in komunalnih odpadnih voda (Bat in sod, 2003). Med te vire onesnaževanja so vključeni tudi številni nedovoljeni izpusti, ki so posledica malomarnosti ali nesreč. V primerjavi s točkovnimi viri onesnaževanja je razpršene vire onesnaževanja težje zaznati, saj onesnažilo vstopa v vodno okolje na več mestih hkrati. Primer so površinski in podpovršinski odtoki s kmetijskih zemljišč, ki povzročajo vnos hranil in pesticidov v vodotoke in jezera (povzeto po Urbanič in Toman, 2003; 8). Za zmanjšanje vnosa nitratov, ki se iz kmetijskih površin spirajo v vodne ekosisteme, je bila sprejeta Nitratna direktiva (Direktiva sveta 91/676/EGS). Slabšanje kakovosti voda pa poskušajo omejiti oziroma preprečiti tudi drugi pravni dokumenti.

Evropski parlament je leta 2000 zaradi vedno večje obremenjenosti voda in morij sprejel Vodno direktivo (Direktiva evropskega parlamenta in sveta 2000/60/ES), ki določa osnovna načela trajnostne vodne politike v Evropski uniji. Direktiva vsebuje okvir za varstvo celinskih površinskih voda, somornic, obalnega morja in podzemne vode (1. člen). Vodna direktiva določa, da se ekološko stanje vodnih teles ocenjuje na osnovi petih kakovostnih razredov: "zelo dobro", "dobro", "zmerno", "slabše", "slabo" (priloga V, poglavje 1.4.2), pri čemer naj bi do leta 2015 vsa vodna telesa dosegla najmanj "dobro stanje" oziroma dober ekološki potencial in dobro kemijsko stanje na umetnih vodnih telesih (4. člen). V okoljskih ciljih Vodne direktive je določeno, da države članice varujejo, izboljšujejo in obnavljajo vsa telesa površinske vode, kar posredno nakazuje na uporabo revitalizacij. Med dopolnilne ukrepe vodne direktive je med drugim uvrščena tudi ponovna vzpostavitev in obnova močvirij. Na osnovi 13. člena Vodne direktive so morale države članice do leta 2009 izdelati Načrt upravljanja voda za vsako vodno območje (VO), ki v celoti leži na njihovem ozemlju. Načrt upravljanja voda (za VO Donave in VO Jadrana) je tako v Sloveniji osrednji dokument upravljanja voda in je v skladu z Zakonom o vodah (Ur. l. RS, št. 67/2002). Po Predlogu načrta upravljanja voda (MOP, 22. 9. 2009) sta glavna okoljska cilja za vodna telesa površinskih voda (VTPV) doseganje dobrega ekološkega in kemijskega stanja do leta 2015, kar velja tudi za v diplomskem delu obravnavan vodotok Glinščice, ki je del vodnega območja Donave.

### 1.1 ONESNAŽEVNJE VODOTOKOV NA OBMOČJU LJUBLJANE

Študija »Zaščita in revitalizacija vodotokov na območju Vič-a (Gradaščica, Glinščica, Pržanec) s pomočjo ekoremediacij (ERM)«, ki so jo leta 2003 izdelali v podjetju Limnos, d. o. o., za Mestno občino Ljubljana (v nadaljevanju MOL), je pokazala na povečano onesnaženost vodotokov Gradaščice, Pržanca in Glinščice. Vodotok Glinščice po Prostorskem planu MOL sodi pod območje varstva vodnih virov, varstva pred poplavami ter varstva kakovosti vode in vodnega okolja. V točki Varovanje kakovosti vode in vodnega okolja je območje Glinščice označeno kot eno od najbolj ogroženih in hkrati ekološko najpomembnejših vodnih ekosistemov, ki jih je treba ohraniti oz. obogatiti tako,

da dosežemo boljši ekološki status voda na posameznih odsekih pa tudi povečamo njihovo samočistilno sposobnost. Prav tako je poudarjeno ohranjanje mokrišč (predvsem Barje, območja vzdolž Glinščice in spodnji del Ljubljanice), saj so to najvitalnejši deli narave v bližini mestnih okolij z največjo stopnjo samočistilne sposobnosti in biotske raznovrstnosti (Repnik, 2006).

V diplomskem delu smo obravnavali dotok Glinščice, ki ima kmetijsko zaledje, poleg površinskih odtokov z vrtov in njiv v času gnojenja in škropljenja proti zajedavcem pa ga onesnažujejo prelivni neurejene kanalizacije in onesnažena meteorna voda iz bližnjega naselja. Leta 2006 je MOL na dotoku Glinščice postavila ekoremediacijski (v nadaljevanju ERM) sistem. Objekt je bil postavljen na območju močvirja pri Podutiku, ki je nastalo kot posledica dolgotrajnega opuščanja vzdrževalnih del v okviru zadrževalnika za visoke vode. Analize strupenosti vode so pokazale povečano strupenost Glinščice in vode v močvirju, zato je postavitev čistilnega jarka z meandrirano strugo pomenila predvsem povečanje samočistilne sposobnosti dotoka in s tem izboljšanje kakovosti vode (Bulc Griessler in sod., 2006). Voda v zadrževalniku je namreč uvrščena zgolj v 3., v poletnih mesecih pa le v 4. kakovostni razred (Repnik, 2006). Od leta 2006 poteka tudi monitoring ERM-sistema, s katerim želi MOL ovrednotiti delovanje sistema pri zmanjšanju onesnaženosti vodotoka.

## 1.2 NAMEN RAZISKAVE IN DELOVNE HIPOTEZE

Namen diplomskega dela je ovrednotiti učinkovitost delovanja predvidoma zrelega ERM-sistema tri leta po izgradnji glede na začetno stanje ter prispevek posameznih enot sistema (čistilni jarek, meandrirana struga) k učinku čiščenja.

Delovne hipoteze:

- ERM-sistem ob pravilnem vzdrževanju in obratovanju učinkovito odstranjuje onesnaževala, značilna za komunalno onesnaženje, iz obremenjene dotočne vode.
- Kombinacija čistilnega jarka in meandra je bolj uspešna metoda čiščenja vode kot sam čistilni jarek.
- Učinkovitost bioloških procesov v ERM-sistemu je v tretjem letu obratovanja sistema višja kot prvi dve leti, ker je sistem dosegel zrelo fazo delovanja.
- ERM-sistem zmanjša strupenost onesnaženega dotoka.

## 2 PREGLED OBJAV

### 2.1 EKOSISTEM

Površje planeta pokrivajo različni naravni in umetni ekosistemi, kamor sodijo tudi elementi krajine, preoblikovani z ekoremediacijami. Da razumemo delovanje ekosistema, moramo natančno poznati elemente (strukturo) in procese (funkcijo), ki v njem potekajo. Bolj, kot je zgradba kompleksna, bolj je ekosistem stabilen, s tem pa so večje tudi njegove možnosti prilagoditve na spremembe v okolju (Tome, 2006: 275; Vrhovšek in Vovk Korže, 2009). Nekateri ekosistemi zaradi visokih puferskih sposobnosti učinkovito omilijo škodljive človekove vplive na okolje. Takšne lastnosti imajo vodni in obvodni ekosistemi ter druga mokrišča, saj so zmožni kompenzacije vodnih udarov pa tudi zmanjšanja fizikalnih in kemijskih onesnaženj ter strupenosti (Vrhovšek in Istenič, 2006). V vodi se organska masa iz odpadnih voda ob prisotnosti vodnih mikroorganizmov, svetlobe, primerne temperature in kisika lahko razgradi v anorgansko snov. Ta izjemno pomemben proces razgradnje onesnaženj (bremen) v vodi imenujemo samočistilna sposobnost vodotoka. Manjše količine organske mase se razgradijo v vodi brez večjega vpliva na poslabšanje kakovosti vode. Kadar pa količina organske mase ali hranilnih snovi preseže samočistilno sposobnost vodotoka, se njegova kakovost poslabša (Bat in sod., 2003).

### 2.2 EKOREMEDIACIJE

Pojem ekoremediacije (ERM) pomeni uporabo naravnih procesov za obnovo in zaščito okolja (eko + remediacija = »ponovna naravna oživitev«) (Vrhovšek in Vovk-Korže, 2009). Njihov končni cilj je na novo ustvariti razmere, ki so značilne za naravne sisteme, se pravi raznolikost elementov, struktur in lastnosti, znotraj katerih se oblikujejo biotopi (nosilci ekoloških funkcij) (Vrhovšek in Istenič, 2006). V vodnih ekosistemih je cilj ERM vzpostavitev samoohranitvenih in samovzdrževalnih funkcij vodotoka z obrežnim pasom (Bulc Griessler in sod., 2006).

ERM vključujejo rastlinske čistilne naprave (v nadaljevanju RČN), usedalne bazene, vegetacijske čistilne jarke, blažilna območja, goste sestoje dreves in tehnike v strugi ali na bregu vodotoka. ERM se da koristno uporabiti za izboljšanje ali zaščito vodnih virov, potokov, rek, jezer, podtalnice in morij pred onesnaževanjem (Bulc Griessler in Sajn Slak, 2009). Z ERM lahko zmanjšamo in odpravljamo posledice točkovnega in razpršenega onesnaževanja. V vodnih ekosistemih so ERM še zlasti primerne za čiščenje odpadnih voda na redko poseljenih območjih, kjer bi bilo zbiranje in centralno čiščenje neprimerno. Lahko so izjemno koristne na poljedelskih površinah, saj lahko z izbiro pravih metod zmanjšamo ali celo preprečimo odtokanje hranilnih snovi in zaščitnih sredstev v vodotoke in podtalnico, hkrati pa lahko vodo zadržujemo in ponovno uporabimo npr. za zalivanje (Vovk Korže in Vrhovšek, 2008; 16). ERM so primerne tudi za zaščito občutljivih območij in kot vodilo pri upravljanju z vodami na sušnih območjih. Končni cilj ERM je združiti,

kombinirati in uporabiti večfunkcionalnost različnih »zelenih tehnologij«, da bi dosegli inovativne in trajnostne rešitve za zaščito okolja (Bulc Griessler in Sajn Slak, 2009).

ERM lahko delimo na (Vovk Korže in Vrhovšek, 2008; 13):

- naravne ERM (tolmuni, slapovi, meandri ...),
- stare ERM (kali ali puči, mlake, žive meje ...),
- novi tipi ERM (RČN, ERM-melioracijski jarki, vetrne ovire, blažilna območja ...),
- ERM za sanacije nepravilnih posegov (revitalizacije, renaturacije, fitoremediacije, čiščenje izvirov za pitno vodo ...).

Ne glede na delitev uporaba ERM v vodnih ekosistemih zajema vsaj tri pomembne **funkcije**, ki jih imajo naravni ekosistemi: samočistilno funkcijo, zadrževanje vode in zagotavljanje biološke raznovrstnosti (Bulc Griessler in sod., 2006).

### 2.2.1 ERM-metode na onesnaženem dotoku Glinščice

ERM-sistem na Glinščici je kombinacija dveh ERM-metod, ki se uporabljata za čiščenje vodotokov, in sicer metoda vegetacijskih jarkov in metoda meandriranja in revitaliziranja novih strug. Vegetacijski jarki so ERM-metoda, namenjena predvsem čiščenju vodotokov, obremenjenih s hranili in ne čiščenju komunalnih odpadnih voda, kot je to RČN. Kljub temu pa metoda čistilnega (vegetacijskega) jarka izhaja in se navezuje na metodo RČN, saj je šel del razvoja ERM-metod v zadnjih letih iz RČN tudi v smer vegetacijskih jarkov (Vrbajnsčak, 2008).

### 2.3 REVITALIZACIJA VODOTOKOV

S pojmom revitalizacija vodotokov označujemo vrsto ERM, ki se izvajajo za sanacijo nepravilnih posegov v vodotokih. Ker gre za obnovo degradiranih vodotokov, je treba s primernimi posegi vzpostaviti strukturo in funkcijo vodnega ekosistema in s tem doseči dobro ekološko stanje voda (Vrhovšek in Vovk Korže, 2009: 56). Revitalizacija nepravilnih posegov v okolje je postala zaželena delno zaradi moralne dolžnosti obnove okolja, delno pa zaradiboljšanja kvalitete vode, nizkih vzdrževalnih stroškov in zmanjševanja erozije (Haslam, 2006: 378).

Revitalizacije vključujejo tako večje (gradnja meandrov) kot tudi manjše posege v prostor (pragovi, zasaditve vegetacije, odbijači toka) in prepuščanje daljših odsekov vodotokov naravnim procesom (Haslam 2006; Vrhovšek in Vovk Korže, 2009). Obnova vodotoka se lahko izvaja posredno s spremembo struge v bolj naravno obliko ali pa neposredno z zmanjševanjem onesnaževanja v zaledju vodotoka (Haslam, 2006).

Za uspešno revitalizacijo se uporabljajo različne metode v strugi (prodne brzice, tolmeni, pragovi) in na brežinah vodotoka (vrbovi popleti, zalivi, plotovi). V strugi se lahko gradijo zajezitve z manjšimi tolmeni, ki zboljšajo talni medij (kopičenje drobnega materiala) v

strugi in upočasnijo hitrost vode. Pri tem zajezitve vključujejo tudi primerne ribje poti. Umetno členjenje struge, obnovitve in zaščite predelov struge pripomorejo k večji pestrosti habitatov. Ob vodotoku se lahko vzpostavijo nova območja vegetacije, ki omogočajo boljšo povezavo med kopenskim in vodnim ekosistemom. Dodatno zgrajeni prehodi pod mostovi pa omogočajo živalim, kot je na primer vidra, varno prečkanje ceste (Bulc Griessler in Sajn Slak, 2009). Revitalizacije se lahko nanašajo tudi na spremembe izven struge vodotoka, kot je gradnja meandrov, stranskih rokavov, stranskih strug (by-pass) in ustvarjenih mokrišč, ERM-ureditev melioracijskih jarkov ter zasaditev vegetacijskih pasov (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008).

### **2.3.1 Meandrirana struga (meander)**

Z zavoji se v meandrirani strugi poveča pot vode in s tem zadrževalni čas, kar omogoča nadaljnje čiščenje (pesticidov, gnojil). Razgibanost struge omogoča boljše prezračevanje oz. vnos kisika, zaustavljanje finih delcev oz. sedimentacijo, aerobne in anaerobne procese ter privzem hranil v rastlinsko tkivo makrofitov in mikrobnio biomaso. Nepravilne oblike struge povečujejo število mikrohabitatov in s tem biološko diverzitetu in stabilnost ekosistema (Bulc s sod., 2006). Meander pogosto nudi habitat za redke in ogrožene vodne in obvodne vrste (Vrhovšek in Vovk Korže, 2009).

V meandru je pomembna prisotnost močvirskih rastlin. Te zmanjšajo moč valov in tako ščitijo obrežje pred erozijo, povečajo stabilnost dna ter usedanje delcev z upočasnjevanjem toka. Močvirske rastline pomagajo uravnati temperaturo vode, ublažujejo vpliv sončnega segrevanja (razvoj alg) in sušijo brežino (Bulc s sod., 2006).

### **2.3.2 Obrežno območje**

Zdrava obrežna območja delujejo kot pufer in izboljšujejo kakovost vode, saj filtrirajo in odstranjujejo onesnaževala, ki jih prinese voda (Correll, 2005). S stranskim odtokom visoke nadzemne vode iz struge in odtekanjem vode na poplavno ravnino se iz vode odstranjujejo sedimenti, pesticidi, različne oblike nitratov in fosfatov. Pri toku podtalnice skozi obrežna območja pa se odstranjujejo nitrati (Hill, 1996; cit. po Correll, 2005).

Tam, kjer na obrežnem območju rastejo rastline, lahko s svojimi koreninami in rizomi stabilizirajo talni medij na brežinah in na dnu struge, kar lahko prepreči erozijo brežin. Najbolj učinkovita skupina rastlin za preprečevanje erozije so enokaličnice ali drevesa (Haslam, 2006). Poleg senčenja in zagotavljanja filtra pri izcejanju vode iz pokrajine (Natali in sod., 2009) vegetacija vpliva tudi na listni odpad in količino raztopljenih organske snovi v vodotoku (npr. meandru), ki so hrana ustreznim populacijam nevretenčarjev in mikroorganizmom, ki pa so hrana ribjim populacijam (Gregory in sod., 1991).

Veliko več vemo o samih funkcijah blažilnih območij kot pa o načinu njihove revitalizacije. Funkcija obrežnih območij temelji na hidroloških razmerah in morfologiji območja, kar je treba upoštevati pri obnovi obrežja. Pomembna je predvsem obnova obrežnih območij pri vodotokih 1. in 2. reda (zaledje večjih vodotokov), pri čemer so bolj učinkoviti neprekinjeni (čeprav so ozki) kot pa prekinjeni in široki pasovi vegetacije (Correll, 2005).

## 2.4 NARAVNA MOKRIŠČA

Mokrišča so raznoliki, hidrološko kompleksni ekosistemi, ki se večinoma razvijejo na prehodu iz kopenskih v vodne habitate (Horizontal guidance ..., 2003). Obstaja veliko definicij izraza »mokrišče« (Horizontal guidance ..., 2003), ena med njimi je podana v Konvenciji o mokriščih, ki v prvem členu mokrišča opredeljuje kot: »[...] *območja močvirij, nizkih barij, šotišč ali vode, naravnega ali umetnega nastanka, stalna ali občasna, s stoječo ali tekočo vodo, ki je sladka, brakična ali slana, vključno z območji morske vode, katere globina pri oseki ne preseže šestih metrov.*«

Ne glede na to, kje se mokrišča nahajajo in kakšna so, jim je skupna mokrotnost. Ta je v mokriščih prisotna dovolj časa, da so s kemijskimi, fizikalnimi in biološkimi spremembami v času poplav pogojene lastnosti tal. Mokrotnost med drugim izključi rastline, ki ne uspevajo na vlažnih tleh. Velike količine vode so pomembne za kopičenje biomase (primarna produkcija) v ekosistemu, hkrati pa to vodi v pomanjkanje nekaterih esencialnih elementov, kot je kisik. Vse to je razlog, da so mokrišča ena ob najbolj produktivnih ekosistemov na Zemlji in kot taka življenjski prostor mnogim rastlinam in živalim (sesalcem, pticam, plazilcem, dvoživkam, ribam), ki so v drugih ekosistemih redke. Ker imajo mokrišča višjo stopnjo biološke aktivnosti kot ostali ekosistemi, imajo sposobnost pretvorbe mnogih onesnaževal v neškodljive proizvode ali hranila, ki jih ponovno uporabijo. Vgradijo jih v biomaso, tla ali spustijo kot neškodljiv plin v ozračje. Končni cilj tega je očiščenje vode in zaokroženje produktov pretvorbe (hranil) v prehranjevalni verigi (povzeto po Kadlec in Knight, 1996). Ostale osnovne funkcije mokrišč so še: regulacija klime, zmanjševanje poplavnih nivojev vode, napajanje podtalnice (Kadlec in Knight, 1996; Repnik, 2006). Zaradi ekosistemske edinstvenosti in ogroženosti so postala mokrišča predmet obnove, ohranjanja in zaščite (Kadlec in Knight, 1996).

## 2.5 GRAJENA VEČFUNKCIONALNA MOČVIRJA

Lastnosti naravnih mokrišč izkoriščajo pri grajenih večfunkcionalnih močvirjih, ki jih danes po vsem svetu uporabljajo za čiščenje vode. Grajeno mokrišče je zasnovano in deluje tako, da ne omeji funkcij naravnih mokrišč in tako omogoča izpuste očiščene vode v reke in morja (Kadlec in Knight, 1996).

### 2.5.1 Zadrževalni bazeni, lagunski sistemi

Kot predstopnja čiščenja (usedalnik) ali kot končni člen (laguna) se v RČN, čistilnem jarku in podobnih sistemih pojavljajo različni zadrževalni bazeni oziroma lagunski sistemi.

Izgradnja in oblikovanje RČN ter podobnih sistemov običajno vključuje usedalni bazen, v katerem poteka mehansko predčiščenje, torej zadrževanje in sedimentacija trdih delcev in s tem zmanjševanje celotnih usedljivih snovi v dotočni vodi (Bulc Griessler, 2008; Kadlec in Wallace, 2009). S tem preprečimo vnos večjih delcev, ki bi čistilni sistem lahko poškodovali in ga zaradi sedimentacije zamašili (Kadlec in Wallace, 2009; 8). Po potrebi lahko poleg usedalnika sistem za čiščenje vode vsebuje tudi iztočno laguno. Ta kot končni člen v verigi poleg dodatnega čiščenja omogoča tudi večnamensko izrabo vode, kot je zalivanje, gašenje požarov ali kot zanimiv krajinski element (Bulc Griessler, 2008).

Lagunski sistem, ki je osnova za zadrževalnik, lahko deluje tudi kot samostojen sistem. Kot tak je učinkovit sistem za čiščenje odpadne vode, saj lahko dosega enake učinke kot ostale tehnologije čiščenja (npr. čistilna naprava z aktivnim blatom). Ker je zadrževalni čas vode v lagunah običajno daljši (nekaj dni) kot v čistilnih napravah (nekaj ur), lahko pričakujemo tudi učinkovitejše odstranjevanje patogenih bakterij in virusov, saj poteka proces naravnega odmiranja le-teh. Prav tako potrebujejo lagune minimalno vzdrževanje. Lagune so torej čistilne naprave, kjer potekajo čistilni procesi na naraven način. Najprej v prvi anoksični laguni poteka usedanje grobih delcev – na ta način se na dnu ustvari plast sedimenta. Nato v drugi, fakultativno anoksični laguni nastopi oksidacija organskih snovi. Kisik, ki je pri tem potreben, doseže vodno telo (1) s procesom difuzije, iz zraka in (2) s fotosintezo alg (Kompore in sod., 2007). Alge se lahko tudi namnožijo in tako predstavljajo sekundarno onesnaženje za vodotok (Steinman in sod., 2003).

Običajno gradimo sistem lagun, od katerih je prva (ali prvi dve), v katero voda priteče, anoksična, zadnjih par je oksičnih, vmes pa so fakultativno anoksične. Prva laguna v sistemu se s časom zapolni z usedlinami, zato je treba občasno odstraniti usedlo blato, običajno na 5–10 let (Kompore in sod., 2007).

### 2.5.2 Rastlinske čistilne naprave (RČN)

Rastlinske čistilne naprave so nizko cenovne čistilne naprave za čiščenje komunalnih, industrijskih, onesnaženih voda iz kmetijstva in izcednih voda iz odlagališč odpadkov (Seo in sod., 2005). So umetno vzpostavljeni sistemi, ki jih načrtujejo in postavijo tako, da omogočajo nadzorovane in intenzivne interakcije med rastlinami, mikroorganizmi in talnim medijem s primarno funkcijo čiščenja odpadnih voda (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008). Prednosti in slabosti RČN so podrobno opisane že v drugih delih (Vrbajnsčak, 2008), zato naj omenimo le, da je bistvena slabost RČN, da za delovanje potrebujejo vsaj 1–3 m<sup>2</sup> površine na PE (Bulc Griessler, osebni vir, 2010).



Delitev RČN glede na tipe rasti prevladujočih makrofitov (Urbanič in Toman, 2003):

1. sistemi s prosto plavajočimi makrofiti; v Sloveniji jih manj uporabljajo zaradi nizkih zimskih temperatur, v svetu pa poznajo čistilne naprave z vodno hiacinto (*Eichornia crassipes*);
2. sistemi s potopljenimi makrofiti; tehnološko manj razširjeni;
3. sistemi z emergentnimi makrofiti; v Sloveniji in Evropi jih zelo pogosto uporabljajo, najpogostejša rastlina teh RČN je navadni trst (*Phragmites australis*). Ti sistemi imajo lahko:
  - a) prosto vodno površino,
  - b) horizontalni podpovršinski (v nadaljevanju HPP) tok,
  - c) vertikalni podpovršinski (v nadaljevanju VPP) tok,
  - d) kombinacijo naštetega.

RČN z VPP-tokom vode v kombinaciji s trstno kompostno gredo trenutno predstavlja največjo novost v razvoju vertikalnih RČN, saj dodatna mineralizacija mulja več kot enkrat v 10–15 letih ni potrebna (povzeto po Bulc Griessler, 2008). Oblikovanje RČN s HPP-tokom pa se v zadnjih letih za razliko od RČN z VPP-tokom ni veliko spreminjalo in se še zdaj uspešno uporablja po vsej Evropi in svetu (Bulc Griessler, 2008).

**Sistemi s horizontalnim podpovršinskim (HPP) tokom vode** so med vsemi tipi sistemov v Evropi najbolj običajni (Puigagut, 2007). Največja prednost teh sistemov je toleranca na nižje temperature in večje obremenitve z onesnaženjem, omejitve neprijetnih vonjav in težav s komarji ter zmanjšanje nevarnosti za tveganje zdravja zaradi stika z odpadno vodo, ker voda teče pod površino peska (EPA 1995; EPA, 2000). Sistem je v splošnem zasnovan tako, da se po mehanskem predčiščenju (usedalnik) voda steka v sistem vodotesnih gred, izoliranih s folijo, kjer se pretaka skozi talni medij, s katerim so grede napolnjene. V talnem mediju, ki je navadno mešanica več vrst peska, so posajene različne vlagoljubne rastline, najpogosteje navadni trst (*Phragmites australis*) in širokolistni rogoz (*Thypha latifolia*) (Bulc Griessler, 2008).

RČN s HPP-tokom so v večini zasnovali za čiščenje komunalnih odpadnih voda in jih v svetu uporabljajo že več kot 30 let. Danes se ne uporabljajo več samo za onesnaževala, značilna za komunalno odpadno vodo, temveč tudi za posebna onesnažila, kot so farmacevtski izdelki, motilci endokrinih žlez in druge kemikalije. Industrijska uporaba RČN s HPP-tokom vključuje čiščenje odpadne vode iz oljnih rafinerij, kemičnih tovarn, proizvodnje in predelave papirja, tekstilne industrije, predelave mesa, destilarn in vinarn. Njihova uporaba je vedno pogostejša tudi pri čiščenju odpadnih vod iz prehranske industrije (proizvodnja in predelava mleka, sira, krompirja, sladkorja). Uspešne so tudi pri čiščenju odtoka s kmetijskih zemljišč (farme prašičev, sirarne, iztoki iz ribjih farm) in različnih drugih odcednih voda (letališča, avtoceste, rastlinjaki, vrtnarije) ter tudi pri čiščenju izcednih voda iz odlagališč odpadkov. Poleg uporabe enega tipa RČN se uporabljajo tudi hibridni sistemi – kombinacija RČN s HPP-tokom z drugimi tipi RČN (Vymazal, 2009a).

Zaradi možnega mašenja talnega medija je klasični sistem HPP omejen na čiščenje mehansko prečiščene vode z majhno vsebnostjo delcev. V primerjavi s površinskim tokom pa je stična površina vode, bakterij in talnega medija pri teh sistemih bistveno večja (Vymazal in sod., 1998, cit. po Bulc Griessler 2008).

RČN s PP-tokom vode so zanesljiva tehnologija za odstranjevanje organskih onesnažil (BPK<sub>5</sub> in KPK) in neraztopljenih snovi. Odstranjevanje hranil (dušikovih, fosforjevih spojin) pa je v takem sistemu bolj omejeno zaradi splošnega pomanjkanja kisika, ki bi oksidiral amoniak in zaradi nizkih adsorpcijskih kapacitet talnega medija za zadržanje (vezavo) fosforja (EPA, 2000; Vymazal in sod., 2006, cit. po Stefanakis in Tsihrintzis, 2009).

### 2.5.3 Čistilni vegetacijski jarki

Princip delovanja čistilnega vegetacijskega jarka je zelo podoben delovanju RČN. Procesi, ki potekajo v obeh sistemih so zato podobni, vendar so vegetacijski jarki ERM metoda, ki je namenjena predvsem čiščenju vodotokov, obremenjenih s hranili, in ne čiščenju komunalnih odpadnih voda kot rastlinske čistilne naprave (RČN) (Verbanjščak, 2008). V čistilnem (vegetacijskem) jarku so tudi drugačna in predvsem večja nihanja pretokov vode, kar delno pogojuje procese, ki potekajo v njem (Bulc Griessler, osebni vir, 2009).

Funkcija čistilnega jarka je filtriranje suspendiranih in ostalih delcev, adsorpcija ter anaerobno-aerobna razgradnja. Glavni delež k temu prispevajo bakterije, ki živijo na koreninah ali med njimi. Rastline v talni medij uvajajo kisik in tako ustvarjajo oksična območja. Med oksičnimi conami se nahajajo anoksične cone. V tako mozaično razporejenih območjih s kisikom in brez njega prihaja do razgradnje snovi v odpadni vodi in vgrajevanja v mikrobnobno biomaso. Vloga rastlin se kaže predvsem v tem, da s svojimi koreninskimi sistemi nudijo podlago bakterijam za pritrjevanje in v rastlinsko tkivo vgrajujejo mineralizirane snovi (npr. fosfate, nitratre ter mnoge strupene snovi). Mehanizmi čiščenja dušika v čistilnem jarku so predvsem nitrifikacija, denitrifikacija in biološki privzem, delno tudi sedimentacija, mehanizmi zadrževanja fosforja pa usedanje suspendiranih delcev, vezava na sediment in biološki privzem. V čistilnem jarku prihaja tudi do zmanjšanja vseh bakterij človeškega in živalskega izvora, vključno s patogenimi bakterijami (Bulc Griessler in sod., 2006).

Kakor navajajo Jing in sod. (2001), je čistilni jarek kot eden od načinov grajenega močvirja učinkovit sistem za čiščenje onesnaženih vodotokov. Pravijo, da je pri tem pomembna združba makrofitov, ki se nahaja v jarku. Pri čiščenju nestabilne dotokne vode iz rek morajo biti namreč makrofiti prilagodljivi tako na sezonska nihanja gladine vode kot na nihanja v kakovosti vode. V rastni sezoni se organske snovi, nitrati in fosfati uspešno odstranjujejo iz vodotoka, jeseni pa začne vegetacija rasti počasneje in odmirati, kar lahko sproži vračanje snovi nazaj v vodotok.

## 2.6 ČISTILNI PROCESI V GRAJENIH MOČVIRJIH

Čistilni procesi, ki potekajo v sistemih kot so RČN in čistilni vegetacijski jarki, so odvisni od glavnih sestavnih delov: talnega medija, mikrobov in rastlin.

### 2.6.1 Talni medij

Talni medij daje rastlinam fizično podporo, je površina za reakcije med ioni, anioni in ostalimi komponentami ter predstavlja površino za pritrditev mikrobov (Hammer in Bastian, 1989). Čiščenje vode s pomočjo ustreznega talnega medija vključuje filtracijo suspendiranih delcev in patogenih bakterij, sedimentacijo suspendiranih delcev v praznih prostorih talnega medija ter sorpcijo raztopljenih organskih snovi, patogenih bakterij, dušika, fosforja, težkih kovin ter obarjanje fosforja in kovin (Reed s sod., 1988, cit. po Bulc 1994; Brix, 1987, cit. po Bulc 1994; Reed in Crites, 1984, cit. po Bulc 1994).

Pri HPP-toku vode skozi sistem je pomembno, da talni medij omogoča rast makrofitov, visok in stalen učinek filtracije in visoko hidravlično prevodnost (Vymazal, 2002). V splošnem frakcije gline in mivke zaradi večje površine in manjše poroznosti omogočajo večjo sorptivnost in boljšo filtracijo. Nizka hidravlična prevodnost teh zemljin pa povzroča mašenje sistema, zato je uporaba grušča in peska kljub slabšim lastnostim sorpcije in filtracije običajna (Bulc, 1994). Izkušnje iz Češke kažejo, da frakcije delcev velikosti  $f_i$  8–16 mm (preseka, prod) omogočajo zadovoljivo hidravlično prevodnost in hkrati spodbujajo rast makrofitov in dobro učinkovitost čiščenja (Vymazal, 2002). Velikost in kemijska sestava delcev talnega medija ne vplivata bistveno na zmanjšanje koncentracije biološko razgradljivih snovi (vrednost  $BPK_5$ ), vplivata pa na odstranjevanje hranil. Manjši delci talnega medija bolje odstranjujejo dušik kot večji, medtem ko je pri fosforju pomembnejša sestava. Z aluminijem in železom bogati talni mediji so zaradi sorpcije in precipitacije najuspešnejši talni mediji (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008). Poleg sestave odpadne vode je izbira talnega medija odvisna tudi od pH odpadne vode. Če ima nizek pH, potem se lahko v talnem mediju, bogatem s Fe, poveča njegova topnost in s tem njegova vrednost na iztoku (Župančič Justin in sod., 2009).

### 2.6.2 Rastline

Rastline v mokriščih imajo dve pomembni funkciji: (1) v območju listov (če so ti pod vodno površino), stebel in vodnega stolpca znatno povečajo površino za pritrditev mikrobnih populacij in (2) imajo sposobnost prenosa atmosferskih plinov, vključno s kisikom, po stebelu navzdol v korenine in s tem omogočajo preživetje korenin v anoksičnem okolju. Stranski učinek tega je, da se tudi okoli korenin in koreninskih laskov izoblikuje tanek film oksičnega območja, imenovanega rizosfera. Tu s pomočjo mikrobov lahko poteka oksidacija, transformacija onesnažil, hranil, kovinskih ionov in ostalih snovi (Hammer in Bastian, 1989).

Vodne rastline črpajo hranila iz talnega medija in vode, zato jih lahko uporabijo za zniževanje vsebnosti hranil v vodnih telesih, predvsem tam, kjer je visoka možnost pojava evtrofikacije (Haslam, 2006). Privzem hranil in ostalih substanc v rastline je pomemben za učinkovitost sistema (Li in sod., 2008), na splošno pa naj bi bil manj pomemben kot fizični učinek rastlin (npr. filtracija, pritrđitvena površina za mikrobo) (Vymazal, 2002). Vsekakor pa je treba rastlinsko biomaso periodično odstranjevati s košnjo. V splošnem rastline z visoko produkcijo lahko za določen čas privzamejo večjo količino hranilnih snovi, dolgoročno pa je ta proces omejen, saj zlasti ob propadanju rastlin prihaja do sproščanja večjih količin teh snovi, ki jih lahko zaznamo na iztoku iz sistema (Bulc, 1998). Pri privzemu hranil v rastline naj bi bila pomembna rastna sezona. Privzem nitratov in fosfatov v rastline je učinkovit v rastni sezoni, na koncu vegetacijske sezone pa je učinkovitost rastlinskega odstranjevanja hranil iz vode slabša (Jing in sod., 2001). Pomembno je zavedanje o tem, da v rastlinah poteka notranji cikel N in P med podzemnimi in nadzemnimi rastlinskimi deli. Spomladi hranila iz korenin in rizomov prehajajo v poganjke, jeseni pa iz poganjkov nazaj v podzemne dele rastline (Headley, 2004, cit. po Huett, 2005).

Poleg hranilnih snovi lahko rastline privzemajo tudi kompleksne kemijske snovi. Ta proces so veliko raziskovali na kopenskih rastlinah (DDT, Asulam, ostali pesticidi) in velja tudi za vodne in močvirske rastline. Rastline kemijske snovi razgradijo ali privzamejo iz okolja (tudi v tem primeru moramo rastline odstraniti) (Haslam, 2006). Pri privzemu iz okolja je pomembno, da rastline snovi v večjih koncentracijah kopičijo v nadzemnih delih. Za uspešno čiščenje vode in okolja so najprimernejše avtohtone in ne tujerodne vrste rastlin, saj so prilagojene na lokalno klimo in tla (Hammer in Bastian, 1989). Pri izbiri rastlin moramo upoštevati tudi njihovo prilagodljivost na spremembe in strupenost v okolju, odpornost na bolezni, veliko sposobnost privzemanja snovi, sproščanja kisika in visoko proizvodnjo organskih snovi, razvit globok koreninski in rizomski sistem ter uspešno konkurenco z drugimi rastlinskimi vrstami. Različna celotna učinkovitost rastlinskih vrst je tudi v povezavi z razvojem celotnega sestojja (Bulc, 1994). Hammer in Bastian (1989) pri tem navajata, da čistilni sistem doseže optimalno učinkovitost čiščenja po dveh ali treh rastnih sezonah po zgraditvi in zasaditvi sistema.

Med vodne rastline, ki se lahko uporabljajo za čiščenje vode, štejemo že zelo dobro raziskane emergentne rastline kot tudi plavajoče in potopljene vrste, o katerih vemo manj, a kljub temu opazovanja kažejo na njihovo učinkovitost pri čiščenju voda (Haslam, 2006). Ukoreninjeni makrofiti privzemajo hranilne snovi iz talnega medija na dnu struge, plavajoči neukoreninjeni neposredno iz vode, potopljeni pa tako iz vode kot iz talnega medija (če so pritrjeni). Raznolikost makrofitskih vrst prispeva k večji samočistilni sposobnosti sistema. Potopljeni makrofiti so še posebej občutljivi na onesnaženje, saj je večina ali celotna površina neposredno v stiku z vodo, listi pa so običajno tanki in občutljivi (Haslam, 2006). Najpogosteje uporabljene močvirske rastlinske vrste v procesu čiščenja so vrste družine Poaceae z rodом *Phragmites*, Juncaceae z rodом *Juncus*, Typhaceae z rodом *Typha*, Cyperaceae z rodovi *Scirpus*, *Schoenoplectus* in *Carex* (Bulc,

1994). Rodovi *Phragmites*, *Typha* in *Scirpus* so dobro prilagojeni na spremembe nivoja vode in koncentracije hranil ter so bolj odporne na visoke koncentracije onesnažil (Hammer in Bastian, 1989).

**Navadni trst** (*Phragmites australis*) je rastlina C3 z visoko produktivnostjo (tri do trideset ton suhe nadzemne biomase na hektar), ki je razširjena po vsem svetu, običajno na mokrotnih območjih (Allirand in Gosse, 1995). Je med vsemi najbolj uporaben helofit in zato tudi najbolj raziskan (Bulc, 1994). Rast trsta je ob ugodnih temperaturah sprva zelo hitra, nato pa se upočasni. Med rastjo črpa hranilne snovi iz bogatih rizomskih zalog. Obdobje največje rasti traja od dva do tri mesece nato pa se rast po cvetenju, ki se navadno pojavi v avgustu, ustavi (Bulc, 1994; Allirand in Gosse, 1995). Po cvetenju začne naraščati podzemna biomasa, kar traja do začetka zime (Allirand in Gosse, 1995). Podzemna biomasa predstavlja običajno do 50 % nadzemne biomase. Glavni privzem hranljivih snovi poteka do globine 0,5 m z razvejanimi koreninami gornjih rizomov, kjer se škodljive organske snovi lahko metabolizirajo. Hranilne snovi se jeseni translocirajo iz stebel in listov v rizomski sistem, kjer se shranjujejo preko zime in omogočajo rast poganjkov v zgodnji pomladi. Tako se translocirajo elementi kot so N, P, K, Mg, medtem ko Na, Ca, Fe, Mn ostanejo v odmirajočih listih (Lawson, 1985, cit. po Bulc, 1994). Gostota trsta se navadno giblje med 60 do 250 poganjkov/m<sup>2</sup> (Haslam, 1973, cit. po Bulc 1994). Evtrofna voda poveča višino trsta do 50 cm, gostoto pa le na začetku, saj kasneje postanejo poganjki večji in redkejši (Bulc, 1994). Pri tem je pomembno tudi razmerje N in P v rastlini, saj vpliva na metabolizem trsta in s tem na njegovo rast (Romero in sod., 1999). Spremenljiv hidrološki režim stimulira rast rizomov in korenin, visoke temperature pa podzemno maso zmanjšujejo (Bulc, 1994). Češki raziskovalci (Vymazal, 2009b) poročajo, da navaden trst največjo biomaso doseže v četrti sezoni obratovanja čistilnega sistema.

### 2.6.3 Mikrobi

Med mikrobe štejemo bakterije, kvasovke, glive, praživali in nekatere alge. Njihova biomasa je ogromen ponor organskega ogljika in hranilnih snovi (EPA, 1995).

Mikrobi imajo v mokriščnih sistemih veliko funkcij (Hammer in Bastian, 1989; EPA, 1995; Haslam, 2006):

- Organske in anorganske snovi lahko transformirajo v nestrupene ali netopne. Mnogo kompleksnih kemikalij (toluen, kloroform, benzen) razgradijo na enostavnejše in običajno manj strupene snovi.
- Sposobni so vezati težke kovine in jih učinkovito odstraniti iz kroženja snovi (medtem ko pogoji ostanejo stabilni).
- Spreminjajo reakcije oksidacije in redukcije oziroma redoks potencial v talnem mediju in s tem vplivajo na procese (učinkovitost) v mokriščih.
- Vpleteni so v kroženje hranil. Spreminjajo tudi strupene snovi in jih uporabljajo kot hranila in energijo za svoj življenjski cikel ...

Mikroorganizmi med drugim živijo na koreninskih poganjkih in na koreninah rastlin (Haslam, 2006). Nekatere mikrobne transformacije potekajo v oksidnem okolju, nekatere pa v anoksičnem. Mnogo vrst bakterij je fakultativnih anaerobov in lahko funkcionirajo v okolju s kisikom ali brez njega glede na okoljske razmere (EPA, 1995). Poleg oksidacijskih procesov, ki potekajo s pomočjo mikrobov v rizosferi korenin, je zelo pomembno, da oksidna rizosfera meji na anoksično okolico. Tu namreč potekajo nitrifikacijsko-denitrifikacijski procesi in mnogo ostalih pretvorb onesnažil. Voda (podpovršinska in nadpovršinska) pri tem prinaša snovi in pline do mikrobov, odnaša pa postranske produkte procesov in zagotavlja primerno okolje za biokemične procese mikrobov in rastlin (Hammer in Bastian, 1989). Nekateri (alternativni) mikrobi so sposobni za iste procese v različnih pogojih, na primer *Azobacter* dobro veže dušik pri pH, višjem od 6, *Clostridium* pa pri nižjih pH ne glede na vrsto organske snovi (Haslam, 2006).

