

Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte
Latvia University of Life Sciences and Technologies

Vides un būvzinātņu fakultāte
Faculty of Environment and Civil Engineering



Mg.sc.ing. **Linda Grinberga**

**ŪDEŅU KVALITĀTES
UZLABOŠANAS EFEKTIVITĀTE UN RISINĀJUMI
MĀKSLĪGAJOS MITRĀJOS LATVIJĀ**

*The Efficiency and Solutions
for Water Quality Improvement
in Constructed Wetlands in Latvia*

PROMOCIJAS DARBA KOPSAVILKUMS
Ph.d. zinātniskā doktora grāda iegūšanai

SUMMARY
of the Doctoral thesis for the scientific degree of Ph.D.

Jelgava
2022

VISPĀRĪGĀ INFORMĀCIJA

Promocijas darbs izstrādāts: Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitātes Vides un būvzinātņu fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā laika posmā no 2015. līdz 2022. gadam.

Promocijas darba zinātniskais vadītājs: Prof., Dr.sc.ing. Ainis Lagzdiņš, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte.

Oficiālie recenzenti:

Prof., Dr.sc.ing. Ilmārs Dukulis, Latvijas Biozinātņu un tehnoloģiju universitāte, LZP eksperts Vides inženierijas un enerģētikas zinātņu nozarē.

Prof., Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga, Rīgas Tehniskā universitāte, LZP eksperte Vides inženierijas un enerģētikas zinātņu nozarē.

Asoc.prof. Dr. Vilda Grybauskiene, Kauņas Mežsaimniecības un vides inženierzinātņu universitāte

Promocijas padomes sastāvs:

Prof., Dr.sc.ing. Ilmārs Dukulis, promocijas padomes priekšsēdētājs;

Prof., Dr.sc.ing. Ainis Lagzdiņš, promocijas padomes priekšsēdētāja vietnieks;

Asoc. prof., Dr.sc.ing. Ruslans Šmigins, promocijas padomes sekretārs;

Vadošais pētnieks, Dr.sc.ing. Aivars Āboltiņš;

Vadošais pētnieks, Dr.sc.ing. Semjons Ivanovs;

Prof., Dr.sc.ing. Vitālijs Osadčuks;

Asoc.prof., Dr.sc.ing. Vilnis Pīrs;

Prof., Dr.sc.ing. Dainis Berjoza;

Doc., Dr.sc.ing. Laima Bērziņa.

Promocijas darba aizstāvēšana notiks LBTU Vides inženierijas un enerģētikas nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2022. gada 19. decembrī plkst. 10:00 Jelgavā, Akadēmijas ielā 19, Vides un būvzinātņu fakultātē, 117. auditorijā.

Ar promocijas darba kopsavilkumu var iepazīties LBTU Fundamentālajā bibliotēkā, Jelgavā, Lielā ielā 2 un tiešsaistē <http://llufb.llu.lv/>.

Atsauksmes sūtīt promocijas padomes sekretāram, Asoc.prof., Dr.sc.ing. **Ruslanam Šmiginam** (J. Čakstes bulvāris 5, LV-3001, Jelgava, Latvija, e-pasts: ruslans.smigins@lbtu.lv).

The research was carried out at the Latvia University of Life Sciences and Technologies, Faculty of Environment and Civil Engineering, Department of Environmental Engineering and Water management from 2015 to 2022.

Scientific supervisor:

Prof., Dr.sc.ing. Ainis Lagzdīņš, Latvia University of Life Sciences and Technologies.

Official reviewers:

Prof., Dr.sc.ing. Ilmārs Dukulis, Latvia University of Life Sciences and Technologies.

Prof., Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga, Riga Technical university.

Asoc.prof., Dr. Vilda Grybauskiene, Kaunas Forestry and Environmental Engineering University of Applied Sciences.

Promotion Board:

Prof., Dr.sc.ing. Ilmārs Dukulis, chairman;

Prof., Dr.sc.ing. Ainis Lagzdīņš, vice-chairman;

Asoc. prof., Dr.sc.ing. Ruslans Šmigins;

Leading researcher, Dr.sc.ing. Aivars Āboltiņš;

Leading researcher, Dr.sc.ing. Semjons Ivanovs;

Prof., Dr.sc.ing. Vitālijs Osadčuks;

Asoc.prof., Dr.sc.ing. Vilnis Pīrs;

Prof., Dr.sc.ing. Dainis Berjoza;

Doc., Dr.sc.ing. Laima Bērziņa.

The thesis will be defended at a public session of the Promotion Board of the Sector of Environmental Engineering and Energy on December 19, 2022, at 10:00.

Venue: 19 Akademijas Street, Jelgava, Faculty of Environment and Civil Engineering, auditorium 117.

The thesis and the summary of the thesis are available at the Fundamental Library of Latvia University of Life Sciences and Technologies, 2 Liela street, Jelgava, and online <http://lufb.llu.lv/>.

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, Associate Professor of the Faculty of Engineering of the Latvia University of Life Sciences and Technologies Dr.sc.ing. Ruslans Šmigins (5 J.Čakstes boulevard, LV-3001, Jelgava, Latvia, e-mail: ruslans.smigins@lbtu.lv).

SATURS/CONTENT

Ievads	6
ZINĀTNISKĀS PUBLIKĀCIJAS/ SCIENTIFIC PUBLICATIONS.....	9
1. LITERATŪRAS APSKATS	15
1.1. Dažādas konstrukcijas mākslīgie mitrāji	15
1.2. Mitrāju pielietojums atkarībā no notekūdeņu veida.....	16
2. MATERIĀLI UN METODIKA	18
2.1. Monitoringa vietu raksturojums	18
2.2. Ūdeņu paraugu ievākšanas un ķīmiskā sastāva noteikšanas metodika	21
2.3. Datu matemātiskās apstrādes metodika	24
2.4. Mākslīgo mitrāju aprēķinu metodikas un modeļa izstrādes principi	24
3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA	36
3.1. Piesārņojuma izmaiņu analīze dažādas konstrukcijas mākslīgajos mitrājos Latvijā.....	36
3.2. Piesārņojuma izmaiņu dinamika pa sezonām	47
3.3. Aprēķinu modeļa pielietojums.....	50
3.4. Mākslīgo mitrāju ekonomiskais un vides novērtējums.....	52
SECINĀJUMI	54
1. LITERATURE REVIEW	56
1.1. Constructed wetlands of various constructions	56
1.2. Application of wetlands depending on the type of wastewater ..	57
2. MATERIALS AND METHODOLOGY	60
2.1. Description of monitoring sites	60
2.2. Methodology for water sampling and determining the chemical composition.....	63
2.3. The methodology of mathematical data processing.....	66
2.4. Principles of methodology and model development of constructed wetlands calculations	67
3. RESULTS AND DISCUSSION.....	79

3.1. Analysis of pollution changes in constructed wetlands of various constructions in Latvia	79
3.2. Seasonal dynamics of pollution changes	90
3.3. Application of the calculation model.....	94
3.4. Economic and environmental assessment of constructed wetlands	96
CONCLUSIONS	99
IZMANTOTIE INFORMĀCIJAS AVOTI/ INFORMATION SOURCES	101

IEVADS

Cilvēku saimnieciskā darbība veicina fosfora un slāpekļa savienojumu iekļūšanu dabas ūdeņos no dažāda veida antropogēnajiem piesārņojuma avotiem kā saimnieciskā un lauksaimnieciskā darbība, apbūves teritorijas, rūpniecība. Erodētās augsnes daļiņas no lauksaimniecības platībām, ceļu un laukumu segumu daļiņas suspendēto vielu veidā, tiešas notekūdeņu noplūdes, u.c. saimnieciskās darbības izraisītas sekas pazemina dabas ūdeņu kvalitāti. Fosfora, slāpekļa savienojumu un suspendēto vielu iekļūšana dabīgās ūdenskrātuvēs izraisa pastiprinātu to aizaugšanu ar ūdensaugiem jeb eitrofikāciju. Eitrofikācijas rezultātā ūdenskrātuvē var savairoties aļģes un citi ūdensaugi, samazināties caurredzamība, pazemināties skābekļa daudzums, tādējādi pazeminoties ūdens kvalitātei un izmantošanas iespējām.

Kopš 2013. gada papildu uzmanība tika pievērsta ūdens kvalitātei no lauksaimniecības Latvijā. ES Nitrātu direktīva nosaka teritorijas, kuras ir jutīgas pret ūdens piesārņojumu ar nitrātiem, un norāda nepieciešamību ieviest pasākumus, lai ierobežotu nitrātu zudumus un negatīvās izpausmes atklātās ūdenstilpēs (European Commission, 1991). Lai sasniegtu prasības attiecībā uz labu ūdens kvalitāti virszemes ūdeņos, jānovērš nitrātu izskalošanās no lauksaimniecības teritorijām (Berzina & Sudars, 2010). Zema enerģijas patēriņa un uzturēšanas izmaksu metode ir izmantot dabiskos apstākļus un pasīvu notekūdeņu attīrīšanu mākslīgajos mitrājos. Kopš 2014. gada jūnija Latvijā tika uzbūvēti un uzraudzīti divi mitrāji ūdeņu kvalitātes uzlabošanai no lauksaimnieciskās darbības ietekmētām platībām. Ministru kabinets Latvijā ir izdevis noteikumus, spēkā kopš 31.10.2014. kuri nosaka kritērijus videi draudzīgiem meliorācijas sistēmu elementu būvniecībai (MK noteikumi N.600, 2014), un par minēto elementu ierīkošanu lauksaimnieki var iegūt papildu punktus, lai saņemtu atbalstu ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā. Lai veicinātu lauksaimnieku interesi pieteikties šim atbalstam, lauksaimniecības teritorijās tika ieviesti vairāki noteikumus paredzētie elementi un veikts to monitorings. Lauka mēroga izpētes vietas palīdzējušas iegūt pieredzi par videi draudzīgo meliorācijas sistēmu elementu izmantošanu, ņemot vērā īpašo lauksaimniecības pieeju, un uzraudzīt ieteikto elementu efektivitāti barības vielu aizturēšanā. Mākslīgie mitrāji ir ieteikti kā viens no šiem videi draudzīgajiem meliorācijas sistēmu elementiem.

Promocijas darbā apskatīta divu pēc kvalitātes, apjoma un pieplūdes režīma atšķirīgu lauksaimniecības noteču attīrīšanas efektivitāte, izmantojot trīs dažādu konstrukciju mākslīgos mitrājus. Lauksaimniecības zemju īpatsvars Latvijā ir 36.9% no valsts kopējās teritorijas (VZD, 2014). Biogēno elementu noplūdes no lauksaimniecībā izmantotajām platībām rada piesārņojuma slodzi uz Baltijas jūru. Ūdeņu kvalitātes aizsardzības un uzlabojumu nepieciešamību Latvijas ūdenstecēs reglamentē Baltijas jūras vides aizsardzības Komisijas

(HELCOM) un Eiropas Savienības (ES) likumdošanas akti, un atbilstoši tiem izstrādātā Latvijas likumdošana. Kopš 1991. gada Nitrātu direktīvā (91/676/EEC, 1991) un ES Ūdens struktūrdirektīva (2000/60/EEC, 2000) iekļautas ūdeņu kvalitātes prasības. Ieteikumi lauksaimniekiem paredz iekļaut piesārņojumu aizturošus elementus jaunbūvējamās un atjaunojamās meliorācijas sistēmās. Minētie elementi ietver buferjoslas gar ūdenstecēm un ūdenskrātuvēm, sedimentācijas baseinus, divpakāpju grāvjus, kontrolēto drenāžu, kā arī mākslīgos mitrājus, u.c. Latvijā joprojām ir maz pētījumu par mākslīgo mitrāju izmantošanu dažādu piesārņojošo vielu attīrīšanai no ūdens, tai skaitā par lauksaimniecības noteces attīrīšanu. Izvērtējot piesārņojošo vielu apjoma izmaiņas dažādu tipu mākslīgajos mitrājos, kas izbūvēti Latvijas hidroģeoloģiskajos un meteoroloģiskajos apstākļos, lauksaimniekiem būs iespēja izvēlēties savā individuālajā gadījumā piemērotāko noteces attīrīšanas metodi mākslīgajos mitrājos.

Mākslīgo mitrāju darbības efektivitāte ūdeņu kvalitātes uzlabošanā šī pētījuma ietvaros vērtēta, vadoties pēc fosfora un slāpekļa savienojumu un suspendēto vielu, kā arī bioķīmiskā skābekļa patēriņa piecās dienās un ķīmiskā skābekļa patēriņa koncentrācijām pirms un pēc mākslīgajiem mitrājiem.

Pētījuma novitāte ir uz aprēķinu algoritma balstīts modelis piemērotākās mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēlei, atkarībā no attīrāmā notekūdeņu veida, apjoma, ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrācijas un kombinācijas attīrāmajos ūdeņos un no vēlamās ūdeņu kvalitātes izplūdē. Šis aprēķina modelis piedāvās atbilstošu mākslīgā mitrāja tehnisko risinājumu un attiecīgā risinājuma optimālo platību un nozīmīgākās dimensijas. Pētījuma rezultāti dos iespēju saimnieciskās darbības veicējiem sabalansēt mākslīgā mitrāja praktisko, ekonomisko un vides nozīmi katrā konkrētajā notekūdeņu attīrīšanas gadījumā. Aprēķina metode izstrādāta, balstoties uz induktīvo izziņas ceļu. Pētījumā izstrādātais aprēķinu algoritms ir balstīts uz mākslīgo mitrāju spēju samazināt lauksaimniecības difūzā (izkļiedētā) un punktveida piesārņojuma noplūdes pētījumu objektos Mežacīruļos un Zantē.

Promocijas darba mērķis ir, balstoties uz empīriskiem novērojumiem pētījumu objektos, aprobēt mākslīgo mitrāju tehnisko risinājumu un izveidot dimensionēšanas metodiku saimnieciskās darbības izraisīta ūdens piesārņojuma samazināšanai Latvijā.

Promocijas darba pētnieciskie uzdevumi

1. Izvērtēt dažādas konstrukcijas mākslīgo mitrāju pielietojuma iespējas Latvijā pēc izcelsmes, sastāva un apjoma dažādu notekūdeņu attīrīšanai.
2. Noteikt un analizēt piesārņojošo vielu, tai skaitā slāpekļa un fosfora savienojumu, suspendēto vielu, bioķīmiskā un ķīmiskā skābekļa patēriņa, koncentrāciju mainību notecē pēc notekūdeņu attīrīšanas mākslīgajā mitrājā.

3. Novērtēt piesārņojošo vielu samazināšanas efektivitāti divu dažādu tipu mākslīgajos mitrājos, ņemot vērā nozīmīgākos mitrāju darbību ietekmējošos ģeogrāfiskos un fizikālos faktoros.
4. Izstrādāt un pielietot aprēķinu metodiku un modeli dažāda veida, apjoma un sastāva notekūdeņu attīrīšanai, izmantojot mākslīgos mitrājus.

Promocijas darbā izvirzītā hipotēze

Atbilstošas konstrukcijas un dimensiju mākslīgie mitrāji uzlabo ūdens kvalitāti, samazinot vienas vai vairāku piesārņojošo vielu koncentrāciju ūdenī.

Aizstāvamās tēzes

1. Mākslīgais mitrājs nodrošina efektīvu ūdeņu attīrīšanu, izmantojot fizikālu un bioloģisku procesu norisi.
2. Ar mākslīgā mitrāja palīdzību piesārņojuma koncentrācijas ūdenī tiek samazinātas visās mērenā klimata sezonās.

Promocijas darba zinātniskā novitāte ir mākslīgo mitrāju aprēķina un dimensionēšanas metodika, kas piemērota Latvijas apstākļiem, kas tika izstrādāta, pielietojot EPA (ASV) un CWA (Lielbritānija) rekomendācijas un pamatojoties uz izmēritajiem kritērijiem pilotobjektos. Šī aprēķinu metodika pielāgota atbilstoši Latvijas hidroloģiskajiem (notece, caurplūdumi, sateces baseinu izmēri) un meteoroloģiskajiem (sezonalitāte, gaisa temperatūru mainība un periodiskums, nokrišņu daudzums un sadalījums novērojuma periodā) datiem un balstīta uz novēroto darbības efektivitāti ietekmējošiem faktoriem.

Promocijas darba praktiskā nozīme

Līdz šim notekūdeņu attīrīšana mākslīgajā mitrājā Latvijā nav bijusi zinātniski pamatota, un tās pielietojums balstīts uz citu valstu pieredzi un rekomendācijām. Promocijas darbs pierāda, ka mākslīgie mitrāji pēc konstrukcijas un dimensijām var tikt pielāgoti efektīvai ūdeņu kvalitātes uzlabošanai Latvijai raksturīgos apstākļos. Turklāt promocijas darba ietvaros apbēta aprēķinu metodika notekūdeņu attīrīšanai mākslīgajos mitrājos Latvijā, tai skaitā piemērotas konstrukcijas izvēlei un mākslīgā mitrāja virsmas platības dimensionēšanai. Sagatavots aprēķina modelis, lai palīdzētu notekūdeņu apsaimniekotājiem un projektētājiem atkarībā no attīrāmo notekūdeņu parametriem izvēlēties attīrāmo notekūdeņu sastāvam, apjomam un pieplūdes režīmam piemērotāko mākslīgā mitrāja veidu un dimensijas.

Promocijas darbā iegūtie pētījuma rezultāti izmantoti kritēriju izstrādei, kas iekļauti LR MK noteikumos Nr. 776 (2021) par atbalsta piešķiršanu par barības vielu noteces samazināšanu, ierīkojot virszemes plūsmas mākslīgos mitrājus meliorētā lauksaimniecībā izmantojamā zemē.

ZINĀTNISKĀS PUBLIKĀCIJAS/ SCIENTIFIC PUBLICATIONS

Pētījuma rezultātu publicēšana vispāratzītos recenzējamās izdevumos/ Publication of research results in peer-reviewed publications

1. Kill, K., Grinberga, L., Koskiaho, J., Mander, U., Wahlroos, O., Lauva, D., Pärn, J., Kasak, K. (2022) Phosphorus removal efficiency by in-stream constructed wetlands treating agricultural runoff: Influence of vegetation and design. *Journal of Ecological Engineering*, Volume 180, 106664, 11 p. ISSN 0925-8574. doi:10.1016/j.ecoleng.2022.106664.
2. Grinberga, L., Grabuža, D., Grīnfelde, I., Lauva, D., Celms, A., Sas, W., Gluchowski, A., Dzieciol, J. (2021) Analysis of the Removal of BOD₅, COD and Suspended Solids in Subsurface Constructed Wetland in Latvia. *Acta Scientiarum Polonorum Architectura* 20 (4), 21-28. doi:10.22630/ASPA.2021.20.4.31.
3. Grinberga, L., Lauva, D., Lagzdins, A. (2021) Treatment of Storm Water from Agricultural Catchment in Pilot Scale Constructed Wetland. *Environmental and Climate Technologies*, 25(1), p. 640–649. doi:10.2478/rtuect-2021-0048.
4. Grinberga, L. (2020) Water Quality Assurance with Constructed Wetlands in Latvia. *Springer Water*, p. 87–103. doi:10.1007/978-3-030-39701-2_5.
5. Valujeva, K., Pilecka, J., Grinberga, L., Grinfelde, I., Burlakovs, J. (2019) Environmental Management of Remediative and Revitalization Initiatives in Baltic Sea Region. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference Surveying Geology and Mining Ecology Management, SGEM*, 19(5.1), p. 253–259. doi:10.5593/sgem2019/5.1/S20.032.
6. Lagzdīņš, A., Jansons, V., Sudars, R., Grinberga, L., Veinbergs, A., Abramenko, K. (2015) Nutrient losses from subsurface drainage systems in Latvia. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science* link is disabled, 65, p. 66–79. doi:10.1080/09064710.2014.983962
7. Eihe, P., Vebere, L.L., Grinfelde, I., Pilecka, J., Sachpazidou, V., Grinberga, L. (2019) The Effect of Acidification of Pig Slurry Digestate Applied on Winter Rapeseed on the Ammonia Emission Reduction. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 390(1), 012043, 6 p. doi: 10.1088/1755-1315/390/1/012043
8. Sachpazidou, V., Vebere, L.L., Eihe, P., Grinberga, L., Butenaite, D. (2019) The Exploration of Seaweed Biomass as a Fuel for Energy Production. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 390(1), 012049, 7 p. doi:10.1088/1755-1315/390/1/012049
9. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2017) Nutrient Removal by Subsurface Flow Constructed Wetland in the Farm Mezaciruli. *Research for Rural Development*, Volume 1, p. 160–165. doi: 10.22616/rrd.23.2017.024

10. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2016) Drainage Water Management in Open Ditches - Solutions and Effects in Latvia. 10th International Drainage Symposium 2016, American Society of Agricultural and Biological Engineers. Minneapolis : ASABE, p. 70–75.
11. Sudars, R., Berzina, L., Grinberga, L. (2016) Analysis of Agricultural Run-off Monitoring Program Results for Estimation of Nitrous Oxide Indirect Emissions in Latvia. Engineering for Rural Development, Volume 2016-January, p. 1030–1035. ISSN: 16913043.
12. Tilgalis, E., Grinberga, L. (2011) Energy-efficient Wastewater Treatment Technologies in Constructed Wetlands. Civil Engineering '11 - 3rd International Scientific Conference, Proceedings, p. 263–266.

