

VISOKA ŠOLA ZA VARSTVO OKOLJA

MAGISTRSKO DELO

**PRIMERJAVA ŠARŽNEGA IN MEMBRANSKEGA
BIOLOŠKEGA REAKTORJA PRI ČIŠČENJU ODPADNIH
VOD**

KATJA ČAVČIČ

VELENJE, 2020

VISOKA ŠOLA ZA VARSTVO OKOLJA

MAGISTRSKO DELO

**PRIMERJAVA ŠARŽNEGA IN MEMBRANSKEGA
BIOLOŠKEGA REAKTORJA PRI ČIŠČENJU ODPADNIH
VOD**

KATJA ČAVČIĆ

Varstvo okolja in ekotehnologije

Mentor: doc. dr. Martin Batič

VELENJE, 2020

VISOKA ŠOLA ZA VARSTVO OKOLJA



Številka: 727-1/2020-2

Datum: 24. 2. 2020

Na podlagi Diplomskega reda izdajam naslednji

SKLEP O MAGISTRSKEM DELU

Študentka Visoke šole za varstvo okolja **Katja Čavčič** lahko izdela magistrsko delo z naslovom v slovenskem jeziku:

Primerjava šaržnega in membranskega biološkega bioreaktorja pri čiščenju odpadnih voda.

Naslov magistrskega dela v angleškem jeziku:

Comparison of sequencing batch and membrane biological bioreactors in wastewater treatment.

Mentor: **doc. dr. Martin Batič.**

Magistrsko delo mora biti izdelano v skladu z Diplomskim redom.

Pouk o pravnem sredstvu: zoper ta sklep je dovoljena pritožba na Senat VŠVO v roku 8 delovnih dni od prejema sklepa.

Izr. prof. dr. Boštjan Pokornj
dekan



Visoko šola za varstvo okolja

Trg mladosti 7 | 3320 Velenje

t: 03 898 64 10 | f: 03 898 64 13 | e: info@vsvo.si

www.vsvo.si



IZJAVA O AVTORSTVU

Podpisana Katja Čavčić z vpisno številko 34180200, študentka podiplomskega študijskega programa Varstvo okolja in ekotehnologije, sem avtorica magistrskega dela z naslovom Primerjava šaržnega in membranskega biološkega reaktorja pri čiščenju odpadnih vod, ki sem ga izdelala pod mentorstvom doc. dr. Martina Batiča.

S svojim podpisom zagotavljam, da:

- je predloženo delo moje avtorsko delo, torej rezultat mojega lastnega raziskovalnega dela;
- oddano delo ni bilo predloženo za pridobitev drugih strokovnih nazivov v Sloveniji ali tujini;
- so dela in mnenja drugih avtorjev, ki jih uporabljam v predloženem delu, navedena oz. citirana v skladu z navodili VŠVO;
- so vsa dela in mnenja drugih avtorjev navedena v seznamu virov, ki je sestavni del predloženega dela in je zapisan v skladu z navodili VŠVO;
- se zavedam, da je plagiatstvo kaznivo dejanje;
- se zavedam posledic, ki jih dokazano plagiatstvo lahko predstavlja za predloženo delo in moj status na VŠVO;
- je magistrsko delo jezikovno korektno in da je delo lektorirala prof. Jenny Sraka;
- dovoljujem objavo magistrskega dela v elektronski obliki na spletni strani VŠVO;
- sta tiskana in elektronska različica identični.

Velenje, 15.09.2020

Podpis: _____

ZAHVALA

Zahvaljujem se mentorju, doc. dr. Martinu Batiču za posluh, vso strokovno svetovanje in vodenje pri izdelavi magistrske naloge.

Iskrena hvala vsem prijateljem in sodelavcem podjetja Lek d.d., ki so mi stali ob strani in mi pomagali.

Hvala tebi Anže, ki si verjel vame in me spodbujal tekom študija.

Posebej pa se za podporo in zaupanje zahvaljujem mojim najbližjim, še posebej mami, očetu, babici in teti.

IZVLEČEK

Namen magistrske naloge je ugotoviti, kateri reaktor je boljši pri procesu čiščenja odpadne vode, SBR ali MBR. Primerjava SBR in MBR tehnologij temelji na okoljskem odtisu posamezne tehnologije, kakovosti očiščene vode, enostavnosti uporabe reaktorja, odpadnem blatu in operativnih stroških.

V magistrski nalogi je najprej povzeta zakonodaja s področja odvajanja in čiščenja odpadnih vod. Sledi opis in opredelitev vrst, lastnosti in sestave onesnaženih vod. Predstavlja tudi vzorčenje in monitoring odpadnih vod, ki nam analizira lastnosti odpadne vode, ki vsebuje naš vzorec. Sledi opis biološkega čiščenja odpadnih vod ter šaržnega in membranskega biološkega reaktorja. V zaključku magistrske naloge je podana primerjava šaržnega in membranskega biološkega reaktorja ter ugotovitve na podlagi primerjave le teh.

Tehnologija zaporednega šaržnega reaktorja ima določeno prilagodljivost glede časa in zaporednih faz samega cikla obdelave odpadnih vod. Njegova učinkovitost je omejena na račun slabše kakovosti odpadne vode. V magistrski nalogi je pokazano, da je tehnologija MBR učinkovitejša od SBR. Na osnovi pregleda literaturnih podatkov je MBR tehnologija zmogljivejša pri odstranjevanju KPK, BPK ter TOC in N v primerjavi s SBR. Ključni element MBR je membrana, ki pripomore k boljši ohranitvi aktivnega blata znotraj samega reaktorja. Omogoča boljšo separacijo ter posledično odstranjevanje organskih komponent kot SBR reaktor. Prednost MBR tehnologije je, da zavzame samo 1/3 površine zemljišča, da ima boljšo kakovost odpadne vode (boljše ločevanje aktivnega blata od očiščene odpadne vode), da membrane lahko delujejo pri različnih transmembranskih fluksih, da ima manjšo produkcijo blata, da so minimizirani neprijetni vonji ter da je proces vodenja avtomatiziran.

Na osnovi pregleda področja se zaključí, da se lahko šteje MBR tehnologijo za bolj učinkovito kot SBR, in da se MBR uvršča med tehnologije čiščenja, katera se bodo vse bolj uporabljala v procesih čiščenja odpadnih voda zaradi nizkih obratovalnih stroškov, avtomatiziranega vodenja, materialov membran ter dostopnosti cen membranskih modulov.

Ključne besede: odpadna voda, čiščenje odpadne vode, šaržni biološki reaktor, membranski biološki reaktor.

ABSTRACT

The purpose of this master thesis is to determine, which reactor is better for wastewater treatment, SBR or MBR. The comparison of the SBR and MBR technologies is based on the environmental footprint of each technology, on the quality of cleaned wastewater, ease of use of each reactor, on the produced activated sludge and on the operating costs.

Firstly, the legislative of the cleaning and removal of wastewater field is summarized. Furthermore, the types, characteristics and the composition of wastewater are described and defined. The master thesis's focus is also on sampling and wastewater monitoring, which analyses the characteristics of wastewater, which contains our sample. Finally yet importantly, the master thesis provides a description of the sequential biological reactor and membrane biological reactor, which are two important types of wastewater treatment.

In the conclusion of the master thesis the comparison of the two aforementioned types of wastewater treatment is provided and the findings based on this comparison are listed.

The technology of sequential batch reactor has a certain flexibility in terms of time and sequential phases of each cycle of wastewater treatment. Its efficiency is limited due to lower wastewater quality. The master thesis shows, that the membrane batch reactor is more efficient than the SBR. Based on the review of literature data, the MBR technology is more efficient in removal of COD, BOD, TOC and nitrogen in comparison to the SBR. The key component of the MBR is the membrane, which enables a better preservation of the activated sludge within the reactor. Furthermore, it enables a better separation and thus consequentially better removal of organic components than SBR reactor. The advantages of the MBR technology are as follows: it takes only 1/3 of the land in comparison to the SBR, the wastewater quality is better (better separation of the activated sludge from the treated wastewater), the membranes can operate at different transmembrane fluxes, it has a lower sludge production, the unpleasant smells are reduced, the whole process is fully automated and it has lower operating costs.

Based on the wastewater treatment field review it can be concluded that the MBR technology is superior to the SBR technology in terms of efficacy and that the MBR can be described as one of the technologies of wastewater treatment, which is used more and more for wastewater treatment due to its lower operating costs, automated process, membrane materials and due to the price availability of the membrane modules.

Key words: wastewater, cleaning of wastewater, sequential biological reactor, membrane biological reactor

SIMBOLI IN OKRAJŠAVE

BAT – Najboljša razpoložljiva tehnologija (ang. Best available technique)

BIOMASA – Masa biološkega materiala, ki jo vsebuje reaktor

BPK - Biokemijska potreba po kisiku (ang. Biochemical oxygen demand)

BPK₅ - Biokemijska potreba po kisiku v petih dneh (ang. Biochemical oxygen demand in five days)

CO₂ - Ogljikov dioksid

EC – Električna prevodnost (electrical conductivity)

FeCl₃ - Železov (III) klorid

KPK - Kemijska potreba po kisiku (ang. Chemical oxygen demand)

MBR - Membranski biološki reaktor (ang. Membrane Bio Reactor)

MBBR - Reaktor s plavajočimi nosilci biomase (ang. Moving bed biofilm reactor)

MLSS - Koncentracija aktivne biomase

SB – Starost aktivnega blata (d)

SBR - Šaržni biološki reaktor (ang. Sequencing Batch Reactor)

TDS – Celotne raztopljene snovi

TOC - Celokupni organski ogljik (ang. Total organic carbon)

TSS - Celotne suspendirane snovi (ang. Total Suspended Solids)

TFS – Celotne fiksirane snovi

TVS – Celotne hlapne (volatilne) snovi

Ur.I.RS - Uradni list Republike Slovenije

VSS – Hlapne suspendirane snovi

KAZALO

IZJAVA O AVTORSTVU	1
ZAHVALA	2
IZVLEČEK	3
ABSTRACT	4
SIMBOLI IN OKRAJŠAVE	5
KAZALO	6
KAZALO SLIK	7
KAZALO TABEL	8
KAZALO GRAFOV	8
1 UVOD	9
1.1 Opis področja in opredelitev vprašanja	10
1.2 Namen, cilji in osnovne trditve	10
1.3 Predpostavke	10
1.4 Uporabljene raziskovalne metode	11
2 VRSTA ONESNAŽENIH ODPADNIH VOD TER ZAKONODAJA NA PODROČJU NJIHOVEGA ČIŠČENJA	11
2.1 Industrijska odpadna voda	13
2.2 Komunalna odpadna voda	13
2.3 Padavinska odpadna voda	14
2.4 Količina odpadne vode	14
3 SESTAVA IN LASTNOSTI ODPADNE VODE	16
3.1 Fizikalne lastnosti	17
3.2 Kemijske lastnosti	20
3.3 Biološke lastnosti	25
3.4 Vzorčenje odpadnih vod	27
3.5 Merjenje pretoka odpadne vode	29
3.6 Monitoring odpadnih vod	30
4 ČIŠČENJE ODPADNIH VOD	31
4.1 Biološko čiščenje odpadne vode	32
4.2 Biološko čiščenje s pritrjeno maso	34
4.3 Biološko čiščenje z razpršeno biomaso	36
4.4 Aktivno blato	37
4.5 Tvorba kosmov ali flokulov	40
4.6 Tvorba granul	40
4.7 Rast biomase	41
4.8 Problematika čiščenja z aktivnim blatom	42
4.9 Šaržni biološki reaktor (SBR)	43
4.10 Parametri, ki vplivajo na procesa nitrifikacije in denitrifikacije	46
4.11 Membranski biološki reaktor (MBR)	47
5 PRIMERJAVA SBR IN MBR	53
5.1 Karakterizacija vtočne in iztočne odpadne vode in priprava materiala	53
5.2 Postavitev sistema šaržnega biološkega reaktorja	53
5.3 Postavitev sistema membranskega biološkega reaktorja	54
5.4 Karakterizacija odpadne vode	55
5.5 Evaluacija delovanja šaržnega biološkega reaktorja	56
5.6 Eksperimenti membranskega biološkega reaktorja	57
5.7 Okoljski odtis	59
5.8 Kakovost očiščene vode	59
5.9 Enostavnost uporabe reaktorja	60

5.10	Odpadno blato	60
5.11	Primer izbire membranske tehnologije na slovenskem območju	61
6	ZAKLJUČEK	62
7	POVZETEK	63
8	SUMMARY	64
9	VIRI IN LITERATURA	66

KAZALO SLIK

Slika 1:	Prikaz sheme mešane kanalizacije	12
Slika 2:	Prikaz sheme ločene kanalizacije	13
Slika 3:	Lastnosti odpadnih vod	16
Slika 4:	Odvisnost topnosti raztopljenega kisika (RK) od temperature pri normalnem tlaku, brez zasoljenosti vode.	18
Slika 5:	Dušikov cikel	21
Slika 6:	Krivulja biorazgradljivosti	24
Slika 7:	Krivulja rasti bakterijske kulture	27
Slika 8:	Vzorčevalnik odvzema pretočno proporcionalnih vzorcev odpadne vode	28
Slika 9:	Časovno in pretočno vzorčenje odpadne vode	29
Slika 10:	Različne oblike standardnih pregrad za merjenje pretoka v odprtih kanalih	30
Slika 11:	Postopki čiščenja odpadnih vod	32
Slika 12:	Prikaz dveh bistvenih vrst biološkega čiščenja	33
Slika 13:	Biokemijska razgradnja anorganskih snovi pri aerobnih pogojih (levi del slike) in organskih snovi pri anoksičnih pogojih (desni del slike)	34
Slika 14:	Mehanizem čiščenja s fiksiranimi mikroorganizmi	35
Slika 15:	Prikaz precejalnika	35
Slika 16:	Izvedbe procesa biološkega čiščenja	36
Slika 17:	Proces biološkega čiščenja aktivnega blata s popolnoma premešanim reaktorjem	37
Slika 18:	Proces biološkega čiščenja z aktivnim blatom s čepastim tokom	37
Slika 19:	Proces biološkega čiščenja z razpršenim aktivnim blatom	38
Slika 20:	Proces biološkega čiščenja vode z razpršenim aktivnim blatom	38
Slika 21:	Okrogel primarni usedalnik	39
Slika 22:	Model nastajanja kosmov, ki sovпада z rastjo bakterij	40
Slika 23:	Specifična hitrost rasti biomase v odvisnosti od koncentracije substrata	41
Slika 24:	Faze delovanja šaržnega biološkega reaktorja	43
Slika 25:	Shematični prikaz SBR	44
Slika 26:	Različne membrane glede na velikost delcev, ki jih zadržuje	47
Slika 27:	Prikaz sheme dveh skrajnih izvedb membranskega biološkega reaktorja	48
Slika 28:	Zadrževalni faktor v odvisnosti od molske mase	50
Slika 29:	Metoda čiščenja membrane s stisnjenim zrakom in povratnim tokom	52

KAZALO TABEL

Tabela 1: Zakonodajni okvir področja voda ter odvajanja in čiščenja odpadnih vod	11
Tabela 2: Karakteristične vrednosti parametrov za nizko, srednje in močno onesnaženo komunalno vodo	14
Tabela 3: Različni membranski procesi.....	49
Tabela 4: SBR eksperimentalni program.....	54
Tabela 5: MBR eksperimentalni program	55
Tabela 6: Karakterizacija odpadne vode	55
Tabela 7: Primerjava učinkovitost delovanj različnih eksperimentalnih šaržnih bioloških reaktorjev	57
Tabela 8: Učinkovitost delovanja membranskega biološkega reaktorja.....	58
Tabela 9: Povzetek primerjave med učinkovitost delovanja šaržnega biološkega reaktorja in membranskega biološkega reaktorja.....	59
Tabela 10: Primerjava stroškov med SBR in MBR tehnologijo	61
Tabela 11: Primerjava med SBR in MBR tehnologijo	62
Tabela 12: Primerjava kvalitete izpusta pri različnih tehnologijah obdelave odpadne vode ..	63

KAZALO GRAFOV

Graf 1: Prikaz prebivalstva Slovenije, pri kateri so se komunalne odpadne vode čistile na komunalnih ali skupnih čistilnih napravah	15
Graf 2: Letna količina očiščene vode na komunalnih ali skupnih čistilnih napravah.....	15

1 UVOD

“Voda je vir življenja ter nosilec vseh bioloških procesov, ki potekajo na našem planet.”

Človekov način življenja ter hiter industrijski razvoj povzročata vrsto onesnaževanj odpadnih vod. Da bi se lahko soočali z izzivi na področju onesnaževanja vod, se je tekom človestva razvijala tehnologija na področju čiščenja in odvajanja vod. (Roš, 2015) Usmerjena je bila in je še vedno v kakovostno obdelavo odpadne vode ter izpust le te nazaj v okolje in razvoj ter optimizacijo tehnoloških procesov pri procesu čiščenja odpadne vode.

Voda je vir življenja. Ta stavek smo slišali že neštetokrat. V našem vsakdanjem življenju je voda tako samoumevna, da velikokrat pozabimo, kako pomembna je. Trenutni način življenja in hiter industrijski razvoj povzročata vrsto onesnaženj, med katere spadajo tudi odpadne vode. Da bi lahko zagotovili ustrezno, varno in kakovostno vodo še za prihodnje generacije, je nujno varčno in ustrezno gospodarjenje z vodnimi viri. Potrebno je delati v smislu zmanjševanja količine porabljene vode in poskrbeti, da v vodo prehaja čim manj onesnaževal. Kljub vsem ukrepom, ki zmanjšujejo količino in onesnaženje odpadne vode, pa se še vedno ne moremo izogniti nastajanju odpadnih voda.

Večji del onesnaževanja predstavljajo kmetijske, komunalne in industrijske odpadne vode. Dušik najdemo v različnih oblikah, kot je organsko vezani dušik, amonijev dušik ($\text{NH}_4\text{-N}$), nitritni dušik ($\text{NO}_2\text{-N}$) ali nitratni dušik ($\text{NO}_3\text{-N}$), ki lahko povzročijo porušitev sistema v naravi. Amonijak porablja kisik v vodi ter je strupen za vodne organizme. Nitrat lahko onesnažuje podtalnico. Odvajanje odpadnih vod s vsebnostjo fosforjevih in dušikovih spojin lahko pripelje do eutrofikacije. Gre za proces onesnaževanje, ki se pojavi, ko postane vodotok ali jezero prenasičen s hranili. Posledica je hitra rast alg ter odmiranje in razpadanje rastlin. Pri razpadanju rastline porabljajo kisik, kar vpliva na ostale živeče organizme v vodotoku ali jezeru. Preden vrnemo odpadno vodo nazaj v okolje, moramo poskrbeti, da odstranimo omenjene spojine iz odpadne vode.

Sodobno čiščenje odpadnih vod se je začelo razvijati po letu 1850. V časovnem obdobju 1850 – 1950 se je razvilo področje sanitarnega inženirstva, ki se je ukvarjalo s čiščenjem komunalnih odpadnih vod. Kasneje, med 1950 – 2000, se je razvilo sanitarno inženirstvo ter iz njega kasneje okoljevarstveno inženirstvo (Roš, 2015). Na področju le-tega so se ukvarjali z načinom čiščenja ter odvajanjem odpadnih vod. V sklopu tega so se razvile različne tehnologije čiščenja, ki omogočajo obdelavo surove odpadne vode ter izpust le te nazaj v okolje. Poleg uporabe najboljših in ustreznih čistilnih naprav je priporočljivo poleg očiščenja odpadne vode po specifikirani kakovosti (znotraj specifikacijskih meja) surovo odpadno vodo očistiti tudi po kriterijih, ki so ključni pri ponovni uporabi omenjene vode. Biološki postopki čiščenja odstranjujejo ogljikove, fosforjeve in dušikove spojine. Mikroorganizmi, ki razgrajujejo tako organske kot anorganske spojine, imajo v tem bioprocesu pomembno vlogo. Za doseganje ustreznega čiščenja odpadne vode je ključna optimalna koncentracija mikroorganizmov, razmerje dušika ter ogljika na vhodu, starost aktivnega blata ter obremenitev bioreaktorja.

Za čiščenja odpadnih vod se uporabljajo različne tehnologije. Njihovo dimenzioniranje mora slediti slovenski zakonodaji in zakonodaji Evropske skupnosti. Upoštevati je treba osnovni dokument Evropske skupnosti, t.j. vodno direktivo. V magistrski nalogi sta predstavljeni dve vrsti bioreaktorja za obdelavo odpadnih vod, in sicer šaržni biološki reaktor (SBR) ter membranski biološki reaktor (MBR). Čiščenje odpadne vode s šaržnim biološkim reaktor je poznano tudi pod imenom “napolni-in-izprazni” sistem z aktivnim blatom, saj se vse faze čiščenja izvajajo v eni reaktorski posodi. V enem ciklu obdelave odpadne vode zaporedoma izvajamo vse faze čiščenja odpadne vode. Fazo polnjenja reaktorja z odpadno vodo, fazo bioreakcije, fazo usedanja ali sedimentacije blata, fazo praznjenja ter fazo mirovanja. Aktivno

blato se po koncu procesa sedimentacije nahaja na dnu bioreaktorja, čista obdelana voda pa ostane v zgornjem sloju. V tej fazi se lahko za pospešitev procesa sedimentacije dodajajo koagulantni (npr. FeCl_3). (Menih, 2017)

Na drugi strani je membranski biološki reaktor zgrajen iz biološkega reaktorja ter membrane (membrana je lahko znotraj reaktorja – potopljena ali izven reaktorja). Odpadna voda iz reaktorja se ločuje skozi membrano. Na osnovi ločevanja skozi membrano dobimo filtrat (permeat) – očiščeno odpadno vodo in aktivno blato.

1.1 Opis področja in opredelitev vprašanja

Biološki reaktorji so trajnostno orodje za odstranjevanje anorganskih in organskih onesnaževal iz odpadnih vod.

Nova spoznanja na področju čiščenja odpadnih vod in uporabe bioloških reaktorjev zahteva vedno nove raziskave. Zaradi tega so še vedno potrebne različne analize, eksperimenti in znanstvene ugotovitve, da bi lahko dobili najboljšo (BAT) tehnologijo za obdelavo določene odpadne vode. V okviru tega je nastala tudi ta magistrska naloga, v kateri so predstavljeni zakonodaja s področja odvajanja in čiščenja odpadnih vod, lastnosti in sestave odpadnih vod, biološko čiščenje odpadnih vod ter predstavitev in primerjava šaržnega biološkega in membranskega biološkega reaktorja.

1.2 Namen, cilji in osnovne trditve

Osnovni namen magistrske naloge je opredeliti pojem čiščenja in odvajanja odpadnih vod, opredelitev šaržnega in membranskega biološkega reaktorja ter na osnovi literaturnih podatkov in raziskav ugotoviti njihovo potencialno učinkovitost ter določiti, kateri je bolj primeren za čiščenje komunalnih odpadnih vod. V okviru magistrske naloge sta primerjani najpogostejši uporabljene tehnologiji na tem področju, in sicer šaržni biološki reaktor (SBR) ter membranski biološki reaktor (MBR), pri čemer želimo odgovoriti na dve hipotetični trditvi:

- Hipoteza 1: MBR tehnologija je bolj učinkovita iz vidika kakovosti očiščene vode,
- Hipoteza 2: SBR tehnologija je iz ekonomskega vidika cenejša za postavitve.

1.3 Predpostavke

Pričakovati je, da ima tehnologija zaporednega SBR določeno prilagodljivost glede časa in zaporednih korakov samega cikla obdelave odpadnih vod, medtem ko je njegova učinkovitost omejena na račun slabše kakovosti očiščene vode. Na drugi strani je pričakovati, da je tehnologija MBR s svojo izboljšano učinkovitostjo primernejša in učinkovitejša od SBR.

Tehnologija MBR se smatra, da je zmogljivejša pri odstranjevanju KPK, BPK ter celokupnega organskega ogljika in dušika v primerjavi z SBR. Ključni element te tehnologije je membrana, ki pripomore k boljši ohranitvi aktivnega blata znotraj samega reaktorja. Posledično je s tem omogočena izvedba bioprocesa pri višjih koncentracijah aktivnega blata. Poleg tega membrana omogoča boljše ločevanje in odstranjevanje komponent. Končni rezultati uporabe tehnologije MBR naj bi bil izpust, odpadne vodne boljše kakovosti, manjša proizvodnja blata in enostavnost upravljanja tehnološkega procesa, kar vodi tudi k manjšemu obremenjevanju okolja. Potencialna slabost MBR sistema v primerjavi z SBR tehnologijo naj bi bila v višjih stroških čiščenja.

1.4 Uporabljene raziskovalne metode

V magistrski nalogi so uporabljene deskriptivne metode za študij in interpretacijo obstoječe literature (knjižnice, internet, članki, raziskave), metoda razčlenjevanja in analiziranja podatkov ter grafična metoda prikazovanja podatkov.

2 VRSTA ONESNAŽENIH ODPADNIH VOD TER ZAKONODAJA NA PODROČJU NJIHOVEGA ČIŠČENJA

Področje voda je v Republiki Sloveniji kompleksno urejeno s številnimi zakonskimi in podzakonski akti, ki so predstavljeni v tabeli 1. Na osnovi obstoječega zakonodajnega okvira se vzdržuje dobro stanje voda in zagotavlja njihova trajnostna raba ter hkrati zagotavlja tudi ohranjanje narave in okolja. Ker je Slovenija država članica Evropske skupnosti, je vezana tudi na zakonodajo EU.

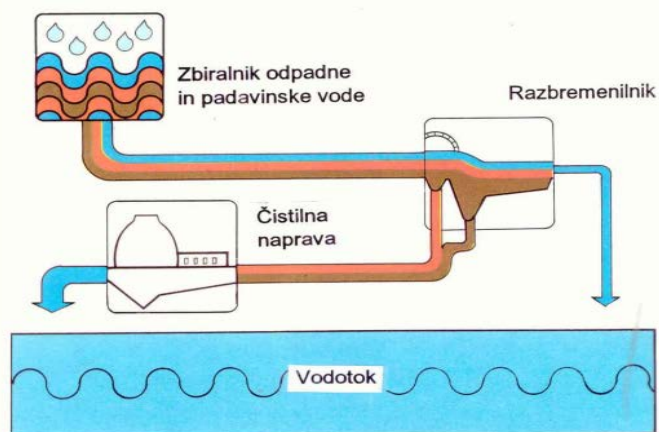
Tabela 1: Zakonodajni okvir področja voda ter odvajanja in čiščenja odpadnih vod

Zakon o vodah (Ur.l. RS, št. 65/20)	Določa ravnanje s površinskimi in podzemnimi vodami, vodnimi in priobalnimi zemljišči ter vodnim sistemom. Ravno tako omenjeni zakon določa ravnanje na področju javno dobre vode in javne službe na področju voda, vodne objekte in naprave. Cilj zakona o vodah je, da se na področju vod dosega dobro kvalitetno stanje voda, zagotavlja zaščito pred škodljivim delovanje voda, uravnava količne vodnih virov ter spodbuja trajnostna raba vodnih virov
Zakon o varstvu okolja (Ur.l. RS, št. 39/06 – uradno prečiščeno besedilo, 49/06 – ZMetD, 66/06 – odl. US, 33/07 – ZPNačrt, 57/08 – ZFO-1A, 70/08, 108/09, 108/09 – ZPNačrt-A, 48/12, 57/12, 92/13, 56/15, 102/15, 30/16, 61/17 – GZ, 21/18 – ZNOrg in 84/18 – ZIURKOE)	Določa ravnanje na področju okolja za ohranjanje in zaščito okolja. Namen varstva okolja je preprečiti obremenjevanje okolja, zmanjšati vire, ki obremenjujejo okolje, ohraniti in izboljšati kakovost okolja, zmanjševati onesnaženost okolja, odpraviti posledice onesnaženja okolja ter vzpostaviti naravno ravnatežje, zmanjševati porabo energijo ter promovirati uporabo obnovljivih virov energije
Zakon o ohranjanju narave (Ur.l. RS, št. 96/04 – uradno prečiščeno besedilo, 61/06 - ZDru-1, 8/10 – ZSKZ-B, 46/14, 21/18 – ZNOrg, 31/18 in 82/20)	Sistemske ureja področje ohranjanja narave, določa predpise ohranjanja biotske raznovrstnosti ter sistem varstva z namenom ohranjanje narave. S predpisi ohranjanja biotske raznovrstnosti se opredeljuje varstvo prosto živečih živalskih in rastlinskih vrst z njihovim genskim materialom, ekosistemi in habitati.
Uredba o odvajanju in čiščenju komunalne odpadne vode Uradni list RS, št. 98/15, 76/17 in 81/19	Uredba ureja področje emisij in snovi ter odvajanje odpadnih vod iz malih komunalnih čistilnih naprav ali komunalnih čistilnih naprav. Uredba pokriva tudi področje obdelave odpadnega blata ter definira globe pri neupoštevanju predpisanih smernic.
Evropska vodna direktiva (Direktiva 2000/60/EC)	V evropski vodni direktivi je zapisano, da je voda dediščina, ki jo je potrebno varovati, braniti in obravnavati kot tako. Ureja trajnostno upravljanje vode na različnih področjih (kmetijstvo, industrija, energetika,

	promet,...). Glavni cilj direktive je ohranjanje in izboljšanje stanja vodnega okolja v članicah EU.
Direktiva o čiščenju komunalne odpadne vode (Direktiva 91/271/EGS)	Ureja odvajanje komunalne odpadne vode, tehnološke odpadne vode in recikliranje odpadnega blata, ki pri tem nastaja. Direktiva ureja zbiranje, čiščenje ter odvajanje komunalne odpadne vode ter čiščenje in odvajanje vode iz določenih industrijskih sektorjev.
Uredba o Evropskem registru izpustov in prenosu onesnaževal ter spremembi direktiv Sveta (91/689/EGS in 96/61/ES)	Uredba določa upravljalcem naprav, da so obvezani poročati pristojnim organom o izpustih in prenosih onesnaževal.