Gostota mikrobov se spreminja glede na vrsto rastline (kemija površine korenin in izločki) in glede na prisotnost onesnaževal (Haslam, 2006). Mikrobi imajo kratek generacijski čas, visoko produktivnost in veliko gensko prilagodljivost, kar tem organizmom omogoča, da se hitro prilagajajo in izkoriščajo nova hranila in vire energije (Hammer in Bastian, 1989). Mikrobne združbe v grajenih mokriščih lahko poškodujejo strupene snovi, kot so pesticidi in težke kovine, zato je treba skrbeti, da preprečimo dotok škodljivih koncentracij teh snovi v sistem (EPA, 1995).

Mikroorganizmi so nosilci čiščenja onesnažene vode v ERM-sistemu. Preko svojega metabolizma razgrajujejo organske snovi in vplivajo na topnost anorganskih snovi. Zato je spremljanje mikrobne združbe tako v vodi kot v talnem mediju zelo pomemben del spremljanja učinkovitosti ERM (Vzdrževanje ..., 2009).

#### 2.6.4 Določanje učinkovitosti sistema za čiščenje vode

Učinkovitost čiščenja vode se določa glede na mejne vrednosti iz Uredbe o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo (Ur. l. RS št. 47/2005, Ur. l. RS, št. 45/2007). Sistem je učinkovit, če iztočne vrednosti zadoščajo kriterijem. V primeru, da so vrednosti nižje od mejnih že na dotoku, pa učinkovitost pomeni že vsako zmanjšanje koncentracij. Najbolj običajna metoda določanja učinkovitosti čistilnega sistema z meritvami kemijske sestave vode na dotoku in iztoku pogosto zavaja, zato namesto te učinkovitosti raje podajamo masno bilanco posameznih snovi (Bulc, 1998). Masne bilance izračunavamo (Kadlec in Knight, 1996) glede na :

##### Vnos mase:

$$M_i = Q_i C_i \quad \text{na dotoku} \quad [\text{g/d, kg/d, kg/leto}]$$

$$M_o = Q_o C_o \quad \text{na iztoku} \quad [\text{g/d, kg/d, kg/leto}]$$

$$Q_i, Q_o - \text{dotok, iztok odpadne vode} [\text{m}^3/\text{d}]$$

$$C_i, C_o - \text{koncentracija onesnaževala na dotoku, iztoku} [\text{g/m}^3] \dots \dots \dots (1)$$

**Stopnja zmanjšanja mase:**

$$JA = Mi - Mo \quad [\text{g/d, kg/d, kg/leto}] \dots \dots \dots (2)$$

**Zmanjšanje mase v odstotkih** (opomba: enačba ne upošteva zadrževalnega časa):

$$\% \text{ zmanjšanja mase} = 100 (Mi - Mo)/Mi = 100 (mi - mo)/mi \dots \dots \dots (3)$$

**Zmanjšanje koncentracije v odstotkih** (opomba: enačba ima večjo napako, ker ne upošteva zadrževalnega časa, redčenja, koncentriranja snovi):

$$\% \text{ zmanjšanja koncentracije snovi} = 100 (Ci - Co)/Ci \dots \dots \dots (4)$$

**2.6.5 Odstranjevanje dušikovih spojin**

Dušik lahko obstaja kot organski dušik v amino skupinah in heterocikličnih dušikovih spojinah ali pa kot anorganski v obliki  $\text{NH}_4$ ,  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NH}_2\text{OH}$ ,  $\text{NO}$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ . Mehanizmi, ki so vključeni v odstranjevanje dušika iz čistilnih sistemov so raznovrstni in vključujejo izhlapevanje, amonifikacijo, nitrifikacijo in denitrifikacijo, rastlinski privzem (asimilacija), biološko fiksacijo in vezavo duška na talni medij (Vymazal, 2002; Vrhovšek in Vovk Korže, 2008).

**Amonifikacija (mineralizacija)** je pretvorba organskega dušika v anorganski amoniak in jo opravljajo aerobni in anaerobni mikroorganizmi. Proces v talnem mediju s kisikom poteka hitreje, saj je učinkovitost razgradnje organskih snovi s heterotrofnimi mikrobi v anoksičnem okolju ovirana. Optimalen pH za potek amonifikacije je od 6.5 do 8.5. Produkt amonifikacije pa je amoniak, ki ga rastline (makrofiti) in mikroorganizmi uporabijo tako, da ga vgradijo v svojo biomaso (Scholz in Trepel, 2004).

Učinkovitost odstranjevanja organskega dušika z amonifikacijo je med 55 in 65 % (Vymazal, 2002), proces pa je bolj odvisen od temperature kot ostali procesi pretvorbe dušika (1999 Vymazal, cit. po Vymazal, 2002).

**Nitrifikacija** je pretvorba amoniaka v nitrat in poteka ob prisotnosti kisika (Scholz in Trepel, 2004). Je dvostopenjski proces, pri katerem sodelujejo številni encimi. V prvi stopnji se amoniak (izvira iz razkrajajočih rastlin in živali) oksidira v nitrit ( $\text{NO}_2^-$ ), kar vršijo striktno aerobne nitrifikacijske bakterije (Nitrosomonas). V drugi stopnji se nitrit oksidira do nitrata ( $\text{NO}_3^-$ ), kar vršijo nitrit oksidirajoče bakterije (Nitrobacter) (Stopnišek, 2009). Proces nitrifikacije povečujeta visoka temperatura in količina kisika ter pH med 8 in 9 (Bulc, 1994). Za rast nitrifikacijskih bakterij (Nitrosomonas, Nitrobacter) je potrebna minimalna temperatura 4–5 °C (Cooper in sod., 1996, cit. po Stefanakis in Tsihrintzis, 2009), optimalna temperatura za nitrifikacijo pa je med 30 in 40 °C (Kuschk in sod, 2003; Vymazal 2006; cit. po Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). Pretvorba amoniaka v nitrat je pomembna, saj rastline pogosto prednostno uporabljajo slednjega (Scholz in Trepel, 2004). Nitrit in nitrat, ki nastajata v nitrifikaciji, se hitro pretvorita s procesom denitrifikacije.

Tako nitrifikatorji kot denitrifikatorji namreč naseljujejo koreninski sistem močvirskih rastlin (Bulc, 1998).

Učinkovitost odstranjevanja amoniaka iz sistema s PP tokom je med 8 in 74 % (Vymazal, 2002). Nizek procent odstranjevanja je lahko posledica nizkih vtočnih vrednosti amoniaka ali prenizkih vrednosti kisika (Vymazal, 2002), na to pa lahko vpliva tudi sezona. Jing in sod. (2001) v svoji študiji poročajo, da je v rastni sezoni makrofitov povprečna učinkovitost sistema (PP-tok, dotok iz reke) za odstranjevanje amonija med 78 in 100 %, v ostalem delu leta pa so vrednosti nižje. Nekateri raziskovalci (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009) poročajo, da učinkovitost za amoniak v tretjem letu obratovanja sistema pade (na 27 %) glede na prvi dve leti (43 % učinkovitost), kar naj bi bilo povezano s staranjem rastlin in s povečanjem dušikovega bremena oziroma vedno večje koncentracije dušikovih spojin v sistemu.

**Denitrifikacija** je proces, v katerem poteka redukcija nitrata v zračni dušik ( $N_2O$  in  $N_2$ ). Je anaeroben proces, ki ga vršijo fakultativni anaerobi. Ti organizmi so v anoksičnem okolju sposobni uporabiti kisik, vezan v nitratu (Scholz in Trepel, 2004). Voda, bogata z organskim ogljikom, ki teče mimo biološko aktivne cone korenin, omogoča anoksijo in tam spodbuja proces denitrifikacije. Za pojav procesa pa je pomemben tudi zadosten zadrževalni čas vode. Obseg denitrifikacije je odvisen od količine nitrata v vodi, vodne dinamike, talnega medija, rastlin itd. (Rassam in sod., 2008). Denitrifikacija je temperaturno odvisen proces, saj temperatura pogojuje difuzijo nitrata v anoksična območja. Najbolje poteka pri temperaturi 33–50 °C, vendar tudi pri temperaturi, manjši od 5 °C. Optimalen pH denitrifikacije je med 7 in 8,5 (Bulc, 1998). Huett in sod. (2005) trdijo, da po tem, ko se rast rastlin na čistilni gredi ustali, postane denitrifikacija bistven proces odstranjevanja dušika iz sistema. Na denitrifikacijo pomembno vpliva razmerje ogljika in dušika v sistemu. Optimum za ta proces je namreč C : N – 5 : 1 (Baker, 1998). Če dotočna voda vsebuje nizke koncentracije raztopljenega organskega ogljika v primerjavi z dušikom, lahko to omeji denitrifikacijo (Huett in sod., 2005).

Učinkovitost odstranjevanja nitrita in nitrata je v študiji Vymazala (2002) (povzema več evropskih in ameriških študij) pokazala na vrednosti med –1,9 in 69 %. Koncentracija nitrata je na iztoku iz sistema lahko večja kot na dotoku, če je nitrifikacija zelo uspešna in se v sistemu pojavi presežek nitrata (prenizka denitrifikacija) (Vymazal, 2002).

**Asimilacija dušika** oziroma rastlinski privzem je v veliki meri odgovoren za privzem amonija (Jing in sod., 2001). Glavni asimilacijski obliki dušika sta amoniak in nitrat, pri čemer je amoniak zaradi svoje reducirane oblike pogostejši. Prisotnost amoniaka zavira tudi produkcijo nitrit in nitrat reduktaze (Bulc, 1998). V odsotnosti amoniaka, pri pomanjkanju ogljika ali v z nitratom bogatih vodah pa postane privzem nitrata pomembnejši (Bulc, 1998).



Na asimilacijo dušika vplivajo koncentracije snovi. V odpadni vodi z visoko koncentracijo amonija in organskega ogljika rastline z asimilacijo veliko manj prispevajo k odstranjevanju dušika kot v sistemih z nizkimi vsebnostmi hranil na dotoku (Huett in sod., 2005). Kljub košnji makrofitov naj bi se s tem iz z organskimi snovmi obremenjenega sistema odstranila le majhna količina dušika. Vrednost odstranitve celotnega dušika z makrofiti je v takem sistemu običajno pod 10 % (Dušek, 1997, cit. po Vymazal 2002; Vymazal 1999; cit. po Vymazal 2002). Študija Huett in sod. (2005), ki je obravnavala nizko obremenjeno dotočno vodo (le hranilne snovi) pa kaže, da rastline lahko pri zadrževalnem času 3,5 dni iz vode privzamejo 76 % dušika. *Phragmites australis* naj bi v največji meri odstranjeval N iz sistema pri hidravličnem zadrževalnem času štirih dni (Headley, 2004; cit. po Huett sod, 2005). Sprva so dominantni ponor dušika korenine in rizomi (58 %). V daljšem časovnem obdobju (17 mesecev) pa se lahko privzem v rastline zelo zmanjša (Headley, 2004; cit. po Huett sod., 2005). Tudi Tanner in sod. (1998) poročajo, da se z zrelostjo sistema zmanjšuje privzem hranil v rastline, pri čemer je ta študija vključevala zelo obremenjeno vodo na dotoku. Mokriščne rastline se lahko oskrbijo z ogljikom iz korenin ali propadajočih stebel in to se je izkazalo kot pozitivno za učinkovitost privzema N iz z nitratom bogatih odpadnih voda (Gersberg in sod., 1983, Huett in sod., 2005).

Učinkovitost odstranjevanja **celotnega dušika** (skupek vseh oblik organskega in anorganskega dušika) glede na koncentracije in na vnos mase je med 21 in 56 % (povzeto iz različnih študij) (Vymazal, 2002). Na Češkem je ta vrednost okoli 40 % (Vymazal, 2002). Odstranitev celotnega dušika je lahko odvisna tudi od zrelosti sistema. Stefanakis in Tsihrintzis (2009) poročata o 58 % učinkovitosti v prvih dveh letih, 44 % pa v tretjem letu obratovanja sistema.

### 2.6.6 Odstranjevanje fosforjevih spojin

V vodi je fosfor prisoten predvsem kot vezan v raztopljenih ortofosfatu in polifosfatu ter v trdnih organskih spojinah. Pretvorbe med temi spojinami v vodnih telesih potekajo stalno v odvisnosti od razgradnje in sinteze organskih spojin ter oksidacije anorganskih spojin (Urbanič in Toman, 2003). Za vsoto različnih oblik fosforja se uporablja izraz celotni oziroma totalni fosfor (TP).

Odstranjevanje P je večinoma rezultat vezave P na talni medij, privzema v rastline in kemijskih reakcij med anorganskim P in mineralnimi komponentami (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). Ker je fosfor običajno vezan ali oborjen na talni medij, je njegovo odstranjevanje tesno povezano s fizikalno-kemijskimi in hidrološkimi lastnostmi talnega medija (Kadlec in Knight, 1996). Adsorpcijo in zadrževanje fosforja v mokriščih nadzorujejo redoks potencial, pH vrednost, minerali Fe, Ca in Al. Najpomembnejši zadrževalni mehanizem fosforja so reakcije z izmenjavo ligandov, kjer fosfat nadomesti vodo ali hidroksilno skupino na površini Fe- in Al-hidroksidov. V talnem mediju, kjer je malo kisika, prihaja do redukcije železa ( $\text{Fe}^{3+}$  v  $\text{Fe}^{2+}$ ), pri čemer se iz spojin železa in

fosforja poleg  $\text{Fe}^{2+}$  sprosti tudi fosfat ( $\text{PO}_4^{2-}$ ) (Faulkner in Richardson, 1989). V splošnem RČN niso narejene za odstranjevanje fosforja, ampak, kot smo že omenili, za odstranjevanje organskih snovi in neraztopljenih snovi. Da se v sistemu ohrani hidravlična prevodnost, se namreč v RČN zemljine ne uporabljajo, običajni materiali (pesek, prod, drobljena skala) pa pogosto ne vsebujejo zadostnih koncentracij Ca, Fe ali Al, ki bi lahko vplivale na vezavo fosforja (Vymazal, 2002). Tako je ena od možnosti za boljše odstranjevanje fosforja v sistemu s PP-tokom namestitve posebnega filtra, ki vsebuje enostavno spremenljiv material z visoko adsorpcijsko kapaciteto (Vohla in sod., 2007).

Rastline in mikrobi povzročajo odstranitev fosfatov, medtem ko padavine in adsorpcija na talni medij povzročajo odstranitev fosforja v vseh oblikah (Kadlec in Knight, 1996). Dolgoročna vloga rastlin je predvsem pretvarjanje anorganskega P v organski, čeprav ima manjšo vlogo tudi rastlinski privzem (Bulc, 1994). Jing in sod. (2001) trdijo, da je najboljša zagotovitev dolgotrajnega odstranjevanja fosforja iz sistema z zasaditvijo makrofitev, ki so odporni na visoko onesnažene vode, pri čemer je bistveno stalno odstranjevanje oziroma košnja vegetacije, da se fosfor dokončno odstrani iz sistema. Vymazal (2002) za RČN navaja, da (v primerjavi s čistilnimi jarki) sistemi niso zgrajeni za odstranjevanje fosforja s privzemom v makrofite in naknadno košnjo. Procent odstranitve P iz sistema s košnjo naj bi bil namreč zelo nizek. Pri tem je treba še omeniti, da višje temperature spodbujajo rast makrofitev in aktivnost mikrobov, kar lahko poveča absorpcijo fosforja v makrofite (Lu in sod., 2008). V splošnem pa ima temperatura majhen vpliv na odstranjevanje P, ker so najpomembnejši mehanizmi odstranjevanja kemična precipitacija in fizikalno-kemijska adsorpcija, ki niso temperaturno odvisni procesi (Vymazal, 2002).

Učinkovitost odstranjevanja P glede na koncentracije se giba med 26,7 in 65,0 %, po vsej verjetnosti v odvisnosti od fiksacijskih sposobnosti talnega medija (Vymazal, 2002). Tako učinkovitost odstranjevanja fosforja potrjujejo tudi ostale študije (50 % za ortofosfat – Jing s sod., 2001; 65 % ali več za TP ob dotočni koncentraciji 0,15 mg/l – Headley in sod., 2001; 40 % (TP) prvi dve leti in 53 % tretje leto za TP – Stefanakis in Tsihrantzis, 2009). Maehlum in Jensen (1998, cit. po Vymazal, 2002) poročata, da je lahko učinkovitost za celotno odstranitev fosforja več kot 90 %, če se uporabi poseben talni medij, npr. agregati lahkih keramičnih delcev. Ne glede na to lahko pride do nasičenja sistema s fosforjem, zato postane sistem neučinkovit za odstranjevanje P (Vymazal, 2002).

Rastline asimilirajo oziroma privzemajo orto-P, zato je možno zmanjšanje učinkovitosti za orto-fosfat z zorenjem sistema. Stefanakis in Tsihrantzis (2009) poročata, da je proces verjetno povezan z dejstvom, da se po treh letih privzem prostega orto-fosfata v rastline zmanjša, medtem ko se ostale oblike P še vedno odstranjujejo. V študiji Huett in sod. (2005) je bil privzem P v rastline zelo visok (86 %), pri tem se je P prednostno vezal v korenine in rizome. V daljšem časovnem obdobju se je tudi tu pokazalo, da se ob doseženi stabilni rasti navadnemu trstu zmanjša učinkovitost vezave P. Dominantni ponor postaneta detrit (akumulacija, sedimentacija) in talni medij oziroma prod (fiksacija) (Headley, 2004;

cit. po Huett, 2005). Že v drugem letu obratovanja sistema naj bi se 30 % dotočne vrednosti P adsorbiralo na talni medij. Ponekod, kjer korenine navadnega trsta ne segajo do dna grede, večina vezave na talni medij poteka na dnu talnega medija pod koreninami trsta (Headley, 2004; cit. po Huett, 2005).

### **2.6.7 Odstranjevanje neraztopljenih (suspendiranih) in usedljivih snovi**

Celotne trdne snovi v vodi delimo na raztopljene in neraztopljene ali suspendirane snovi. Količina neraztopljenih snovi v odpadni vodi je običajno dober pokazatelj organskega onesnaženja (Babič, 2002). Procesi, ki so odgovorni za odstranjevanje in produkcijo neraztopljenih snovi, so filtracija, sedimentacija ter kemijsko obarjanje in raztapljanje (Bulc, 1998; Vymazal, 2002). Zelo pomembno je, da se neraztopljene snovi delno usedejo oziroma odstranijo že v fazi predčiščenja, saj so drugače možne težave z mašenjem sistema, površinskim tokom in nižjo učinkovitostjo (Vymazal, 2002). Tudi prehajanje neraztopljenih snovi iz vode na sediment je pomembno tako iz stališča čiščenja kot nevarnosti mašenja sistema (Bulc, 1998).

Pod usedljive trdne snovi štejemo tiste neraztopljene trdne snovi, ki jih lahko odstranimo z usedanjem. V čistilnih sistemih se večina usedljivih snovi zaradi filtracije in usedanja izloči že v prvih metrih po vtoku, neraztopljene in koloidne snovi pa vsaj delno odstranjujejo bakterije in adsorbicija na druge trdne delce (Caselles-Osorio in sod., 2007).

V RČN s HPP-tokom se neraztopljene snovi zelo uspešno odstranjujejo. Učinkovitost v RČN v Evropi je med 62 in 88 % (Vymazal, 2002).

### **2.6.8 Odstranjevanje organskih snovi, BPK<sub>5</sub> in KPK**

Pri razgradnji organskih snovi v sistemu s PP-tokom vode so pomembne različne biokemijske reakcije. Najpomembnejše med njimi naj bi bile aerobna respiracija, denitrifikacija, sulfatna redukcija in metanogeneza, ki se pojavljajo ob istem času na različnih lokacijah v mokriščnem sistemu (Burgoon in sod., 1995, cit. po Gracia in sod., 2007; Aguirre in sod., 2005, cit. po Gracia in sod., 2007; Gracia in sod., 2004, 2005; cit. po Gracia in sod., 2007).

Organske snovi, ki so raztopljene v odpadni vodi ali so v njej prisotne v suspendirani obliki, se najpogosteje merijo s parametroma BPK<sub>5</sub> in KPK. Biokemijska potreba po kisiku (BPK<sub>5</sub>) je mera za količino biokemijsko razgradljivih organskih snovi in je enaka količini kisika, potrebnega za njihovo pretvorbo v stabilne anorganske spojine. Kemijska potreba po kisiku (KPK vrednost) pa pove količino kisika, ki je potrebna za kemijsko oksidacijo organskih snovi (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008). Za odstranjevanje organskih snovi iz vode je torej pomembno, da kisik iz koreninske cone makrofitov doseže mikroorganizme v sedimentu ali na površini stebela in korenin, ki organske snovi odstranjujejo (Jing in sod., 2001). Pri odmiranju vegetacije se zahteve po kisiku zaradi razgradnjih procesov povečajo

in posledica tega je lahko negativna učinkovitost sistema za KPK (Jing in sod., 2001). Poleg aerobne respiracije lahko potekajo tudi manj učinkovite anaerobne reakcije, ki namesto kisika uporabljajo nitrate, karbonate in fosfate kot končne prejemnike v elektronski verigi. Primeri takšnih reakcij so denitrifikacija, sulfatna redukcija in metanogeneza (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008).

Iz raziskave o učinkovitosti RČN s HPP-tokom (Vymazal, 2002), v kateri je sodelovalo več evropskih držav, je razvidno, da se učinkovitost za BPK<sub>5</sub> giblje med 68 in 93 %, za KPK pa med 64 in 82 %. Povprečna učinkovitost zniževanja BPK<sub>5</sub> v sistemu (RČN) je lahko prva tri leta obratovanja vsaj 86 %, enako velja za KPK, katerega povprečna učinkovitost odstranjevanja je lahko vsaj 85 %. Slednji so rezultati študije, v kateri so bile dotočne vrednosti BPK<sub>5</sub> in KPK zelo visoke (okoli 350 in 500 mg/l) (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). V študiji Jing in sod. (2001) pa je bila učinkovitost odstranjevanja KPK v sistemu s PP-tokom vode, ki je čistil vodo iz reke (čistilni jarek), v poletnih mesecih največ 27,5 %. V hladnejšem delu leta (od decembra do aprila) je bila učinkovitost za KPK okoli nič ali pa negativna (višje vrednosti na iztoku kot na dotoku). Pri tem so bile dotočne vrednosti KPK dokaj nizke (38 do 230 mg/l). V literaturi ni veliko napisanega o uporabi metode čistilnih vegetacijskih jarkov za čiščenje vodotokov z nizko vsebnostjo organskih snovi, kljub temu pa je za RČN s HPP-tokom vode v literaturi dobro dokumentirano, da je odstranjevanje BPK<sub>5</sub> stabilno skozi celo leto, tudi v hladnih klimatih (Mehlum in Jenssen, 1998; cit. po Vymazal, 2002).

### 2.6.9 Pomen fizikalnih in kemijskih lastnosti vode pri čistilnih procesih

**Temperaturne** spremembe v vodnih telesih so odraz klimatskih sprememb, ki se pojavijo sezonsko, za nekatera vodna telesa pa so značilne tudi dnevno-nočne spremembe (Urbanič in Toman, 2003). Ob zvišanju temperature se kemijske reakcije in izhlapevanje pospešijo. Zmanjša se topnost nekaterih plinov npr. O<sub>2</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>. Tudi metabolna aktivnost organizmov je povezana s temperaturo. V toplejši vodi zvišana stopnja respiracije vodi v povečano privzemanje kisika in pospešeno dekompozicijo organskih snovi. Zviša se stopnja rasti (najbolj opazna pri bakterijah in fitoplanktonskih organizmih, ki se hitro množijo), zaradi česar se poveča motnost vode. Makrofiti rastejo hitreje in kadar je na voljo dovolj hranil, se pojavi tudi cvetenje alg (Urbanič in Toman, 2003). Temperatura vpliva tudi na mnoge abiotske kemijske procese, npr. adsorpcijo organskih snovi na raztopljene delce, izhlapevanje, vpliv na bioaktivnost strupenih snovi itd. (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008). Temperatura močno vpliva na mnoge pomembne dejavnike in procese v vodi, zato je zelo pomemben parameter pri določanju kakovosti vode (Urbanič in Toman, 2003).

Poroznost talnega medija in korenin rastlin v čistilnih sistemih pozimi vzdržuje za 2–3°C višjo temperaturo vode, kot je temperatura zraka, kar ohranja aktivnost mikrobov (Hiley, 2003; cit. po Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). Na splošno nižja temperatura sproži nižjo učinkovitost sistema za odstranjevanje različnih onesnaževal in obratno (višja T – večja

učinkovitost) (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). Temperatura ne vpliva bistveno na odstranjevanje organskih snovi (BPK<sub>5</sub>, KPK) (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009), saj so ti procesi bolj vezani na aerobnost oz. anaerobnost bakterij (Vyzamal, 2002; Stefanakis in Tsihrintzis, 2009), te pa so lahko aktivne tudi pri temperaturi pod 5 °C. Na odstranjevanje dušika lahko temperatura znatno vpliva in tako je sistem bolj učinkovit za dušik v poletnem obdobju oziroma pri temperaturi višji od 15 °C (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009), čeprav Vymazal (2002) v svoji študiji zavrača to trditev, saj v nekaterih čeških sistemih ni značilnih sezonskih razlik v odstranjevanju dušika.

Prosti **kisik** je bistven za aerobne organizme. Koncentracija oziroma količina raztopljenega kisika (mg/l) je odvisna od fizikalnih, kemijskih in biotskih procesov v vodi. Spreminja se v odvisnosti od temperature in atmosferskega tlaka, slanosti, turbulence, fotosintezne aktivnosti primarnih producentov in respiratorne aktivnosti življenjske združbe (Urbanič in Toman, 2003). Količina raztopljenega kisika v čistilnem sistemu niha glede na sezono, saj je pozimi kisik bolj topen kot poleti (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). V RČN s HPP-tokom vode je količina raztopljenega kisika zaradi mikrobijskih procesov in pretvorbe onesnažil zelo nizka in blizu nič (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). V celinskih vodah koncentracija niha med 15 mg/l pri 0 °C in 8 mg/l pri 25 °C (Urbanič in Toman, 2003). Poleg koncentracije kisika je pomembna tudi nasičenost z njim. Nasičenost vode s kisikom je odvisna od temperature, zračnega tlaka in koncentracije ionov. 100 % nasičenost pomeni najvišjo možno nasičenost vode ob danem zračnem tlaku in temperaturi. Kljub temu nasičenost lahko čez dan presega 100 % (biogeno prezračevanje), če je primarna produkcija v vodi večja od respiracije (Urbanič in Toman, 2003).

Sposobnost vode, da prevaja električni tok, je opredeljena kot **elektroprevodnost** (specifična električna prevodnost). Odvisna je od temperature raztopine in koncentracije ionov v raztopini ter njihovih značilnosti: stopnje disociiranosti snovi v ione, električnega naboja posameznih ionov in mobilnosti ionov. Izražamo jo v mikrosiemensih na centimeter (μS/cm). Bolj kot je vodno telo obremenjeno s hranili, tem višja je prevodnost, saj se z dotokom hranil praviloma poveča količina nabitih delcev. Glede na letne čase so vrednosti najvišje jeseni, ko prihaja do intenzivne razgradnje (dekompozicije) odpadlega listja, izgradnja (bioprodukcija) pa je zaradi nizkih temperatur in nizke intenzitete svetlobe relativno nizka. Padavine zaradi učinka redčenja zmanjšujejo koncentracije ionov, saj so njihove koncentracije v deževnici običajno nizke. V večini celinskih voda je prevodnost med 10 in 1000 μS/cm, v zelo obremenjenih in mineralnih vodah pa je ta vrednost presežena (Urbanič in Toman, 2003).

**pH** vpliva na mnoge biotske in kemijske procese v vodi. Definiramo ga kot negativni desetiški logaritem H<sup>+</sup> ionov ( $\text{pH} = -\log_{10} \text{H}^+$ ). Vrednosti se lahko nahajajo med nič (zelo kislo) in štirinajst (zelo bazično), pri čemer pH = 7 predstavlja nevtralno območje. Spremembe v pH so lahko odraz prisotnosti onesnažil, še zlasti če je z meritvami ugotovljena tudi povišana prevodnost. pH večine naravnih voda znaša med 6,0 in 8,5. Nižje vrednosti se pojavljajo v vodah, bogatih z raztopljenimi organskimi snovmi (npr.

barjanske vode, vode na silikatih), medtem ko so višje vrednosti pogoste v evtrofnih sistemih (veliko hranil) (Urbanič in Toman, 2003). V čistilnih sistemih (čistilni jarek, RČN) je pH pogosto v nevtralnem območju (Vrbajnsčak, 2008; Stefanakis in Tsihrintzis, 2009), kar kaže na dobre puferske sposobnosti grajenih večfunkcionalnih močvirij.

#### 2.6.10 Hidrološke razmere

**Padavine:** Padavine v mokriščnem sistemu povzročijo dva nasprotujoča si učinka: (1) redčenje odpadne vode in s tem nižanje koncentracij ter (2) povečanje pretoka in s tem zmanjševanje zadrževalnega časa v mokrišču. Posledica so nižje iztočne koncentracije snovi, ki se lahko zmotno obravnavajo kot uspešen proces čiščenja (Kadlec, 1989).

**Evapotranspiracija:** Mokrišče zgublja vodo z evaporacijo iz tal in vode ter s transpiracijo rastlin. Kombinacija obojega se imenuje evapotranspiracija. Na izhlapevanje vpliva sončna energija in zato je odvisno od oblačnosti, letnega časa in zemljepisne širine. Prenos toplote in izhlapevanje iz površine sta odvisna tudi od vrtnčenja ter hitrosti vetra (Kadlec, 1989; 25). Posledica izhlapevanja so višje koncentracije snovi v odpadni vodi, upočasnitev toka vode skozi sistem in več razpoložljivega časa za reakcije (Kadlec, 1989; 38).

Za mokrišča z emergentnimi makrofiti, kot so predstavniki rodov *Typha*, *Scirpus* in *Phragmites* velja, da (Kadlec, 1989; 25):

- prisotnost vegetacije znižuje evaporacijo, saj poveča senco in vlažnost ter zmanjša vetrovnost ob površini tal;
- se povprečno (v enem letu) približno polovica neto letnega sončnega obsevanja spremeni v izgube vode;
- je sezonsko nihanje evapotranspiracije (v rastni sezoni je višja) posledica tako vzorca sončnega obsevanja kot tudi vegetacijskega vzorca;
- manjše kot je mokrišče (velja za mokrišča manjša od enega ha), močnejše se odzove na okoliško mikroklimo;
- tip vegetacije ni velik faktor pri izhlapevanju.

**Pretok:** Pretok vode skozi mokriščni sistem povečujejo padavine, manjša pa ga evapotranspiracija (Kadlec, 1989). Odvisen je od velikosti in števila vmesnih prostorov med delci talnega medija in vode ter od dolžine, ki jo voda prepotuje. Veliko hidromehansko oviro in s tem vpliv na pretok skozi RČN predstavlja bakterijska združba na delcih talnega medija in koreninski sistem, saj zapolnita vmesne prostore med delci talnega medija (Drev, 2003). Z zorenjem sistema (povečevanjem biomase korenin in mikrobov) se torej pretok skozi sistem zmanjšuje, kar tudi povečuje zadrževalni čas.

**Zadrževalni čas:** Rast korenin in biofilma z zapolnitvijo por talnega medija lahko povzroča mašenje sistema in tako zviša zadrževalni čas vode. Z daljšanjem zadrževalnega časa pa se izboljša učinkovitost čiščenja vode (Suliman in sod., 2006).

### 3 METODE

#### 3.1 MESTO RAZISKAV

##### 3.1.1 Lokacija

Lokacija pilotnega čistilnega jarka – Podutik KO Glince:

- št. parcele: KO Glinice 668, 667/1 in 660/1 (glede na izpis zemljiške knjige, v lasti MOL),
- oddaljenost od stanovanjskih objektov: približno 30 m,
- izpust: v vodotok Glinščice.



Slika 1: Ortofoto posnetek lokacije ekoremediacijskega sistema (obrobjeno z rdečo) – usedalnika, pilotnega čistilnega jarka in meandrirane struge, ki se nahaja na območju zadrževalnika KO Glince v Podutiku (vir: Geopedia)

Izbira lokacije dotoka Glinščice KO Glinice za postavitev ERM-sistema temelji na (Bulc Griessler in sod., 2006):

- rezultatih zaključnih projektov Inštituta Bion na vodotoku Glinščica (Toksikološko kartiranje površinskih vod Mestne občine Ljubljana, Inštitut Bion 2001, MOL), ki so pokazali povečano strupenost Glinščice;
- rezultatih študije »Zaščita in revitalizacija vodotokov na območju Viča (Gradaščica, Glinščica, Pržanec) s pomočjo ekoremediacij (ERM)« (v nadaljevanju: študija); študijo je za MOL izdelalo podjetje Limnos (2003), ki podaja rešitve za izboljšanje kvalitete navedenih vodotokov s pomočjo ERM.

Iz analize rezultatov študije vidimo, da je glavni vir onesnaženja na območju izbranih treh vodotokov (Gradaščica, Glinščica, Pržanec) verjetno neurejena kanalizacija (prelivi), meteorna voda, površinski odtoki z vrtov in njiv v času gnojenja in škropljenja proti zajedavcem (Idejna ..., 2005). Pridobljene rezultate v okviru študije je MOL januarja 2006 nadgradila s postavitvijo čistilnega jarka in meandrirane struge na onesnaženem dotoku Glinščice v močvirje pri Podutiku.

Onesnažen dotok, ki je predmet čiščenja, se steka v Glinščico preko naravnega močvirja, ki se je ustvarilo kot posledica postavitve zadrževalnika. Ta je bil postavljen na zahtevo VGP Hidrotehnik Ljubljana za zadrževanje visoke vode. Namenjen je zadrževanju visokovrednega vala pri Glinščici zaradi bližnje zazidave, ki je predstavljala nevarnost prekomerne obremenitve edinega odvodnika za meteorno in drenažno vodo Glinščice (Idejna ... , 2005). Zadrževalni bazen je lociran na prostih rekreacijskih površinah med Podutiško cesto in Cesto v Kamno Gorico ter kmetijskimi površinami na severu (Repnik, 2006).

Zemljišče, na katerem je bil zgrajen ERM-sistem za čiščenje levega pritoka Glinščice, je bilo že pred izgradnjo dalj časa zamočvirjeno in močno zaraščeno z vlagoljubnimi rastlinami. Ta bogat močvirski biotop se je znašel sredi urbanega okolja zaradi naravnih zakonitosti, ki so delovale zaradi dolgotrajnega opuščanja vzdrževalnih del v okviru zadrževalnika (Idejna ..., 2005).

V omenjeni zadrževalni bazen oziroma močvirje dotekajo trije dotoki površinskih voda (Idejna ..., 2005):

- manjši potok Glinščica, ki teče čez območje njiv in vrtičkov;
- drugi manjši potok, ki dobiva vodo iz bližnjih izvirov in meteorne kanalizacije;
- meteorna kanalizacija, speljana neposredno iz novega naselja in njegovega obrobja.

Predmet čiščenja je drugi manjši potok, v katerega se prej steka meteorna kanalizacija iz naselja.

### **3.1.2 Opis ERM-sistema**

ERM-sistem sestavljata dva segmenta (Idejna ..., 2005):

- čistilni jarek, ki je zasut z različnimi mešanici peska in zasajen z močvirskimi rastlinami s čistilno funkcijo,
- meandrirana nova struga dotoka z elementi revitalizacije.

Izgrajeni ERM-sistem je prvi tovrstni sistem, postavljen v Sloveniji, zato ima visoko inovativno vrednost (Bulc Griessler in sod., 2006). ERM-sistem, ki je namenjen demonstraciji dobre prakse za izboljšanje kvalitete vodotokov na področju MOL, je bil prvič zasajen aprila 2006 in od takrat naprej poteka tudi monitoring (Bulc Griessler in sod., 2006).





Slika 2: Dotok Glinščice (na levi strani slike) in z njim povezan (desno) usedalnik ter s trstom zaraščen čistilni jarek. Fotografirano dolvodno dne 9. 7. 2009 (Vzdrževanje ..., 2009)



Slika 3: Prikaz poglobljene obstoječe struge (na sliki levo), ki služi kot predusedalnik in s pregrado ločen zgrajen ERM-sistem. Posneto pozimi leta 2009 v času visokih vod (obilne padavine) (Vzdrževanje ..., 2009)

Po sotočju meteorne kanalizacije in potoka – odvodnika je bila obstoječa (matična) struga poglobljena (za 0,5 m) in sedaj služi kot predusedalnik (slika 3) za hitro usedanje grobe suspenzije. S pragom v obstoječi strugi je bila voda usmerjena v novo strugo v skupni dolžini 70 m z značilnostmi, povzetimi v preglednici 1. V novo strugo je vgrajen usedalnik ter trije čistilni segmenti (skupno imenovani čistilni jarek) v dolžini 20 m (slika 2 in 3). Voda je nato speljana v meandrirano strugo (slika 4) oziroma z več zavoji oblikovano strugo z elementi revitalizacije v skupni dolžni 50 m. Celotna nova struga ima razvito širino v povprečju tri m in globino en meter. Iztok obeh, matične oz. obstoječe in nove struge, poteka v obstoječe močvirje ter nato v Glinščico (Idejna ..., 2005).



Slika 4: Meandrirana struga pozimi, fotografirano dolvodno dne 26. 2. 2009. (Opomba: desno od meandrirane struge – ni vidno, se nahaja naravno močvirje) (foto.: Sabina Blumauer)

Preglednica 1: Osnovne karakteristike sistema (Idejna ..., 2005; 13)

	<i>dolžina</i>	<i>širina</i>	<i>globina</i>	<i>površina</i>	<i>volumen</i>
	m			m <sup>2</sup>	
Usedalnik	5	2,5	1	12,5	12,5
Čistilni segment	5	2,5	0,5	12,5 x 3	18,7
Meander	50	3,5	0,5	175	87,5
<b>SKUPAJ</b>	<b>70</b>	<b>3</b>	<b>0,75</b>	<b>225</b>	<b>118,7</b>

Podrobni prikaz ERM sistema je v prilogi A.

Za oblikovanje ERM-sistema Glinščica so upoštevali oceno dotoka meteornih vod in otoka, ki je znašala približno 20 l/s (meritve v letu 2004, 2005). Hidravlična obremenitev ERM-sistema je manjša, odvisna od dotoka, vendar ne več kot 10 % pretoka na dotoku. Za lažji tok vode skozi sistem so v novi strugi posnemali padec oziroma nagib obstoječe struge (približno 6 ‰). Ta je v novi strugi nekoliko manjši, tj. 2–4 ‰ (Idejna ..., 2005).

Usedalnik, ki se nahaja na začetku nove struge, je od stare struge ločen s pregrado, dotok vode vanj pa je narejen skozi ustrezno dimenzioniran preliv. Pregrada med matično in novo strugo ni vodotesna (lesene deske 5 cm, pritrjene na kole, nadvišano s kamni), pod njo pa je v dno usedalnika speljana tudi plastična cev Ø 30 cm, ki izboljša dovod onesnažene vode iz meteorne kanalizacije. Onesnažena voda je torej preko pregrade usmerjena v usedalnik in naprej v čelno odprtino čistilnega jarka. Stene vodotesnega usedalnika, ki je vkopan v zemljo, so utrjene z okroglicami in prekrite s folijo (Bulc Griessler in sod., 2006).

Na pregradi med usedalnikom in čistilnim jarkom so po celi dolžini postavljeni betonski škarpniki, ki so napolnjeni s finim peskom Ø 18 mm. To preprečuje resuspendiranje delcev, večjih od 15 mm iz usedalnika na površino čistilnega jarka, ki bi povzročali mašenje in slabše delovanje sistema (Vzdrževanje ..., 2007). Za pregrado usedalnika so trije vodotesni čistilni segmenti, ki so med seboj ločeni z mrežo Ø 4 mm, napolnjeni z različnimi frakcijami peska Ø 16–32 mm, Ø 8–16 mm, Ø 4–8 mm (hidravlična prepustnost talnega medija je 0,01 m/s) in zasajeni z navadnim trstom (*Phragmites australis*). Vodotesnost čistilnih segmentov zagotavlja bazenska folija, ki je na brežinah obtežena z večjimi skalami. Naklon brežin v čistilnem jarku je 1 : 1,5. V vsak čistilni segment so na začetku in koncu postavljene vertikalne cevi (skupno šest cevi) s Ø 10 cm za meritve vodne gladine (funkcija piezometra), fizikalnih in kemijskih parametrov (Idejna ..., 2005; Bulc Griessler in sod., 2006). Na zaključku čistilnih segmentov je postavljena približno 80 cm visoka pregrada za umirjanje visokih voda. V pregradi je narejen Thompsonov preliv, ki drži gladino vode na približno 20 cm in omogoča merjenje pretoka.

Voda preko Thompsonovega preliva iz čistilnih segmentov izteka v meandrirano strugo, ki je zasajena z različnimi vlagoljubnimi, močvirskimi rastlinami (*Typha latifolia*, *Juncus effusus*, *Carex sp.*, *Iris pseudacorus*) in vlagoljubnimi lesnatimi vrstami (*Salix spp*, *Corylus avelana*, *Alnus glutinosa*, *Quercus robur*). Pred zasaditvijo rastlin so bili za razgibanje struge in varovanje brežin vgrajeni vrbovi popleti, jezbice, poloblice in kamnometi. Voda iz meandrirane struge se nato izteka v obstoječ poglobljen vodotok (Idejna ..., 2005; Bulc Griessler s sod., 2006).

### 3.1.3 Količina padavin in temperatura zraka na območju ERM-sistema

Meteorološki podatki (količina padavin, temperatura zraka) za leto 2008/2009, ki smo jih iz najbližje meteorološke postaje Ljubljana Bežigrad pridobili od Agencije RS za okolje, prikazujemo v preglednici 2. Največ padavin je padlo od decembra do februarja, veliko tudi julija in avgusta. Povprečna mesečna temperatura je bila najvišja julija, najnižja pa januarja. V preglednici 2 so poleg mesečnih padavin in povprečnih mesečnih temperatur podane tudi količine padavin in povprečne temperature v petih dneh pred vzorčenjem.