**Pētījuma rezultātu publicēšana konferenču tēžu krājumos/
Publication of research results in collections of conference abstracts**

1. Grabuža, D., Grinberga, L. (2021) Analysis of BOD₅, COD and Suspended Solids Efficiency in Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. 16th International Scientific Conference “Students on their way to science” (undergraduate, graduate, post-graduate students): collection of abstracts, Latvia University of Life Sciences and Technologies Jēgava, 2021. 67 p. URL: https://lufb.llu.lv/conference/Students_their_Way_Science/Latvia_SWS_16th_Collection_of_Abstracts_2021.pdf. ISSN 2255-9566.
2. Lagzdins, A., Grinberga, L., Veinbergs, A., Sudars, R., Abramenko, K. (2020) The Effects of Flooding and Drought on Water Quantity and Quality in Agricultural Drainage Systems and Streams in Latvia. Hydrological processes in agricultural lands under changing environment: EGU General Assembly 2020, EGU2020-11637. doi:10.5194/egusphere-egu2020-11637.
3. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2020) The Improvement of Water Quality Indicators in Constructed Wetland Treatment Systems in Latvia. Hydrological processes in agricultural lands under changing environment: EGU General Assembly 2020, EGU2020-1267. doi:10.5194/egusphere-egu2020-12678.
4. Libiete, Z., Bardule, A., Lagzdins, A., Grinberga, L., Lazdins, A., Lupikis, A., Lazdina, D. (2019) Nature-based Solutions for Soil and Water Quality Protection – Experiences from the Nordic-Baltic Region. International scientific conference Mechanization in agriculture & Conserving of the resources, Volume 65, Issue 4, p. 142–145. URL: <https://stumejournals.com/journals/am/2019/4/142>. ISSN 2603-3712.
5. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2018) Storm Water Treatment in a Subsurface Constructed Wetland in a Farmyard in Latvia. 4th International Conference on Pollution Control & Sustainable Environment and 6th Edition of

- International Conference on Water Pollution & Sewage Management. J Environ Res 2018, Volume: 2.
6. Burlakovs, J., Jani, Y., Grinberga, L., Kriipsalu, M., Anne, O., Grinfelde, I., Hogland, W. (2019) Managing the Baltic Sea Region Resilience – Prevention, Treatment Actions and Circular Economy. World Academy of Science, Engineering and Technology, International Journal of Environmental and Ecological Engineering, Vol:13, No:4, p. 256–260.
 7. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2018) Practical Actions for Holistic Agricultural Drainage Management for Reduced Nutrient Losses: a Case Study in Latvia. EGU General Assembly 2018. Geophysical Research Abstracts, Vol. 20, EGU2018-13241.
 8. Lagzdins, A., Sudars, R., Veinbergs, A., Abramenko, K., Grinberga, L., Siksnane, I. (2018) Assessment of Hydrological Processes and Nutrient Losses in Agricultural Landscape as Affected by Drainage Systems. Nordic Hydrological Conference 2018 “Hydrology and Water Resources Management in a Changing World”, Report 68, ISSN 1501-2832.
 9. Lagzdins, A., Sudars, R., Veinbergs, A., Abramenko, K., Grinberga, L., Siksnane, I. (2018) Evaluating the Status and Trends in Water Quality Using Long-term Agricultural Runoff Monitoring Data. EGU General Assembly 2018, Geophysical Research Abstracts, Vol. 20. EGU2018-16203.
 10. Grinberga, L., Lagzdins, A., Siksnane, I. (2018) Nitrogen, Phosphorus and Suspended Solid Retention Efficiency in Two Constructed Wetlands in Latvia. EGU General Assembly 2018. Geophysical Research Abstracts, Vol. 20, EGU2018-12205-2.
 11. Grinberga, L., Lagzdins, A., Siksnane, I. (2018) The Seasonal Impacts on Nutrient Retention in Two Constructed Wetlands in Latvia. EGU General Assembly 2018. Geophysical Research Abstracts, Vol. 20, EGU2018-16727.
 12. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2017) Nutrient Retention in Surface Flow Constructed Wetland in Agricultural Land in Latvia. Proceedings of the 8th International Scientific Conference “Rural Development 2017: Bioeconomy Challenges”. Academia: Aleksandras Stulginskis University, p. 593 – 598. doi:10.15544/RD.2017.179.
 13. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2016) Drainage Water Management in Open Ditches – Solutions and Effects in Latvia. Proceedings of the 10th International Drainage Symposium. American Society of Agricultural and Biological Engineers, p. 70 – 75.
 14. Lagzdins, A., Jansons, V., Veinbergs, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2016) The Effects of Water Level Control Structures on Nutrient Reduction in Agricultural Runoff. In: Abstracts of The XXIX Nordic Hydrological Conference “The Role of Hydrology Towards Water Resources Sustainability”, ISSN 1650-8610, ISBN 978-609-449-096-5, p. 73.

Pētījuma rezultātu publicēšana latviešu valodā/Publication of research results in Latvian

1. Bērziņa, L., Grinberga, L., Lagzdiņš, A., Sudārs, R. (2018) Izskalatā slāpekļa ietekme uz N2O emisiju apjomu. Siltumnīcefekta gāzu emisiju samazināšanas iespējas ar klimatam draudzīgu lauksaimniecību un mežsaimniecību Latvijā: monogrāfija. Jelgava, 2018. 219.-246.lpp. ISBN 9789984483085.
2. Lagzdiņš, A., Grinberga, L., Veinbergs, A., Trifane, A. (2018) Rokasgrāmata par videi draudzīgu elementu ierīkošanu meliorācijas sistēmās. Centrālā Baltijas jūras reģiona programmas 2014. - 2020. gadam līdzfinansēts projekts "Praktiski pasākumi vienotā meliorācijas sistēmu apsaimniekošanā ar mērķi samazināt biogēno elementu ieplūdi Baltijas jūrā/NUTRINFLOW". Jelgavas tipogrāfija, 96 lpp. ISBN 9789934197550.
3. Jansons, V., Grinberga, L. (2012) Mākslīgie mitrāji ūdens piesārņojuma samazināšanai. Jelgavas tipogrāfija, 41 lpp.

Pētījuma rezultātu prezentēšana zinātniskās konferencēs /Presentation of research results at scientific conferences

1. Grinberga, L., Lagzdins, A., Lauva, D. (2021) Treatment of storm water from agricultural catchment in pilot scale constructed wetland. International Scientific Conference of Environmental and Climate Technologies (CONNECT 2021), Riga, Latvia, May 12-14, 2021. (Online oral presentation)
2. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2020) The improvement of water quality indicators in constructed wetland treatment systems in Latvia. European Geosciences Union General Assembly 2020, May 6, 2020. (Online oral presentation)
3. Lagzdins, A., Grinberga, L., Veinbergs, A., Sudars, R., Abramenko, K. (2020) The effects of flooding and drought on water quantity and quality in agricultural drainage systems and streams in Latvia. European Geosciences Union General Assembly 2020, May 8, 2020. (Online oral presentation)
4. Lagzdins, A., Grinberga, L. (2020) Ekstremālu meteoroloģisko apstākļu ietekme uz augu barības vielu zudumiem no nosusinātām lauksaimniecības zemēm. Latvijas Universitātes 78. Starptautiskā zinātniskā konference, sekcijas sēde "Latvijas klimats un ūdeņi - mainība, tendences un ietekmes", Rīga, Latvia, 2020. gada 29. janvāris. (Oral presentation)
5. Grinberga, L. (2019) Nutrient mitigation practice in constructed wetlands in Latvia. 8th international symposium on Wetland Pollutant Dynamics and Control Wetpol2019, Denmark, Aarhus, Aarhus University. (Oral presentation)

6. Lagzdins, A., Sudars, R., Grinberga, L., Veinbergs, A., Abramenko, K. (2019) Effects of Extreme Weather Conditions on Runoff and Nutrient Losses in Agricultural Landscapes in Latvia. The International Scientific Practical Conference "Aspects of Sustainable Development: Theory and Practice", Utena, Lithuania, 28 March, 2019. (Oral presentation)
7. Libiete, Z., Bārdule, A., Lagzdins, A., Grinberga, L., Lazdins, A., Lupikis, A., Lazdina, D. (2019) Nature-based solutions for soil and water quality protection – experiences from the Nordic-Baltic region. International Scientific Conference "Conserving Soils and Water", Burgas, Bulgaria, 28 – 31 August, 2019. (Oral presentation)
8. Grinberga, L. (2018) Atļauj dabai strādāt tavā labā. Research Slam, contest for master and doctoral students, organized by Riga Technical university Doctoral school. Riga, Latvia. 31.01.2018. (Oral presentation)
9. Grinberga, L. (2018) Storm water treatment in a subsurface constructed wetland in a farmyard in Latvia. Joint event 4th International Conference on Pollution Control & Sustainable Environment and 6th Edition of International Conference on Water Pollution & Sewage Management. Roma, Itālija, 2018. 26 - 27 July. (Oral key note presentation)
10. Grinberga, L., Lagzdins, A., Siksnane, I. (2018) Nitrogen, phosphorus and suspended solid retention efficiency in two constructed wetlands in Latvia. European Geosciences Union General Assembly 2018 and Outstanding Student Poster and PICO (OSPP) Award. Austrija, Vīne, 2018. gada 8. - 13. aprīlis. (Poster presentation)
11. Grinberga, L., Lagzdins, A., Siksnane, I. (2018) The seasonal impacts on nutrient retention in two constructed wetlands in Latvia. European Geosciences Union General Assembly 2018, Austrija, Vīne, 2018. gada 8. - 13. aprīlis. (Poster presentation)
12. Grinberga, L. (2018) Gaisa temperatūras ietekme uz noteces attīrīšanu mākslīgajās mitrzemēs. Latvijas Universitātes 76. Starptautiskā zinātniskā konference Sekcijas sēde "Klimata mainība un tās ietekme uz vidi" LU Dabaszinātņu akadēmiskais centrs, Jelgavas iela 1, 2018. gada 31. janvāris. (Oral presentation)
13. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2018) Evaluating the status and trends in water quality using long-term agricultural runoff monitoring data. European Geosciences Union General Assembly 2018. (Oral presentation)
14. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2018) Practical actions for holistic agricultural drainage management for reduced nutrient losses: a case study in Latvia. European Geosciences Union General Assembly 2018. (Poster presentation)
15. Lagzdiņš A., Veinbergs A., Sudārs R., Grinberga L. (2018) Klimata mainības ietekme uz lauksaimniecības noteču kvalitāti un kvantitāti. Latvia University 76th international scientific conference Section "Klimata mainība un tās ietekme uz vidi". Riga, Latvia, 31.01.2018. (Oral presentation)

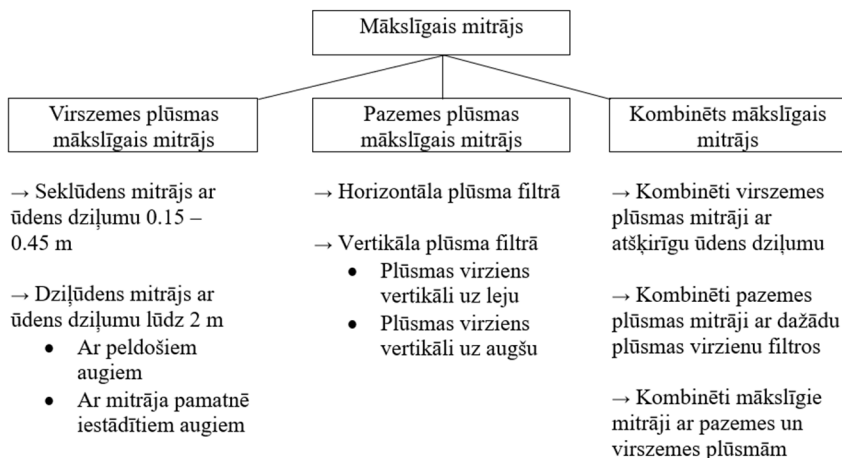
16. Leveika, R., Grinberga, L. (2018) Stormwater Impact on Wastewater amount in Jelgava Wastewater Treatment Plant (WTP). International conference "Students on Their Way to Science". Jelgava, 2018. 20. April. (Oral presentation)
17. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2017) Nutrient Removal by Subsurface Flow Constructed Wetland in the Farm Mezaciruli. 23rd International Scientific Conference "Research for Rural Development 2017", Latvia University of Agriculture, Jelgava, Latvia, May 17 - 19, 2017. (Oral presentation)
18. Grinberga, L., Lagzdins, A. (2017) The retention of nitrogen, phosphorus and suspended solids in two constructed wetlands in Latvia. 13th Annual CWA Conference "Constructed wetlands: natural systems for water management", Slimbridge Wetland Centre, Gloucestershire, UK, September 27 – 28, 2017. (Poster presentation)
19. Lagzdins, A., Grinberga, L. (2017) Suspended solids and nutrients retention in agricultural open ditches using water level control structures. 13th Annual CWA Conference "Constructed wetlands: natural systems for water management", Slimbridge Wetland Centre, Gloucestershire, UK, September 27 – 28, 2017. (Poster presentation)
20. Grinberga, L. (2017) Nutrient retention in surface flow constructed wetland in agricultural land in Latvia. 8th international scientific conference "Rural Development 2017: Bioeconomy Challenges". Lithuania, Kaunas, Aleksandras Stulginskis University, 24th of November, 2017. (Oral presentation)
21. Lagzdins, A., Grinberga, L., Siksnane, I. (2016) Drainage Water Management in Open Ditches – Solutions and Effects in Latvia. 10th International Drainage Symposium, Minneapolis, Minnesota, USA, September 6 - 9, 2016. (Oral presentation)
22. Lagzdins, A., Jansons, V., Veinbergs, A., Grinberga, L., Siksnāne, I. (2016) The Effects of Water Level Control Structures on Nutrient Reduction in Agricultural Runoff. The XXIX Nordic Hydrological Conference "The Role of Hydrology Towards Water Resources Sustainability". Kaunas, Lithuania, August 8 – 10, 2016. (Oral presentation)

1. LITERATŪRAS APSKATS

Mākslīgie mitrāji ūdeņu kvalitātes uzlabošanai tiek plaši pielietoti citviet Eiropā un ASV. Mākslīgo mitrāju darbības princips aizgūts no dabīgos mitrājos noritošiem bioloģiskiem un fizikāliem procesiem. Mākslīgie mitrāji tiek projektēti un būvēti ūdens kvalitātes uzlabošanai, veicinot un intensificējot dabā notiekošos ūdens pašattīrīšanās procesus. Veģetācija papildina attīrīšanas funkciju mitrājā. Dažāda veida notekūdeņu attīrīšana, izmantojot dabā balstītus procesus, ir ekonomiski pamatota, efektīva un ilgtspējīga.

1.1. Dažādas konstrukcijas mākslīgie mitrāji

Pēc konstrukcijas mākslīgos mitrājus iedala virszemes plūsmas un pazemes plūsmas mitrājos (Mahmood et.al., 2013). Mākslīgos mitrājus var veidot arī ar kombinētu notekūdeņu plūsmas režīmu. Vienā mitrāja sistēmā iespējams apvienot vaļēja ūdens sekciju ar filtrējošu pazemes plūsmas sekciju. Tādējādi iespējams apvienot atšķirīgo konstrukciju priekšrocības. Katrs no mitrāju veidiem var tikt pielāgots dažādu piesārņotu ūdeņu attīrīšanai (Ventura et.al., 2019). Schematiski 1.1. attēlā apkopots populārāko mākslīgo mitrāju veidu iedalījums atkarībā no konstrukcijas un plūsmas režīma.



1.1. att. Mākslīgo mitrāju iedalījums atkarībā no konstrukcijas un plūsmas režīma

Veicot zinātniskus pētījumus un attīstoties tehnoloģiskajiem risinājumiem, tiek projektēti, pētīti un ekspluatēti dažādi inovatīvi mākslīgo mitrāju paveidi, kuru galvenais mērķis ir pastiprināt vienu vai vairākus atsevišķus attīrīšanas procesus (Ventura et.al., 2019). Šīs inovācijas ietver tādas

stratēģijas kā notekūdeņu daļēja recirkulācija, plūdmaiņu režīms, periodiski paaugstinot un pazeminot ūdens līmeni mitrājā, notekūdeņu plūsmas virziena abpusēja kustība, slieku integrācija u.c. Notekūdeņu aerobo baktēriju intensifikācija notiek mākslīgajos mitrājos ar piespiedu aerāciju, gaisu vai skābekli ievadot mitrāja pamatnē ar kompresoru palīdzību (Varga et.al., 2017).

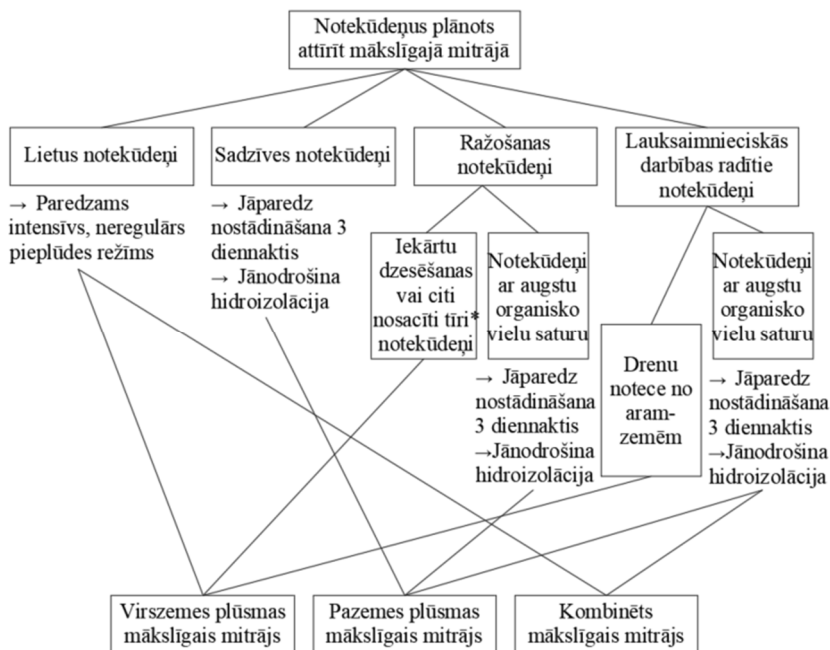
1.2. Mitrāju pielietojums atkarībā no notekūdeņu veida

Iedalot notekūdeņus atkarībā no to izcelsmes avota jeb atkarībā no ūdens patērētāja, iegūstam provizorisku priekšstatu par sagaidāmo notekūdeņu apjomu un kvalitāti. Pieņemot šo iedalījumu un, vadoties pēc tipiskiem rādītājiem, var risināt notekūdeņu apsaimniekošanas konceptuālo pieeju. Mākslīgais mitrājs konceptuāli var kalpot dažāda veida notekūdeņu attīrīšanai, pielāgojot mitrāja tehnoloģisko izpildījumu (pazemes, virszemes plūsmas vai kombinēts mākslīgais mitrājs) un dimensijas (virsmas laukums, dziļums u.c.) (Vymazal et.al., 2021). Četrus veidus notekūdeņi atkarībā no izcelsmes nosaka atšķirīgu pieeju mitrāja pielietojumā. Literatūrā plašāk pielietotie ieteikumi apkopoti turpmākajās apakšnodalēs.

Lēmums par mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēli viena vai cita veida notekūdeņu attīrīšanai veido pamatu tālākai mākslīgā mitrāja projektēšanai. Literatūrā pieejamas citās valstīs pieņemtās vadlīnijas, rokasgrāmatas un aprēķini dažādas konstrukcijas mākslīgo mitrāju projektēšanai un dimensionēšanai (EPA, 1982; General considerations, 1995; Galanopolos & Lyberatos, 2016). Latvijā līdz šim mākslīgie mitrāji nav bijusi viena no populārākajām bioloģiskajām notekūdeņu attīrīšanas metodēm, tāpēc līdz šim nav izstrādāti atbilstoši nosacījumi mitrāju pielietojumam un projektēšanai. Vadoties pēc šajā pētījumā iekļautajiem rezultātiem, ņemot vērā klimatiskos apstākļus, notekūdeņu apsaimniekošanas nosacījumus un spēkā esošos normatīvos aktus Latvijas teritorijā, un, ņemot vērā pēc citu valstu pieredzes notekūdeņu apsaimniekošanā, kur mākslīgie mitrāji tiek izmantoti kā galvenā attīrīšanas metode, piedāvāta vienkāršota shēma lēmumu pieņemšanai mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēlē.

Piedāvātā shēma palīdz orientēties izvēlē starp virszemes plūsmas un pazemes plūsmas mākslīgo mitrāju. Šis lēmums pamatā balstīts uz attīrīšanas procesiem, kas norisinās seklā ūdens slānī vai rupjas smiltis filtrā. Plānojot notekūdeņus attīrīt mākslīgajā mitrājā, var vadīties vispārīgi pēc notekūdeņu veida. Pieņemot, ka lietūs notekūdeņi nesatur organiskās vielas, bet galvenokārt suspendētās vielas un naftas un eļļas produktus no pilsētvides, mitrājs visbiežāk tiks plānots kā papildu elements ceļā vispārējās ūdeņu kvalitātes uzlabošanai. Šādos gadījumos pieļaujams būvēt iekārtas bez hidroizolācijas, savienotus ar gruntsūdeņiem. Lietus notekūdeņu apjomi mēdz būt ar izteikti augstu un īslaicīgu pieplūdumu (Gimenez-Maranges et.al., 2020), kur pazemes plūsmas mitrāja limitējošais faktors konkrētajā jautājumā būtu filtrācijas spēja. Tādējādi ieteicams izvēlēties virszemes plūsmas mitrāju. Sadzīves notekūdeņi ir

specifiski ar savu salīdzinoši stabilo pieplūdes režīmu, apjomu un piesārņojošo vielu daudzumu. Latvijas likumdošana nosaka piesārņojošo vielu emisijas limitus vidē (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002), kas faktiski nozīmē attīrīt sadzīves notekūdeņus hermētiskās iekārtās, kas nav savienotas ar vidi. Turklāt organisko vielu daudzums notekūdenī un sanitārie apsvērumi par piemērotāko vedina izvēlēties pazemes plūsmas mākslīgo mitrāju, kur aktīvā notekūdeņu attīrīšana norisinās filtra iekšpusē.



1.2. att. Shēma lēmumu pieņemšanai mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēlē

*Nosacīti tīri notekūdeņi, kur piesārņojošo vielu koncentrācijas nepārsniedz spēkā esošajos LR MK noteikumos (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002) minētās robežvērtības.