Odpadna voda se po uporabi ali kot posledica padavin onesnažena odreja neposredno v vode ali po kanalizaciji. (SURS, 2019) Odpadne vode delimo na vrsto in izvor onesnaženosti, in sicer - delimo jih v tri kategorije: industrijske, komunalne in padavinske odpadne vode. Pri odvajanju odpadnih voda poznamo mešani kanalizacijski sistem in ločeni kanalizacijski sistem. Pri mešanem kanalizacijskem sistemu odvajamo padavinsko in odpadno vodo skupaj po istem odpadnem kanalu. Poleg odvodnega kanala imamo kot vmesni člen razbremenilnik, katerega namen je odvajanje odvečne in/ali razredčene odpadne vode v vodni sprejemnik. Prednost takšnega sistema je preprosta izvedba ter, da je mešani sistem cenovno ugodnejši kot ločeni kanalizacijski sistem.

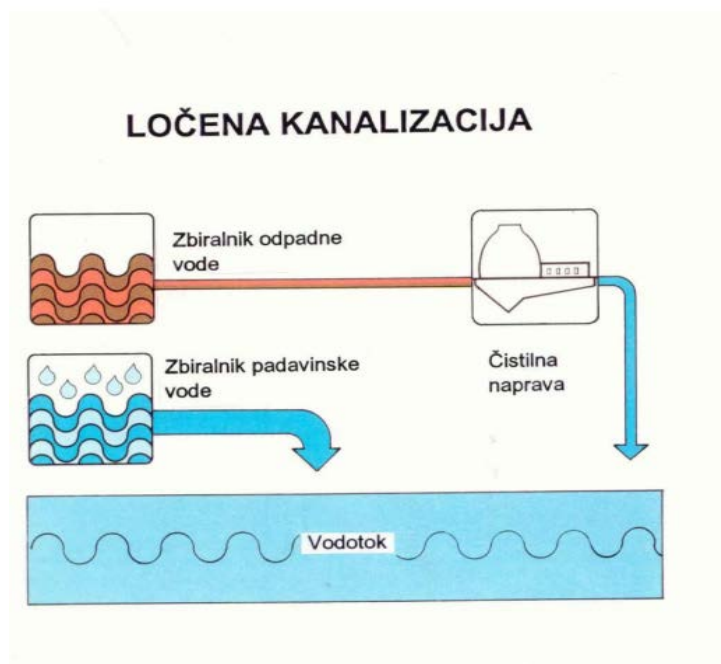
MEŠANA KANALIZACIJA



Slika 1: Prikaz sheme mešane kanalizacije

Vir: Povzeto in prirejeno po Žgajnar Gotvajn, 2016

Pri ločenem kanalizacijskem sistemu odvajamo po enem odvodnem kanalu padavinsko vodo, po drugem pa odpadno vodo. Ločeni kanalizacijski sistem ima večje stroške vzdrževanja in investicijske stroške zaradi dveh odvodnih kanalov kot ima mešani kanalizacijski sistem. Prednost ločenega kanalizacijskega sistema je, da se vsa odpadna voda obdelava na čistilni napravi ter hkrati ni nevarnosti, da bi odpadna voda poleg padavinske vode prešla v vodotok.



Slika 2: Prikaz sheme ločene kanalizacije

Vir: Povzeto in prirejeno po Žgajnar Gotvajn, 2016

2.1 Industrijska odpadna voda

Industrijska odpadna voda tako kot že ime pove, nastaja po uporabi tehnološke vode v industriji (npr. farmacevtski, tekstilni, usnjarski, kovinski industriji, proizvodnji stekla, olja in maščob ter zdravstveni dejavnosti, idr.), obrtni ali obrtno podobni kmetijski ali gospodarski dejavnosti in po nastanku ni podobna komunalni vodi. Med industrijske odpadne vode štejemo tudi hladilne vode in tekočine, ki se zbirajo in odteka iz obratov, in izcedne vode iz deponij. Industrijska odpadna voda lahko vsebuje biološko nerazgradljive snovi (ki jih je potrebno odstraniti) in težje biorazgradljive snovi. Pri čiščenju vseh vrst odpadnih vod se postavljajo čedalje strožji standardi. (Husić, 2015)

2.2 Komunalna odpadna voda

Med komunalno odpadno vodo uvrščamo odpadno vodo, ki nastaja v bivalnem okolju gospodinjstev zaradi rabe vode v sanitarnih prostorih (pranje, kuhanje,.). V to kategorijo uvrščamo tudi vodo, ki nastaja v objektih v javni rabi, v storitvenih in proizvodnih dejavnostih, če je le ta po naravi in nastanku podobna vodi iz gospodinjstev. Komunalna odpadna voda je tudi tehnološka odpadna voda, ki je strukturno podobna odpadni vodi po uporabi v gospodinjstvu. Njen povprečni dnevni pretok ne sme presegati 15 m³/dan, letna količina, ki se odvaja iz vira onesnaženja pa ne sme presegati 4000 m³ ter obremenjevanje okolja zaradi njenega odvajanja ne presega 50 PE. (Husić, 2015)

Tabela 2: Karakteristične vrednosti parametrov za nizko, srednje in močno onesnaženo komunalno vodo

Parameter Koncentracija [mg/L]	Vrsta onesnažene komunalne vode		
	Nizko	Srednje	Močno
Suspendirane snovi	100	220	350
Neraztopljene snovi	350	720	1200
Celotni fosfor	4	8	15
Celotni dušik	20	40	85
BPK ₅	110	220	400
KPK	250	500	1000
Organski dušik	8	15	35
Amonijev dušik	12	25	50

Vir: Povzeto in prirejeno po Kurbus, 2008

2.3 Padavinska odpadna voda

Padavinska odpadna voda je voda, ki je posledica padavin, ki odteka iz tlakovanih, utrjenih površin neposredno ali po kanalizaciji v kanalizacijski sistem. Količina padavinske vode se spreminja, in sicer glede na količino samih padavin.

2.4 Količina odpadne vode

Najprej se odločimo za tip kanalizacijskega sistema (ločeni kanalizacijski sistem ali mešani kanalizacijski sistem). Nato določimo potek oziroma lego kanalov ter vrišemo osi kanalov. Ko določimo smer odvajanja odpadne vode, kanale oštevilčimo ter izračunamo ploskve, s katerih se odvajajajo odpadne vode v kanal (prispevne površine). Prispevne površine med seboj ločimo s simetralami kotov, saj se morajo odpadne vode odvajati po najkrajši poti. Letna količina odpadne vode se določa neposredno z merjenjem pri iztoku za čistilne naprave. (Roš, 2105)

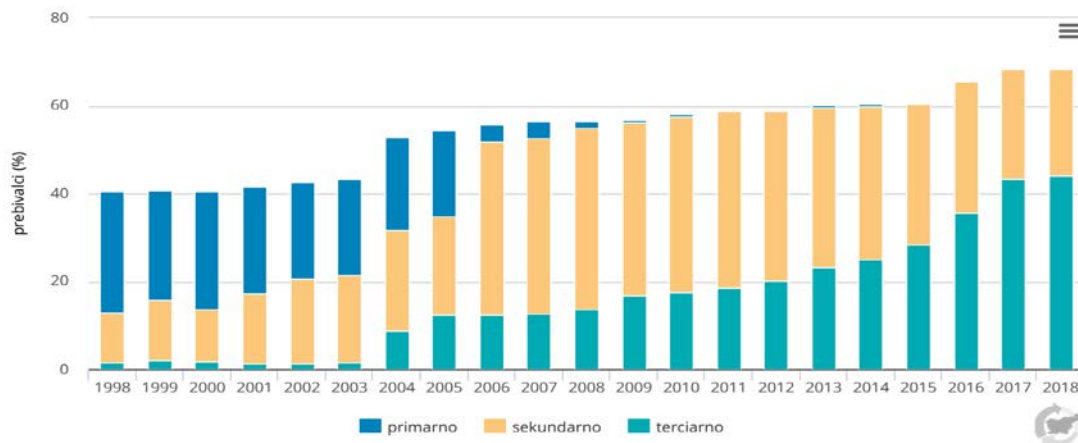
Meritve pretoka lahko izvajamo tudi na vhodu odpadne vode v primeru, če najdemo povezavo med obema pretokoma. Letna količina odpadne vode se direktno ugotavlja iz podatkov o:

- količini porabljene vode,
- prostornini izravnalnih bazenov ali prostornini posod pri šaržni obdelavi odpadne vode. (Roš, 2015)

Količina komunalne in industrijske odpadne vode ter delež prebivalcev, katerih odpadne vode se čistijo na komunalnih čistilnih napravah so prikazani na Grafu 1 in 2. Razvrščeni so glede na stopnjo čiščenja, ki izhaja iz direktive o čiščenju komunalne odpadne vode (Direktiva 91/271/EGS). Določeno je, da je primarno čiščenje kemično oz. mehansko čiščenje odpadne vode ter da se s tem postopkom odstrani manjši del organskih obremenitev in del obremenitev z usedljivimi snovmi. Sekundarno čiščenje odpadne vode je biološko čiščenje in odstrani večji del obremenitev z organskimi snovmi ter 20 – 30 % hranil, kot sta fosfor in dušik. Večji del obremenitev odpadne vode s hranili (fosfor, dušik) se nato odstrani s terciarnim čiščenjem. Države članice Evropske unije (EU) imajo različno urejen sistem čiščenja odpadnih voda. Največjo pokritost s priključitvami na čistilne naprave ima v EU Nizozemska, kjer je na čistilno napravo priključenih kar 99 % prebivalcev. V Avstriji, Italiji, Nemčiji in Španiji je odstotek prebivalcev, ki so priključeni na čistilne naprave, 90 %. Slovenija ima po podatkih iz leta 2013 le 55 % prebivalcev, priključenih na čistilne naprave. (Husić, 2015) V Sloveniji je bilo na osnovi

podatkov ARSO v letu 2018 očiščene okoli 160 milijonov m³ odpadne vode. Od tega je bilo po postopkih sekundarnega čiščenja očiščenih 46 milijonov m³, po postopkih terciarnega čiščenja pa 116 milijonov m³ odpadne vode. Na osnovi podatkov iz leta 2020 izhaja, da je 68% prebivalcev priključenih na čistilne naprave. Tretjina prebivalstva v Sloveniji še vedno uporablja greznice. Male komunalne čistilne naprave z zmogljivostjo manjšo od 50 PE predstavljajo dober odstotek. (Kazalci okolja, 2020)

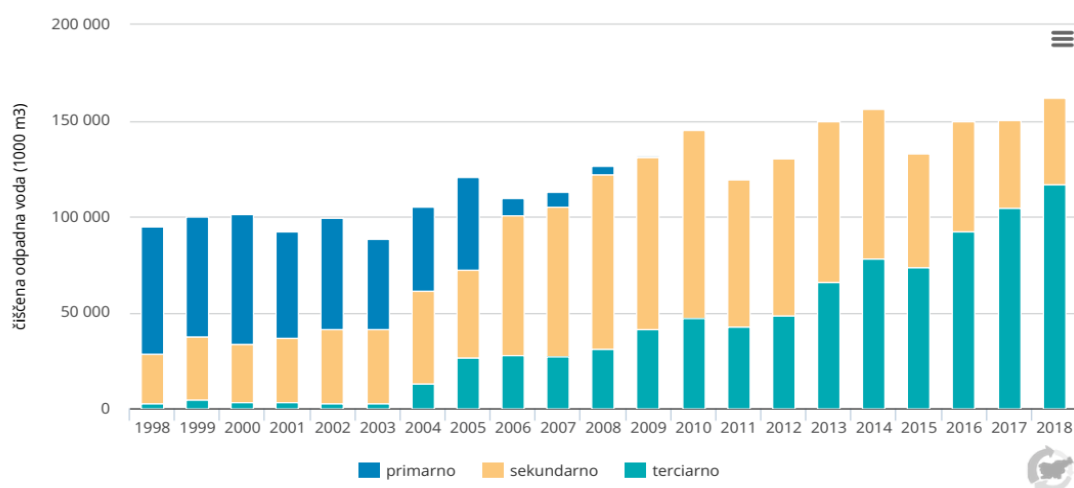
Na osnovi podatkov tudi izhaja, da se v zadnjih letih z uporabo postopkov sekundarnega ali terciarnega čiščenja očisti čedalje več odpadne vode, medtem ko postopkov samo primarnega čiščenja ni več. V Sloveniji skoraj ni bilo postopkov terciarnega čiščenja odpadnih voda v letu 2002. V letu 2018 pa je bilo po takih postopkih prečiščenih 72% odpadne vode. Na osnovi statističnih podatkov tudi izhaja, da je bilo v Sloveniji v letu 2018 prečiščenih 73% odpadnih vod iz kanalizacijskih sistemov (RS, Statistični urad, 2018).



Viri: Zbirka Komunalne in skupne čistilne naprave, Agencija Republike Slovenije za okolje, 2020; Statistični urad RS, 2020

Graf 1: Prikaz prebivalstva Slovenije, pri kateri so se komunalne odpadne vode čistile na komunalnih ali skupnih čistilnih napravah

Vir: Povzeto in prirejeno po Kazalci okolja, 2020



Viri: Zbirka Komunalne in skupne čistilne naprave, Agencija RS za okolje, 2020; strokovna ocena

Graf 2: Letna količina očiščene vode na komunalnih ali skupnih čistilnih napravah

Vir: Povzeto in prirejeno po Kazalci okolja, 2020

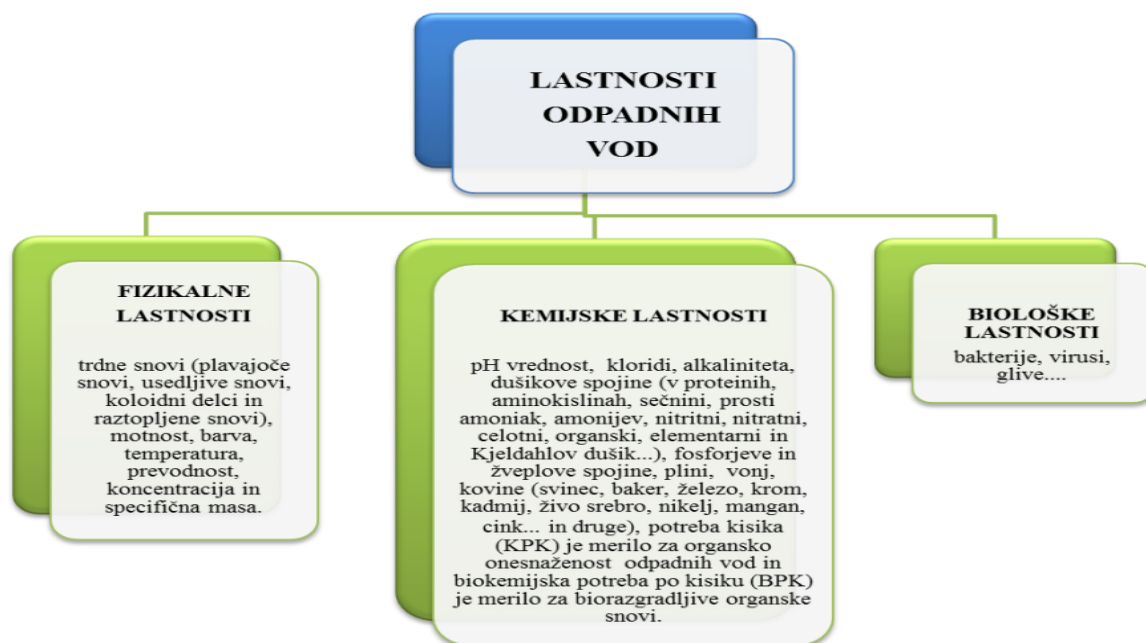
3 SESTAVA IN LASTNOSTI ODPADNE VODE

V industriji, gospodinjstvu in kmetijstvu, vključno s padavinskimi vodami, nastajajo odpadne vode. Industrijske in komunalne odpadne vode imajo zaradi svoje kompleksne sestave velik pomen zaradi velikega vpliva na okolje.

Za pridobivanje ustrezne, kakovostne in pitne vode je potrebno poznati izvor in tehnologijo nastanka odpadne vode. Vir odpadne vode pomembno vpliva na biološko, kemijsko in fizikalno sestavo. Za izvedbo čiščenja je pomemben tudi ustrezno izbran kanalizacijski sistem, ki je lahko ločen ali mešani kanalizacijski sistem. Slaba stran mešanega kanalizacijskega sistema predstavljajo padavine, ki odteka po istem odvodnem kanalu kot preostala odpadna voda in lahko porušijo hidravlični režim čistilne naprave. Iz gospodinjstev se odvaja večina odpadne vode, ki ima razmeroma enotno sestavo. Zaradi geografskih, klimatskih in ekonomskih raznolikosti po svetu se lahko sestava omenjene vode razlikuje. Kjer je migracija ljudi večja (območje fakultet, turistična naselja itd.), se struktura in količina odpadne vode spreminja glede na letni čas. (Roš, 2001)

Čiščenje odpadnih vod zahteva poznavanje parametrov, ki jih je potrebno kontinuirano spremljati, da lahko načrtujemo izvedbo njihovega čiščenja. Z namenom doseganja ustreznega in kakovostnega čiščenja odpadnih vod je treba spremljati parametre, kot so pH vrednost, količina neraztopljenih snovi, količina usedljivih snovi, kemijska potreba po kisiku (KPK), biokemijska potreba po kisiku (BPK), vsebnost težkih kovin, vsebnost fosforjevih in dušikovih spojin ter celokupni organski ogljik (TOC). Na tej osnovi lahko določimo biološko, kemijsko in fizikalno sestavo ter posledično določimo možno toksičnost analizirane odpadne vode.

Glede na lastnosti odpadnih voda jih delimo v tri kategorije, in sicer na fizikalne, kemijske in biološke lastnosti.



Slika 3: Lastnosti odpadnih vod

Vir: Povzeto in prirejeno po Husić, 2015

3.1 Fizikalne lastnosti

Vsebnost trdnih delcev

Odpadna voda vsebuje različne vrste suspendiranih trdnih snovi, ki se ločijo po velikosti in obliki delcev. Vsebuje lahko krpe, ostanke hrane, koloidne delce ter raztopljene snovi. Za določanje lastnosti odpadne vode se najprej odstrani najbolj grobi material pred vzorčenjem za analizo trdnih snovi. Od nastanka odpadne vode je odvisna narava in porazdelitev velikosti delcev, kar lahko spremljamo tudi z uporabo mikroskopa. Standard SIST EN 872:2005 (Določanje suspendiranih snovi) vzpostavlja metodologijo za določanje suspendiranih snovi v odpadnih vodah.

Trdne snovi razdelimo na:

- celotne trdne snovi (TS): ostanek po sušenju vzorca odpadne vode pri 103-105°C;
- celokupne hlapne (volatilne) snovi (TVS): snovi, ki izparijo pri žarenju vzorca TS 500±50°C;
- celokupne fiksirane snovi (TFS): ostanek po žarenju TS pri 500±50°C;
- celokupne suspendirane snovi (TSS): del TS, ki ostane na filtru s specifičnimi porami, po sušenju pri 103-105°C;
- hlapne suspendirane snovi (VSS): snovi, ki izparijo po sežigu TSS pri 500±50°C;
- fiksirane suspendirane snovi (FSS): ostanek trdnih snovi po žarenju SS pri 500±50°C;
- celotne raztopljene snovi (TDS) – (TS-TSS); trdne snovi, ki preidejo skozi filter in ne izparijo pri specifični temperature (103-105°C);
- celotne hlapne raztopljene snovi (VDS); snovi, ki lahko izparijo pri sežigu TDS pri 500±50°C;.

Suspendirane trdne snovi lahko povzročajo motnost vode. Enota za motnost je NTU (angl. Nephelometric turbidity unit). Merjenje motnosti je zasnovana na primerjavi intenzitete razpršenosti svetlobe v vzorcu in referenčni suspenziji. Za referenčni material se najbolj pogosto uporablja suspenzija formazina. Prisotnost mehurčkov zraka močno moti merjenje motnosti. Splošno je znano, da ni povezave med koncentracijo in motnostjo celokupnih suspendiranih snovi v neobdelani odpadni vodi. Najdemo pa povezavo med motnostjo in celotnimi suspendiranimi snovmi, ki se usedejo na dno usedalnika in filtrirane vode po procesu biološkega čiščenja (iztok iz bistrilnika).

Na splošno velja zveza:

$$TSS = TSS_f \times TU \quad (1.1)$$

TSS.....celotne suspendirane snovi [mg/L]

TSS_f.....faktor pretvorbe motnosti glede na TSS [mg/L TSS/NTU]

TU.....motnost [NTU]

Faktor pretvorbe se spreminja glede na izbrano čistilno napravo, odvisno od celotnega procesa čiščenja. Za blato na dnu bistrilnika je ta faktor med 2,3 – 2,4. Po filtriranju skozi grobi peščeni filter je faktor za filtrirano blato med 1,3 – 1,6. Parameter motnost ima velik pomen, saj nam lahko pomaga določiti povečane koncentracije suspendiranih snovi pri iztoku iz čistilne naprave. Z metodologijo SIST EN ISO 7027:2000 (Ugotavljanje motnosti) določimo motnost vode. (Roš, 2015)

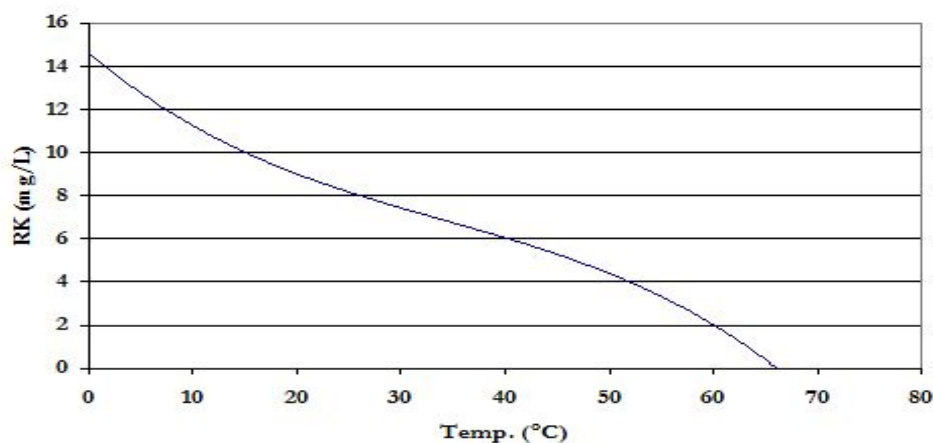
Temperatura vode ter odvisnost raztopljenega kisika od temperature

Od temperature je odvisna hitrost bioloških procesov. Mikroorganizmi pri povišani temperature pospešeno razgrajujejo organske snovi ter porabljajo kisik. Pač pa je pri višjih temperaturah topnost kisika nižja, kar omejuje biološke procese. (Roš, 2015)

Topnost raztopljenega kisika opišemo z naslednjo enačbo:

$$RK_{\text{nasič}} = 14,562 - 0,41022 \cdot T + 0,0079910 \cdot T^2 - 0,000077774 \cdot T^3 \quad (1.2)$$

$RK_{\text{nasič}}$nasičena koncentracija raztopljenega kisika [mg/L],
 Ttemperatura vode [°C]



Slika 4: Odvisnost topnosti raztopljenega kisika (RK) od temperature pri normalnem tlaku, brez zasoljenosti vode.

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

Na Sliki 4 lahko razberemo, da topnost raztopljenega kisika pada z naraščanjem temperature. V neslani vodi pri tlaku 760 mm Hg in temperaturah nad 67°C je topnost kisika 0. Topnost raztopljenega kisika se znižuje pri nižanju tlaka ter povečanju slanosti vode.

Od temperature so odvisne tudi vse ravnotežne konstante: tako konstante specifične reakcijske hitrosti in konstanta topnostnega produkta. Ravnotežne konstante in temperaturno odvisnost hitrosti lahko izrazimo z van't Hoff-Ahreniusovo zvezo:

$$\frac{d(\ln k)}{dT} = \frac{E}{RT^2} \quad (1.3)$$

kkonstanta reakcijske hitrosti

Ttemperatura, [K]

Eaktivacijska energija reakcije [J/mol]

Rsplošna plinska konstanta [8,314 J/mol K]

Temperaturo vode določamo na osnovi standarda SIST DIN 38404-6:2000 in SIST DIN 38404-4:2000. (Roš, 2015)

Barva in vonj

Vrsta in količina raztopljenih, suspendiranih in koloidnih snovi vplivajo na vonj in barvo odpadne vode. Sveža komunalna odpadna voda je sive barve, medtem ko je odpadna voda, ki ima pomanjkanje raztopljenega kisika, temnejše barve. Odtokanje odpadne vode po odvodnih ceveh pogosto povzroči obarvanje odpadne vode v temno sivo. V primeru, da so prisotni anaerobni pogoji, lahko sulfati povzročijo sivočrno obarvanje odpadne vode. V primeru prisotnosti drugih barv odpadne vode (npr. oranžna, zelena ali modra) to nakazuje, da odpadna voda prihaja iz npr. tekstilne industrije, motno bela je značilna npr. za mlečno-predelovalno živilsko industrijo. Barvo določamo na osnovi standarda SIST EN ISO 7887:2012 (Preiskovanje in določanje odpadne vode).

Vonj odpadne vode je subjektiven parameter, ki ga ne smemo zanemariti, saj nam da pomembne informacije o sami odpadni vodi. »Zatohel« vonj ima sveža odpadna voda. Odpadna voda z vonjem topil ali nafte je lahko posledica razlitja v industriji. Kadar zajamemo vzorec, ki je ustekleničen in ima neprijeten vonj, je treba biti pozoren, saj so lahko v odpadni vodi prisotni toksini. Posebne varnostne ukrepe je potrebno izvajati pri čistilnih napravah na zaprtih območjih. Vodikov sulfid je posledica anaerobne razgradnje, ki ima neprijeten značilen vonj po gnilih jajcih. Vodikov sulfid je zelo strupen v nizki koncentraciji, koroziven za beton ter potencialno eksploziven, kar nakazuje, da je potrebno dvigniti nivo kisika odpadne vode. Poleg vodikovega sulfida se proizvaja tudi metan, ki ga ravno tako povzroča pomanjkanje kisika v odpadni vodi. Pri industrijskih vodah moramo dati še večjo pozornost na preventivne in korektivne ukrepe na področju varnosti pri vzorčenju in obvladovanju odpadnih voda.

Električna prevodnost

El. prevodnost je merilo sposobnosti raztopine, da prevaja električni tok. Prevodnost narašča z naraščanjem koncentracije ionov, ker se električni tok prevaja v raztopini z ioni. Vsebnost raztopljenih snovi v odpadni vodi informativno določimo z merjenjem specifične prevodnosti (SIST EN 27888:1998 Kakovost vode – določanje električne prevodnosti). (Roš, 2015). Za povečanje prevodnosti v odpadni vodi ponavadi najdemo vzrok v prekomerno povečanih industrijskih izpušnih.