Preglednica 2: Prikaz mesečnih padavin in povprečnih mesečnih temperatur ter padavin in povprečnih temperatur pet dni pred dnevom vzorčenja v tretjem letu obratovanja – 2008/2009 (podatki z merilne postaje Ljubljana Bežigrad). Tabela prikazuje dežne padavine.

Datum	Apr 08	Maj 08	Jun 08	Jul 08	Avg 08	Sep 08	Okt 08	Nov 08	Dec 08	Jan 09	Feb 09	Mar 09
Mesečne padavine [mm]	138	94	155	188	176	34	97	128a	225b	89c	103d	158
Pad. pet dni pred vzorčenjem [mm]	11	2	4	32	38	0	17	7	29	8	5	6
Mesečna tem. zraka [°C]	10,7	16,9	20,3	21,4	20,7	15,1	12,0	6,4	2	-1,5	2,3	7,1
Povprečna tem. zraka v petih dneh pred vzorčenjem [°C]	11,8	17,5	25,8	18,6	18,2	11,1	10,6	3,8	3,2	2,7	2,7	8,6

Legenda: poleg dežnih padavin je bilo: **a** = v novembru 39 mm snežnih padavin; **b** = v decembru 8 mm snežnih padavin; **c** = v januarju 179 mm snežnih padavin; **d** = v februarju 107 mm snežnih padavin (Opomba: Vzorcevanje je potekalo v času: 28. apr. 08; 27. maj 08; 26. jun. 08; 25. jul. 08; 27. avg. 08; 23. sept. 08; 23. okt. 08; 24. nov. 08; 22. dec. 08; 28. jan. 09; 26. feb. 09; 19. mar. 09).

### 3.1.4 Strupenost vode in sedimentov na območju ERM-sistema

Meritve strupenosti vode in sedimentov z bakterijo *Vibrio fischeri* (ISO 11348) je na ERM-sistemu v letih 2008 in 2009 izvajal Inštitut za fizikalno biologijo (IFB). V preglednici 3 prikazujemo rezultate biotesta strupenosti vode, v preglednici 4 pa sedimenta na območju ERM-sistema. Za meritev strupenosti vode so raziskovalci IFB uporabili ekotoksikološko metodo, ki je osnovana na meritvah bioluminiscence bakterije *Vibrio fischeri* (sev NRRL B-11177, Microtox™). Izbrani sev NRRL B-11177 ima visoko občutljivost na širok spekter kemikalij. Če je bioluminiscenca katerekoli razredčitve padla za vsaj 20 % več kot kontrola (EC20), je to pomenilo, da je vzorec strupen. Strupenost sedimentov so raziskovalci testirali z "Basic Solid-Phase" (BSP) testom Microtox™. Močna naravna strupenost sedimentov lahko zakrije strupenost zaradi človeškega delovanja, zato je bila strupenost sedimentov v primeru tega testa določena primerjalno in ne absolutno. Iz razredčitvene vrste sedimenta so izračunali EC50 – tako imenovano efektivno koncentracijo sedimenta, ki povzroči 50 % upad bioluminiscence *V. fischeri*. Vrednosti EC50 so primerjali med vzorci in bolj strupeni so bili tisti sedimenti, ki so v manjših koncentracijah povzročili 50 % upad bioluminiscence.

Voda na območju ERM-sistema v letih 2008 in 2009 v povprečju ni bila strupena (preglednica 2), saj so bile vse povprečne vrednosti inhibicije nižje od 20 % (meja, nad katero se vzorec obravnava kot strupen). Voda je bila v povprečju najmanj strupena v naravnem potoku in na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1). Voda na dotoku v sistem in na

koncu meandra je imela v primerjavi z ostalimi vrednostmi sorazmerno visoko stopnjo inhibicije bioluminiscence (13,5 in 12,7 %).

Strupenost sedimenta na območju ERM je bila v letih 2008 in 2009 povečana na vseh vzorčnih mestih razen na mestu, kjer priteka naraven potok. Strupenost sedimenta na iztoku ena je bila manjša glede na dotok v ERM-sistem.

Preglednica 3: Rezultati biotesta strupenosti vode po *Vibrio fischeri*. Prikazane so povprečne vrednosti inhibicije bioluminiscence *Vibrio fischeri*, izračunane iz 16 vzorcev za vsako vzorčno mesto. Višja vrednost predstavlja večjo strupenost oz. slabše stanje vode (Vzdrževanje ..., 2009).

Vzorec	Opis vzorčnega mesta	Povprečna inhibicija bioluminiscence [%]
1	kanalizacijski iztok iz urbanega območja	9,6
2	pritok 'naravnega' potoka	7,2
3	dotok v ERM	<b>13,5</b>
4	iztok iz čistilnega jarka (iztok 1)	5,1
5	konec meandra (iztok 2)	<b>12,7</b>

Legenda – mejne vrednosti: *Vibrio fischeri*:

siva – voda je strupena (> 20 % inhibicija),

siva odebeljena – voda je na meji strupenosti (15–20 % inhibicija),

črna odebeljena – voda je pod mejo strupenosti (> 10 % inhibicija),

črna – voda ni strupena (< 10 % inhibicija).

Preglednica 4: Meritve strupenosti sedimenta z Basic Solid-Phase testom (Microtox™). Višja vrednost predstavlja manjšo strupenost oz. boljše stanje sedimentov (Vzdrževanje ..., 2009).

Vzorec	Opis vzorčnega mesta	EC50 [g/l]
1	kanalizacijski iztok iz urbanega območja	<b>20,0</b>
2	pritok 'naravnega' potoka	100,0
3	dotok v ERM	<b>48,0</b>
4	iztok iz čistilnega jarka (iztok 1)	<b>63,0</b>
5	konec meandra (iztok 2)	<b>47,0</b>

Legenda – mejne vrednosti: EC50 – koncentracija sedimenta, ki povzroči 50 % upad bioluminiscence *V. fischeri*: manjši EC50 pomeni večjo strupenost:

siva odebeljena – EC50 vrednost od 6–39,9 g sedimenta/ml diluenta (je strupeno),

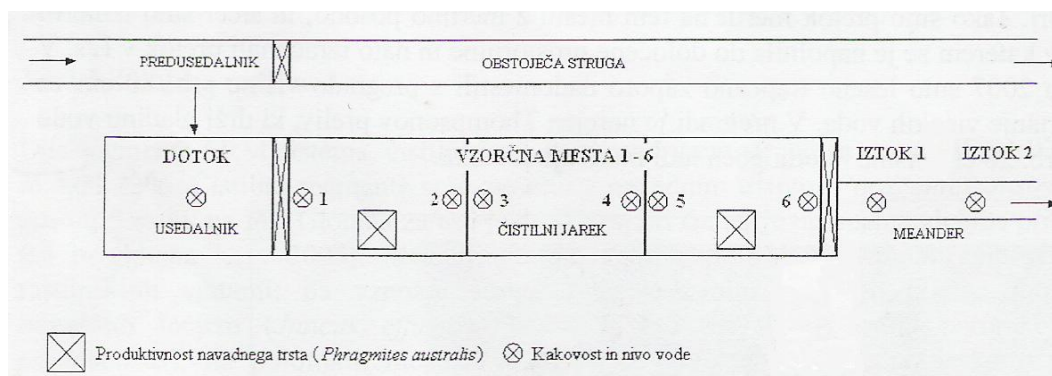
črna odebeljena – EC50 vrednost od 40–99,9 g sedimenta/ml diluenta (na meji strupenosti),

črna – EC50 vrednost  $\geq$  100 g sedimenta/ml diluenta (ni strupeno).

### 3.2 METODE SPREMLJANJA UČINKOVITOSTI ERM-SISTEMA

Učinkovitost sistema smo spremljali na različnih vzorčnih mestih ERM-sistema:

- **dotok:** vzorčno mesto v usedalniku, kjer smo meritve izvajali ob pregradi med usedalnikom in čistilnim jarkom,
- **vzorčna mesta 1-6:** 6 plastičnih vertikalnih cevi Ø 10 cm parno nameščenih na vsakem od segmentov čistilnega jarka (funkcija piezometra),
- **iztok 1:** za končno pregrado čistilnega jarka v prvih nekaj metrih meandrirane struge,
- **iztok 2:** na iztoku iz meandra v močvirje.



Slika 5: Shema vzorčnih mest v ERM-sistemu (Vrbajnsčak, 2008).

Datumi vzorčenja v tretjem letu obratovanja ERM sistema (2008/2009) prikazujemo v preglednici 5.

Preglednica 5: Datumi vzorčenja v tretjem letu obratovanja ERM-sistema

2008								2009			
28.apr.	27.maj	26.jun.	25.jul.	27.avg.	23.sep.	23.okt.	24.nov.	22.dec.	28.jan.	26.febr.	19.mar.

#### 3.2.1 Spremljanje hidravličnih lastnosti ERM (pretok vode skozi ERM-sistem, nivo vodne gladine)

Hidravlične lastnosti ERM-sistema smo spremljali z mesečnimi meritvami pretoka vode skozi sistem in merjenjem nivoja vodne gladine v obdobju od maja 2008 do marca 2009, torej do začetka nove rastne sezone. Pretok vode smo na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1), kjer je postavljen Thomsonov preliv volumetrično merili v času, Pretok smo izračunali prek merjenja količine vode, ki preteče skozi Thomsonov preliv v določenem času (L/s). Nivo vodne gladine v ERM-sistemu smo z metrom merili na vzorčnih mestih ob količku v matični oziroma obstoječi strugi, na dotoku, vzorčnih mestih 1–6 v čistilnem jarku, iztoku 1 in iztoku 2 (slika 5).

#### 3.2.2 Zadrževalni čas čistilnega jarka

V juliju 2009 smo s pomočjo meritve specifične električne prevodnosti (SEP) izmerili zadrževalni čas vode v čistilnem jarku, tako da smo na dotok dodali okoli 50 % raztopino

kuhinjske soli (8 kg soli v 16 l vode). Pred poskusom smo prevodnost izmerili na dotoku (674  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) in iztoku 1 (745  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Rastopino soli smo enakomerno dodajali v usedalnik ob pregrado s čistilnim jarkom. Zadrževalni čas je čas med izlitjem rastopine soli in najvišjo izmerjeno prevodnostjo na iztoku 1. Zapisali smo čas izlitja rastopine soli v usedalnik, tj. 13. 7. 2009 ob 11. uri. Z meritvami smo začeli naslednji dan (14. 7. 2009) ob 9. uri in nato vsako uro opravljali meritve na dotoku, vseh čistilnih segmentih (2. cev v prvem segmentu, 1. in 2. cev v drugem segmentu, 1. in 2. cev v tretjem segmentu) in na iztoku iz čistilnega jarka. Najvišjo vrednost na iztoku smo dobili ob 19. uri. Nato smo meritev opravili še naslednji dan (15. 7. 2009), da smo se prepričali, ali vrednost prevodnosti na iztoku upada.

### 3.2.3 Vrstna sestava rastlin v ERM-sistemu in računanje vegetacijskih indeksov

Učinkovitost in stanje ERM smo ovrednotili s pomočjo makrofitov in obrežne vegetacije, kamor sodijo vse s prostim očesom vidne vodne rastline, in sicer semenke, mahovi in nekatere alge. V juniju in juliju 2008 smo na terenu po celotnem ERM sistemu naredili popis rastlinskih vrst (Martinčič in sod., 1999; Aichele in Golte Bechtle, 1997) in jim nato določili masni indeks, pri čemer gre za oceno zastopanosti posamezne vrste v posameznem odseku (usedalnik, čistilni jarek, meandrirana struga) po petstopenjski lestvici. Masni indeks ustreza relativni abundanci vrste. Na podlagi tega smo izpeljali absolutno biomaso posameznih vrst (Pall in Janauer, 1995).

Preglednica 6: Petstopenjska lestvica za oceno zastopanosti vrste in povezanost masnega indeksa ter dejanske biomase

Ocena zastopanosti vrste	Masni indeks (MI) $X$	Dejanska biomasa (PM) $f(x) = x^3$
posamična vrsta	1	1
redka vrsta	2	8
pogosta vrsta	3	27
množična vrsta	4	64
prevladujoča vrsta	5	125

### 3.2.4 Ugotavljanje produktivnosti rastlinskega materiala

Za ugotavljanje produktivnosti navadnega trsta (*Phragmites australis*) smo skozi celotno rastno sezono (od maja do oktobra 2008) enkrat mesečno naključno izbirali po tri rastline na dveh vzorčnih mestih v čistilnem jarku. Vsako izmed vzorčnih mest je predstavljal kvadrant s površino enega  $\text{m}^2$ , lociran v prvem (kvadrant 1) in zadnjem (kvadrant 2) segmentu čistilnega jarka. Pri nabranih rastlinah smo spremljali naslednje parametre: višino stebela (ko je trst cvetel, je višino trsta predstavljalosteblo s socvetjem), svežo in suho maso stebela in listov, število listov, površino listov ter listni indeks. Za ugotavljanje sveže mase trsta smo uporabili tehtnico Sartorius Analytic ter ga nato sušili v sušilniku pri 105 °C do konstantne mase (24 ur), da smo določili suho maso. Površino listov smo izmerili z Area Meter Delta – T. Listni indeks smo izračunali s pomočjo enačbe:

$$LAI = \sum P \text{ listov} / l \text{ m}^2 \dots\dots\dots(5)$$

Poleg zgoraj opisanega načina smo višino trsta merili tudi tako, da smo z barvnim lepilnim trakom na začetku sezone v vsakem kvadrantu označili po deset rastlin. Višino rastlin smo nato spremljali skozi celotno rastno sezono.

Na koncu sezone (novembra 2008) smo izmerili biomaso podzemnih delov trsta. Na prvem in tretjem segmentu čistilnega jarka smo na naključno izbranem kvadrantu velikosti 25 x 25 cm pokosili vso nadzemno biomaso in izkopalni vse korenine in rizome. Ves material smo že na sami lokaciji očistili, nato pa v laboratoriju še oprali in ločili na rizome ter korenine. Izmerili smo svežo maso, nato pa sušili pri 105 °C do konstantne mase, da smo določili suho maso rizomov in korenin.

Vse meritve rastlinskega materiala smo opravili v laboratoriju Katedre za ekologijo na Oddelku za biologijo Biotehniške fakultete v Ljubljani.

### 3.2.5 Spremljanje kakovosti vode

Vzorčenje smo opravljali enkrat mesečno od aprila 2008 do marca 2009 v približno enakih časovnih razmikih (konec meseca) in ob istem času (okrog 10. ure zjutraj). Pazili smo tudi, da smo vzorčili v suhem vremenu in ne neposredno po obilnih padavinah, ki redčijo vodo in nižajo koncentracije snovi.

Meritve temperature, pH, elektrolitske prevodnosti raztopljenega kisika in nasičenosti vode s kisikom smo s pomočjo prenosnih aparatov izvajali na dotoku v ERM-sistem, vzorčnih mestih od 1 do 6 vzdolž čistilnega jarka, iztoku 1 (iztok iz čistilnega jarka) in iztoku 2 (iztok iz meandra). Pri tem smo uporabljali univerzalni prenosni merilnik MultiLine P4, pH kombinirano elektrodo z integriranim temperaturnim senzorjem SenTin 41, sondo za raztopljeni kisik in nasičenost s kisikom Cellox 325, posodico za kalibracijo OxiCal®-SL in standardno celico za merjenje prevodnosti TetraCon®325.

Na vzorčnih mestih – dotoku, iztoku 1 in iztoku 2 smo poleg meritev s prenosnimi aparatami odvzeli tudi vzorce za analize KPK, BPK<sub>5</sub>, amoniak, nitrit, nitrat, organski dušik, celotni dušik, celotni fosfor, usedljive in neraztopljene snovi tudi s plastičnimi posodami (3 l). Vzorce smo v času dveh ur zamrzili in kasneje v laboratoriju centralne čistilne naprave (CCN) Ajdovščina opravili analize. Seznam uporabljenih metod, standardov in aparatov prikazujemo v preglednici 7.

Preglednica 7: Seznam metod, standardov in aparatov, uporabljenih pri analizi vzorcev v laboratorijih Centralne čistilne naprave Ajdovščina v letih 2008 in 2009 (Vzdrževanje ..., 2009)

Parameter	Standard	Uporabljena oprema
Temperatura	DIN 38404-C4	Hg-termometer
pH vrednost	SIST ISO 10523	pH-meter WTW 340
Neraztopljene snovi	ISO/DIS 11923	vak. črpalka, sušilnik, tehtnica Sartorius

»se nadaljuje«

»nadaljevanje«

Usedljive snovi	DIN 38409-H9	Imhoff valji
Amonijev dušik	SIST ISO 57664	Destilator Buchi, bireta
Nitritni dušik	EN 26777:1993	Spektrofotometer Agilent
Nitratni dušik	Spektrofoto. metoda z Na-silicilatom	Spektrofotometer Agilent
Dušik po Kjeldahlu (organski dušik)	SIST EN 25663	Laborat. steklovina, destilator Buchi, bireta
Celotni fosfor	SIST ISO 6878 – 1	Spektrofotometer Agilent
Kemijska potreba po kisiku – KPK	SIST ISO 6060	Laborat. steklovina, titrator Mettler
Biokemijska potreba po kisiku – BPK <sub>5</sub>	SIST ISO 5815	OXI TOP
Elektrolitska prevodnost	SIST ISO 7888	Konduktometer WTW multi 340i

### 3.2.6 Primerjava treh let obratovanja ERM-sistema

Podatke iz tretjega leta (2008/2009) smo primerjali s prvim (2006/2007) (preglednica 8) in drugim (2007/2008) (preglednica 9) letom obratovanja ERM-sistema. Merjenje produktivnosti trsta je v vseh letih potekalo od maja do oktobra.

Preglednica 8: Datumi vzorčenja v prvem letu obratovanja ERM-sistema

2006						2007		
2. maj	17. jun.	20. avg.	20. sep.	31. okt.	20. nov.	5. jan.	1. mar.	22. mar.

Preglednica 9: Datumi vzorčenja v drugem letu obratovanja ERM-sistema

2007						2008			
22. maj	11. jun.	11. jul.	28. avg.	14. sep.	15. okt.	24. nov.	31. mar.	9. apr.	28. apr.

### 3.2.7 Izračun učinkovitosti čiščenja oziroma odstranjevanja onesnaževal

Za izračune učinkovitosti ERM smo uporabili enačbe 1, 2, 3 in 4 iz Pregleda objav.

### 3.2.8 Obdelava podatkov

Vse izmerjene podatke smo obdelali v programu MS Excel. Za ugotavljanje statistično značilnih razlik med dotočnimi in iztočnimi vrednostmi parametrov kakovosti vode smo v WinSTAT® dodatku (Version 2009.1) za MS Excel naredili neparametrični Mann-Whitneyjev test (U-test). Ostale analize smo naredili v statističnem programu R (R Development Core Team, 2009). Za ugotavljanje koreliranja med parametri smo uporabili Pearsonov koeficient korelacije, za ugotavljanje statistično značilnih sprememb parametrov v času smo izvedli analizo ANOVA, prirejeno za ponavljajoče meritve, za ugotavljanje statistično značilnih razlik v produktivnost navadnega trsta pa smo uporabili Wilcoxonov test (razlike med kvadranti v rastni sezoni 2008) in Kruskal-Wallisov test (razlike med tremi leti obratovanja ERM-sistema).

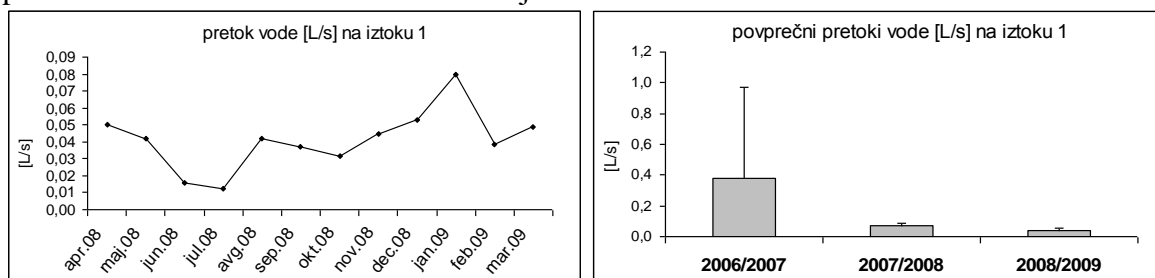


## 4 REZULTATI

### 4.1 HIDRAVLICNE LASTNOSTI SISTEMA

#### 4.1.1 Pretok

Rezultati meritev pretoka (slika 6) v letu 2008/2009 na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1) prikazujejo, da je bil pretok v vročih poletnih mesecih (juniju in juliju) nižji kot v jesenskih, zimskih in spomladanskih mesecih. Najnižji pretok je bil tako izmerjen v mesecu juliju 2008 (0,01 l/s), najvišji pa januarja 2009 (0,08 l/s). V ostalih mesecih je bil pretok dokaj stalen (med 0,03 in 0,05 l/s). Slika 7 kaže primerjavo povprečnih pretokov vode na iztoku 1 v prvem (2006/2007), drugem (2007/2008) in tretjem (2008/2009) letu obratovanja ERM-sistema, iz česar je vidimo, da se pretok in nihanja v pretoku s starostjo sistema zmanjšujejo ( $0,38 \pm 0,59$  l/s;  $0,07 \pm 0,01$  l/s.;  $0,04 \pm 0,02$  l/s). Izračun Pearsonovega koeficienta korelacije, ki ga prikazujemo v prilogi D, kaže, da med mesečnimi dežnimi padavinami in pretokom ter med celotnimi mesečnimi padavinami in pretokom ni statistično značilne korelacije.



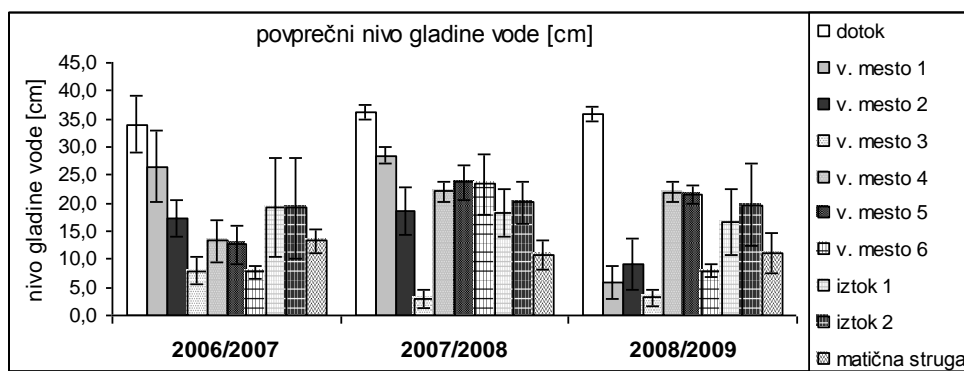
Slika 6, 7: Pretok vode na iztoku 1 na ERM-objektu v letu 2008/2009 in (slika 7) povprečni pretoki in standardni odkloni na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1) v prvem, drugem in tretjem letu obratovanja ERM-sistema.

#### 4.1.2 Nivo vodne gladine

Nivo vodne gladine na različnih vzorčnih mestih ERM-sistema v letu 2008/2009 prikazujemo v preglednici 10, za povprečja s standardnim odklonom za vsa tri leta obratovanja ERM sistema (2006/2007, 2007/2008 in 2008/2009) pa na sliki 8.

Preglednica 10: Prikaz posameznih vrednosti nivoja vodne gladine na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009. Zaradi zablattenja vzorčnih mest manjkajo podatki na v. mestu 1 za avgust in na v. mestu 3 za junij. Manjka tudi meritev na iztoku 1 v marcu.

	Nivo gladine vode [cm]										
	maj 08	jun. 08	jul. 08	avg. 08	sep. 08	okt. 08	nov. 08	dec. 08	jan. 09	feb. 09	mar. 09
Dotok	38,0	37,0	36,5	35,0	35,0	33,5	34,5	37,0	37,5	34,5	36,0
v. mesto 1	9,0	4,0	6,5	/	1,5	1,0	5,0	9,0	9,0	8,0	6,0
v. mesto 2	5,0	4,0	7,0	20,0	6,0	7,0	12,0	7,0	10,0	10,0	13,0
v. mesto 3	1,0	/	2,5	2,5	3,5	1,5	2,5	5,0	5,5	3,0	4,0
v. mesto 4	23,0	18,0	20,0	21,0	22,0	22,0	22,0	23,0	25,0	23,0	23,0
v. mesto 5	23,0	20,0	20,0	19,0	21,0	20,0	21,0	23,0	24,5	22,0	22,0
v. mesto 6	9,0	8,0	7,0	7,0	10,0	7,0	8,0	8,0	9,0	6,0	8,0
iztok 1	14,0	8,0	8,0	16,0	17,0	17,0	24,0	22,0	25,0	16,0	/
iztok 2	14,0	16,0	20,0	19,0	15,0	15,0	18,0	23,0	40,0	18,0	19,0
matična struga	10,0	7,0	11,0	10,0	8,0	9,0	10,0	14,0	20,0	11,0	13,0



Slika 8: Prikaz povprečnega nivoja gladine vode na odvzemnih mestih od dotoka do matične struge na ERM-objektu v prvem, drugem in tretjem letu obratovanja ERM-sistema

Najvišji nivo vodne gladine smo v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) izmerili na dotoku, najnižji pa na vzorčnem mestu 3 v čistilnem jarku (slika 8), podobni rezultati so bili tudi v prvih dveh letih. Tudi na vzorčnih mestih 1, 2 in 6 je bil povprečni nivo vodne gladine nizek (pod 10 cm). Letni višek na večini vzorčnih mest smo izmerili v mesecu januarju (preglednica 10), kar sovpada s količino padavin (vsota snežnih in dežnih) v tem mesecu (glej poglavje 3.1.3). Največje nihanje nivoja vodne gladine v tretjem obratovalnem letu smo izmerili v meandru (slika 8).

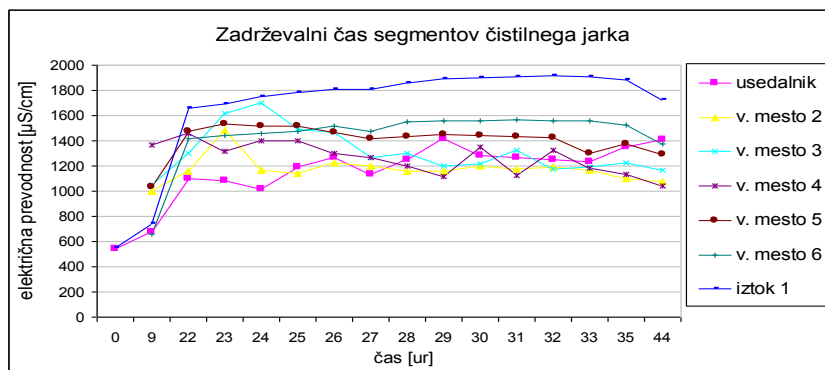
Iz primerjave povprečnih nivojev vodne gladine med tremi leti obratovanja (slika 8) je razvidno, da se povprečni nivo vodne gladine na dotoku, iztoku 1 in 2 ter v matični strugi skozi leta ni bistveno spreminjal, večja nihanja nivoja vodne gladine opazimo na vzorčnih mestih v čistilnem jarku. Kljub nihanju vodne gladine lahko vidimo, da je bil v vseh treh letih povprečni nivo vodne gladine zelo nizek na začetku druge grede čistilnega jarka (v. mesto 3) in v tretjem letu obratovanja (2008/2009) tudi v prvi gredi čistilnega jarka, kar kaže na mašenje začetnega dela čistilnega jarka skozi vsa tri leta.

#### 4.2 ZADRŽEVALNI ČAS ČISTILNEGA JARKA

V preglednici 11 prikazujemo vrednosti specifične električne prevodnosti (metoda z dodajanjem soli) na različnih vzorčnih mestih v ERM-sistemu v času, na osnovi katerih smo ocenili zadrževalni čas vode v čistilnem jarku (slika 9). Zadrževalni čas je na iztoku 1 znašal od 9 do 44 ur. Pretok vode skozi sistem je bil v času meritev 0,0253 l/s.

Preglednica 11: Specifična električna prevodnost v posameznih delih ERM-sistema po dodatku 50 % koncentracije kuhinjske soli na določeno mesto dne 13. 7. 2009. Zaradi zamašitve začetnega dela čistilnega jarka na prvem vzorčnem mestu ni meritev.

$\mu\text{S/cm}$ \ št. Ur	0	9	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	35	44
<b>Usedalnik</b>	539	674	1097	1081	1020	1194	1269	1136	1246	1415	1285	1270	1246	1237	1351	1409
<b>v. mesto 2</b>		1001	1156	1483	1164	1141	1226	1202	1157	1159	1200	1172	1193	1168	1104	1072
<b>v. mesto 3</b>		1051	1298	1618	1702	1491	1468	1263	1299	1204	1217	1323	1177	1194	1223	1165
<b>v. mesto 4</b>		1363	1456	1318	1400	1398	1296	1269	1200	1119	1351	1123	1321	1184	1131	1041
<b>v. mesto 5</b>		1033	1474	1535	1514	1515	1463	1415	1430	1454	1438	1433	1426	1296	1377	1290
<b>v. mesto 6</b>		656	1418	1443	1462	1472	1519	1474	1549	1557	1559	1567	1562	1555	1527	1378
<b>iztok 1</b>	546	745	1659	1690	1751	1782	1805	1809	1862	1891	1899	1912	1917	1912	1886	1721



Slika 9: Spreminjanje električne prevodnosti v odvisnosti od časa na vseh merilnih mestih

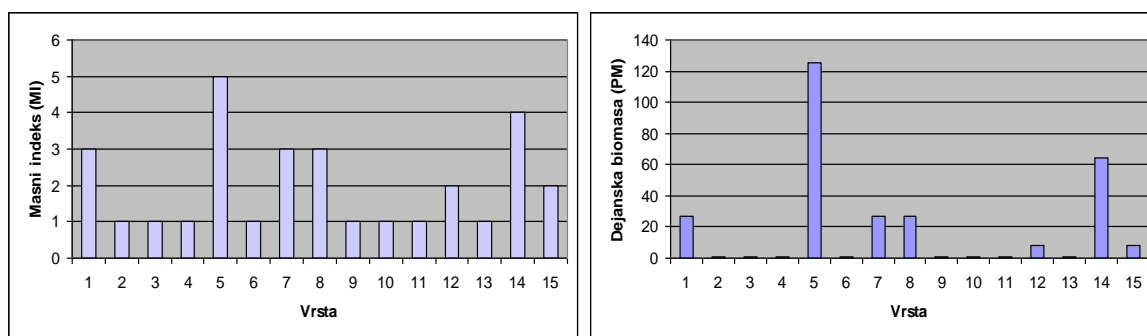
### 4.3 VRSTNA SESTAVA RASTLIN V ERM-SISTEMU

#### 4.3.1 Usedalnik

V preglednici 12 je seznam rastlinskih vrst, ki so uspevale v ali ob usedalniku v rastni sezoni 2008, na sliki 10 je prikazan masni indeks vrst, na sliki 11 pa dejanska biomasa rastlinskih vrst.

Preglednica 12: Seznam rastlinskih vrst usedalnika na ERM-sistemu Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008. Vrste, označene z \*, so uspevale v usedalniku (v vodi).

Oznaka	Latinsko ime	Slovensko ime
1	/	nitaste alge*
2	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	trpotčasti porečnik*
3	<i>Epilobium parviflorum</i>	drobnocvetni vrbovec
4	<i>Galium mollugo</i>	navadna lakota
5	<i>Glyceria fluitans</i>	plavajoča sladika*
6	<i>Hypericum perforatum</i>	šentjanževka
7	<i>Impatiens parviflora</i>	drobnocvetna nedotika
8	<i>Juncus conglomeratus</i>	klobčasto ločje*
9	<i>Lolium multiflorum</i>	laška ljujka
10	<i>Lythrum salicaria</i>	navadna krvenka
11	<i>Lysimachia vulgaris</i>	navadna pijavčnica
12	<i>Lycopus europaeus</i>	navadni regelj*
13	<i>Polygonum mite</i>	mila dresen
14	<i>Rubus sp.</i>	robida
15	<i>Salix alba</i>	bela vrba



Slika 10, 11: Masni indeks rastlinskih vrst, popisanih junija in julija 2008 v in ob usedalniku, in dejanska biomasa rastlinskih vrst v in ob usedalniku. Za oznako vrste glej preglednico 12.

Iz slike 10 in 11 vidimo, da je bila prevladujoča vrsta v usedalniku plavajoča sladika (*Glyceria fluitans*), ki raste ob in v vodi in je v Sloveniji splošno razširjena od nižin do visokogorja (Martinčič in sod., 1999). Množično se je pojavljala robida (*Rubus* sp.), ki je preraščala bregove, vendar ni bila neposredno v stiku z vodo usedalnika, kot je bila plavajoča sladika, zato tudi ni imela pomembnejšega vpliva na vodno telo. Pogoste so bile tudi nitaste alge, drobnocvetna nedotika (*Impatiens parviflora*) in klobčasto ločje (*Juncus conglomeratus*). Alge in klobčasto ločje sodijo med vodne rastline. Poleg teh vodnih rastlin sta bila v usedalniku prisotna tudi trpotčasti porečnik (*Alisma plantago-aquatica*) in navadni regelj (*Lycopus europaeus*), vendar z nizkim masnim indeksom.

Primerjava rastlinskih vrst v usedalniku v tretji rastni sezoni (2008) z vrstami v prvi (2006) in drugi (2007) kaže, da v prvi rastni sezoni usedalnika ni naselila nobena vrsta, v drugi rastni ga je že popolnoma prerasla plavajoča sladika, v tretji so bile poleg plavajoče sladike prisotne tudi nitaste alge in trpotčasti porečnik. V tretji sezoni so zasadili tudi nove vrbove potaknjence.

#### 4.3.2 Čistilni vegetacijski jarek

V preglednici 13 je seznam rastlinskih vrst, ki so uspevale v čistilnem jarku v rastni sezoni 2008, na sliki 12 je prikazan masni indeks, na sliki 13 pa dejanska biomasa rastlinskih vrst.

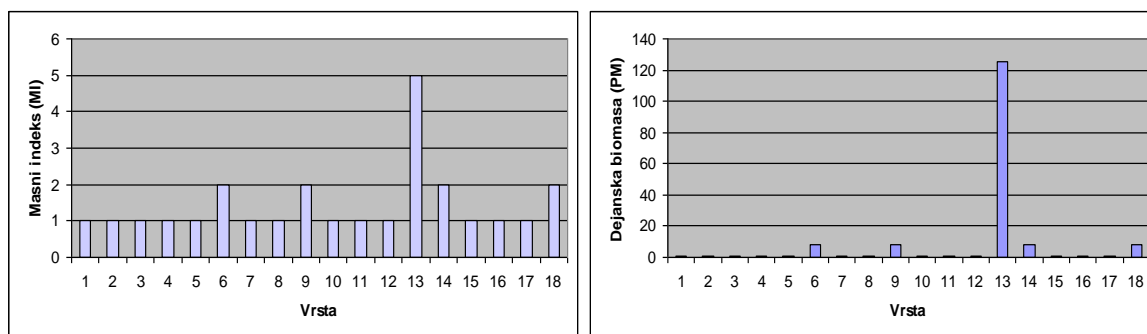
Preglednica 13: Seznam vrst v čistilnem jarku ERM-sistema Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008.

Oznaka	Latinsko ime	Slovensko ime
1	<i>Carex</i> sp.	šaš
2	<i>Chelidonium majus</i>	krvavi mlečnik
3	<i>Cichorium intybus</i>	navadni potrošnik
4	<i>Convolvulus arvensis</i>	njivski slak
5	<i>Dactylis glomerata</i>	navadna pasja trava
6	<i>Epilobium parviflorum</i>	drobnocvetni vrbovec
7	<i>Galeopsis speciosa</i>	pisani zebrat
8	<i>Galium mollugo</i>	navadna lakota
9	<i>Impatiens parviflora</i>	drobnocvetna nedotika
10	<i>Lactuca serriola</i>	pripotna ločika
11	<i>Oxalis fontana</i>	toga zajčja deteljica

»se nadaljuje«

»nadaljevanje«

12	<i>Phleum pratense</i>	travniški mačji rep
13	<i>Phragmites australis</i>	navadni trst
14	<i>Polygonum mite</i>	mila dresen
15	<i>Ranunculus acris</i>	ripeča zlatica
16	<i>Rumex obtusifolius</i>	topolistna kislica
17	<i>Taraxacum officinalis</i>	navadni regrat
18	<i>Urtica dioica</i>	velika kopriva



Slika 12, 13: Masni indeks rastlinskih vrst, popisanih junija in julija 2008 v čistilnem jarku, in dejanska biomasa rastlinskih vrst v čistilnem jarku. Za oznako vrste glej preglednico 13.

Poleg prevladujočega navadnega trsta (*Phragmites australis*), katerega biomasa je bistveno presešla biomaso ostalih rastlin (slika 13), so bile redko zastopane vrste: drobnocvetni vrbovec (*Epilobium parviflorum*), drobnocvetna nedotika (*Impatiens parviflora*), mila dresen (*Polygonum mite*) in velika kopriva (*Urtica dioica*). Te so se redko pojavljale na osvetlitvah med trstom ali pa na obrobju čistilnega jarka, kjer so imele več svetlobe.

Primerjava rastlinskih vrst v čistilnem jarku v tretji rastni sezoni (2008) z vrstami v prvi (2006) in drugi (2007) kaže, da je v prvi sezoni trst slabo uspeval, poleg njega sta bila dobro zastopana navadno ločje in breskova dresen. V drugi sezoni so trst dodatno zasadili in je tako uspešno izrinil ostale, manj zastopane vrste, v tretji sezoni pa se je še bolj razrasel in popolnoma prerasel čistilni jarek. V vseh rastnih sezonah so bile v čistilnem jarku v manjši meri prisotne tudi druge rastlinske vrste.

### 4.3.3 Meander

V preglednici 14 je seznam rastlinskih vrst meandra, ki so uspevale v rastni sezoni 2008, na sliki 14 je prikazan masni indeks, na sliki 15 pa dejanska biomasa rastlinskih vrst.

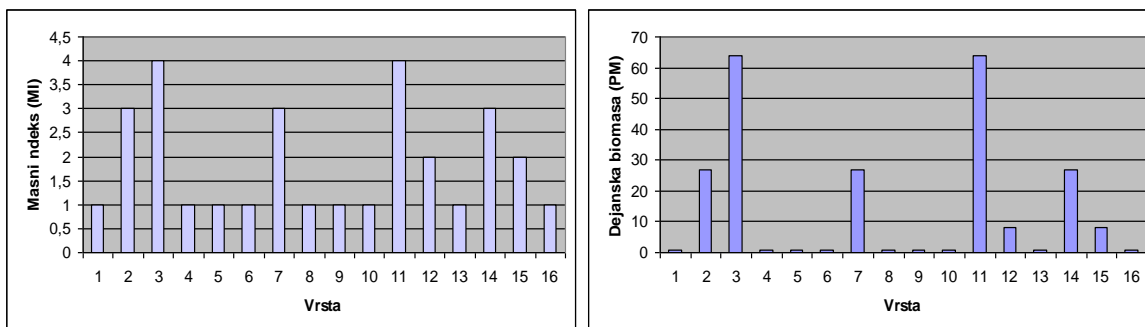
Preglednica 14: Seznam vrst meandra na ERM-sistemu Podutik. Popis smo izvajali junija in julija 2008.

Oznaka	Latinsko ime	Slovensko ime
1	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	trpotčasti porečnik
2	<i>Alnus glutinosa</i>	Črna jelša
3	<i>Carex</i> sp.	šiš
4	<i>Epilobium parviflorum</i>	drobnocvetni vrbovec
5	<i>Eupatorium cannabinum</i>	konjska griva
6	<i>Galium mollugo</i>	navadna lakota
7	<i>Impatiens parviflora</i>	drobnocvetna nedotika

»se nadaljuje«

»nadaljevanje«

8	<i>Juncus conglomeratus</i>	klobčasto ločje
9	<i>Lysimachia nummularia</i>	okroglostna pijavčnica
10	<i>Polygonum mite</i>	Mila dresen
11	<i>Salix alba</i>	Bela vrba
12	<i>Salix caprea</i>	Iva
13	<i>Scrophularia nodosa</i>	navadna črnobina
14	<i>Typha latifolia</i>	širokolistni rogoz
15	<i>Urtica dioica</i>	velika kopriva
16	<i>Veronica beccabunga</i>	studenčni jetičnik

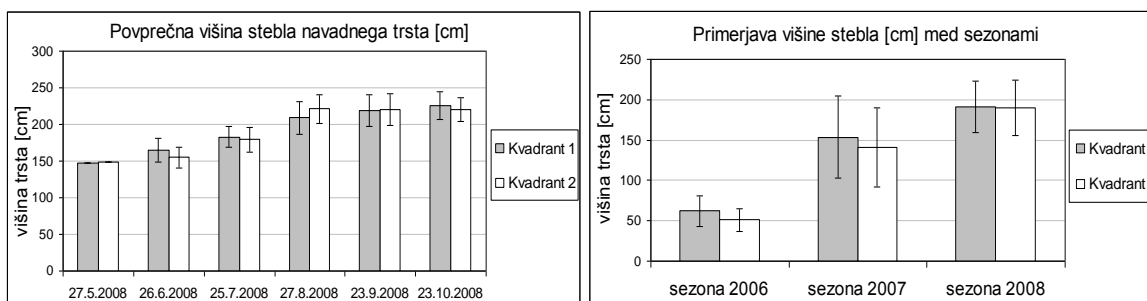


Slika 14, 15: Masni indeks rastlinskih vrst meandra, popisanih junija in julija 2008, in dejanska biomasa rastlinskih vrst meandra. Za oznako vrste glej preglednico 14.