Līdzīgi apsvērumi jāizdara, novērtējot ražošanas notekūdeņus, kur viens no nozīmīgākajiem kritērijiem, lai izlemtu par labu virszemes vai pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja tehnoloģijai, ir piesārņojošo vielu, tai skaitā organisko vielu koncentrācijas. Notece no nosusinātām lauksaimniecības zemēm, lauksaimnieciskās darbības rezultātā radītie notekūdeņi, līdzīgi kā rūpnieciskās darbības radītie notekūdeņi, var krasi atšķirties apjoma, pieplūdes režīma un piesārņojošo vielu koncentrācijas ziņā. Tomēr, provizoriski novērtējot iespējamus tipiskākos lauksaimnieciskās darbības virzienus, blokshēmā iekļauts vienkāršots dalījums, kas vispārīgi noved pie pazemes vai virszemes plūsmas mākslīgā mitrāji konstrukcijas.

2. MATERIĀLI UN METODIKA

Šis pētījums balstīts uz ūdeņu kvalitātes un kvantitātes rādītāju datiem, kas iegūti empīrisku novērojumu ceļā. Pētījumu objekti projektēti un būvēti, vadoties pēc citās valstīs veiktu pētījumu rezultātiem, ņemot vērā meteoroloģijas, ģeoloģijas, hidroloģijas, ģeomorfoloģijas, zemes lietojuma veida, ekspluatācijas un normatīvo regulējumu atšķirības. Ūdeņu kvalitātes uzlabošanai izmantotās metodes mākslīgajos mitrājos pārbaudītas un novērotas Latvijai raksturīgos meteoroloģiskajos un ekspluatācijas apstākļos.

2.1. Monitoringa vietu raksturojums

Monitoringa vietu izvēli pamatoja nepieciešamība izveidot pilotobjektus Latvijā, lai pārbaudītu laboratoriski pierādītas notekūdeņu attīrīšanas metodes darbību reālos apstākļos.

2.1. tabula. Mākslīgo mitrāju pētījuma objektu galvenās konstruktīvās dimensijas

Pētījumu objekts	Mākslīgā mitrāja konstrukcija	Sateces baseina platība, ha*	Mākslīgā mitrāja spoguļa virsmas laukums, ha	Mitrāja spoguļa virsmas un sateces baseina laukumu attiecība, %	Ūdens vai filtra slāņa maksimālais dziļums, m
Mežacīruļi	Pazemes plūsma	0.8	0.016	2	0.9
Mežacīruļi	Virszemes plūsma	74.7	0.370	0.5	1.5
Zante	Virszemes plūsma	553.3	0.240	0.04	1.5 (0.5)

* sateces baseina laukums mērīts pamatojoties uz VSIA “Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” sagatavoto meliorācijas tīklu digitālo datubāzi (LGIA, 2017).

Zemnieku saimniecība “Mežacīruļi” (56°34'22"N, 23°29'46"E) atrodas Zemgalē, Jelgavas novadā, Zaļenieku pagastā, īpaši jutīgajā teritorijā, kas noteiktas balstoties uz ES Nitrātu direktīvā noteiktajiem kritērijiem (European Commission 91/676/EEC, 1991). Šajā reģionā tiek realizēta intensīva lauksaimnieciskā darbība, tai skaitā augkopība un lopkopība. Virszemes un drenu notece no zemnieku saimniecības īpašumiem pa drenu sistēmām un

vaļējiem grāvjiem tiek novadīta uz Eglones upi, kas atrodas Lielupes upju baseinu apgabalā.

Divu dažādu konstrukciju mākslīgo mitrāju izvietojuma, regulāra monitoringa iespējas un objekta ģeogrāfiskais novietojums uzskatāmi par nozīmīgākajiem kritērijiem pilotobjekta izvēlei. Otrs monitoringa objekts tika izveidots zemnieku saimniecībā “Vilciņi-1” (56°54'34"N, 22°42'36"E), Tukuma novadā, Zantes pagastā, kur izbūvēts virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs virszemes un drenu notece no lauksaimniecībā izmantotajām platībām attīrīšanai. Notece no objekta tiek novadīta Dēliņštrautā, un tas atrodas Ventas upju baseinu apgabalā.

Pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos

Lietus ūdeņi, kas veidojušies kā virszemes notece no zemnieku saimniecību pagalma teritorijām, būtu klasificējami kā atsevišķa notekūdeņu kategorija, kuru ūdeņu kvalitatīvo rādītāju ziņā, t.sk. organisko un suspendēto vielu koncentrācijas, visai bieži atbilst tipisku sadzīves notekūdeņu koncentrācijām (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002), bet notekūdeņu izcelsmes un pieplūdes režīma ziņā atbilst apdzīvotu vietu lietusūdeņiem (Grinberga & Lagzdins, 2017). Pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja sateces baseinu veido zemnieku saimniecības pagalma teritorija 0.8 ha platībā. Jumta platības un cietie virsmas segumi veido 77% no sateces baseina kopējās platības. Lietus ūdeņu attīrīšanas iekārtas projektētas divos līmeņos un sastāv no krājbaseina, sūkņa akas un pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja. Pirmajā līmenī jeb kā pirmējā notekūdeņu attīrīšana projektēta mehāniska attīrīšana vaļējā krājbaseinā (2.1. attēls).

Krājbaseina dziļums ir 1 m un lietderīgais tilpums ir 120 m³, kas atbilst 40 minūšu intensīva lietus ūdens apjomam. Krājbaseinā ūdensaugi nav paredzēti un ekspluatācijas laikā nav novēroti.

No krājbaseina ūdens tiek periodiski pārsūknēts uz otro attīrīšanas līmeni jeb pazemes plūsmas mākslīgo mitrāju, kur noris bioloģiski un fizikāli notekūdeņu attīrīšanas procesi. Sūknis atrodas siltinātā sūkņa akā (2.1. attēls).

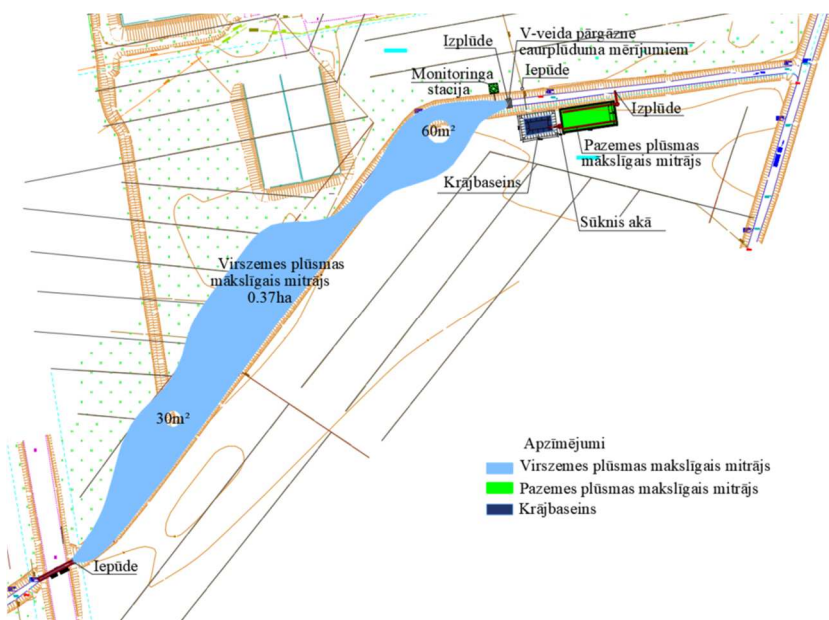
Mitrāja filtra daļa sastāv no rupjas skalotas smilts bēruma ar frakciju 0.5 – 5 mm kā galveno daļu, iepļūdes daļa veidota no šķembu slāņa, kā arī drenas caurules ar šķembu apbērumu, kas novada attīrītu ūdeni vaļējā grāvī. Mitrāja pamatne izklāta ar PE plēvi divās kārtās, kas nodrošina hermētiskumu un novērš neatīrītu notekūdeņu nokļūšanu gruntsūdeņos un gruntsūdeņu iespiešanos mitrāja filtra daļā. Mitrāja virsma vienmērīgi apstādīta ar niedrēm. Attīrītais lietus ūdens pa vaļēju grāvi nonāk Eglones upē (Grinberga et.al., 2020).

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs zemnieku saimniecības “Mežacīruļi” teritorijā ierīkots 2014. gada vasarā un kopš ekspluatācijas sākuma tur īstenots ūdens kvalitātes un kvantitātes monitorings (2.1. attēls). Zemgales

reģionā ir salīdzinoši intensīva lauksaimnieciskā darbība, un mitrāja sateces baseina platībā ir ierīkota nosusināšanas sistēma, izmantojot māla drenas, kolektoros un vaļējus grāvjus. Lauksaimniecības zemi šajā platībā izmanto galvenokārt kā aramzemi, lai audzētu lauksaimniecības kultūras, piemēram, kukurūzu, kviešus un rapsi (Kill et.al., 2022).

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs tika izbūvēts, pārveidojot esošo vaļējo novadgrāvi 240 m garā posmā. Mitrāja spoguļa virsmas platums veidots no 6 līdz 42 m. Ūdens līmenis tiek regulēts pie izplūdes ar kontroles un mērīšanas struktūru ar 90° v-veida pārgāzni, kas iebūvēta betona atbalstsienā. Mitrājs funkcionāli ir sadalīts divās daļās ar maksimālo ūdens dziļumu 1.45 m pie ieplūdes daļas, lai veicinātu sedimentācijas procesus, un seklu daļu pie izplūdes ar maksimālo ūdens dziļumu līdz 0.5 m barības vielu pārveidošanas procesiem. Augi mitrājā ir izplatījušies dabiski, galvenokārt seklākās teritorijās pie mitrāja un divu salu krastiem (Kill et.al., 2022).



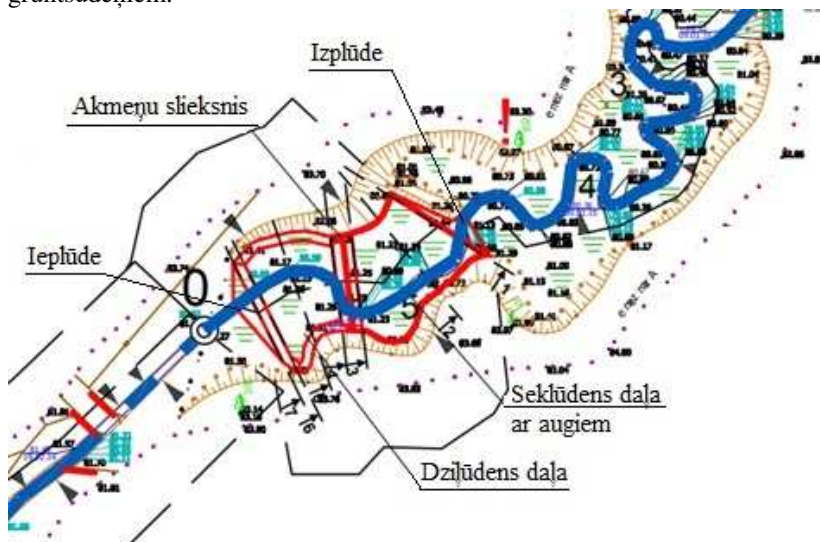
2.1. att. Virszemes plūsmas un pazemes plūsmas mākslīgie mitrāji Mežacirulīs

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Zante

Lauksaimniecības teritorija, kas izvēlēta monitoringa objekta būvniecībai, tiek izmantota kā drenēta aramzeme. Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Zantē izbūvēts kā viens no viedri draudzīgiem meliorācijas sistēmas elementiem (atbilstoši LR MK noteikumiem Nr. 600, 2014),

75 m garu valsts nozīmes ūdensnotekas posmu pārveidojot par mitrāju. Esošā ūdensnoteka pārmitrā, reljefa ziņā zemā posmā mērķtiecīgi padziļināta un paplašināta, nodrošinot kopējo virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja spoguļa virsmu 0.25 ha platībā. Mākslīgais mitrājs veidots no divām konstruktīvi atšķirīgām daļām, kas atdalītas ar akmeņu krāvuma veidotu sliekšni. 2.2. attēlā (rasējuma autors: M. Ozoliņa, SIA “Cebo”) redzams ūdensnotekas un mākslīgā mitrāja topogrāfiskā plāna materiāls, kas atspoguļo kopējo sākotnējo un projektēto situāciju objektā.

Mitrāja izbūves vieta izvēlēta reljefa pazeminājumā, dabīgi mitrā ieplakā, kas nodrošina virszemes noteces ieplūdi un atvieglo esošo meliorācijas sistēmu ievadīšanu mitrājā. Ieplūdes daļa veidota kā dziļūdens zona līdz 1.5 m ūdens slāņa dziļumam, kas daļēji kalpo kā sedimentācijas baseins ar mērķi izgulsnēt suspendētās vielas. Ieplūdes daļā ūdensaugi nav stādīti, bet dabīgi saauguši eksploatācijas laikā. Otra mitrāja daļa aiz akmeņu bēruma sliekšņa veidota dziļumā līdz 0.5 m, kur pamatnē mērķtiecīgi un blīvi veidots ūdensaugu stādījums. Mitrāja gultne veidota bez hidroizolācijas un ir savienota ar gruntsūdeņiem.



2.2. att. Virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja Zantē plāns

2.2. Ūdeņu paraugu ievākšanas un ķīmiskā sastāva noteikšanas metodika

Trīs pētījumu objektos veikts ūdeņu kvalitātes monitorings, manuāli ievācot ūdeņu paraugus pie ieplūdes un pie izplūdes no mākslīgā mitrāja. Ūdeņu paraugi tika ievākti mazgātās un ar destilētu ūdeni skalotās 0.5 l plastmasas pudelēs biogēno elementu analīzēm un 1 l tilpuma pudelēs suspendēto vielu

koncentrāciju noteikšanai (Virszemes..., 2003). Pazemes plūsmas mitrājā ievākti arī 3 l tilpuma pudelēs BSP₅ un KSP koncentrāciju noteikšanai. Ūdeņu paraugi tika iesmelti marķētās pudelēs reizi vai atsevišķos periodos divas reizes mēnesī. Kopējais monitoringa periods pētījumu objektā Mežacīruļos bija 90 kalendārie mēneši no 2014. gada jūlija līdz 2021. gada decembrim. Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā analizēti 103 ūdeņu paraugi. Virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā analizēti 107 ūdeņu paraugi. Pētījumu objektā Zante paraugi tiek ievākti 48 kalendāros mēnešus no 2017. gada jūnija līdz 2021. gada decembrim. Zantes virszemes plūsmas mitrājā analizēti 45 ūdeņu paraugi.

Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos ieklūdes daļa sastāv no segtas lietus kanalizācijas sistēmas kolektora, polimēra materiāla DN300 mm pašteces caurules ar apaļu šķērsriezumu, kas ievadīta lietus kanalizācijas skatakā ar 50 cm dziļu nosēddaļu. No skatakas pa polimēra materiāla DN300 mm pašteces cauruli ar apaļu šķērsriezumu nonāk vaļējā krājbaseinā. Otrs ūdeņu paraugs pie izplūdes no mitrāja tika ievākts no iztekas caurules no mitrāja grāvī.

Skatakā pirms ieklūdes caurules automātiskā režīmā tiek mērīts ūdens līmenis un uzkrāti mērījumu rezultāti, izmantojot *Mini-Diver* spiediena sensorus. Plūsmas ātrums tika aprēķināts, pamatojoties uz Manninga vienādojumu (Walkowiak, 2008) apaļa šķērsriezuma caurulēm ar daļēju pildījumu monitoringa periodā.

Virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos ūdeņu paraugi ievākti ieklūdes daļā aiz ceļa caurtekas un izplūdes daļā pirms pārgāznes. Ūdens slāņa dziļumu sadalījums pēc ekspluatācijas uzsākšanas uzmērīts dabā ar *RiverRay ADCP* ehalotu 19 šķērsriegzumos visā mitrāja platībā. Ūdens līmeņu novērojumu nodrošināšanai izplūdes daļā izbūvēta betona atbalstsiena ar metāla V veida 90° pārgāzni. Ūdens līmenis mērīts ar *Mini-Diver* ūdens līmeņa datu reģistrētāju. Novērotie ūdens līmeņi pārrēķināti, lai iegūtu caurplūdumus (Walkowiak, 2008), atbilstoši mērbūves formai un izmēriem.

Virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja ūdens krājumi veģētācijas periodā tiek izmantoti arī zemnieku saimniecības siltumnīcu apūdeņošanas vajadzībām. Datumi un nosūknētie caurplūdumi tikai reģistrēti un pēc ūdens līmeņu pārrēķināšanas tika pieskaitīti pie novērotajiem caurplūdumiem.

Virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Zantē caurplūdumu mērījumiem izmantota izplūdes daļā izvietota mērbūve ar kombinētu V veida un taisnstūra pārgāzni. Ūdens līmeņi reģistrēti ar *Mini-Diver* ūdens līmeņa datu reģistrētāju un pārrēķināti pēc kombinētas formulas, ievērtējot pārgāznes specifiku un dimensijas, izmantojot formulu kombināciju, kur trijstūra formas ūdens līmeņi tiek pārrēķināti pēc formulas V veida trijstūra pārgāznēm, bet, kad ūdens līmenis kāpj virs 0.03 m, caurplūdumu rēķina pēc formulas trapecveida pārgāznēm. Ūdens līmeņu pārrēķinam no 0 – 0.03 m virs pārgāznes izmantota

2.1. formula. Ūdens līmeņa pārrēķiniem virs 0.03 m augstuma, pārgāznes forma ir trapeceveida, tāpēc caurplūdums tiek rēķināts, izmantojot sekojošu formulu:

$$Q = K \cdot (L - 0.2 H) \cdot H^{1.5} \quad (2.1.)$$

kur

Q – caurplūdums, l·s⁻¹;

H – ūdens līmenis virs pārgāznes, m;

L – pārgāznes vērums, m;

K – konstante, kas atkarīga no vēlamajām caurplūduma mērvienībām (šeit ar vērtību 1838).

Ūdeņu paraugi ievākti pie ieplūdes un pie izplūdes. Ūdens kvalitātes rādītājus šajā pētījumā var grupēt divās daļās – parametros, kas tiek novēroti lauksaimniecības platībās kā barības vielu koncentrācijas, un parametros, kas tiek analizēti, lai raksturotu organisko vielu saturu notekūdeņos kā skābekļa patēriņu. Tā kā uz mitrājiem novadāmie notekūdeņi tika savākti lauksaimniecības platībās, barības vielu koncentrācijas un kopējais suspendēto vielu daudzums tika uzraudzīti saskaņā ar Latvijas normatīvajiem aktiem un ES Nitrātu direktīvu (European Commission 91/676/EEC, 1991). Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrāja monitoringam tika papildu noteikts bioķīmiskais un ķīmiskais skābekļa patēriņš, lai izmērītu bioloģiski noārdāmo organisko vielu daudzumu ūdenī (Grinberga & Lagzdins, 2017) atbilstoši sadzīves un lietus notekūdeņu apsaimniekošanas noteikumiem Latvijā (Grinberga et al., 2020).

Ūdens paraugi tika analizēti un noteikta koncentrācija (mg·l⁻¹) tādiem ūdeņu kvalitātes parametriem kā nitrātu slāpekļa (NO₃⁻-N), amonija slāpekļa (NH₄⁺-N), kopējais slāpeklis (N_{kop}), ortofosfātu fosforu (PO₄⁻-P), kopējais fosfors (P_{kop}) un kopējās suspendētās vielas (SV). Šīs analīzes veiktas akreditētā Daugavpils Universitātes aģentūras Latvijas Hidroekoloģijas institūta Hidroķīmijas laboratorijā. Suspendēto vielu analīzes veiktas LBTU Vides un būvzinātņu fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedras laboratorijā. Ūdeņu paraugi 28 mēnešu periodam no 2019. gada septembra līdz 2021. gada decembrim tika analizēti un noteikta bioķīmiskā skābekļa patēriņa (BSP₅) koncentrācija (mg·l⁻¹) piecās dienās un ķīmiskā skābekļa patēriņa (KSP) koncentrācija (mg·l⁻¹).

Lai noteiktu analizēto ūdeņu kvalitātes parametru aizturēšanas efektivitāti, tika salīdzināta parametru koncentrācija pirms ieplūdes un pēc izplūdes no mitrāja un attīrīšanas efektivitāte tika izteikta procentos, izmantojot sekojošu formulu:

$$E = \frac{C_{in} + C_{out}}{C_{in}} \cdot 100, \quad (2.2.)$$

kur

E – attīrīšanas efektivitāte, %;

C_{in} – analizētā parametra koncentrācija, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pirms ieplūdes mākslīgajā mitrājā;

C_{out} – analizētā parametra koncentrācija, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pēc izplūdes no mākslīgā mitrāja.

2.3. Datu matemātiskās apstrādes metodika

Tādi ietekmējošie faktori kā gaisa un ūdens temperatūras svārstības diennakts laikā, izšķīdušā skābekļa un plūsmas ātruma izmaiņas u.c. ietekmē ūdens kvalitāti mākslīgajos mitrājos. Ūdeņu paraugu ievākšanas laikā netika ievērots specifisks grafiks, lai novērstu šo faktoru ietekmi. Analīžu rezultāti tika apstrādāti, izmantojot *XLSTAT* (MS Excel programmas paplašinājums datu statistiskai apstrādei) statistiska pamatojuma iegūšanai uz pētāmiem jautājumiem.

Izpētes vietā esošā pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja sateces baseins atrodas lauku sētā un klāts ar necaurlaidīgu virsmas segumu betona plātņu veidā. Aprakstītā teritorija ar minētajiem virsmas apstākļiem un esošo drenāžas sistēmu ir uzskatāma par lietus ūdens kanalizācijas sistēmu atbilstoši Latvijas Republikas tiesību aktiem. Lietusūdens daudzuma novērtējums no sateces baseina sākotnēji tika veikts pēc Latvijas būvnormatīvā LBN 223-15 “Kanalizācijas būves” (LBN 223-15, 2015) paredzētās intensitātes aprēķina metodes. Monitoringa dati nokrišņiem iegūti no tuvākās meteoroloģiskās stacijas Dobeles pilsētā (Grinberga et al., 2020).

Ūdens līmeņu un caurplūdumu aprēķiniem un saistīto datu apstrādei izmantota interpretējama objektorientētā skriptu valoda *Python* (Python Software Foundation, 2001-2022). Ūdeņu kvalitātes parametru koncentrāciju diapazona demonstrēšanai izmantotas *Boxplot* diagrammas. Statistiskā analīze tika veikta ar 95% ticamības līmeni.