Usedanje

Trdne snovi v odpadni vodi razvrščamo med snovi, ki se usedajo, koloidne snovi, raztopljene snovi in plavajoče snovi. V kategorijo raztopljenih snovi spadata predvsem kuhinjska sol ter sladkor. Pod koloidne snovi uvrščamo zelo drobne delce, ki se ne usedajo. Med plavajoče snovi določamo vse snovi (npr. maščobe in olja), ki plavajo na površini vode, medtem ko snovi, ki se v vodi usedajo, uvrščamo med usedljive snovi. Za usedanje poznamo dve metodi njenega merjenja, in sicer enourni ali polurni volumetrični test. Za izvedbo testa potrebujemo tako imenovan Imhoffov lij (konični stekleni valj). Z njim določamo količino pristonih usedljivih snovi. S prisotnostjo snovi, ki se usedajo, določimo, ali moramo v proces uvesti tudi mehansko čiščenje (usedanje, filtracija, centrifugiranje,...).

3.2 Kemijske lastnosti

Široki spekter informacij o odpadni vodi nam dajo kemijske analize. Povedo nam o koncentraciji specifičnih snovi, ki jih analiziramo. Rezultati kemijske analize nam dajo osnovo za izračun masne balance čiščenja. S kemijsko sestavo določimo naslednje parametre:

- biokemijsko potrebo po kisiku (BPK₅),
- kemijsko potrebo po kisiku (KPK),
- pH,
- alkalnost,
- topne snovi,
- suspendirane snovi,
- dušikove spojine,
- fosforjeve spojine,
- sulfid,
- kloridi,
- olje in maščoba,
- toksičnost in z njo povezana onesnaževala. (Roš, 2001)

pH

Merilo za alkalnost ali kislost raztopine je pH, katerega območje je med 1 do 14, pri čemer je 0 zelo kislo, 7 je nevtrarno ter 14 zelo bazično. Mikroorganizmi so najbolj aktivni pri pH vrednosti med 6,5 – 9, zato je pH pomemben dejavnik pri biološkem čiščenju, medtem ko se pod ali nad omenjeno vrednostjo biološka aktivnost lahko ustavi ali zavira. pH ima še posebej velik vpliv na reakcije nitrifikacije. (Roš, 2015) Neprilagojeni pogoji biološke aktivnosti aktivnega blata v prezračevalniku pri pH vrednosti nižji od 6 se približuje vrednosti 0. Neobdelana odpadna voda ima pH vrednost okoli 8, medtem ko variiranje od te vrednosti kaže na nekomunalne ali industrijske izpuste. Nitrifikacija v prezračevalniku ter anaerobni pogoji lahko znižajo vrednost pH, kar inhibira biološko aktivnost. (Roš, 2015)

Kloridi

Kloridi v naravnih vodah so rezultat izpiranja kamnin, ki vsebujejo kloride, s katerim pridejo v stik z vodo, ter na obalnih področjih, kjer prodira slana morska voda. Kloride najdemo tudi v industrijskih izpustih, kmetijstvu ter domačih izpustih (kuhinjska sol) v površinske vode. V odpadnih vodah, kjer je trdota vode velika, uporabljamo kloride za mehčanje. Kloridi so pri koncentraciji približno 50 mg/L potencialno korozivni za aluminij in železo. Kloridi so tudi toksični za veliko rastlin pri različnih koncentracijah. Metodologija, ki jo uporabljamo za določanje kloridov, je osnovana na standardu SIST ISO 9297:1996 (Določanje klorida – Titracija s srebrovim nitratom s kromatnim indikatorjem) ali SIST EN ISO 10304:2009/AC:2012 (Določevanje raztopljenih anionov z ionsko kromatografijo). (Roš, 2015)

Dušik

Dušik je pomemben element za življenjske procese. Najdemo ga v odpadni vodi kot organski dušik, ionizirani in prosti amoniak, nitrit ter nitrat. Dušik se nahaja v različnih oksidacijskih stanjih, ki se lahko spreminjajo glede na proces, ki poteka v organizmu.

Najpomembnejše oblike dušika v odpadnih vodah so amonijak NH₃, amonijev ion NH₄⁺, dušikov plin N₂, nitritni ion NO₂⁻ ter nitratni ion NO₃⁻. Spremljanje procesa čiščenja odpadnih vod poleg naštetih oblik dušika spremljamo še celotni amonijev dušik (NH₃+ NH₄⁺), celotni

anorganski dušik ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$), celotni Kjeldahlov dušik - organski ($\text{N} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), organsko vezani dušik TKN – ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) ter celotni dušik organski $\text{N} + \text{NH}_3 + \text{NH}_4^+ + \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$. Pogoji, pri katerih poteka proces v določenem delu čistilne naprave glede na porazdelitev dušika, nam dajejo pomemben vir podatkov. Naraščajoča koncentracija amonijaka med procesom usedanja trdnih delcev kaže na kopičenje odvečnega blata. Naraščanje nitrata in nitrita pri iztoku sekundarnega usedalnika kaže na nitrifikacijo. Povprečna koncentracija dušika v odpadnih komunalnih vodah je 20 – 85 mg/l za celokupni dušik, 12 – 50 mg/l amonijev dušik ter 8 – 35 mg/l organski dušik. (Roš, 2001) Prisotne so nizke koncentracije nitrata in nitrita. Čiščenje večjih količin industrijske odpadne vode z visoko biokemijsko potrebo po kisiku BPK_5 lahko vodi do pomanjkanja dušika. V predhodno omenjenem primeru je treba v procesu stabilizacije dodajati vir dušika. (Roš, 2001) Na področju določanja dušikovih spojin je razvitih več metod. Z uporabo metode po Kjeldahlu določamo celokupni organski dušik. V procesu kroženja dušika se zaradi procesov dušik nahaja v različnih spojinah (Slika 6). Za določanje dušika v teh spojinah lahko uporabimo naslednje metode:

- celotni dušik: SIST ISO 29441:1011 Določevanje celotnega dušika po UV razklopu. Metoda pretočne analize (CFA in FIA) in spektrometrične detekcije),
- kjeldahlov dušik: SIST EN 25663:1993 Določanje dušika po Kjeldahlu – Metoda po mineralizaciji s selenom,
- amonijev dušik: SIST ISO 6778:1996 Določanje amonija – Potenciometrična metoda,
- nitritni dušik: SIST EN 26777:1996 Določanje nitrita – Molekularna absorpcijska spektrometrijska metoda oziroma SIST EN ISO 10304:2009/AC:2012 Določevanje raztopljenih anionov z ionsko kromatografijo – 1.del: Določanje bromida, klorida, fluorida, nitrata, nitrita, fosfata in sulfata,
- nitratni dušik: SIST ISO 7890:1996 Določanje nitrata – 3.del Sprektrofotometrijska metoda z uporabo sulfosalicilne kisline oziroma SIST EN ISO 10304:2009/AC:2012 Določanje raztopljenih anionov z ionsko kromatografijo – 1.del: Določanje bromida, klorida, fluorida, nitrata, nitrita, fosfata in sulfata. (Roš, 2015)



Slika 5: Dušikov cikel

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

Fosfor

Fosfor je osnovni element v življenjskih procesih. Je hranilo za mikroorganizme. Brez fosforja ne stečejo vsi procesi za čiščenje odpadne vodene. Koncentracijo fosforja je potrebno v procesu čiščenja odpadne vode stalno nadzirati, saj njegova povečana koncentracija vodi do rasti alg ter t.i. eutrofikacije – nekontrolirane rasti zlasti alg. Zaradi odmiranja zelene biomase se pri njenem usedanju na dno začne njihova razgradnja, pri kateri se porablja kisik. Nastali anoksični pogoji pospešujejo nastajanje H₂S ter ostalih plinov. Intenzivna rast alg omejuje reoksigenacijo ter gibanje vodne mase, kar povzroči nevzdržne življenjske pogoje večini vodnih živali. Povprečna koncentracija fosforja v komunalni odpadni vodi je 4 – 16 mg/L. (Roš, 2015) Fosfor se pojavlja v naravi v različnih oblikah. Najdemo ga kot organsko vezani fosfor, polifosfat ali ortofosfat (H₃PO₄, PO₄³⁻, HPO₄²⁻). Fosfati lahko pridejo v odpadne vode iz različnih virov: z detergenti v obliki kondenziranih fosfatov, kot ortofosfati kot umetna gnojila ter organsko vezani fosfati, ki nastajajo pri bioloških procesih.

Fosfor v različnih spojinah lahko določamo z uporabo naslednjih metod:

- SIST EN ISO 15681-1:2005 Določanje ortofosfata in celotnega fosforja s pretočno analizo (FIA in CFA) – 1.del: Metoda s pretočno injekcijsko analizo, FIA,
- SIST EN ISO 15681-2:2005 Določanje ortofosfata in celotnega fosforja s pretočno analizo (FIA in CFA) – 2.del: Metoda s kontinuirano pretočno analizo, CFA,
- SIST EN ISO 10304:2009/AC:2012 Določevanje raztopljenih anionov z ionsko kromatografijo - 1.del: Določevanje bromide, klorida, fluoride, nitrata, nitrira, fosfata in sulfata. (Roš, 2015)

Žveplo

Žveplo je prisotno v procesu sinteze in razgradnje proteinov. V večini sistemov za odvajanje in čiščenje odpadnih vod se pojavlja sulfatni ion SO₄²⁻. Sulfat se pri anaerobnih pogojih biološko reducira v sulfid. V kislih pogojih se tvori vodikov sulfid H₂S. Na površini odvodnih cevi se nabira plinasti vodikov sulfid H₂S, ki difundira v odpadno vodo. Akumulirani vodikov sulfid H₂S lahko pri tem oksidira v žveplovo (VI) kislino, ki je za kanalizacijske sisteme korozivna. V reaktorjih za anaerobno blata se sulfati reducirajo v sulfide. Koncentracija sulfidov, ki je nad 200 mg/L, lahko pripelje do zaviranja ostalih bioloških procesov. Bioplin (CH₄ + CO₂) se tudi meša z vodikovim sulfidom (H₂S) ter deluje na plinske napeljave korozivno. Žveplove spojine določamo s standardom SIST EN ISO 10304:2009/AC:2012 Določevanje raztopljenih anionov z ionsko kromatografijo - 1.del: Določanje bromida, klorida, fluoridov, nitrata, nitrira, fosfata in sulfata. (Roš, 2015)

Plini

Plini, kot so dušik (N₂), kisik (O₂), ogljikov dioksid (CO₂), metan (CH₄), amonijak (NH₃) ter vodikov sulfid (H₂S), se nahajajo v odpadnih vodah, ki še niso bile obdelane. Dušik (N₂), kisik (O₂) in ogljikov dioksid (CO₂) izvirajo iz atmosfere ter jih najdemo v vseh vodah, ki so izpostavljene zraku, medtem ko je izvor metana (CH₄), amonijaka (NH₃) ter vodikovega sulfida (H₂S) razgradnja organskih snovi, zato je potrebno večjo pozornost nameniti varnostnim ukrepom za zdravje.

Predhodno omenjene pline lahko določamo z naslednjimi metodami:

- SIST EN ISO 6974:2005 Določanje sestave z določeno negotovostjo s plinsko kromatografijo – 6. del Določanje vodika, helija, kisika, dušika, ogljikovega dioksida in C1 do C8 ogljikovodikov z uporabo treh kapilarnih kolon;
- Metan: SIST EN ISO 25139:2011 Emisije nepremičnih virov – Ročna metoda za določanje koncentracije metana s plinsko kromatografijo (Roš, 2015).

Kovine

Večina vod vsebuje težke kovine, kot so živo srebro (Hg), cink (Zn), nikelj (Ni), svinec (Pb), železo (Fe), krom (Cr), kadmij (Cd), baker (Cu) in mangan (Mn). Večina omenjenih kovin je v nizkih koncentracijah potrebna za rast živih bitij, medtem ko je na drugi strani prisotnost teh kovin v višjih koncentracijah odgovorna tudi za onesnaževanje okolja. Povišane koncentracije omenjenih kovin so lahko toksične, zato je potrebno nadzorovano spremljati njihovo koncentracijo v procesih obdelave odpadne vode.

Metode, ki jih lahko uporabljamo za določanje kovin:

- SIST EN ISO 17294-1:2007 Uporaba induktivno sklopljene plazme z masno selektivnim detektorjem (ICP-MS) – 1.del. Splošne smernice;
- SIST EN ISO 17294-2:2007 Uporaba induktivno sklopljene plazme z masno selektivnim detektorjem (ICP-MS) – 2.del. Določevanje 62 elementov. (Roš, 2015).

Meritve vsebnosti organskih spojin

Organske spojine večinoma vsebujejo kisik, vodik, dušik, fosfor, žveplo in ogljik. V odpadni vodi so organske spojine sestavljene iz olja in maščob (8-12 %), ogljikovih hidratov (25-50 %) ter proteinov (40-60 %). (Roš, 2015) Sečnino, katera se hitro razgradi, najdemo samo v sveži odpadni vodi.

V okviru analiz organskih spojin v odpadni vodi so najbolj pogosto uporabljane naslednje tri analize:

- biokemijska potreba po kisiku (BPK) in
- kemijska potreba po kisiku (KPK),
- celokupni organski ogljik (TOC).

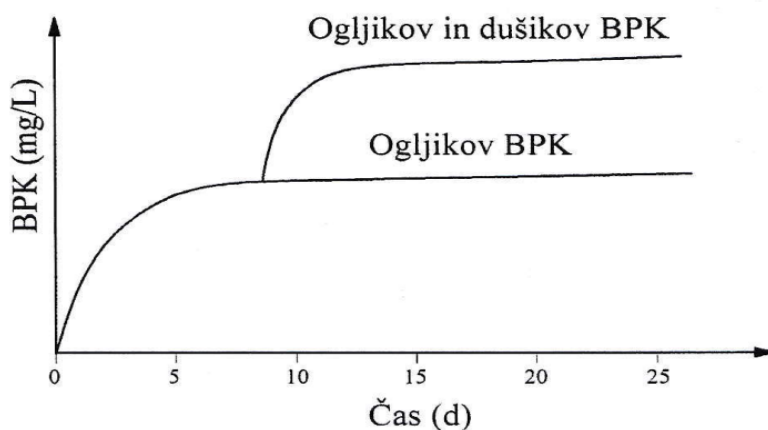
Biokemijska potreba po kisiku

Biokemijska potreba po kisiku je množina kisika, ki je potrebna za oksidacijo razgradljivih organskih snovi s pomočjo mikroorganizmov. (Roš, 2015) Biokemijski potrebi po kisiku v 5 dneh (BPK₅) določimo množino kisika, ki je potrebna za biološko razgradnjo vzorca v 5 dneh. Biokemijska potreba po kisiku (BPK) je merilo za onesnaženost odpadnih voda z razgradljivimi organskimi snovmi ter z njim določamo onesnaženost v obliki kisika, katerega mikroorganizmi pri razgradnji porabijo. Standardna metoda za BPK₅ je, da vzorec inkubiramo pri 20°C v Winklerjevih stekleničkah ter na začetku in koncu inkubacije določimo raztopljeni kisik. Kisik določamo kemijsko ali elektrokemijsko s kisikovo elektrodo. Razlika vsebnosti kisika na začetku in koncu inkubacije nam pove BPK. Standardni čas inkubacije je 5 dni. Vzorce bolj onesnaženih površinskih vod ter odpadnih vod pripravimo tako, da vzorce redčimo, medtem ko pri malo onesnaženih površinskih vodah vzorcev ni potrebno redčiti. (Roš, 2015)

Metode, ki se uporabljajo za določanje, so:

- SIST EN 1899-1:2000 Določanje biokemijske potrebe po kisiku po n dneh (BPK_n) – 1.del Metoda razredčevanja in cepljenja z dodatkom alitiosečnine,
- SIST EN 1899-2:2000 Določanje biokemijske potrebe po kisiku po n dneh (BPK_n) – 2.del Metoda za nerazredčene vzorce,
- SIST EN ISO 10707:1998 Vrednotenje t.i. končne biokemijske potrebe po kisiku – preskus v zaprtih steklenicah, in
- SIST ISO 10708:1997 Vrednotenje popolne aerobne biološke razgradljivosti organskih snovi v vodnem okolju – Določevanje biokemijske potrebe po kisiku z dvofaznim preskusom v zaprtih steklenicah. (Roš, 2015).

Analizo biokemijske potrebe po kisiku lahko izvajamo več tednov pri temperaturi 20°C za specifično odpadno vodo. Takšna analiza da krivuljo, ki jo imenujemo krivulja biorazgradljivosti (Slika 8).



Slika 6: Krivulja biorazgradljivosti

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

Kot vidimo na sliki 8, je krivulja biorazgradljivosti sestavljena iz ogljikovega in dušikovega BPK ter ogljikovega BPK, ki skupaj tvorita krivuljo BPK. Krivulja kaže biorazgradljivost ogljikovih spojin, ki se razgradijo v določenem času pri temperaturi 20°C ter pri tem porabljajo kisik do 21 dni. Nitrifikacija postane pomembna v neobdelani odpadni vodi v času 8 – 10 dni, medtem ko se nitrifikacija v iztoku delno prečiščene vode začne po nekaj dneh.

Metodi za določanje biorazgradljivosti sta:

- SIST ISO 14592-1:1010 Vrednotenje aerobne biorazgradljivosti organskih spojin pri nizkih koncentracijah – 1.del: Šaržni preskus s stresanjem steklenic s površinsko vodo ali suspenzijami površinske vode in usedlin,
- SIST ISO 14592-2:1010 Vrednotenje aerobne biorazgradljivosti organskih spojin pri nizkih koncentracijah – 2.del: Pretočni rečni sistem s pritrjeno biomaso. (Roš, 2015).

Kemijska potreba po kisiku

Kemijska potreba po kisiku (KPK) je merilo za organsko onesnaževanje v odpadnih vodah. (Roš, 2015) Organske nečistoče določimo tako, da jih pri določenih pogojih oksidiramo ter na osnovi porabe oksidanta izračunamo količino organskih snovi. S kemijsko potrebo po kisiku določimo celokupne organske snovi razen biološko inertne organske snovi ter biološko razgradljive snovi, ki jih na ta način ne moremo ločiti. Za določanje kemijske potrebe po kisiku se največ uporablja kalijev dikromat ($K_2Cr_2O_7$), ki ima zelo dobre oksidacijske lastnosti, enostavnost določitve prebitka ter uporabnost za širok nabor vzorcev. Metoda, ki se uporablja za določanje KPK, je standard SIST ISO 6060:1996 Določanje kemijske potrebe po kisiku. (Roš, 2015).

Celokupni organski ogljik

Celokupni organski ogljik (TOC) je metoda, ki neposredno meri količino organskega onesnaženja. (Roš, 2015) Analizo izvajamo tako, da v vzorcu pomerimo s TOC analizatorjem celotno količino ogljika, anorganskega in organskega ter nato določimo samo anorganski del ter iz nastale razlike izračunamo vsebnost organskega ogljika. Prednost merjenja TOC je v njenem kratkem času. Rezultati meritev so pridobljeni v 5 – 10 minutah. Zelo hitro lahko ocenimo tudi ostale parametre onesnaženja, če poznamo razmerja med TOC in BPK ali KPK. (Roš, 2015)

Standardni metodi, ki se uporabljata za določitev TOC, sta:

- SIST EN 1484:1998 Navodila za določanje celokupnega organskega ogljika (TOC) in raztopljenega organskega ogljika (DOC),
- SIST ISO 8245:2000 Smernice za določanje celokupnega organskega ogljika (TOC) in raztopljenega organskega ogljika (DOC). (Roš, 2015)

3.3 Biološke lastnosti

Biološke lastnosti odpadne vode nam pomagajo določiti ter nadzorovati patogene organizme, katerih izvor je človek. V površinskih in odpadnih vodah najdemo naslednje skupine mikroorganizmov, kot so glive, bakterije, praživali, mikroskopske rastline in živali ter viruse. Bakterije, glive ter praživali so koristne pri biološkem čiščenju odpadnih vod. Prisotnost patogenih organizmov ali indikatorskih bakterij v odpadni vodi določamo z bakteriološko analizo.

Bakterije spadajo med enocelične prokariotske organizme, njihova notranjost je sestavljena iz koloidne suspenzije proteinov, ogljikovih hidratov ter citoplazme, ki vsebuje ribonukleinsko kislino (RNK), katere namen je sinteza proteinov. V citoplazmi se nahaja tudi deoksiribonukleinska kislina (DNK), ki vsebuje informacije, pomembne za reprodukcijo celičnih komponent (Roš, 2015).

Glive so heterotrofni, nefotosintezni in večcelični evkarionti. Plesni ali "prave glive" tvorijo hife (mikroskopske enote), ki sestavljajo nitaste tvorbe oziroma micelij. Enocelične glive, ki niso sposobne tvoriti micelija, imenujemo kvasovke. Glive najbolje rastejo pri nizki relativni vlažnosti, nizkih vsebnostih dušika ter nizki vrednosti pH. (Roš, 2015).

Praživali so gibljivi mikroskopski evkarionti. Večina jih je aerobnih heterotrofov, najdemo tudi anaerobne heterotrofe ter na zrak tolerantne anaerobne heterotrofe. So večje kot bakterije, ki jih lahko uporabljajo kot hrano in vir energije. Na iztoku bioloških čistilnih naprav najdemo

praživali, ki sodelujejo kot čistilci, ker se hranijo z odmrliimi bakterijami ter izboljšajo bistrrost vode. (Roš, 2015)

Indikatorske bakterije

Zaradi izločkov človeka in živali se pojavljajo patogeni organizmi v odpadnih vodah. Patogeni mikroorganizmi, ki se nahajajo v vodi, lahko povzročajo bolezni, kot so paratifus, diareja, kolera, tifus in griža. Patogene mikroorganizme je težko izolirati in ločevati, ker so prisotni v majhnem številu. V vzorcu določamo tri različne parametre, ki se nanašajo na bakterijsko sestavo: celotne oziroma celokupne koliformne bakterije (TC), fekalne koliformne bakterije (FC) in fekalne streptokoke (FS). Indikatorske bakterije v vzorcu določamo s štejetjem na 1 mL. (Roš, 2015)

Metode, ki se uporabljajo za določanje indikatorskih bakterij, so:

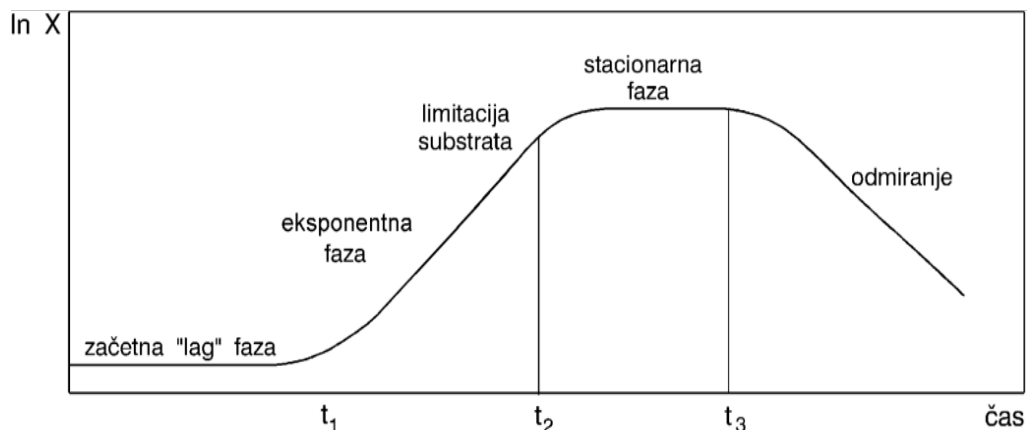
- SIST EN ISO 9308-1:2001/AC:2009 Ugotavljanje prisotnosti in števila *Escherichia coli* in koliformnih bakterij – 1.del: Metoda membranske filtracije,
- SIST EN ISO 9308-2:1998 Ugotavljanje prisotnosti in števila koliformnih organizmov, termotolerantnih koliformnih organizmov in verjetne *Escherichia coli* – 2.del: Metoda z več epruветami (najbolj verjetno število),
- SIST EN ISO 9308-3:1999/AC:2000 Ugotavljanje prisotnosti in števila *Escherichia coli* in koliformnih bakterij v površinskih in odpadnih vodah – 3.del: Metoda z miniaturizacijo (najbolj verjetno število) z inokulacijo v tekoče gojišče. (Roš, 2015)

Bakterijska rast

Rast različnih mikroorganizmov v obliki pritrjenih ali suspendiranih kosmov ali v filmu je zelo zapletena. Rast bakterijskih celic poteka tako, da se celice delijo v dve identični celici, kar imenujemo tudi celični cikel. Čas, ki je potreben za delitev, imenujemo tudi generacijski čas bakterij. Generacijski čas je odvisen od pogojev za rast ter vrste bakterij.

Kinetika rasti mikroorganizmov

Z bakterijami cepimo pripravljen medij, ki vsebuje omejeno količino hranil. Zaradi porabe hranil ter kopičenja odpadnih produktov bakterij se sestava medija konstantno spreminja, kar vpliva na kinetiko njihove rasti. Sestava vsake posamezne odpadne vode je različna, zato je potrebno za vsako posebj določiti kinetiko rasti mikroorganizmov.



Slika 7: Krivulja rasti bakterijske kulture

Vir: Povzeto in prirejeno po Pavko in sod., 2002

Na sliki 7 je krivulja rasti bakterijske kulture v šaržnem procesu, ki jo lahko razdelimo na naslednje faze:

1. Faza prilagajanja (lag faza): hitrost rasti (μ) je praktično nič. Faza sledi takoj po inokulaciji. Število bakterij se v tej fazi ne spreminja zaradi prilagajanja bakterij na novo okolje predvsem zaradi razlik v pH in koncentraciji hranil. Dolžina faze prilagajanja je odvisna tudi od fiziološkega stanja celic v vcepku.
2. Faza pospešene rasti: celice so se prilagodile na novo okolje in se v tej fazi začnejo eksponentno razmnoževati ($\mu < \mu_{max}$). Koncentracija biomase začne naraščati.
3. Faza upočasnjene rasti: zaradi pomanjkanja hranil, omejene količine kisika ter nakopičenja metabolitov (zavirajo rast) bakterije upočasnijo svojo rast ($\mu < \mu_{max}$).
4. Stacionarna faza rasti: faza nastopi, ko koncentracija biomase ne narašča več in ostaja konstantna. Vzrok so nastale razmere v gojišču, saj začne primanjkovati hranil, koncentracija metabolitov pa se poveča, kar privede do tega, da je hitrost rasti enaka hitrosti odmiranja celic. Zato se v tem delu koncentracije biomasa ustali.
5. Faza odmiranja: To fazo imenujemo tudi faza upadanja, pri kateri hitrost rasti ne presega več procesa odmiranja celic. Vzrok za fazo odmiranja so v šaržnih pogojih pomanjkanje hranil, avtolitični procesi, sproščanje ali sinteza strupenih metabolitov.

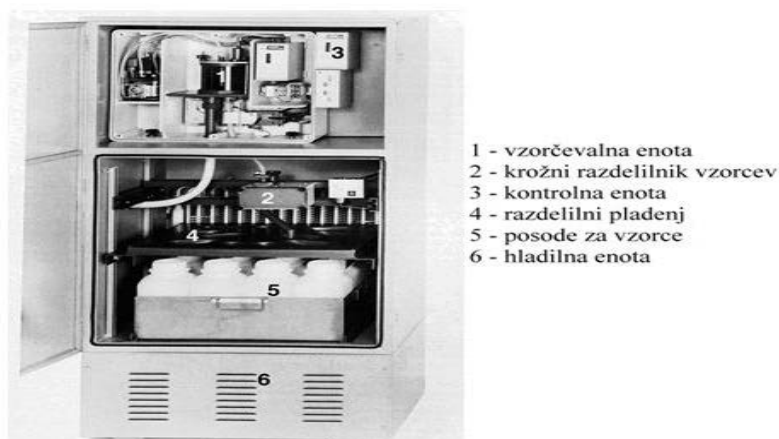
3.4 Vzorčenje odpadnih vod

Z vzorčenjem odpadnih voda želimo zagotoviti reprezentativni vzorec vode za njeno karakterizacijo, z njo pa ugotoviti učinkovitost sistemov čiščenja odpadnih vod. Osnovni namen vzorčenja je ta, da je odvzeti vzorec reprezentativni predstavnik celokupne odpadne vode, ki smo jo vzorčili. Določitev mest in metodologija vzorčenja sta zelo pomembni, saj predstavljata le majhen del toka odpadne vode. Z vzorčenjem lahko naredimo napake zaradi napačnega načina zajemanja vzorca (pretok ni konstanten), napačno določenega odvzemnega mesta, skladiščenja in kozerviranja vzorcev (vpliv na npr. biorazgradljivost, BPK_5 , KPK) ter zaradi hitrega razpada nekaterih snovi (npr. H_2S) tudi napačno analizo vode.