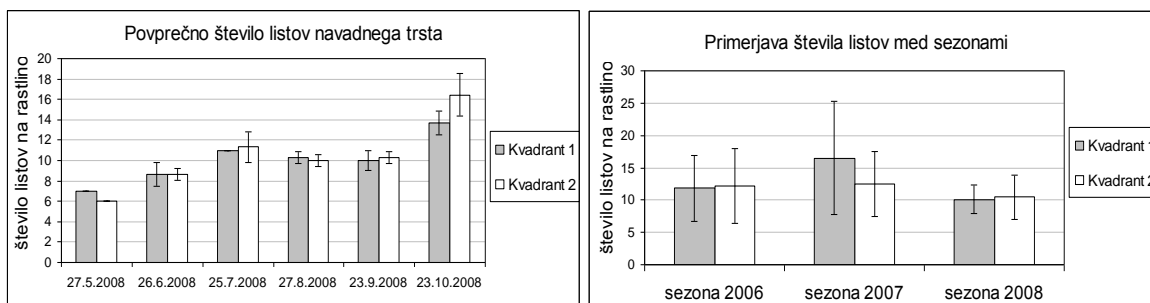
Brežine struge so bile v rastni sezoni močno zaraščene. Množični rastlinski vrsti sta bili šaš in bela vrba, pogoste še črna jelša, drobnocvetna nedotika in širokolistni rogoz (slika 14 in 15). Ostale vrste (preglednica 14) so bile redko ali posamično zastopane.

#### 4.4 PRODUKTIVNOST NAVADNEGA TRSTA

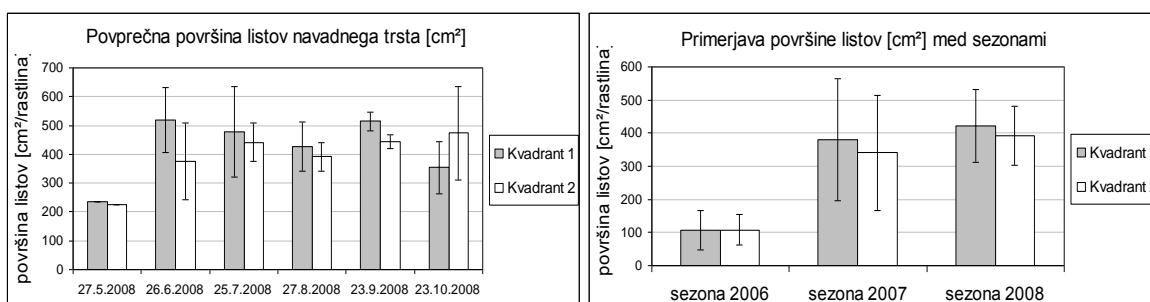
Na slikah 16–27 prikazujemo rezultati izmerjenih parametrov produktivnosti navadnega trsta (*Phragmites australis*) v kvadrantih 1 in 2 čistilnega jarka v rastni sezoni 2008. Prikazujemo povprečno višino stebela, povprečno število in površino listov ene rastline, listni indeks, povprečno suho maso stebela in suho maso listov ene rastline ter primerjavo vseh teh parametrov s sezono 2006 in 2007. Na sliki 28 prikazujemo nadzemno biomaso navadnega trsta, na slikah 29 in 30 pa podzemno suho maso navadnega trsta.



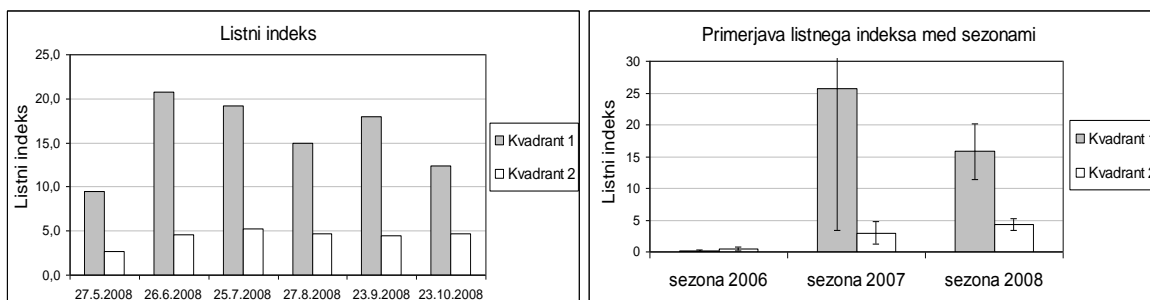
Slika 16, 17: Povprečne višine stebela navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečne višine trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006



Slika 18, 19: Povprečno število listov navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečnega števila listov trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006



Slika 20, 21: Povprečne površine listov navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečne površine listov trsta v rastni sezoni 2008 s sezono 2007 in 2006



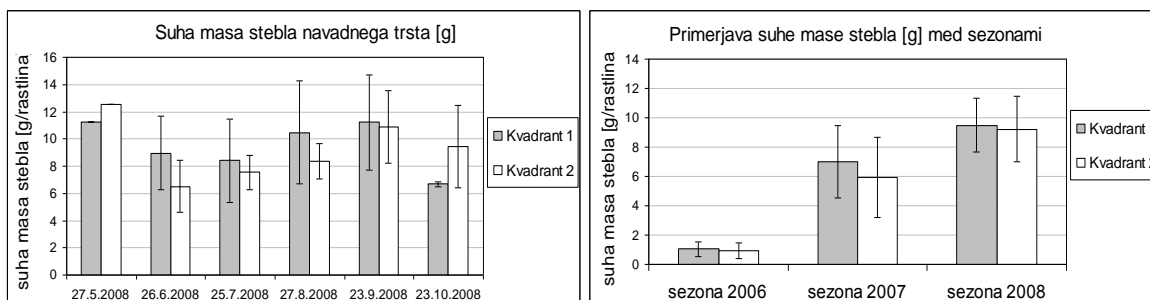
Slika 22, 23: Listni indeksi (površina listov na m<sup>2</sup>) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava listnega indeksa z rastno sezono 2007 in 2006

Višina stebela navadnega trsta (*Phragmites australis*) je od maja do avgusta 2008 enakomerno naraščala, v drugi polovici rastne sezone (od avgusta do oktobra), torej po cvetenju, pa se je rast trsta ustavila (slika 16). Če med seboj primerjamo sezone 2006, 2007 in 2008, je višina stebela naraščala (slika 17). Na sliki vidimo bolj uspešno rast trsta v kvadrantu 1 glede na kvadrant 2 v sezoni 2006 in 2007.

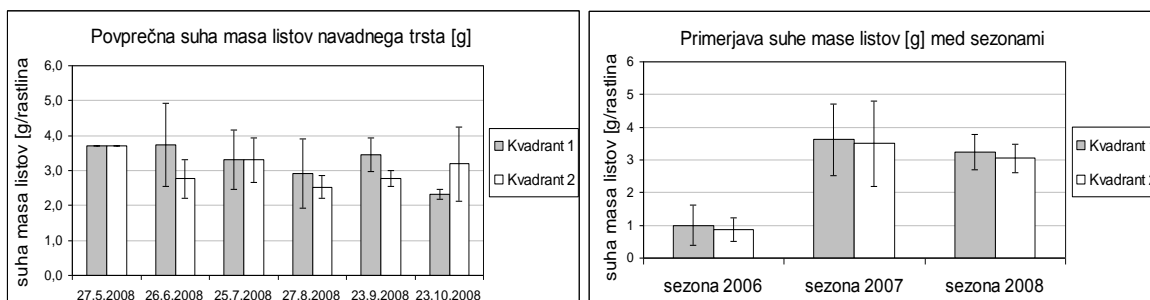
Povprečno število listov navadnega trsta je prve tri mesece naraščalo, potem je upadlo in v decembru zopet naraslo (slika 18). Če med seboj primerjamo rastne sezone (slika 19), vidimo upad števila listov v sezoni 2008 glede na sezono 2007 in tudi minimalen upad glede na sezono 2006.

Povprečna površina listov navadnega trsta je bila v mesecu maju 2008 nizka, ostale mesece pa višja in je nihala okoli vrednosti 400 cm<sup>2</sup> (slika 20). V primerjavi z rastno sezono 2006 in 2007 je površina listov v ERM-sistemu vsako leto naraščala (slika 21).

Na sliki 22 vidimo, da je bil listni indeks v sezoni 2008 mnogo večji v kvadrantu 1 kot v kvadrantu 2. Sama gostota rastlin je bila namreč v prvi gredi (kvadrant 1) skoraj štirikrat večja kot v tretji (kvadrant 2). Če med seboj primerjamo rastne sezone, vidimo (slika 23), da je listni indeks v kvadrantu 2 skozi sezone naraščal, v kvadrantu 1 pa je ogromen porast v drugi rastni sezoni (2007) glede na prvo (2006), nato pa v tretji sezoni (2008) upad glede na drugo. Tako v drugi kot v tretji rastni sezoni je bil listni indeks višji v kvadrantu 1.



Slika 24, 25: Povprečne suhe mase stebela (g na rastlino) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečja rastne sezone 2008 s sezono 2007 in 2006

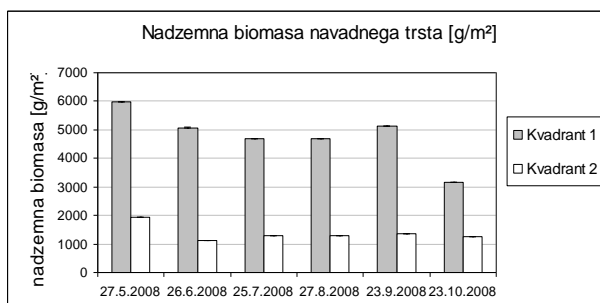
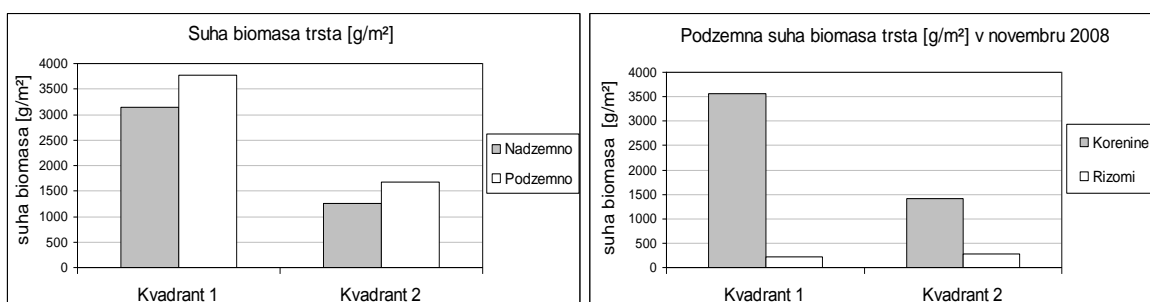


Slika 26, 27: Povprečne suhe mase listov (g na rastlino) navadnega trsta v rastni sezoni 2008 in primerjava povprečja rastne sezone 2008 s sezono 2007 in 2006

Rezultati kažejo (slika 24), da je bila povprečna suha masa stebela navadnega trsta v maju visoka, nato pa se je v juniju znižala in preostanek sezone nihala okoli vrednosti 9 g na rastlino. V primerjavi s prvo in drugo rastno sezono je imel tretjo sezono navadni trst največjo suho maso stebela (povprečno 9,5 g na rastlino) (slika 25). Vidimo torej porast suhe mase stebela trsta od sezone 2006 do 2008.

Podobne rezultate za povprečno suho maso stebela kažejo tudi podatki o povprečni suhi masi listov (slika 26). Vrednosti so se skozi celotno rastno sezono gibale okoli 3 g na rastlino. Na sliki 27, kjer predstavljamo povprečne vrednosti suhe mase listov na rastlino v treh sezonah, pa vidimo, da suha masa listov ne narašča linearno skozi sezone, ampak se v tretji rastni sezoni (2008) zniža glede na drugo sezono. V vseh treh sezonah je bila suha masa listov v kvadrantu 1 višja kot v kvadrantu 2.



Slika 28: Nadzemna biomasa navadnega trsta (g/m<sup>2</sup>) v rastni sezoni 2008 v kvadrantu 1 in 2

Slika 29, 30: Primerjava nadzemne in podzemne biomase navadnega trsta ter suhe biomase korenin in rizomov v sezoni 2008

Na sliki 28 prikazujemo na kvadratni meter preračunano suho nadzemno biomaso (steblo in liste) navadnega trsta, ki je bila v rastni sezoni 2008 v kvadrantu 1 med 3 in 6 kg/m<sup>2</sup>, v kvadrantu 2 pa le 1 kg/m<sup>2</sup>. Vidimo tudi rahel upad nadzemne biomase v kvadrantu 1 od začetka do konca rastne sezone.

Slika 29 prikazuje primerjavo podzemne in nadzemne biomase trsta, preračunane na m<sup>2</sup>. Očitno je bila v kvadrantu 1 biomasa nadzemnih (v oktobru) in podzemnih delov (v novembru) višja kot v kvadrantu 2 ter v obeh primerih podzemna suha biomasa rastlin višja kot nadzemna. Od podzemne suhe biomase navadnega trsta je večinski del mase pripadal koreninam (kvadrant 1 – 94 %, kvadrant 2 – 83 %), ostali delež suhe mase pa je pripadal tankim rizomom (slika 30).

Analiza produktivnosti trsta je podana v preglednici 15. Razširjena preglednica je v prilogi C. Pri listnem indeksu sta se kvadrant 1 in kvadrant 2 statistično značilno razlikovala ( $p = 0,002$ ), kar je posledica veliko večje gostote rastlin v kvadrantu 1 glede na kvadrant 2. Med leti ni bilo statistično značilnih razlik v površini in številu listov.

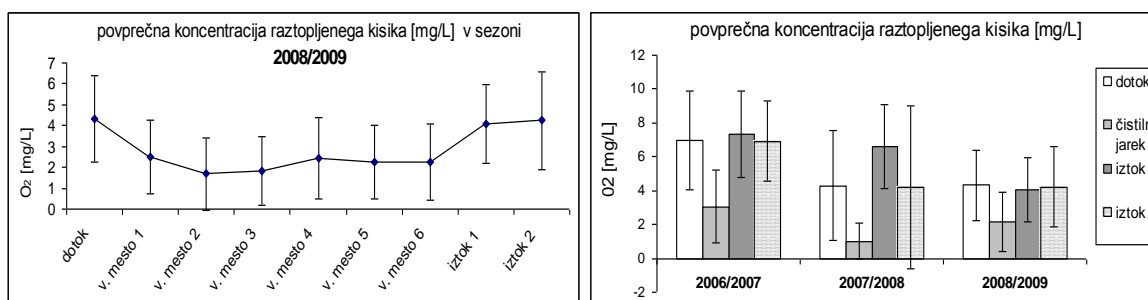
Preglednica 15: Parametri produktivnosti navadnega trsta – Wilcoxonov test za razlike med kvadranti (kvadrant 1 in 2) za leto 2008 in Kruskal-Wallisov test za razlike med leti (2006, 2007 in 2008) in kvadranti. V preglednici so prikazane  $p$ -vrednosti. Poudarjen tekst nakazuje statistično značilno razliko.

	Dolžina stebela	Suha masa stebela	Suha masa listov	Površina listov	Število listov	Listni indeks
Razlike med kvadranti za leto 2008 – <b>Wilcoxonov test</b>	0,937	0,699	0,336	0,485	0,880	<b>0,002</b>
Razlike med leti in kvadrati – <b>Kruskal - Wallisov test</b>	<b>&lt; 0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>&lt; 0,001</b>	0,481	0,646	<b>&lt; 0,001</b>

## 4.5 KAKOVOST VODE – REZULTATI FIZIKALNIH IN KEMIJSKIH MERITEV

### 4.5.1 Raztopljeni kisik

Na sliki 31 so za različna vzorčna mesta ERM-sistema prikazane povprečne vrednosti raztopljenega kisika s standardnim odklonom, slika 32 pa prikazuje primerjavo koncentracij kisika v tretjem letu obratovanja (2008/2009) z vrednostmi v prvem (2006/2007) in drugem (2007/2008) letu obratovanja ERM-sistema. V Prilogi B so podajamo koncentracije raztopljenega kisika iz tretjega leta obratovanja ERM-sistema,

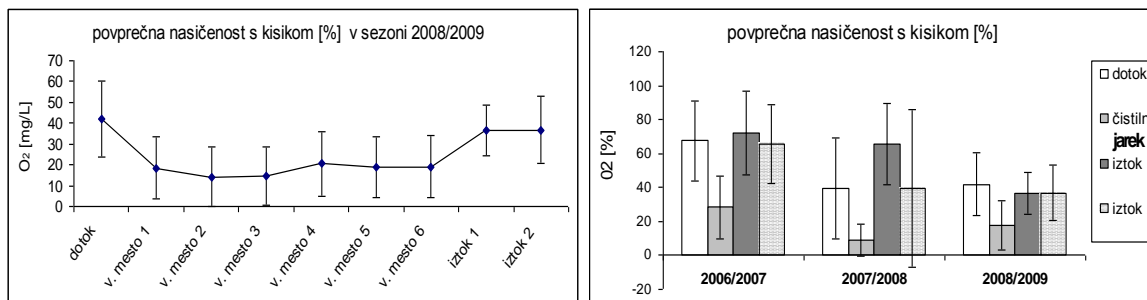


Slika 31, 32: Prikaz povprečnih koncentracij raztopljenega kisika na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih koncentracij raztopljenega kisika s prvim (2006/2007) in drugim (2007/2008) letom obratovanja ERM sistema

Spreminjanje koncentracije kisika v različnih delih leta (Priloga B) kaže, da so koncentracije kisika najnižje v toplejših mesecih (maj–september), v hladnejšem delu leta (oktober–marec) pa so precej višje, a pri tem ne presežejo vrednosti 8,4 mg/l. Slika 31 bolje prikazuje razlike med samimi vzorčnimi mesti. Povprečne letne vrednosti raztopljenega kisika so glede na povprečno dotočno vrednost v čistilnem jarku upadle (podzemni tok vode, razgradnji procesi), na iztoku 1 in 2, ko voda zopet teče po površini, pa ustrezno narasle. Primerjava koncentracij kisika med leti obratovanja kaže (slika 32), da so bile povprečne koncentracije kisika višje v prvem letu (2006/2007) obratovanja glede na ostali dve leti. Opazen je tudi upad koncentracij kisika skozi leta obratovanja na iztoku 1. V vseh letih je vidna enakost v koncentraciji kisika na dotoku v sistem in iztoku iz ERM-sistema (iztok 2). V vseh letih obratovanja ERM-sistema je vidimo tudi nižjo koncentracijo kisika v čistilnem jarku glede na ostala vzorčna mesta.

### 4.5.2 Nasičenost s kisikom

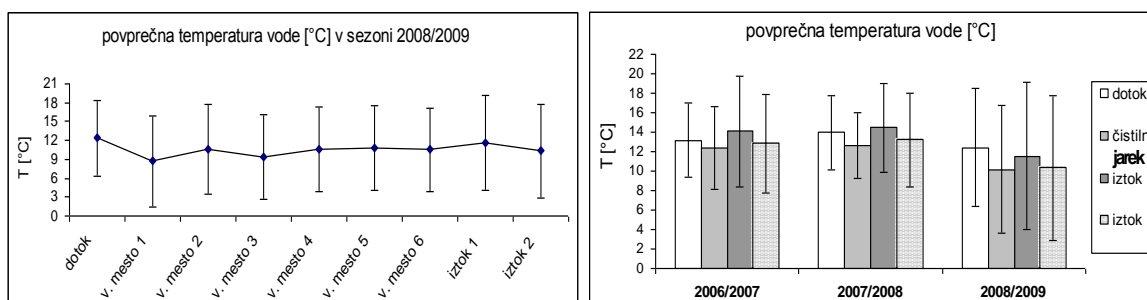
Ob merjenju koncentracije raztopljenega kisika v vodi smo spremljali tudi nasičenost s kisikom, saj nam ta kaže zmožnost raztapljanja kisika pri določeni temperaturi vode. Rezultati (slika 33 in 34) sovpadajo s koncentracijami kisika tako znotraj tretjega obratovalnega leta kot tudi pri primerjavi vseh treh let obratovanja ERM-sistema med seboj. Naj le izpostavimo, da je bila najnižja nasičenost s kisikom 0,8 % (avgusta v čistilnem jarku) in da je bila tudi pozimi v času nizkih temperatur in zmanjšane biološke aktivnosti nasičenost s kisikom razmeroma nizka – največ 67,4 % (Priloga B).



Slika 33, 34: Prikaz povprečnih nasičenosti s kisikom na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti s prvim in drugim letom obratovanja ERM-sistema

### 4.5.3 Temperatura vode

Na sliki 35 za različna vzorčna mesta ERM-sistema prikazujemo povprečne temperature s standardnim odklonom, slika 36 pa prikazuje primerjavo temperature vode v tretjem letu (2008/2009) z vrednostmi v prvem (2006/2007) in drugem (2007/2008) letu obratovanja ERM-sistema. V prilogi B podajamo vse izmerjene temperature vode v tretjem letu obratovanja ERM-sistema,



Slika 35, 36: Prikaz povprečnih temperatur vode na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti s prvim (06/07) in drugim (07/08) letom obratovanja ERM-sistema

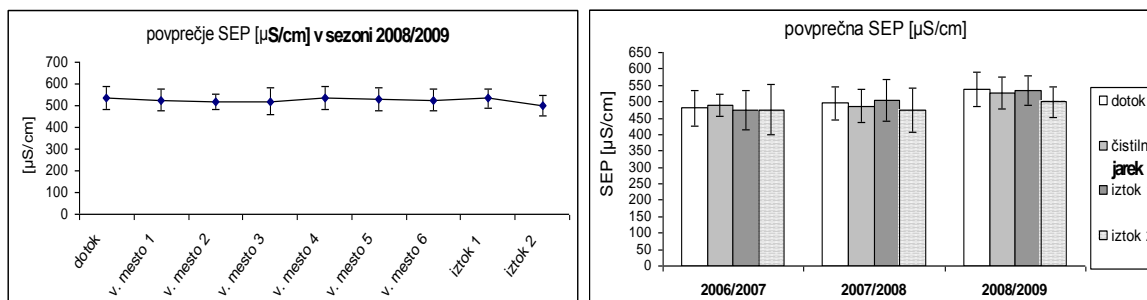
Iz podatkov (Priloga B) lahko vidimo, da smo najvišje temperature vode izmerili v pomladno-poletnih mesecih z viškom v juniju 2008, najnižje pa v jesensko-zimskih z najnižjimi temperaturami v januarju 2009. Poleti temperatura vode ni presežala 22,5 °C, v zimskih mesecih pa je bila stalno nad lediščem z minimalno temperaturo 1 °C. Povprečna temperatura vode (slika 35) se je v čistilnem jarku znižala glede na dotočno temperaturo, a so razlike zanemarljive (na dotoku je povprečna temperatura znašala  $12,4 \pm 6,0$  °C, v čistilnem jarku pa  $10,2 \pm 6,6$  °C). Tudi na iztoku 1 in 2 so povprečne temperatura malo nižje kot na dotoku. Nižja povprečna temperatura na vzorčnem mestu 1 v čistilnem jarku (slika 35) je posledica primanjkljaja treh meritev v poletnem obdobju (Priloga B).

Primerjava temperature vode med tremi leti obratovanja (slika 36) kaže, da so povprečne temperature na vzorčnih mestih v ERM-sistemu v drugem obratovalnem letu (07/08) glede na prvega (06/07) rahlo narasle, v tretjem letu (08/09) pa so bila povprečja nižja kot prvi dve leti, kar je povezano s letnimi nihanji v temperaturah zraka. V vseh treh obratovalnih

letih vidimo trend znižanja temperature vode v čistilnem jarku glede na dotok in nato zopet rahel porast temperature vode na iztoku 1 glede na čistilni jarek.

#### 4.5.4 Specifična električna prevodnost (SEP)

Na sliki 37 so prikazane povprečne vrednosti SEP s standardnim odklonom na različnih vzorčnih mestih ERM-sistema, slika 38 pa prikazuje vrednosti SEP v vseh treh letih obratovanja (06/07, 07/08 in 08/09). V Prilogi B so podane izmerjene vrednosti SEP v tretjem letu obratovanja ERM-sistema.



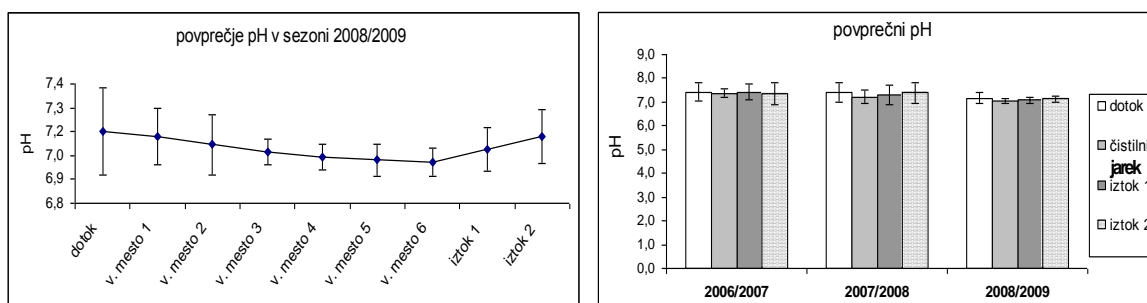
Slika 37, 38: Prikaz povprečnih vrednosti specifične električne prevodnosti in standardnih odklonov na vzorčnih mestih na ERM-objektu v letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti SEP med leti obratovanja ERM-sistema

Specifična električna prevodnost se skozi ERM-sistem ni opazno spreminjala, prav tako ni bilo bistvenih razlik med letnimi časi (Priloga B). V čistilnem jarku so bile povprečne vrednosti SEP malo nižje kot na dotoku, nato so se na iztoku 1 zopet povišale in na iztoku 2 znižale (leto 2008/2009 na sliki 38). Skozi celotno tretje leto obratovanja sistema se je SEP na vseh vzorčnih mestih gibala med 400 µS/cm in 666 µS/cm. Pozimi (januar, februar) so bile vrednosti SEP rahlo povišane (Priloga B).

Če primerjamo vsa tri leta, so se povprečne vrednosti SEP na vzorčnih mestih v ERM-sistemu skozi tri leta obratovanja sistema rahlo povišale. To bi bila lahko posledica porasta SEP na dotoku v sistem. V vseh letih je prihajalo do težav pri vzorčenju na 3. vzorčnem mestu zaradi nizkih nivojev vode (problem mašenja prve grede), v obratovalnem letu 2008/2009 pa tudi na 1. vzorčnem mestu. V drugem in tretjem letu obratovanja ERM-sistema vidimo zmanjšanje SEP v čistilnem jarku (privzem hranil v rastline), nato porast na iztoku 1 in zopet upad SEP na iztoku 2.

#### 4.5.5 pH

Na sliki 39 prikazujemo povprečne vrednosti pH s standardnim odklonom na različnih vzorčnih mestih ERM-sistema, na sliki 40 pa še primerjava pH-vrednosti med tremi leti obratovanja. V Prilogi B so podane vse izmerjene vrednosti pH v tretjem letu obratovanja.



Slika 39, 40: Prikaz povprečnih vrednosti pH na vzorčnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009 in primerjava povprečnih vrednosti med obratovalnimi leti

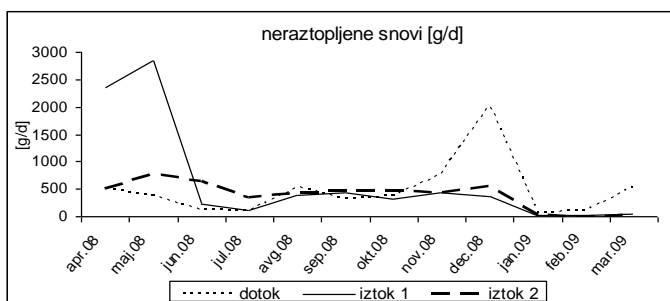
Vrednosti pH so bile brez bistvenih sprememb tako pri prehodu skozi čistilni jarek in meander kot tudi v različnih letnih časih (Priloga B). Povprečna vrednost pH v ERM-sistemu je bila  $7,08 \pm 0,13$  z maksimalno vrednostjo pH 7,7 (dotok v novembru 2008) in minimalno pH 6,9 (se pojavi večkrat). Iz slike 39 sklepamo, da so povprečne vrednosti pH na vseh vzorčnih mestih stalne in se gibajo med 7,0 in 7,2.

Primerjava vrednosti pH v tretjem letu (2008/2009) z vrednostmi pH v prvem (2006/2007) in drugem (2007/2008) letu obratovanja ERM-sistema kaže (slika 40), da so bile skozi vsa tri leta vse izmerjene vrednosti pH v območju 6,0–9,0, kar je dopustna vrednost za izpuste v površinske vode po slovenskih normativih (UL RS 35/96). V prvem letu obratovanja ERM-sistema je bil pH skozi sistem stalen. V drugem letu smo zaznali znižanje pH v čistilnem jarku in nato porast na začetku in koncu meandra. V tretjem obratovalnem letu pa je bil povprečni pH že na dotoku rahlo nižji kot v prejšnjih dveh letih, pri toku skozi čistilni jarek pa se je, tako kot v drugem letu, še znižal.

V nadaljevanju so podani rezultati fizikalnih in kemijskih analiz vode, opravljenih v laboratoriju Centralne čistilne naprave Ajdovščina. Na slikah, ki prikazujejo vrednosti različnih parametrov na vzorčnih mestih, so koncentracije (glej prilogo B) preračunane na vnos mase. Tudi učinkovitosti so preračunane iz vnosa mase, čeprav bi bili rezultati podobni pri preračunavanju iz koncentracij. Vnos mase namreč bolj pravilno predstavi podatke, saj upošteva pretok vode skozi sistem na dan vzorčenja (enačba 1). Pri primerjavi treh let obratovanja ERM-sistema se je treba zavedati, da so meritve prvo leto obratovanja (2006) potekale le od maja do septembra, v drugem letu od junija do novembra in nato še marca in aprila 2008 in v tretjem obratovalnem letu vseh 12 mesecev (od aprila 2008 do marca 2009).

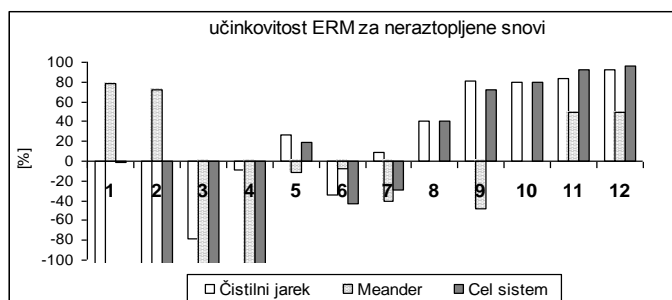
#### 4.5.6 Neraztopljene snovi

Vrednosti neraztopljenih snovi, preračunane na g/d na vzorčnih mestih ERM-sistema v letu 2008/09, so prikazane na sliki 41. Povečana je bila količina neraztopljenih snovi na dotoku v mesecu decembru in na iztoku 1 v mesecu aprilu in maju 2008. Nekoliko povišane vrednosti neraztopljenih snovi smo zasledili tudi na iztoku 2 (iz meandrirane struge) in sicer v juniju in juliju 2008. Vrednosti neraztopljenih snovi so bile v januarju, februarju in na iztoku 2 v marcu zelo nizke. Povprečni letni vnosi mase neraztopljenih snovi so bili najvišji na iztoku 1, in sicer  $631 \pm 938$  g/d (posledica viška v aprilu in maju), temu sledita dotok z  $479 \pm 529$  g/d in iztok 2 z  $386 \pm 250$  g/d.



Slika 41: Prikaz vrednosti neraztopljenih snovi v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Na sliki 42 je prikazana učinkovitost ERM-sistema pri zmanjševanju količine neraztopljenih snovi. Količina neraztopljenih snovi se je v začetku povečevala, jeseni po izvedenih vzdrževalnih ukrepih pa je sistem postal učinkovit pri zmanjševanju vnosa mase neraztopljenih snovi in v zimskih mesecih dosegal visoko učinkovitost (80–92 %). Porast učinkovitosti celotnega sistema je potekal vzporedno s porastom učinkovitosti čistilnega jarka, ne pa tudi meandra. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka v letu 2008/2009 je bila  $-62,6 \pm 228,6$  %, meandrirane struge  $-19,8 \pm 90,0$  %, celotnega sistema pa  $-34,7 \pm 150,7$  %.

**Legenda:**

1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;

3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;

5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;

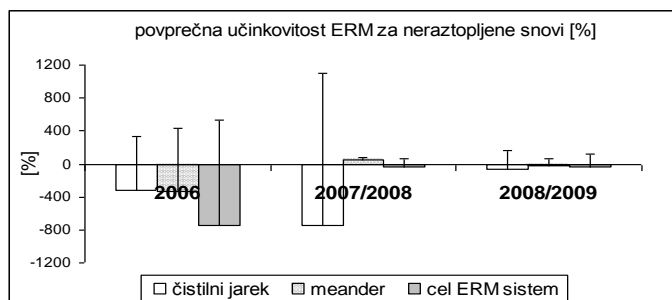
7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;

9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;

11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 42: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine neraztopljenih snovi v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM objektu v obratovalnem letu 2008/2009.

Iz slike 43, kjer predstavljamo primerjavo obratovalnih let ERM-sistema med seboj (06/07, 07/08, 08/09) je razvidno, da je bila povprečna učinkovitost celotnega sistema za zmanjševanje vnosa mase neraztopljenih snovi v vseh treh letih negativna (spiranje snovi iz sistema). V obratovalnem letu 2006 sta bila čistilni jarek in celoten ERM-sistem učinkovita le v prvem mesecu obratovanja (maja 2006), meander pa v prvem in drugem mesecu (maj, junij 2006). V drugem letu obratovanja (07/08) so se snovi še bolj spirale iz čistilnega jarka (učinkovit je bil le oktobra 2007), v celotnem sistemu se je zboljšalo delovanje glede na prvo leto (od junija do septembra je bil sistem učinkovit), v meandru pa so se v povprečju učinkovito zniževale količine neraztopljenih snovi (46,9 %). V tretjem letu obratovanja sistema (08/09) so se neraztopljene snovi manj spirale iz čistilnega jarka, a sistem (tako čistilni jarek in meander kot celoten ERM-sistem) povprečno ni bil učinkovit pri njihovem zmanjševanju.

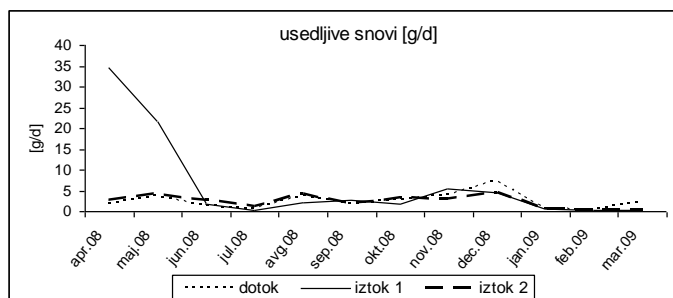


Slika 43: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine neraztopljenih snovi v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema

#### 4.5.7 Usedljive snovi

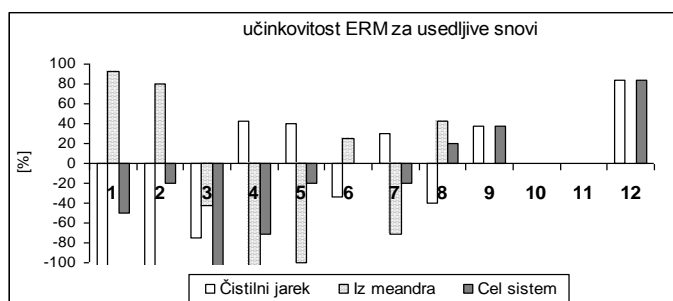
Vrednosti usedljivih snovi na vzorčnih mestih ERM-sistema v letu 2008/2009 prikazujemo na sliki 44. Količina usedljivih snovi je bila največja na iztoku 1 v aprilu in maju 2008, pri ostalih meritvah so bile vrednosti nizke (predvsem od januarja do marca 2009). Spreminjanje vrednosti usedljivih snovi skozi tretje obratovalno leto je zelo podobno spreminjanju vrednosti neraztopljenih snovi (priloga D – Pearsonov koeficient korelacije). Opazna je le večja razlika v decembru 2008, ko so bile vrednosti usedljivih snovi na dotoku nizke v primerjavi z neraztopljenimi snovmi (slika 41). Letno povprečje vnosa

mase usedljivih snovi je bilo zopet najvišje na iztoku 1 ( $6,4 \pm 10,6$  g/d), temu pa sta z enakim povprečjem sledila dotok ( $2,5 \pm 1,9$  g/d) in iztok 2 ( $2,5 \pm 1,5$  g/d).



Slika 44: Prikaz vrednosti usedljivih snovi v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009.

Na sliki 45 prikazujemo učinkovitost ERM-sistema pri zmanjševanju vnosa mase usedljivih snovi. Kot pri neraztopljenih snoveh tudi tu celoten ERM-sistem v začetku obratovalnega leta ni bil učinkovit za zmanjševanje vnosa mase usedljivih snovi, v drugi polovici obratovalnega leta je bila učinkovitost pozitivna, a nizka (0 do 37,5 %), marca 2009 pa je celo narasla na 83,3 %. Enako velja tudi za čistilni jarek, v katerem je bila predvsem v začetku obratovalnega leta učinkovitost negativna. V meandru so se zopet zelo učinkovito zmanjševali vnosi mase usedljivih snovi v aprilu in maju 2008 (92,5 % in 80 %), poleti pa je bila učinkovitost negativna. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka v letu 2008/2009 je bila  $-192,9 \pm 558,8$  %, meandrirane struge  $-14,5 \pm 80,8$  %, celega ERM-sistema pa  $-15,9 \pm 58,0$  %.



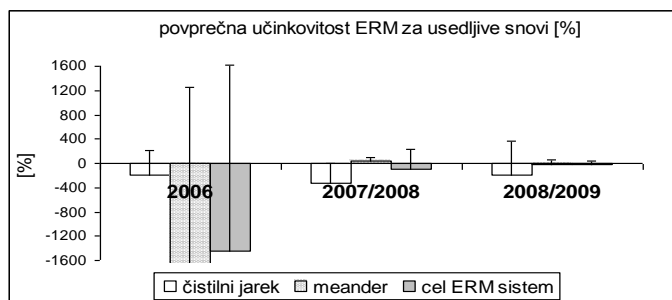
- 1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

**Legenda:**

Slika 45: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine usedljivih snovi v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Učinkovitost ERM-sistema za neraztopljene snovi v tretjem letu (2008/2009) obratovanja v primerjavi s prvim (2006) in drugim (2007/2008) letom je prikazana na sliki 46. V vseh treh letih obratovanja je bila učinkovitost celotnega sistema in čistilnega jarka za zmanjševanje vnosa mase usedljivih snovi negativna in so se le-te iz sistema spirale. V letu 2006 je bil čistilni jarek učinkovit le v avgustu 2006, meander le v juniju, celoten ERM-sistem pa je bil stalno neučinkovit. V drugem obratovalnem letu (2007/2008) so se usedljive snovi spirale iz čistilnega jarka (pozitivno učinkovit je bil le avgusta 2007), meandrirana struga in celoten sistem pa sta izboljšala funkcijo glede na prvo leto (negativna učinkovitost obeh le v marcu 2008). V letu 2008/2009 so se usedljive snovi že manj spirale iz sistema. ERM-sistem je v drugi polovici obratovalnega leta 2008/2009 (po oktobru) kazal ustrezno učinkovitost.

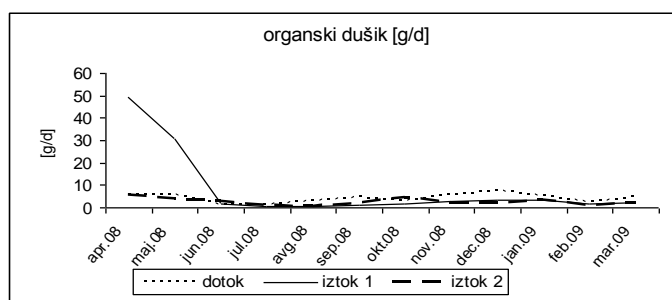




Slika 46: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine usedljivih snovi v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema

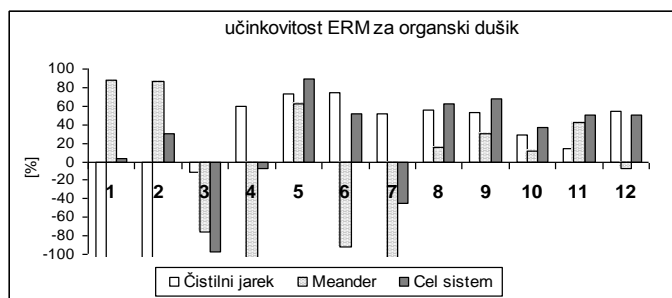
#### 4.5.8 Organski dušik ON

Pri ON smo v obratovalnem letu 08/09 po pričakovanjih glede na ostale rezultate (neraztopljene in usedljive snovi, posledično visok KPK in BPK<sub>5</sub>) izmerili povišane vrednosti na iztoku 1 v aprilu in maju 2008 (slika 47). Preostali čas monitoringa so bili vnosi mase organskega dušika nizki (do 6 g/d). Povprečni vnosi mase organskega dušika so bili  $4,1 \pm 1,9$  g/d na dotoku,  $8,2 \pm 15,4$  g/d na iztoku 1 in  $2,6 \pm 1,5$  g/d na iztoku 2.



Slika 47: Prikaz vrednosti organskega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

V sistemu je večino časa prihajalo do uspešnega zmanjševanja vnosa organskega dušika (slika 48). Organski dušik se je iz čistilnega jarka spiral v aprilu, maju in juniju 2008. Iz meandra je bilo spiranje pogostejše. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka je bila  $-60,1 \pm 256,8$  %, meandra  $-17,3 \pm 95,7$  %, celega sistema pa pozitivna, in sicer  $24,3 \pm 53$  %.