Normalitātes novērtēšanai tika izmantota Kolmogorova-Smirnova tests. Lai statistiski novērtētu mākslīgo mitrāju darbības efektivitāti pētījumu objektos, tika izmantots neparametriskais *Mann-Whitney U* tests un Spīrmana rangs (*Spearman's rank*) korelācija. Lai noteiktu ūdeņu kvalitāti raksturojošo parametru savstarpējās attiecības, tika izmantota Spīrmana rangs korelācija.

P-vērtība ≥ 0.05 norādīja uz nespēju noraidīt hipotēzi, ka datu kopas atbilst normālajam sadalījumam. Ja datu kopa atbilda normālajam sadalījumam, tika izmantots pāra t-tests, kas nodrošina iespēju noteiktu attiecīgo datu kopu savstarpējās saistības statistisko nozīmīgumu. Ja nevarēja pieņemt normālu datu sadalījumu, tika izmantots *Wilcoxon Signed-Rank* tests. Līdzīgu statistisko pieeju var atrast arī literatūrā (Grinberga et al., 2020).

2.4. Mākslīgo mitrāju aprēķinu metodikas un modeļa izstrādes principi

Literatūrā atrodami pētījumi par vairākiem mākslīgo mitrāju aprēķinu modeļiem (Henrichs et al., 2007; Meyer et al., 2015; Galanopolos & Lyberatos, 2016), kas paredzēti galvenokārt rezultātu modelēšanai (Juston & Kadlec, 2019).

Šajā pētījumā iekļautas dažādas konstrukcijas mākslīgo mitrāju aprēķina metodes, kas aprobētas atbilstoši klimatiskajiem apstākļiem un pielāgotas mitrāju projektēšanai Latvijā. Literatūrā galvenokārt izmantotas divas pieejas mākslīgo mitrāju kā attīrīšanas iekārtu dimensiju noteikšanai (Meyer et.al., 2015). Viena no metodēm ir noteiktam notekūdeņu veidam pieņemt tipiski sagaidāmus piesārņojošo vielu parametrus un notekūdeņu apjomu un, balstoties uz pētījumiem konkrētajā reģionā, pieņemt mitrāja platības attiecību vienai konkrētai mākslīgo mitrāju konstrukcijai (Langergraber, 2007). Piemēram, literatūrā sastopamais ieteicamais virsmas laukums horizontālas pazemes plūsmas mitrājam, lai attīrītu vienam cilvēka ekvivalentam (CE) atbilstošo sadzīves notekūdeņu apjomu tiek minēts no 5 līdz 7 m². Šādas pieejas pielietojumam nepieciešami dati no pētījumu objektiem, kas pamatotu mitrāja konstrukcijas un dimensiju izvēli un pierādītu tā efektivitāti. Otra no metodēm ir balstīta uz fizikālajiem un bioķīmiskajiem attīrīšanas procesiem, kas norisinās mākslīgajā mitrājā. Mērķtiecīgi radot piemērotus apstākļus konkrētajiem procesiem, iespējams prognozēt sagaidāmo mitrāja darbības efektivitāti attiecībā uz konkrēto piesārņojošo vielu. Arī šī aprēķinu metode tiek balstīta uz empīriskiem novērojumiem, taču šajā gadījumā laboratorijas apstākļos veiktie novērojumi var tikt pielāgoti atšķirīgiem vides faktoriem kā gaisa vai ūdens temperatūra, plūsmas ātrums, ieplūstošā piesārņojošo vielu koncentrācija, skābekļa daudzums ūdenī utt.

Šajā darbā sagatavotā mākslīgo mitrāju aprēķina metodika ietver abas iepriekš minētās pieejas mitrāju konstrukcijas un dimensiju aprēķiniem atkarībā no notekūdeņu veida, piedāvājot to, kas Latvijas apstākļiem konkrētajā gadījumā būtu vispiemērotākā.

Mākslīgo mitrāju piesārņojuma samazināšanas vēlamo apjomu ūdenī var izmantot, lai aprēķinātu nepieciešamo mitrāja virsmas platību:

$$J = k \cdot (C_{in} - C_{out}), \quad (2.3.)$$

kur

J – piesārņojošās vielas samazināšanas intensitāte, g uz katru m² gadā;

k – konstante, kas raksturo piesārņojuma samazināšanās intensitāti atkarībā no mitrāja virsmas platības, m gadā;

C_{in} – piesārņotāja koncentrācija pie ieplūdes, mg·l⁻¹;

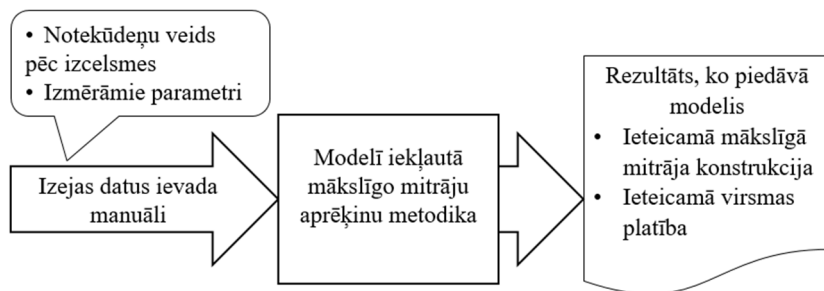
C_{out} – piesārņotāja koncentrācija pie izplūdes, mg·l⁻¹ (Kusler & Christie, 2012).

Balstoties uz šī pētījuma rezultātā iegūtajiem datiem pilotobjektos un uz citās valstīs plaši izmantotajiem aprēķiniem, sagatavots modelis mākslīgā mitrāja veida un dimensiju izvēlei.

Modelis pieejams tiešsaistē <https://lauvas.area.lv/MM/>. Modelī paredzēts ievadīt jebkurai konkrētam, lietotāja izvēlētam objektam atbilstošus izejas parametrus ar mērķi gūt ieteikumu par piemērotāko mitrāja konstrukcijas izvēli un provizorisku mitrāja virsmas laukumu. Aprēķinu daļa modeļa lietotājam nav

pieejama, taču tā izklāstīta šajā darbā. Modelis nav paredzēts detalizētai būvniecības ieceres dokumentācijas iegūšanai, jo projektēšanas laikā jāapsver lokālas objekta iespējas un ierobežojumi.

Vispirms modeļa lietotājam manuāli jāievada izejas dati, kas nepieciešami tālākajos aprēķinos, tai skaitā attīrāmo notekūdeņu veids pēc izcelsmes, kas modeļa vidē noved tālāk pie izmērāmo parametru ailītēm. Šāda klasifikācija ļauj strukturēt turpmāko lēmumu pieņemšanu atbilstošo mākslīgo mitrāju efektivitātes iespējām. Izmērāmie parametri diferencēti atbilstoši tipisku notekūdeņu kritērijiem.



2.3. att. Mākslīgo mitrāju aprēķina modeļa struktūra

Nākamajā solī aprēķinu precizitātei un pamatotībai lietotājam jāievada prasīto parametru izmērāmās vērtības, tai skaitā, atsevišķu ūdeņu kvalitātes parametru koncentrācijas, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ un izejas dati, kas modelim ļauj aprēķināt caurplūdumu, $\text{m}\cdot\text{dnn}^{-1}$. Modelī ieļautajiem mākslīgo mitrāju aprēķiniem izmantotas formulas no citu valstu likumdošanā iestrādātiem un starptautiski atzītās vadlīnijās iekļautiem aprēķiniem, ievērtējot šajā pētījumā iegūtos novērojumu datus, kā arī Latvijas klimatiskos un saimniekošanas faktoros. Kā praktiski pielietojamu rezultātu modelis piedāvā ieteicamo mākslīgā mitrāja konstrukciju un attiecīgi aprēķinātu mitrāja ieteicamo virsmas platību, m^2 .

Šajā darbā mākslīgais mitrājs ir aplūkots kā notekūdeņu attīrīšanas iekārta, kas projektēta ar mērķi uzlabot ūdens kvalitāti. Kā pierāda Latvijā uzbūvētie, ekspluatētie un iepriekšējās nodaļās aprakstītie pētījuma objekti, mitrāja efektivitāte var atšķirties atkarībā no attīrāmā ūdens apjoma, kvalitātes un plūsmas režīma. Minētie iepilūstošā notekūdens parametri kā mitrāja efektivitāti ietekmējošie faktori pieminēti arī citu valstu pētījumos (Crumpton & Stenback, 2020), kā arī iekļauti aprēķinos. Iepilūstošā jeb attīrāmā notekūdens parametrus izmanto kā izejas datus mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēlei, lai pielāgotu efektīvāko un piemērotāko tehnisko risinājumu. Mākslīgā mitrāja dimensijas un konstruktīvais risinājums jāpielāgo attīrāmā notekūdens parametriem, kā arī ūdens vēlamajai kvalitātei pēc attīrīšanas.

Attīrāmā ūdens izcelsmes avots vairumā gadījumu norāda uz sagaidāmo ūdens apjomu, kvalitāti un plūsmas režīmu. Tāpēc modelis mākslīgā mitrāja

veida un dimensiju izvēlei kā pirmo izvēles opciju piedāvā atlasīt attīrāmā ūdens izcelsmes avotu. Piedāvātas 5 izvēles iespējas: lietus notekūdeņi, sadzīves notekūdeņi, rūpniecības notekūdeņi, lauksaimniecības notece, cits variants. Katra no minētajām iespējām izvēlēta, pieņemot, ka notekūdeņu izcelsmes avots ūdens apjoma, kvalitātes un plūsmas režīma ziņā būs definējams kā tipisks notekūdens. Gadījumiem, kad kāds no trim minētajiem kritērijiem pārsniedz vai neatbilst tipisku notekūdeņu raksturojumam, modelī iekļauta pietkā izvēle “Cits variants”.

Minētā izvēle ļaus jau pirmajā solī atlasīt to attīrāmo ūdeņu parametrus, kas katram no notekūdeņu veidiem ir būtiskākais, attīrot tos mākslīgajā mitrājā. Nav izslēgts, ka katrā individuālā gadījumā attīrāmā notekūdens parametri var būt atšķirīgi, tāpēc precīzāki dati tiek pēc vajadzības pieprasīti nākamajos modeļa soļos, kas aprakstīti nākamajās apakšnodaļās. Literatūrā pieejamie pētījumi galvenokārt vērsti pa vienam uz atsevišķiem šajā modelī iekļautajiem notekūdeņu veidiem. Tāpēc katra no piecām izvēlēm modelī aizved pie atšķirīga mākslīgo mitrāju dimensionēšanas scenārija. Atkarībā no katra notekūdeņu veida specifikas, Latvijā spēkā esošo normatīvo aktu prasībām un šajā promocijas darbā gūtajiem pētījumu rezultātiem pētījumu objektos, katrs no pieciem modeļa scenārijiem ietver aprēķinus, kas pielāgoti no citu valstu pieredzes mākslīgo mitrāju projektēšanā un dimensionēšanā. Modelis galarezultātā piedāvā provizorisku ienākošajiem notekūdeņiem piemērotāko mākslīgā mitrāja konstrukciju un virsmas laukumu. Šis modelis veidots kā palīgs mākslīgā mitrāja skices iegūšanai, un bez atbilstošas būvprojekta dokumentācijas sertificēta inženiera vadībā nav paredzēts kā pamatojums būvniecībai. Modelis ļauj pieņemt turpmākos lēmumus saistībā ar objektā pieejamo platību, kā arī iespējamām būvniecības un ekspluatācijas izmaksu pozīcijām.

Pazemes plūsmas mākslīgo mitrāju dimensiju aprēķins

Mākslīgos mitrājus vairumā gadījumu projektē, izvēloties minimālo pieļaujamo virsmas laukuma platību un zemākās iespējamās būvniecības un ekspluatācijas izmaksas. Tai pašā laikā nav vēlams samazināt platību, riskējot zaudēt mitrāja darbības efektivitāti attiecībā uz piesārņojuma samazināšanu. Horizontālas pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja garuma platuma attiecību, izvēloties taisnstūra formu, iesaka 3 – 4:1 (Sim, 2003). Tomēr atkarībā no filtra materiāla un šķērsriezuma laukuma, jāpārlicinās par mitrāja caurvades spēju, lai tā nebūtu mazāka par iespējamo ienākošo notekūdeņu caurplūdumu. Filtrācijas koeficients noteiks notekūdeņu plūsmas ātrumu cauri filtra materiālam. Nepieciešamo šķērsriezuma laukumu rēķina pēc Darsī likuma, pēc nepieciešamības matemātiski izsakot filtra šķērsriezuma laukumu:

$$Q_{dn} = \frac{K \cdot d \cdot H \cdot F}{L}, \quad (2.4.)$$

kur

Q_{dn} – notekūdeņu vidējais diennakts caurplūdums, $m^3 \text{ dnn}^{-1}$;

K – mākslīgā mitrāja filtra materiāla filtrācijas koeficients, $\text{m} \cdot \text{dnn}^{-1}$;
 dH – ūdens līmeņu starpība ieplūdei pret izplūdi, m ;
 L – filtrācijas ceļa garums, m ;
 F – mākslīgā mitrāja filtra šķērsriezuma laukums, m^2 .

Mitrāja nepieciešamo virsmas platību rēķina, vadoties no ienākošo un vēlamo izejošo ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrācijām. Tā kā pazemes plūsmas mākslīgos mitrājus visbiežāk izmanto tieši sadzīves notekūdeņu vai citu organiskās vielas saturošu notekūdeņu attīrīšanai, tad mitrāja virsmas laukumu var aprēķināt pēc BSP_5 koncentrāciju vēlamā samazinājuma (Sim, 2003; General considerations, 1995) pēc sekojošas formulas:

$$A_h = K \cdot Q_{dn} \cdot (\ln C_{in} - \ln C_{out}), \quad (2.5.)$$

kur

A_h – pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja virsmas laukums, m^2 ;
 K – ātruma konstante, $\text{m} \cdot \text{dnn}^{-1}$;
 Q_{dn} – notekūdeņu vidējais diennakts caurplūdums, $\text{m}^3 \cdot \text{dnn}^{-1}$;
 C_{in} – BSP_5 diennakts vidējā koncentrācija pie ieplūdes, $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$;
 C_{out} – vēlamā BSP_5 diennakts vidējā koncentrācija pie izplūdes, $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Ātruma konstante ir BSP degradācijas ātrums, kas atkarīgs no vides temperatūras, ūdens dziļuma un filtra materiāla porozitātes. Latvijas apstākļiem var pieņemt pie vides temperatūras $10 - 20 \text{ }^\circ\text{C}$, ka horizontālas pazemes plūsmas mitrājiem ar ātruma konstantei pieņem robežās no 0.09 līdz 0.15, bet vertikālas pazemes plūsmas mākslīgajiem mitrājiem robežās 0.13 – 0.22 (Brown et. al., 2000). Jo augstāka vides temperatūra, jo augstāku vērtību izvēlas kā konstanti.

Virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju dimensiju aprēķins

Virszemes plūsmas mākslīgos mitrājus izmanto galvenokārt drenu vai virszemes noteču attīrīšanai no lauksaimniecības zemēm vai lietus ūdeņu attīrīšanai, un vispirms jāapsver vietēja rakstura faktori, kas raksturīgi katram konkrētajam objektam, tai skaitā topogrāfiskā situācija un notekūdeņu raksturojošie parametri. Mitrāja galvenās dimensijas ir:

- forma, ko izvēlas ar mērķi iegūt iespējami garāku notekūdeņu plūsmas ceļu jeb trajektoriju;
- ūdens slāņa dziļums, ko izvēlas, vadoties no ienākošo ūdeņu kvalitāti raksturojošajiem parametriem, un atbilstoši plānotajiem bakterioloģiskajiem procesiem mitrājā;
- hidrauliskais uzturēšanās laiks mitrājā, ko izvēlas robežās no 1 līdz 5 dienām (EPA, 1982), ja vēlas panākt efektīvu BSP_5 un SV aizturēšanu, bet 10 – 15 dienas, ja vēlas panākt pilnvērtīgu nitrifikācijas – denitrifikācijas procesu norisi, kā arī efektīvai ortofosfātu fosfora aizturēšanai (EPA, 1982);

- veģetācijas veidu un vēlamo izplatību;
- spoguļa virsmas laukumu, kuram literatūrā atrodami vairāki dimensionēšanas paņēmieni.

Lauksaimniecībā izmantojamo platību, galvenokārt drenētu aramzemju, ganību un zālāju noteces attīrīšanai iesaka pieņemt mitrāja spoguļa virsmas platību atkarībā no sateces baseina platības, rēķinot attiecību 0.5 – 2%. Otra pieeja virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja spoguļa virsmas aprēķinam ir balstīta uz ūdens uzturēšanās laiku mitrājā. Ūdens bilanci aprēķina atbilstoši raksturīgajiem objekta parametriem, ņemot vērā tiešu notekūdeņu ieplūdi, infiltrāciju, iztvaikošanu, nokrišņus, uzkrāto ūdens daudzumu un izplūdes parametrus (EPA, 1982).

Mākslīgo mitrāju aprēķina kalkulators

Izvēlies parametrus

1.6. att. Modeļa sākuma skats, notekūdeņu veida izvēle

Pirmais modeļa solis ir attīrāmo notekūdeņu veida izvēle, no kā atkarīgi izejas parametri, kas nepieciešami, lai uzsāktu piemērotākās mitrāja konstrukcijas izvēli un turpinātu ar mākslīgā mitrāja dimensionēšanu. Sākotnēji jānoskaidro, kāda veida notekūdeņus paredzēts attīrīt. Piedāvātas piecas izvēles, kas šajā gadījumā vērstas uz konkrētu notekūdeņu veidu, atbilstoši to specifikai tipiskos apstākļos. Pirmā izvēle “Lietus notekūdeņi” jāizvēlas, ja virszemes notece no cietā vai daļēji caurlaidīgā seguma tiek savākta un novadīta ar lietus kanalizācijas palīdzību, vai tiek novadīta virszemes noteces veidā. Otrā izvēle “Sadzīves notekūdeņi” tiek atzīmēta, ja paredzēts attīrīt tipiskus sadzīves notekūdeņus no dzīvojamām vai sabiedriskām ēkām, kurās patērētāji uzturas pastāvīgi vai periodiski. Brīvdienu mājām, vai citām ēkām, kur cilvēku uzturēšanās paredzēta izteikti periodiski, modelī jānorāda tā perioda parametri, kad būs maksimālais patērētāju skaits. Modeļa trešā izvēle “Ražošanas notekūdeņi” vērsta uz notekūdeņiem no konkrēta objekta, kuriem iespējams izmērīt un modeļa nākamajā solī norādīt galveno ūdens kvalitātes rādītāju vidējās koncentrācijas un ūdens apjomu laika vienībā. Lauksaimniecības radītais notekūdens pēc savas specifikas var nosacīti tikt iedalīts divās daļās. Ja nepieciešams attīrīt virszemes vai drenu noteci no aramzemēm, tad tiek piedāvāts

viena veida aprēķins. Taču modelī ietverts arī otrs variants, kad virszemes notece, līdzīgi kā lietus notekūdeņu gadījumā, savācas no cietajiem un daļēji ūdenscaurlaidīgajiem segumiem, kas lauksaimniecībā izmantoto platību gadījumā ir, piemēram, zemnieku saimniecību pagalmu teritorijas, tehnikas stāvlaukumi. Var gadīties, ka objektā ir apvienoti vairāku veidu notekūdeņi. Tādā gadījumā jāizvēlas piektais modelī piedāvātais “Cits variants”. Piektā varianta izvēle paredz makslīgā mitrāja aprēķinu balstīt uz iepriekš noteiktu, izmērītu vai aprēķinātu notekūdeņu apjomu laika vienībā, kā arī galveno ūdens kvalitātes rādītāju vidējām koncentrācijām. Ja notekūdeņu pieplūdes režīms ir izteikti mainīgs, tad šajā pirmajā solī jāapsver modeļa pirmās vai ceturtais izvēles piemērošana.

2.4.1. Lietus notekūdeņi

Ar lietus notekūdeni biežāk saprot virszemes noteci, kas veidojas no cietajiem virsmas segumiem apdzīvotās vietās. Lietus notekūdens no pilsētvides galvenokārt satur suspendētās vielas, nesadedgušos naftas produktus un eļļas, kā arī var saturēt cietos atkritumus no ielām. Plānojot lietus notekūdeņu attīrīšanu pilsētvidē, tradicionāli Latvijā projektētas cauruļvadu sistēmas, kas novada lietus notekūdeņus pēc iespējas ātrāk prom no teritorijas. Ar ilgtspējīgu pieeju lietus notekūdeņu apsaimniekošanā pilsētās (*Sustainable urban drainage system*) tiek ieviesti arvien vairāk mūsdienīgu risinājumu, kas ļauj nokrišņu radīto ūdens daudzumu uzkrāt, infiltrēt, attīrīt un apsaimniekot nelielos sateces baseinos, tādējādi samazinot apsaimniekojamā ūdens apjomu un akumulēto piesārņojuma daudzumu. Plānojot lietus notekūdeņu attīrīšanu mākslīgajos mitrājos, no ūdens kvalitātes rādītāju viedokļa jāpievērš uzmanība salīdzinoši zemajam organisko vielu daudzumam, nelielajai biogēno elementu koncentrācijai, palielinātam suspendēto vielu daudzumam. Lietus notekūdeņu pieplūdes režīms ir izteikti neregulārs, paredzami ilgstoši sausuma periodi, kad nokrišņu nav, taču paredzami arī nokrišņu periodi ar spēcīgām, iespējami ilgstošām lietusgāzēm un potenciāli lielu ūdens apjomu īsā laika periodā. Minētie parametri jāņem vērā, izvēloties makslīgā mitrāja konstrukciju.

Uzsākot lietus ūdeņu apsaimniekošanas projektēšanu, vispirms jānoskaidro lietusūdeņu apjoms. Mākslīgo mitrāju aprēķinu modelī notekūdeņu apjoms balstīts uz LR būvnormatīvā (LBN 223-15, 2015) pieejamo aprēķina formulu 2.6., kas ievērtē sateces baseina platību, virsmas segumu veidu un reģionu, kurā atrodas objekts.