Odvzeti vzorec odpadne vode je del toka odpadne vode, ki se jemlje v točno določenem časovnem obdobju, na točno določenem odvzemnem mestu ter na določen način. Za učinkovito vzorčenje je potrebno določiti način, kako se bodo vzorci zajemali, njihova količina, katero bo odvzemno mesto, metode zbiranja vzorca in analize, katere bomo izvedli pri vzorcu odpadne vode. Osnova za kakovostno kontrolo procesa je učinkovit program, in sicer standard SIST-ISO 5667 Kakovost vode - Vzorčenje - 3. del: Konzerviranje in ravnanje z vzorci vode.

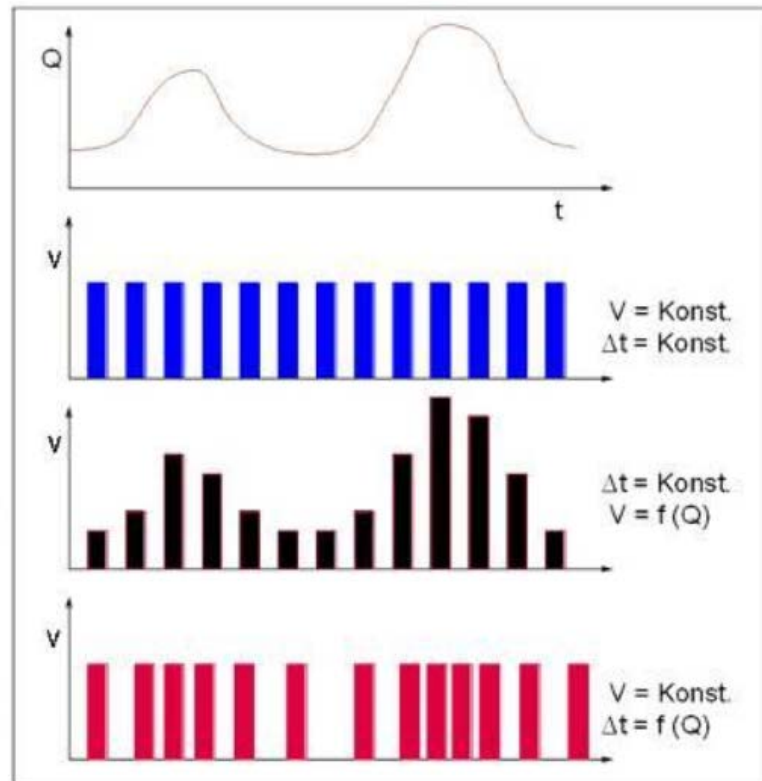
Glede na izvedbo načina vzorčenja ločimo vzorce:

- naključni (trenutni) vzorec; je vzorec, ki ga zajamemo ročno, za njega se odločimo, če želimo na hitro pridobiti podatke o toku odpadne vode. Naključni vzorci so namenjeni določanju različnih vodnih tokov v določenem časovnem obdobju ter so primerni za analize nestabilnih parametrov (indikator bakterij, pH, vsebnost raztopljenega kisika),
- sestavljeni (kompozitni) vzorec: je pripravljen iz različnih naključnih vzorcev za določeno časovno obdobje (npr. 24 ur). Zajemamo ga z ročnim ali avtomatskim načinom. Sestavljeni vzorci vključujejo dve vrsti vzorcev, in sicer časovno sorazmerne vzorce in pretočno sorazmerne vzorce:
 - časovno sorazmerni vzorec: je vzorec, ki ga zajememo v enakem volumnu v enakem časovnem obdobju. Tak vzorec je primeren za tokove, ki niso močno spremenljivi (npr. aktivno blato iz prezračevalnika). Vzorec zajemamo z ročnim ali avtomatskim načinom. Lahko izračunamo frekvenco vzorčenja in volume posameznega naključnega vzorca:
 - $\text{število vzorcev/dan} = 24\text{h/dan} \times \text{število vzorcev/h}$
 - $\text{povprečni volumen posameznega vzorca} = \text{volumen sestavljenega vzorca} / \text{število naključnih vzorcev}$
 - pretočno sorazmerni vzorec: je vzorec iz ciljno različnih volumnov naključnih vzorcev glede na pretok, katerega izmerimo pred izvedbo vzorčenja. (Roš in Zupančič, 2010)



Slika 8: Vzorcevalnik odvzema pretočno proporcionalnih vzorcev odpadne vode

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš in Zupančič, 2010



Slika 9: Časovno in pretočno vzorčenje odpadne vode

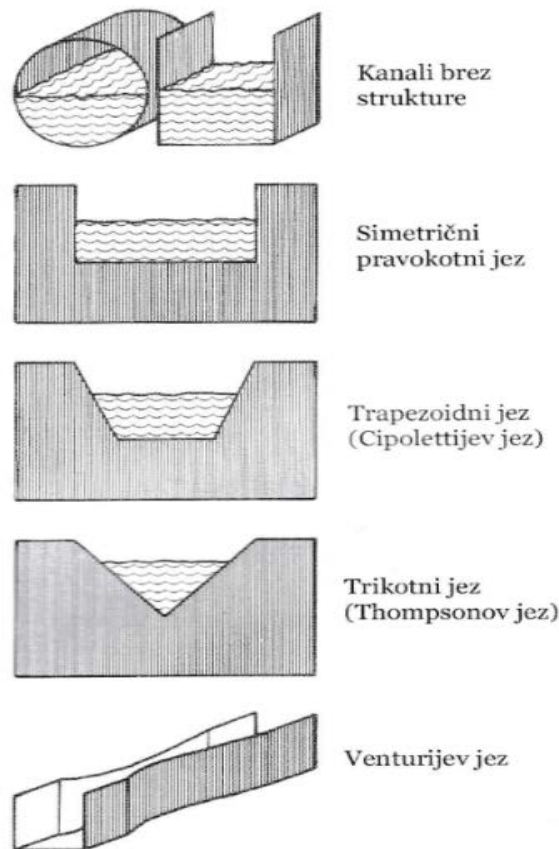
Vir: Povzeto in prirejeno po Roš in Zupančič, 2010

3.5 Merjenje pretoka odpadne vode

Količino pretečene odpadne vode določamo na osnovi merjenja pretoka v določenem časovnem obdobju. Za merjenje pretoka je treba upoštevati različne parametre, kot so:

- količina odpadne vode,
- vrsta odpadne vode,
- izvajalec merjenja pretoka odpadne vode,
- način merjenja,
- mesto merjenja in
- kvalificirana in kalibrirana oprema in instrumenti za merjenje pretoka odpadne vode.

Poznamo dva modela transporta odpadne vode ter dva načina merjenja pretoka. Prvi je merjenje pretoka v odprtih kanalih, kjer je voda izpostavljena atmosferi, v tem primeru je pretok (Q) funkcija globine vode v kanalu: $Q = f(h)$. Drugi je merjenje pretoka v zaprtih sistemih, kjer je tekočina v cevi običajno polna, pretok je odvisen od hitrosti toka v cevi: $Q = f(v)$. Večina odpadne vode se odvaja v odprtih kanalih. Poznamo tri vrste odprtih merilnih sistemov, in sicer Venturijevi jezovi, pregrade (jezovi) in talni jez (nivo vode je višja od nivoja jez).



Slika 10: Različne oblike standardnih pregrad za merjenje pretoka v odprtih kanalih

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš in Zupančič, 2010

Za učinkovito izvedbo merjenja pretoka na kanalih in jezovih brez konstrukcije je potrebno upoštevati:

- a) izvedba merjenja na jezovih:
 - razlika v višini med površino vode ter jezom ne sme biti manjša kot 5 cm;
 - debelina pregrade jezov je 4 mm, debelina roba pa približno 1 mm;
- b) izvedba merjenja v odprtem kanalu:
 - višina nivoja od 5 do 180 cm;
 - kanal ter dotok vode morata imeti navpične stene;
 - pred in v kanalu ne sme biti kakršnih koli ovir, ki lahko vplivajo na dotok vode.

(Roš in Zupančič, 2010)

3.6 Monitoring odpadnih vod

Monitoring pomeni kontinuirno spremljanje ter nadzorovanje kakovosti odpadne vode. Pri emisijskem monitoringu odpadnih vod spremljamo in nadziramo emisije, ki izhajajo iz okolja (npr. industrijska odpadna voda). Namen monitoringa je nadziranje kakovosti in količine industrijske odpadne vode, pridobivanje informacije za vzpostavitev novega čistilnega sistema, nadziranje delovanja čistilne naprave ter spremljanje onesnaženosti industrijske vode, na

osnovi katere se izračunavajo okoljske dajatve za onesnaženje okolja. Monitoring odpadnih vod vključuje vzorčenje, merjenje količine odpadne vode, merjenje pH in temperature, merjenje plinov, fizikalne, biološke in kemijske lastnosti odpadne vode in analiziranje vrednosti emisije snovi. Glede na posamezno odpadno vodo se odločimo, katere parametre bomo v sklopu monitoringa preverjali. Poznamo tudi osnovne in dodatne parametre onesnaževanja. Pri osnovnih parametrih onesnaževanja spremljamo pH, temperaturo, neraztopljene snovi, usedljive snovi, kemijsko potrebo po kisiku (KPK) ter biokemijsko potrebo po kisiku v 5 dneh (BPK₅). Dodatno se lahko preverjajo parametri onesnaževanja snovi, ki vplivajo na kemijske lastnosti po izlitju v vodotok, ter strupene snovi, ki vplivajo na biokemijsko razgradnjo odpadne vode. V primeru analize odpadne vode proizvodnje farmacevtskih učinkovin bi se poleg analiz osnovnih parametrov odločili za izvedbo še nekaterih drugih analiz, kot so npr. kovine (cink, živo srebro, kositer, nikelj,...), dušikove spojine (nitrit, nitrat, celotni dušik,...), fenolne spojine, lahkoahlapne aromatske ogljikovodike (BTX), adsorbiljive organske halogene (AOX), lahkoahlapne halogenirane ogljikovodike (LKCH), anionske in neionske tenzide, itd.

4 ČIŠČENJE ODPADNIH VOD

Čiščenje odpadne vode je proces, pri katerem odpadno vodo očistimo onesnažil do te mere, da izpolnjujejo zahtevane mejne vrednosti in jih lahko izpustimo nazaj v okolje. Očiščena odpadna voda mora biti kakovostna, varna in skladna s slovensko zakonodajo. Pri čiščenju odpadne vode uporabljamo različne kombinacije postopkov čiščenja, ki zagotavljajo kakovost očiščene odpadne vode.

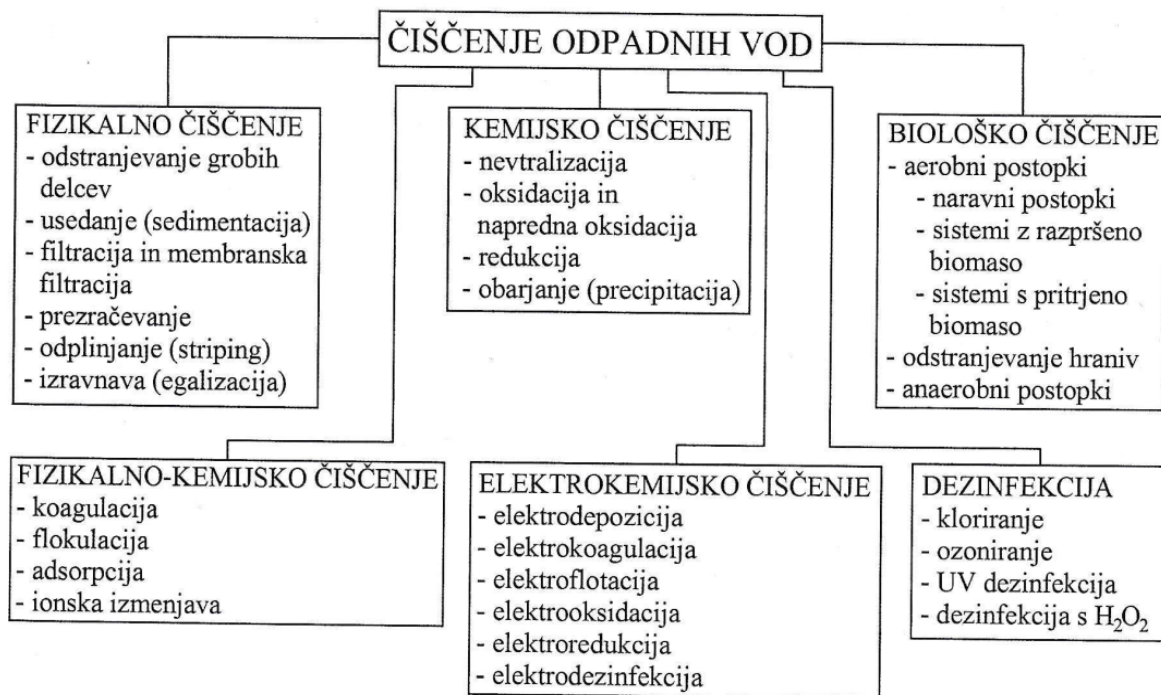
Namen čiščenja odpadne vode je:

- iz odpadne vode pridobiti stabilne oksidirane končne produkte, ki jih lahko odvajamo nazaj v okolje brez vplivov na okolje,
- da izvajamo process čiščenja odpadne vode v skladu z zakonodajo,
- da pridobimo koristne sestavine ter vodo recikliramo,
- da poskrbimo za varčen in hiter postopek očiščanja odpadne vode.

Zaradi različnih izvirov nastanka odpadne vode (komunalna, farmacevtska, tekstilna, industrijska, komunalna odpadna voda) uporabljamo različne postopke čiščenja glede na posamezno vrsto odpadne vode.

Glede na postopke čiščenja delimo čiščenje odpadne vode na:

- fizikalne postopke,
- fizikalno – kemijske postopke,
- kemijske postopke
- biološke postopke
- elektrokemijske postopke in
- dezinfekcijo.



Slika 11: Postopki čiščenja odpadnih vod

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

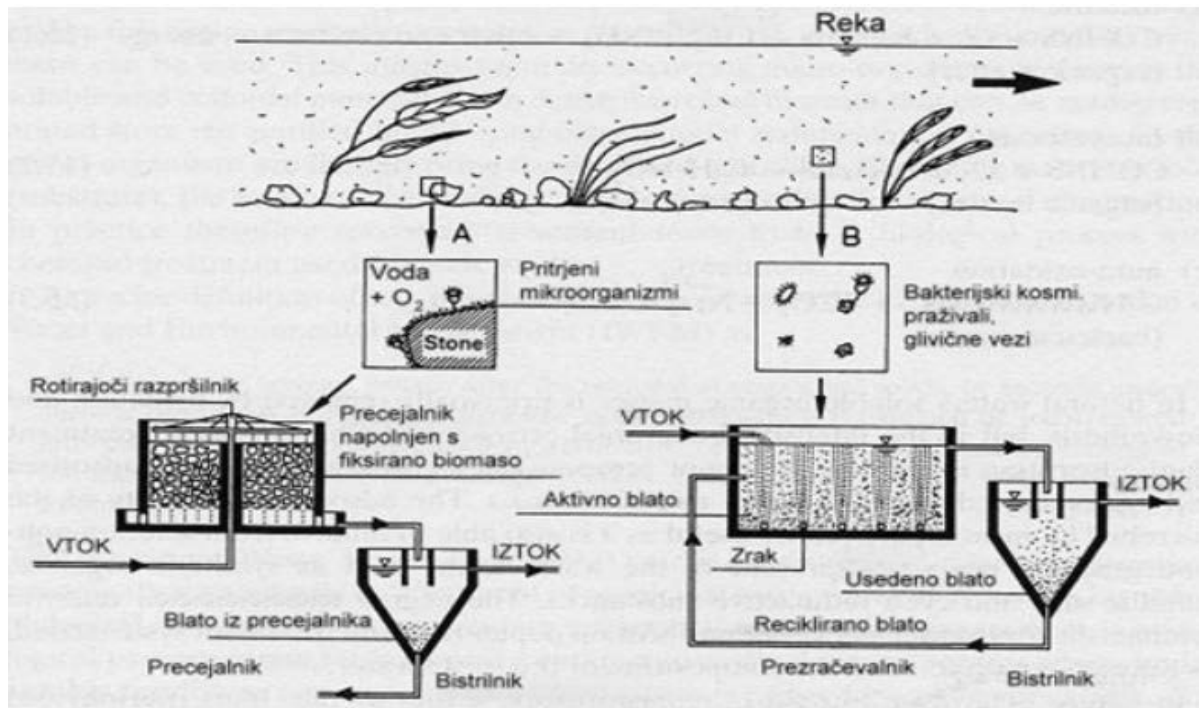
4.1 Biološko čiščenje odpadne vode

Biološko čiščenje temelji na razgradnji organskih snovi pri določenih pogojih s pomočjo mikroorganizmov. Pred izvedbo biološkega čiščenja je potrebno izvesti predhodno mehansko obdelavo posamezne odpadne vode, zato poznamo biološko čiščenje tudi kot sekundarno čiščenje.

Postopke biološkega čiščenja delimo na:

- Aerobno čiščenje:
 - naravni postopki: lagune in rastlinske čistilne naprave,
 - sistemi z razpršeno biomaso: pretočni sistem z aktivnim blatom in šaržni biološki sistem (SBR),
 - sistemi s pritrjeno biomaso: precejalniki, rotirajoči biološki kontaktorji in biofiltri.
- Odstranjevanje hranil:
 - nitrifikacija,
 - denitrifikacija,
 - odstranjevanje fosforjevih spojin.
- Anaerobni postopki:
 - greznice,
 - lagune,
 - postopki z aktivnim blatom,

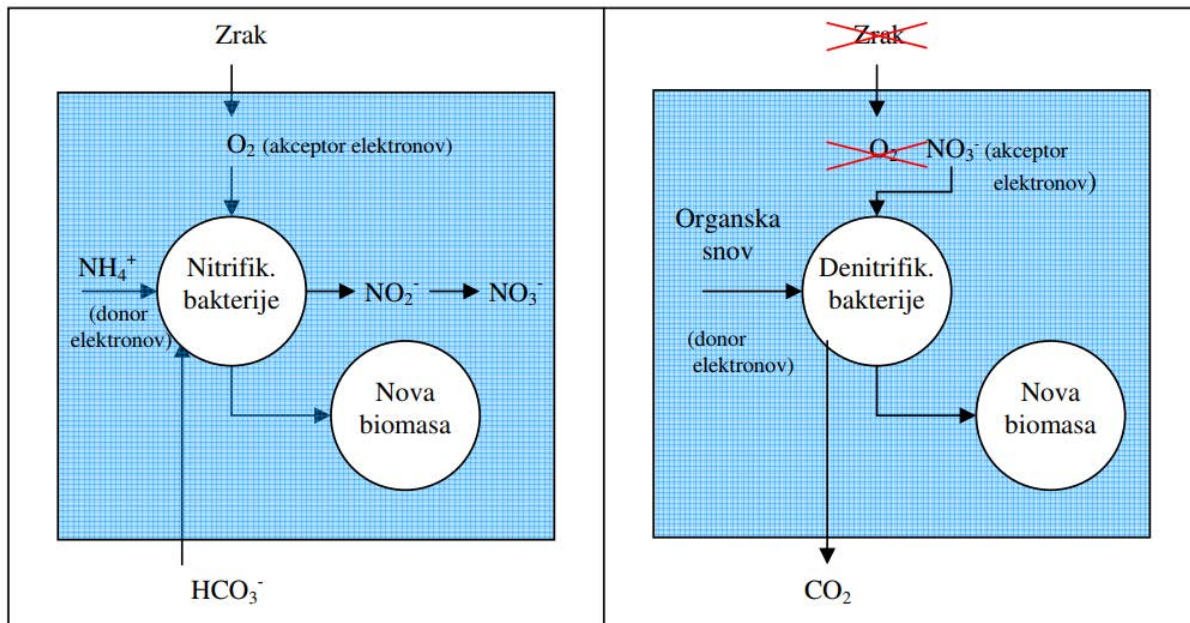
- gnilišča.
- Sodobnejši postopki:
 - postopek MBBR – reaktor s plavajočimi nosilci biomase,
 - postopek MBR – membranski biološki reaktor. (Roš, 2015)



Slika 12: Prikaz dveh bistvenih vrst biološkega čiščenja

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

V reaktor pri aerobnih pogojih (mikroorganizmi uporabljajo kot akceptor elektronov raztopljeni kisik) dovajamo kisik oz. zrak, ki ga za razgradnjo organskih snovi porabljajo bakterije. Proces nitrifikacije, kjer prevladujejo avtotrofne bakterije, se prične pri aerobnih pogojih. V odpadni vodi, v kateri je amoniak, se oksidira do nitrita in naprej v nitrat. Denitrifikacija poteka s pomočjo heterotrofnih bakterij brez prisotnosti kisika, in sicer pri anoksičnih pogojih (mikroorganizmi uporabljajo kot akceptor elektronov nitritni (NO_2^-) in nitratni dušik (NO_3^-)). Heterotrofne bakterije reducirajo nitrat ob prisotnosti organske snovi v dušikov plin. Za učinkovito izvedbo biološkega čiščenja moramo zagotoviti ustrezno količino kisika za mikroorganizme pri aerobnih pogojih (nad 2 mg/L), ustrezno pH vrednost (8 – 9), ustrezno temperaturo (20 – 23°C), ustrezno koncentracijo biomase in hranil. Proces biološkega čiščenja lahko poteka v čistilnih sistemih s pritrjeno ali razpršeno biomaso. (Kurbus, 2008)



Slika 13: Biokemijska razgradnja anorganskih snovi pri aerobnih pogojih (levi del slike) in organskih snovi pri anoksičnih pogojih (desni del slike)

Vir: Povzeto in prirejeno po Kurbus, 2008

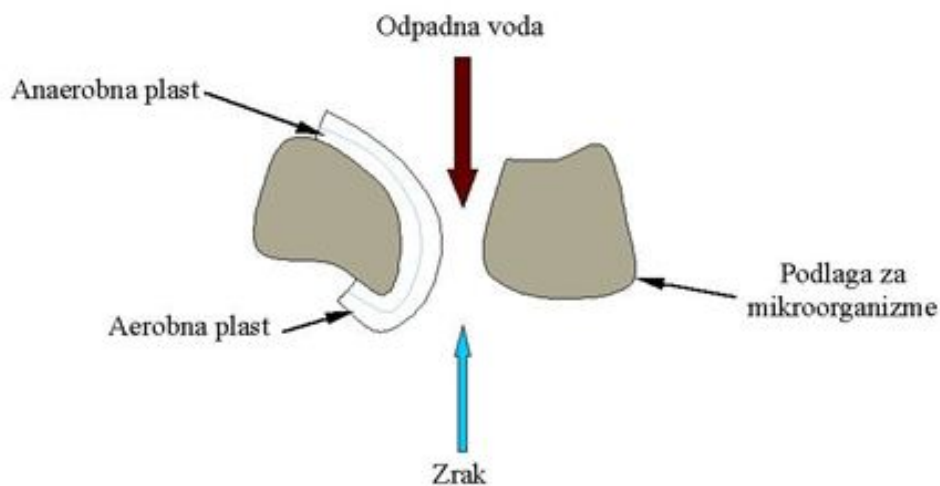
4.2 Biološko čiščenje s pritrjeno maso

Poznamo različne sisteme, pri katerih biomasa ni razpršena, ampak je pritrjena na določene nosilce. Z vnašanjem zraka z mehanskimi prezračevalniki pri biološkem čiščenju z aktivnim blatom dosežemo potrebno koncentracijo kisika v odpadni vodi, da lahko poteka razgradnja bioloških snovi. Enak cilj lahko dosežemo z bioreaktorji s pritrjeno biomaso, ki omogočajo stik odpadne vode z mikroorganizmi. Uporabljajo se pri tem različne trdne podlage, na katere so pritrjeni mikroorganizmi (ogljje, koks, keramika, steklo, itd...). Bistveno za nosilce je, da so dovolj porozni, omogočajo lahko pritrditev biomase nanje ter imajo veliko specifično površino.

V to kategorijo uvrščamo:

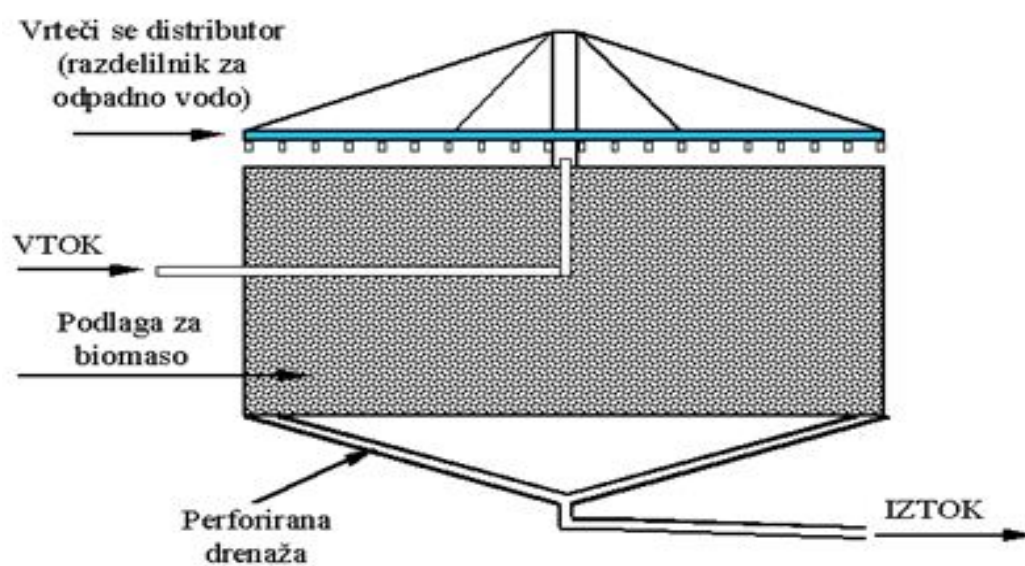
- biofiltre,
- rotirajoči biološke kontaktorje in
- precejalnike.

V precejalnikih poteka proces tako, da se odpadna voda preceja skozi podlogo z mikroorganizmi (bakterije), ki kot hranilo za svojo rast uporabljajo organske snovi iz odpadne vode. Podlogo v takih precejalnikih, ki jo prerastejo bakterije, imenujemo biofilmi. Sestavljajo ga aerobne in anaerobne bakterije. Površinsko stran biofilma sestavljajo aerobne, medtem ko notranjo anaerobne bakterije. Pretok odpadne vode poteka pri precejalnikih od njegove površine proti dnu preko poraščene podlage z bakterijami. Tako obdelana odpadna voda nato prehaja v bistrilnike, v katerih se biomasa poseda na dno, obdelana voda pa prehaja v iztok. (Roš, 2015)



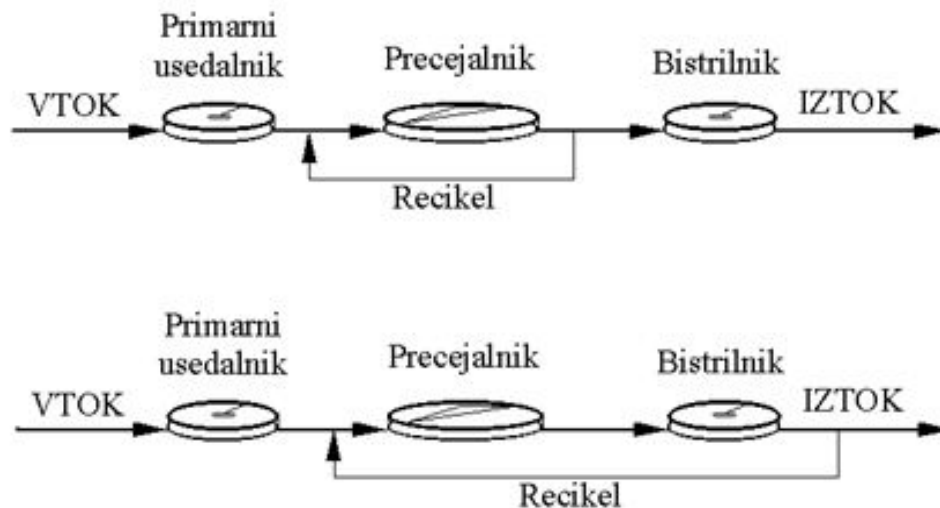
Slika 14: Mehanizem čiščenja s fiksiranimi mikroorganizmi

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015



Slika 15: Prikaz precejalnika

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015



Slika 16: Izvedbe procesa biološkega čiščenja

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

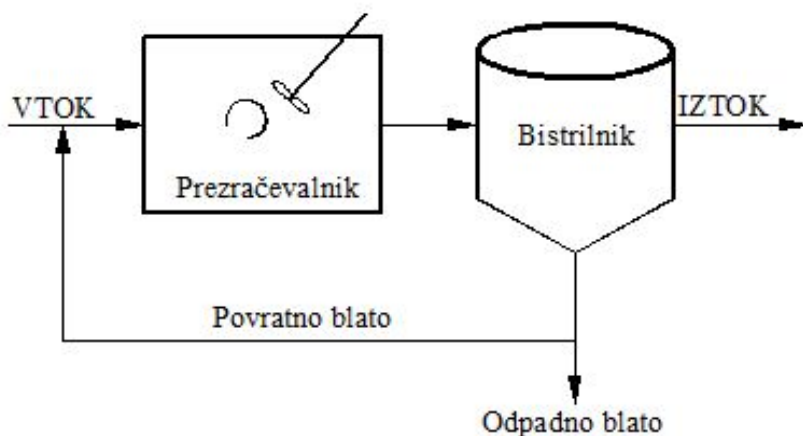
Precejalniki so narejeni na hidravlično obremenitev med 1 - 40 m³/m²dan. (Roš, 2015)

4.3 Biološko čiščenje z razpršeno biomaso

Biomasa je pri biološkem čiščenju z razpršeno biomaso suspendirana v prezračevalnem reaktorju, pri aerobnih pogojih, poznane pod imenom čistilne naprave z aktivnim blatom. Konvencionalni biološki proces čiščenja odpadnih vod je osnovni proces čiščenja z aktivnim blatom, kjer je sistem zgrajen iz enega ali več prezračevalnikov in bistrilnika. Odpadna voda teče v prezračevalni bazen, ki je napolnjen z aktivnim blatom. Odpadna voda odteka navpično v usedalnik, kjer poteka ločevanje suspendiranih snovi od očiščene vode po reakciji v prezračevalniku. Suspenzija aktivnega blata se nato vrača ponovno v prezračevalnik. Zaradi nenehnega razmnoževanja mikroorganizmov je potrebno kontinuirno odstranjevati odvečno aktivno blato. Hitro usedanje aktivnega blata dosežemo pri idealnih razmerah, kjer se mikroorganizmi med sabo povezujejo v večje kosme in se posledično zaradi tega hitreje usedajo. V tem procesu lahko za doseganje večje kakovosti očiščene odpadne vode uporabimo še membransko tehnologijo, ki nam omogoča odstranjevanje preostalega deleža suspendiranih snovi v iztoku.