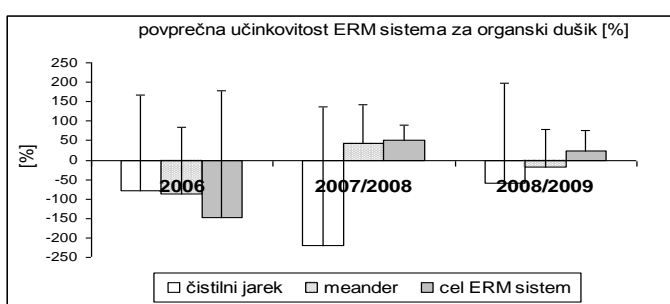


#### Legenda:

- 1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;
- 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;
- 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;
- 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;
- 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;
- 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 48: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje organskega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

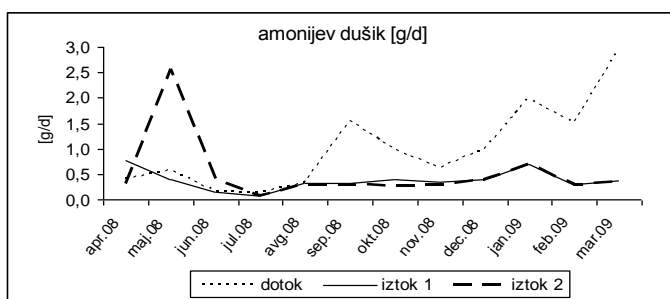
Učinkovitost ERM-sistema za organski dušik v tretji letu (2008/2009) obratovanja v primerjavi s prvim (2006) in drugim (2007/2008) letom prikazujemo na sliki 49. V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka pri zmanjševanju količine organskega dušika negativna, kar je bila posledica neučinkovitosti sistema junija in avgusta 2006. Tudi celoten sistem in meander sta bila povprečno zelo neučinkovita. V drugem letu obratovanja (2007/2008) je bila učinkovitost čistilnega jarka zopet negativna, celoten sistem (neučinkovit v aprilu 2008) in meander (neučinkovit v avgustu 2007) pa sta bila pri zmanjševanju vnosa mase organskega dušika povprečno učinkovita. V drugo leto obratovanja ERM-sistema se je kombinacija čistilnega jarka in meandra izkazala za bolj učinkovito pri zmanjševanju organskega dušika kot pa sam čistilni jarek. Tudi v letu 2008/2009 je bil celoten ERM-sistem učinkovitejši kot sam čistilni jarek, a je bila učinkovitost celotnega sistema malo nižja kot leto poprej.



Slika 49: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine organskega dušika v prvih treh letih obratovanja

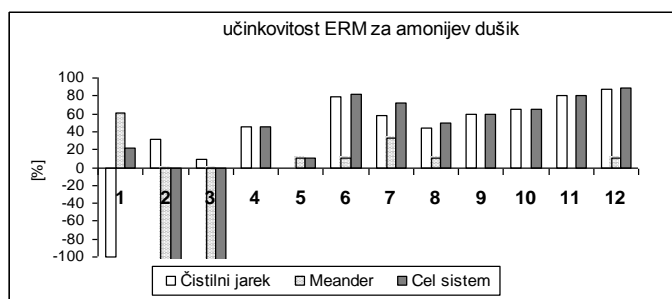
#### 4.5.9 Amonijev dušik $\text{NH}_4^+ - \text{N}$

Na sliki 50 prikazujemo vnose mase amonijevega dušika na treh vzorčnih mestih ERM-sistema v obratovalnem letu 2008/2009. Zabeležili smo povečane vrednosti amonijevega dušika v jesenskih in zimskih mesecih na dotoku (možno izpiranje dušičnih gnojil, ki se uporabljajo na njivah in vrtovih). Povečane so bile tudi vrednosti amonijevega dušika na iztoku 2 (konec meandra) v maju in juniju. Povprečni letni vnosi mase amonijevega dušika so bili najvišji na dotoku ( $1,01 \pm 0,85 \text{ g/d}$ ), tem je sledil iztok 2 ( $0,52 \pm 0,66 \text{ g/d}$ ), najnižje pa je bilo povprečje na iztoku 1 ( $0,38 \pm 0,20 \text{ g/d}$ ), kar kaže na uspešnost čiščenja s čistilnim jarkom.



Slika 50: Prikaz vrednosti amonijevega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Na sliki 51 je prikazana učinkovitost ERM-sistema pri zmanjševanju vnosa mase amonijevega dušika. Razen v maju in juniju je v sistemu uspešno potekalo zmanjševanje vnosa mase amonijevega dušika glede na dotočno vodo. Čistilni jarek (iztok 1) in celoten ERM-sistem sta bila predvsem od julija naprej učinkovita pri zmanjševanju količine amonijevega dušika. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka v letu 2008/2009 je bila  $38,3 \pm 51,3$  %, celega sistema  $7,2 \pm 127,1$  % in meandra  $-48,1 \pm 166,2$  % (posledica neučinkovitosti v maju in juniju). Glede na povprečno učinkovitost je bil čistilni jarek v tretjem letu (2008/2009) obratovanja ERM-sistema učinkovitejši pri zmanjševanju vsebnosti amonijevega dušika kot pa kombinacija čistilnega jarka in meandra oziroma kot sam meander.

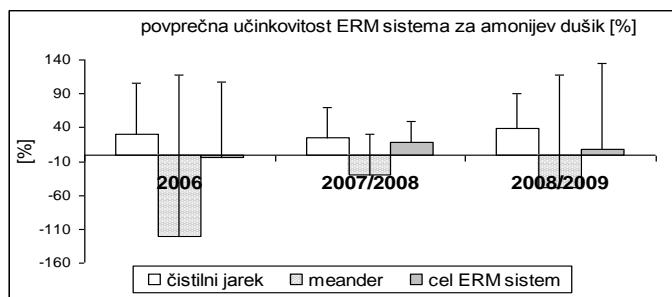


**Legenda:**

1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 51: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine amonijevega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

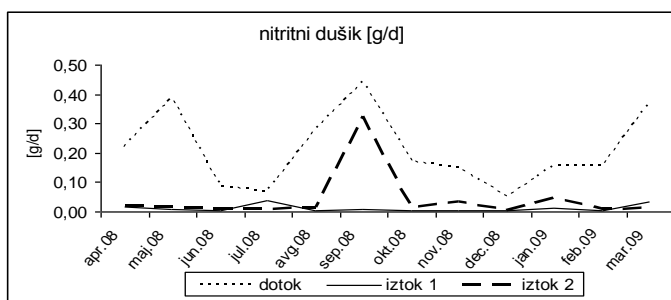
Slika 52 prikazuje primerjavo učinkovitosti ERM-sistema za amonijev dušik med tremi obratovalnimi leti (06, 07/08, 08/09). V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka pri zmanjševanju vnosa mase  $\text{NH}_4^+$  pozitivna (v juliju 2006 čistilni jarek ni bil učinkovit), celotnega ERM-sistema pa negativna (posledica julijske neučinkovitosti čistilnega jarka in meandra). V drugem letu (2007/2008) obratovanja sta tako čistilni jarek kot tudi celoten ERM-sistem povzročila uspešno zmanjšanje vnosa mase  $\text{NH}_4^+$  (julija in novembra 2007 ter marca 2008 čistilni jarek in ERM-sistem nista bila učinkovita). Meander je bil v povprečju zopet neučinkovit. Rezultati v drugem letu kažejo, da je bil pri zmanjševanju  $\text{NH}_4^+ - \text{N}$  čistilni jarek zopet bolj učinkovit kot pa čistilni jarek in meander skupaj. Enako velja tudi za leto 2008/2009 (celoten sistem je bil neučinkovit v maju in juniju 2008).



Slika 52: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine amonijevega dušika v prvih treh letih obratovanja

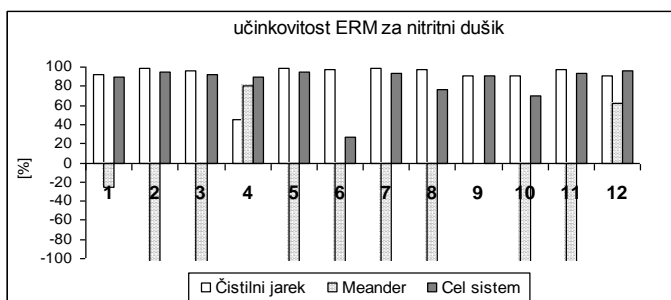
#### 4.5.10 Nitritni dušik $\text{NO}_2^- - \text{N}$

Vnos mase nitritnega dušika (slika 53) je bil v vseh mesecih najvišji na dotoku v sistem, na iztoku 1 in 2 pa se je nitrit pojavljal v izredno nizkih količinah, kar kaže na dobro učinkovitost sistema pri odstranjevanju nitratnega dušika. Izjema je meritev v septembru, ko je bila na iztoku 2 izmerjena nepričakovano visoka koncentracija nitritnega dušika (možna povezava z visokim vnosom amonija na dotoku). Povprečni letni vnosi mase amonijevega dušika na dotoku ( $0,21 \pm 0,13 \text{ g/d}$ ) so bili zelo visoki v primerjavi z vnosi mase na iztoku 1 ( $0,01 \pm 0,01 \text{ g/d}$ ) in 2 ( $0,04 \pm 0,09 \text{ g/d}$ ).



Slika 53: Prikaz vrednosti nitritnega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Iz slike 54 razberemo, da je ERM-sistem (z izjemo meandra) ves čas monitoringa kazal visoko učinkovitost odstranjevanja nitrita. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka (iztok 1) za nitritni dušik je bila  $91,3 \pm 14,8 \%$ , meandrirane struge  $-438,8 \pm 910,7 \%$ , celotnega ERM-sistema pa  $84,1 \pm 19,7 \%$ . Glede na povprečno učinkovitost pri odstranjevanju nitritnega dušika je bil čistilni jarek v obratovalnem letu 2008/2009 učinkovitejši kot kombinacija čistilnega jarka in meandra.



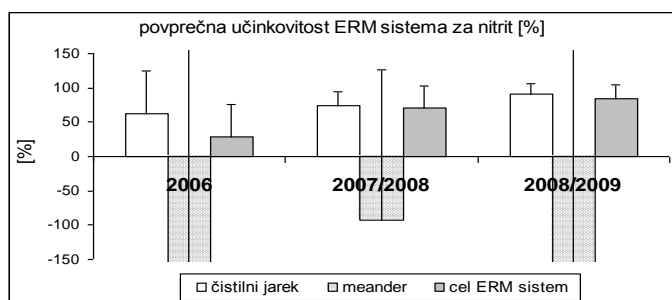
#### Legenda:

- 1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 54: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje nitritnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Učinkovitost ERM-sistema za nitritni dušik v tretjem letu (2008/2009) obratovanja v primerjavi s prvim (2006) in drugim (2007/2008) letom, ki jo prikazuje slika 55, kaže, da sta v vseh letih obratovanja sistema čistilni jarek in celoten sistem uspešno zniževala koncentracije nitrita v vodi in s tem čistila vodo. Iz leta v leto lahko opazimo porast učinkovitosti ERM-sistema. V letu 2006 je bil čistilni jarek mnogo bolj učinkovit (neučinkovit le v maju 2006) kot celoten ERM-sistem (neučinkovit v maju in juniju). Tako je bilo zaradi meandra, zaradi katerega so se (razen v mesecu maju 2006) povečevale vrednosti nitrita. V drugem obratovalnem letu (2007/2008) je bila učinkovitost čistilnega

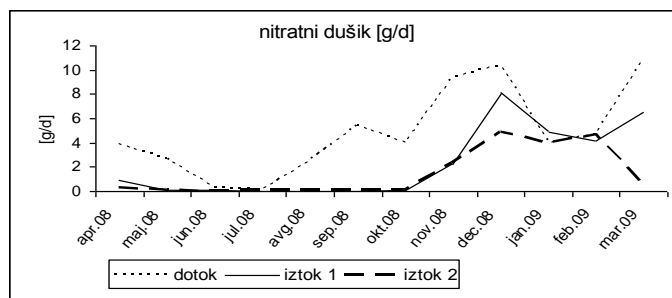
jarka in celotnega sistema v vseh mesecih izvajanja meritev pozitivna. Povprečna učinkovitost je bila tako pri obeh nekaj nad 70 %. V tretji letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) se je učinkovitost čiščenja še povečala (nad 80 %) in bila zopet pozitivna pri vseh meritvah. Rezultati v vseh treh letih kažejo, da je bil pri zmanjševanju vnosa mase nitritnega dušika čistilni jarek bolj učinkovit kot kombinacija čistilnega jarka in meandra. V meandru so se vrednosti nitrita v vodi v vseh treh letih povečale.



Slika 55: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine nitrita v prvih treh letih obratovanja

#### 4.5.11 Nitratni dušik $\text{NO}_3^- - \text{N}$

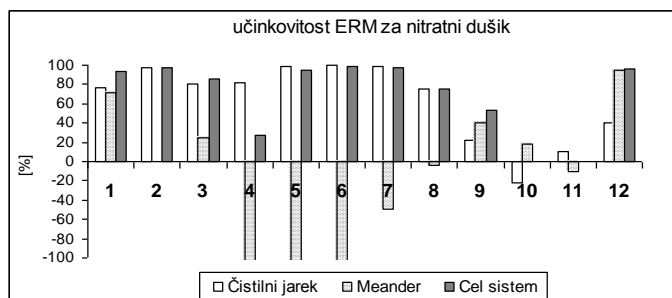
Podobno kot vnosi mase amonijevega dušika so se v jesenskih in zimskih mesecih na dotoku v sistem povečali tudi vnosi mase nitratnega dušika (slika 56). Porast vrednosti v zimskih mesecih je viden tudi na iztoku 1 in 2, v ostalem delu leta pa so bile vrednosti na teh dveh mestih v primerjavi z dotočnimi nizke, kar kaže na uspešen potek denitrifikacije in privzem nitratov v organizme ERM-sistema. Povprečni letni vnosi mase nitrata na dotoku so bili  $4,8 \pm 3,6$  g/d, na iztoku 1  $2,3 \pm 2,9$  g/d, na iztoku 2 pa  $1,4 \pm 2,0$  g/d.



Slika 56: Prikaz vrednosti nitratnega dušika po posameznih mesecih na različnih odzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Prav tako kot za nitritni dušik je bil ERM-sistem zelo učinkovit tudi pri zmanjševanju vsebnosti nitratnega dušika (slika 57). Izjema je bila le učinkovitost celotnega sistema v januarju in februarju, ko sta bili dotočna in iztočna koncentracija nitratov enaki. Učinkovitost čistilnega jarka (iztok 1) za nitratni dušik je bila ravno tako visoka (malo nižja sicer pozimi) in se je gibala med 9,93 in 99,4 % z izjemo meseca januarja 2009, ko je bil čistilni jarek neučinkovit. V meandru je bilo zmanjševanje koncentracij neučinkovito poleti (julij–oktober). Povprečna učinkovitost čistilnega jarka v letu obratovanja 2008/2009 je bila  $63,2 \pm 40,9$  %, meandra  $-51,3 \pm 137,4$  %, celega sistema pa  $68,2 \pm 38,5$  %, kar kaže

na to, da je kombinacija čistilnega jarka in meandra v obratovalnem letu 2008/2009 nekoliko bolj učinkovita pri odstranjevanju nitratnega dušika kot pa sam čistilni jarek.

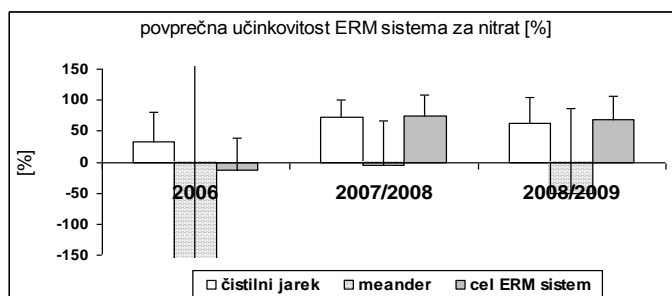


#### Legenda:

1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 57: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje nitratnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

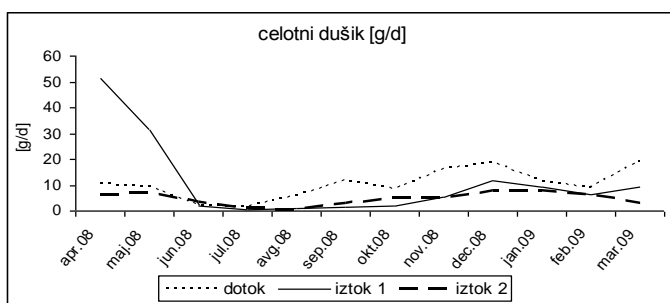
Učinkovitost ERM-sistema za zmanjševanje vsebnosti nitratni dušik v vodi v tretjem letu (08/09) obratovanja v primerjavi s prvim (06) in drugim (07/08) letom prikazujemo na sliki 58. V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka pri zmanjševanju količine nitrata pozitivna (neučinkovit je bil le v maju), celoten ERM-sistem pa pri odstranjevanju nitrata večinoma zaradi neučinkovitosti meandra ni bil učinkovit. V letu 2007/2008 je učinkovitost čistilnega jarka in celotnega ERM-sistema (oba sta bila učinkovita pri vseh meritvah) narasla na vrednost nad 70 %. Tako kot v obratovalnem letu 2007/2008 je bil tudi v tretjem letu (2008/2009) celoten sistem malo uspešnejši pri zmanjševanju nitrata kot pa sam čistilni jarek. Meander je vsa tri leta povprečno povečeval vrednosti nitratnega dušika v vodi.



Slika 58: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine nitratnega dušika v prvih treh letih obratovanja

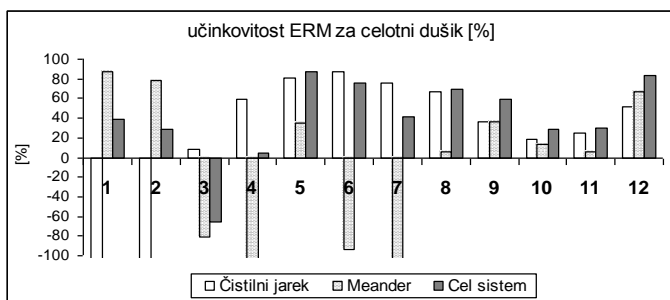
#### 4.5.12 Celotni dušik TN

Na količino celotnega dušika v ERM-sistemu je najbolj vplivala količina organskega dušika, ki se je pojavljal v najvišjih vrednostih (slika 47). Zaradi visokih vrednosti organskega dušika v aprilu in maju na iztoku 1 so bile posledično visoke tudi vrednosti celotnega dušika v teh dveh mesecih, kar prikazujemo na sliki 59. Povprečen vnos mase celotnega dušika na dotoku je bil  $10,2 \pm 5,7$  g/d, na iztoku 1  $10,9 \pm 15,2$  g/d, na iztoku 2 pa  $4,6 \pm 2,4$  g/d.



Slika 59: Prikaz vrednosti celotnega dušika po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Na sliki 60 vidimo, da je bila učinkovitost odstranjevanja dušika visoka predvsem od junija 2008 dalje (po vzdrževalnih delih). Čistilni jarek je zelo uspešno odstranjeval celotni dušik, a je bilo letno povprečje vseeno negativno (posledica izpiranja dušika aprila in maja 2008), in sicer  $-9,6 \pm 148,3 \%$ . Iz meandra se je v nekaj mesecih organski dušik spiral in je bilo tako letno povprečje tudi tu negativno ( $-10,4 \pm 82,1 \%$ ), povprečna učinkovitost celotnega sistema pa je bila pozitivna ( $40,3 \pm 42,0 \%$ ).

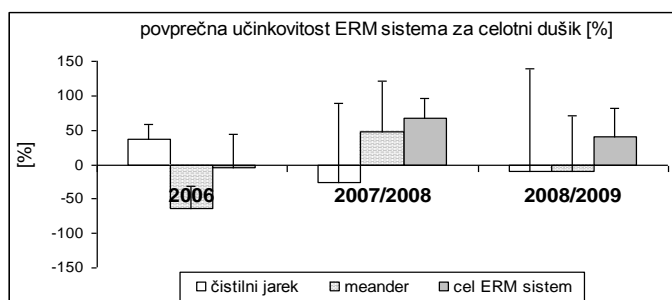


Legenda:

- 1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 60: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje celotnega dušika v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

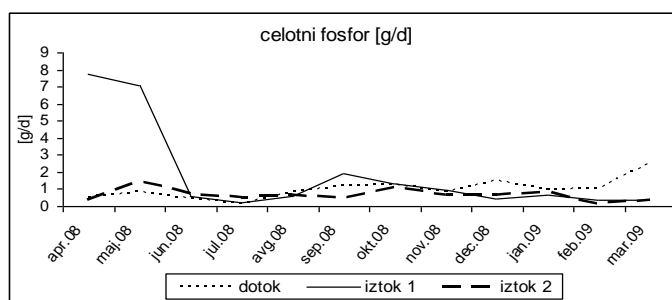
Primerjava učinkovitosti med leti (2006, 2007/08 in 2008/09) je za celotni dušik prikazana na sliki 61. V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka pri zmanjševanju količine celotnega dušika pozitivna, celoten sistem je bil v primerjavi s čistilnim jarkom povprečno manj učinkovit (posledica neučinkovitosti v maju in juniju 2006), meander pa se je pri vseh meritvah izkazal za neučinkovitega. V drugem letu (2007/2008) obratovanja ERM-sistema se je situacija obrnila: učinkovitost čistilnega jarka je upadla in bila negativna (zaradi julija in septembra 2007 ter aprila 2008), v celotnem sistemu in meandru pa se je funkcija izboljšala, kar pomeni, da se je v njej skoraj v vseh mesecih celotni dušik iz vode uspešno odstranjeval. Meander se je pri tem izkazal kot zelo uspešna ERM-metoda. Tako kot v drugem letu je bila tudi v letu 2008/09 kombinacija čistilnega jarka in meandra bolj učinkovita pri odstranjevanju celotnega dušika kot sam čistilni jarek. Kljub temu je bila učinkovitost celotnega sistema v tretjem letu malo nižja kot leto poprej.



Slika 61: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema pri zmanjševanju količine celotnega dušika v prvih treh letih obratovanja

#### 4.5.13 Celotni fosfor TP

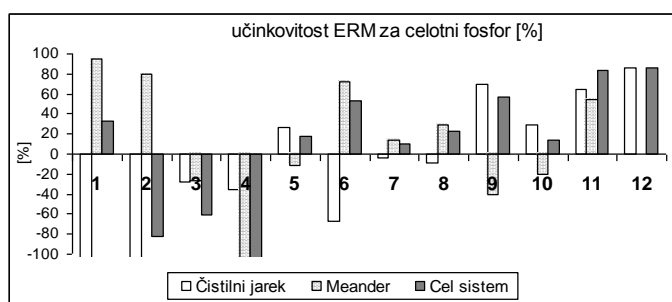
Celotni fosfor je vsota organskega fosforja in ortofosfatov. Spreminjanje količine celotnega fosforja tekom leta je prikazano na sliki 62 in zopet lahko opazimo odstopanje vrednosti na iztoku 1 v aprilu in maju 2008 (kot pri mnogih drugih parametrih), ki so se uspešno znižale zaradi meandrirane struge. Rahlo povišanje vrednosti zaznamo v jesenskih mesecih tudi na iztoku 1. Povprečne vrednosti celotnega fosforja na dotoku so bile  $1,00 \pm 0,59$  g/d, na iztoku 1  $1,86 \pm 2,64$  g/d, na iztoku 2 pa  $0,67 \pm 0,35$  g/d.



Slika 62: Prikaz vrednosti celotnega fosforja po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Učinkovitost zmanjševanja vsebnosti celotnega fosforja v vodi v ERM-sistemu prikazujemo na sliki 63. Čistilni jarek (iztok 1) je bil pri zmanjševanju vnosa mase celotnega fosforja sprva dokaj neučinkovit, malo bolje je deloval avgusta in potem kazal ustrezno učinkovitost od novembra naprej. Podobno kot čistilni jarek je kazal tudi celotni sistem ustrezno učinkovitost od julija 2008 naprej (po vzdrževalnih delih). Učinkovitost meandra se je skozi leto 2008/2009 zelo spreminjala – zelo učinkovit je bil v prvih dveh mesecih obratovalnega leta (april, maj). Povprečna letna učinkovitost čistilnega jarka je bila negativna ( $-171,2 \pm 451,5$  %), meandra ( $10,4 \pm 61,0$  %) in celotnega sistema pa pozitivna ( $3,1 \pm 81,5$  %).

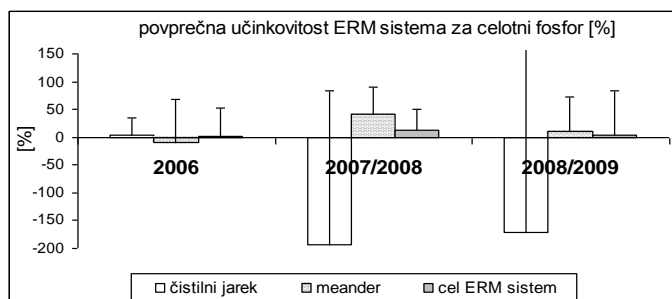


**Legenda:**

1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 63: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za odstranjevanje celotnega fosforja v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

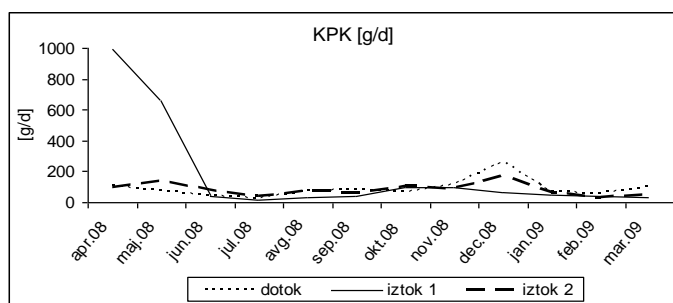
Na sliki 64 je prikazana učinkovitost ERM-sistema v vseh treh obratovalnih letih – 2006, 2007/2008 in 2008/2009. V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka pri zmanjševanju koncentracije celotnega fosforja minimalna ( $4,1 \pm 30$  %), kar je posledica neučinkovitosti sistema maja in junija. Tudi celoten sistem je bil povprečno minimalno učinkovit ( $1,3 \pm 51,9$  %), meander pa povprečno neučinkovit ( $-10,4 \pm 79,1$  %). V drugem letu (2007/2008) obratovanja ERM-sistema je bila učinkovitost čistilnega jarka zelo negativna (učinkovit je bil le junija in avgusta 2007), celoten sistem in meander pa sta bila pri odstranjevanju celotnega fosforja učinkovita. V tretjem letu (2008/2009) so bili rezultati podobni. Rezultati nam torej kažejo, da je bil pri zmanjševanju celotnega fosforja v prvem obratovalnem letu čistilni jarek bolj učinkovit kot pa čistilni jarek in meander skupaj. V drugem in tretjem letu je bila situacija obrnjena, torej je bila kombinacija čistilnega jarka in meandra oziroma sam meander uspešnejši od čistilnega jarka.



Slika 64: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje količine celotnega fosforja v vodi v prvih treh letih obratovanja

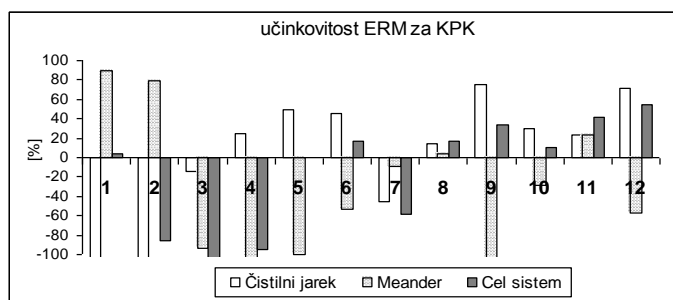
#### 4.5.14 Kemijska potreba po kisiku KPK

Vrednosti KPK, preračunane na g/d na vzorčnih mestih ERM sistema v obratovalnem letu 08/09, prikazujemo na sliki 65. Rezultati jasno kažejo na povečanje organskih snovi in posledično povečanje kemijsko razgradljivih organskih snovi oziroma krajše – KPK na iztoku 1 v aprilu in maju 2008. Nekoliko je povečana tudi dotočna vrednost KPK v mesecu decembru ( $259,0$  g/d). V ostalih primerih so vrednosti nizke. Povprečni letni vnosi mase KPK so bili najvišji na iztoku 1, in sicer  $180,4 \pm 311,0$  g/d (posledica viška v aprilu in maju), temu sledita dotok s  $87,4 \pm 60,0$  g/d in iztok 2 s povprečjem  $84,2 \pm 41,1$  g/d.



Slika 65: Prikaz vrednosti KPK v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Učinkovitost ERM-sistema pri zmanjševanju KPK v obratovalnem letu 2008/2009 prikazujemo na sliki 66. Učinkovitost celotnega sistema je bila nizka (med 0 in 54,2 %) in v poletnih mesecih celo negativna, kar kaže na izpiranje snovi iz sistema. Kljub močnemu izpiranju snovi iz čistilnega jarka v aprilu in maju lahko vidimo zelo visoko učinkovitost meandra glede na čistilni jarek v teh dveh mesecih. Povprečna letna učinkovitost je bila na vseh vzorčnih mestih ERM-sistema negativna (čistilni jarek  $-113 \pm 330,1$  %, meander  $-39,8 \pm 83,5$  % in cel sistem  $-15,4 \pm 59$  %).

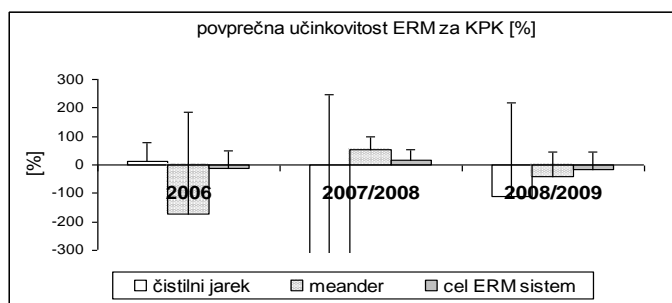


Legenda:

- 1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 66: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine KPK v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

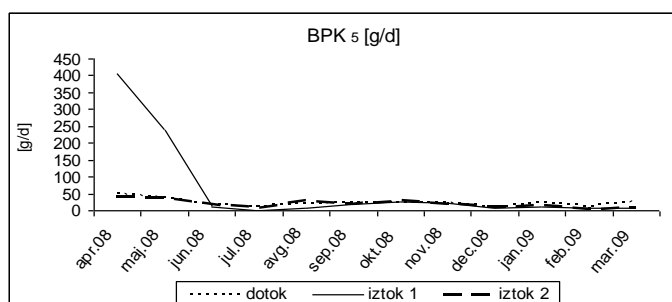
Primerjava učinkovitosti za zmanjšanje vnosa mase kemijsko razgradljivih organskih snovi (KPK) med tretjim letom (2008/2009) ter prvim (2006) in drugim (2007/2008) letom obratovanja sistema prikazujemo na sliki 67. V letu 2006 je bila povprečna učinkovitost čistilnega jarka za zmanjševanje KPK pozitivna (maja in junija 2006 čistilni jarek ni bil učinkovit), celotnega ERM-sistema pa negativna (junija in julija 2006 ERM-sistem ni bil učinkovit), kar kljub minimalni razliki kaže na večjo učinkovitost čiščenja s čistilnim jarkom kot pa kombinacija jarka z meandrom. Meander je v letu 2006 v večini povečeval količino KPK v vodi. V drugem letu (07/08) obratovanja ERM-sistema se je situacija obrnila. Učinkovitost čistilnega jarka smo zaznali le v juniju in avgustu, v vseh ostalih mesecih pa ERM-sistem ni bil učinkovit. Povprečna učinkovitost celotnega ERM-sistema (neučinkovit septembra 2007, marca in aprila 2008) in meandra (neučinkovit avgusta 2007) je bila pozitivna. V obratovalnem letu 2008/09 se je povprečna učinkovitost za KPK meandra in celega sistema v primerjavi s predhodnimi leti poslabšala, spiranje iz čistilnega jarka pa se je zmanjšalo.



Slika 67: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje KPK v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema

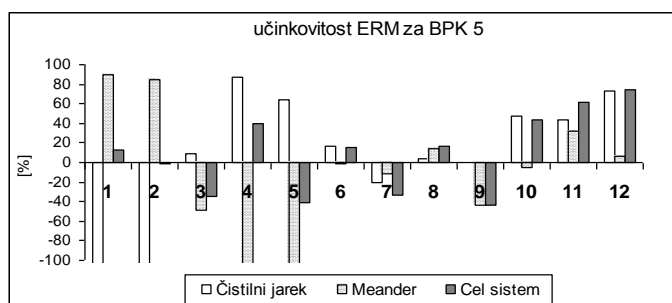
#### 4.5.15 Biokemijska potreba po kisiku – BPK<sub>5</sub>

Vnosi mase biokemijsko razgradljive organske snovi (krajše BPK<sub>5</sub>) na vzorčnih mestih ERM-sistema v obratovalnem letu 2008/2009, ki so prikazani na sliki 68, so podobni vrednostim KPK (slika 65, priloga D – korelacija), kar kaže na to, da so bile organske snovi v vzorcih biološko razgradljive. Povprečni letni vnosi mase BPK<sub>5</sub> so bili najvišji na iztoku 1, in sicer  $63,6 \pm 125,7$  g/d (posledica viška v aprilu in maju), temu pa sta sledila dotok s povprečjem  $22,1 \pm 11,5$  g/d in iztok 2 z  $19,6 \pm 12,4$  g/d.



Slika 68: Prikaz vrednosti BPK<sub>5</sub> v gramih na dan po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

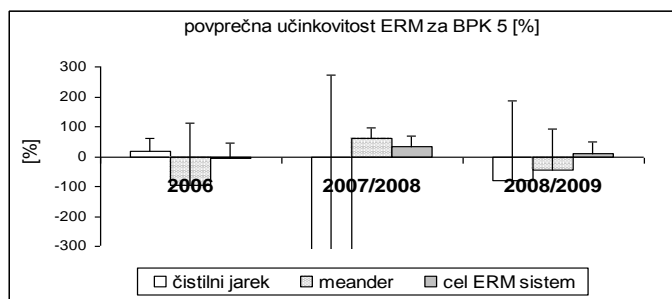
Na sliki 69 prikazujemo učinkovitost ERM-sistema pri odstranjevanju oz. zmanjševanju BPK<sub>5</sub>. Celoten sistem je predvsem v zimskih mesecih kazal ustrezno učinkovitost zmanjševanja BPK<sub>5</sub>. Na visoko učinkovitost so kazale tudi vrednosti v meandru, in sicer v aprilu in maju. Povprečna letna učinkovitost čistilnega jarka ( $-80,1 \pm 268,2$  %) in meandra ( $-44,8 \pm 138,6$  %) je bila negativna. Povprečna učinkovitost celotnega sistema je bila pozitivna ( $9,2 \pm 41$  %), kar kaže, da je celoten sistem pri zmanjševanju BPK<sub>5</sub> bolj učinkovit kot jarek in meander posamično. Treba se je zavedati, da so bile dotočne vrednosti BPK<sub>5</sub> (kot tudi KPK) ves čas monitoringa nizke, zato že manjše spremembe v koncentraciji lahko pomenijo negativno učinkovitost.

Legenda:

1 – 28. apr. 08; 2 – 27. maj 08;  
 3 – 26. jun. 08; 4 – 25. jul. 08;  
 5 – 27. avg. 08; 6 – 23. sept. 08;  
 7 – 23. okt. 08; 8 – 24. nov. 08;  
 9 – 22. dec. 08; 10 – 28. jan. 09;  
 11 – 26. feb. 09; 12 – 19. mar. 09.

Slika 69: Prikaz učinkovitosti ERM-sistema za zmanjševanje količine BPK<sub>5</sub> v odstotkih po posameznih mesecih na različnih odvzemnih mestih na ERM-objektu v obratovalnem letu 2008/2009

Slika 70 prikazuje primerjavo učinkovitosti ERM-objekta za BPK<sub>5</sub> med tremi leti obratovanja sistema. Rezultati so zelo podobni učinkovitosti za KPK (slika 67). Le učinkovitost celotnega sistema za BPK<sub>5</sub> je bila v primerjavi s KPK v letu 2008/2009 pozitivna.



Slika 70: Prikaz povprečne učinkovitosti čistilnega jarka, meandra in celotnega ERM-sistema za zmanjševanje BPK<sub>5</sub> v prvih treh letih obratovanja

## 4.6 STATISTIČNE ANALIZE

### 4.6.1 ANOVA prirejena za ponavljajoče meritve (angl.: ANOVA for repeated measurements)

Analiza ANOVA (preglednica 16) kaže, da so se v času (tekem tretjega obratovalnega leta) v ERM sistemu statistično značilno spreminjale vsebnosti nitratov v vodi ( $p = 0,001$ ) ter, kot smo pričakovali, temperatura vode in od nje odvisna topnost kisika. Spreminjanje pH ni zanesljivo, saj slike v poglavju o pH (4.5.5) kažejo minimalne spremembe. Zaradi majhnega števila podatkov rezultati niso popolnoma reprezentativni.

Preglednica 16: Časovna analiza različnih parametrov, ki prikazuje, kakšna je mera spreminjanja parametrov v času. Če je  $p < 0,05$ , se parameter statistično (z verjetnostjo vsaj 95 %) značilno spreminja v času. Analiza je vključevala 12 meritev (april 2008–marec 2009). V preglednici prikazujemo vrednosti  $p$ . Poudarjen tekst kaže statistično značilno razliko.

Parameter	F value	p value
neraz. snovi	1,285	0,295
used. snovi	1,162	0,365
NH <sub>4</sub>	0,690	0,734
NO <sub>2</sub>	2,180	0,058
NO <sub>3</sub>	4,503	<b>0,001</b>
ON	1,300	0,288
TN	1,107	0,401
TP	0,913	0,545
KPK	1,101	0,405
BPK <sub>5</sub>	1,463	0,215
Tem [°C]	75,677	<b>&lt; 0,001</b>
O <sub>2</sub> [%]	11,002	<b>&lt; 0,001</b>
O <sub>2</sub> [mg/l]	17,685	<b>&lt; 0,001</b>
Ph	2,704	<b>0,028</b>
SEP	1,762	0,135
Nivo vode	2,119	0,076
Pretok	1,974	0,087

Legenda: sivo – analiza 11 meritev (manjkajoča meritev v aprilu 2008) in zato manjša zanesljivost

### 4.6.2 Pearsonov koeficient korelacija

Rezultati izračuna Pearsonovega koeficienta korelacije so zaradi obsežnosti prikazani v prilogi D. Rezultati vključujejo parametre kakovosti vode, nivo gladine vode, pretok in padavine od maja 2008 do marca 2009. Vrednost Pearsonovega koeficienta korelacije je med vrednostjo  $-1$  in  $1$ . Tako vrednost  $-1$  predstavlja popolno negativno povezanost spremenljivk, vrednost  $1$  pa pomeni popolno pozitivno povezanost. V prilogi D poudarjene vrednosti ( $R^2 > 0,6$ ) kažejo statistično značilno korelacijo, pri kateri je  $p < 0,05$  (2-tailed). Pearsonov koeficient korelacije je zaradi majhnega števila podatkov (11 podatkov za vsak parameter) slabše podprt, hkrati pa bi lahko na izračun koeficienta vplivale odstopajoče vrednosti na iztoku 1 v maju (veča korelacijo med parametri).

#### 4.6.3 U- test (Mann-Whitney test)

Preglednica 17 prikazuje rezultate analize podatkov z Mann-Whitneyjevim testom za ugotavljanje statistično značilnih razlik v koncentracijah parametrov kakovosti vode med vzorčnimi mesti. Statistično značilne razlike ( $p < 0,05$ ) so med vzorčnimi mesti obstajale v koncentracijah celotnega, organskega, amonijevega, nitratnega in nitritnega dušika. Tudi tu so zaradi majhnega števila podatkov (11 meritev) rezultati slabše podprti.

Preglednica 17: Primerjava vrednosti različnih parametrov na dotoku, iztoku 1 in iztoku 2 z Mann-Whitneyjevim neparametričnim testom. Analiza je vključevala 11 meritev ( $N = 11$ ), in sicer od maja 2008 do marca 2009. Vrednosti, ki kažejo statistično značilno razliko, so v preglednici poudarjene.

		Z	P
Neraztopljene snovi (SS)	1	-0,3941	0,6935
	2	-0,3613	0,7179
	3	-0,8222	0,4110
Usedljive snovi	1	-0,2329	0,8158
	2	-0,6671	0,5047
	3	-0,2997	0,7644
ON	1	-2,7939	<b>0,0052</b>
	2	-1,9377	0,0527
	3	-0,2957	0,7675
NH <sub>4</sub> - N	1	-3,3248	<b>0,0009</b>
	2	-2,6393	<b>0,0083</b>
	3	-0,6439	0,5196
NO <sub>2</sub> - N	1	-3,8677	<b>0,0001</b>
	2	-3,3856	<b>0,0007</b>
	3	-2,2622	<b>0,0237</b>
NO <sub>3</sub> - N	1	-2,2029	<b>0,0276</b>
	2	-2,9271	<b>0,0034</b>
	3	-0,3628	0,7168
TN	1	-2,1998	<b>0,0278</b>
	2	-2,5938	<b>0,0095</b>
	3	-0,1971	0,8438
TP	1	-0,5589	0,5762
	2	-1,1185	0,2633
	3	-0,3619	0,7174
BPK <sub>5</sub>	1	-1,3797	0,1677
	2	-0,4272	0,6692
	3	-0,6899	0,4903
KPK	1	-1,1188	0,2632
	2	-0,2974	0,7661
	3	-1,1840	0,2364

Legenda:

1 = in/out 1
2 = in/out 2
3 = out1/out 2

## 5 RAZPRAVA

### 5.1 HIDRAVLIČNE LASTNOSTI ERM-SISTEMA

#### 5.1.1 Pretok

Najnižji pretok smo izmerili v poletnih mesecih (julij 2008 – 0,01 l/s), najvišji pa pozimi (januar 2009 – 0,08 l/s). Pretok v obratovalnem letu 2008/2009 ni neposredno sovpadal s padavini, kar je potrdil tudi Pearsonov koeficient korelacije. Posredno padavine vplivajo na pretok vode skozi čistilni jarek (Kadlec, 1989), vendar ga iz naših rezultatov ne moremo videti.