Lietus ūdeņu aprēķina daudzumu rēķina pēc maksimālās intensitātes metodes atbilstoši LBN 223-15 (2015):

$$q_r = \frac{z_{mid} \cdot A^{1.2} \cdot F}{t_r^{1.2n-0.1}}, \quad (2.6.)$$

kur

z_{mid} – vidējais noteces baseina virsmu raksturojošais koeficients;

n – parametrs, kas atkarīgs no P (gadi) atkārtotības un objekta ģeogrāfiskā novietojuma. Atbilstoši normatīvam, jāizvēlas objektam tuvākā pilsēta;

F – noteces aprēķina platība objektā, ha;

t_r – lietus ūdeņu tecēšanas aprēķina ilgums (minūtes), kas atkarīgs no ūdeņu tecēšanas laika pa virsmas segumiem un aprēķina posmiem objektā;

A – parametrs, kas atkarīgs no lietus intensitātes un vienreizējas lietus aprēķina intensitātes pārsniegšanas perioda konkrētajā apvidū. Parametru A rēķina pēc LBN 223-15 (2015) piedāvātās formulas:

$$A = q_{20} \cdot 20^n \cdot \left(1 + \frac{\log P}{\log m_r}\right)^{1.54}, \quad (2.7.)$$

kur

q_{20} – lietus intensitāte ($l \cdot s^{-1}$ ha) atbilstoši objekta ģeogrāfiskajam novietojumam, ja lietus ilgums ir 20 minūtes;

n – kāpinātājs, ko nosaka atbilstoši objekta ģeogrāfiskajam novietojumam;

P – vienreizējās lietus aprēķina intensitātes pārsniegšanas periods, ko pieņem atbilstoši objekta ģeogrāfiskajam novietojumam;

m_r - vidējais lietus reižu skaits gada siltajā sezonā.

Aprēķinam nepieciešamie parametri un koeficienti atrodami minētā normatīva pielikumos, un tie jāizvēlas atbilstoši konkrētam objektam, tos nav iespējams vispārināt uz vienu paraugobjektu. Aprēķina modelī pieņemts attīrīt tipiskus lietus ūdeņus no apdzīvotas teritorijas. Tādējādi piedāvāts izvēlēties virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju kā piemērotāko konstrukciju, un virsmas platība rēķināma balstoties uz hidrauliskās slodzes ātrumu un ūdens plūsmas ātrumu, kur mākslīgais mitrājs darbosies galvenokārt suspendēto vielu un eļļas un naftas produktu aizturēšanai. Kā galvenais parametrs šeit uzskatāms ūdens uzturēšanās laiks mitrājā, ko pieņem 4 stundas. Mitrāja spoguļa virsmas platība aprēķināma pēc iegūtā lietus ūdeņu aprēķina daudzuma, ūdens uzturēšanās laika un ieteicamā ūdens slāņa dziļuma, t.i., 0.5 m. Ja objekta sateces baseina platība pārsniedz 3 ha, tad ieteicams apsvērt citas vai kombinētas mākslīgo mitrāju konstrukcijas.

2.4.2. Sadržīves notekūdeņi

Sadržīves notekūdeņi veidojas cilvēka saimnieciskās darbības rezultātā, ūdenim piejaucoties organiskajām vielām, cilvēka fizioloģiskajiem izdalījumiem, mazgāšanas līdzekļiem u.c. Tipisku sadzīves notekūdeņu sastāvs noteikts normatīvajos dokumentos, LR MK noteikumos Nr. 34 (2002), kur BSP_5 koncentrācija norādīta $150 - 350 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, KSP robežās no $210 - 740 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, kopējās suspendētās vielas $120 - 450 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, un kopējais fosfors $6 - 23 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, kopējais slāpekļis $20 - 80 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ robežās. Latvijā sadzīves notekūdeņu attīrīšanas sistēmas tiek projektētas, būvētas un apsaimniekotas

atbilstoši spēkā esošajiem normatīvajiem aktiem (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002; LR MK noteikumi Nr. 327, 2015). Sadržīves notekūdeņu attīrīšanas tehnoloģijas ieteikts izvēlēties, vadoties pēc sasniedzamās attīrītā ūdens kvalitātes rādītājiem, nelieliem objektiem ar patērētāju skaitu zem 2000 CE nosakot robežvērtības BSP₅, KSP un SV. Specifiska attīrīšanas metode netiek reglamentēta, taču mākslīgais mitrājs atbilst LR MK noteikumu 37. punktam (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002) par atbilstošu attīrīšanu, jo nodrošina atbilstošu ūdens kvalitāti attīrīto notekūdeņu ievadīšanai vaļējā ūdenskrātuvē vai infiltrēt gruntī. Pie atbilstoša risinājuma, mākslīgais mitrājs izpilda pirmējās attīrīšanas kritērijus, jo novadīto notekūdeņu BSP₅ tiek samazināts vismaz par 20% attiecībā pret ienākošo slodzi un SV daudzums tiek samazināt par vismaz 50%, kā arī var tikt projektēts kā otrējā attīrīšana, jo pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā notekūdeņi tiek attīrīti galvenokārt balstoties uz bioloģiskiem procesiem.

Sadržīves notekūdeņu pieplūdes režīms ir samērā regulārs, un apjoms prognozējams, kas kopumā atvieglo notekūdeņu attīrīšanas iekārtu projektēšanu. Izvēloties mākslīgos mitrājus kā sadzīves notekūdeņu attīrīšanas iekārtu, izvēlas konstrukciju, kas neveicina smaku izplatīšanos, nodrošina stabilu notekūdeņu attīrīšanas efektivitāti visā ekspluatācijas laikā, arī ziemas periodā. Jāņem vērā un jānovērš grunts piesārņošanas riski, mākslīgā mitrāja pamatni projektējot hermētisku.

Sadržīves notekūdeņu apjomu rēķina atbilstoši spēkā esošajam normatīvam LBN 222-15 (2015) pēc dzeramā ūdens patēriņa atkarībā no patērētāju skaita:

$$Q_{dn} = \frac{S_q \cdot N}{1000}, \quad (2.8.)$$

kur

S_q – ūdens patēriņa norma uz vienu iedzīvotāju, ko pieņem atkarībā no ūdens izdales ierīču parametriem un labiekārtoības pakāpes objektā, l·dnn⁻¹;

N – patērētāju skaits objektā.

Sadržīves notekūdeņus pirms attīrīšanas mākslīgajā mitrājā paredz nostādināt 3 diennaktis. Nostādināšani paredz segtu septiķi vai vaļēju nostādināšanas dīķi bez savienojuma ar gruntsūdeņiem. Nostādināšanai paredzēto tilpumu rēķina pēc vidējā ūdens patēriņa uz objektā esošo iedzīvotāju skaitu.

Sadržīves notekūdeņu attīrīšanai mākslīgajos mitrājos šī darba ietvaros sagatavotajā aprēķinu modelī tiek piedāvāta pazemes plūsmas konstrukcija, ļaujot izdarīt izvēli starp vertikālu vai horizontālu plūsmas virzienu filtrā. Mākslīgā mitrāja virsmas platība tiek rēķināta pēc BSP₅ koncentrāciju vēlamā samazinājuma formulas 2.5. Par ieklūstošo BSP₅ koncentrāciju tiek pieņemta tipiskiem sadzīves notekūdeņiem raksturīgā, spēkā esošā normatīvā definētā, un par vēlamo izplūdes koncentrāciju tiek pieņemta spēkā esošā LR MK noteikumos Nr. 34 reglamentētā BSP₅ koncentrācija.

Horizontālas pazemes plūsmas mitrāja aprēķinā izmantots koeficients 0.14, kas atbilst gaisa temperatūrai 10 °C, bet vertikālas pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja aprēķinam izmantots koeficients 0.30, kas atbilst gaisa temperatūrai 10 °C. Tā kā gaisa temperatūra ir atšķirīga pa sezonām, tad pieņemta vidējā gaisa temperatūra. Ja patērētāju skaits pārsniedz 100 CE, tad aprēķinu modelis piedāvā apsvērt kombinētas mākslīgo mitrāju konstrukcijas, kombinēt attīrīšanas metodi mākslīgajos mitrājos ar citām notekūdeņu attīrīšanas metodēm vai izvēlēties citas ūdens kvalitātes uzlabošanas metodes. Ja plānots notekūdeņus attīrīt kombinēti, pamatā izmantojot cita veida attīrīšanas iekārtas, bet mākslīgo mitrāju projektēt kā pēcattīrīšanas iekārtu vai iespējamu avārijas pārplūžu uztvertā ūdens attīrīšanas iekārtu, tad par aprēķina izejas datiem izmanto sagaidāmos mākslīgajā mitrājā ieplūstošā ūdens kvalitātes rādītājus.

2.4.3. Ražošanas notekūdeņi

Ražošanas notekūdeņus rada ražošanas uzņēmumi savā tehnoloģiskajā procesā, kurā iesaistīts ūdens. Atkarībā no izejvielu un galaproduktu specifikas, dažādas atkritumvielas var tikt izšķīdinātas vai piejauktas ūdenim, kurš pēc viena vai vairākiem izmantošanas cikliem vairs neatbilst vēlamajiem ūdens kvalitātes kritērijiem, un to ir nepieciešams attīrīt. Atšķirīgās ražošanas jomās notekūdeņi var kvalitatīvi un kvantitatīvi atšķirties. Izvērtējot ražošanas notekūdeņus pēc piejaukto vielu satura un apjoma, atbilstoši Latvijā spēkā esošajiem normatīvajiem dokumentiem, (LBN) tos attīra vai nu kopā ar sadzīves notekūdeņiem, izmantojot bioloģiskas metodes, vai paredz papildu attīrīšanas metodes, ja BSP₅, KSP, suspendēto vielu koncentrācijas pārsniedz tipiskos sadzīves notekūdeņos (LRMK noteikumi Nr. 34, 2002) novērotās koncentrācijas vai ja ražošanas notekūdeņos sastopamas kādas sadzīves notekūdeņiem netipiskas vielas. Ražošanas notekūdeņu pieplūduma režīms var būt atkarīgs no tādiem faktoriem kā maiņu garumi un sadalījums rūpnīcā, ražošanas cikls, saražotās produkcijas apjoms utt.

Ražošanas notekūdeņu attīrīšanai var projektēt mākslīgos mitrājus, ja notekūdeņi atbilst ar bioloģiskām un mehāniskām metodēm attīrāmu notekūdeņu kvalitātei (Nurmahomed et.al., 2022). Šādā gadījumā aprēķini balstāmi uz attīrāmo ražošanas notekūdeņu sākotnējās piesārņojošo vielu koncentrācijas un uz vēlamās piesārņojošo vielu koncentrācijas pēc notekūdeņu attīrīšanas, kā arī uz notekūdeņu apjoma un pieplūdes režīma. Līdzīgi kā projektējos sadzīves notekūdeņu attīrīšanu, jāņem vērā un jānovērš grunts piesārņošanas riski, nepieciešamības gadījumā mākslīgā mitrāja pamatni projektējot hermētisku.

Ražošanas notekūdeņus, ja tie pēc BSP₅, KSP un SV koncentrācijām līdzinās tipiskiem sadzīves notekūdeņiem, pirms attīrīšanas mākslīgajā mitrājā paredz nostādināt 3 diennaktis. Nostādināšani paredz segtu septiķi vai vaļēju nostādināšanas dīķi bez savienojuma ar gruntsūdeņiem. Notekūdeņu apjomu rēķina atbilstoši ražošanas tehnoloģijai vai pēc spēkā esošā Latvijas būvnormatīva.

Aprēķinu modelī jāievada dati par plānoto notekūdeņu apjomu, kā arī plānotās vidējās ūdeņu kvalitātes parametru koncentrācijas. Ja ražošanas notekūdeņi satur citas piesārņojošās vielas, kas modelī nav pieminētas, jāapsver citas tehnoloģijas izvēle notekūdeņu attīrīšanai vai notekūdeņu priekšapstrāde. Otrajā solī modelī iekļauts pazemes plūsmas mitrāja aprēķins atkarībā no ienākošās un izejošās ūdeņu kvalitātes parametru koncentrācijas pēc formulas 2.5., attiecīgi ar horizontālas pazemes plūsmas mitrāja koeficientu 0.14, un vertikālas pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja koeficientu 0.30. Ja ievadītās ienākošās BSP₅ un KSP koncentrācijas ir attiecīgi zem 35 un 125 mg·l⁻¹, tad var uzskatīt, ka attīrāmais ūdens pēc sastāva līdzinās lietus notekūdeņiem vai drenu notecei, un modelis piedāvā izvēlēties virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju. Šajā gadījumā mitrāja virsmas platība tiek rēķināta pēc kopējā slāpekļa ietilpums un izejošās koncentrācijas, kā arī pēc notekūdeņu apjoma mitrāja tilpumu rēķinot uz 4 stundu uzturēšanās laiku. Modelis kā gala virsmas platību piedāvā lielāko aprēķināto variantu. Ja paredzamais notekūdeņu apjoms pārsniedz 20 m³·dnn⁻¹, tad aprēķinu modelis piedāvā apsvērt citas vai kombinētas mākslīgo mitrāju konstrukcijas.

2.4.4. Notekūdeņi no lauksaimnieciskās darbības

Notekūdeņus no lauksaimnieciskās darbības veido virszemes un drenu notece no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. Ministru kabineta noteikumos Nr. 329 tiek definēti kā notece jeb ūdens aprītes dabā sauszemes posms, kurš notiek pa zemes virsmu (virszemes notece), augsni un iežu slāņiem (pazemes notece). Šajā pētījumā piedāvātas divas atšķirīgas pieejas lauksaimnieciskās darbības radītu notekūdeņu attīrīšanai mitrājos. Drenu un virszemes notecei no lauksaimniecībā izmantotajām platībām iespējama augsta nitrātu slāpekļa (Lagzdins et.al, 2012) un/vai suspendēto vielu koncentrācija. Organisko vielu saturs šādā notecē visbiežāk ir zems. Aprēķinu modelī kā izejas dati jāievada lauksaimniecībā izmantotās platības sateces baseina kopējā platība, ha, un piedāvāts izvēlēties virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju ūdeņu kvalitātes uzlabošanai pirms ieplūdes vaļējā ūdenskrātuvē. Literatūrā atrodams un modelī iekļauts, ka mitrāja virsmas laukuma un sateces baseina laukuma attiecībai jābūt vismaz 0.5 – 2%, un mākslīgā mitrājā jābūt pastāvīgam un blīvam veģetācijas segumam (Darwiche-Criado et al., 2017; Tournebize et al., 2017). Modelis nepiedāvā tālākus risinājumus, kā mitrāja novietojums objektā un ūdens līmeņa regulēšanas būves konstrukcija. Tālāko tehnisko risinājumu izvēli nepieciešams piemērot atkarībā no objektam raksturīgiem apstākļiem. Piemēram, augsnes granulometriskais sastāvs, lauksaimnieciskās darbības veids un intensitāte ietekmē augu barības vielu un suspendēto vielu izskalošanos un to daudzumu ūdenī. Atkarībā no notekūdeņu sastāva un apjoma jāizvērtē mākslīgā mitrāja konfigurācija, tai skaitā ūdens slāņa dziļums, garuma un platuma attiecība un veģetācijas veids, noklājums un izvietojums. Šīs izvēles gadījumā modelis

piedāvā ieteicamo mitrāja platību attiecībā pret kopējo sateces baseina laukumu, pieņemot, ka mitrāja vidējais ūdens slāņa dziļums ir 0.7 m.

Otra pieeja ietver virszemes noteces attīrīšanu no lauksaimnieciskajā darbībā izmantotām teritorijām ar cieto virsmas segumu, kur iespējama organisko vielu klātbūtne notekūdeņos (Vymazal et al., 2020).

Modelis ietver lietus ūdeņiem atbilstošu apjoma aprēķinu pēc 2.6. un 2.7. formulas un attīrāmo notekūdeņu koncentrāciju pieņem atbilstošu tipiskiem sadzīves notekūdeņiem, balstoties uz pētījumu objektā Mežacīruļos novērotajām ieplūstošajām notekūdeņu koncentrācijām. Modelis piedāvā pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja konstrukciju, un virsmas platība tiek rēķināta analogi sadzīves notekūdeņiem. Krājbaseinu un mitrāja filtra daļu būvē hermētisku, bez savienojuma ar gruntsūdeņiem.

Lauksaimnieciskās darbības rezultātā radītie cita veida notekūdeņi, kas satur smagos metālus, pesticīdus vai citas piesārņojošās vielas (Vymazal & Brezinova, 2015), vai arī izteikti koncentrēti notekūdeņi no lopkopības, mēsļu krātuvēm vai skābbarības tvertnēm, šajā aprēķinu modelī nav iekļauti. Šādos gadījumos jāapsver notekūdeņu priekšattīrīšana, un citas vai kombinētas mākslīgo mitrāju konstrukcijas.

2.4.5. Citi notekūdeņi

Kā piektā izvēle modeļa pirmajā solī piedāvāta “Citi notekūdeņi”. Šis solis ļauj iekļaut tos gadījumus, kad notekūdeņi tiešā veidā neatbilst nevienam no iepriekšminētajiem notekūdeņu izcelsmes avotiem vai arī sastāda kombināciju no vairākiem izcelsmes avotiem. Noteikumi par piesārņojošo vielu emisiju ūdenī definē arī komunālos notekūdeņus, kas nav klasificējami kā atsevišķi sadzīves, ražošanas vai lietus notekūdeņi, bet veidojas no divu vai vairāku dažādu notekūdeņu sajaukuma. Ievadāmās ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrācijas jāizvēlas vidējās novērotās vai plānotās. Aprēķina algoritms šajā izvēlē ir analogs ražošanas notekūdeņu aprēķinam. Kombinētu notekūdeņu gadījumā var parādīties izteikti liela amplitūda starp maksimālo un minimālo vienu vai vairākiem kvalitātes parametriem. Modelī iekļautā izvēle “citi notekūdeņi” ir piemērota tad, ja ir iespējams noteikt raksturīgo vidējo attīrāmo notekūdeņu kvalitāti, definējot paredzamo BSP_5 , $ḲSP$, N_{kop} , P_{kop} un SV koncentrācijas $mg \cdot l^{-1}$, kā arī notekūdeņu apjomu $m^3 \cdot dnn^{-1}$.

Pēc šīs aprēķina metodikas un piedāvātā modeļa var iegūt vispārīgu rezultātu, kas nav piesaistīts katra konkrēta objekta specifiskajiem parametriem, piemēram, esošā topogrāfiskā situācija, grunts sastāvs un gruntsūdens līmenis, teritorijas izmantošanas noteikumi. Iegūtā konstrukcija un mitrāja izmērs un dimensijas ir kā pirmais izejas materiāls projektēšanai, kas turpmāk pieprasa inženiertehniskus risinājumus katrā konkrētā gadījumā, un pieļauj atkāpes, atkarībā no vēlamā ūdeņu kvalitātes rezultāta.

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Pētījuma gaitā iegūtie rezultāti ir trīs monitoringa objektos novērotā mākslīgo mitrāju darbības efektivitāte attiecībā uz novēroto piesārņojošo vielu koncentrāciju samazināšanu notekūdenī. Novērtēti mitrāju efektivitāti ietekmējošie faktori un to kumulatīvā ietekme uz piesārņojuma samazināšanu ūdenī. Izvērtēti piemērotākie mitrāju konstruktīvie risinājumi un ekspluatācijas priekšnosacījumi iespējami augstas mitrāja darbības efektivitātes nodrošināšanai. Izstrādāta un raksturota aprēķinu metodika, kas iekļauta aprēķinu modelī, mitrāja konstruktīvā risinājuma un dimensionālo parametru izvēlei dažāda veida un apjoma notekūdeņu attīrīšanai.

3.1. Piesārņojuma izmaiņu analīze dažādas konstrukcijas mākslīgajos mitrājos Latvijā

Piesārņojuma izmaiņas pēc notekūdeņu attīrīšanas mākslīgajos mitrājos tiek vērtētas, vadoties no piesārņojošo vielu koncentrāciju izmaiņām, salīdzinot ieplūdes un izplūdes rādītājus, kā arī pēc novērotā caurplūduma.

Novēroto ūdeņu kvalitātes parametru analīze pētījumu objektos tika veikta, starp pieciem analizētajiem parametriem N_{kop} , $NO_3^- - N$, $NH_4^+ - N$, P_{kop} un $PO_4^{3-} - P$, sākotnēji meklējot lineāru korelāciju, salīdzinot ieplūdes un izplūdes rādītāju koncentrācijas diviem mākslīgajiem mitrājiem Mežacīruļos un vienam mākslīgajam mitrājam Zantē.

Visās pētījumā iekļautajās pilotteritorijās, pazemes un virszemes plūsmas mākslīgajos mitrājos novērojami mainīgi ūdens attīrīšanas efektivitātes rādītāji attiecībā uz pētījumā iekļautajām piesārņojošajām vielām N_{kop} , $NO_3^- - N$, $NH_4^+ - N$, P_{kop} un $PO_4^{3-} - P$. Fosfora un slāpekļa koncentrāciju izmaiņas mitrājos ilggadīgā griezumā nenotiek pēc lineāras sakarības. Tas izskaidrojams ar vairāku koncentrāciju izmaiņas ietekmējošo faktoru sezonālajām un ilggadīgajām svārstībām. Kā piemērus mitrāja efektivitāti ietekmējošajiem faktoriem var minēt mainīgu caurplūdumu, ūdens līmeni un plūsmas ātrumu, gaisa un ūdens temperatūru, iespējamo atšķaidījumu mitrāju vidusdaļā, kas netiek fiksētas ar mērījumiem (Crumpton & Stenback, 2020). Tādējādi korelācijas koeficients nav derīgs izmantošanai, lai mēritu sakarības spēku starp ieplūdes un izplūdes koncentrācijām, tā vērtība tiecas uz 0.