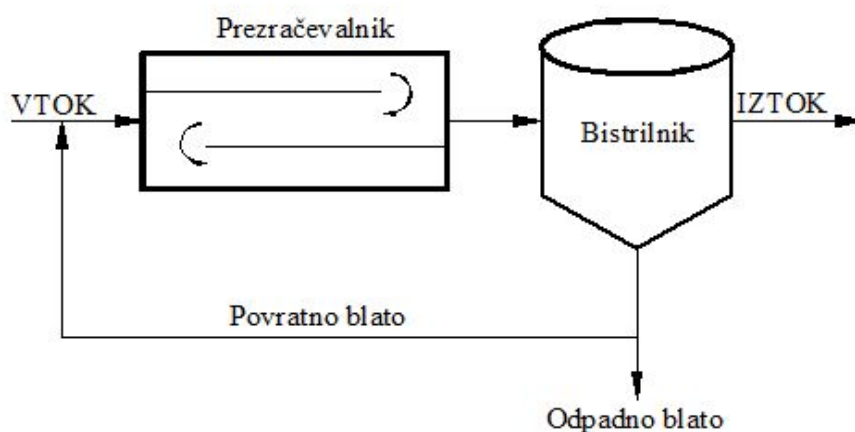
Biološke sisteme z razpršeno biomaso delimo na:

- konvencionalni sistem z aktivnim blatom (s postopnim dovajanjem, s popolnim premešanjem, itd...) in
- šaržni biološki reaktor, v katerem potekajo vse faze. (Kurbus, 2008)



Slika 17: Proces biološkega čiščenja aktivnega blata s popolnoma premešanim reaktorjem

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015



Slika 18: Proces biološkega čiščenja z aktivnim blatom s čepastim tokom

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš, 2015

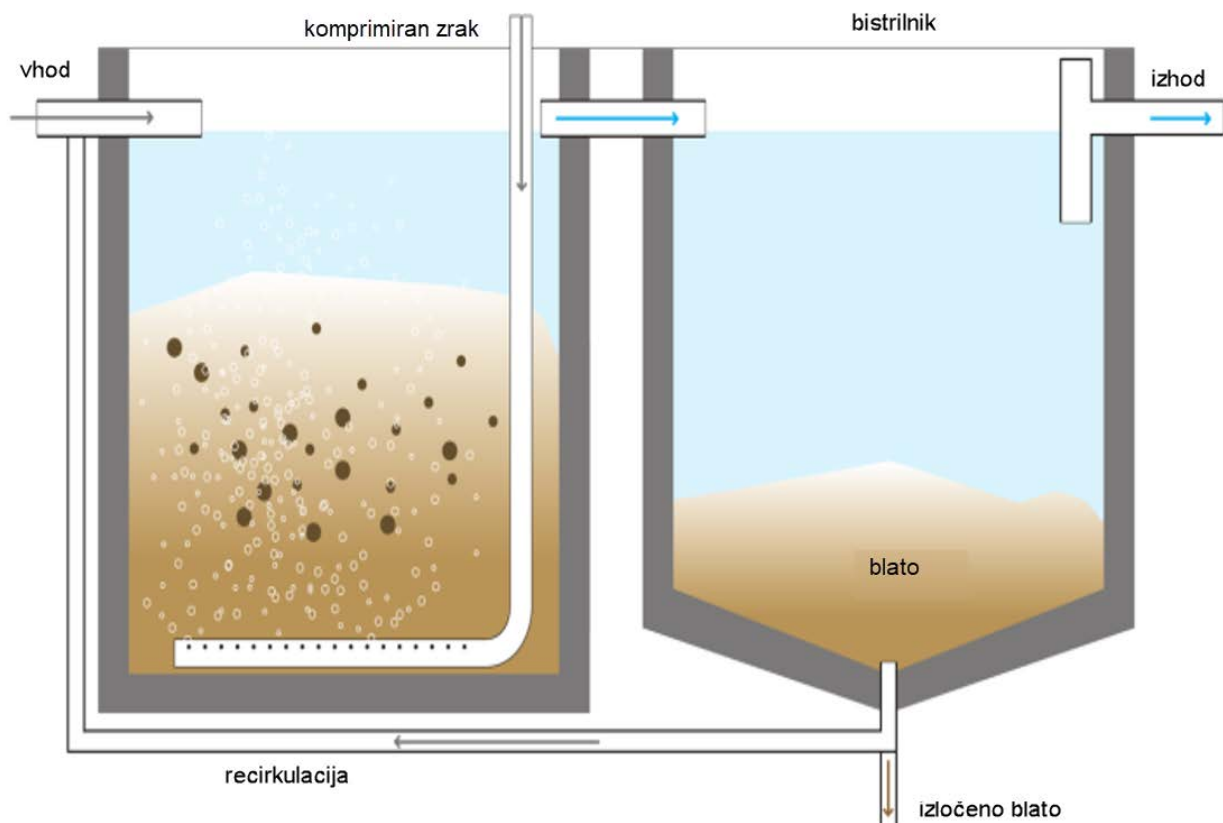
4.4 Aktivno blato

Proces biološkega čiščenja odpadnih voda se izvaja z aktivnim blatom, ki ga sestavljajo različni mikroorganizmi. V primeru aktivnega blata je to mešanica bakterij, praživali, gliv ter mnogoceličarjev. Največji delež predstavljajo bakterije, ki za svoj metabolizem porabljajo kot substrat organske ogljikove in dušikove spojine ter jih pretvarjajo v manj kompleksne snovi in novo biomaso. Odstranjevanje organskih snovi iz odpadne vode izvajajo bakterije, ki pri tem rastejo, se razmnožujejo ter tvorijo granule ali kosme. Katere bakterije prevladajo v določeni odpadni vodi, je odvisno od aerobnih, anaerobnih ali anoksičnih pogojev, kinetike rasti bakterij, hitrosti usedanja blata in temperature. (Žuljan, 2016)

Proces čiščenja v klasični čistilni napravi z razpršenim aktivnim blatom je sestavljen iz sledečih komponent:

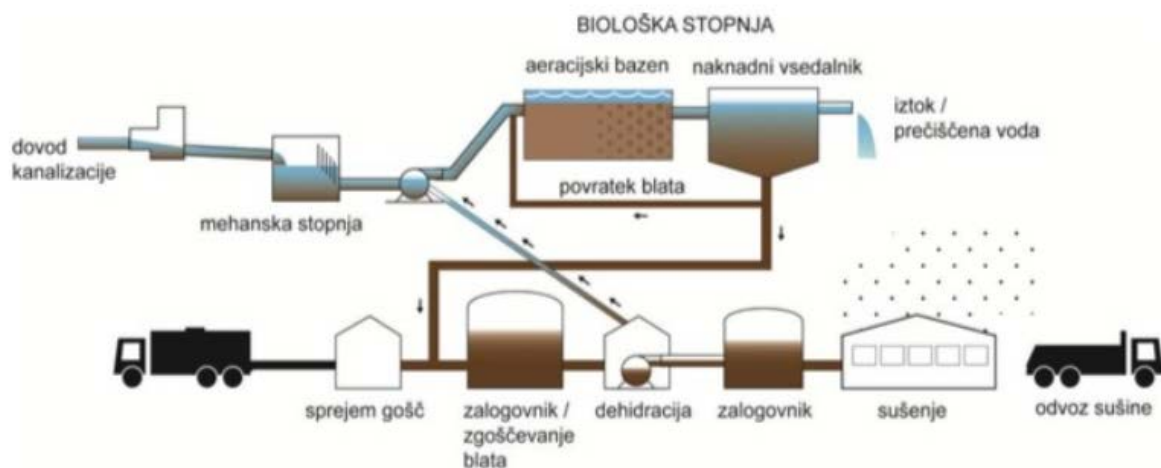
- aerobni reaktor s suspendirano biomaso,

- usedalnik in
- sistem za povratek "trde" snovi. (Menih, 2017)



Slika 19: Proces biološkega čiščenja z razpršenim aktivnim blatom

Vir: Povzeto in prirejeno po Menih, 2017



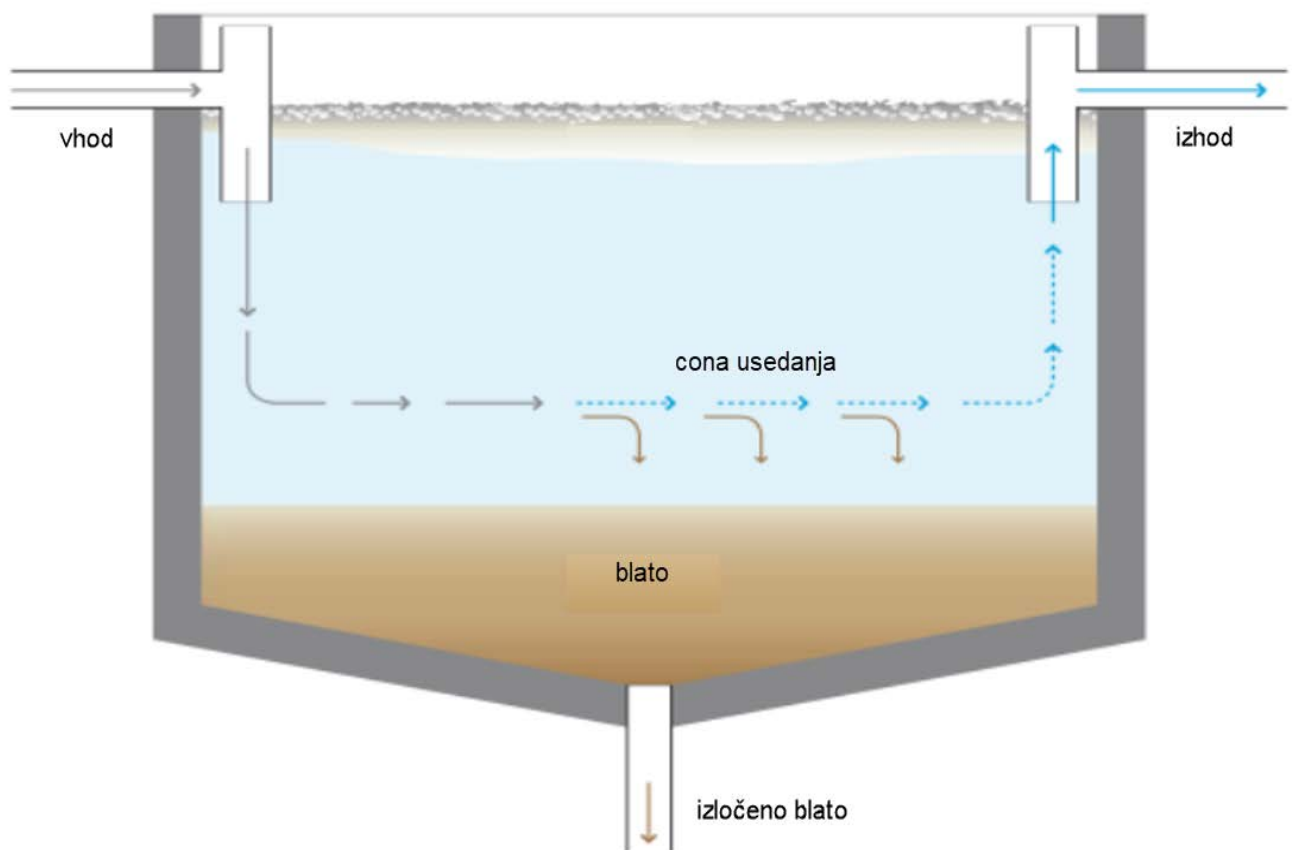
Slika 20: Proces biološkega čiščenja vode z razpršenim aktivnim blatom

Vir: Povzeto in prirejeno po Menih, 2017

Postopek čiščenja se prične tako, da se odpadna voda mehansko oz. primarno očisti in nadaljuje pot do prezračevalnika (aerobnega reaktorja). V prezračevalniku mikroorganizmi razgradijo in odstranijo organsko snov v odpadni vodi. Ta se pretvori v celično biomaso (C) in vodo ter druge oksidirane produkte (CO_2). V aerobni reaktor dovajamo zrak ali kisik ter na ta način vzdržujemo aerobne pogoje. Odpadna voda nato nadaljuje pot do usedalnika. V usedalniku ločujemo suspendirane delce v vodi. Ločevanje poteka na osnovi gravitacije, kjer delci težji od vode potonejo na dno posode. V središču usedalnika poteka odvzem. Poznamo različne usedalnike različnih oblik. Pravokotni, voda teče iz ene proti drugi strani, blato na dnu potiska strgalo, okrogli, tukaj voda priteka na sredino (blato, ki se useda se zbira v središču, kjer poteka odvzem). Oba modela imata strgala na dnu ter posnemalnik maščob na površju. Največkrat delujeta vzporedno. (Menih, 2017)

Za načrtovanje primarnega usedalnika potrebujemo naslednje parametre:

- zadrževalni čas odpadne vode med 1 – 2 urami,
- povprečna površinska obremenitev med $32.60 - 48.90 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$,
- površinska obremenitev v konici med $81.50 - 122.00 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$,
- prelivna hitrost pri maksimalni obremenitvi znaša $190,000 \text{ m}^3/\text{m d}$, kar je 2 l/m s . (Roš, 2010)



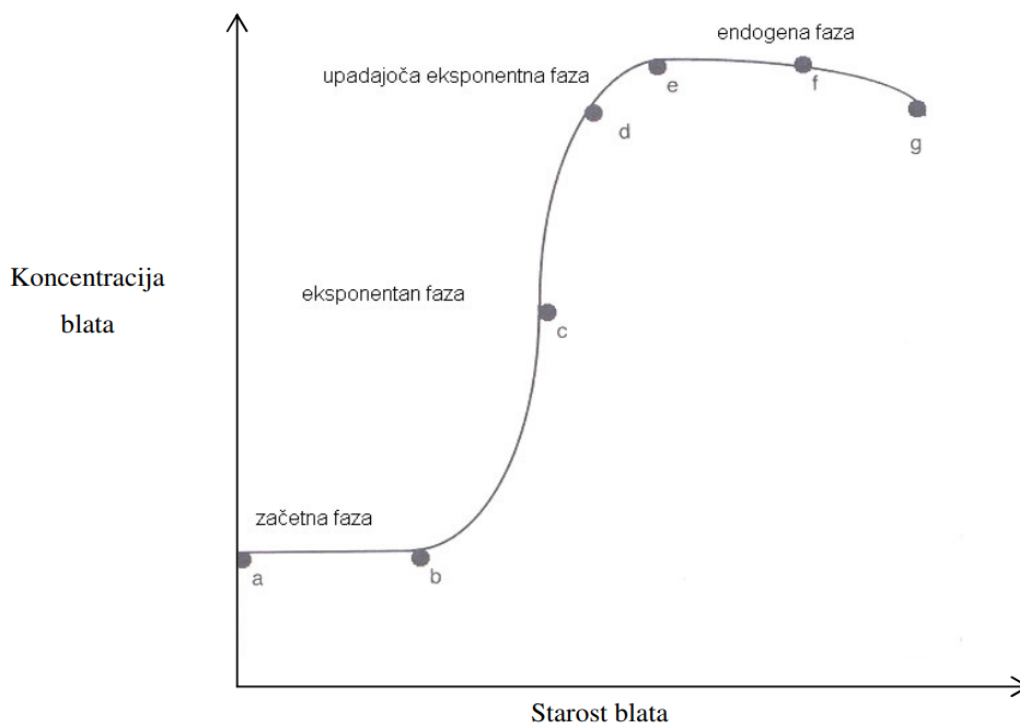
Slika 21: Okrogel primarni usedalnik

Vir: Povzeto in prirejeno po Menih, 2017

4.5 Tvorba kosmov ali flokulov

Združevanje manjših delcev v večje in bolj trdne in goste kosme imenujemo lahko tudi flokulacija. Večji, bolj trdni in gosti kosmi, ki se ustvarijo zaradi večje teže in gravitacije, se hitreje usedajo, kar je pomembno pri biološkem čiščenju, saj se na ta način ne izgublja iz reaktorja. Tako lahko odstranimo tudi večji delež suspendiranih in organskih snovi. Različne vrste združb bakterij lahko učinkovito prispevajo k odstranjevanju dušikovih spojin ter posledično tudi k večji učinkovitosti biološke čistilne naprave.

Višja kot je koncentracija organskih snovi v odpadni vodi, večji kosmi se tvorijo, saj je hitrost rasti bakterij večja. (Kurbus, 2008). Pomemben dejavnik, ki vpliva na nastajanje kosmov v aktivnem blatu, je tudi temperatura. Višja temperatura vpliva na povečanje biološke aktivnosti bakterij. Starost aktivnega blata vpliva na obliko in trdnost kosmov, kar sovпада tudi z rastjo bakterij (Slika 22). (Kurbus, 2008)



Slika 22: Model nastajanja kosmov, ki sovпада z rastjo bakterij

Vir: Povzeto in prirejeno po Kurbus, 2008

4.6 Tvorba granul

V sistemu z aktivnim blatom lahko pride pri določenih pogojih do tvorbe granul, ki se boljše usedajo v primerjavi z kosmi. Granule so mikrobne velikosti ter imajo gosto, močno strukturo, so odporne proti visokem pretoku, toksičnim kemikalijam ter težkim kovinam. Potrebno je mešanje, da lahko bakterije tvorijo granule. Pomembna je hidrofobna površina bakterij, ki pospeši trk delcev, kar vodi do samoagregacije. Ekstracelularni polimeri in polisaharidi proizvedeni s strain bakterij imajo pomembno vlogo pri nastajanju granul. Omogočajo, da se bakterije dobro povežejo med seboj ter tvorijo granulo. Poleg ekstracelularnih polimerov in polisaharidov vplivajo na nastajanje granul še sestava substrata, čas usedanja, hidravlični zadrževalni čas, temperatura, pH vrednost ter koncentracija raztopljenega kisika. Za nastajanje granul potrebujemo visoko organsko obremenitev 2,5 – 15 g/L, hitrost zraka 1,2 cm/s in koncentracijo raztopljenega kisika nad 2 mg/L. (Kurbus, 2008) Za mikrobiološko rast

in agregacijo mora doseči hidravlični zadrževalni čas 6 ali 12 ur, da se lahko blato zadrži v sistemu.

4.7 Rast biomase

Na kinetiko rasti mikroorganizmov vpliva temperatura, pH vrednost, koncentracija raztopljenega kisika in koncentracija substrata. Kinetika rasti mikroorganizmov je primerljiva z modelom nastajanja kosmov. V stacionarni fazi je rast biomase enaka odmiranju, ker je koncentracije biomase konstantna ter je hitrost rasti enaka nič. V eksponentni fazi rasti se celice razmnožujejo s konstantno, maksimalno specifično hitrostjo ter koncentracija biomase eksponentno narašča z odvisnostjo od časa. Rast celic doseže maksimum, s konstantno hitrostjo se celice podvajajo. Kinetiko rasti opišemo z Monodovo enačbo:

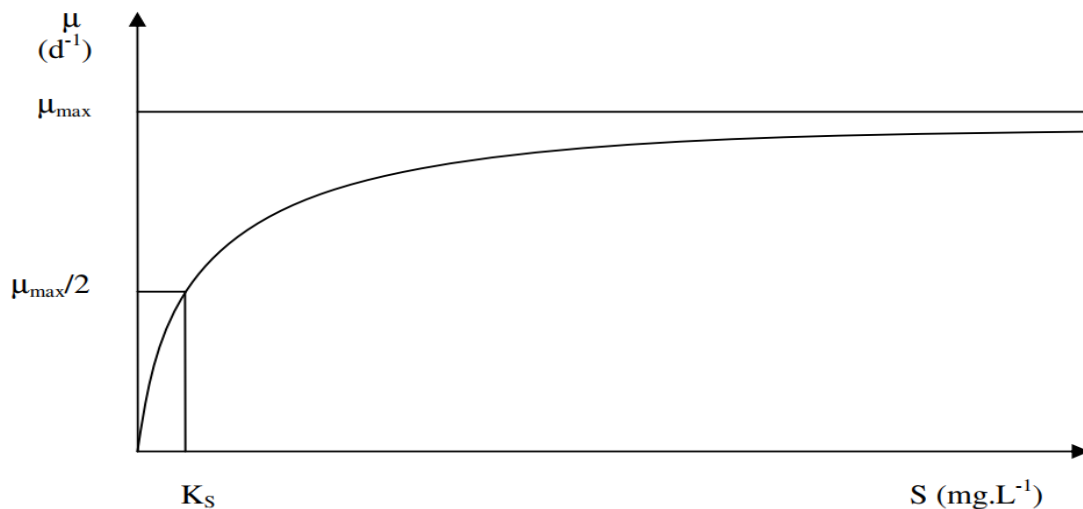
$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (1.4)$$

μspecifična hitrost rasti mikroorganizmov [d^{-1}]

μ_{\max}maksimalna specifična hitrost rasti mikroorganizmov [d^{-1}]

Skoncentracija substrata [mg/L]

K_skonstanta nasičenja za substrat [mg/L]



Slika 23: Specifična hitrost rasti biomase v odvisnosti od koncentracije substrata

Vir: Povzeto in prirejeno po Kurbus, 2008

Na sliki 23 vidimo odvisnost specifične hitrosti rasti od koncentracije substrata, kjer se konstanta nasičenja za substrat določi na polovici maksimalne specifične hitrosti rasti mikroorganizmov. Da bi lahko zagotovili optimalno delovanje v bioloških čistilnih sistemih, potrebujemo mešanico substrata, ki nam omogoča učinkovito rast mikroorganizmov, saj je na ta način aktivno blato bolj odporno na prisotnost toksičnih snovi.

4.8 Problematika čiščenja z aktivnim blatom

Zaradi razpadanja kosmov pri procesu čiščenja z aktivnim blatom prihaja do slabših učinkov čiščenja, kar povzroča težavo in prihaja do slabšega učinka usedljivosti blata. Na razpad kosmov vplivajo: temperatura, pH vrednost, oksidacijsko – redukcijski potencial, koncentracija raztopljenega kisika, starost blata ter rast filamentoznih bakterij v prezračevalnem reaktorju.

Temperatura

Na tvorbo kosmov ter biološko aktivnost bakterij vpiva temperaturno območje, v katerem se nahajajo. Biološka aktivnost bakterij, sinteza ter tvorjenje kosmov je nizka pri nizkih temperaturah (8 °C ali manj). Temperature nad 12 °C vplivajo na hitrejšo tvorbo kosmov ter učinkovito odstranjevanje organskih snovi. Manjšo sposobnost tvorjenja kosmov imajo bakterije pri temperaturah pod 18 °C. Temperature nad 38 °C zaradi biološke aktivnosti bakterij ter slabše usedljivosti aktivnega blata vplivajo na razpad kosmov. Na stopnjo nitrifikacije ter kinetiko rasti nitrifikacijskih bakterij ima pomemben vpliv temperaturno območje. V temperaturnem območju kinetika rasti nitrifikacijskih bakterij narašča sorazmerno. Nitrifikacija in denitrifikacija se izvajata pri optimalnih pogojih 15 – 22 °C. Optimalno temperaturno območje je med 18 – 22 °C.

pH

Za optimalno delovanje procesa z aktivnim blatom potrebujemo območje pH vrednosti 6,5 – 8,5. Zaradi prisotnosti alkalnih ali kislih odpadnih vod lahko pride do prenizke ali previsoke pH vrednosti. Prenizka pH vrednost je lahko posledica nitrifikacije. Kar povzroči, da kosmi začnejo razpadati. (Henze in sod., 1997)

Oksidacijsko – redukcijski potencial

Prenizki oksidacijsko – redukcijski potencial -150mV v sistemu z aktivnim blatom lahko spodbudi nastajanje sulfidnih ionov (HS⁻). Nastajajo lahko tudi enostavne, topne kisline ter alkoholi, kar povzroči prekomerno rast filamentoznih bakterij ter s tem uhajanje aktivnega blata iz sistema. (Zipper in sod. 1998)

Raztopljeni kisik

Prekomerna rast filamentoznih bakterij, razpadanje kosmov in slabši učinek čiščenja je lahko posledica prenizke koncentracije raztopljenega kisika v aktivnem blatu.. Prihaja do razpada kosmov blata ter posledično suspendirani delci uhajajo iz sistema pri koncentraciji raztopljenega kisika pod 1 mg/L. Niža se tudi vrednost praživali, posledično prihaja do manjše sposobnosti odstranjevanja koloidnih delcev in suspendiranih delcev. (Wilén in sod. 1999)

Filamentozne (nitaste) bakterije

Na prekomerno rast filamentoznih bakterij vplivajo nizka koncentracija raztopljenega kisika, nizke temperature, nizka hitost dovajanja hranil, starost blata in prenizka ali previsoka pH vrednost. Prekomerna rast filamentoznih bakterij v aktivnem blatu vpliva na napihovanje in penjenje blata. (Kurbus, 2008).