Nizek pretok v juniju in juliju kljub visoki mesečni količini padavin kaže na majhen vpliv zalednih vod in na velika hidravlična nihanja v sistemu. Pojasnili bi ga lahko s tem, da je bil dan pred vzorčenjem suh in vroč, zato je bila evapotranspiracija tudi višja v gostem sestoju trsta v čistilnem jarku. Za trst je namreč znano, da ima zelo velik odstotek evapotranspiracije in zato tudi velik vpliv na nivo vode (Rudolf, 2008) in s tem na pretok. Evapotranspiracija upočasni tok vode skozi čistilni jarek in povečuje stični čas med vodo in talnim medijem ter organizmi (večji zadrževalni čas), medtem ko imajo padavine obraten učinek (Kadlec, 1989; 29). Kadlec (1989; 31) v svoji raziskavi navaja, da se v sistemih s stalnim nivojem vode na dotoku spremembe v temperaturi in padavinah takoj pokažejo na iztoku iz sistema. Pravi, da se predvsem majhna mokrišča (npr. 0,1 ali 0,4 ha) močno odzovejo na okoliško mikroklimo – tako na padavine kot na sušo. Tako je bil pretok v naši raziskavi kljub temu, da so glede na rezultate včasih prisotne tudi visoke vode (stalnost nivoja vode), verjetno res zelo odvisen od mikroklimе. Lahko celo trdimo, da je bil pretok skozi čistilni jarek verjetno bolj odvisen od evapotranspiracije in sončnega sevanja kot pa od mesečnih padavin. Pearsonov koeficient korelacije namreč potrjuje, da je pretok vode skozi čistilni jarek v statistično značilni negativni korelaciji s temperaturo na dotoku ( $R^2 = -0,81$ ;  $p < 0,01$ ) in iztoku 1 ( $R^2 = -0,69$ ;  $p < 0,05$ ), kar bi lahko pomenilo, da sta višanje temperature in s tem večja transpiracija trsta v čistilnem jarku povezana z zniževanjem pretoka.

Pri primerjavi sta se skozi prva tri leta obratovanja ERM-sistema pretok vode skozi čistilni jarek in nihanje v pretoku zmanjševala. To je verjetno povezano z zorenjem sistema in daljšanjem zadrževalnega časa čistilnega jarka. Poleg nasičenja talnega medija z onesnažili, zaplnitvijo por z organskim sedimentom, detritom in biofilmom (Adcock in Ganf, 1994; cit. po Bulc, 1998) je pri zorenju sistema pomemben faktor rast trsta, saj obilnejša razrast koreninskega sistema lahko zapolni prostore med delci talnega medija in s tem zmanjša pretočnost (Drev, 2003).

#### 5.1.2 Nivo vodne gladine

Nivo vodne gladine se na dotoku v ERM-sistem tekom leta ni bistveno spreminjal. Meritve vodne gladine v ERM smo opravili izven odboja visokih vod, zato rezultati kažejo, da je bil dotok vode v ERM relativno stalen. Povezava med padavinami (dež in sneg) in nivojem vode je bila jasno izražena predvsem na primeru iztoka 2 in matične struge, kar za iztok 2

kaže tudi Pearsonov koeficient korelacije ( $R^2 = 0,75$ ;  $p < 0,05$ ). Nivo vode je bil na obeh vzorčnih mestih najvišji v januarju, kar kaže na pomemben vpliv snežnih padavin na nivo vode. Mesečna nihanja v nivoju vode na posameznih vzorčnih mestih so bila velika, pri primerjavi treh let obratovanja ERM-sistema pa se je pokazalo, da se povprečni letni nivoji vodne gladine na vzorčnih mestih dotoka, iztoka 1 in 2 ter matična struga med leti niso znatno spreminjali.

Stanje v čistilnem jarku je pokazalo drugačno sliko. Vpliv padavin na nivo gladine vode se tako kot pri pretoku ni neposredno kazal. Med merilnimi mesti v čistilnem jarku smo v letu 2008/2009 izmerili zelo velika nihanja. Vzorčna mesta na prvi polovici čistilnega jarka so imela povprečno nizek nivo vode. Mulj v ceveh je otežil realno merjenje višine vode v čistilnem jarku. Pri primerjavi obratovalnih let smo opazili razlike v povprečnih nivojih vode med vzorčnimi mesti v čistilnem jarku. Vsa tri leta je bil na tretjem vzorčnem mestu viden zelo nizek nivo vodne gladine (8 cm prvo in 3 cm drugo ter tretje leto). To kaže na mašenje talnega medija prve grede čistilnega jarka in opozarja na to, da bi morali za to, da bi sistem deloval bolje, talni medij prve grede zamenjati.

## 5.2 ZADRŽEVALNI ČAS ČISTILNEGA JARKA

Na podlagi dodatka raztopine soli in merjenja specifične električne prevodnosti (SEP) smo ocenili, da je zadrževalni čas vode v čistilnem jarku od 9 do 44 ur. Dolgo obdobje povečane prevodnosti na merilnih mestih je posledica počasnega prehajanja vode skozi sistem (pretok le 0,0253 l/s) in mešanja slane vode z vodo, ki se je nahajala v sistemu pred poskusom. Različna električna prevodnost v različnih delih čistilnega jarka nakazuje na neenakomerno razporejanje in mešanje vode v sistemu. V sistemih, kot je proučevani čistilni jarek (npr. rastlinski filtri, rastlinske čistilne naprave), je neenakomerno razporejanje vode pogost pojav, saj si voda utira različne poti med koreninami in talnim medijem. To je povezano s hidravličnimi problemi, ki jih imajo včasih že delujoče naprave (Urbanič in Toman, 2003).

Rezultati merjenja prevodnosti so pokazali, da je zadrževalni čas vode v ERM-sistemu ustrezen in omogoča potek bioloških procesov.

## 5.3 VRSTNA SESTAVA RASTLIN V ERM SISTEMU

Na ERM-sistemu Podutik smo v rastni sezoni 2008 zabeležili 36 vrst rastlin. Ugotovili smo, da je na vseh treh segmentih sistema prisotnih približno enako število vrst, in sicer 15 na bregovih usedalnika in v bazenu (prave vodne rastline), 18 na čistilnem jarku in 17 v meandru in na njegovih bregovih. Določene vrste so vezane na točno določen odsek ERM-sistema, nekatere pa so bolj splošno razširjene, kar je seveda pogojeno z ekološkimi zahtevami rastline. Če stanje primerjamo z rastno sezono 2006 in 2007, je število vrst ob usedalniku naraslo. V čistilnem jarku je vedno bolj dominanten navadni trst, meander pa se zarašča, kar vse kaže na sukcesijo ERM-sistema. Glede na prvo rastno sezono (2006), ko so v meandru prevladovale zasajene rastline (navadno ločje, šaš in rogoz), lesne rastline (iva, bela vrba, črna jelša, leska), breskova dresen in vodna perunika, so v drugi rastni sezoni (2007) postale brežine struge močno zaraščene in so pionirske rastline dopolnile



rastline višje sukcesijske stopnje (Vrbajnsčak, 2008). Vse vrste iz druge sezone so bile prisotne tudi v tretji sezoni (2008), poleg tega smo popisali tudi trpotčasti porečnik (*Alisma plantago-aquatica*). Namesto breskove dresni (*Polygonum persicaria*), ki je bila prisotna v prvi in drugi sezoni, smo v tretji sezoni popisali milo dresen (*Polygonum mile*), namesto vodnega jetičnika (*Veronica anagallis-aquatica*) smo v tretji rastni sezoni določili studenčni jetičnik (*Veronica beccabunga*), namesto močvirskega vrbovca (*Epilobium palustre*) pa drobnocvetnega (*Epilobium parviflorum*). Verjetno gre v vseh teh primerih za iste vrste, ki so bile po določevalnem ključu različno določene.

Z masnim indeksom (relativna abundanca vrste) in dejansko biomaso vrst (Pall in Janauer, 1995) ovrednotimo pomembnost vrste in iz rezultatov predvidimo vpliv vrste na združbo in na ERM-sistem (predvsem v primeru invazivnih vrst). Tako lahko trdimo, da je najpomembnejša vrsta v usedalniku plavajoča sladika (*Glyceria fluitans*), v čistilnem jarku po pričakovanju navadni trst (*Phragmites australis*), v meandru šaš (*Carex sp.*) in bela vrba (*Salix alba*) ter črna jelša (*Alnus glutinosa*) in širokolistni rogoz (*Typha latifolia*). V **usedalniku** je pomembna plavajoča sladika, ker onemogoča in zavira razvoj prisotnih nitastih alg, s čimer se zmanjšuje nevarnost mašenja filtracijskih plasti v čistilnem jarku. Na **čistilnem jarku** množično raste navadni trst (*Phragmites australis*), ki so ga nasadili z namenom povečevanja čistilne sposobnosti ERM in je ključni element tovrstnega sistema. V osrednjem delu čistilnega jarka je sicer opaziti nekoliko slabšo rast navadnega trsta, a so ostale vrste prisotne z mnogo nižjo relativno abundanco oziroma dejanska biomasa trsta močno prevladuje nad biomasami ostalih vrst, tako da ni nevarnosti, da bi se katera izmed drugih vrst množično razmnožila in začela izrivati trst. Prav tako nobena izmed prisotnih vrst ni invazivna. V **meandru** talni medij, ki je drobnozrnat in bogat s hranili, omogoča ukoreninjenje in rast makrofitom, vendar je zaradi močnega zasenčenja z obrežno vegetacijo prisotnih malo vodnih rastlin oziroma makrofitov. Od vodnih rastlin je pogosto zastopan le širokolistni rogoz (*Typha latifolia*). Makrofiti so prisotni le na začetku meandra, tj. takoj za iztokom iz čistilnega jarka, kjer je vodna površina bolj izpostavljena sončnemu sevanju. Na tem mestu smo v vseh treh rastnih sezonah opazili tudi močno razrast alg, ki je posledica zastajanja vode, izpostavljenosti neposrednem sončevemu sevanju, nizkega nivoja vode, segrevanja vode in višjih vrednosti hranil (celotni fosfor in dušik), kar ustvarja ustrezne pogoje za rast alg.

Vsi makrofiti, razen nitastih alg, so glede na rastno obliko v usedalniku in meandru ukoreninjeni. Studenčni jetičnik (*Veronica beccabunga*) je potopljen, ostali so emergentni, torej iz talnega medija črpajo snovi le prek korenin. Makrofiti, ki uspevajo na ERM-sistemu, preferirajo ali tolerirajo povišano vsebnost hranilnih snovi v vodi, zato njihovo pojavljanje ni presenetljivo (Haslam, 2006). Nitaste alge, prisotne v usedalniku, so indikatorji povečanega vnosa hranil v vodni ekosistem (Fox, 1992). Pojavljanje nitastih alg v usedalniku bi lahko omejili z ročnim odstranjevanjem. Čistilno učinkovitost meandra pa bi morda lahko dodatno povečali, če bi bili makrofiti razporejeni prek celotnega meandra in ne le na prvih nekaj metrih meandra.

#### 5.4 PRODUKTIVNOST NAVADNEGA TRSTA

V čistilnem jarku je bila v rastni sezoni 2008 produktivnost navadnega trsta (*Phragmites australis*), tj. tako nadzemna kot tudi podzemna biomasa, v prvem delu čistilnega jarka (kvadrant 1) večja kot pa v tretjem delu (kvadrant 2) (enako je bilo tudi v sezoni poprej (2007)). Wilcoxonov test za razlike med kvadrantom 1 in 2 pa je za rastno sezono 2008 pokazal, da obstajajo statistično značilne razlike le za listni indeks. Ta je bil v prvi gredi čistilnega jarka (kvadrant 1) mnogo večji kot v tretji (kvadrant 2), kar je posledica upada gostote rastlin od začetka do konca čistilnega jarka (s 400 na 100/m<sup>2</sup>). Upad v gostoti in produktivnosti rastlin bi bil lahko povezan z upadom hranilnih snovi (amonijev dušik, nitrit in nitrat) od začetka do konca čistilnega jarka in njegovo čistilno sposobnostjo. Lahko pa bi bile razlog tudi občasne visoke vode, katerim je začetek jarka bolj izpostavljen kot njegov konec. Spremenljiv hidrološki režim namreč stimulira rast rizomov in korenin (Bulc, 1994).

Spremembe (porast) v suhi masi stebela in listov, listnem indeksu, površini in številu listov navadnega trsta skozi rastno sezono 2008 niso bile zelo jasne, čeprav Allirand in Gosse (1995) v svoji raziskavi navajata, da se nadzemna biomasa trsta povečuje, dokler trst ne cveti. To, da naši rezultati ne kažejo porasta nadzemne biomase do cvetenja v mesecu avgustu, je verjetno posledica premajhnega, nereprezentativnega števila vzorcev (le 3 rastline na kvadrant na mesec). Do časa cvetenja pa se je jasno povečevala višina navadnega trsta in se nato z začetkom cvetenja ustalila. Pri merjenju višine smo namreč skozi celo rastno sezono merili istih deset rastlin v kvadrantu 1 in 10 v kvadrantu 2, kar se je izkazalo za uspešno metodo. To nam je dalo bolj reprezentativne rezultate.

V prvi (2006) in drugi (2007) rastni sezoni je bil trst zaradi slabšega uspevanja večkrat dodatno zasajen, v tretji rastni sezoni (2008) pa zaradi uspešne rasti to ni bilo potrebno. Suha masa stebela, višina rastlin in površina listov so se vsako sezono povečali, kar delno kaže na večanje produktivnosti trsta v čistilnem jarku v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema in s tem na potencialno uspešnost čistilnih procesov ob primernem vzdrževanju sistema. Povečevanje suhe mase stebela in višine rastlin je potrdil tudi Kruskal - Wallisov test, saj med rastnimi sezonami obstajajo statistično značilne razlike, to pa ne velja za površino listov, ki le na videz narašča (ni statistično značilnih razlik). Kruskal - Wallisov test je pokazal statistično značilne razlike tudi za suho maso listov in listni indeks, čeprav ta dva parametra nista naraščala skozi sezone. Suha masa listov je bila v tretji rastni sezoni v povprečju za 0,5 g/rastlino nižja kot v drugi, listni indeks za kvadrant 1 nižji, kvadrant 2 pa višji kot v drugi rastni sezoni (test je tu pokazal predvsem statistično značilno razliko med kvadranti). Ugotovili smo tudi, da je število listov tisti parameter, ki se pri navadnem trstu z leti ne spreminja (je stalen).

Povprečna nadzemna biomasa navadnega trsta je bila v rastni sezoni 2008 v kvadrantu 1  $4,8 \pm 0,9$  kg/m<sup>2</sup>, v kvadrantu 2 pa  $1,4 \pm 0,3$  kg/m<sup>2</sup>. Podzemna biomasa navadnega trsta je bila za 20–30 % večja kot nadzemna biomasa, kar je verjetno posledica kopičenja hranil v podzemni biomasi v jeseni (Allirand in Gosse, 1995), ko smo izvedli meritve. V podzemni biomasi je bilo razmerje korenin in rizomov okoli 9 : 1.

## 5.5 TEST STRUPENOSTI VODE IN SEDIMENTOV Z BAKTERIJO *Vibrio fischeri* (ISO 11348)

### 5.5.1 Test strupenosti vode

Pri analizi rezultatov Inštituta za fizikalno biologijo (IFB) smo opazili velike razlike v inhibiciji luminiscence med različnimi vzorci. To je verjetno posledica mnogih dejavnikov, ki vplivajo na biotest, npr. padavine in z njimi povezani vodostaj, temperatura, vsebnost raztopljenega kisika v vodi in podobno. Voda v naravnem potoku (matična struga) je bila v letu 2008 in 2009 najmanj strupena v primerjavi z ostalimi vzorci z izjemo iztoka iz čistilnega jarka (iztok 1). Zanimivo je, da je voda na koncu meandra (iztok 2) pokazala sorazmerno visoko stopnjo inhibicije bioluminiscence. To je mogoče razložiti s tem, da se v meander zaradi naplavin sedimenta povratno občasno izteka del močvirske vode oziroma Glinščice, ki lahko zaradi slabe kakovosti vpliva na kakovost iztočnih parametrov. Na močno inhibicijo bioluminiscence v vodi, vzeti na koncu meandra (iztok 2), vpliva tudi majhen pretok vode iz ERM-sistema zaradi majhnega padca in posledično zastajanje vode na tem vzorčnem mestu. Ta voda je zato manj prezračena in verjetno v njej potekajo anaerobni procesi razgradnje snovi in vgradnje v biomaso.

Biotest po *Vibrio fischeri* nakazuje na remediacijsko funkcijo čistilnega jarka, saj so raziskovalci IFB-ja v vodi pred čistilnim jarkom (dotok) izmerili višjo povprečno inhibicijo bioluminiscence kot v vodi, ki izteka iz čistilnega jarka (iztok 1). To dokazuje, da se del strupenih snovi adsorbira na sam talni medij v čistilnem jarku in/ali metabolizira v manj strupene snovi kot posledica delovanja mikroorganizmov, živečih v talnem mediju čistilnega jarka.

### 5.5.2 Test strupenosti sedimentov

Analiza rezultatov strupenosti sedimentov Inštituta za fizikalno biologijo (IFB) je pokazala na mesta, kjer je strupenost vode sicer težko izmeriti zaradi razredčevanja in odtekanja strupenih snovi, vendar pa se te snovi nalagajo in koncentrirajo v sedimentih. Sedimenti so torej nekakšne shrambe strupenih snovi, ki omogočajo, da izmerimo seštevek vsega onesnaženja v nekem daljšem časovnem obdobju. Za sedimente lahko rečemo, da predstavljajo t. i. kronično obremenjevanje (Vzdrževanje ..., 2009).

Visoka strupenost sedimentov, ki so jo izmerili raziskovalci IFB-ja, nikakor ni presenetljiva v kanalu, kjer že vizualni pregled pove, da sta onesnaženje in s tem strupenost sedimenta močno povečana (večkrat smo opazili penaste odplake). Zanimivo je, da niso izmerili strupenosti sedimenta v potoku (matična struga), ki je le pogojno 'naraven', saj je njegova struga močno antropogeno spremenjena. Rezultati meritve strupenosti sedimentov sovpadajo z meritvami strupenosti vod, kar je sicer presenetljivo, obenem pa nakazuje, da je bilo vzorčenje voda za meritve strupenosti opravljeno z zadostnimi ponovitvami in s primerno časovno gostoto (Vzdrževanje ..., 2009).

## 5.6 KAKOVOST VODE

### 5.6.1 Raztopljeni kisik in nasičenost s kisikom

Koncentracija kisika in nasičenost s kisikom sta v ERM-sistemu v obratovalnem letu 2008/2009 pričakovano nihali glede na letni čas. Pozimi je namreč kisik bolj topen (višje vrednosti), poleti pa manj in so zato vrednosti nižje (Stefanakis in Tsihrintzis, 2009). Pearsonov koeficient korelacije je potrdil statistično značilno ( $p < 0,05$ ) negativno korelacijo med kisikom in temperaturo vode (tako med koncentracijo kisika in temperaturo kot med saturacijo in temperaturo). Tudi statistična analiza podatkov z ANOVO je pokazala ( $p < 0,001$ ), da se koncentracije kisika in nasičenost vode s kisikom skozi letne čase v ERM-sistemu statistično značilno spreminjajo. Na splošno v celinskih vodah koncentracija kisika niha med 15 mg/l pri 0 °C in 8 mg/l pri 25 °C (Urbanič in Toman, 2003), v naši raziskavi pa so zaradi povečane mikrobne aktivnosti vrednosti nihale med 0,1 mg/l (poleti) in 7 mg/l (pozimi). Pri tem je treba upoštevati, da naši rezultati niso zajemali dnevno-nočnih nihanj v koncentracijah kisika in nasičenosti vode s kisikom.

Koncentracija kisika in nasičenost s kisikom sta nihala tudi med vzorčnimi mesti v ERM-sistemu. Povprečne vrednosti raztopljenega kisika v čistilnem jarku v tretjem letu obratovanja (2008/2009) so bile 2,15 mg/l oziroma 17,6 % in tako izrazito (za pol) nižje od tistih na dotoku in iztokih, kjer so bile okoli 4,2 mg/l oziroma 40 %. Nizka vsebnost kisika v čistilnem jarku v primerjavi z dotokom in iztokoma bi lahko nakazovala na veliko biološko aktivnost – predvidoma razgradnjo organskih snovi in oksidacijo amonija (Vzdrževanje ..., 2009). Tudi Stefanakis in Tsihrintzis (2009) potrjujeta, da je v sistemih s HPP-tokom vode količina raztopljenega kisika zaradi mikrobih procesov zelo nizka in blizu vrednosti nič. Hkrati bi lahko k nižji koncentraciji kisika v čistilnem jarku prispevalo tudi to, da voda v talnem mediju ni v stiku z atmosfero, tako kot na drugih vzorčnih mestih, kar potencialno upočasnjuje difuzijo kisika v vodo čistilnega jarka. Koncentracija kisika in nasičenost s kisikom sta se zopet zvišala na iztoku 1, ko voda priteče na površino. Tu bi se lahko voda delno obogatila s kisikom pri pretoku čez preliv, delno pa zaradi velike fotosintetske aktivnosti alg in rastlin (rogoz), prisotnih v začetnem delu meandra. Vrednosti kisika se s tokom vode skozi meander v povprečju niso spreminjale, kar verjetno pomeni, da se voda v meandru ne segreva in ne zastaja preveč.

Pri primerjavi treh obratovalnih let ERM-sistema smo dobili zelo podobne rezultate za koncentracijo raztopljenega kisika in nasičenost s kisikom. V vseh letih so bile vrednosti v čistilnem jarku nizke, kar potrjuje veliko mikrobno aktivnost v jarku v vseh letih obratovanja sistema. Skozi leta smo opazili upad vrednosti kisika v meandru (predvsem iztok 1). Čeprav je tri leta opazovanja in meritev verjetno premalo za sklepanje o časovnih spremembah, bi lahko iz vsega tega predvsem za meander trdili, da se z zorenjem sistema povečujeta aktivnost organizmov in respiracija v sistemu.

### 5.6.2 Temperatura vode

Temperature vode v ERM-sistemu sovpadajo s temperaturami zraka in letnimi časi, kar smo pričakovali. Tudi ANOVA je potrdila, da v času prihaja do statistično značilnih razlik v temperaturi vode ( $p < 0,001$ ).

Tako v tretjem (2008/09) kot tudi prvem (2006/07) in drugem (2007/08) letu obratovanja ERM-sistema je bila povprečna temperatura vode v usedalniku in na začetku meandra malo višja kot v čistilnem jarku in na koncu meandra (zasenčeno z obrežno vegetacijo). Te razlike med povprečji so bile v vseh treh letih minimalne in so znašale le 1–2 °C. Usedalnik je dokaj izpostavljen sončnemu sevanju, saj ga le delno prerašča plavajoča sladika (*Glyceria fluitans*) in tudi voda v njem teče počasi. Kombinacija tega lahko povzroča rahlo segrevanje vode. V čistilnem jarku se temperatura vode zniža, kar smo opazili tudi pri medsebojni primerjavi obratovalnih let (prvo, drugo, tretje). K znižanju temperature vode v čistilnem jarku pripomore zaščita pred sončnim sevanjem (PP-tok) in prisotnost rastlin (evapotranspiracija). Tudi Tanner in sod. (1995) so v svoji raziskavi odkrili, da zasajena čistilna greda predvsem poleti zmanjšuje iztočne temperature vode za 0,5–1 °C (pozimi je vpliv manjši) in to se dobro pokriva z rezultati naše raziskave. Pri primerjavi treh let obratovanja ERM-sistema tudi vidimo, da je razlika v povprečni temperaturi vode v usedalniku in čistilnem jarku vedno večja, kar bi bilo lahko povezano z večanjem biomase navadnega trsta z zorenjem sistema in s tem evapotranspiracije v poletnem obdobju. Na iztoku 1 je povprečna temperatura vode v vseh letih obratovanja ERM-sistema zopet narasla glede na čistilni jarek. Na iztoku 1 namreč voda pride na površje, kjer zastaja, nivo vode je nizek in voda je izpostavljena sončnemu sevanju, saj je na prvih metrih meandra senčenje z brežin minimalno in vse to povzroča segrevanje. Na iztoku 2 je temperatura v vseh letih rahlo upadla glede na iztok 1. Konec meandra je namreč zasenčen z obrežno vegetacijo, ki znižuje temperaturo vode (Natali in sod., 2009), delno pa lahko vpliva tudi izpostavljenost tega dela hitreje tekoči (in hladnejši) močvirski vodi oziroma dotoku Glinščice.

Najnižja izmerjena temperatura v tretjem letu obratovanja ERM-sistema je bila nad lediščem, in sicer 1 °C (v čistilnem jarku). Gre za dokaj nizko temperaturo za procese v ERM-sistemu in bi lahko omejila mineralizacijo, nitrifikacijo in denitrifikacijo (Vrbajnsčak, 2008). Koliko je temperatura vplivala na procese glede na rezultate, ne moremo natančno trditi. Je pa Pearsonov koeficient korelacije pokazal, da je bila temperatura na dotoku, iztoku 1 in 2 statistično značilno ( $p < 0,05$ ) v negativni korelaciji z nitrati na teh vzorčnih mestih in pozitivni korelaciji z BPK<sub>5</sub> na dotoku ter z BPK<sub>5</sub>, KPK, TP, usedljivimi in neraztopljenimi snovmi na iztoku 2. To kaže na možen vpliv temperature na te parametre.

### 5.6.3 Specifična električna prevodnost – SEP

Bolj kot je vodno telo obremenjeno s hranili, tem višja je prevodnost, saj se z dotokom hranil praviloma poveča količina nabitih delcev (Urbanič in Toman, 2003). SEP je bila v tretjem letu obratovanja ERM-sistema med 400 in 666 µS/cm, kar ne kaže na povečano obremenjenost vodotoka. V večini celinskih voda je namreč prevodnost med 10 in 1000

$\mu\text{S}/\text{cm}$ , v zelo obremenjenih in mineralnih vodah pa je ta vrednost presežena (Urbanič in Toman, 2003).

Med vzorčnimi mesti smo zaznali komaj opazno nihanje. Povprečna SEP na dotoku je bila  $537 \mu\text{S}/\text{cm}$ , v čistilnem jarku  $526 \mu\text{S}/\text{cm}$ , na iztoku 1  $534 \mu\text{S}/\text{cm}$ , na iztoku 2 pa  $499 \mu\text{S}/\text{cm}$ . V čistilnem jarku so bile torej povprečne vrednosti SEP malo nižje kot na dotoku. K temu bi lahko prispevala uspešna rast trsta v čistilnem jarku, saj ta črpa hranila iz talnega medija in vode ter s tem lahko znižuje vsebnosti hranil v vodi (Haslam, 2006) ter posledično SEP. Od vseh vzorčnih mest smo najnižjo povprečno SEP izmerili na iztoku 2, kjer so bile vrednosti v primerjavi z ostalimi vzorčnimi mesti malo nižje predvsem pozimi. Od novembra do marca je SEP namreč nihala med vrednostjo  $400$  in  $524 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Pozimi je bilo več padavin, kar bi lahko prispevalo k redčenju vode na iztoku 2, kamor zateka voda iz matične struge (dotok Glinščice). Da je večja količina celotnih padavin povezana z nižjo SEP na iztoku 2, je potrdil tudi Pearsonov koeficient korelacije ( $R^2 = -0,82$ ;  $p < 0,01$ ).

Med letnimi časi se v letu 08/09 SEP ni bistveno spreminjala. V hladnejšem delu leta je bila rahlo višja kot poleti, kar bi lahko razlagali z intenzivnejšo razgradnjo odpadlega listja in druge biomase v jeseni, hkrati pa relativno nizko izgradnjo zaradi nizkih temperatur in nizke intenzitete svetlobe (Urbanič in Toman, 2003). K višjim vrednostim pozimi bi lahko pripomoglo tudi soljenje cest (odcedna voda iz naselja) in spiranje soli v dotok Glinščice.

Tudi pri primerjavi treh let obratovanja ERM-sistema se SEP ni bistveno spreminjala in je bila vseskozi okoli vrednosti  $500 \mu\text{S}/\text{cm}$ . Minimalno višje vrednosti v letu 2008/09 v primerjavi z 2006/07 in 2007/08 pa so verjetno le odraz letnih nihanj. Predvidevamo, da je k temu pripomogla nižja temperatura vode in s tem počasnejši procesi v letu 2008/09, saj je Pearsonov koeficient korelacije potrdil statistično značilno negativno korelacijo med temperaturo vode in SEP na dotoku ( $R^2 = -0,70$ ;  $p < 0,05$ ) in iztoku 1 ( $R^2 = -0,81$ ;  $p < 0,01$ ). Tudi Urbanič in Toman (2003) trdita, da je SEP odvisna tako od ionov kot temperature raztopine.

#### 5.6.4 pH

Povprečni pH v tretjem letu (2008/09) obratovanja ERM-sistema je bil na v vseh vzorčnih mestih med  $7,0$  in  $7,2$ , torej stalen in v nevtralnem območju. Tudi Stefanakis in Tsihrintzis (2009) poročata, da v tretjem letu obratovanja podobnega sistema (HPP RČN) ni bilo značilnega nihanja v pH. V njuni študiji se je pH večinoma gibal v nevtralnem ali rahlo kislem na splošno (interakcije med talnim medijem in biofilmom). Malo višji pH na dotoku v sistem v novembru (pH  $7,7$ ) in marcu (pH  $7,4$ ) se je v čistilnem jarku takoj znižal na pH  $7,2$ , kar kaže na dobro pufersko sposobnost čistilnega jarka. Med letnimi časi nismo zaznali razlik v pH vode.

Pri primerjavi vseh treh let obratovanja ERM-sistema smo ugotovili, da je pH prvi dve leti bolj nihal in bil rahlo višji kot v tretjem letu. Manjše nihanje (standardni odklon) pa lahko razlagamo z večanjem puferske sposobnosti zaradi zorenja sistema.

Povprečne vrednosti pH so na vseh vzorčnih mestih v vseh treh letih nihale v ozkem območju okoli nevtralnega pH 7, kar je odraz dotočnih vrednosti pH in tudi sposobnosti nevtralizacije vode z ERM.

### 5.6.5 Neraztopljene snovi

Količina neraztopljenih snovi se je v ERM-sistemu v tretjem letu (2008/09) zelo spreminjala. V aprilu in maju so se snovi izpirale iz čistilnega jarka, poleti pa iz meandra. Tako je bil celoten sistem v začetku obratovalnega leta zelo neučinkovit za zmanjševanje količine neraztopljenih snovi v vodi. Jeseni je bila učinkovitost okoli nič, od novembra naprej pa je sistem deloval ustrezno in je iz vode odstranjeval neraztopljene snovi. Vse kaže na to, da je sistem (predvsem čistilni jarek) začel bolje delovati po opravljenih vzdrževalnih delih konec julija (21. 7. 2008), ko so iz usedalnika odstranili mulj. Sistem je tako pozimi (od novembra 2008 do marca 2009) kazal 41–95 % učinkovitost zmanjševanja količine neraztopljenih snovi, kar se sklada z uspešnim odstranjevanjem neraztopljenih snovi v sistemih s HPP-tokom po Evropi, kjer se učinkovitost giba med 62 in 88 % (Vymazal, 2002). Januar, februar in marec 2009 so edini meseci, ko koncentracije neraztopljenih snovi na iztoku 1 in 2 niso presegle mejnih vrednosti za izpust (80 mg/l).

Količina neraztopljenih snovi v odpadni vodi je običajno dober pokazatelj organske obremenitve sistema (Babič, 2002). Tudi Pearsonov koeficient korelacije kaže statistično značilno pozitivno korelacijo med organskimi in neraztopljenimi snovmi na dotoku v sistem ( $R^2 = 0,61$ ;  $p < 0,05$ ), iztoku 1 ( $R^2 = 0,97$ ;  $p < 0,01$ ) in iztoku 2 ( $R^2 = 0,78$ ;  $p < 0,01$ ). Tako so bile visoke vrednosti neraztopljenih snovi v poletnem času na koncu meandra verjetno posledica zadrževanja vode v meandru, povišane razrasti alg (začetek meandra) in mikroorganizmov v obdobju višjih temperatur in povečanega odmiranja organizmov. Pomemben dejavnik bi lahko bila tudi povišana evapotranspiracija, ki povzroča povečano koncentracijo snovi v vodi. Veliko spiranje snovi iz čistilnega jarka v aprilu in maju je težko obrazložiti, je pa verjetno vzrok nasičenje talnega medija z organskimi snovmi in drugimi delci (mašenje prve grede) in povečano spiranje iz čistilnega jarka v aprilu in maju, ko so temperature narasle. V obeh mesecih je en teden pred meritvami padla velika količina dežja, ki bi lahko povečala spiranje iz čistilnega jarka.

V meandru so se neraztopljene snovi bolje odstranjevale pozimi (manjša evapotranspiracija) ter aprila in maja (visoka koncentracija snovi), stanje v čistilnem jarku pa je pokazalo, da le-ta bolje deluje po opravljenih vzdrževalnih delih. Kljub temu je bil v letu 2008/09 celoten sistem pri odstranjevanju neraztopljenih snovi zelo nestabilen. To opazno nihanje je v našem primeru verjetno bolj vezano na nestabilnost sistema zaradi mašenja kot pa na letne čase. Med vzorčnimi mesti ni bilo statistično značilnih razlik (Mann - Whitneyjev test razlik), kar potrjuje nestabilnost odstranjevanja neraztopljenih snovi iz sistema.

V povprečju sta imela ves ERM-sistem in čistilni jarek v vseh treh letih obratovanja negativno učinkovitost zmanjševanja koncentracij neraztopljenih snovi. Kljub temu pa vidimo, da sistem izboljšuje svojo funkcijo in da je spiranje snovi iz sistema vedno manjše.

Da bi imel ERM-sistem stalno pozitivno učinkovitost, pa bi bilo verjetno treba pogosteje prazniti usedalnik in zamenjati talni medij prve grede, ki se maši.

### 5.6.6 Usedljive snovi

Pod usedljive snovi štejemo tiste neraztopljene trdne snovi, ki jih lahko odstranimo z usedanjem (Caselles-Osorio in sod., 2007). To je, kot smo pričakovali, potrdil Pearsonov koeficient korelacije, ki kaže na statistično značilno pozitivno korelacijo med neraztopljenimi in usedljivimi snovmi tako na dotoku v sistem ( $R^2 = 0,87$ ;  $p < 0,01$ ) kot tudi na iztoku 1 ( $R^2 = 0,99$ ;  $p < 0,01$ ) in iztoku 2 ( $R^2 = 0,91$ ;  $p < 0,01$ ). Pearsonov koeficient korelacije tako kot pri neraztopljenih snoveh kaže tudi statistično značilno pozitivno korelacijo usedljivih snovi na vseh vzorčnih mestih z organskim dušikom in KPK.

Spremembe v količini usedljivih snovi skozi leto in vzroki za spiranje smo opisali že v poglavju 5.6.5. V decembru 2008 smo na dotoku zasledili visoke koncentracije neraztopljenih snovi in nizke vrednosti usedljivih snovi, kar kaže na to, da so bile neraztopljene snovi fini delci, ki se ne usedajo v poskusnem času. Opazili smo tudi, da so bile januarja in februarja 2009 vrednosti usedljivih snovi v vodi zelo nizke in se tudi s tokom vode skozi sistem niso spremenile. Kljub temu je sistem v drugi polovici obratovalnega leta, torej po opravljenih vzdrževalnih delih in z začetkom hladnejšega dela leta, bolje odstranjeval usedljive snovi iz vode kot v prvem delu leta. Od decembra 2008 do marca 2009 je bila tako učinkovitost čistilnega jarka za usedljive snovi 0–83,3 %. Mejne vrednosti za usedljive snovi (0,5 mg/l) na iztoku 1 in 2 niso bile presežene le pozimi (jan., feb., mar.), ko so bile vrednosti že na dotoku nizke.

Kakor za neraztopljene snovi se je tudi za usedljive snovi kombinacija čistilnega jarka z meandrom izkazala za boljšo metodo čiščenja vode kot sam čistilni jarek. Tak rezultat je predvsem posledica neučinkovitosti čistilnega jarka v aprilu in maju. Meander je k čiščenju prispeval ravno v teh dveh mesecih, torej takrat, ko je bila količina usedljivih snovi visoka. Da bi lahko realno ovrednotili, kdaj je meander učinkovit, pa bi bilo treba vzorčenje izvajati pogosteje in ne le enkrat mesečno.

Če med seboj primerjamo vsa tri leta obratovanja sistema, je bila učinkovitost celotnega ERM-sistema in čistilnega jarka v povprečju negativna, spiranje snovi iz sistema pa je bilo tako kot za neraztopljene snovi tudi za usedljive snovi vedno manjše.

### 5.6.7 Organski dušik – ON

Količina organskega dušika je bila v letu 2008/09 na vseh vzorčnih mestih (med drugim) v statistično značilni pozitivni korelaciji z neraztopljenimi in usedljivimi snovmi. Tudi Mayo in Bigambo (2005) trdita, da je organski dušik povezan s količino neraztopljenih snovi in alg (odmrli delci). Iz vode se ON odstranjuje tako, da se v procesu amonifikacije pretvarja v anorganski amoniak. Čeprav amonifikacijo lahko opravljajo aerobni in anaerobni mikroorganizmi, proces hitreje poteka v talnem mediju s kisikom (Scholz in Trepel, 2004). Naši rezultati sicer ne kažejo na povezavo kisika z organskim dušikom (ni statistično



značilne korelacije), je pa res, da amonifikacija poteka v majhnih oksigeniranih conah, ki jih z našimi metodami nismo mogli izmeriti. Organizmi naj bi tekmovali z nitrifikatorji za kisik, pri tem pa je aminifikacija kinetično hitrejši proces od nitrifikacije (Vymazal, 2002).

Od novembra do marca (hladnejši del leta) je bil celoten ERM-sistem učinkovit pri odstranjevanju ON, kar se v našem primeru ne pokriva s trditvijo, da je proces temperaturno odvisen (Vymazal, 1999, cit. po Vymazal, 2002). Možno je, da je sistem zaradi čiščenja usedalnika v juliju (21. 7. 2008) enostavno bolje deloval. To potrjujejo rezultati, ki jasno kažejo, da je bil čistilni jarek aprila, maja in junija neučinkovit (spiranje snovi), od 25. julija 2008 pa je uspešno zniževal količino organskih snovi v vodi. Za zniževanje koncentracij ON je bil v tretjem letu obratovanja (2008/09) celoten sistem v povprečju bolj učinkovit od čistilnega jarka, čeprav je slednji po vzdrževalnih delih v juliju postal stalno učinkovit. Po čiščenju usedalnika je delovanje čistilnega jarka povzročilo znižanje vrednosti organskega dušika za 14 do 75 %, Vymazal (2002) pa je v svoji študiji navedel, da je učinkovitost odstranjevanja organskega dušika z amonifikacijo med 55 in 65 %.

Rezultati kažejo, da se v meandru v poletnem času (izjema je avgust) količina organskega dušika ni zmanjševala, ampak so se koncentracije s tokom skozi meander povečale. Obstaja možnost, da se je to dogajalo zaradi zunanjega vira onesnaževanja (izpostavljenost iztoka 2 matični strugi in občasno onesnaženem močvirju) ali pa zaradi samih procesov (več odmrle biomase) v meandru. V ostalem delu leta pa je meander deloval ustrezno. Pri tem naj še omenimo, da koncentracije organskega dušika tudi pri najvišjih vrednostih v aprilu in maju niso presegle mejne vrednosti koncentracij za izpust (18 mg/l).

Pri primerjavi treh let smo ugotovili, da je v prvih dveh letih (2006 in 2007/08) iz meseca v mesec učinkovitost čistilnega jarka zelo nihala (spiranje/odstranjevanje), šele v tretjem letu obratovanja ERM-sistema pa je jarek z mesecem julijem (po čiščenju usedalnika) začel uspešno odstranjevati organski dušik iz vode. V meandrirani strugi se je koncentracija ON v vodi v vseh treh letih včasih povečevala, včasih pa zmanjševala. Še najbolj učinkovit je bil meander v drugem letu, ko je v njem celo leto (izjema avgust) potekalo odstranjevanje ON iz vode. Glede na to, da se je kakovost vode tretje leto v meandru zopet velikokrat poslabšala, je vse to nihanje v učinkovitosti meandra verjetno pogojeno z dotokom vode slabše kakovosti iz močvirja in Glinščice. Zatekanje vode iz močvirja v meandrirano strugo je otežilo realno ocenjevanje učinkovitosti sistema.

### **5.6.8 Amonijev dušik $\text{NH}_4^+$ - N**

Skozi celotno obratovalno leto 2008/09 so bile na vseh vzorčnih mestih koncentracije amonijevega dušika nižje od 0,8 mg/l, kar pomeni, da so bile koncentracije nizke in hkrati tudi niso presegale mejne vrednosti za izpuste (10 mg/l). Zaznali smo rahlo povečane vrednosti amonijevega dušika v jesenskih in zimskih mesecih na dotoku, kar je bilo verjetno posledica izpiranja dušičnih gnojil (zmanjšana poraba amonija izven rastne sezone), ki se uporabljajo na njivah in vrtovih ob onesnaženem dotoku in Glinščici.

Čistilni jarek je vse leto uspešno zmanjševal koncentracije amonijevega dušika v vodi. Delež odstranitve je bil od 0 do 87 %, kar se pokriva z rezultati Vymazala (2002), ki pravi, da je učinkovitost odstranjevanja amoniaka iz sistema s PP-tokom med 8 in 74%. Izjema v našem primeru je bilo le povečanje vrednosti v mesecu aprilu, k čemer bi lahko prispevala povečana koncentracija organskega dušika in s tem razgradnja snovi in nastajanje amonijevega dušika. Hkrati pa bi bil vzrok lahko tudi nizka nitrifikacija zaradi nizkih dotočnih vrednosti amonijevega dušika.