Līdzīga satura pētījumos izmantotas dažādas neparametriskās statistikas metodes datu interpretācijai, piemēram, Spīrmana korelācija. Šādu ieteikumu pamato arī fakts, ka iegūtā ūdeņu kvalitāti raksturojošo datu rinda neveido normālu sadalījumu un kopējā monitoringa laikā iegūto datu izkliede ir liela. Tā kā mākslīgajos mitrājos norisinās daudzveidīgi attīrīšanas procesi, kas katru no ūdeņu kvalitātes rādītājiem un to attīrīšanas efektivitāti ietekmē atšķirīgi, turpmākajās nodaļās dati apskatīti tematiski saistīti un analizēti atsevišķi atkarībā no procesiem, kas tos mitrājā ietekmē.

3.1. tabula. Analizēto ūdeņu kvalitātes parametru vidējās koncentrācijas, vidējā aizturēšanas efektivitāte, koncentrāciju un piesārņojuma aizturēšanas efektivitātes mediānas

Monitori nga objekts	Ūdeņu kvalitā tes parame trs	Vidējā koncentrācija , mg·l ⁻¹		Koncentrācij u, mg·l ⁻¹ , mediāna		Vidējā aizturēša nas efektivitā te*, %	Piesārņoj uma aizturēšan as efektivitāt es*, %, mediāna
		Ieplū de	Izplū de	Ieplū de	Izplū de		
Pazemes plūsmas mākslīgai s mitrājs Mežacīruļ ī	NO ₃ ⁻ -N	2.639	2.200	0.200	0.915	-17	358
	NH ₄ ⁺ -N	7.382	2.429	4.110	1.475	-67	-64
	N _{kop}	15.137	6.937	14.000	6.309	-54	-55
	PO ₄ ⁻ -P	5.582	1.824	2.770	0.244	-67	-91
	P _{kop}	6.762	1.894	3.063	0.314	-72	-90
	SV	103.30 9	39.026	50.261	26.916	-62	-46
Virszeme s plūsmas mākslīgai s mitrājs Mežacīruļ ī	NO ₃ ⁻ -N	10.590	9.530	9.000	10.856	-10	21
	NH ₄ ⁺ -N	0.447	0.340	0.175	0.236	-24	35
	N _{kop}	12.073	10.951	9.950	12.000	-9	21
	PO ₄ ⁻ -P	0.083	0.079	0.038	0.030	-5	-21
	P _{kop}	0.152	0.111	0.074	0.072	-27	-3
	SV	43.529	38.889	29.472	27.255	-11	-8
Virszeme s plūsmas mākslīgai s mitrājs Zante	NO ₃ ⁻ -N	2.344	2.409	1.614	1.636	3	2
	NH ₄ ⁺ -N	0.023	0.031	0.010	0.014	50	0
	N _{kop}	2.844	2.909	1.900	1.910	2	1
	PO ₄ ⁻ -P	0.027	0.028	0.005	0.006	0	0
	P _{kop}	0.047	0.049	0.018	0.019	0	0
	SV	32.186	29.726	15.356	7.099	-8	-54

*Pozitīvs efektivitātes rādītājs nozīmē ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrācijas palielināšanos pie izplūdes. Negatīvs efektivitātes rādītājs nozīmē ūdeņu kvalitātes rādītāju koncentrācijas samazināšanos pie izplūdes.

Aritmētiskās vidējās koncentrācijas novēroto ekstrēmi augsto vielas koncentrāciju dēļ var nerādīt pilnvērtīgu priekšstatu par raksturīgo koncentrāciju sadalījumu.

Šēiem analizētajiem parametriem N_{kop}, NO₃⁻-N, NH₄⁺-N, P_{kop}, PO₄⁻-P un SV tika pārbaudīta sakarība starp parametru ienākošajām koncentrācijām un konkrētā parametra attīrīšanas efektivitāti. Saistība starp šo parametru grupām

netika atrasta, tātad var secināt, ka pētījumā iekļautajos monitoringa objekts fosfora un slāpekļa savienojumu attīrīšanas efektivitāte nav atkarīga no parametra koncentrācijas iepļūstošajā notekūdenī.

Novērotā notekūdeņu apjoma analīze pētījumu objektos tika realizēta, reģistrējot ūdens līmeņus pie mērbūvēm. Notekūdeņu apjoms laika vienībā jeb caurplūdums tika novērots un analizēts katram no trim pētījumu objektiem. Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos novērots maksimālais caurplūdums sasniedz $328 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ 2017. gada novembrī un pietuvojas $300 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ 2018., 2019. un 2020. gada marta mēnešos. Maksimālie caurplūdumi pavasarī liecina arī par iespējamiem infiltrācijai nelabvēlīgiem apstākļiem, kas varētu izraisīt strauju lietusūdeņu virzīšanos pa lietus kanalizācijas sistēmu uz mākslīgo mitrāju.

Virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos caurplūdums pārrēķināts balstoties uz datu logera ūdens līmeņu automatiskajiem novērojumiem pie pārgāznes mitrāja iztekā. Šis mitrājs ir savienots ar gruntsūdeņiem, bez hidroizolācijas, un var secināt, ka ūdens caur mitrāja pamatni infiltrējas gruntī. Par to liecina arī caurplūdumu vājā reakcija uz nokrišņu epizodēm vasaras periodos, kad apkārtējās teritorijās tika novērots mitruma deficīts un ūdens līmeņu kritums meliorācijas grāvjos, akās un Eglones upē. Turklāt monitoringa laikā novēroti atsevišķi periodi, kad mērbūve neatradās darba kārtībā un notika ūdens kustība apkārt mērbūvei, divos gadījumos 2018. gada maijā līdz novembrī un 2019. gada jūlijā līdz decembrī. Maksimālais caurplūdums tika novērots $95.8 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ 2020. gada aprīlī, vidēji novērojumu periodā 15 dienu vidējais caurplūdums novērots $16.4 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$.

Lai noskaidrotu, vai pastāv statistiska saistība starp novērotajiem caurplūdumiem un nokrišņu summu šajā reģionā, izmantota Pīrsona korelācijas metode, kas mēra statistisko saistību starp diviem nepārtrauktiem mainīgajiem, kas šajā pētījumā ir 15 dienu vidējais caurplūdums un 15 dienu nokrišņu summa. Virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos konstatēta vāja Pīrsona korelācija 0.213, kas vispirms saistīts ar to, ka meliorētās aramzemēs drenu notece veidojas ar laika nobīdi pēc lietusgāzēm. Iespējams, ka šajā objektā nomērītie ūdens līmeņi pilnvērtīgi neatspoguļo mitrājā iepļūstošo ūdeņu apjomu. Var izdarīt vairākus iespējamus secinājumus par to, kas ietekmē novērotā caurplūduma režīmu. Monitoringa laikā atzīmētie novērojumi, ka ūdens infiltrējas gruntī visā mitrāja pamatnes platībā, ūdens tiek ņemts apūdeņošanas vajadzībām bez uzskaites, neattīrīti notekūdeņi tiek epizodiski ievadīti mitrāja vidusdaļā bez uzskaites, mērbūve periodiski neatrodas darba kārtībā. Taču šie secinājumi neatspoguļo mitrāja darbības efektivitāti, bet drīzāk apliecina lauka līmeņa monitoringa objektu nepastāvīgo un grūti kontrolējamo raksturu.

Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos konstatēta vāja Pīrsona korelācija 0.354, un arī lietus notekūdeņu savākšanas sistēma varētu novadīt ūdeņus līdz mitrājam ar nelielu laika nobīdi. Šajā gadījumā zemā korelācija starp nokrišņu summu un vidējiem novērotajiem caurplūdumiem liek meklēt vēl kādu

skaidrojumu. Šeit vēlreiz jāmin lauka pētījumu objektu specifika un grūti kontrolējama raksturs, kas atšķiras no laboratorijas līmeņa pētījumiem.

Vērtējot novēroto ūdens uzturēšanās laiku mākslīgajos mitrājos, kas ir minēts kā viens no nozīmīgākajiem faktoriem piesārņojošos vielu attīrīšanas kontekstā (Varga et.al., 2017; Crumpton & Stenback, 2020; Nurmahomed et.al., 2022), var secināt, ka liela nozīme ir caurplūdumam, ko ietekmē attīrāmā ūdens pieplūdes režīms. Ūdens uzturēšanās laiks pazemes plūsmas mitrājā Mežacīruļos pie vidējiem caurplūdiem novērots 4.7 stundas, bet virszemes plūsmas mitrājā 62.6 stundas. Hidrauliskās slodzes ātrums, rēķināts pēc 1.1. formulas, vidēji ir $4.6 \text{ m} \cdot \text{dnn}^{-1}$ un maksimālo caurplūdumu laikā ir $66 \text{ m} \cdot \text{dnn}^{-1}$ pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā. Virszemes plūsmas mitrājā Mežacīruļos hidrauliskās slodzes ātrums pēc novērotā caurplūduma aprēķināts vidēji $0.38 \text{ m} \cdot \text{dnn}^{-1}$ un maksimālo caurplūdumu laikā $2.2 \text{ m} \cdot \text{dnn}^{-1}$. Vērtējot pēc abu mitrāju novērotajām ūdens kvalitātes rādītāju izmaiņām, var secināt, ka hidrauliskās slodzes ātrums neatspoguļo mitrāja efektivitāti, jo kopumā pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos ir uzrādījis ievērojami augstāku efektivitāti. Efektivitāte vērtējama kompleksi, kur viens no skaidrojumiem divos minētajos objektos ir atšķirīgs konstruktīvais risinājums ar filtru vienā, bet ūdens slāni otrā gadījumā. Turpmāk darbā izvērtēti arī citi novērotie nozīmīgākie faktori, kas varētu veidot ietekmi uz mitrāja darbības efektivitāti.

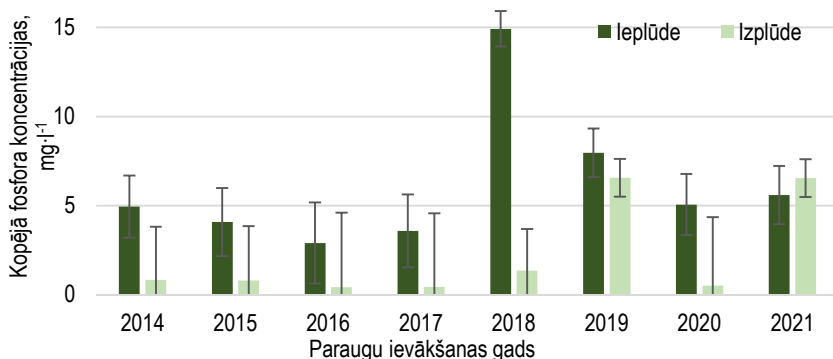
Ortofosfātu fosfora un kopējā fosfora izmaiņu analīze

Fosforam nav gāzveida formas, un, lai samazinātu fosfora savienojumu koncentrāciju notekūdeņos, tādā veidā uzlabojot ūdeņu kvalitāti, mākslīgajos mitrājos fosfora savienojumi tiek aizturēti (Keddy, 2010), uzkrāti nogulšņu veidā un uzņemti ar augiem.

Tā kā sorbcija tiek veicināta ar Al, Mg un Fe klātbūtni, tad pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā svarīga nozīme ir filtra materiāla sastāvam. $\text{PO}_4\text{-P}$ un P_{kop} attīrīšanas efektivitāte pētījumu objektā pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos bijusi stabila un augsta visā novērojumu periodā, ko demonstrē 3.3. attēls. Redzams, ka vidējās koncentrācijas samazināšanas efektivitātes vērtības ortofosfātu fosfora un kopējā fosfora koncentrāciju aizturēšanai izkārtojušās ar uzsvāru uz koncentrāciju samazinājumu pie izplūdes. Tās vērtības, kas uzrāda fosfora savienojumu palielināšanos pēc izplūdes no mitrāja, vērtējamas kā izņēmuma gadījumi, kas tomēr atstāj ietekmi uz efektivitātes vidējām vērtībām.

Vērtējot attīrīšanas efektivitātes izmaiņas pa gadiem, kopējā fosfora vidējā attīrīšanas efektivitāte bijusi zema 2019. un 2021. gadā. Detalizēti aplūkojot šos gadus, redzams, ka 2019. gadā no kopējā fosfora koncentrācijas samazinājušās tikai no maija līdz augustam, pārējos mēnešos mitrāja darbība nav uzrādījusi efektīvu fosfora savienojumu attīrīšanu. 2021. gada vidējo efektivitātes vērtību ietekmē četras mērījumu epizodes no februāra līdz maijam, kad izplūdes koncentrācijas bijušas kritiski augstākas par ieplūdes

koncentrācijām. Tas varētu būt saistīts ar 2021. gadā konstatētajām ekspluatācijas nepilnībām, kas radījis negatīvu ietekmi uz visiem ūdeņu kvalitātes parametriem un mitrāja darbības efektivitāti kopumā. Kopējā fosfora koncentrāciju samazinājums pie izplūdes novērojams lielāks nekā tikai standartklūdu robežās, un var secināt, ka kopējā fosfora samazinājums lielākajā daļā novērojuma gadu ir nozīmīgs.



3.1. att. Vidējās kopējā fosfora koncentrācijas un standartklūdas pie ieplūdes un izplūdes no pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja Mežacīruļos

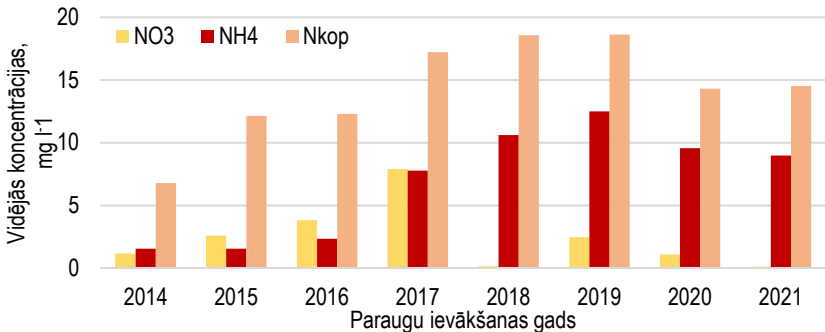
Virszemes plūsmas mākslīgie mitrāji Mežacīruļos un Zantē kopumā uzrādījuši salīdzinoši zemu fosfora savienojumu aiztures spēju. Mitrājā Mežacīruļos par vienu no zemas efektivitātes iemesliem fosfora savienojumu aizturēšanā varētu būt neliels veģetācijas daudzums un nevienmērīgs noklājums pa mitrāja platību. Fosfora savienojumu aizturēšanu ietekmē drīzāk blīva un nobriedusi veģetācija un mazāk sateces baseina un spoguļa virsmas attiecība. Veģetācijas izplatība mitrājā palielina spēju saglabāt efektīvu fosfora savienojumu aizturēšanas spēju un noturību pret pēkšņām un īslaicīgām ūdens plūsmas ātruma izmaiņām (Kill et al., 2022). Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos demonstrē veģetācijas kritisko nozīmi attiecībā uz fosfora savienojumu aizturēšanas spēju.

Mitrājs Zantē uzrāda fosfora savienojumu koncentrāciju procentuālu palielināšanos pie izplūdes, lai gan veģetācija šajā mitrājā ir mērķtiecīgi stādīta būvniecības laikā. Tomēr, vērtējot skaitliski $\text{PO}_4\text{-P}$ un P_{kop} ieplūdes un izplūdes koncentrāciju absolūtās vērtības, vidējās vērtības neatšķiras ieplūdei no izplūdes, tāpat neatšķiras arī mediānas, kā redzams 2.1. tabulā. Turklāt ieplūstošās fosfora savienojumu koncentrācijas ienākošajā ūdenī ir salīdzinoši zemas, izņemot ar vienu izteiktu palielinājuma epizodi 2021. gada 27. augustā, kad novērota P_{kop} koncentrācija $0.96 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ pie ieplūdes. Kopumā var secināt, ka virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Zantē darbojas neitrāli attiecībā uz fosfora

savienojumiem, tos neaiztur un neuzkrāj.

Nitrātu slāpekļa, amonija slāpekļa, kopējā slāpekļa izmaiņu analīze

Slāpekļis ar ūdeni piesātinātā augsnē, sedimentos un vaļējā ūdens slānī ir sastopams neorganiskās un organiskās formās. Organiskais slāpekļis sastāv kompleksi no aminoskābēm, amīniem, proteīniem un humīnvielām (Reddy et.al., 1984). Neorganiskais slāpekļis sastāv no amonija slāpekļa, nitrātu slāpekļa un nitrītu slāpekļa. Reddy et.al. (1984) konstatēja, ka amonija slāpekļis ir dominējošā neorganiskā slāpekļa forma sedimentos. Slāpekļa savienojumu aizturēšana ir viens no galvenajiem mākslīgo mitrāju uzdevumiem dažāda veida notekūdeņu attīrīšanā. Mitrājs veic organisko vielu atdalīšanu no ūdens ar filtrācijas palīdzību vai sedimentācijas produktu izgulsnēšanu virszemes plūsmas mitrāja gadījumā. Pēc būtības tas, kas tiek izgulsnēts, ir izšķīdušie vai daļēji izšķīdušie piemaisījumi. Lauksaimnieciskās darbības rezultātā veidotā notecē dominēs smilšu, māla, putekļu, augsnes daļiņas, augu atliekas (zaļā masa, saknes, sēklas, putekšņi utt.), trūdvielas, mēslojums, augu aizsardzības līdzekļi, ja tie ir pielietoti. Ja mitrājā izmanto ūdens augus, un arī, ja neizmanto, mitrājā notiek biogēno elementu aizturēšana un transformācija. Slāpekļa savienojumi nonāk augsnē izšķīdušā veidā neorganiskā un organiskā formā (Mahmood et.al., 2013). Šajā pētījumā pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs uztver lietus notekūdeņus, kas satur organisko mēslojumu, ko pierāda iepļūstošās BSP₅ koncentrācijas.



3.2. att. Vidējo nitrātu slāpekļa, amonija slāpekļa un kopējā slāpekļa koncentrāciju sadalījums pie iepļūdes pazemes plūsmas mākslīgā mitrājā Mežacirūļos

Organiskā slāpekļa proporcija noteikta, no kopējā slāpekļa koncentrācijas atņemot amonija slāpekļa un nitrātu slāpekļa koncentrācijas. Kopējā slāpekļa vidējo koncentrāciju sadalījums pa gadiem pie iepļūdes un izplūdes rāda, ka pirmajā ekspluatācijas gadā kopējā slāpekļa attīrīšanas efektivitāte bijusi zema, vairākos paraugu ievākšanas gadījumos palielinot kopējā slāpekļa koncentrāciju mediānas vērtības pie izplūdes par 23%, kas novērota 2014. gadā pazemes

plūsmas mitrājā. Tas skaidrojams ar to, ka pirms izbūves mitrāja filtra darbība balstīta uz mehāniskiem attīrīšanas procesiem, ļaujot baktērijām attīstīties un sasniegt atbilstošu briedumu slāpekļa savienojumu efektīvai pārveidošanai.

Ekspluatācijas sākumā posms no 2014. līdz 2016. gadam uzrādījis proporcionālu un lēni pieaugošu slāpekļa savienojumu samazinājumu. Izteikti augsta efektivitāte slāpekļa savienojumu samazināšanā novērota ekspluatācijas vidus posmā no 2017. līdz 2019. gadam, kas turpinās līdz 2021. gadam. Arī 2018. gadā, kur novērojams nitrātu slāpekļa koncentrācijas palielinājums pie izplūdes, tomēr uzskatām par pozitīvu tendenci, kas skaidrojams ar bioloģisku procesu norisi, nitrifikācijas rezultātā pārveidojot no amonija slāpekli par nitrātu slāpekļa formu. Attiecībā uz slāpekļa savienojumiem pazemes plūsmas mitrājs uzrādījis labus rezultātus un efektīvi samazinājis novērotās koncentrācijas visā ekspluatācijas periodā.

Zīmīgi, ka kopumā dažādo slāpekļa formu proporcija daudz nemainās pēc attīrīšanas mākslīgajā mitrājā. Pazemes plūsmas mitrājā līdzvērtīgi samazinājusies visu slāpekļa formu koncentrācija, bet abos virszemes plūsmas mitrājos kopējā slāpekļa savienojumu koncentrācija samazināta salīdzinoši mazāk, arī šajā gadījumā dažādo slāpekļa formu proporcija saglabājusies arī pie izplūdes. Amonija slāpekļa pārveidošanai nitrifikācijas ceļā jānodrošina filtrā, vēlams ieplūdes daļā, aerobi apstākļi. Tā kā amonija slāpekļa koncentrāciju samazinājums ir panākts, var secināt, ka nitrifikācija pētījumu objektā ir nodrošināta optimāli. Nitrifikācijas rezultātā būtu jāpieaug nitrātu slāpekļa koncentrācijai, taču monitoringa dati to neuzrāda. Denitrifikācijas baktērijas ideālos apstākļos transformē nitrātjonus secīgi $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ (Crumpton & Stenback, 2020). Redzams, ka nitrātu slāpekļa koncentrācijām ir samazinājums, tātad var secināt, ka vismaz daļā pazemes plūsmas mitrāja filtra daļas ir nodrošināti anoksi vai anaerobi apstākļi nitrātu pārveidošanai par slāpekli gāzveida formā. Tomēr daļa no slāpekļa varētu būt uzņemta ar augiem un izmantota zaļās masas pieaugumam.

2016. gadā ekspluatācijas kļūdas rezultātā mitrājā tika ievadīti neattīrīti notekūdeņi no vēsturiskas skābarības krātuves, un redzams, ka pie izplūdes konstatētas augstākas nitrātu slāpekļa un kopējā slāpekļa koncentrācijas nekā pie ieplūdes. Slāpekļa formu proporcijas saglabāšanās liecina par to, ka šajā mitrājā būtu jāuzlabo nitrātu slāpekļa attīrīšanas efektivitāte, kas nozīmētu nodrošināt anaerobu vidi denitrifikācijas veicināšanai. Vēl viens iemesls vājam nitrātu slāpekļa samazināšanai atzīmējams nelielais veģētācijas daudzums un izkliede mitrāja platībā. Tādējādi iespējams, ka pietiekamā daudzumā nav pieejams bioloģiskajiem procesiem piemērots oglekļa avots baktēriju darbībai, ko varētu nodrošināt veģētācija.