Starost blata

Starost blata je definirana kot srednje število dni, v katerih se mikroorganizmi zadržujejo v procesu z aktivnim blatom, preden ga odstranimo iz sistema. Starost blata izračunamo na osnovi enačbe (Kurbus, 2008):

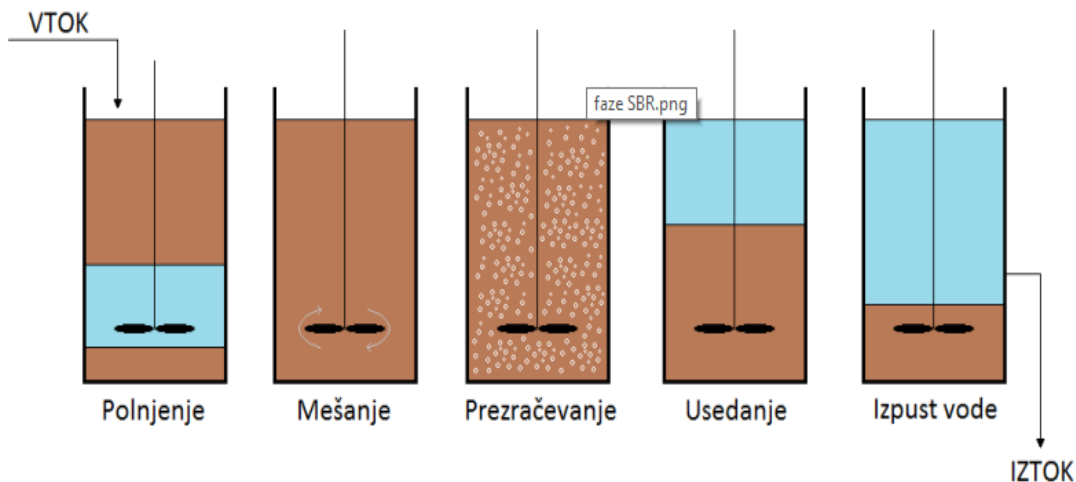
$$SB = \frac{\text{Celotna masa suspendiranih snovi v procesu z aktivnim blatom}}{\text{Celotna masa suspendiranih snovi, ki zapuščajo sistem}} \quad (1.5)$$

V sistemu z aktivnim blatom imamo "mlado" blato, ki se mora prilagoditi na določene pogoje. Posledica nizke starosti blata (manj od 4 dni) je, da se naredijo kosmi, ki se slabo usedajo ter uhajajo iz sistema. Posledično imamo potem večjo količino organskih snovi. (Kurbus, 2008)

4.9 Šaržni biološki reaktor (SBR)

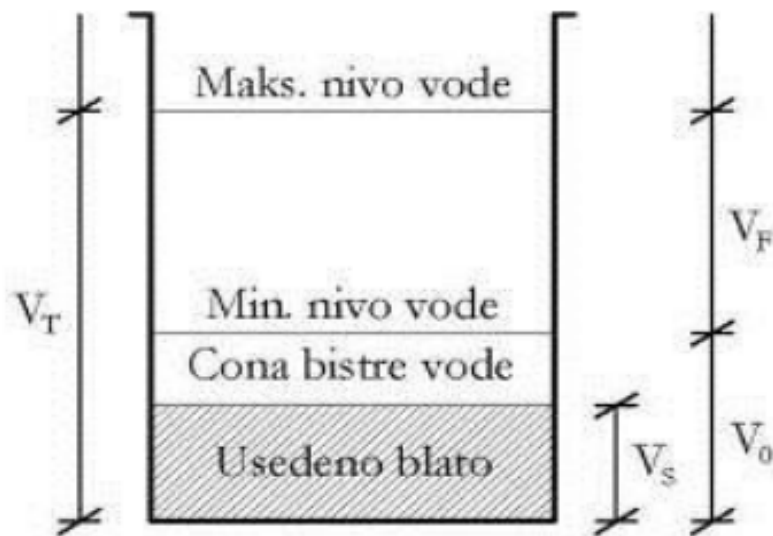
Šaržni biološki reaktor ali SBR (ang. Sequencing Batch Reactor) je reaktor, ki ga uvrščamo med naprednejše biološke metode čiščenja (Žuljan, 2016). Šaržni biološki reaktor poznamo tudi pod imenom "napolni-in-izprazni" sistem z aktivnim blatom, saj se vse faze čiščenja izvajajo v enem reaktorju. V enem ciklu izvajamo pet faz, kot so:

1. polnjenje reaktorja z odpadno vodo,
2. reakcija,
3. usedanje,
4. iztok in
5. mirovanje.



Slika 24: Faze delovanja šaržnega biološkega reaktorja

Vir: Povzeto in prirejeno po Žuljan, 2016



Slika 25: Shematični prikaz SBR

Vir: Povzeto in prirejeno po Roš in Zupančič, 2010

Faze, ki potekajo v šaržnem biološkem reaktorju, so primerljive s konvencionalnim procesom z aktivnim blatom. Razlika med njima je ta, da poteka usedanje v ločenem bazenu pri konvencionalnem procesu medtem ko se pri šaržnem biološkem reaktorju obe fazi izvajata v istem reaktorju. Uporabljamo ga z namenom, da iz odpadne vode odstranimo fosforjeve, dušikove in ogljikove spojine. (Kurbus, 2008). Prednost SBR tehnologije je enostavnost upravljanja s parametri obratovanja, ki ga uporabljamo predvsem za odstranjevanje hranil (fosforjeve in dušikove spojine). Učinkovitost sistema je odvisna od pravilnega zaporedja ter časa izvajanja različnih faz v ciklu. Prednost SBR tehnologije je tudi, da vse faze potekajo v enem reaktorju, za to ni potrebe po recirkulacija blata nazaj v SBR reaktor. V SBR reaktorju je začetna koncentracija večja, vendar začne upadati med biološko razgradnjo. Koncentracija substrata začne upadati, ker se organske snovi porabljajo za reakcije biološke razgradnje. Zaradi rasti mikroorganizmov se v bioprocesu koncentracija substrata zmanjšuje, kar posledično vpliva tudi na potrebo po kisiku. Glede na porabo kisika v bioloških reakcijah je potrebno v bioproces dovajati zrak/kisik.

Proces delovanja SBR

V fazi polnjenja v šaržni biološki reaktor dovajamo odpadno vodo. V SBR se začne polnjenje s približno 75 % celotnega volumna. Polnjenje se izvaja ob mešanju ter se dodaja kisik zaradi bioloških reakcij. Mešanje poskrbi, da je odpadna voda v bioreaktorju homogenizirana in v stiku z mikroorganizmi.

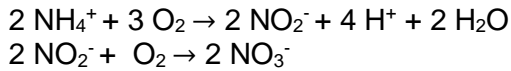
Bioproces odstranjevanja organskih snovi se ob mešanju in prezračevanju v SBR začne takoj, ko je napolnjen z odpadno vodo. Mikroorganizmi v tej fazi začnejo presnavljati organske snovi ter jih pretvarjati v anorganske snovi. Reakcija lahko poteka pri anaerobnih, anoksičnih (brez kisika) in aerobnih pogojih (prisotnost kisika). V primeru kombinacije anoksične in aerobne faze se izvedeta denitrifikacija in nitrifikacija.

Prezračevanje se ustavi, ko presnova bioloških snovi poteče. Ko ustavimo mešanje, je na vrsti usedanje blata, ki ima ključen pomen, saj se loči aktivno blato od očiščene odpadne vode. Pri usedanju je pomembno, da se nam tvorijo veliki in težki kosmi, ki se hitro usedajo in tako ne prihaja do uhajanja blata iz reaktorja.

Očiščena odpadna voda se loči od aktivnega blata in vrača v okolje. Izpust obdelane odpadne vode v okolje spremljajo meritve za zagotavljanje kakovosti in varnosti. (Menih, 2017)

Nitrifikacija

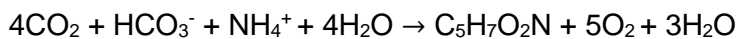
Nitrifikacija je zaporedna oksidacija amonijevega dušika v nitritni in nitratni dušik. Nitrifikacija poteka z avtotrofnimi mikroorganizmi. (Roš, 2015)



Bakterije *Nitrosomonas* oddajo več energije pri oksidaciji 1 mola amonijevega dušika v prvi stopnji reakcije. Ravno tako imajo tudi večji specifični prirastek biomase. Hitrost rasti bakterije *Nitrosomonas* določa celotno reakcijo:



Del amonijevega dušika se porabi za nastajanje nove celične biomase ($\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$). Povišana koncentracija hlapnih suspendiranih snovi v aktivnem blatu se odraža v rasti biomase.



Proces nitrifikacije v bioreaktorju znižuje bazičnost bioprocesa. Za pretvorbo 1 mg amonijevega dušika porabimo 3,56 mg kisika pri tem dobimo 0,13 mg biomase novih celic. (Kurbus, 2008).

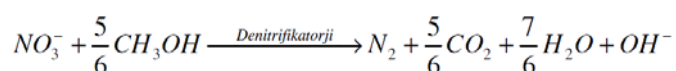
Kinetika nitrifikacije

Končni produkt procesa nitrifikacije je nitrat. V reakciji nitrifikacije se nitritni in amonijev ion znižujeta. V primeru, da proces nitrifikacije ne poteče popolnoma, ima za posledico kopičenje nitrita. Na začetku procesa nitrifikacije se koncentracija amonijaka znižuje, medtem ko se koncentraciji nitratnega in nitritnega iona povečujeta. V nadaljevanju procesa poteka oksidacija nitrita z nitrit-oksidirajočimi bakterijami do nitrata, kar povečuje koncentracijo nitrata do zaključka procesa nitrifikacije. Zaradi popolne pretvorbe nitrita v nitrat je na koncu procesa nitrifikacije koncentracija preostalega amonijevega iona višja kot koncentracija nitrita (Kurbus, 2008).

Denitrifikacija

Bioproces denitrifikacije izvedejo heterotrofni organizmi pri anoksičnih pogojih. Koncentracija raztopljenega kisika mora biti v bioreaktorju nižja od 0,5 mg/l. Denitrifikacija je bioproces redukcije nitratnega dušika preko vmesnih dušikovih spojin v elementarni dušik. V samem procesu heterotrofni mikroorganizmi izvedejo denitrifikacijo z vezavo kisika v nitratu.

Proces denitrifikacije:



Denitrifikacija povečuje bazičnost v bioreaktorju. Različne bakterije, kot so *Achromobacter*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Paracoccus*, *Pseudomonas*, sodelujejo pri procesu denitrifikacije. Bakterije iz rodu *Pseudomonas*, ki reducirajo nitratni dušik v elementarni dušik, prevladujejo v procesu denitrifikacije. (Kurbus, 2008).

Kinetika denitrifikacije

Koncentracija nitrata se znižuje skozi celotno anoksično fazo procesa pretvorbe nitrata v elementarni dušik (Slika 29). V bioreaktorju se v tej fazi poveča tudi hitrost rasti heterotrofnih mikroorganizmov, saj niso občutljivi na vpliv okolja. Koncentracija raztopljenega kisika ima velik vpliv na hitrost denitrifikacije. V procesu denitrifikacije se nitrit akumulira pri vrednostih pH v območju 8,5 – 9. (Kurbus, 2008).

4.10 Parametri, ki vplivajo na procesa nitrifikacije in denitrifikacije

Temperatura

Temperatura vpliva na nitrifikacijo in posledično na hitrost rasti nitrifikacijskih bakterij. Z naraščanjem temperature (8 – 30 °C) sorazmerno vpliva na hitrost rasti nitrifikacijskih bakterij. V temperaturnem območju 10 – 22 °C poteka proces nitrifikacije, medtem ko proces denitrifikacije poteka v temperaturnem območju 15 – 25 °C. (Kurbus, 2008)

Koncentracija raztopljenega kisika

Aktivnost heterotrofnih bakterij zniža prisotnost raztopljenega kisika v procesu denitrifikacije. Koncentracija kisika 0,2 mg/l pri bakteriji *Pseudomonas* vpliva na njeno nižjo aktivnost.

Za učinkovit proces nitrifikacije mora biti koncentracija raztopljenega kisika nad 2 mg/l. Nizke koncentracije raztopljenega kisika, pod 1 mg/l imajo za posledico čezmerno razmnoževanje nitastih bakterij. Posledica omenjenega je napihovanje aktivnega blata in slabše usedanje blata.

pH vrednost

V primeru anoksičnih pogojev je pH vrednost odpadne vode višja, medtem ko je pri aerobnih pogojih pH vrednost nižja. Na tej osnovi lahko sklepamo, kdaj sta procesa nitrifikacije (višja pH vrednost), denitrifikacije (nižja pH vrednost) zaključena. Optimalno pH območje pri procesu nitrifikacije je med 8,0 – 9,0, v procesu denitrifikacije pa med 7,0 – 9,0. (Kurbus, 2008)

Starost blata

Starost blata ima bistven pomen pri izvedbi čiščenja odpadnih vod in oblikovanju kosmov. Višja, kot je starost blata (20 dni), nižja je stopnja rasti ter s tem posledično tudi višja hidrofobnost na površini celic, kar omogoča boljše sprijemanje. V procesu prihaja do tvorbe kosmov, ki so večji in težji ter se zato tudi hitreje usedajo. Nižja starost blata (4 – 6 dni) pomeni manjše kosme, ki se slabše usedajo. (Kurbus, 2008) S koncentracijo blata v reaktorju in koncentracijo blata, ki izhaja iz reaktorja, je povezana starost blata. Izračunamo jo na osnovi enačbe:

$$SB = \frac{V_R \cdot X}{Q_S \cdot X_i} \quad (1.6)$$

V_Rdelovni volumen reaktorja [L]

Xkoncentracija blata v reaktorju [g/L]

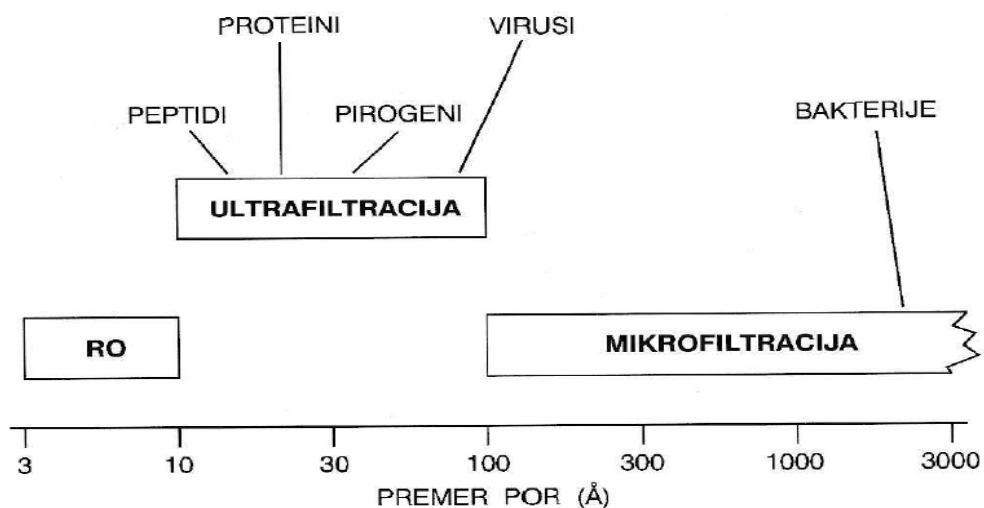
X_ikoncentracija odpadnega blata, ki odteka iz reaktorja [g/l]

Q_Spretok odpadne vode, izražen v [L/d]

4.11 Membranski biološki reaktor (MBR)

Membranski biološki reaktor ali MBR (ang. Membrane Bio-Reactor) je reaktor, ki spada med naprednejše biološke metode čiščenja ter med najhitreje rastočo tehnologijo za čiščenje odpadne in pitne vode. V membranskem biološkem reaktorju je biološka obdelava vode združena v enem samem procesu z membransko filtracijo. Princip omenjene tehnologije je filtracija, pri kateri se odstranijo koloidni in suspendirani delci iz odtekajoče prečiščene odpadne vode. Membrana je filtracijski material, ki določa stopnjo filtracije glede na velikost por. Za doseganje visokih standardov kvalitetne in očiščene vode uporabljamo membransko tehnologijo. Vodo, ki smo jo očistili, lahko uporabimo v tehnološke namene ali pa jo vrnemo nazaj v okolje.

Membrana je permeabilni material s porami, ki prepusti delce določenih velikosti ter zadrži delce, katerih velikost je večja od velikosti por v membrani. Pri procesu biološkega čiščenja odpadne vode membrana zadrži delce in mikroorganizme, ki so večji od por v membrani, ter prepusti očiščeno odpadno vodo. Glede na velikost por in princip delovanja ločimo naslednje metode membranske filtracije: reverzna osmoza, nanofiltracija, ultrafiltracija in mikrofiltracija. Omenjene metode se ločijo po velikosti delcev, njihova gonilna sila pa je razlika v tlaku (Slika 26).

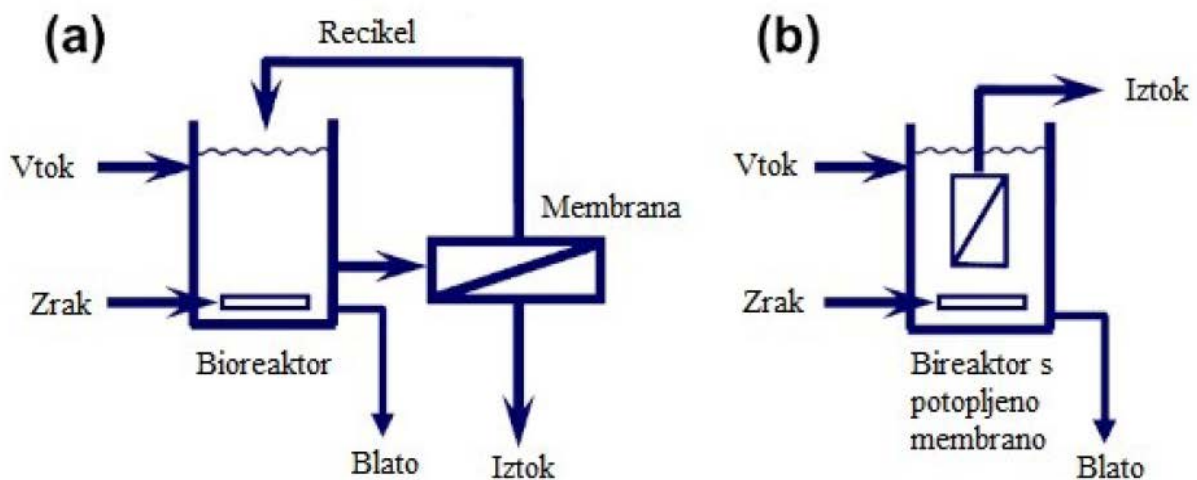


Slika 26: Različne membrane glede na velikost delcev, ki jih zadržuje

Vir: Povzeto in prirejeno po Pavko in sod.,2002

Poznamo:

- membranski biološki reaktorji z membrano izven reaktorja ((Slika 27 (a)), in
- membranski biološki reaktorji z membrano vstavljeno v bioreaktorju (Slika 27 (b))



Slika 27: Prikaz sheme dveh skrajnih izvedb membranskega biološkega reaktorja

Vir: Povzeto in prirejeno po Stephenson, Judd, 2001

Višje koncentracije, pri katerih potekajo procesi, so v območju KPK 8 – 12 kg/m³, medtem ko so vrednosti pri SBR in klasični tehnologiji v območju okoli 4 kg/m³. Iz tega izhaja, da v MBR tehnologiji potrebujemo manjši volumen aeracijskega bazena, saj višje koncentracije onesnaževal v odpadni vodi potrebujejo več organizmov. MBR tehnologija se razlikuje v načinu separacije obdelane odpadne vode od odpadnega blata. Tako kot pri ostalih načinih biološkega čiščenja tukaj ne potrebujemo usedalnika, saj ga nadomešča membrana. Posledično imamo za to očiščeno in kvalitetno obdelano vodo primerno za izpust nazaj v okolje. Učinkovitost delovanja membranskega biološkega reaktorja je izražena s prepustnostjo membrane, katera nam poda kakovost izhodne očiščene vode, ki teče skozi membrano pod tlakom. Zaradi spreminjanja viskoznosti v membranskem biološkem reaktorju nam je ravno tako za učinkovitost bioprocasa pomemben parameter temperatura vstopne odpadne vode. (Menih, 2017)

Za učinkovito čiščenje odpadnih vod imamo različne vrste membran za izvedbo separacije. Odločitev, katera membrana je najboljše primerna za naš proces, je vezana na lastnosti membrane, saj je od membrane odvisna naša kvaliteta iztoka očiščene vode. Pri membrani preverimo njeno mehansko trdnost, površinske lastnosti, morfologijo, kemijsko obstojnost in poroznost. Membrane so narejene iz različnih polimernih materialov ter keramike. Izbrani material jim omogoča obstojnost proti visoki temperaturi, obstojnost proti kemikalijam ter dolgi uporabi. Membrane so lahko anorganske (kovinske ali keramične) ali organske (polimerne). Najpogosteje uporabljeni polimerni materiali so: poliamidi, celulozni acetati, polisulfoni ter različni fluoropolimeri.

Po Stephensonu in Juddu (2001) poznamo naslednje membrane glede na obliko modula:

- cevni,
- spiralno naviti,
- ploščati,
- votlo – vlaknasti in
- nagubani.

Tabela 3: Različni membranski procesi

Memb. procesi	MWCO [kDA]	Premer [μm]	Tlak [bar]	Tip membrane	Povprečna permeabilnost [L/m ² h bar]
MF	100 - 500	10 ⁻¹ -10	1 - 3	porozna, asimetrična, simetrična	500
UF	20 – 150	10 ⁻³ -10	2 - 5	mikro porozna, asimetrična	150
NF	2 - 20	10 ⁻³ -10 ⁻²	5 - 15	tesno porozna, asimetrična	10 - 20
RO	0.2 - 2	10 ⁻⁴ -10 ⁻³	15 - 75	pol porozna, asimetrična	5 - 10

Vir: Povzeto in prirejeno po Ezugbe in sod., 2020

Pretok čez membrano je odvisen od sile na površini membrane, odpornosti membrane, toka odpadne vode ter mašenja in čiščenja membrane. Ko se na membrane začne nabirati aktivno blato, se poveča transmembranski tlak. Posledica tega je zmanjšanje pretoka skozi membrano.

Pretok skozi membrano je definiran kot pretok permeata na enoto površine membrane:

$$J = \frac{Q_p}{A} \quad (1.7)$$

J.....specifični pretok permeata [L/m²h]

Q_p.....pretok permeata [L/h]

A.....površina membrane [m²].

Zadrževalni faktor igra pomembno vlogo pri procesu odstranjevanja hranil:

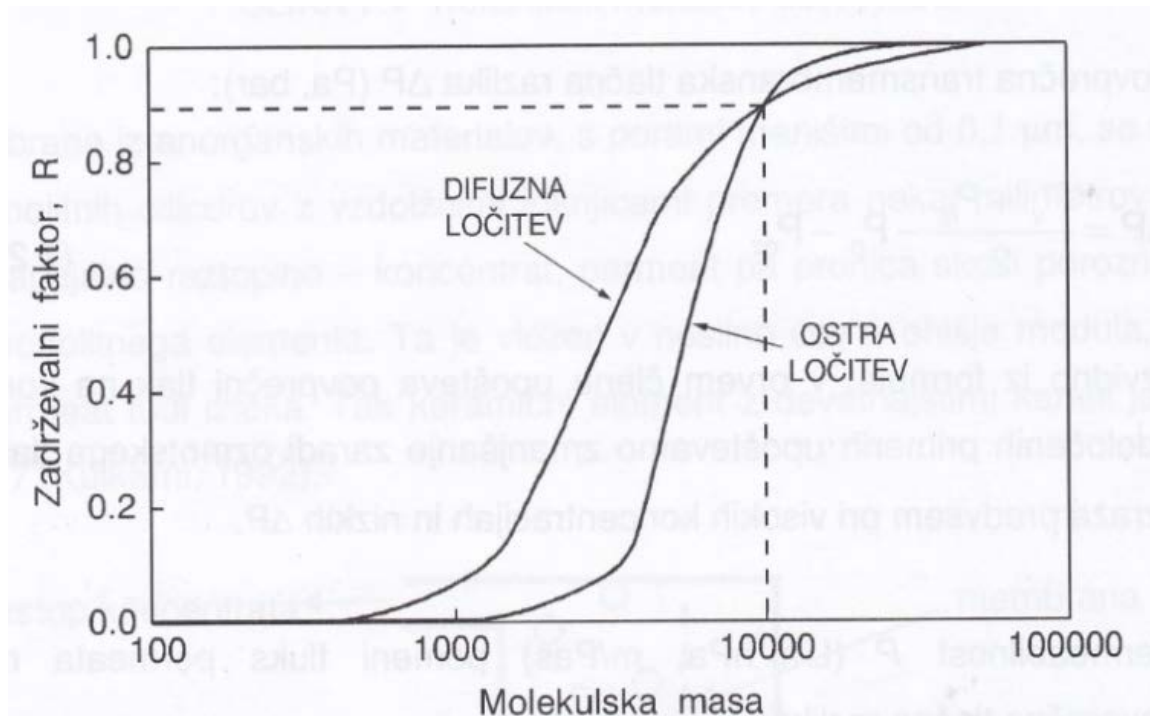
$$R = 1 - \frac{C_p}{C_r} \quad (1.8)$$

R.....zadrževalni faktor

C_p.....koncentracija v permeatu [kg/m³, mol/m³]

C_r.....koncentracija v natoku [kg/m³, mol/m³]

Zadrževalni faktor nam pove sposobnost membrane za zadrževanje delcev na strani koncentrata. Membrana zadrži vse delce pri parametrih R=1, ko je C_p=0, ter delcev ne zadrži, ko je R=0, kjer je C_p = C_r.



Slika 28: Zadrževalni faktor v odvisnosti od molske mase

Vir: Povzeto in prirejeno po Pavko in sod., 2002

Slika 28 prikazuje vrednosti zadrževalnega faktorja. Razvidno je, da vrednosti MWCO (molecular weight cut off - molekulska masa odstranjenih delcev – karakteristike pridobljene z merjenjem različnih makromolekul v koncentratu in permeate v odvisnosti od molske mase), s katero opredelimo membrano, ocenjujemo pri vrednosti zadrževalnega faktorja $R=0,9$. Kot vidimo, je lahko ločitev difuzna ali ostra. (Pavko in sod., 2002)

Učinkovitost delovanja membranskega biološkega reaktorja izračunamo:

$$R_E = \left(1 - \frac{\gamma_{j,i}}{\gamma_{j,v}}\right) \times 100 \% \quad (1.9)$$

R_Eučinkovitost [%]

$\gamma_{j,i}$masna koncentracija j-te komponente pri iztoku [mg/L]

$\gamma_{j,v}$masna koncentracija j-te komponente pri vtoku [mg/L]

Za odstranjevanje organskih snovi v membranskem bioreaktorju je potrebno izračunati hitrost rasti mikroorganizmov:

$$\mu = \frac{\mu_m \times S}{K_S + S} \quad (2.0)$$

μspecifična hitrost rasti biomase [h^{-1}]

μ_mmaksimalna specifična hitrost rasti biomase [h^{-1}]

S koncentracija substrata [kg/m^3]

K_Skonstanta nasičenja [kg/m^3]

Zadrževalni čas blata (SRT) je srednje število dni, v katerem se aktivno blato zadržuje v reaktorju. SRT je eden izmed pomembnih dejavnikov pri odstranjevanju in zmanjševanju količine odpadnega blata, ravno tako pa vpliva k zamašitvi membrane. Pri višjem zadrževalnem času blata delovanje MBR pripelje do povečanja koncentracije aktivnega blata MLSS (Mixed liquor suspended solids – suspendirani delci v tekočini). SRT je definiran kot količina blata v reaktorju na količino izločenega blata:

$$SRT = \frac{V_r}{V_b} \quad (2.1)$$

SRT.....zadrževalni čas blata [d]

V_rvolumen rezervoarja [m^3]

V_bvolumen izločenega (odvečnega) blata [m^3/d]

Hidravlični zadrževalni čas (HRT) je definiran kot časovno obdobje, v katerem se volumen tekočine zadržuje v reaktorju. Membranski biološki reaktor nam omogoča, da ne potrebujemo sorazmernega naraščanja zadrževalnega časa pri večji starosti blata. HRT je definiran kot razmerje delovnega volumna reaktorja z volumskim pretokom vhodne vode:

$$HRT = \frac{V_r}{Q} \quad (2.2)$$

HRT.....hidravlični zadrževalni čas [d]

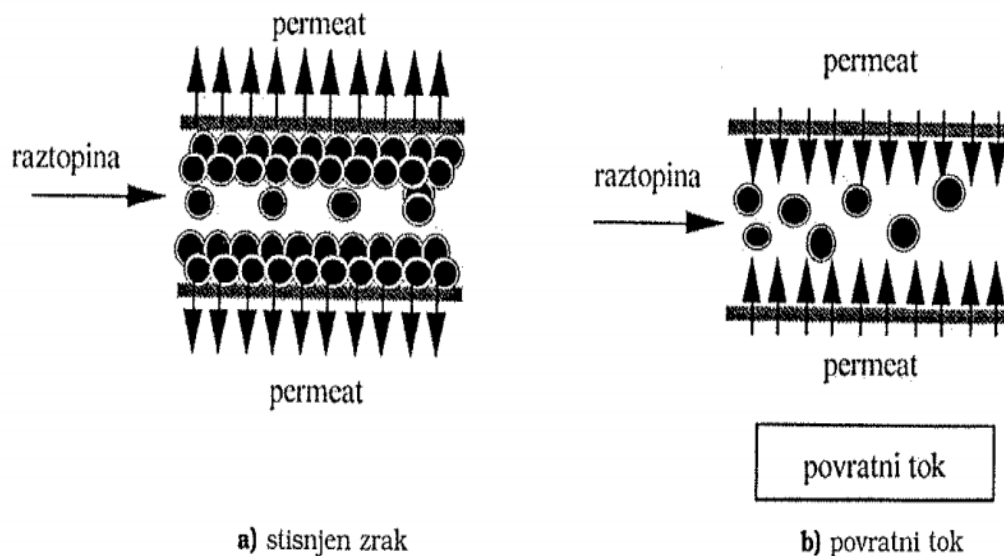
V_rvolumen rezervoarja [m^3]

Qvolumski pretok vhodne vode [m^3/d]

Mašenje membrane

V procesu separacije delcev blata velikokrat prihaja do mašenja membrane, zato jo je potrebno čistiti. Pri mašenju je potrebno upoštevati material membrane ter delce, ki jih separiramo. Mašenje membrane je povezano z vrsto membrane, velikostjo por, raztopljenimi snovi v odpadni vodi, razporeditve delcev, hidravlični retencijski čas, karakteristike biomase (koncentracija aktivnega blata), zadrževalni čas blata, aeracije ... Zaradi nabiranja oblog na stenah membrane ali zaradi nekontrolirane rasti biofilma lahko pride do mašenja membrane. Pretok skozi membrano je opredeljen s prepustnostjo membrane ter tlakom. Mašenje membrane povezujemo s koncentracijsko polarizacijo, nastajanjem plasti gela ter zmanjšanjem pretoka filtrata skozi membrano. Posledica koncentracijske polarizacije je zadrževanje na strani membrane. Sprememba osmotskega tlaka (ki je nasproten zunanji uporabljeni razliki tlaka) vpliva na višjo koncentracijo na strani napajalne raztopine. Posledica je zmanjšanje tlačne razlike skozi membrano ter zmanjšanje toka raztopine. Če koncentracija trdne komponente visoko naraste, pride do nastanka plasti gela. Kar deluje kot hidravlični upor zaradi nastanka usedline na membrani. Pri reagiranju plasti gela druga z drugo govorimo o ireverzibilni mašitvi membrane. Adhezija blata v porah vpliva na membrano. Pride do manjšega pretoka, ker se premer por zmanjšuje, posledično pa se večja hidravlični upor. Za čiščenje membrane bi lahko uporabili čiščenje s povratnim tokom. To pomeni izmenično pulzno naraščanje in upadanje tlaka s spremembo smeri toka raztopine, ko se spremeni smer toka stisnjenega zraka z vklopom 2 – 3 min časovnih intervalih in ima nasprotno smer kot filtrat (Slika 27 a) ali s preusmeritvijo vhodnega toka, kar povzroči odstranitev posedlih delcev s površine membrane (Slika 27 b). Metode čiščenja membran so odvisne od vrste zamašitve.