Meander je imel nizek delež odstranjevanja amonijevega dušika (med 0 in največ 61 %), v maju in juniju pa je celo povečal njegove vrednosti, čeprav je bila takrat temperatura visoka, kar je spodbujalo nitrifikacijo (Bulc, 1994). Prav tako so bile tudi rastline sredi rastne sezone in so teoretično privzemale amonij. Nizek delež odstranjevanja bi bil lahko posledica zavrte nitrifikacije zaradi zelo nizkih vtočnih vrednosti amoniaka (pod 2 mg/l) ali prenizkih vrednosti kisika (Vymazal, 2002). Zanimivo je, da je Pearsonov koeficient korelacije pokazal, da so organski dušik, celotni N, celotni P, KPK, BPK<sub>5</sub>, neraztopljene in usedljive snovi na iztoku 1 v statistično značilni pozitivni korelaciji (za vse parametre je  $R^2 > 0,9$  in  $p < 0,01$ ) z amonijevim dušikom na iztoku 2. To bi lahko razlagali s tem, da so visoke vrednosti teh parametrov na dotoku v meander povečale razgradnjo oz. amonifikacijo v meandru, posledica pa je bila v meandru nastali amonijev dušik, ki smo ga beležili na iztoku 2 na koncu meandra (oz. obratno – malo organskih snovi, malo amonifikacije in amonija na iztoku 2).

Pri primerjavi treh let obratovanja ERM-sistema smo ugotovili, da so bile vrednosti v vseh letih na vseh vzorčnih mestih nizke. Učinkovitost odstranjevanja amonijevega dušika s čistilnim jarkom je bila v vseh letih pozitivna in glede na povprečno učinkovitost je bil čistilni jarek v vseh treh letih učinkovitejši pri odstranjevanju amonijevega dušika kot celoten sistem ali sam meander. Čeprav Stefanakis in Tsihrintzis (2009) poročata, da učinkovitost za amoniak v tretjem letu obratovanja sistema pade (na 27 %) glede na prvi dve leti (43 % učinkovitost), kar naj bi bilo povezano s staranjem rastlin in povečanjem količine dušikovih spojin v sistemu, pa je v naši raziskavi čistilni jarek v tretjem letu obratovanja rahlo izboljšal svojo funkcijo, in sicer s 25 % v drugem na 38 % v tretjem letu. Mann-Whitney neparametrični test (U-test) je za leto 2008/09 vsekakor potrdil uspešnost odstranjevanja amonijevega dušika iz vode z ekoremediacijami, saj je pokazal, da obstaja statistično značilna razlika med vrednostimi na dotoku in iztoku 1 ( $p < 0,01$ ) in med vrednostimi na dotoku in iztoku 2 ( $p < 0,01$ ). Meander torej ni veliko prispeval k odstranjevanju amonijevega dušika niti v tretjem letu obratovanja niti v predhodnih letih.

### 5.6.9 Nitritni dušik $\text{NO}_2^-$ - N

V tretjem letu (2008/09) obratovanja ERM-sistema je bila vsebnost nitritnega dušika v vodi vseskozi najvišja na dotoku v sistem, kar pomeni, da je sistem vseh 12 mesecev uspešno zniževal koncentracije nitrita. Odstranjevanje nitrita v bioloških sistemih je v večji meri posledica nitrifikacije, pri čemer se nitrit oksidira (nitrit oksidirajoče bakterije) v nitrat. Proces nitrifikacije pa povečujeta visoka temperatura in količina kisika ter pH med 8 in 9 (Bulc, 1994). Statistično značilno negativno korelacijo nitrita s kisikom na dotoku v sistem je potrdila tudi naša raziskava.

Dotočne koncentracije nitrita niso presegle 0,14 mg/l, kar je veliko nižja vrednost, kot je mejna vrednost za izpuste (1 mg/l). Na dotoku so bili v letu trije viški – prvi spomladi (maja), drugi jeseni (septembra) in tretji naslednjo pomlad (marca 2009). Povišane vrednosti na dotoku bi bile lahko povezane z gnojenjem njiv in odtekanjem v potok ali pa še verjetneje z manjšo količino padavin v času prvih dveh viškov in zato povečanjem koncentracije nitrita v vodi. Septembrski višek bi bil lahko tudi posledica pojava visoke koncentracije amonija na dotoku, saj nitritni dušik nastaja iz amoniaka (če je dovolj kisika). Na iztoku iz čistilnega jarka (iztok 1) so bile vrednosti nitritnega dušika skozi vse leto 2008/09 zelo nizke, na koncu meandra pa so bile ravno tako nizke, a z viškom septembra. V septembru so se tudi prvič pojavile visoke koncentracije amonija na dotoku, in sicer 0,48 mg/l, kar pomeni, da je bila koncentracija nitrita verjetno povečana v matični strugi (dotok Glinščice), kar bi lahko vplivalo na iztok 2, ki je v stiku z matično strugo.

Učinkovitost čistilnega jarka je bila višja od učinkovitosti celotnega ERM-sistema in se je večino časa gibala nad 90 %, kar so dokazali tudi v študiji Vymazala (2002) (povzema več evropskih in ameriških študij), ko so bile vrednosti med -1,9 in 69 %. Uspešnost zniževanja koncentracije nitrita je potrdil tudi Mann-Whitneyjev test (U-test), ki je za vzorčna mesta na dotoku, iztoku 1 in 2 pokazal, da se vrednosti med seboj statistično značilno razlikujejo. Značilna razlika med iztokom 1 in 2 je posledica izrazito višjih vrednosti na iztoku 2 glede na iztok 1, kar potrjuje rezultate (slika 54), ki kažejo neučinkovitost meandra pri odstranjevanju nitritnega dušika.

Povprečna učinkovitost se je skozi tri leta (2006, 2007/08, 2008/09) obratovanja ERM-sistema povečevala, kar kaže na večanje sposobnosti odstranjevanja nitrita z zorenjem sistema. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka je s 60 % v prvem letu narasla na 90 % v tretjem letu, povprečna učinkovitost celotnega sistema pa s 30 % v prvem letu na 84 % v tretjem. Rezultati v vseh treh letih obratovanja ERM-sistema kažejo, da je bil pri zmanjševanju nitritnega dušika čistilni jarek bolj učinkovit kot kombinacija čistilnega jarka in meandra. V meandru so se v vseh treh letih vrednosti nitrita v vodi povečale.

#### **5.6.10 Nitratni dušik $\text{NO}_3^-$ - N**

Nitrat nastaja v procesu nitrifikacije, iz sistema pa se v odsotnosti zračnega kisika odstranjuje z denitrifikacijo, v kateri poteka redukcija nitrata v zračni dušik ( $\text{N}_2\text{O}$  in  $\text{N}_2$ ) (Scholz in Trepel, 2004). Denitrifikacija je temperaturno odvisen proces, saj temperatura pogojuje difuzijo nitrata v anoksična območja. Najbolje poteka pri temperaturi 33–50 °C, a lahko poteka tudi pri manj kot 5 °C (Bulc, 1998). Koncentracija nitrata je bila v naši raziskavi v statistično značilni negativni korelaciji (na vseh vzorčnih mestih) s temperaturo vode, kar bi lahko potrjevalo odvisnost denitrifikacije od temperature. Pozimi smo tako zaznali povečane vrednosti nitrata (omejena denitrifikacija in hkrati manjši privzem v rastline) na vseh vzorčnih mestih ERM-sistema. Povečanje nitrata na dotoku je podobno kot povečanje amonijevega dušika in je poleg omejene denitrifikacije verjetno tudi posledica izpiranja dušičnih gnojil iz obdelovalnih površin v vodotok. Višje vrednosti nitrata pozimi na iztoku 1 in 2 bi bile ravno tako lahko posledica omejene denitrifikacije (zaradi nižjih temperatur), verjetno pa je na to vplivala tudi pospešena nitrifikacija

(nastajanje nitrata) v čistilnem jarku zaradi večje topnosti kisika pozimi (nitrat na iztoku 1 je v statistično značilni pozitivni korelaciji z kisikom), višje dotočne koncentracije nitrata in zmanjšanega privzema nitrata v rastline izven rastne sezone.

V celotnem obratovalnem letu 2008/09 so bile vrednosti nitrata (največ 2,6 mg/l) v ERM-sistemu mnogo nižje od mejne vrednosti za izpuste (25 mg/l). Ugotovili smo tudi (ANOVA, prirejena za ponavljajoče meritve), da se vsebnosti nitrata v vodi skozi letne čase (leto 2008/09) statistično značilno spreminjajo ( $p = 0,001$ ), kar pomeni, da je vsebnost nitrata verjetno odvisna od letnega časa. Lahko tudi trdimo, da je z izjemo zime v sistemu uspešno potekala denitrifikacija in da so v ERM-sistemu ugodni pogoji za potek denitrifikacije: gre za območja anoksije in prisotnost organskih snovi.

Celotni ERM-sistem je v tretjem letu obratovanja nekoliko bolj učinkovito (68 %) odstranjeval nitrat iz vode kot čistilni jarek (63 %), ki je slabše deloval le pozimi (dec.–feb.), v meandru pa so se vsebnosti nitrata izrazito višale poleti in jeseni (julij–oktober), v ostalem delu leta pa je njegova učinkovitost nihala. To, da sta bila čistilni jarek in celoten sistem učinkovita, meander pa neučinkovit oziroma manj učinkovit pri odstranjevanju nitrata, pa je potrdil tudi U-test razlik.

Čistilni jarek in celoten ERM-sistem sta v drugem (2007/2008) in tretjem (2008/2009) letu obratovanja učinkoviteje odstranjevala nitrat iz vode kot v prvem letu (2006). V drugem letu je učinkovitost čistilnega jarka in celotnega ERM-sistema celo narasla nad 70 %, nato pa se je v tretjem letu rahlo znižala. Ti rezultati tudi sovpadajo s študijo Vymazala (2002), v kateri je bila učinkovitost odstranjevanja nitrata do 69 %. V meandru smo v vseh letih ugotovili nihanje vrednosti nitrata v vodi, v tretjem letu obratovanja pa smo opazili slabšo učinkovitost predvsem poleti. Pogosto višje vrednosti na koncu meandra glede na začetek (iztok 1) bi bile lahko posledica zelo uspešne nitrifikacije v meandru in s tem presežka nitrata (prenizka denitrifikacija) (Vymazal, 2002). Obseg denitrifikacije je namreč odvisen od količine nitrata v vodi, poleg tega pa tudi od vodne dinamike, talnega medija, rastlin itd. (Rassam in sod., 2008). Pomembno je razmerje ogljika in dušika v sistemu (optimum C : N – 5 : 1), saj lahko nizke koncentracije raztopljenega organskega ogljika v primerjavi z dušikom denitrifikacijo omejijo (Huett in sod., 2005).

### **5.6.11 Celotni dušik TN**

Celotni dušik je seštevek organskega, amonijevega, nitritnega in nitratnega dušika. Na količino celotnega dušika v ERM-sistemu je v tretjem letu (08/09) obratovanja najbolj vplivala količina organskega dušika (statistično značilna korelacija), saj se je le-ta pojavljal v najvišjih koncentracijah. Na dotočne vrednosti TN pa je vplival tudi nitrat (statistično značilna korelacija), in sicer se je učinek predvsem poznal pozimi, ko so bile koncentracije nitrata na dotoku povišane. K visoki učinkovitosti meandra za celotni dušik v marcu 2009 je veliko prispevalo tudi zniževanje koncentracij nitrata v meandru.

ERM-sistem je iz vode uspešno odstranjeval TN predvsem po opravljenih vzdrževanih delih v juliju. Meander je predvsem poleti povečeval vrednosti TN. Učinkovitost za celotni

dušik je podobna učinkovitosti za organski dušik, zato smo to podrobno opisali že v poglavju 5.6.7.

V drugem (2007/08) in tretjem (2008/09) letu obratovanja ERM-sistema je bila v nasprotju s prvim letom (2006) kombinacija čistilnega jarka in meandra bolj učinkovita pri zmanjševanju celotnega dušika kot sam čistilni jarek. Njegova povprečna učinkovitost je bila namreč v obeh letih kot posledica velikega spiranja v nekaterih mesecih, negativna. Povprečna učinkovitost celotnega sistema se je v tretjem (40 %) glede na drugo (68 %) leto zmanjšala.

### 5.6.12 Celotni fosfor TP

Fosfor je v vodi prisoten predvsem kot vezan v raztopljenih ortofosfatu in polifosfatu ter v trdnih organskih spojinah (Urbanič in Toman, 2003). V tretjem letu (2008/09) obratovanja ERM-sistema so bile vrednosti celotnega fosforja zelo povečane na iztoku 1 v mesecu aprilu in maju 2008, kar smo zaznali tudi pri organskem in celotnem dušiku, BPK<sub>5</sub> in KPK ter pri usedljivih in neraztopljenih snoveh. Kakor kažejo raziskave (Jamieson in sod., 2002; Seo in sod., 2005) so povečane koncentracije fosforja na iztoku iz sistema lahko odraz nasičenosti talnega medija in zmanjšane kapacitete adsorpcije, lahko pa tudi spremenjenih fizikalno kemijskih in oksidacijskih pogojev v sistemu ali celo spremenjenih hidravličnih lastnosti talnega medija (npr. mašenje). V našem primeru je k povišani koncentraciji v aprilu in maju najverjetneje prispevalo mašenje čistilnega jarka in posledično tudi sprememba fizikalno-kemijskih in oksidacijskih pogojev v čistilnem jarku. V ostalem delu leta so bile koncentracije fosforja nižje. Do julija se je v sistemu povečevala količina fosforja, z avgustom pa je celoten sistem postal učinkovit in največjo učinkovitost dosegel konec zime (februarja in marca 2009). Lahko da je k temu pripomoglo čiščenje usedalnika v juliju, čeprav smo jeseni zopet zaznali povečane vsebnosti fosforja na iztoku 1 glede na dotok. Verjetno je tudi, da je k učinkovitosti pripomogla večja topnost kisika (hladni del leta) v talnem mediju, saj se v oksidnem okolju zboljša kapaciteta odstranjevanja in akumulacije P (Vohla in sod., 2007). K celotni učinkovitosti pa bi lahko prispeval tudi meander, ki je z izjemo v času poletja dokaj uspešno zniževal koncentracije fosforja. Meandrirana struga se je pri povprečnem letnem odstranjevanju fosforja pokazala celo kot bolj uspešna metoda kot sam čistilni jarek ali pa kombinacija obeh.

V tretjem letu se je meandrirana struga pri povprečnem odstranjevanju fosforja (10,4 % učinkovitost) pokazala kot bolj uspešna metoda od samega čistilnega jarka (neg.) ali pa kombinacija obeh (3,1 %). Učinkovitost celotnega sistema je po juliju dosegala od 10 do 86%, v raziskavi Vymazala (2002) pa so bile vrednosti med 26,7 in 65,0 %. Kljub temu da je ERM-sistem kazal povprečno pozitivno učinkovitost, se koncentracije fosforja s tokom vode skozi sistem niso statistično značilno spreminjale (U-test). Tudi med letnimi časi se vrednosti niso bistveno spreminjale (ANOVA), kar se ujema s trditvijo Vymazala (2002), ki pravi, da ima v splošnem temperatura majhen vpliv na odstranjevanje P, ker so najpomembnejši mehanizmi odstranjevanja kemično obarjanje in fizikalno-kemijska adsorpcija, ki niso temperaturno odvisni procesi.

Pri zmanjševanju celotnega fosforja je bil v prvem letu (2006) obratovnja čistilni jarek bolj učinkovit kot pa čistilni jarek in meander skupaj, v drugem (2007/08) in tretjem letu (2008/09) pa je bila situacija obrnjena in kombinacija uspešnejša. Celoten sistem je zadnji dve leti sicer kazal pozitivno učinkovitost (čistilni jarek pa negativno), a je bil procent odstranitve fosforja pri toku vode skozi sistem minimalen. Morda bi učinkovitost čistilnega jarka lahko izboljšali z menjavo talnega medija prve grede, ki se maši, ali pa z vgraditvijo dodatnega adsorpcijskega filtra v čistilnem jarku, ki bi vezal fosfor. Učinkovitost odstranjevanja fosforja bi lahko povečali z dodajanjem Al in Fe. Naj tu še omenimo, da so bile koncentracije fosforja v vseh letih pod 2 mg/l in tako niso nikoli presegle mejne vrednosti za izpust (2 mg/l).

### 5.6.13 Kemijska potreba po kisiku – KPK

Kemijska potreba po kisiku (KPK) pove količino kisika, ki je potrebna za kemijsko oksidacijo organskih snovi (Vrhovšek in Vovk Korže, 2008). KPK je bila v letu 2008/09 na iztoku iz čistilnega jarka povišana v aprilu in maju 2008, kar je bila posledica velikega izpiranja organskih snovi iz čistilnega jarka. Negativne učinkovitosti čistilnega jarka v začetku poletja so lahko posledica višjih temperatur, ki povzročijo intenzivnejšo razgradnjo in tudi sproščanje organskih snovi akumuliranih pozimi, kar se odrazi na višjih vrednostih KPK (in tudi BPK<sub>5</sub>) na iztoku (EPA, 2000). Povezavo KPK in organskega dušika potrjuje tudi koeficient korelacije (dotok,  $R^2 = 0,62$ ; iztok 1,  $R^2 = 0,99$ ; iztok 2,  $R^2 = 0,82$ ), KPK pa je statistično značilno koreliral tudi z neraztopljenimi in usedljivimi snovmi na vseh treh vzorčnih mestih ERM-sistema. V aprilu in maju so koncentracije KPK na iztoku 1 tudi presegle mejne vrednosti za izpuste (120 mg/l), pri tem pa se je meandrirana struga zopet izkazala za uspešno metodo, saj je koncentracije pred izpustom v potok zelo znižala (globoko pod mejne vrednosti za izpuste).

Vrednosti KPK se s tokom vode skozi ERM-sistem niso statistično značilno spreminjale (U-test), kar kaže na neučinkovitost sistema za KPK. Tudi med letnimi časi se vrednosti niso bistveno spreminjale (ANOVA), kar kaže, da letni časi ne vplivajo znatno na procese v sistemu. Ker pa smo analizirali malo podatkov, teh rezultatov nismo zadostno podprli.

Čistilni jarek je povečeval vrednosti KPK do junija (čiščenje usedalnika), nato pa je postal učinkovit. Izjema je bil mesec oktober, ko so se organske snovi izpirale. Takrat je namreč trst odmiral in se razgrajeval, saj je bil pokošen šele v novembru. Meander je povečeval vrednosti KPK predvsem poleti (jun.–okt.). K temu bi lahko pripomoglo spiranje organskih snovi zaradi velike količine padavin (julij, avgust) in pa uspešna rast rastlin (listni odpad) in drugih organizmov, s tem pa večje gnitje in sproščanje organskih snovi (ogljika) v meander. Pri odmiranju vegetacije se namreč zahteve po kisiku zaradi razgradnjih procesov povečajo in posledica tega je lahko negativna učinkovitost sistema za KPK (Jing in sod., 2001). Celoten ERM-sistem je pozimi (od novembra do marca), ko je bila učinkovitost 10 do 54 %, uspešneje kot v toplejšem delu leta zniževal vrednosti KPK. To je v nasprotju z študijo Jing in sod. (2001), v kateri so ravno tako čistili vodo iz vodotoka z nizkimi vrednostmi KPK (38 do 230 mg/l), le da je bila tam temperatura višja (tropi). Jing in sod. so odkrili, da je sistem s PP-tokom poleti učinkovit največ 27,5 %, pozimi (od decembra do aprila) pa je bila učinkovitost za KPK okoli nič ali pa negativna.

Primerjava vseh treh let obratovanja sistema (2006, 2007/08 in 2008/09) je pokazala na povprečno nizko oziroma negativno učinkovitost ERM-sistema za zniževanje KPK. V drugem in tretjem letu se je kot boljši način čiščenja in nižanja vrednosti KPK izkazala kombinacija čistilnega jarka in meandrirane struge.

#### **5.6.14 Biokemijska potreba po kisiku – BPK<sub>5</sub>**

Biokemijska potreba po kisiku je odvisna od več dejavnikov: aktivnosti mikroorganizmov (poraba kisika za razgradnjo organskih snovi), respiracije alg, porabe kisika za reakcije z reduciranim dušikom (nitrifikacija), temperature vode, pretoka in hitrosti vode, količine raztopljenega kisika, usedanja odpadnih snovi ... (Urbanič in Toman, 2003). V naši raziskavi je bilo povečevanje BPK<sub>5</sub> vrednosti na dotoku in iztoku 2 v statistično značilni korelaciji s temperaturo (višja temperatura – več BPK<sub>5</sub>) in delno s kisikom (manj kisika – več BPK<sub>5</sub>). Vpliv pretoka na BPK<sub>5</sub> smo zaznali le na dotoku v sistem (večji pretok – nižji BPK<sub>5</sub>), statistično značilno pozitivno korelacijo z neraztopljenimi in usedljivimi snovmi pa na iztoku 1 in 2.

Vrednosti BPK<sub>5</sub> v neobremenjenih vodotokih znašajo < 2mg/l, v vodotokih z vtokom odpadnih vod pa 10 mg/l (Urbanič in Toman, 2003). Koncentracije so se v naši raziskavi na dotoku in iztoku iz ERM-sistema gibale od 1 do 13 mg/l, kar kaže na občasno onesnaženost vode. Na iztoku 1 smo tako kot za KPK in druge parametre v aprilu in maju 2008 zaznali zelo povišano vrednost BPK<sub>5</sub> (nad 60 mg/l), ki je tam presegala mejne vrednosti za izpuste (25 mg/l). BPK<sub>5</sub> je na iztoku 1 in iztoku 2 v statistično značilni korelaciji s KPK ( $p < 0,05$ ), kar kaže, da so bile organske snovi v vzorcih biološko razgradljive. Tako so vzroki za negativne učinkovitosti za BPK<sub>5</sub> podobni kot za KPK (glej poglavje 5.6.13).

Če gledamo povprečja, se je celotni ERM-sistem izkazal kot boljša metoda zniževanja BPK<sub>5</sub> vrednosti kot pa čistilni jarek in meander posamično. Povprečna učinkovitost čistilnega jarka je bila kot posledica neučinkovitosti aprila, maja in oktobra negativna. V ostalih mesecih pa se je zmanjševanje BPK<sub>5</sub>-vrednosti v čistilnem jarku gibalo med 0 in 86,8 %, a ker smo s tokom vode skozi sistem velikokrat zaznali tudi povečanje BPK<sub>5</sub> vrednosti, ne moremo trditi, da je sistem stabilen. Kljub temu je v literaturi za RČN s HPP-tokom vode (primerljivo z čistilnim jarkom) dobro dokumentirano, da je odstranjevanje BPK<sub>5</sub> stabilno skozi celo leto in tudi v hladnih klimatih (Mehlum in Jenssen, 1998; cit. po Vymazal, 2002).

Tako kot za KPK (glej poglavje 5.6.13) tudi za BPK<sub>5</sub> pri primerjavi vseh treh let obratovanja ERM-sistema ne moremo trditi, da je sistem učinkovit oziroma stabilen pri zmanjševanju vrednosti BPK<sub>5</sub>.

## 5.7 SKLEPI

1. Na podlagi triletnih meritev se pretok vode skozi čistilni jarek z zorenjem sistema (povečevanje biomase trsta, nasičenje talnega medija) zmanjšuje. To je povezano tudi z daljšanjem zadrževalnega časa jarka, ki je bil v tretjem letu obratovanja ERM-sistema med 9 in 44 ur glede na drugo leto (26,5 ur). Ugotovili smo, da na pretok skozi čistilni jarek (velja za drugo in tretje leto) padavine nimajo opaznega vpliva. Rezultati kažejo, da na pretok vode v ERM vpliva mikroklima (evapotranspiracija).
2. Nivoji vode v sistemu so bili vsa tri leta odvisni od padavin in evapotranspiracije (oz. temperature vode). Večje spremembe v nivoju gladine vode znotraj čistilnega jarka so najverjetneje posledica spreminjanja hidravličnih lastnosti talnega medija (mašenje, nasičenje ...). Nizek nivo gladine vode na vzorčnem mestu 3 v vseh treh letih kaže na stalen problem mašenja talnega medija prve grede čistilnega jarka, ki bi ga bilo treba zamenjati. Pri meritvah v tretjem letu obratovanja ERM-sistema smo ugotovili, da je pri padavinah pomembno upoštevati tudi snežne padavine, torej celokupne, in ne le dežnih.
3. V usedalniku je bila glede na biomaso v tretji rastni sezoni (2008) najpomembnejša rastlinska vrsta plavajoča sladika (*Glyceria fluitans*), ki zavira razvoj alg, s čimer se zmanjšuje nevarnost mašenja. Nitaste alge so bile poleti kljub temu prisotne, saj sončno obsevanje in hranila spodbujajo njihovo rast. Večje senčenje z brežin pa bi pri zmanjševanju količine alg lahko koristilo. Najpomembnejša vrsta v čistilnem jarku je bil, kot smo pričakovali, zelo uspešno rastoči navadni trst (*Phragmites australis*), v meandru pa močvirske vrste, kot so šaš (*Carex sp.*), bela vrba (*Salix alba*) ter tudi črna jelša (*Alnus glutinosa*) in širokolistni rogoz (*Typha latifolia*). Če stanje primerjamo z rastno sezono 2006 in 2007, je število vrst ob usedalniku naraslo, medtem ko je bil v čistilnem jarku vedno bolj dominanten navadni trst, ki izboljšuje pogoje čiščenja. Meander se je zaraščal, kar je pripomoglo k utrjevanju brežin, večji pufirski sposobnosti obrežja in umirjanju toka. Vse to kaže na sukcesijo ERM-sistema.
4. Pri produktivnosti trsta smo ugotovili, da nam izvajanje meritev na treh rastlinah na kvadrant ne da dovolj reprezentativnih rezultatov. Kot uspešna metoda merjenja višine trsta se je izkazala označba rastlin in spremljanje njihove višine skozi vso rastno sezono. To je tudi potrdilo dejstvo, da trst raste, dokler ne vzcveti. Pri primerjavi rastnih sezon (2006, 2007 in 2008) smo ugotovili, da so se suha masa stebela, višina rastlin in površina listov vsako sezono povečevali, kar kaže na večanje produktivnosti trsta v čistilnem jarku v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema in s tem na boljšo potencialno uspešnost čistilnih procesov ob primernem vzdrževanju sistema. Po triletnih meritvah se je tudi izkazalo, da ima trst ne glede na starost verjetno stalno število listov. V rastni sezoni 2008 smo ugotovili, da je v jesenskem času, ko podzemna biomasa naraste, le-ta večja kot nadzemna biomasa. V podzemni biomasi je bilo razmerje korenin in rizomov okoli 9 : 1.
5. Strupenost vode se je s tokom skozi čistilni jarek zmanjšala, s tokom skozi meander pa povečala. Rezultati meritev strupenosti sedimentov sovpadajo z meritvami strupenosti



vode. Sediment je bil visoko strupen na mestu pritoka odplak v matično strugo, nad pritokom pa sediment matične struge ni pokazal strupenosti. Biotest po *Vibrio fischeri* nakazuje na remediacijsko funkcijo čistilnega jarka in dokazuje, da se del strupenih snovi adsorbira na sam talni medij v čistilnem jarku in/ali metabolizira v manj strupene snovi kot posledica delovanja mikroorganizmov, živečih v talnem mediju čistilnega jarka.

6. Skozi vse leto smo vzdolž sistema zaznali najnižje koncentracije kisika v čistilnem jarku, kar kaže na veliko biološko aktivnost – predvidoma na razgradnjo organskih snovi in oksidacijo amonija. Tudi na ostalih vzorčnih mestih so bile vrednosti kisika zelo nizke. Nižje koncentracije kisika v tretjem letu obratovanja ERM-sistema glede na prvi dve leti kažejo na povečanje biološke aktivnosti in na zorenje sistema. V vseh treh letih smo opazili, da se temperatura vode rahlo zniža (0,5–1 °C), ko voda teče pod površino skozi čistilni jarek in ko teče skozi zasenčeni meander (iztok 2). pH je bil v tretjem letu stabilen in stalno okoli 7, kar potrjuje dobre puferske sposobnosti čistilnega jarka. Prvi dve leti je pH v sistemu bolj nihal in bil že na dotoku rahlo višji kot v tretjem letu. Prevodnost se je v letu 2008/09 gibala med 400 in 666  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , kar kaže na nižjo onesnaženost dotočne vode. V vseh treh letih je bil sistem le minimalno učinkovit pri zniževanju SEP.
7. V tretjem letu (2008/09) so se v mesecu aprilu in maju iz čistilnega jarka spirali TP, ON, TN, BPK<sub>5</sub>, KPK, usedljive in neraztopljene snovi in lahko da je poleg majhnega števila podatkov prav to vplivalo na rezultate Pearsonovega koeficienta korelacije. Vsekakor pa spiranje kaže na nasičenje jarka z organskimi snovmi in na težave z mašenjem, kar vpliva na samo učinkovitost sistema in na njegovo stabilnost. Čistilni jarek je za parametre ON, celotni dušik, BPK<sub>5</sub>, KPK, usedljive in neraztopljene snovi pokazal boljšo učinkovitost po opravljenih vzdrževalnih delih v juliju 2008 (čiščenje usedalnika), kar potrjuje hipotezo, da je pogoj za učinkovito delovanje ERM-objekta pravilno vzdrževanje sistema. Meander je bil v večini aprila in maja zelo učinkovit, poleti pa so se povečevale koncentracije vseh merjenih parametrov. Tako bi lahko s previdnostjo trdili, da je kombinacija čistilnega jarka in meandra bolj uspešna metoda čiščenja vode kot sam čistilni jarek ali meander. To namreč velja za povprečja in le za parametre: nitrat (68 %), organski dušik (24 %), celotni dušik (40 %), BPK<sub>5</sub> (9%) in pogojno za KPK, usedljive in neraztopljene snovi, čeprav je bila povprečna učinkovitost sistema za te parametre negativna (neučinkovito). ERM-sistem se je v povprečju v tretjem letu obratovanja (v zreli fazi) izkazal za bolj učinkovitega kot v prvem in drugem letu obratovanja le pri zniževanju vrednosti nitrata in amonijevega dušika (če gledamo le čistilni jarek). Lahko trdimo, da so se neraztopljene in usedljive snovi v tretjem letu iz sistema manj spirale kot v letih poprej. Se je pa za večino merjenih parametrov čistilni jarek v tretjem letu obratovanja po vzdrževalnih delih v juliju izkazal za bolj učinkovitega kot v prvem in drugem letu obratovanja.
8. Da bi dobili boljšo sliko o delovanju ERM-sistem, bi bilo treba pridobiti več podatkov, kar bi tudi povečalo zanesljivost statističnih analiz. Za realno ovrednotenje delovanja sistema, bi morale vzorčenje potekati enkrat tedensko ali vsaj dvakrat mesečno.

## 6 POVZETEK

V okoljskih ciljih Vodne direktive je določeno, da države članice varujejo, izboljšujejo in obnavljajo vsa telesa površinske vode, kar posredno kaže na uporabo revitalizacij. Med dopolnilne ukrepe Vodne direktive je med drugim uvrščena tudi ponovna vzpostavitev in obnova močvirij. Po Predlogu načrta upravljanja voda (MOP, 22. 9. 2009) sta glavna okoljska cilja za vodna telesa površinskih voda (VTPV) doseganje dobrega ekološkega in kemijskega stanja do leta 2015, kar velja tudi za vodotok Glinščice.

V diplomskem delu obravnavani dotok Glinščice ima kmetijsko zaledje, poleg površinskih odtokov z vrtov in njiv v času gnojenja in škropljenja proti zajedavcem pa ga onesnažujejo prelivi neurejene kanalizacije in onesnažena meteorna voda iz bližnjega naselja. Leta 2006 je Mestna občina Ljubljana (MOL) na dotoku Glinščice na območju močvirja oziroma zadrževalnika visoke vode pri Podutiku postavila ekoremediacijski (ERM) sistem. Analize strupenosti vode so pokazale povečano strupenost Glinščice in vode v močvirju, zato je namen čistilnega jarka z meandrirano strugo predvsem povečanje samočistilne sposobnosti dotoka in s tem zboljšanje kakovosti vode (Bulc Griessler in sod., 2006). Od leta 2006 poteka tudi monitoring ERM-sistema, s katerim želi MOL ovrednotiti delovanje sistema pri zmanjševanju onesnaženosti vodotoka.

ERM-sistem sestavljajo usedalnik za usedanje delcev in umirjanje toka: čistilni jarek, zapolnjen z različnimi mešanici peska in zasajen z navadnim trstom (*Phragmites australis*) za aerobno in anaerobno čiščenje ter meandrirana in revitalizirana nova struga dotoka za dodatno čiščenje. Vzorčenje na ERM-sistemu smo opravljali enkrat mesečno od aprila 2008 do marca 2009 v približno enakih časovnih razmikih in v suhem vremenu ter ne neposredno po obilnih padavinah, ki redčijo vodo in nižajo koncentracije snovi. Na različnih vzorčnih mestih smo spremljali hidravlične lastnosti sistema (pretok, nivo vode), parametre kakovosti vode (temperaturo, pH, specifično električno prevodnost, raztopljen kisik in nasičenost vode s kisikom, KPK, BPK<sub>5</sub>, amoniak, nitrit, nitrat, organski dušik, celotni dušik, celotni fosfor, usedljive in neraztopljene snovi), v juliju 2009 smo izmerili zadrževalni čas čistilnega jarka, v rastni sezoni 2008 vrstno sestavo rastlin ter produktivnost trsta. Poleg tega je Inštitut za fizikalno biologijo (IFB) opravil analizo strupenosti vode in sedimentov. Rezultate, pridobljene v tretjem letu (2008/2009) obratovanja ERM-sistema, smo primerjali s prvim (2006/2007) in drugim letom (2007/2008).

ERM-sistem na dotoku Glinščice je pogosto izpostavljen hudourniškim visokim vodam, ki nanašajo sediment in mulj v začetni del čistilnega jarka. To je v vseh treh letih (2006–2009) obratovanja sistema povzročalo mašenje prve grede čistilnega jarka in vplivalo na hidravlično prevodnost in pretok. Pretok vode skozi čistilni jarek se je z zorenjem sistema (povečevanje biomase trsta, nasičenje talnega medija) zmanjševal, in sicer z  $0,38 \pm 0,59$  l/s v prvem na  $0,07 \pm 0,01$  l/s v drugem in na  $0,04 \pm 0,02$  l/s v tretjem letu obratovanja ERM-sistema. Zadrževalni čas jarka se je podaljševal, in sicer s 26,5 ur v drugem na 9 do 44 ur v tretjem letu. Na pretok, zadrževalni čas čistilnega jarka in nivo vodne gladine je imela vsa leta verjetno velik vpliv mikroklima (evapotranspiracija, sončno obsevanje, padavine).

V usedalniku je bila glede na biomaso v tretji rastni sezoni (2008) najpomembnejša rastlinska vrsta plavajoča sladika (*Glyceria fluitans*), v čistilnem jarku zelo uspešno rastoči navadni trst (*Phragmites australis*), v meandru pa močvirske vrste, kot so šaš (*Carex sp.*), bela vrba (*Salix alba*) ter tudi črna jelša (*Alnus glutinosa*) in širokolistni rogoz (*Typha latifolia*). Primerjava stanja s sezono 2006 in 2007 je pokazala na sukcesijo ERM-sistema. Pri primerjavi produktivnosti navadnega trsta med rastnimi sezonami 2006, 2007 in 2008 smo ugotovili, da so se suha masa stebela, višina rastlin in površina listov vsako sezono povečali. To kaže na večanje produktivnosti trsta v čistilnem jarku v prvih treh letih obratovanja ERM-sistema in s tem na boljšo potencialno uspešnost čistilnih procesov ob primernem vzdrževanju. Meritve v tretji sezoni so pokazale, da ima trst stalno število listov in da je v jesenskem času, ko podzemna biomasa naraste, le-ta za 20 do 30 % večja kot nadzemna biomasa. V podzemni biomasi je bilo razmerje korenin in rizomov približno 9 : 1.

Strupenost vode in sedimentov se je s tokom skozi čistilni jarek zmanjšala, s tokom skozi meander pa povečala. Biotest po *Vibrio fischeri*, ki ga je opravil IFB, je pokazal na remediacijsko funkcijo čistilnega jarka in dokazal, da se del strupenih snovi adsorbira na sam talni medij v čistilnem jarku in/ali metabolizira v manj strupene produkte kot posledica delovanja mikroorganizmov, ki živijo v talnem mediju čistilnega jarka.

Koncentracije kisika v ERM-sistemu so v tretjem letu obratovanja nihale med 0,1 mg/l (poleti) in 7 mg/l (pozimi) ter so bile najnižje v čistilnem jarku. Nižje koncentracije kisika v tretjem letu glede na prvi dve leti kažejo na povečanje biološke aktivnosti v sistemu in na njegovo zorenje. V vseh treh letih smo opazili, da se temperatura vode rahlo zniža (0,5–1 °C), ko voda teče pod površino skozi čistilni jarek in zasenčeni meander (iztok 2). pH je bil v tretjem letu stabilen – okoli 7, kar potrjuje dobre puferske sposobnosti čistilnega jarka. Prvi dve leti je pH v sistemu bolj nihal in bil že na dotoku rahlo višji kot v tretjem letu. Specifična električna prevodnost (SEP) se je v letu 2008/09 gibala med 400 in 666  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in v vseh treh letih je bil sistem le minimalno učinkovit pri zniževanju SEP.

Učinkovitost ERM-sistema za zmanjševanje koncentracije onesnažil je v tretjem letu obratovanja nihala iz meseca v mesec (enako v letih poprej). V mesecu aprilu in maju 2008 so se iz čistilnega jarka spirali celotni fosfor, organski dušik, celotni dušik, BPK<sub>5</sub>, KPK, usedljive in neraztopljene snovi. Za vse te parametre (izjema je celotni fosfor) je čistilni jarek pokazal boljšo učinkovitost zmanjševanja koncentracij po čiščenju usedalnika v juliju 2008, kar potrjuje hipotezo, da je pogoj za učinkovito delovanje ERM-objekta pravilno vzdrževanje sistema. V meandru je čiščenje vode aprila in maja v večini potekalo zelo učinkovito, poleti pa so se v njem koncentracije vseh merjenih parametrov povečevale. V tretjem letu obratovanja ERM-sistema je bil pri zniževanju koncentracij onesnaževal celoten sistem povprečno učinkovit za BPK<sub>5</sub> (9 %), organski dušik (24 %), amonijev dušik (7 %), nitrit (84 %), nitrat (68 %), celotni dušik (40 %) in celotni fosfor (3 %). Čistilni jarek je bil učinkovit za zmanjševanje koncentracij amonijevega dušika (38 %), nitrita (91 %) in nitrata (63 %), meander pa celotnega fosforja (10 %). Pri tem iztočne koncentracije omenjenih onesnaževal niso nikoli presegle mejnih vrednosti za izpuste z izjemo neraztopljenih in usedljivih snovi. S previdnostjo bi lahko trdili, da je kombinacija čistilnega jarka in meandra bolj uspešna metoda čiščenja vode kot sam čistilni jarek ali

meander. To namreč velja za povprečja in le za sledeče parametre: nitrat, organski dušik, celotni dušik, BPK<sub>5</sub>. Vsekakor se je čistilni jarek izkazal kot eden izmed bistvenih elementov pri čiščenju vodotoka. ERM-sistem se je glede na začetno stanje v tretjem letu obratovanja v povprečju izkazal za bolj učinkovitega le pri zniževanju vrednosti nitrita in amonijevega dušika, manj pa so se iz sistema spirale tudi neraztopljene in usedljive snovi. Pri učinkovitem odstranjevanju onesnaževal s čistilnim jarkom se je kot bistveno izkazalo čiščenje usedalnika, saj je bil po opravljenih vzdrževalnih delih čistilni jarek za večino merjenih parametrov bolj učinkovit kot v prvem in drugem letu obratovanja.

Raziskava je pokazala, da je ob rednem vzdrževanju kombinacija čistilnega jarka in meandrirane struge učinkovita in perspektivna tehnologija za zmanjševanje onesnaževal v dotoku Glinščice, ki jo lahko še izpopolnimo.