Virszemes plūsmas mākslīgā mitrājā Zantē novērotas izteikti zemas amonija slāpekļa koncentrācijas gan ieplūdē, gan izplūdē. Kopējā slāpekļa un nitrātu slāpekļa koncentrācijas, lai gan jau sākotnēji ievērojami zemākas nekā Mežacīruļu objektos, tomēr novērotais samazinājums vai slāpekļa formu

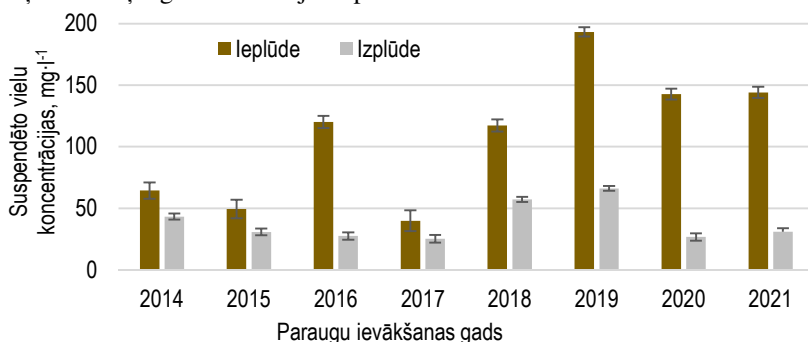
proporcijas izmaiņas ir izteikti nenozīmīgas. Var secināt, ka konkrētais mākslīgais mitrājs nedarbojas efektīvi attiecībā uz nitrātu slāpekļa transformāciju. Tas nozīmē, ka visā mitrāja platībā tiek nodrošināti aerobi apstākļi, kas neveicina denitrifikāciju un nenodrošina no tās izrietošu nitrātu slāpekļa pārveidošanu par N_2 .

Lielākā daļa slāpekļa transformācijas tomēr notiek skābekļa klātbūtnē, kā raksta Reddy & Patrick (1984), tad oksidācija no amonija joniem par nitrātiem, tad par nitrātiem. Šis slāpekļa transformācijas procesa sākums ir salīdzinoši bieži sastopams notekūdeņu attīrīšanā. Transformācijas dabā prasa zināmu laiku, attiecīgi šajā gadījumā ne vienmēr notekūdeņi tiek noturēti mitrājā pietiekami ilgi, lai slāpekļa transformācijas procesi noritētu līdz galam jeb līdz brīvā gāzveida N_2 izdalīšanai. Transformācijas procesi nenoslēdzās, jo vidē var pietrūkt skābekļa, kā rezultātā mitrājs nevis darbojas kā videi draudzīga sistēma, bet veicina N_2O emisijas. Šī slāpekļa gāzveida forma ir siltumnīcefektu izraisoša gāze.

Lai pamatotu, kas notiek konkrētā objektā un vidē, kādas slāpekļa transformācijas, vispirms jānoskaidro, kādos ātrumos notiek procesi, atkarībā no gaisa un ūdens temperatūras un vides pH reakcijas. Jo plūsmas ātrums nosaka notekūdeņu uzturēšanās laiku mitrājā, no kā izriet ķīmiskām reakcijām pieejamais laiks. Un no tā ir atkarīgi transformācijas procesu galaprodukti. Piemēram, Latvijas apstākļos gaisa temperatūras virs $40\text{ }^\circ\text{C}$ būs reti, tātad amonija jonu iztvaikošana nav teorētiski iespējama (Reddy et.al., 1984). Mitrājs kādā brīdī var darboties kā metāna – siltumnīcefektu izraisošās gāzes emisiju avots.

Suspendēto vielu izmaiņu analīze

Vadoties pēc literatūras par pētījumiem citās valstīs un monitoringa objektos, būtu lietderīgi secinājumos nodalīt suspendētās vielas dažādas konstrukcijas mākslīgos mitrājos, jo virszemes un pazemes plūsmas mitrājos tās pakļautas atšķirīgiem fizikālajiem procesiem.



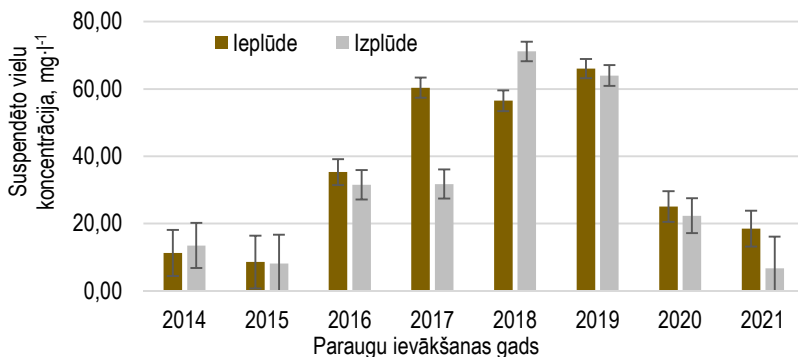
3.3. att. Vidējās suspendēto vielu koncentrācijas un standartklūdas pie ieplūdes un izplūdes no pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja Mežaciruljos

Iegūtās suspendēto vielu iekļūdes un izplūdes koncentrācijas, kā arī aizturēšanas efektivitātes datu kopas neatbilst normālajam sadalījumam visos pētījumu objektos. Pazemes plūsmas mitrājs aizturējis suspendētās vielas efektīvi vairumā gadījumu un vidējās efektivitātes pazemināšanos izraisījuši ekstrēmie izņēmuma gadījumi, kas, piemēram, 2016. gadā novēroti četrās no 13, bet 2017. gadā trīs no 18 paraugu ievākšanas epizodēs.

Lai izvairītos no izņēmuma gadījumiem, jānovērš notekūdens periodiska pludināšana pāri filtra virspusei. Monitoringa objektā sākotnēji netika pareizi izvēlēta sūkņa jauda, kas pārsniedza infiltrācijas caurules filtrācijas spēju. Eksploatācijas laikā netika pievērsta pienācīga uzmanība infiltrācijas caurules tīrīšanai un sūkņa apkopei, kā rezultātā veidojās neefektīvas ūdens plūsmas trajektorijas un nenotika pilnvērtīga notekūdens kustība cauru visam filtra šķērsgriezumam. Tomēr arī bez minēto nepilnību novēršanas mitrājs uzrādījis ievērojamu potenciālu aizturēt suspendētās vielas visā 8 gadu eksploatācijas laikā, nepazeminot efektivitāti.

Virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja Mežacīruļos novērotas zemākas suspendēto vielu vidējās koncentrācijas, salīdzinot ar tā paša monitoringa objekta pazemes plūsmas mitrājā novērotajiem. 2016. gadā avārijas dēļ notikusi neattīrītu notekūdeņu noplūde mitrāja vidusdaļā no vēsturiskas skābarības tvertnes. Precīzs apjoms, iekļūdes laiks vai saturs netika konstatēts, bet no marta līdz septembrim konstatētas slāpekļa savienojumu, īpaši amonija slāpekļa, palielinātas koncentrācijas pie izplūdes. Suspendēto vielu koncentrācijas pie izplūdes laikā no marta līdz maijam visās novērojumu epizodēs pārsniegušas iekļūdes rādītājus. 2018. gadā pie izplūdes novērotas par 26% augstākas vidējās koncentrācijas nekā pie iekļūdes. Aplūkojot datus šajā gadā, no 21 paraugu ievākšanas epizodes tikai 6 epizodēs pie izplūdes suspendēto vielu koncentrācija samazinājusies. Šajā gadā lauksaimnieciskā darbība tika veikta abās mitrāja ūdenskrātuves pusēs un lauka apstrādes laikā tika bojāta mitrāja nogāze, kā rezultātā mitrāja vidusdaļā ūdens tika saduļķots un augsne, augi un mēslojuma daļas nezināmā apjomā iekļuva mitrājā.

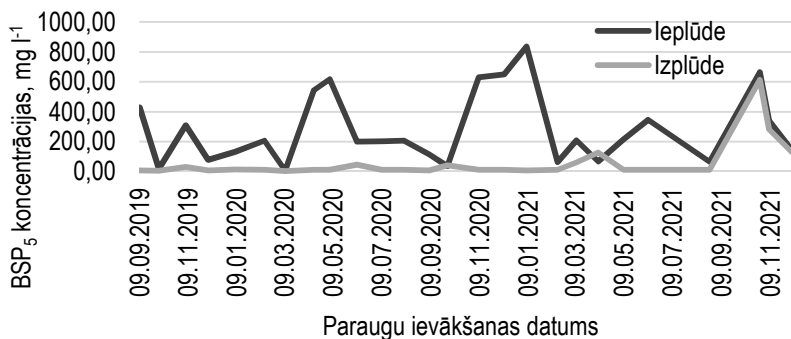
Virszemes plūsmas mākslīgā mitrāja Mežacīruļos suspendēto vielu aizture pētījuma periodā ir mainīga. Pirmajā eksploatācijas gadā, t.i., 2014. gadā suspendētās vielas nav aizturētas, kas skaidrojams ar veģetācijas nozīmi suspendēto vielu aizturēšanā. Veģetācija veicina suspendēto vielu izgulsnēšanos un mākslīgo mitrāju eksploatācijas sākuma posmā, kad veģetācija vēl nav izplatījusies un ieaugusi, suspendēto vielu aizture var neuzrādīt savas maksimālās iespējas. Turklāt būvniecības laikā radītais uzduļķojums var ietekmēt mērījumu rezultātus. Izteiktas suspendēto vielu koncentrāciju atšķirības novērotas pie iekļūdes mitrājā, 2017., 2018. un 2019. gadā uzrādot ap $60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. 2018. gada griezumā suspendēto vielu koncentrācija pie izplūdes bijusi augstāka par iekļūdes koncentrāciju, kur var secināt, kā iepriekšējos monitoringa gados aizturētās suspendētās vielas tikušas uzkrātas sedimentos un uzduļķošanas rezultātā notikusi otrreizēja piesārņošanās.



3.4. att. Vidējās suspendēto vielu koncentrācijas un standartklūdas pie ieplūdes un izplūdes no virszemes plūsmas mākslīgā mitrājā Mežacīruļos

Virszemes plūsmas mākslīgā mitrājā Zantē suspendēto vielu koncentrācijas 2019. un 2021. gadā vidēji nav samazinātas, bet 2020. gadā samazinātas vidēji par 35%. 2020. gada martā konstatēts straujš suspendēto vielu koncentrācijas pieaugums pie izplūdes, kas varētu būt saistīts ar epizodisku virszemes noteces ieplūdi mitrāja vidusdaļā un uzskatāms par eksploataācijas kļūdu. Līdzīgi kā pētījumu objektos Mežacīruļos, arī Zantē izteikta eksploataācijas ietekme uz suspendēto vielu aizturēšanas efektivitāti nav novērota.

BSP₅ un ŪSP izmaiņu analīze pazemes plūsmas mitrājā



3.5. att. BSP₅ koncentrācijas, mg·l⁻¹ pie ieplūdes un izplūdes pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos

Pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos tika projektēts un būvēts lietusūdeņu attīrīšanai. Tomēr monitoringa laikā tika konstatēts, ka

ieplūstošais notekūdens vizuālo parametru ziņā periodiski liecina par augstu organisko vielu sastāvu.

Attēlā redzams, ka novērojumu periodā no 2019. līdz 2020. gadam pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos darbojies izteikti efektīvi, samazinot piesārņojumu katrā no novērojumu epizodēm, un periodā līdz 2020. gada decembrim sasniedzot vidēji 87% un 80% samazinājumu BSP₅ un ŪSP koncentrācijām. Abi šie rādītāji ir savstarpēji cieši saistīti, par ko liecina iegūtie rezultāti. 2021. gada pavasarī redzams neilgs periods, kur BSP₅ un ŪSP koncentrācijas izplūdē pārsniedz ieplūdes rādītājus. Sākot ar 2021. gada septembri, abu rādītāju attīrīšanas efektivitāte samazinās līdz vidēji 12%. Šajā periodā monitoringa ietvaros tika novērotas vairākas ekspluatācijas kļūdas, kas netika savlaicīgi novērstas. Infiltrācijas caurule netika skalota, lai gan virs mitrāja filtra periodiski bija novērojams virsūdens. Notekūdens tika sūknēts pa vienu cauruli un izkļiedēts blakus mitrāja izplūdes daļai, nedodot iespēju notekūdenim filtrēties cauru filtra daļai, bet veicinot praktiski neattīrītu notekūdeņu strauju pārplūdi uz izteku. Tas rezultējies ar izteiktu piesārņojuma attīrīšanas efektivitātes samazināšanos minētajā ekspluatācijas laikā.

3.2. tabula. **Analizēto ūdeņu kvalitātes parametru vidējās koncentrācijas, vidējā aizturēšanas efektivitāte, koncentrāciju un piesārņojuma aizturēšanas efektivitātes mediānas**

Ūdeņu kvalitātes parametrs	Vidējā koncentrācija, mg·l ⁻¹		Koncentrāciju, mg·l ⁻¹ , mediāna		Vidējā aizturēšanas efektivitāte*, %	Aizturēšanas efektivitātes*, % mediāna
	Ieplūde	Izplūde	Ieplūde	Izplūde		
BSP ₅	280.62	57.15	206.00	11.50	-67	-91
ŪSP	441.54	110.93	315.50	42.45	-63	-83

*Pozitīvs efektivitātes rādītājs nozīmē ūdeņu kvalitātes rādītāju palielināšanos pie izplūdes, bet negatīvs efektivitātes rādītājs liecina par piesārņojošās vielas koncentrācijas samazināšanos pie izplūdes.

Mitrāja darbības efektivitātes novērtēšanai, ņemot vērā atšķirīgus ekspluatācijas nosacījumus un citus ietekmējošos faktorus pētījumu periodā, izmantoti ne vien vidējie rādītāji, bet arī ieplūdes un izplūdes koncentrāciju un attīrīšanas efektivitātes mediānu vērtības. Visā novērojumu periodā attīrīšanas efektivitātes mediāna BSP₅ un ŪSP samazinājumam sasniegta attiecīgi 91% un 83%.

Atrasta salīdzinoši cieša ($R^2=0.7961$ un $R^2=0.8106$) sakarība starp BSP₅ un ŪSP attīrīšanas efektivitāti un ieplūstošā notekūdens koncentrāciju. Tātad var secināt, ka, jo augstāka organisko vielu koncentrācija ieplūstošajā notekūdenī, jo efektīvāk mitrājs darbojas. Vidēji novērojumu periodā BSP₅ un ŪSP attīrīšanas efektivitāte tika novērota attiecīgi 67% un 63%, kas ir pietiekami augsta pēc LR MK kritērijiem par atbilstošu sadzīves notekūdeņu attīrīšanu iekārtām ar CE 200 - 2000 (LR MK noteikumi Nr. 34, 2002), un var pieņemt, ka konkrētajam

pazemes plūsmas mitrājam ir potenciāls sekmīgi attīrīt arī augstākas piesārņojošo vielu koncentrācijas. Šādu secinājumu gan nevar izdarīt par novērotajiem biogēnajiem elementiem un suspendētajām vielām.

3.2. Piesārņojuma izmaiņu dinamika pa sezonām

Sezonālās gaisa temperatūras svārstības un meteoroloģiskie apstākļi var būtiski ietekmēt mākslīgā mitrāja darbības efektivitāti un izejošā ūdens kvalitāti (Valkama et.al., 1017). Reddy & Patrick (1984) raksta, ka temperatūrām, kas zemākas par 15 °C, ir negatīva ietekme uz nitrifikācijas procesu. Pētījumā iekļautajos objektos mākslīgie mitrāji kopumā turpina darboties arī gada aukstajā laikā, kad gaisa temperatūra ir zem 0 °C. Pazemes plūsmas mitrājs Mežacīruļos apmierinoši darbojas 8 gadu novērojumu periodā. Niedres, kas rudenī netiek novāktas no mitrāja virsmas, kalpo kā papildu nodrošinājums pret aizsalšanu. Mehānisko piemaisījumu atdalīšana ar sedimentāciju vai filtrāciju turpinās neatkarīgi no temperatūras, ja vien ūdens nav sasalis. Filtra iekšpusē notiek bioķīmiskie procesi, kuros organisko vielu sadalīšanās un bioloģiskā aktivitāte ir pietiekama, lai kavētu filtra pazemes slāņu sasalšanu. Notekūdens attīrīšana turpinās arī zem ledus. Lai kompensētu zemo temperatūru radīto notekūdens attīrīšanas procesu palēnināšanos, var palielināt mitrāja platību un filtra daļas vai ūdens slāņa dziļumu (General consideration, 1995).

Vidējā gaisa temperatūra pētījumu objektiem tuvākajā meteoroloģisko novērojumu stacijā periodā no 2014. gada jūnija līdz 2020. gada decembrim konstatēta 8 °C, minimālā gaisa temperatūra -19.1 °C un maksimālā 26.3 °C. Vidējo novēroto gaisa temperatūru sadalījums pa mēnešiem kā gada aukstāko mēnesi konstatējot janvāri, bet kā karstāko – jūliju.

Gaisa temperatūra dažādās publikācijas minēta kā viens no nozīmīgākajiem attīrīšanas efektivitāti ietekmējošiem faktoriem (Kamilia et.al., 2022). Tas pamatots ar temperatūras ietekmi uz baktēriju darbību un aktivitāti (Singh et.al., 2022), kas ir pamatā nitrifikācijas un denitrifikācijas procesiem. Ļoti zema temperatūra izraisa priekšlaicīgu makrofītu bojāeju, un notekūdeņu sasalšana var apturēt filtrāciju.

Meklējot statistisku sakarību starp dažādu novēroto ūdeņu kvalitātes rādītāju attīrīšanas efektivitāti un meteoroloģiskajā stacijā reģistrētajām gaisa temperatūrām, izmantota statistikas metode Pīrsona korelācijas koeficienta noteikšanai. Ūdeņu kvalitātes parametru samazināšanas efektivitātes un gaisa temperatūras lineārā sakarība ir ļoti vāja ($R^2 < 0.2$). Pazemes virszemes plūsmas mitrājos Mežacīruļos un Zantē statistiski nav atrasta sakarība starp novērotajām vidējām gaisa temperatūrām parauga ievākšanas dienā un analizēto ūdeņu kvalitātes rādītāju samazināšanas efektivitāti. Skaitliski lielākā R^2 vērtība 0.48 noteikta virszemes plūsmas mitrājā Zantē nitrātu slāpekļa samazināšanas efektivitātei (3.20. attēlā). Tādējādi var secināt, ka gaisa temperatūra arī ziemas apstākļos būtiski neietekmē mitrāja darbības efektivitāti attiecībā uz fosfora savienojumu un suspendēto vielu aizturēšanu. Bet gaisa temperatūra ietekmē

nitrātu slāpekļa koncentrāciju samazināšanos virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā, jo pie zemām gaisa temperatūrām tiek palēnināti denitrifikācijas procesi.

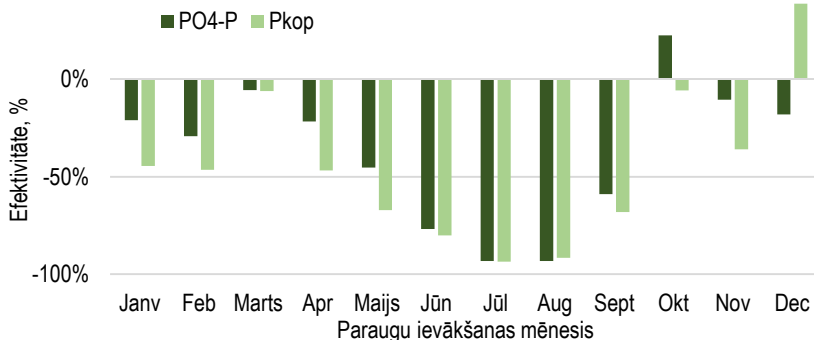
Visas novēroto parametru attīrīšanas efektivitātes sadalītas pa paraugu ievākšanas mēnešiem, lai kompleksi novērotu sezonālās izmaiņas. Pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā novērota lielāka amonija slāpekļa proporcija, kas ietekmē arī kopējā slāpekļa izmaiņas. Amonija slāpekļa un kopējā slāpekļa aizturēšanas efektivitāte samazinās no janvāra līdz aprīlim, kopējam slāpeklim, aprīļa mēnesī sasniedzot 4% samazinājumu, un amonija slāpeklim maija mēnesī sasniedzot 0% jeb neitrālu līmeni. Nitrātu slāpeklis šajā laikā no marta līdz maijam pretēji uzrādījuši augstāko novēroto aizturēšanas un pārveidošanas efektivitāti, vidēji 26, 46 un 58%. Šajā laikā pie salīdzinoši zemām gaisa temperatūrām robežās vidēji no 2.3 – 12.4 °C un salīdzinoši augsta caurplūduma iespējamu pavasara palu un sniega kušanas dēļ, amonija jonu pārveidošanās notikusi lēnāk. No jūnija līdz augustam novērotās gaisa temperatūras bijušas visaugstākās, vidēji 16.2 – 17.9 °C, un tas ir labvēlīgi slāpekļa savienojumu pārveidošanās procesiem, var pieņemt, ka amonija slāpekļa koncentrācijas samazinājušās, jo tie tikuši pārveidoti nitrātu formā. Respektīvi, nitrātu slāpekļa koncentrācijas no jūnija līdz augustam palielinājušās aktīvas nitrifikācijas dēļ.

Abos pētījumā iekļautos virszemes plūsmas mākslīgajos mitrājos tiek attīrīta tipiska drenu notece no lauksaimniecības platībām, un jau ienākošajā ūdenī dominē nitrātu slāpeklis, kamēr amonija slāpekļa koncentrācija ir zema. Arī mitrāja darbībā jāpievērš lielāka uzmanība nitrātu slāpekļa un kopējā slāpekļa attīrīšanas efektivitātei. Redzama salīdzinoši tieša sezonalitātes ietekme, taču pretēji gaidītajam attīrīšanas efektivitāte gada siltākajā periodā samazinās. Var secināt, ka baktēriju darbība ir traucēta, neļaujot notikt denitrifikācijas procesam un nitrātu slāpekļa pārveidošana ir kavēta. Rezultāti norāda, ka marta, aprīļa, maija, jūlija un augusta mēnešos nitrātu un kopējā slāpekļa koncentrācijas pie izplūdes ir bijušas augstākas nekā pie ieplūdes, respektīvi, mitrājs ir radījis pretēju efektu vēlamajam. Tam par iemeslu var kalpot nekorekta apsaimniekošanas prakse, kur ūdensaugi rudenī vai pavasarī netiek aizvākti, radot papildu slāpekļa avotu. Kā arī intensīva lauksaimniecība abos mitrāja krastos tuvu nogāzei rada tiešu nitrātu slāpekļa ieplūdi mitrāja vidusdaļā, kas netiek kontrolēta vai uzskaitīta.