Če govorimo o reverzibilni zamašitvi, lahko uporabimo izpiranje z vodo, t.j. izpiranje z močno alkalno in kislno raztopino pri višji temperature. (Varga, 2011)



Slika 29: Metoda čiščenja membrane s stisnjenim zrakom in povratnim tokom

Vir: Povzeto in prirejeno po Simonič in sod.,2004

Odstranjevanje blata v membranskem biološkem reaktorju

Blato je sestavljeno iz vode ter mešanice trdnih snovi. Med organsko razgradljivimi snovmi so tudi mikroorganizmi, ki z razraščanjem v skupke mašijo membrane ter onemogočajo ali zmanjšujejo možnost separacije. V teh procesih se v prvi fazi mikroorganizmi pritrdijo na površino ali med pore membrane, kjer se v drugi fazi namnožujejo in tvorijo biofilm na površini. Aktivno blato, ki se tako nabira na membrane, lahko razdelimo v tri kategorije: nepovratno blato, odstranljivo blato in mehansko neodstranljivo blato. Nepovratno blato je tisto blato, ki se je popolnoma oprijelo membrane in s tem zamašilo pore membrane ter ga ni mogoče odstraniti z nobeno metodo čiščenja. V primeru, da se nabere velika količina blata, je treba zamenjati membrano, saj je membrana za nadaljnjo separacijo neustrezna. V primeru odstranljivega blata, ki se nahaja na površini membrane, ga je možno z čiščenjem membrane odstraniti, saj se ni ireverzibilno pritrdilo na membrano. Mehansko neodstranljivo blato je blato, ki se je pritrdilo na membrano ter zaprlo pretok čez njo, vendar ga lahko očistimo z metodo kemičnega čiščenja. Za čiščenje uporabljamo kemijska sredstva, kot so oksalna kislina ali natrijev hipoklorit. Ena izmed slabosti uporabe membranske tehnologije, kot je bilo predhodno omenjeno, je nabiranje blata na membrane ter mašenje membrane. Med novimi metodami čiščenja blata z membran je tudi aeracija z večjimi mehurčki zraka. Prednost je ustrezna količina raztopljenega kisika v reaktorju ter učinkovito čiščenje oziroma odstranjevanje blata z membrane. (Grubač, 2019)

5 PRIMERJAVA SBR IN MBR

Medtem ko obstajajo podobnosti med MBR in SBR tehnologiji (obe sta obliki procesa čiščenja z aktivnim blatom), obstaja bistvena razlika, in to je način separacije odpadne vode od blata. Tehnologija šaržnega biološkega reaktorja se opira na fazno gravitacijsko ločevanje, medtem ko tehnologija membranskega biološkega reaktorja poteka kontinuirno in uporablja membrane kot bariero za ločevanje blata od vode. Ravno membrana zagotavlja membranskem biološkem reaktorju pomembne prednosti pred šaržnim biološki reaktorjem.

V tem poglavju so predstavljene prednosti in slabosti uporabe membranskega biološkega reaktorja (MBR) in šaržnega biološkega reaktorja (SBR) pri čiščenju odpadnih komunalnih vod. Razlike med njima bodo ocenjene z naslednjih vidikov:

- okoljski odtis,
- kakovost očiščene vode,
- enostavnost vodenja reaktorja,
- količina in oblika odpadnega blata in
- investicijsko-obratovalne stroške.

V tej raziskavi sta bili testirani tehnologiji obeh obravnavanih tipov reaktorja pod različnimi pogoji obratovanja, da bi ocenili njuno učinkovitost. Potrebne podatke za primerjavo o delovanju obeh reaktorjev smo dobili v članku (El. Fadel s sod., 2014), medtem ko so podatki za slovensko področje vzeti iz strokovnega dela (Lozej M., 2013).

5.1 Karakterizacija vtočne in iztočne odpadne vode in priprava materiala

Vzorci odpadne vode so se najprej analizirali na široko paleto parametrov s standardnimi metodami za preučevanje surovih in očiščenih odpadnih vod. Na podlagi rezultatov so opredelili glavne kazalnike ki jih je potrebno uporabiti pri ocenjevanju učinkovitosti eksperimentalnih sistemov. Zajeli so večjo količino odpadne vode in jo prepeljali v laboratorij v 20-litrskih posodah ter shranili pri 4°C, da bi pozneje lahko napolnili reakcijski sistem. Izbrane parametre so periodično spremljali in s tem ocenjevali delovanje obeh sistemov.

5.2 Postavitev sistema šaržnega biološkega reaktorja

Eksperimentalna postavitev sistema šaržnega biološkega reaktorja zajema dva cilindrična rezervoarja s 17,4 cm premera, globino 40 cm in celotno prostornino 9,5 L vsak. Prvi rezervoar je namenjen shranjevanju odpadne vode, medtem ko je drugi služil kot šaržni biološki reaktor. Zračni difuzor je nameščen na dnu reaktorja in med prezračevalno fazo skrbi za vzdrževanje ravni raztopljenega kisika v območju med 6 in 8 mg/mL. V tabeli 4 so predstavljeni eksperimentalni rezultati za vrednotenje učinkovitosti delovanja šaržnega biološkega reaktorja, ki so bili izvedeni pod kontrolirano temperaturo, 22 ± 1 °C, z efektivnim volumnom 5,2 L in volumnom dotoka oz. iztoka 2,6 L. S prvimi tremi poskusi so ocenili učinkovitost šaržnega biološkega reaktorja pri nizkem hidravličnem zadrževalnem času v spremenljivih vzorcih zračenja reakcijske faze, medtem ko so z zadnjima dvema evaluirali vpliv daljših zadrževalnih časov z različnimi prezračevalnimi vzorci na učinkovitost šaržnega biološkega reaktorja in vpliv pH. (El. Fadel s sod., 2014)

Tabela 4: SBR eksperimentalni program

		<i>Test 1</i>	<i>Test 2</i>	<i>Test 3</i>	<i>Test 4</i>	<i>Test 5</i>	
<i>SBR faza</i>	t_c (čas cikla) (hr)	8	8	8	72	72	
	t_F (čas polnjenja) (hr)	0,75	0,75	0,75	0,75 1,50	– 0,75 1,50	
	t_R (čas reakcije) (hr)	6	6	6	68	68	
	t_s (čas posedajnja) (hr)	1	1	1	2 – 3	2 – 3	
	HRT (Hidravlični zadrževalni čas) (hrt)	16	16	16	144	144	
	SRT (zadrževalni čas blata) (dan)	1,2	1,0	1,0	12,9	14,1	
	<i>Delovni pogoji</i>	Polnjenje M	✓	✓	✓	✓	✓
		Polnjenje A	✓	✓	✓	✓	x
Reakcija M		✓	✓	✓	✓	✓	
Reakcija A		✓	x	✓	✓	x	

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel in ostali, 2014

5.3 Postavitev sistema membranskega biološkega reaktorja

Eksperimentalna postavitve sistema membranskega biološkega reaktorja je bila sestavljena iz anoksičnega rezervoarja, ki mu je sledil prezračevalni rezervoar, integriran z enoto za ultrafiltracijo za filtracijo odpadne vode. UF-membrana ima kontaktno površino približno 0,929 m² in je razdeljena na več membran iz votlih vlaken z nazivno velikostjo por 0,03 mm. Membrana je bila shranjena v originalni embalaži, namočeni z glicerinom, dokler se ni začel eksperimentalni program. Komponente sistema so vsebovale rezervoar iz pleksi stekla za namestitev membrane s prostornino ~ 20 L, pred katerim sta bila dva večja plastična procesna rezervoarja, pri čemer je bil prvi uporabljen kot anoksični rezervoar, drugi pa kot prezračevalni rezervoar. Sistem je bil opremljen z večimi črpalkami, da se zagotovi neprekinjen pretok: črpalka permeata in povratnega impulza (Masterflex serije 7554-20; Cole-Parmer, ZDA) z razponom pretoka 0–60 L hr⁻¹; recirkulacijska črpalka (Masterflex serija 7524; Cole-Parmer, ZDA) z razponom pretoka od 0 do 140 L/hr; in dovodna črpalka (Masterflex serija 7550; Cole-Parmer, ZDA) z razponom pretoka 0-20 L/h. Zračenje je bilo zagotovljeno s 5 difuzorji zraka, da se zagotovi enakomerna difuzija v rezervoarju, pri temperaturi 22±1°C.

Rezervoarji so bili najprej napolnjeni z odpadno vodo, medtem ko so v aerobnem rezervoarju odpirali prezračevalne ventile, pri nizki hitrosti (~ 100 vrt/min) vklopili mešalnik v anoksičnem rezervoarju in pretočili pretok med vsemi rezervoarji brez dovajanja ali prepustnosti. To so

zavedli kot faza 1 eksperimentalnega programa. Namenjeno je bilo aklimatizaciji bakterij. Druga faza je zahtevala povečanje pretoka. Med vsako fazo je sistem deloval brez izgube blata, hkrati pa so spreminjali več parametrov, da ne bi prihajalo do prevelikega nihanja v transmembranskem tlaku. Tabela 5 povzema eksperimentalni program s trajanjem in obsegom uporabljenih parametrov. Sprememba parametrov je temeljila na pretoku. Periodično so izvajali čiščenje membrane, da bi vzdrževali stalen membranski tok. Izvajali so periodično kemično čiščenje z natrijevim hipokloritom, razredčenim z vodo s koncentracijo 250 mg/L. (El. Fadel s sod., 2014)

Tabela 5: MBR eksperimentalni program

Delovni pogoji	Faza 1	Faza 2
Trajanje procesa, teden	2	14
Membrane scour airflow, m ³ /h	1 – 2	1 - 3
Hidravlični zadrževalni čas, ura	0 – 20	0 - 20
Frekvenca čiščenja membran, min	5 – 120	5 – 30
Trajanje čišč. membran, s	30	30
Pretok čistilnega sredstva, L/h	5 - 20	5 - 20

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel s sod., 2014

5.4 Karakterizacija odpadne vode

V tabeli 6 so predstavljeni rezultati karakterizacije odpadnih vod posameznih poskusov. Na podlagi opisanih rezultatov so se določili glavni kazalniki kvalitete vode, ki so se spremljali za oceno delovanja SBR in MBR tehnologije.

Tabela 6: Karakterizacija odpadne vode

Parameter	Enota	L1	L2	Analitska metoda
<i>pH</i>	pH pri 25 °C	7,26	7,91	elektrometrija
<i>EC</i>	μSiemens/cm pri 25 °C	38200	50400	elektrometrija
<i>Motnost</i>	NTU	175	175	turbidimetrija
<i>Obarvanost</i>	PtCo enote	13550	14300	kolorimetrija
<i>Celokupna alkalnost</i>	mg/L kot CaCO ₃	15460	16380	volumetrična titracija
<i>TDS</i>	mg/L	19100	25200	elektrometrija
<i>TSS</i>	mg/L	635	928	gravimetrija
<i>Celokupni fosfor</i>	mg/L P	39,5	25,0	kolorimetrija
<i>KPK</i>	mg/L	17760	16520	kolorimetrija
<i>BPK₅</i>	mg/L	10935	9720	elektrometrija
<i>Celokupni dušik</i>	mg/L N	4200	2200	kolorimetrija

Parameter	Enota	L1	L2	Analitska metoda
Klorid	mg/L Cl ⁻	7800	14700	volumetrična titracija
Ortofosfati	mg/L PO ₄ ³⁻	25,5	11,0	kolorimetrija
Celokupna trdota	mg/L kot CaCO ₃	2450	2150	volumetrična titracija

Legenda: L1 in L2 sveža vzorca odpadnih vod

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel s sod., 2014

Meje so bile presežene za večino parametrov. Zabeležene so bile visoke vrednosti kemične potrebe po kisiku (9520 – 17760 mg/L), biokemične potrebe po kisiku (4890–10935 mg/L) in celokupni dušik (2200 – 5250 mg/L), zato so bili ti parametri izbrani kot glavni kazalniki v ocenjevanju učinkovitosti opisanih eksperimentalnih sistemov (šaržni biološki reaktor in membranski biološki reaktor).

5.5 Evaluacija delovanja šaržnega biološkega reaktorja

Učinkovitost čiščenja šaržnega biološkega reaktorja je dosegla 84,6 % za biokemisko potrebo po kisiku, 46,7 % za kemijsko potrebo po kisiku in in 72,5 % za celokupni dušik. Učinkovitost šaržnega biološkega reaktorja postane izrazitejša, če ga postavimo v kontekst literaturnih podatkov. Na primer, zadrževalni čas trdnih snovi (blata) se je v tej študiji gibal med 12,9 in 14,1 dni, kar je na spodnjem območju vrednosti, najdenih v literaturi. Podobno se je ustreznih hidravlični zadrževalni čas gibal med 0,66 in 6 dni, kar je tudi na spodnjem območju literaturno naštetih vrednosti, i.e. 0,19 do 20 dni. Medtem ko je bila odpadna voda (kemijska potreba po kisiku: 9095 mg/L; biokemijska potreba po kisiku: 3114 mg/L) na zgornjem območju tistih, ki so jih poročali v drugi literaturi. Zouboulis in sod. (2001) so izboljšali učinkovitost čiščenja zaporednega šaržnega biološkega reaktorja z dodajanjem encimov, s čimer se je stopnja odstranjevanja kemijske potrebe po kisiku, biokemijske potrebe po kisiku in povečala na 40% in 70%, kar pa je še vedno nižje od učinkovitosti, dobljene v tej študiji (47% in 82 %). Nenazadnje pa so Guo in sod. poročali o nekoliko večji odstranitvi kemijske potrebe po kisiku (56,9 % v primerjavi s 47 %) in nižji odstranitvi biokemijske potrebe po kisiku (<79,6 v primerjavi z 82 %) med čiščenjem odpadne vode. (El. Fadel s sod., 2014) Ko se kot kazalnik učinkovitosti čiščenja uporabi odstranjeni skupni ekvivalent substrata, je učinkovitost čiščenja, opredeljena v tej študiji, še bolj izrazita, saj so odstranjene količine KPK, BPK₅ višje od tistih, navedenih v literaturi.

Tabela 7: Primerjava učinkovitost delovanj različnih eksperimentalnih šaržnih bioloških reaktorjev

	Delovni pogoji			Karakteristike odpadne vode, mg/mL		Učinkovitost odstranitve, %		Celokupni delež učinkovitosti odstranitve, mg/L	
	HRT (dan)	SRT (dan)	T (°C)	KPK	BPK	KPK	BPK	KPK	BPK
<i>Lin and Chang (2000)</i>				< 200 - 350		77		212	
<i>Zouboulis et al. (2001)</i>	20			15000	5600	40 - 75	70 - 95	6000 - 11250	3920 - 5320
<i>Uygur and Kargi (2004)</i>	9,33	10	25	5750		62		3565	
<i>Neczaj et al. (2005)</i>	0,19	10		3500		85		2975	
<i>Laitinen et al. (2006)</i>	4 - 8	10 - 40	25	2200	1300	77	93 (BPK7)	1694	1209
<i>Klimiuc and Kulikowska (2006)</i>	2 - 12	8 - 80	20 - 22	1348	517	≤ 83	98	≤ 1118	506
<i>Kulikowska et al. (2007)</i>	2 - 12	11 - 33	20 - 22	1380	539	77 - 83	> 98	1102	> 528
<i>Kulikowska et al. (2007)</i>	2 - 12	30 - 80	25	1188	451	76 - 80	> 98	922	442
<i>Guo et al. (2010)</i>	5	15	25	1625	619	57	80	924	493
<i>Aziz et al. (2011)</i>	3,34		25	1396		43			
<i>Aziz et al. (2011)</i>	3,34		25	1396		27		380	
<i>Aziz et al. (2011)</i>	3,34		20 - 25	1396		50		703	
<i>Opisana študija</i>	6	12.9		9095	3114	47	82	4366	2554

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel s sod., 2014

5.6 Eksperimenti membranskega biološkega reaktorja

V eksperimentih z membranskim biološkim reaktorjem so dosegli več kot 95-odstotno učinkovitost odstranjevanja za vse kazalnike (hlapne suspendirane trdne snovi, biokemijske potrebe po kisiku, celokupni dušik), medtem ko je pri kemijski potrebi po kisiku učinkovitost odstranjevanja dosegla 70 %. Celokupne povprečne učinkovitosti odstranjevanja za različne kazalnike (hlapne suspendirane trdne snovi: 95 %; biokemijske potrebe po kisiku: 99,5 %; kemijske potrebe po kisiku: 70 %; celokupni dušik: 95 %) so bile višje ali v mejah, o katerih so poročali v literaturi (tabela 5) (biokemijske potrebe po kisiku – 5: 85–100 %; kemijske potrebe po kisiku: 38–84 %; celokupni dušik: 43–88 %), čeprav so bile v tej študiji uporabljene začetne

koncentracije odpadne vode (biokemijske potrebe po kisiku: 4000–6000 mg/L; kemijske potrebe po kisiku: 9000–11000 mg/L; celokupni dušik: 2000–6000 mg/L) so bile na splošno višje od vrednosti, poročenih v literaturi (biokemijske potrebe po kisiku – 5: 100–1300 mg/L; kemijske potrebe po kisiku: 235–2456 mg/L; celokupni dušik: 240–1141 mg/L). (El. Fadel s sod., 2014)

Tabela 8: Učinkovitost delovanja membranskega biološkega reaktorja

	Delovni pogoji			Karakteristike odpadne vode, mg/mL		Učinkovitost odstranitve, %		Celokupni delež učinkovitosti odstranitve, mg/L	
	HRT (dan)	SRT (dan)	T (°C)	KPK	BPK	KPK	BPK	KPK	BPK
<i>Trebouet et al. (2001)</i>	10		25	500		74 – 80		385	
<i>Ahn et al. (2002)</i>				1017	100 – 500	38	97	386	291
<i>Bodzek et al. (2006)</i>				442	290	82	98	364	285
<i>Laitainen et al. (2006)</i>	3	35 - 60		2200	1300	85	99 (BPK7)	1859	1287
<i>Visvanathan et al. (2007)</i>	1		45	12000	4714 – 9498	79	99	9480	7035
<i>Tsilogeorgis et al. (2008)</i>	10			2456		40 – 60		1228	
<i>Feki et al. (2009)</i>	2 – 3		30	700	650	61	100	427	650
<i>Ince et al. (2010)</i>			25	2070		42 – 51		963	
<i>Ince et al. (2010)</i>			25	2070		66 – 70			
<i>Opisana študija</i>	0.83		22	10400	5270	70	100	7280	5244

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel s sod., 2014

Tabela 9: Povzetek primerjave med učinkovitost delovanja šaržnega biološkega reaktorja in membranskega biološkega reaktorja

	Vtok (mg/l)		Iztok (mg/l)		Celokupni delež učinkovitosti odstranitve %	
	KPK	BPK	KPK	BPK	KPK	BPK
SBR	8665 - 11770	2766 - 3569	4740 - 7770	427 - 1299	19 - 47	64 - 85
MBR	9000 - 11000	4000 - 6000	3000 - 4000	15 - 30	70	100

Vir: Povzeto in prirejeno po El. Fadel s sod., 2014

El. Fadel s sod, 2014 je na osnovi indikatorskih parametrov, ki so vključevali kemijsko (9000–11000 mg/L) in biokemijsko potrebo po kisiku (4000–6000 mg/L), celokupni dušik (2000 – 6000 mg/L) v laboratorijskem merilu na osnovi posameznih parametrov dokazoval učinkovitost tehnologij šaržnega in membranskega biološkega reaktorja čiščenja odpadne vode.

Membranski biološki reaktor je dosegal višje povprečne stopnje odstranjevanja nečistoč v odpadni vodi kot šaržni biološki reaktor. V primeru MBR je bil BPK_5 99,5 % v primerjavi z 82% za SBR. Enako je bil KPK višji za 23% v primerjavi s KPK za SBR. Celokupni dušik je bil v primeru MBR 95%, medtem ko pri SBR 73%.

Prehodno prikazana primerjalna ocena doseganja posameznih parametrov nam lahko pomaga pri izbiri tehnologije na osnovi željene kakovosti iztoka glede dopustne obremenitve onesnaženja. Okoljski odtis, tehnična ekspertiza in življenjska doba membrane so pomembni dejavniki odločitve, ki jih je treba upoštevati pri ocenjevanju ekonomskega bremena uporabe tehnologije membranskega biološkega reaktorja za čiščenje odpadne vode.

5.7 Okoljski odtis

Ena od prednosti tehnologije MBR pred SBR je, da se lahko obrat s membranskim biološkim reaktorjem postavi na približno 1/3 površine zemljišča, ki je potrebna za šaržni biološki reaktor. To pomeni, da če bi potrebovali za proces z SBR 12 hektarjev zemljišča, bi membranski biološki reaktor potreboval le 4 hektarje. Pri izvedbi primerjave stroškov obeh tehnologij je potrebno upoštevati dodatne stroške zemljišča, ki ga potrebujemo za šaržni biološki reaktor. Manjši okoljski odtis daje membranski bioreaktor zaradi sposobnosti delovanja pri visoki koncentraciji aktivnega blata. Membranski bioreaktor bo deloval pri MLSS vrednosti 9.000 mg/l, medtem ko bo šaržni biološki reaktor deloval pri MLSS vrednosti 3.000 mg/l. Šaržni biološki reaktor temelji na gravitacijskem ločevanju faz in zato ne more delovati pri povišani koncentraciji biomase, saj blato izgubi sposobnost separacije. Posledično to vpliva na učinkovitost čiščenja odpadne vode s šaržnim biološkim reaktorjem, glede na vremenske razmere je odvisno, kako učinkovito bo deloval. Pri membranskem biološkem reaktorju ni omenjene težave in ima konstantno sposobnost čiščenja odpadne vode.

5.8 Kakovost očiščene vode

Za proces čiščenja odpadne vode s šaržnim biološkim reaktorjem je potrebno za doseganje predpisane kakovosti (znotraj specifikacijskih mej) odpadne vode izvesti še njeno terciarno čiščenje. Ta odstrani še prisotna hranila, ki se pojavljajo v različnih oblikah (organsko vezani fosfat, ortofosfat, polifosfat, nitratni dušik, nitritni dušik, amonijev dušik, organsko vezani

dušik..). Brez terciarnega čiščenja voda ne bi ustrezala specificirani kakovosti, saj bi vsebovala veliko bioloških spojin ter posledično oddajala neprijetne vonjave. Z novejšimi membranami lahko uporabimo nižje tlake, cena je v enakem stroškovnem razredu kot konvencionalni procesi obdelave odpadne vode. Pokazatelj čiste vode je manjša motnost. Membranski biološki reaktor ima <0,2 NTU motnost vode v iztoku in zmanjšuje obremenitev sistema končne dezinfekcije. Slabosti membranskega biološkega reaktorja je, da je potrebno membrane menjati na 3 – 5 let ter lahko zahteva predčiščenje, da se izognemo zamašitvi. Tehnologija šaržnega biološkega reaktorja, tudi če ji sledi terciarno čiščenje, ne bo dosegla tako nizkih vrednosti.

5.9 Enostavnost uporabe reaktorja

Pri membranskem biološkem reaktorju ne potrebujemo na voljo operaterja toliko časa, kot ga potrebujemo pri šaržnem biološkem reaktorju. SBR zahteva skozi proces čiščenje odpadne vode veliko analiziranja vzorcev, kar zahteva od operaterjev veliko časa. Na značilnosti vpliva veliko dejavnikov (vreme, temperatura,..), ki se lahko spreminjajo iz dneva v dan. Temperatura igra zelo pomembno vlogo pri blatu pri obeh tehnologijah. Na tvorbo kosmov ter biološko aktivnost bakterij vpliva temperaturno območje, v katerem se nahajajo. Biološka aktivnost bakterij, sinteza ter tvorjenje kosmov je nizka pri nizki temperaturi (8 °C ali manj), pri temperaturi nad 12 °C se hitreje tvorijo kosmi ter učinkovito odstranjujejo organske snovi, pri temperaturi pod 18 °C imajo bakterije manjšo sposobnost tvorjenja kosmov. Medtem ko pri temperaturi nad 38 °C začnejo zaradi biološke aktivnosti bakterij ter slabše usedljivosti aktivnega blata kosmi razpadati. Šaržni biološki reaktor ima veliko prilagodljivost vodenja procesa. SBR tehnologija ponuja veliko število opcij delovanja ter dovoljuje regulacijo faz skozi časovno obdobje dodajanja, mešanja ter prezračevanja odpadne vode. Zaradi velike prilagodljivosti potrebujemo operaterja, ki mora regulirati parametre delovanja, prilagajati cikle ter analizirati vzorce iz SBR. Takšen proces čiščenja odpadne vode zahteva stalno pomoč usposobljenega analitika in operaterja za vodenje procesa. Pri membranskem biološkem reaktorju nimamo težav z aktivnim blatom, kar močno zmanjša količino dela ter časa porabljanega za regulacijo in nadzor. Zaradi enostavnosti delovanja v MBR ni potrebno prilagajati ciklov tako kot v SBR, kar nam omogoča regulacijo procesov in nadzor tudi z oddaljene lokacije. Membranski biološki reaktor zahteva bistveno manj upravljanja in vzdrževanja v primerjavi s šaržnim biološkim reaktorjem.

5.10 Odpadno blato

Membranski biološki reaktor deluje pri daljših zadrževalnih časih (SRT) in posledično proizvaja 30 % manj odpadnega blata kot šaržni biološki reaktor. Šaržni biološki reaktor ne more delovati pri daljših zadrževalnih časih zaradi negativnega vpliva na usedanje aktivnega blata. Membranski biološki reaktor doseže pri višji starosti blata nižjo stopnjo rasti biomase. Z raziskavami je dokazano, da se pri starosti 20 – 50 dni doseže visoka stopnja odstranjevanja dušikovih, fosforjevih in ogljikovih spojin iz odpadne vode (Menih, 2017). Mikroorganizmi lahko odstranijo tudi težje razgradljive spojine, ker se pri višji starosti blata doseže manjša stopnja rasti biomase. V procesu čiščenja z aktivnim blatom pri SBR prihaja do slabših učinkov čiščenja zaradi razpadanja kosmov, kar povzroča težavo in prihaja do zmanjšanja usedljivosti blata. Na razpad kosmov vplivajo naslednji parametri: temperatura, pH vrednost, oksidacijsko – redukcijski potencial, koncentracija raztopljenega kisika in starost blata.