## 7 VIRI

### 7.1 CITIRANI VIRI

- Allirand J. M., Gosse G. 1995. An above ground biomass production model for common reed (*Phragmites australis*) stand. *Biomass and Bioenergy*, 9, 6: 441–448
- Babič J. 2002. Rastlinska čistilna naprava tovarne Šampionka. Diplomsko delo, Ljubljana Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 114 str.
- Baker L. A. 1998. Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Sci. Technol.*, 38: 389–395
- Bat M., Dobnikar Tehovnik M., Mihorko P., Grbovič J. 2003. Tekoče vode. V: Vodno bogastvo Slovenije, Uhan J. in Bat M. (ur.). Agencija republike slovenije za okolje, Ljubljana: 90 str.
- Bulc Griessler T. 2008. Vloga rastlinskih čistilnih naprav v prihodnosti. Ekoremediacije v državah Zahodnega Balkana in Osrednji Evropi za izboljšanje kvalitete življenja, Mednarodna ERM konferenca, Celje, 21.–22. sept. 2007. Vovk Korže A., Sajovic A., Kroflič B., Vrhovšek D. (ur.). Maribor, Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Mednarodni center za ekoremediacije: 31–40
- Bulc Griessler T., Sanj Slak A. 2009. Ecoremediations – a new concept in multifunctional ecosystem technologies for environmental protection. *Desalination* 246: 2–10
- Bulc Griessler T., Vrhovšek D., Muck P., Zupančič Justin M., Vrhovšek M., Ameršek I., Krivograd S., Prešeren T., Slak Šajn A. 2006. Ekoremediacijski sistem na onesnaženem dotoku Glinščice, končno poročilo 2006. Ljubljana, Limnos d. o. o.: 35 str.
- Bulc T. 1994. Primerjava rastlinskih čistilnih naprav v Sloveniji. Magistrsko delo, Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 85 str.
- Bulc T. 1998. Uspešnost čiščenja izcednih voda z različnimi tipi rastlinskih čistilnih naprav. Doktorska dizertacija, Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 128 str.
- Caselles-Osorio A., Puigagut J., Segu E., Vaello N., Granes F., Gracia D., Gracia J. 2007. Solids accumulation in six full scale subsurface flow constructed wetlands. *Water research*, 41, 6: 1388–1398.
- Correll D. L. 2005. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering* 24: 433–439
- Direktiva evropskega parlamenta in sveta 2000/60/ES z dne 23. oktobra 2000 o določitvi okvira za ukrepe Skupnosti na področju vodne politike. [http://www.mop.gov.si/si/delovna\\_podrocja/direktorat\\_za\\_okolje/sektor\\_za\\_vode/vodna\\_direktiva/](http://www.mop.gov.si/si/delovna_podrocja/direktorat_za_okolje/sektor_za_vode/vodna_direktiva/) (16. 2. 2009)
- Direktiva sveta 91/676/EGS z dne 12. decembra 1991 o varstvu voda pred onesnaževanjem z nitrati iz kmetijskih virov. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:31991L0676:SL:NOT> (16. 2. 2009)

- Drev D. 2003. Modeliranje filtracijskih in biokemijskih procesov pri različnih substratih in pretokih na dimenzioniranje rastlinskih čistilnih naprav in precejalnikov. Doktorska dizertacija, Ljubljana, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 175 str.
- EPA, A Handbook of Constructed Wetlands –Volume 1, General Considerations, USEPA-Region III with USDA, NRCS, 1995.
- EPA, Wastewater Technology Fact Sheet, Wetlands: Subsurface Flow, Office of Water, Washington DC, September 2000.
- Faulkner S. P., Richardson C. J., 1989. Physical and chemical characteristics of freshwater wetland soils. V: Hammer D. A. (ed.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publishers, Chelsea, MI, pp. 41–72
- Fox A. M. 1992. Macrophytes. V: *The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles. Volume 1*. Oxford, Blackwell Science: 216–233
- Gregory S. V., Swanson F. J., McKee W. A., Cummins K. W. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41, 8: 540–551
- Hammer D. A., Bastian R.K. 1989. *Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers? V: Constructed wetlands for wastewater treatment – municipal, industrial and agricultural*. Hammer D.A. (ed.). Chelsea, Michigan, USA, Lewis publishers, Inc.: 5–19
- Haslam S.M. 2006. *River plants, The macrophytic vegetation of watercourses*. 2ed edition. Great Britain, Forrest Text: 438 str.
- Headley T. R., Huett D. O., Davison L. 2001. The removal of nutrients from plant nursery irrigation runoff in subsurface horizontal-flow wetlands. *Water Sci. Technol.*, 44: 77–84
- Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive – WFD CIS Guidance Document No. 12, 2003. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities: 61 str.
- Huett D. O., Morris S. G., Smith G., Hunt N. 2005. Nitrogen and phosphorus removal from plant nursery runoff in vegetated and unvegetated subsurface flow wetlands. *Water Research*, 39: 3259–3272
- Idejna zasnova ekoremediacijskega sistema na onesnaženem dotoku Glinščice. 2005. Ljubljana, Limnos d. o. o.: 18 str.
- Jamieson T. S., Stratton G. W., Gordon R., Madani A. 2002. Phosphorus adsorption characteristics of a constructed wetland soil receiving dairy farm wastewater. *Can. J. Soil Sci.*, 82, 1: 97–104
- Jing S. R., Lin Y. F., Lee D. Y. Wang T. W. 2001. Nutrient removal from polluted river water by using constructed wetlands. *Bioresource Technology*, 76: 131–135
- Kadlec R. H. 1989. Hydrologic factors in wetland water treatment. V: *Constructed wetlands for wastewater treatment – municipal, industrial and agricultural*. Hammer D. A. (ed.). Chelsea, Michigan, USA, Lewis publishers, Inc.: 21–40
- Kadlec R. H. in Knight R. L. 1996. *Treatment wetlands*. Lewis publishers, CRC Press: 893 str.

- Kadlec R. H., Wallace S. 2009. Treatment wetlands. 2nd edition. Florida, USA, Taylor & Francis Group, CRC press Inc., 1016 str. [http://www.amazon.com/Treatment-Wetlands-Second-Robert-Kadlec/dp/1566705266/ref=dp\\_ob\\_title\\_bk](http://www.amazon.com/Treatment-Wetlands-Second-Robert-Kadlec/dp/1566705266/ref=dp_ob_title_bk)
- Kompare B., Atanasova N., Uršič M., Drev D. M. 2007. Male čistilne naprave na območjih razpršene poselitve. FGG, Inštitut za zdravstveno hidrotehniko, Ljubljana, ICRO – Inštitut za celostni razvoj in okolje, Domžale: 58 str. [http://www.fgg.uni-lj.si/izh/izh1/0\\_Dokumenti/Projekti/MCN/Brosura.pdf](http://www.fgg.uni-lj.si/izh/izh1/0_Dokumenti/Projekti/MCN/Brosura.pdf)
- Konvencija o mokriščih oziroma Uredba o ratifikaciji Konvencije o močvirjih, ki so mednarodnega pomena, zlasti kot prebivališča močvirskih ptic (Uradni list SFRJ 9/77). [http://www.konvencije.mop.gov.si/ramsarska\\_konvencija.pdf](http://www.konvencije.mop.gov.si/ramsarska_konvencija.pdf) (2. 11. 2010)
- Li L., Li Y., Biswas D. K., Nian Y., Jiang G. 2008. Potential of constructed wetlands in treating the eutrophic water: Evidence from Taihu Lake of China. *Bioresource Technology*, 99: 1656–1663
- Lu S.Y., Wu F.C., Lu Y.F., Xiang C.S., Zhang P.Y., Jin C.X. 2008. Phosphorus removal from agricultural runoff by constructed wetland. *Ecological Engineering*, 35, 3: 402–409
- Mayo A. W., Bigambo T. 2005. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: Model development. *Physics and Chemistry of the Earth*, 30, 11–16: 658–667
- Meteorološki letopis 2008. Ljubljana, Agencija Republike Slovenije za okolje. <http://www.arso.gov.si/vreme/podnebje/meteorolo%20c5%a1ki%20letopis/2008ljubljanana.pdf> (8. 12. 2009)
- Meteorološki letopis 2009. Ljubljana, Agencija Republike Slovenije za okolje.
- Natali J., Kondof G. M., Landeiro C., Christian - Smith J., Grantham T. 2009. A living Mediterranean River: restoration and management of the Rio Real in Portugal to achieve good ecological condition. University of California, Paper 209.
- Predlog načrta upravljanja voda, Ministrstvo za okolje in prostor RS. <http://www.mop.gov.si/si/splosno/cns/novica/article/7621/7169/cfb4028d23/> (22. 9. 2009)
- Puigagut J., Villasen~or J, Jose´ Salas J., Be´cares E., Garcia J. 2007. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: A comparative study. *Ecological engineering*, 30: 312–319
- Rassam D. W., Pagendam D. E., Hunter H. M. 2008. Conceptualisation and application of models for groundwater-surface water interactions and nitrate attenuation potential in riparian zones. *Environmental Modelling & Software*, 23: 859–875
- Repnik P. 2006. Urejanje mokrišč z namenom izboljšanja kvalitete vode – primer zadrževalnik visokih voda Podutik. Diplomsko delo, Ljubljana, Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo: 98 str.
- Romero J. A., Brix H., Comin F. A. 1999. Interactive effects of N and P on growth, nutrient allocation and NH<sub>4</sub> uptake kinetics by *Phragmites australis*. *Aquatic Botany*, 64: 369–380

- Rudolf M. 2008. Vpliv presihanja na aktivnost in primarno produkcijo vrst *Phragmites australis* in *Carex elata* na Cerkniškem jezeru. Magistrsko delo, Ljubljana, Biotehniška fakulteta: 86 str.
- Scholz M., Trepel M. 2004. Water quality characteristics of vegetated groundwater-fed ditches in a riparian peatland. *Science of the Total Environment*, 332: 109–122.
- Seo D. C., Cho J. S., Lee H. J., Heo J. S. 2005. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. *Water Res.*, 39, 11: 2445–2457
- Steinmann C. R., Weinhart S., Melzer A. 2003. A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*, 37: 2035–2042
- Stefanakis A. I., Tsihrintzis V. A. 2009 Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot-scale, horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Desalination*, 248: 961–976
- Stopnišek N. 2009. Nitrifikacija v kisljih šotnih tleh Ljubljanskega barja. Diplomsko delo, Ljubljana, Enota medoddelčnega študija mikrobiologije: 68 str.
- Suliman F., French H. K., Haugen L. E., SØvik A. K. 2006. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. *Ecological Engineering*, 27, 2: 124–133
- Tanner C. C., Clayton J. S., Upsdell M. P., 1995. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands. Part I. Removal of oxygen demand, suspended solids and faecal coliforms. *Wat. Res.*, 29, 1: 17–26
- Tanner C. C., Sukias J. P. S., Upsdell M. P. 1998. Organic matter accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. *Water Res.*, 32: 3046–3054
- Trošt Sedej T. 2005. Ekologija rastlin, priročnik za vaje. Ljubljana, Študentska založba: 81 str.
- Tome D. 2006. Ekologija, organizmi v prostoru in času. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije, d. d.: 344 str.
- Urbanič G., Toman M. J. 2003. Varstvo celinskih voda. Ljubljana, Študentska založba: 94 str.
- Uredba o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo. Ur. l. RS, št. 47/2005
- Uredba o kemijskem stanju površinskih voda. Ur. l. RS št. 11/2002
- Uredba o spremembah in dopolnitvah Uredbe o emisiji snovi in toplote pri odvajanju odpadnih vod v vode in javno kanalizacijo Ur. l. RS, št. 45/2007
- Vohla C., Alas R., Nurk K., Baatz S., Mander Ü. 2007. Dynamics of phosphorus, nitrogen and carbon removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, 380: 66–74
- Vovk Korže A. in Vrhovšek D. 2008. Celoviti pristopi varovanja in sanacije okolja z ekoremediacijami. Ekoremediacije v državah Zahodnega Balkana in Osrednji Evropi za izboljšanje kvalitete življenja, Mednarodna ERM konferenca, Celje, 21.–22. sept. 2007. Vovk Korže A., Sajovic A., Kroflič B., Vrhovšek D. (ur.). Maribor,



- Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta, Mednarodni center za ekoremediacije: 9–21
- Vrbajnsčak M. 2008. Spremljanje delovanja ekoremediacijskega objekta (ERM) za čiščenje onesnaženega dotoka Glinščice. Diplomsko delo, Ljubljana, Biotehniška fakulteta, Oddelek za biologijo: 122 str.
- Vrhovšek D. in Istenič D. 2006. Ekoremediacije kot sistem obnove in zaščite okolja. Sonaravna sanacija odlagališč, Zbornik predavanj, drugo strokovno posvetovanje odpadkov, Grad Ormož, 17. oktober 2006. Zupančič Justin M. Brezovica pri Ljubljani, Limnos, podjetje za aplikativno ekologijo: 49 str. (6. 4. 2009)
- Vrhovšek, D. in Vovk Korže, A., 2008. Ekoremediacije kanaliziranih vodotokov. Maribor in Ljubljana, Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta Maribor, Mednarodni center za ekoremediacije in Limnos, d. o. o.: 218 str.
- Vrhovšek, D. in Vovk Korže, A., 2009. Ekoremediacije, Maribor in Ljubljana, Univerza v Mariboru, Filozofska fakulteta Maribor, Mednarodni center za ekoremediacije in Limnos, d. o. o., 128 str.
- Vymazal J. 2002. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, 18: 633–646
- Vymazal J. 2009a. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological engineering*, 35: 1–17
- Vymazal J. 2009b. Horizontal sub-surface flow constructed wetlands Ondřejov and Spačlenský Porýčie in the Czech Republic – 15 years of operation. *Desalination* 246: 226–237
- Vzdrževanje in spremljanje učinkovitosti ekoremediacijskega objekta na Glinščici. Končno poročilo. 2006. Ljubljana, Limnos, d. o. o.: 23. str.
- Vzdrževanje in spremljanje učinkovitosti ekoremediacijskega objekta na Glinščici. Fazno poročilo o optimizaciji ekoremediacijskega sistema v letu 2007. Ljubljana, Limnos, d. o. o.: 16 str.
- Vzdrževanje in spremljanje učinkovitosti ekoremediacijskega objekta na Glinščici. Končno poročilo. 2009. Ljubljana, Limnos, d. o. o.: 50 str.
- Zakon o vodah (ZV-1). Ur. l. RS 67/2002, 110/2002-ZGO-1, 2/2004-ZZdr1-A, 41/2004-ZVO-1, 57/2008.
- Župančič Justin M., Vrhovšek D., Stuhlbacher A., Griessler Bulc T. 2009. Treatment of wastewater in hybrid constructed wetland from the production of vinegar and packaging of detergents. *Desalination*, 246: 100–109

## 7.2 DRUGI VIRI

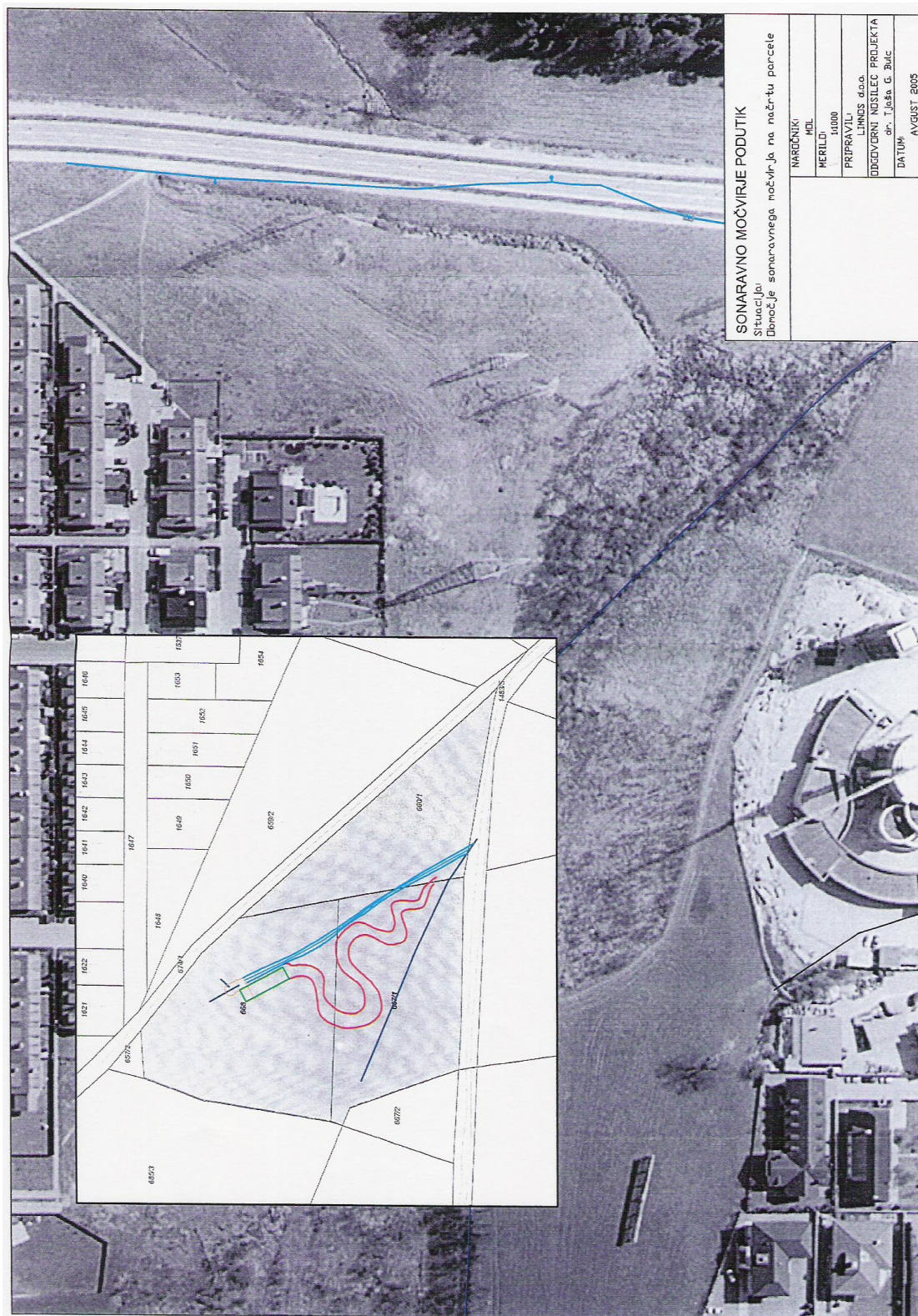
- Aichele D., Golte Bechtle M. 1997. Kaj neki tu cveti?. Ljubljana, založba Narava: 447 str.
- Martinčič A., Jogan N., Podobnik A., Ravnik V., Turk B., Vreš B., Wraber T. 1999. Mala flora Slovenije. Ljubljana, Tehniška založba Slovenije.
- Pall K., Janauer G. A., 1995. Die Makrophytenvegetation von Flusssstauen am Beispiel der Donau zwischen Fluss-km 2552,0 und 2511,8 in der Bundesrepublik Deutschland. Arch. Hydrobiol., Suppl. 101, Large Rivers, 9, 2: 91–109.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

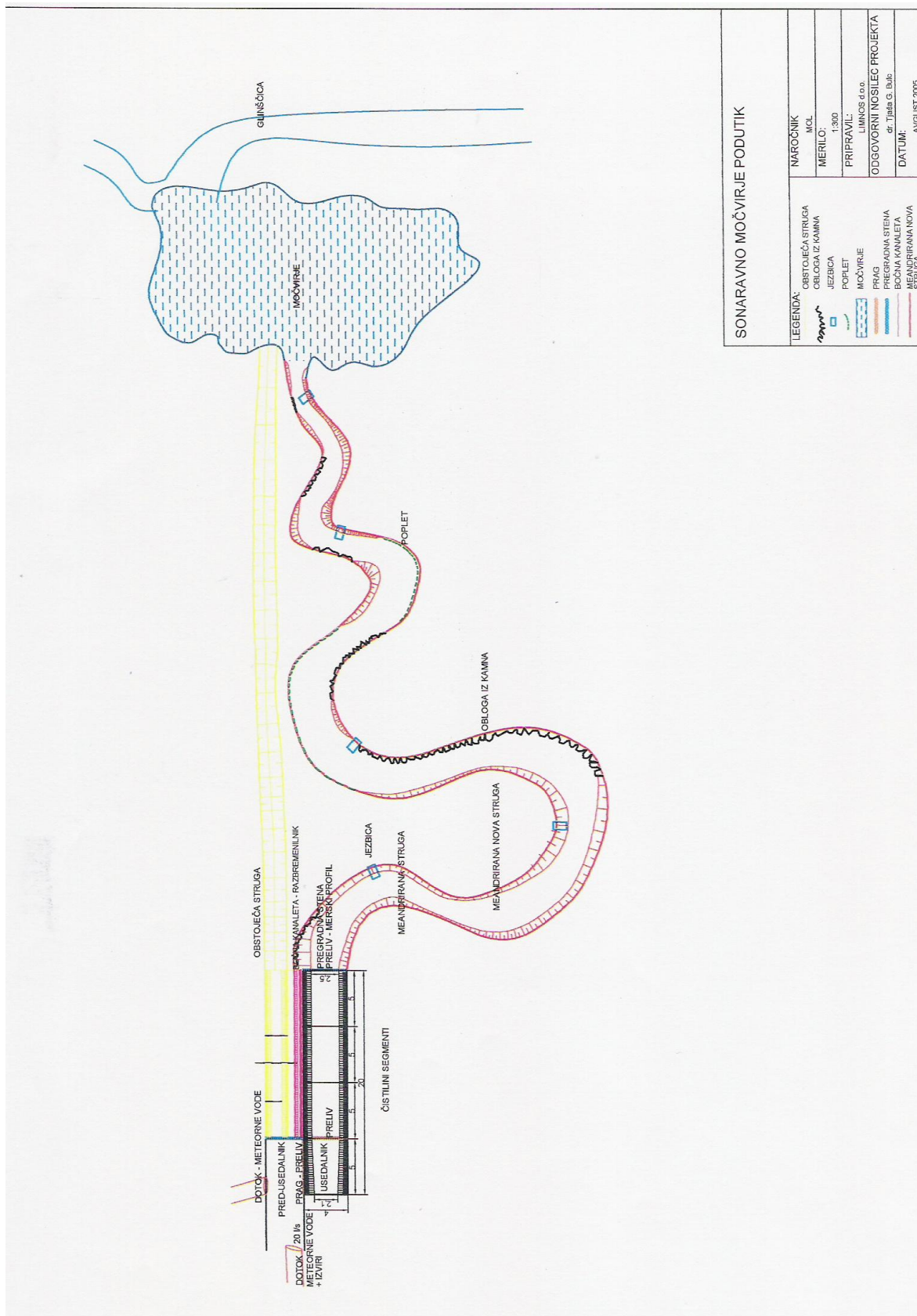
## ZAHVALA

Najlepše se zahvaljujem doc. dr. Tjaši Griessler Bulc za mentorstvo in strokovno pomoč pri izvedbi diplomske naloge in prof. dr. Alenki Gaberščik za recenzijo. Za pomoč in nasvete pri statistični obdelavi podatkov se zahvaljujem Romanu Luštriku in Aleksandri Krivograd Klemenčič. Hvala tudi Mojci Vrbajnsčak in Almi Mehle za pomoč pri terenskem delu ter Darji Ovsenik za jezikovni pregled. Hvala pa tudi vsem, ki ste kakorkoli pomagali pri izvedbi naloge in mi stali ob strani, še posebej prijatelji in družina.

## PRILOGA A

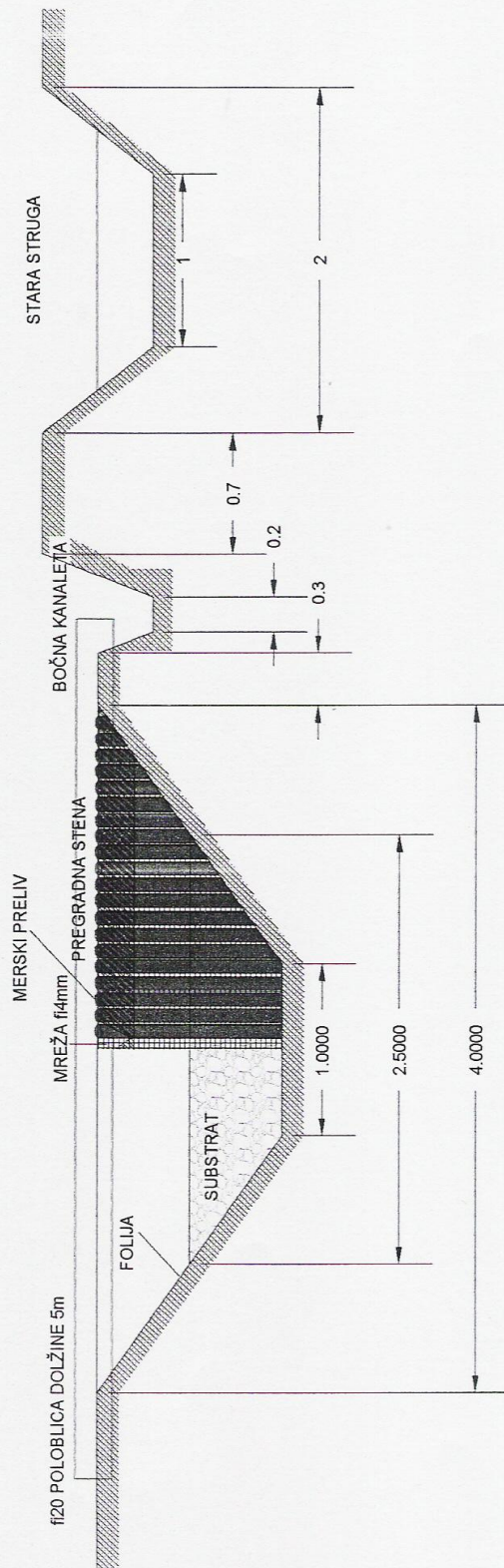
### Načrti ERM-sistema





# DETAJL 1: STARA STRUGA, ČISTILNI SEGMENTI IN BOČNA KANALETA

## PREČNI PREREZ I.



## PRILOGA B

## Kakovost vode

/ označuje manjkajoče podatke v preglednicah zaradi prenizkega nivoja vode v čistilnem jarku (mulj) za izvedbo meritev.

Raztopljeni kisik v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) na različnih vzorčnih mestih

	Raztopljeni kisik [mg/l]										
	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
<b>dotok</b>	2,52	2,46	3,66	1,25	1,8	4,66	5,55	6,42	5,76	7,33	6,09
<b>v. mesto 1</b>	0,52	0,3	/	/	/	5,05	0,72	3,21	2,76	3,6	3,85
<b>v. mesto 2</b>	0,36	0,29	0,23	0,15	0,22	4,81	0,62	2,22	2,41	3,37	3,99
<b>v. mesto 3</b>	1,15	/	0,2	0,1	0,15	4,74	0,65	1,83	2,9	3,74	2,82
<b>v. mesto 4</b>	0,58	0,32	0,6	0,09	1,14	4,77	2,7	4,57	4,86	3,93	3,23
<b>v. mesto 5</b>	0,71	0,48	0,36	0,78	0,43	4,75	2,22	4,04	4,36	3,8	2,73
<b>v. mesto 6</b>	0,49	0,66	0,42	0,66	0,78	5,08	1,53	3,89	4,58	3,7	2,93
<b>iztok 1</b>	2,52	2,52	2,31	2,56	2,38	4,57	2,71	6,05	6,27	6,81	6,12
<b>iztok 2</b>	1,91	1,91	2,3	1,51	3,62	4,96	3,16	5,14	6,7	6,97	8,36

Nasičenost s kisikom v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) na različnih vzorčnih mestih

	Nasičenost s kisikom [%]										
	maj.08	jun.08	jul.08	Avg.08	sep.08	Okt.08	nov.08	Dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
<b>dotok</b>	25,0	28,8	42,7	13,6	17,8	44,7	49,5	67,4	49,3	61,9	61,3
<b>v. mesto 1</b>	4,5	3,5	/	/	/	47,6	5,7	13,9	19,0	24,9	28,9
<b>v. mesto 2</b>	4,3	3,1	2,5	1,0	2,1	43,9	5,8	18,1	19,4	26,9	28,1
<b>v. mesto 3</b>	8,3	/	2,5	0,9	1,4	43,5	4,4	14,8	20,8	27,0	21,7
<b>v. mesto 4</b>	5,8	3,8	6,6	0,8	11,0	43,6	23,2	37,8	36,4	30,6	25,4
<b>v. mesto 5</b>	5,9	5,5	4,0	6,4	4,2	44,0	18,8	32,9	34,3	28,9	21,9
<b>v. mesto 6</b>	5,5	7,4	4,6	5,2	6,7	45,8	13,8	30,5	38,8	28,2	24,4
<b>iztok 1</b>	30,0	30,0	26,6	25,7	23,5	43,1	23,2	49,6	44,6	53,5	52,4
<b>iztok 2</b>	22,0	22,0	26,3	15,1	34,6	45,3	24,0	45,6	51,4	53,2	65,4

Temperatura vode v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) na različnih vzorčnih mestih

	Temperatura [°C]										
	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
<b>dotok</b>	16,8	22,4	20,9	16,0	13,6	11,5	8,4	8,6	3,8	6,8	7,7
<b>v. mesto 1</b>	15,7	22,5	/	/	/	11,2	3,5	5,3	2,8	3,6	4,8
<b>v. mesto 2</b>	17,2	22,0	19,4	16,5	12,2	10,3	3,5	5,1	3,0	3,2	4,7
<b>v. mesto 3</b>	17,3	/	18,9	16,8	12,4	10,4	3,4	5,0	1,0	3,3	4,7
<b>v. mesto 4</b>	17,0	20,7	18,0	17,1	12,7	10,3	4,3	5,0	2,3	3,6	5,7
<b>v. mesto 5</b>	16,9	21,2	17,7	17,1	12,8	10,5	4,2	5,1	2,9	3,6	6,1
<b>v. mesto 6</b>	16,4	20,6	17,6	16,9	12,9	10,5	4,0	4,9	3,1	2,9	6,1
<b>iztok 1</b>	22,0	22,0	20,4	15,8	13,3	10,9	4,8	5,1	2,9	3,6	6,3
<b>iztok 2</b>	20,3	20,3	19,3	15,1	11,9	10,4	3,1	4,2	2,0	2,9	4,4

## Specifična električna prevodnost v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) na različnih vzorčnih mestih

	Specifična električna prevodnost [ $\mu\text{S}/\text{cm}$ ]										
	maj.08	Jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	Jan.09	feb.09	mar.09
<b>dotok</b>	489	484	463	522	544	545	533	666	560	549	557
<b>v. mesto 1</b>	471	496	/	/	/	479	508	604	577	575	497
<b>v. mesto 2</b>	495	484	472	508	536	510	500	580	579	537	515
<b>v. mesto 3</b>	/	/	468	503	537	493	480	449	646	586	519
<b>v. mesto 4</b>	483	488	468	503	538	532	535	579	640	602	515
<b>v. mesto 5</b>	482	504	468	501	534	530	532	477	636	606	553
<b>v. mesto 6</b>	484	490	470	501	535	533	526	476	620	601	552
<b>iztok 1</b>	499	499	464	500	543	535	525	598	553	609	546
<b>iztok 2</b>	533	533	451	502	559	543	480	470	400	524	496

## pH v tretjem letu obratovanja ERM-sistema (2008/2009) na različnih vzorčnih mestih

	pH										
	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
<b>dotok</b>	7,1	7,0	7,0	7,2	7,1	7,0	7,7	7,2	7,1	7,1	7,4
<b>v. mesto 1</b>	7,1	7,4	/	/	/	7,1	7,2	7,1	7,0	7,0	7,2
<b>v. mesto 2</b>	7,0	7,1	6,9	7,1	7,5	7,1	7,2	7,1	7,0	7,0	7,1
<b>v. mesto 3</b>	7,0	/	7,0	7,1	7,1	7,0	7,1	7,1	7,0	7,0	7,1
<b>v. mesto 4</b>	7,0	7,1	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,0	7,0	7,1
<b>v. mesto 5</b>	7,0	7,0	6,9	7,0	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,0	7,1
<b>v. mesto 6</b>	6,9	7,0	6,9	7,0	7,0	6,9	7,1	7,1	7,1	7,0	7,1
<b>iztok 1</b>	7,0	7,0	7,0	7,2	6,9	7,0	7,3	7,1	7,1	7,1	7,2
<b>iztok 2</b>	7,1	7,1	7,4	7,1	7,2	7,0	7,2	7,2	7,0	6,9	7,3

## Koncentracije snovi (mg/l)

<b>KPK (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	24,0	21,0	27,0	20,0	20,0	24,0	24,0	29,0	57,0	10,0	17,0	24,0
iztok 1	230,0	183,0	31,0	15,0	10,0	13,0	35,0	25,0	14,0	7,0	13,0	7,0
iztok 2	23,0	39,0	60,0	39,0	20,0	20,0	38,0	24,0	38,0	9,0	10,0	11,0
KPK % učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-858,3	-771,4	-14,8	25,0	50,0	45,8	-45,8	13,8	75,4	30,0	23,5	70,8
<b>Cel sistem</b>	4,2	-85,7	-122,2	-95,0	0,0	16,7	-58,3	17,2	33,3	10,0	41,2	54,2
<b>Meander</b>	90,0	78,7	-93,5	-160,0	-100,0	-53,8	-8,6	4,0	-171,4	-28,6	23,1	-57,1

<b>BPK<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub>/l)</b>	apr.08	Maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	11,1	10,3	9,7	10,6	5,6	6,6	8,3	6,0	1,6	3,4	3,4	6,3
iztok 1	93,7	66,0	8,8	1,4	2,0	5,5	10,0	5,8	1,6	1,8	1,9	1,7
iztok 2	9,7	10,4	13,1	6,4	7,9	5,6	11,1	5,0	2,3	1,9	1,3	1,6
BPK <sub>5</sub> % učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-744,1	-540,8	9,3	86,8	64,3	16,7	-20,5	3,3	0,0	47,1	44,1	73,0
<b>Cel sistem</b>	12,6	-1,0	-35,1	39,6	-41,1	15,2	-33,7	16,7	-43,8	44,1	61,8	74,6
<b>Meander</b>	89,6	84,2	-48,9	-357,1	-295,0	-1,8	-11,0	13,8	-43,8	-5,6	31,6	5,9



<b>neraztopljene snovi (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	114,0	103,0	90,0	95,0	148,0	101,0	132,0	195,0	443,0	10,0	25,0	123,0
iztok 1	548,0	785,0	161,0	104,0	108,0	135,0	121,0	115,0	82,0	2,0	4,0	10,0
iztok 2	115,0	215,0	458,0	310,0	120,0	145,0	170,0	115,0	121,0	2,0	2,0	5,0
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-380,7	-662,1	-78,9	-9,5	27,0	-33,7	8,3	41,0	81,5	80,0	84,0	91,9
<b>Cel sistem</b>	-0,9	-108,7	-408,9	-226,3	18,9	-43,6	-28,8	41,0	72,7	80,0	92,0	95,9
<b>Meander</b>	79,0	72,6	-184,5	-198,1	-11,1	-7,4	-40,5	0,0	-47,6	0,0	50,0	50,0

<b>usedljive snovi (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	0,4	1,0	0,8	0,7	1,0	0,6	1,0	1,0	1,6	0,1	0,1	0,6
iztok 1	8,0	6,0	1,4	0,4	0,6	0,8	0,7	1,4	1,0	0,1	0,1	0,1
iztok 2	0,6	1,2	2,0	1,2	1,2	0,6	1,2	0,8	1,0	0,1	0,1	0,1
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-1900	-500,0	-75,0	42,9	40,0	-33,3	30,0	-40,0	37,5	0,0	0,0	83,3
<b>Cel sistem</b>	-50,0	-20,0	-150,0	-71,4	-20,0	0,0	-20,0	20,0	37,5	0,0	0,0	83,3
<b>Meander</b>	92,5	80,0	-42,9	-200,0	-100,0	25,0	-71,4	42,9	0,0	0,0	0,0	0,0

<b>organski N (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	1,4	1,6	1,0	0,9	0,8	1,4	1,1	1,5	1,6	0,8	0,7	1,1
iztok 1	11,5	8,5	1,1	0,4	0,2	0,4	0,6	0,7	0,7	0,5	0,6	0,5
iztok 2	1,3	1,1	2,0	1,0	0,1	0,7	1,6	0,6	0,5	0,5	0,4	0,6
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-748	-426,7	-11,9	60,0	73,1	74,6	51,3	55,6	53,2	29,3	14,3	54,0
<b>Cel sistem</b>	3,0	30,4	-97,0	-7,8	89,7	51,4	-45,1	62,3	67,3	37,3	50,0	50,4
<b>Meander</b>	88,6	86,8	-76,1	-169,4	61,9	-91,4	-198,2	14,9	30,1	11,3	41,7	-7,7

<b>amonijev dušik (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,5	0,4	0,2	0,2	0,3	0,5	0,7
iztok 1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
iztok 2	0,1	0,7	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-100,0	31,3	9,1	45,5	0,0	79,2	58,3	43,8	59,1	65,5	80,4	87,1
<b>Cel sistem</b>	22,2	-343,8	-145,5	45,5	11,1	81,3	72,2	50,0	59,1	65,5	80,4	88,6
<b>Meander</b>	61,1	-545,5	-170,0	0,0	11,1	10,0	33,3	11,1	0,0	0,0	0,0	11,1

<b>nitritni dušik (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	0,05	0,11	0,06	0,06	0,08	0,14	0,06	0,04	0,01	0,02	0,05	0,09
iztok 1	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01
iztok 2	0,01	0,01	0,01	0,01	0,00	0,10	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,00
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	92,1	98,1	96,7	45,3	98,7	97,8	98,4	97,4	90,9	91,3	97,9	90,9
<b>Cel sistem</b>	90,2	95,3	91,8	89,0	94,8	27,0	93,5	76,3	90,9	69,6	93,7	96,6
<b>Meander</b>	-25,0	-150,0	-150	80,0	-300	-3233	-300	-800	0	-250	-200	62,5

<b>nitratni dušik (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	Jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	0,90	0,72	0,21	0,11	0,70	1,67	1,47	2,43	2,29	0,58	1,41	2,59
iztok 1	0,21	0,02	0,04	0,02	0,01	0,01	0,02	0,59	1,79	0,71	1,27	1,56
iztok 2	0,06	0,02	0,03	0,08	0,04	0,03	0,03	0,61	1,07	0,58	1,41	0,09
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	76,67	97,22	80,95	81,82	98,57	99,40	98,64	75,72	21,83	-22,41	9,93	39,77
<b>Cel sistem</b>	93,33	97,22	85,71	27,27	94,29	98,20	97,96	74,90	53,28	0,00	0,00	96,53
<b>Meander</b>	71,43	0,00	25,00	-300,0	-300,0	-200,0	-50,00	-3,39	40,22	18,31	-11,02	94,23

<b>N (sk.) (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	Jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	2,4	2,6	1,4	1,2	1,7	3,7	3,0	4,1	4,1	1,6	2,6	4,5
iztok 1	11,8	8,6	1,3	0,5	0,3	0,5	0,7	1,4	2,6	1,3	2,0	2,2
iztok 2	1,5	1,9	2,3	1,1	0,2	0,9	1,8	1,3	1,7	1,2	1,9	0,7
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-395	-231,2	8,6	59,3	81,2	87,5	76,2	67,4	36,0	18,3	25,2	51,7
<b>Cel sistem</b>	39,3	28,5	-65,5	5,1	87,9	75,7	41,4	69,3	59,1	29,3	29,4	83,8
<b>Meander</b>	87,8	78,4	-81,1	-133,3	35,5	-93,5	-145,8	5,9	36,0	13,4	5,6	66,5

<b>P (sk.) (mg/l)</b>	apr.08	maj.08	jun.08	jul.08	avg.08	sep.08	okt.08	nov.08	dec.08	jan.09	feb.09	mar.09
dotok	0,12	0,22	0,33	0,17	0,23	0,36	0,47	0,22	0,33	0,14	0,31	0,59
iztok 1	1,79	1,97	0,42	0,23	0,17	0,60	0,49	0,24	0,10	0,10	0,11	0,08
iztok 2	0,08	0,40	0,53	0,51	0,19	0,17	0,42	0,17	0,14	0,12	0,05	0,08
% učinkovitosti												
<b>Čistilni jarek</b>	-1391	-795,5	-27,27	-35,29	26,09	-66,67	-4,26	-9,09	69,70	28,57	64,52	86,44
<b>Cel sistem</b>	33,33	-81,82	-60,61	-200,0	17,39	52,78	10,64	22,73	57,58	14,29	83,87	86,44
<b>Meander</b>	95,53	79,70	-26,19	-121,7	-11,76	71,67	14,29	29,17	-40,00	-20,0	54,55	0,00

## PRILOGA C

## Statistična obdelava rezultatov – produktivnost navadnega trsta

stem_len	dry_stem	dry_leaf	leaf_area	leaf_num	leaf_ind	year	quad
147,0	11,24	3,72	236,3	7,0	9,45	2008	1
164,4	8,97	3,73	519,1	8,7	20,77	2008	1
182,7	8,40	3,31	478,8	11,0	19,15	2008	1
208,8	10,48	2,92	426,0	10,3	14,91	2008	1
218,7	11,21	3,45	514,6	10,0	18,01	2008	1
226,2	6,68	2,31	353,4	13,7	12,37	2008	1
27,3	0,20	0,26	26,2	4,0	0,02	2006	1
51,0	0,81	0,54	74,1	7,0	0,07	2006	1
76,5	1,62	1,87	196,8	14,0	0,39	2006	1
70,0	1,36	1,58	147,8	14,0	0,30	2006	1
75,0	1,09	0,78	94,3	16,0	0,19	2006	1
72,3	1,16	0,93	97,3	16,0	0,19	2006	1
53,0	2,49	1,67	160,0	20,0	0,80	2007	1
168,0	6,56	3,09	487,4	10,0	4,87	2007	1
178,0	8,77	4,39	553,7	23,0	50,34	2007	1
187,0	9,13	4,31	584,9	29,0	53,17	2007	1
153,0	6,57	3,66	278,0	10,0	25,27	2007	1
183,0	8,43	4,58	212,0	7,0	19,27	2007	1
148,0	12,57	3,70	225,2	6,0	2,70	2008	2
154,9	6,50	2,77	377,1	8,7	4,52	2008	2
179,2	7,56	3,31	441,4	11,3	5,30	2008	2
221,0	8,35	2,53	391,2	10,0	4,69	2008	2
220,1	10,88	2,78	443,2	10,3	4,43	2008	2
219,9	9,43	3,19	473,3	16,4	4,73	2008	2
33,0	0,43	0,34	30,5	4,0	0,02	2006	2
34,0	0,46	0,52	74,6	8,0	0,07	2006	2
64,0	1,69	1,26	142,9	13,0	0,71	2006	2
63,0	0,77	0,86	117,5	14,0	0,59	2006	2
53,5	1,51	1,06	153,1	13,0	0,77	2006	2
60,0	0,81	1,19	130,0	21,0	0,65	2006	2
50,0	0,43	1,09	66,2	7,0	0,33	2007	2
122,0	6,75	3,27	455,9	12,0	2,28	2007	2
165,0	7,53	3,65	498,2	17,0	4,98	2007	2
177,0	7,48	4,17	471,4	20,0	4,71	2007	2
180,0	7,13	4,91	353,0	9,0	3,53	2007	2
151,0	6,36	3,89	197,0	10,0	1,97	2007	2

	stem_len	dry_stem	dry_leaf	leaf_area	leaf_num	leaf_ind
Razlike med kvadranti za leto 2008 - Wilcoxonov test	0,937	0,699	0,336	0,485	0,880	<b>0,002</b>
Razlike med leti in kvadranti – Kruskal Wallisov test	<b>&lt;0,001</b>	<b>0,001</b>	<b>&lt;0,001</b>	0,481	0,646	<b>&lt;0,001</b>