5.11 Primer izbire membranske tehnologije na slovenskem območju

V občini Radenci je bilo potrebno postaviti čistilno napravo kapacitete 8.600 PE za potrebe čiščenja komunalne odpadne vode. Obstoječi biološki bazen so po rekonstrukciji uporabili kot zadrževalni bazen pred novo uporabo ter tako zmanjšali stroške nadgradnje obstoječe naprave. Glede na zahteve lokalne skupnosti so izbirali med šaržnim in membranskim biološkim reaktorjem. V primeru odločitve za SBR bi bilo treba izgraditi tlačni kanal dolžine 1000 m do iztoka v reko Muro. Z izborom MBR tehnologije bi bili parametri čiščenja odpadne vode dovolj visoki, da bi lahko očiščeno odpadno vodo neposredno izpustili v reko. Na osnovi primerjave med SBR in MBR so ovrednotili stroške obeh tehnologij ter stroške 10-letnega obratovanja. (Lozej, 2013)

Tabela 10: Primerjava stroškov med SBR in MBR tehnologijo

	SBR (EUR)	MBR (EUR)
Vrednost investicije	5.326.170,00	5.307.334,00
10-letno obratovanje in vzdrževanje	5.231.312,50	5.420.912,20
Skupaj	10.557.482,50	10.728.246,20
	100,00%	101,62%

Vir: Povzeto in prirejeno po Lozej M., 2013

Primerjava stroškov je bila izvedena glede na razmere na trgu leta 2013. V stroške je potrebno upoštevati, da se je membranska tehnologija razvila v zadnjih 15 letih ter so se v tem času MBR pokazali kot izredno učinkoviti ter da je življenjska doba membrane ob ustreznem čiščenju tudi do 13 let. Ravno tako cene membran padajo, kar pomeni, da postaja v prihodnosti membranska tehnologija še bolj konkurenčna na trgu. V 10-letnem obdobju vidimo, da je strošek obratovanja MBR za 1.62 % višji v primerjavi z obratovanjem SBR. V stroške za SBR kot MBR je ravno tako potrebno všteti tudi strošek delovne sile. V primeru uporabe MBR naprave je možen nadzor procesa na daljavo, saj poteka avtomatizirano in je neodvisen od letnega časa in temperature. To pomeni, da so stroški delovne sile z uporabo MBR nizki v primerjavi z SBR, kjer je zaradi kompleksnosti procesa zahtevana stalna pristotnost delovne sile. MBR deluje s koncentracijo suspendiranih snovi v območju 15-22 mg/ml. Razmerje nivoja suspendiranih snovi 5:1 prispeva k temu, da je za MBR tehnologijo potreben manjši volumen bazenov in zaradi uporabe filtrov ni potrebe po izvedbi primarnega usedalnika. Na tej osnovi je zahtevana površina za postavitev sistema MBR veliko manjša kot pri uporabi SBR tehnologije. V primeru potrebe po povečanju kapacitete lahko v primeru MBR tehnologije to storimo z enostavnim dodajanjem membranskih modulov v bazene, kar pri SBR ni mogoče. V bazenih je pogosto dovolj prostora za povečanje kapacitete za 15-20%. (Lozej, 2013) Optimalno delovanje čistilne naprave, ki uporablja SBR tehnologijo, je naravnano na povprečne parametre delovanja čistilne naprave. Vsakokrat, ko pride do spremembe pogojev, pride do motenj v delovanju SBR naprave. Zaradi tega nam SBR tehnologija daje spremenljive rezultate očiščene odpadne vode zaradi nezmožnosti prilagajanja spremembam vhodnim parametrom. Na osnovi prednosti, ki jih izkazuje MBR pred SBR tehnologijo in majhnih cenovnih razlik v stroških obratovanja in vzdrževanja, lahko zaključimo, da je za obravnavano lokacijo MBR tehnologija tudi zaradi večje okoljske sprejemljivosti parametrov očiščene odpadne vode primernejša izbira.

6 ZAKLJUČEK

Na osnovi pregleda področja čiščenja odpadnih vod in swot analize lahko štejemo, da je uporaba MBR tehnologije bolj učinkovita pri čiščenju v primerjavi z SBR (tabele 11). MBR lahko uvrščamo tudi med tehnologije, ki se bodo vse bolj uporabljale v procesih čiščenja odpadnih voda zaradi nizkih stroškov obratovanja ob upoštevanju zahtevane delovne sile, avtomatiziranega vodenja procesa, vse cenejših materialov membran in membranskih modulov. Prednost MBR je tudi v manjši proizvodnji aktivnega blata in njegovem daljšem zadrževalnem času (SRT) (do 25 dni). Iz primerjave stroškov za SBR in MBR, narejene za občino Radenci, izhaja tudi, da so stroški obratovanja in vzdrževanja minimalno večji v primeru MBR tehnologije. Tudi iz nekaterih literaturnih podatkov izhaja, da je lastna cena storitve čiščenja na m³ odpadne vode v primeru SBR ugodno nižja, in sicer 0.82 v primerjavi z 0.87 za MBR (Gorjan, 2012). Zato je pred uvajanjem SBR ali MBR tehnologije potreben temeljit premislek pri odločitvah o izbiri načina čiščenja odpadne vode, saj čistilne naprave niso namenjene ustvarjanju profita, ampak za doseganje najboljše okoljske sprejemljivosti čiščenja (tabela 12).

Tabela 11: Primerjava med SBR in MBR tehnologijo

SBR	
Prednosti	Enostavna avtomatizacija Okoljski odtis Daljši čas zadrževanja blata (SRT) Količina odpadnega blata Učinkovitost čiščenja
Slabosti	Enostavna avtomatizacija Kvaliteta očiščene odpadne vode Manjša površina postavitve reaktorja Zasedenost operaterja Težavno vodenje Težavno odstranjevanje blata Potreba po terciarnem čiščenju Investicijski stroški Obratovalni stroški
MBR	
Prednosti	Enostavna avtomatizacija Kvaliteta očiščene odpadne vode Manjša površina postavitve reaktorja Zasedenost operaterja Okoljski odtis Daljši čas zadrževanja blata (SRT) Količina odpadnega blata Učinkovitost čiščenja
Slabosti	Težavno vodenje Težavno odstranjevanje blata Potreba po terciarnem čiščenju Investicijski stroški Obratovalni stroški

Tabela 12: Primerjava kvalitete izpusta pri različnih tehnologijah obdelave odpadne vode

PARAMETER	ZMOGLJIVOST ČISTILNE NAPRAVE		
	ENOTA	MBR	SBR
Neraztopljene snovi	mg/l	0	15
Amonijev dušik	mg/l	5	5
Celotni dušik	mg/l	15	15
KPK	mg/l	50	70
BPK ₅	mg/l	5	10
Celotni fosfor	mg/l	2	2
<i>Escherichia coli</i>	št./100 ml	10	1000

Vir: Povzeto in prirejeno po Gorjan, 2012

7 POVZETEK

Temeljni cilj magistrske naloge je bil predstaviti problematiko področja čiščenja in odvajanja odpadne vode, šaržni biološki reaktor, membranski biološki reaktor ter primerjava med njima. V prvem delu je bila opisana slovenska zakonodaja, ki opredeljuje čiščenje odpadne vode, nato je poudarek na vrstah onesnaženih vod, sestavi ter lastnostih odpadne vode. Pri čiščenju odpadne vode se uporabljajo različne kemijske, fizikalne in biološke metode, zato je potrebno za analiziranje le te vedeti, s kakšno odpadno vodo imamo opravka.

Drugi del magistrskega dela vsebuje primerjavo podatkov šaržnega biološkega reaktorja in membranskega biološkega reaktorja. Pregled tega področja v okviru magistrske naloge izpostavlja, da ima tehnologija zaporednega šaržnega reaktorja določeno prilagodljivost glede časa in zaporednih korakov samega cikla obdelave odpadnih vod, medtem ko je njegova učinkovitost omejena na račun slabše kakovosti odpadne vod. Na drugi strani je dokazano, da je tehnologija membranskega biološkega reaktorja s svojo izboljšano učinkovitostjo primernejša in učinkovitejša od SBR. Na osnovi literaturnih podatkov je MBR tehnologija zmogljivejša pri odstranjevanju KPK, BPK ter celokupnega organskega ogljika in dušika v primerjavi s SBR. Glavna razlika med sistemoma šaržnega biološkega reaktorja in membranskega biološkega reaktorja je prisotnost membrane za ločevanje biomase. Membrana omogoča številne prednosti, vključno z zmanjšanim okoljskim odtisom, višjo kakovostjo iztoka, manjšo proizvodnjo blata in enostavno obnovo. Pri delovanju na veliki napravi odprava faznega ločevanja z uporabo gravitacijskega usedanja zmanjša potrebo stalnega spremljanja kakovosti blata, ki se sicer lahko spreminja dnevno, zaradi česar je potreben večji nadzor nad postopkom in prilagajanje na kraju samem znotraj operacije šaržnega biološkega reaktorja, da se ohranijo dobre lastnosti posedanja, potrebne za ohranjanje visoke kakovosti iztokov.

Ključni element je membrana, ki pripomore k boljši ohranitvi aktivnega blata znotraj samega reaktorja. Membrana omogoča boljšo separacijo ter posledično odstranjevanje organskih komponent kot SBR reaktor. Velikost reaktorja je odvisna od koncentracije aktivnega blata, posledično je zaradi tega volumen reaktorja bistveno manjši. Ena od prednosti tehnologije MBR pred SBR je, da se lahko obrat s membranskim biološkim reaktorjem postavi na približno 1/3 površine zemljišča, ki je potrebna za šaržni biološki reaktor. Specificirana kakovost očiščene vode je boljša pri MBR, saj so vrednosti bistveno pod specifikacijsko mejo. Obratovalni stroški pa so zaradi električne porabe višji pri MBR tehnologiji. Kot vidimo v tabeli 10, je sicer MBR dražji od SBR za 1,62%, vendar se MBR tehnologija razvija in delež proizvajalcev na trgu se vsako leto večja, kar pomeni da bo dolgoročno MBR tehnologija ekonomsko cenejša od SBR. Velika prednost, ki jo vidimo pri izbiri MBR tehnologije, je

avtomatiziran proces vodenja, med tem ko je potrebno pri SBR tehnologiji imeti na lokaciji ljudi, ki bodo spremljali obratovalne parametre. Operativni stroški so zato pri MBR tehnologiji nižji kot pri SBR tehnologiji. Graf 9 prikazuje podatke, ki nakazujejo, da je MBR tehnologija učinkovitejša za čiščenje odpadnih voda.

Pri primerjavi rezultatov tehnologij šaržnega biološkega reaktorja in membranskega biološkega reaktorja v opisani študiji je bilo pokazano, da membranski biološki reaktor daje bistveno boljše rezultate pri odstranjevanju biokemijske potrebe po kisiku, kemijske potrebe po kisiku in celokupnega dušika, z ustreznim izboljšanjem učinkovitosti odstranjevanja (21, 33, 34 in 30 %), kar je razvidno iz tabele 9. To bi lahko pripisali sposobnosti membranskega biološkega reaktorja, da deluje pri daljšem zadrževalnem času in pri večji količini hlapnih suspendiranih trdnih snovi v mešani tekočini, kot je to primer pri šaržnem biološkem reaktorju. Tako visoke ravni biomase v membranskem biološkem reaktorju omogočajo počasi biorazgradljivim substratom, da jih reaktor razgradi. V sistemih membranskega biološkega reaktorja membranski modul ohranja velik del biomase v bioreaktorju in tako omogoča razmeroma visoke koncentracije biomase. V nasprotju s tem visokih zadrževalnih časov trdne snovi, ki jih spremljajo visoke ravni hlapnih suspendiranih trdnih snovi v mešani tekočini, v sistemih šaržnega biološkega reaktorja ni mogoče vzdrževati. Slednji se zanašajo na gravitacijsko usedanje za ločevanje biomase, ki pa je manj učinkovita kot membrana, zlasti pri visokih ravneh hlapnih suspendiranih trdnih snoveh v mešani tekočini, saj blato izgubi sposobnost posedanja v ločen sloj. Pri membranskem biološkem reaktorju fine pore povečajo odstranjevanje organskih snovi glede na gravitacijsko posedanje v sistemu zaporednega šaržnega biološkega reaktorja. Čeprav tehnologija šaržnega biološkega reaktorja ponuja določeno prilagodljivost glede časa ciklov in zaporedja le-teh, je njena zmogljivost omejena, če upoštevamo potencialno raznolikost v kakovosti in količini odpadne vode. Kombinacija membranskega ločevanja in procesov biorazgradnje oziroma tako imenovana tehnologija membranskega biološkega reaktorja je občutno izboljšala učinkovitost odstranjevanja nečistoč.

Na osnovi pregleda področja zaključujemo, da je MBR tehnologija bolj učinkovita pri čiščenju odpadne vode v primerjavi z SBR. Uvrščamo jo lahko med tehnologije, ki se bodo vse bolj uporabljale v procesih čiščenja odpadnih voda zaradi nizkih obratovalnih stroškov, avtomatiziranega vodenja in cenovni dostopnosti membranskih modulov.

8 SUMMARY

The main objective of work was to shed the light onto the problematics of cleaning and removal of wastewater, sequential biological reactor, membrane biological reactor and the comparison between these two types of wastewater treatment.

The first part of the Master thesis focuses mainly on describing Slovenian legislative, which determines the wastewater treatment. We are using various chemical, physical and biological methods for wastewater cleaning, therefore for analyzing the wastewater we need to understand its properties. In order to sufficiently clean the wastewater to a specified quality we need to develop an efficient wastewater sampling process and monitoring.

The second part of the Master thesis included the comparison of collected and already known data regarding sequential biological reactor and membrane biological reactor. The overview of this field in the Master thesis highlights a certain flexibility of the sequential biological reactor technology when taking into account time and the sequence of steps in a wastewater treatment cycle, however its efficacy is limited due to bad quality of the wastewater. On the other hand, we have showed that the membrane biological reactor technology is more appropriate and more superior to SBR due to its enhanced efficacy. Based on literature data the MBR technology is more efficient at removal of chemical oxygen demand, biochemical oxygen demand and total organic carbon and nitrogen in comparison to the SBR technology. The main difference between a batch biological reactor system and a membrane biological reactor is the

presence of a biomass separation membrane. The membrane offers a number of benefits, including a reduced environmental footprint, higher effluent quality, lower sludge production and easy restoration. When operating on a large scale, the elimination of phase separation using gravitational sedimentation reduces the need for continuous monitoring of sludge quality, which may otherwise change daily, necessitating greater process control and on-site adjustment within a batch biological reactor operation to maintain good properties. settling required to maintain high quality effluents. The key component is the membrane, which enables a better conservation of the activated sludge within the reactor. The membrane enables a more efficient separation and consequentially better removal of organic components in comparison to the SBR. The reactor size is determined by the activated sludge concentration, which means that the reactor volume is substantially smaller. One of the advantages of the MBR technology against the SBR is the needed size of the land area where the plant is situated. The land size need for the plant using MBR technology is one third needed for the SBR technology. The cleaned wastewater's quality is better in the MBR technology as the values of the quality parameters are well below the specification limits. However, due to electricity usage the operating costs are higher at MBR technology. As we can see in Table 10, MBR is 1.62% more expensive than SBR, but MBR technology is evolving and the market share of manufacturers is increasing every year, which means that in the long run MBR technology will be economically cheaper than SBR. One important advantage of the MBR technology is that it is an automated process, whereas the SBR technology requires on site personnel to monitor the operating parameters. Last but not least, the operational costs are therefore lower with MBR technology than with SBR technology. Graph 9 shows data, which indicate that MBR technology is more efficient for wastewater treatment. Comparing the results of batch biological reactor and membrane biological reactor technologies in the described study, it was shown that the membrane biological reactor gives significantly better results in the removal of biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, NH₃ and total nitrogen, with a corresponding improvement in removal efficiency (21, 33, 34 and 30%), as shown in Table 9. This could be attributed to the ability of the membrane biological reactor to operate with a longer residence time and with a higher amount of volatile suspended solids in the mixed liquid than in a batch biological reactor. Such high levels of biomass in a membrane biological reactor allow slowly biodegradable substrates to be degraded by the reactor. In membrane biological reactor systems, the membrane module retains much of the biomass in the bioreactor and thus allows for relatively high biomass concentrations. In contrast, high solids retention times accompanied by high levels of volatile suspended solids in a mixed liquid cannot be maintained in batch biological reactor systems. The latter rely on gravitational sedimentation to separate biomass, which is less efficient than membrane, especially at high levels of volatile suspended solids in a mixed liquid, as sludge loses the ability to settle in a separate layer. The improved performance of the membrane biological reactor can be attributed to the membrane discharge of the mixed liquid from the water, with which the fine pores increase the removal of organic matter with respect to gravitational settling in the sequential batch biological reactor system. Although batch biological reactor technology offers some flexibility in terms of cycle time and sequence, its capacity is limited given the potential diversity in wastewater quality and quantity. The combination of membrane separation and biodegradation processes or the so-called membrane biological reactor technology has significantly improved the efficiency of impurity removal.

Based on the review of the field, we conclude that MBR technology is more efficient in wastewater treatment compared to SBR. It can be classified as one of the technologies that will be increasingly used in wastewater treatment processes due to low operating costs, automated control and the affordability of membrane modules.

9 VIRI IN LITERATURA

Ahn, W.Y., M.S. Kang, S.K. Yim, and K.H. Choi. Advanced landfill leachate treatment using an integrated membrane process. 2002. Pridobljeno na <https://www.lenntech.com/abstracts/906/advanced-landfill-leachate-treatment-using-an-integrated-membrane-process.html>.

Agencija Republike Slovenije za okolje. Kazalci okolja za Slovenijo, 2020. Pridobljeno na <http://kazalci.arso.gov.si/sl/content/ciscenje-odpadnih-voda-na-komunalnih-skupnih-cistilnih-napravah-1>.

Agencija Republike Slovenije za okolje. Okoljski kazalci za Slovenijo, 2020. Pridobljeno na <http://kazalci.arso.gov.si/sl/content/ciscenje-odpadnih-voda-na-komunalnih-skupnih-cistilnih-napravah-1>.

Aziz, S.Q., H.A. Aziz, and M.S. Yusoff. Powdered activated carbon augmented double react-settle sequencing batch reactor process for treatment of landfill leachate. 2011. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/234834004_Powdered_activated_carbon_augmented_double_react-settle_sequencing_batch_reactor_process_for_treatment_of_landfill_leachate.

Bodzek, M., E. Łobos-Moysa, and M. Zamorowska. Removal of organic compounds from municipal landfill leachate in a membrane bioreactor. 2006. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/228477240_Removal_of_organic_compounds_from_municipal_landfill_leachate_in_a_membrane_bioreactor.

Direktive EU s področja upravljanja voda (Evropska vodna direktiva 2000/60/EC). Pridobljeno na <https://www.uradni-list.si/Data/File/Produkt/Vode%20vsebinske.pdf>.

Direktiva o čiščenju komunalne odpadne vode (Direktiva 91/271/EGS). Pridobljeno na <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SL/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0271&from=EN>.

El Fadel, M., Hashisho, J.: A comparative examination of MBR and SBR performance for the treatment of high-strength landfill leachate. 2014. Pridobljeno na <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2014.907840>.

Ezugbe E.O., Rathilal S. : Membrane Technologies in Wastewater Treatment: A Review. 2020. Pridobljeno na <https://www.mdpi.com/2077-0375/10/5/89>.

Feki, F., F. Aloui, M. Feki, and S. Sayadi.: Electrochemical oxidation post-treatment of landfill leachates treated with membrane bioreactor. 2014. Pridobljeno na <https://europepmc.org/article/med/19155042>.

Gorjan, M.: Celovita primerjava tehnologij za čiščenje komunalne odpadne vode. Univerza v Novi Gorici. Magistrsko delo. Poslovno – tehniška fakulteta, Nova Gorica, 2012.

Guo, J.S., A.A. Abbas, Y.P. Chen, Z.P. Liu, F. Fang, and P. Chen. Treatment of landfill leachate using a combined stripping, fenton, SBR, and coagulation process. 2010. Pridobljeno na <https://europepmc.org/article/med/20188464>.

Grubač, J.: Čiščenje odpadnih voda v manjšem poslovnem objektu s pomočjo tehnologije MBR. Univerza v Ljubljani. Magistrsko delo. Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo, Ljubljana, 2019.

Husić, M.: Odvajanje in čiščenje odpadne vode. Visoka šola za gradbeno inženirstvo, Kranj, 2015.

Henze, M., Harremoës, P., Jansen, J.C., Arvin, E.: Wastewater Treatment, 2nd Edition, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 1997.

Ince, M., E. Senturk, G. Onkal Engin, and B. Keskinler. Further treatment of landfill leachate by nanofiltration and microfiltration–PAC hybrid process. 2010. Pridobljeno na <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916410000524>.

Judd, S. 2011.: The MBR Book, Principles and applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment. Second edition. Oxford.

Kurbus, T. : Razvoj visoko učinkovitega postopka čiščenja odpadnih vod v šaržnem biološkem reaktorju. Univerza v Ljubljani. Doktorska disertacija. Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo, Ljubljana, 2008.

Klimiuc, E., and D. Kulikowska. Organics removal from landfill leachate and activated sludge production in SBR reactors. 2006. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/7478313_Organics_Removal_from_Landfill_Leachate_and_Activated_Sludge_Production_in_SBR_Reactors.

Kulikowska, D., E. Klimiuk, and A. Drzewicki. BOD5 and COD removal and sludge production in SBR working with or without anoxic phase. 2007. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/6961703_BOD5_and_COD_removal_and_sludge_production_in_SBR_working_with_or_without_anoxic_phase.

Laitinen, N., A. Luonsi, and J. Vilen. Landfill leachate treatment with sequencing batch reactor and membrane bioreactor. 2006. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/222550854_Landfill_Leachate_Treatment_with_Sequencing_Batch_Reactor_and_Membrane_Bioreactor.

Lin, S., and C. Chang. Treatment of landfill leachate by combined electroFenton oxidation and sequencing batch reactor method. 2000 . Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/223694087_Treatment_of_Landfill_Leachate_by_Combined_Electro-Fenton_Oxidation_and_Sequencing_Batch_Reactor_Method.

Li, X., Zhang, R.: Aerobic treatment of dairy wastewater with sequencing batch reactor, Bioprocess Biosystems Eng., 2002, 25, str. 100–111.

Menih, M.: Primerjava različnih tehnoloških postopkov čiščenja komunalnih odpadnih voda za malo KČN. Univerza v Ljubljani. Magistrsko delo. Fakulteta za gradbeništvo in geodezijo, Ljubljana, 2017.

Neczaj, E., E. Okoniewska, and M. Kacprzak. Treatment of landfill leachate by sequencing batch reactor. 2005. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/239694310_Treatment_of_Landfill_Leachate_by_Sequencing_Batch_Reactor.

Pavko A., Plazl-Žnidaršič P.: Praktikum iz biokemijskega inženirstva, Univerza v Ljubljani, Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo, Ljubljana, 2002.

Roš, M.: Biološko čiščenje odpadne vode, GV Založba, Ljubljana, 2001.

Roš, M., Zupančič D.: Čiščenje odpadnih voda, VSVO, Velenje, 2010.

Roš, M: Sodobni postopki čiščenja odpadnih vod, Fit media, Celje, 2015.

Republika Slovenije Statistični urad, 2019. Pridobljeno na <https://pxweb.stat.si/SiStatData/pxweb/sl/Data/-/2700002S.px/>.

Republika Slovenija Statistični urad. 2019. Čiščenje odpadnih voda na komunalnih in skupnih čistilnih napravah. Pridobljeno na <http://kazalci.arso.gov.si/sl/content/ciscenje-odpadnih-voda-na-komunalnih-skupnih-cistilnih-napravah>.

Republika Slovenija Statistični urad. Metodološko pojasnilo Javna kanalizacija. 2019. Pridobljeno na <https://www.stat.si/StatWeb/File/DocSysFile/8213>.

Simonič, M., Petrinič I.: Čiščenje odpadnih voda iz industrijske pralnice z uporabo membranske tehnologije, Glasilo slovenskih tekstilcev, 2004.

Trebouet, D., J.P. Schlumpf, P. Jaouen, and F. Quemeneur. 2001. Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical-nanofiltration processes. 2001. Pridobljeno na <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135401000057>.

Tsilogeorgis, J., A. Zouboulis, P. Samaras, and D. Zamboulis. Application of a membrane sequencing batch reactor for landfill leachate treatment. 2008. Pridobljeno na <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916407007321>.

Uredba o emisiji snovi pri odvajanju odpadne vode iz komunalnih čistilnih naprav (Uradni list RS, št. 103/02, 41/04 – ZVO-1 in 98/07. Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=URED4442>.

Uredba o emisiji snovi pri odvajanju padavinskih voda z javnih cest (Ur.l. RS, št. 45/07). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=URED3607>.

Uredba o odvajanju in čiščenju komunalne odpadne vode (Ur.l. RS, št. 98/15, 76/17 in 81/19). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=URED6951>.

Uredba o odvajanju in čiščenju komunalne in padavinske vode (Ur.l. RS, št. 88/11). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=URED5707>.

Uredba o okoljski dajatvi za onesnaževanje okolja zaradi odvajanja odpadnih voda (Ur. l. RS, št. 80/12 in 98/15). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=URED5136>. Uredba o Evropskem registru izpustov in prenosu onesnaževal ter spremembi direktiv Sveta (91/689/EGS in 96/61/ES). Pridobljeno na <http://okolje.arso.gov.si/ipcc/uploads/File/E-PRTR%20Uredba.pdf>.

Uygur, A., and F. Kargi. Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor. 2004. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/8619653_Biological_Nutrient_Removal_from_Pre-Treated_Landfill_Leachate_in_a_Sequencing_Batch_Reactor.

Visvanathan, C., M.K. Choudhary, M.T. Montalbo, and V. Jegatheesan. Landfill leachate treatment using thermophilic membrane bioreactor. 2007. Pridobljeno na <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0011916406013002>.

Wilén, B.M., Balmer, P.: The effect of dissolved oxygen concentration on the structure, size and size distribution of activated sludge flocs, Water Res., 1999, 33, str. 380-400. Yoon, S.-68

H. 2015. Membrane Bioreactor Processes, Principles and Applications. Florida, Boca Raton, CRC Press: 452 str. Pridobljeno na <https://books.google.si/books?id=lv5CQAAQBAJ&pg=PA401&lpg=PA401&dq=membrane+bioreactor+process+seong&source=bl&ots=8RvhD5B5rm&sig=ACfU3U2SiYVEzUWnneDri5slornDcf0HnA&hl=sl&sa=X&ved=2ahUKEwjKIJSNsZ3hAhWHGuwKHbsrDEkQ6AEwBnoECAkQAQ#v=onepage&q=membrane%20bioreactor%20process%20seong&f=false>.

Zakon o varstvu okolja (Ur.l. RS, št. 39/06 – uradno prečiščeno besedilo, 49/06 – ZMetD, 66/06 – odl. US, 33/07 – ZPNačrt, 57/08 – ZFO-1A, 70/08, 108/09, 108/09 – ZPNačrt-A, 48/12, 57/12, 92/13, 56/15, 102/15, 30/16, 61/17 – GZ, 21/18 – ZNOrg in 84/18 – ZIURKOE 30/16)). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=ZAKO273>.

Zakon o vodah (Ur.l. RS, št. 65/2020). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=ZAKO1244>.

Zakon o ohranjanju narave (Ur.l. RS, št. 96/04 – uradno prečiščeno besedilo, 61/06 - ZDru-1, 8/10 – ZSKZ-B, 46/14, 21/18 – ZNOrg, 31/18 in 82/20). Pridobljeno na <http://pisrs.si/Pis.web/pregledPredpisa?id=ZAKO1600>.

Zipper, T., Fleischmann, Haberl, R.: Development of a new system for control and optimization of small wastewater treatment plants using oxidatio-reduction potential (ORP). Water Sci. Technol., 1998, str. 300-314.

Zouboulis, A., M. Loukidou, and K. Christodoulo. Enzymatic treatment of sanitary landfilled leachate. 2001. Pridobljeno na https://www.researchgate.net/publication/11832860_Enzymatic_treatment_of_sanitary_landfill_leachate.

Žgajnar Gotvajn A., Zagorc-Končan, J., Kalčíková, G.: Procesi v tehnologijah varstva okolja. Univerza v Ljubljani. Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo, Ljubljana, 2016.

Žuljan, M.: Učinek čiščenja odpadnih vode v sekvenčnem biološkem reaktorju pri različnih temperaturnih pogojih. Diplomsko delo. Univerza v Mariboru. Fakulteta za kemijo in kemijsko tehnologijo, Maribor, 2016.