Fosfora savienojumu aizturi sezonalitāti var ietekmēt galvenokārt plūsmas ātruma izmaiņas. Pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja kopējā fosfora attīrīšanas efektivitāte vidēji visā periodā novērota 46%. Pazemes plūsmas mitrājs uzrāda saistību ar sezonalitāti, vasaras mēnešos jūlijā un augustā sasniedzot augstāko kopējā fosfora attīrīšanas efektivitāti vidēji 94% un 92%.

Zemākā efektivitāte, ar fosfora savienojumu koncentrācijas palielinājumu pie izplūdes, novērota oktobrī un decembrī. Var secināt, ka pazemes plūsmas mitrājā, kur notekūdeņu attīrīšana norisinās filtra slānī, kompleksa sezonālā ietekme ir novērojama, kur vasaras mēnešos efektivitāte ir paaugstinājusies. Tā kā tieša temperatūras ietekme netika konstatēta, tad veģetācija varētu būt

nozīmīgs faktors fosfora savienojumu aizturēšanas paaugstināšanai veģetācijas periodā.



3.6. att. Fosfora savienojumu attīrīšanas efektivitāte monitoringa perioda laikā no 2014. gada līdz 2021. gadam pa mēnešiem pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos

Ortofosfātu fosfora un kopējā fosfora aizture virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā Mežacīruļos visā monitoringa periodā nav novērota, attiecīgi +15% un +9%, kas nozīmē, ka vidēji nav panākta fosfora savienojumu attīrīšana no lauksaimniecības noteces, izņemot oktobra mēnesī attiecīgi -58% un -65%, un efektīvas epizodes marta, maija un jūnija mēnešos. Virszemes plūsmas mākslīgie mitrāji Mežacīruļos un Zantē neuzrāda kopēju vai savstarpēji saistītas tendences fosfora savienojumu aizturēšanā. Tādējādi iespējams secināt, ka fosfora aizturēšanai virszemes plūsmas mitrājā nav sezonāla ietekme.

Secinājumi par piesārņojuma izmaiņām pēc monitoringa datiem dažādas konstrukcijas mākslīgajos mitrājos Latvijā.

Pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos BSP₅ un ĶSP attīra stabili un efektīvi, tur ietilpdes daļā raksturīga aeroba vide, jo samazina amonija slāpekļa koncentrācijas, un filtra apakšējā daļā pie izplūdes vai vidus daļā ir anoksā vai anaeroba vide, jo samazina arī nitrātu slāpekļa koncentrācijas. Fosfora savienojumus kopumā aiztur ar augstu efektivitāti, jo filtra materiāls ir piemērots fosfora piesaistīšanai un veģetācija devusi labvēlīgu ietekmi uz fosfora savienojumu aizturi, iespējams, daļu fosfora savienojumu izmantojot savai augšanai. Gaisa temperatūrai nav ievērojamas ietekmes uz ūdeņu kvalitātes parametru samazināšanas efektivitāti, bet sezonālībai ir ietekme drīzāk mainīga caurplūduma un veģetācijas dēļ, taču tas nav viennozīmīgi, bet jāvērtē kompleksi. Ievērojama negatīva ietekme uz BSP₅ un ĶSP samazināšanu ir nepiemērotai ekspluatācijai.

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrāji pētījumu objektos uzrāda nestabilu

efektivitāti attiecībā uz piesārņojošo vielu aizturēšanu. Liela nozīme varētu būt veģetācijai, kas veicina bakterioloģisko aktivitāti un suspendēto vielu aizturi. Tā kā galvenā piesārņojuma aiztures un pārveidošanas aktivitāte norisinās vaļējā ūdens slānī, tad gaisa temperatūra atstājusi nelielu ietekmi uz nitrātu slāpekļa aizturēšanas efektivitāti Zantē, taču kopumā sezonālā ietekme nav novērota. Virszemes plūsmas mākslīgie mitrāji papildu ūdeņu kvalitātes uzlabošanas funkcijai piedāvā dažādus papildu ieguvumus, pētījumu objektos nodrošinot ūdens resursus apūdeņošanas vajadzībām mitruma deficīta laikā veģetācijas periodā.

3.3. Aprēķinu modeļa pielietojums

Aprēķinu modeļa izmantošana paredzēta, par pamatu ņemot konkrēta objekta izmērāmus izejas datus, atkarībā no attīrāmā notekūdeņu veida. Lai aprobētu pētījuma ietvaros sagatavoto aprēķinu modeli un tādējādi pamatotu sagatavoto mākslīgo mitrāju aprēķinu metodiku, izmantoti trīs šajā pētījumā iekļauto mākslīgo mitrāju monitoringa objekti – divi virszemes plūsmas un viens pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs. Modelis pieejams tiešsaistē <https://lauvas.area.lv/MM/>. Modelī ievadīti izmērāmie izejas dati par katru no pētījumu objektiem un iegūti rezultāti par piemērotāko mākslīgā mitrāja konstrukciju un ieteicamo virsmas laukumi. Modeļa skati datu ievades laikā un rezultātu iegūšanas laikā ievietoti darbā attēlu veidā. Iegūtie parametri salīdzināti attiecīgajiem konstruktīvajiem parametriem pētījumu objektos un pamatoti ar pētījumu rezultātiem.

Pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos uztver lietus ūdeņus no zemnieku saimniecības pagalma teritorijas. Pēc apjoma uztvertais lietus ūdens daudzums atbilst aprēķinu modeļa izvēlei “Lietus notekūdeņi”, taču pēc paredzamās ūdeņu kvalitātes atbilst izvēlei “Lauksaimniecības notekūdeņi”. Modelī ir iekļauta izvēle, kas atbilst šādiem gadījumiem. Izdara izvēli “Lauksaimniecības notekūdeņi” un tālāk “Virszemes notece no pagalma”. Šajā izvēlē modelis ņem vērā ūdeņu apjomu, kas veidojas atbilstoši lietus ūdeņu pieplūdes režīmam, un attīrāmo notekūdeņu kvalitāti pieņem līdzvērtīgu tipisku sadzīves notekūdeņu sastāvam, vērtējot pēc slāpekļa un fosfora savienojumu provizoriskā satura, kā arī pēc organisko vielu iespējamā daudzuma, balstoties uz BSP₅ un ŪSP koncentrācijām.

Pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos sākotnēji tika projektēts, tikai balstoties uz sagaidāmo ūdens apjomu, rēķinot aprēķina lietus ūdens daudzumu.

Izvērtējot monitoringa rezultātus un mitrāja darbības efektivitāti attiecībā uz ūdeņu kvalitātes uzlabošanu, var secināt, ka monitoringa objekta projektēšanas laikā izdarīta pareiza izvēle attiecībā uz mitrāja konstrukciju, taču virsmas laukums izvēlēts mazāks, nekā būtu nepieciešams. Šie secinājumi iestrādāti modeļa aprēķinā, kas demonstrēts 3.28. attēlā. Modelī ievadītie izejas

dati projektēšanai iegūti empīriskā ceļā, izdarot attiecīgus mērījumus topogrāfiskajā plānā, un tie attiecas uz caurplūduma aprēķinu. Ūdeņu kvalitāti modelis pieņem līdzvērtīgu tipisku sadzīves notekūdeņu kvalitātei. Aprēķina modelis pēc ievadītajiem monitoringa objekta izejas datiem piedāvā rezultātu, kas pēc konstrukcijas sakrīt ar pētīto esošo situāciju. Horizontālas pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs uzrādīja augstu efektivitāti attiecībā uz BSP₅ un ŪSP koncentrāciju samazināšanu. Lai sasniegtu maksimālo vēlamo attīrīšanas efektivitāti attiecībā uz biogēno elementu aizturēšanu, ieteicams izvēlēties kopējo mitrāja platību ar virsmas laukumu 1696 m², kas ir 5 reizes lielāka nekā esošajā monitoringa objektā, rēķinot krājbaseina un filtra kopējo virsmas platību. Rezultātu pamato novērotie ienākošo notekūdeņu kvalitātes rādītāji un attīrīšanas efektivitāte. Slāpekļa savienojumu attīrīšanas efektivitāte pētījumu objektā novērota ar 54 % samazinājumu visā novērojumu periodā, kas ir nepietiekami jeb nav iegūts maksimālais iespējamais notekūdeņu attīrīšanas rezultāts. Pie modelī aprēķinātās platības sagaidāms, ka lietusgāžu laikā mitrājs netiktu caurskalots, tādējādi denitrifikācija varētu noritēt pilnvērtīgi. Var secināt, ka pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos izbūvēts ar pārāk mazu kopējo virsmas platību. Optimālai tā darbībai objektā būtu jāpaplašina esošais, vai jāizbūvē vēl viens pazemes plūsmas mākslīgais mitrājs.

Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos tika projektēts pēc citu valstu pētījumos ieteiktā aprēķina, vadoties no ieteicamās mitrāja spoguļa virsmas platības attiecības pret sateces baseina kopējo platību. Modeļa aprēķins drenētu lauksaimniecības platību gadījumā arī balstīts uz minēto attiecību, tāpēc modeļa aprēķinātais rezultāts sakrīt ar monitoringa objektā izbūvētā mitrāja spoguļa virsmas platību. Noteces uztveršanai no lauksaimniecībā izmantotajām platībām kā optimālā konstrukcijas izvēle visos gadījumos tiek piedāvāts virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs. Lai gan monitoringa objektā netika sasniegta maksimālā iespējamā ūdeņu kvalitāte, modelis apliecina korektu spoguļa virsmas laukuma izvēli. Mitrāja darbības efektivitāti šajā objektā nelabvēlīgi ietekmēja pārāk maza veģetācijas izplatība. Pētījuma rezultātu negatīvi ietekmēja epizodiska un nekontrolēta piesārņojošo vielu ieplūde mitrāja vidusdaļā. Tādējādi kopumā var secināt, ka virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos ir izbūvēts atbilstošā izmērā, bet attīrīšanas efektivitātes uzlabošanai būtu nepieciešama papildus ūdensaugu stādīšana mitrāja gultnē.

Modeļa piedāvātā mitrāja konstrukcija – virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs atbilst izvēlētajam monitoringa objektam Zantē, taču vēlamā mitrāja platība modelī aprēķināta 11 – 27 ha, kas ir gandrīz 10 reizes vairāk nekā esošā mitrāja platība. Modeļa aprēķini konkrētajā izvēlē balstīti uz pieņēmumu, ka sateces baseina teritoriju aizņem intensīvi lauksaimniecībā izmantotas platības. Zantē lielu daļu sateces baseina teritorijas aizņem mežu platības, kas teorētiski liecina par zemākām biogēno elementu koncentrācijām notecē. To pierāda monitoringa rezultāti, jo novērotā ūdeņu kvalitāte pie ieplūdes mākslīgajā mitrājā

Zantē var tikt raksturota kā augsta. Tā kā novērotās minēto rādītāju koncentrācijas bija relatīvi zemas jau pie ieplūdes, var secināt, ka šajā objektā mākslīgais mitrājs ūdeņu kvalitātes uzlabošanai nav nepieciešams, un drīzāk kalpo citiem mērķiem, piemēram, bioloģiskās daudzveidības uzturēšanai lauksaimniecības zemēs.

3.4. Mākslīgo mitrāju ekonomiskais un vides novērtējums

Galvenais šī promocijas darba ieguvums ir Latvijas klimatiskajiem apstākļiem aprobēta metodika mākslīgo mitrāju tehniskajiem risinājumiem un dimensionēšanai. Aprēķina metodika sagatavota, balstoties uz empīriskiem novērojumiem pētījumu objektos un noformēta aprēķinu modeļa veidā, kas interesentiem pieejams tiešsaistē. Šī pētījuma rezultāti ir iestrādāti Lauku atbalsta dienesta atbalsta pasākumā 4.3 “Atbalsts ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā īstenošanā”, kura mērķis ietver lauksaimniecības attīstību, bioloģiskas daudzveidības uzturēšanu un lauksaimniecības kā nozares konkurētspējas palielināšanu. Un attiecīgi minētajam atbalsta pasākumam pētījuma rezultāti iestrādāti LR MK noteikumos Nr.776 “Valsts un Eiropas Savienības atbalsta piešķiršanas kārtība atklātu projektu konkursa veidā pasākumā "Ieguldījumi materiālajos aktīvos" 2014.–2020. gada plānošanas perioda pārejas laikā 2021. un 2022. gadā”. Šajos noteikumos iestrādāti kritēriji mākslīgo mitrāju ierīkošanai atbalstam “Klimata pārmaiņu mazināšanas un pielāgošanās, kā arī vides aizsardzības ieguldījumi” kā ūdens resursu efektīvas izmantošanas un barības vielu noteces samazināšanas ieguldījums (LR MK noteikumi Nr.776, 2021). Bez tam, Latvijas normatīvajos aktos (LR MK noteikumi Nr.600, 2014) mākslīgais mitrājs definēts kā videi draudzīgs meliorācijas sistēmas elements lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma slodzes samazināšanai uz vaļējām ūdenskrātuvēm. Rezultāti ar minētajam mērķim izbūvētiem un ekspluatētiem mākslīgajiem mitrājiem atspoguļoti šajā promocijas darbā. Balstoties uz citu valstu pieredzi mākslīgo mitrāju izmantošanā, mitrāju demonstrēto efektivitāti attiecībā uz novēroto ūdeņu kvalitātes parametru samazināšanu pētījuma objektos, secināts, ka mākslīgais mitrājs pie noteiktiem ekspluatācijas apstākļiem var kalpot kā efektīva bioloģiskā ūdeņu attīrīšanas iekārta saimnieciskās darbības izraisīta ūdens piesārņojuma samazināšanai Latvijā.

Izvērtējot ekonomisko aspektu, veikts pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja salīdzinājums ar pielietojuma un attīrīšanas procesa ziņā līdzvērtīgo bioloģisko notekūdeņu attīrīšanas metodi ar aktīvajām dūņām un aerāciju. Bioloģiskās notekūdeņu attīrīšanas iekārtas Latvijā tiek plaši izmantotas komunālo un sadzīves notekūdeņu attīrīšanai centralizēti un individuāli. Aktīvajām dūņām dzīvības uzturēšanai ir nepieciešama intensīva gaisa vai skābekļa padeve, kas tiek nodrošināta ar kompresora vai skābekļa sūkņa palīdzību. Salīdzinājumam izvēlēti vienas ģimenes dzīvojamās mājas radīti sadzīves notekūdeņi ar apjomu $1 \text{ m}^3 \cdot \text{dnn}^{-1}$. Pieņemot, ka tipiski sadzīves notekūdeņi (LR MK noteikumi Nr. 34,

2002) ir ar BSP₅ parametra koncentrāciju robežās no 150 – 350 mg·l⁻¹ un satur ap 60 g·l⁻¹ organisko vielu, un tipiskā skābekļa nepieciešamība ir 1.1 – 1.5 kg O₂, lai oksidētu 1 kg BSP (EPA, 2000), tad mineralizācijas procesā tiks izmantoti aptuveni 15 – 20 m³ gaisa uz katru notekūdeņu kubikmetru. Tas nozīmē elektroenerģijas patēriņu 0.264 – 0.352 kW uz katru notekūdeņu kubikmetru atkarībā no gaisa kompresora jaudas. Mākslīgais mitrājs ir iespēja bioloģiski attīrīt sadzīves notekūdeņus, neizmantojot elektroenerģiju patērējošas iekārtas, izslēdzot šo izmaksu pozīciju ekspluatācijas laikā.

Vērtējot mākslīgo mitrāju no vides viedokļa, jāizdala mitrāji pēc attīrāmo notekūdeņu sākotnējās kvalitātes, jo tā nosaka mitrāja konstrukcijas izvēli. Mākslīgie mitrāji sadzīves, komunālo un piesārņotu ražošanas notekūdeņu attīrīšanai, kur ielūstošo notekūdeņu kvalitātes rādītāji pārsniedz emisijas limitus vidē, tiek projektēti hermētiski, bez neattīrītu notekūdeņu noplūdes vidē. Attīrīšanas process norit mitrāja iekšpusē un nerada tiešus piesārņojuma riskus gruntij vai gruntsūdeņiem.

Mākslīgo mitrāju izmantošana virszemes un drenu noteču uztveršanai un attīrīšanai kalpo kā barjera biogēno elementu un suspendēto vielu aizturēšanai pirms dabīgas ūdenskrātuves, tādējādi samazinot piesārņojuma slodzi uz dabas ūdeņiem. Ūdeņu attīrīšanas process balstīts uz dabā notiekošiem procesiem un nepatērē elektroenerģiju un dabas resursus. Mākslīgais mitrājs ir autonoma iekārta, kuras darbība nav atkarīga no ārējiem resursiem.

Mitrājam nepieciešamā platība, īpaši salīdzinājumā ar cita veida notekūdeņu attīrīšanas metodēm, nepieciešama relatīvi lielāka. Tā kā piesārņojuma koncentrācijas samazināšanai notekūdeņos mitrājā tiek izmantoti dabā notiekošie procesi, ir nepieciešams vairāk laika baktēriju darbībai nekā intensificētās sistēmās. Tas nozīmē ilgāku notekūdeņu uzturēšanās laiku iekārtā, tāpēc mākslīgā mitrāja tilpums un virsmas laukums salīdzinoši ir lielāks nekā cita veida bioloģiskajām notekūdeņu attīrīšanas iekārtām.

Latvijas mērogā mākslīgie mitrāji joprojām ir maz pazīstama un inovatīva notekūdeņu attīrīšanas metode. Šis pētījums ir nozīmīgs ieguldījums mākslīgo mitrāju turpmākai izmantošanai dažāda veida notekūdeņu attīrīšanai Latvijā. Neatbilstošas konstrukcijas un platības izmantošanas rezultātā mākslīgais mitrājs var nesasniegt vēlamo darbības efektivitāti attiecībā uz ūdeņu kvalitāti, tāpēc korekts aprēķins un konstrukcijas izvēle ir nozīmīga.

Pasaulē mākslīgos mitrājus pēta kopš 1970. gadiem un pēdējo 5 – 10 gadu laikā novērojams straujš tehnoloģijas pilnveidošanas vilnis, kur interese par šo metodi dažādu valstu vidū ievērojami pieaug. Intensīvi tiek meklēti veidi, kā atgūt barības vielu resursus un iekļaut notekūdeņu attīrīšanu mākslīgajos mitrājos aprites ekonomikas ciklā. Tiek pētīts mākslīgo mitrāju pielietojums īpaši piesārņotu notekūdeņu attīrīšanai, kā arī vides sanācijai.

SECINĀJUMI

1. Citur pasaulē, kur novērojami līdzīgi klimatiskie apstākļi kā Latvijā, mākslīgos mitrājus izmanto kā vienīgās bioloģiskas notekūdeņu attīrīšanas iekārtas vai papildu attīrīšanas iekārtas dažādu notekūdeņu attīrīšanai. Mitrāja darbības efektivitāte attiecībā uz dažādiem ūdeņu kvalitātes rādītājiem var būt atšķirīga un mainīga. Ūdeņu attīrīšanas efektivitāte ir atkarīga no gaisa temperatūras, ūdens plūsmas ātruma, hidrauliskās slodzes ātruma, veģetācijas, ekspluatācijas un minēto faktoru savstarpējām kombinācijām.
2. Latvijas meteoroloģiskajiem un ekspluatācijas apstākļiem piemērotas tādas pazemes un virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju tehnoloģiskās shēmas, kas ievērtē notekūdeņu veidu un attiecīgo attīrāmo notekūdeņu kvalitātes rādītājus, apjomu un pieplūdes režīmu.
3. Salīdzinot vidējās koncentrācijas pirms un pēc pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja Mežacīruļos ievāktajos ūdeņu paraugos, novērots koncentrāciju samazinājums par 17%, 67% un 54% attiecīgi $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ un N_{kop} rādītājiem. Aizturēšanas efektivitāte vidējām P_{kop} un $\text{PO}_4\text{-P}$ koncentrācijām novērota attiecīgi 67% un 72%. SV koncentrācijas samazinātas vidēji par 62% visā novērojumu periodā. Rādītāji BSP₅ un ĶSP samazināti vidēji attiecīgi par 67 un 63%.
4. Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Mežacīruļos uzrāda vidēji 10%, 24% un 9% samazinājumu attiecīgi $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ un N_{kop} koncentrācijām. Mitrājs darbojies ar 21% un 3% samazinājuma efektivitāti $\text{PO}_4\text{-P}$ un P_{kop} koncentrācijām. SV koncentrācijas aizturētas vidēji par 11%.
5. Virszemes plūsmas mākslīgais mitrājs Zantē neietekmē $\text{NO}_3\text{-N}$ un N_{kop} koncentrācijas, taču konstatēts $\text{NH}_4^+\text{-N}$ koncentrāciju palielinājums vidēji par 50%. Mitrājs darbojies neitrāli attiecībā uz fosfora savienojumu aizturēšanu. Novērota vidēji 8% SV aizturēšanas efektivitāte.
6. Viens no nozīmīgiem ūdeņu kvalitātes uzlabošanu ietekmējošiem faktoriem ir mitrāja konstrukcija. Kopumā pazemes plūsmas mākslīgā mitrāja konstrukcija uzrādījusi augstāku ūdeņu attīrīšanas efektivitāti visiem rādītājiem nekā virszemes plūsmas mākslīgo mitrāju konstrukcija. Mākslīgajos mitrājos ieplūstošo ūdeņu koncentrācijas visos pētījumu objektos bija mainīgas, un Pīrsona korelācijas analīze neuzrādīja statistiski būtisku sakarību starp ieplūstošo notekūdeņu sastāvu un piesārņojošo vielu samazināšanas efektivitāti.
7. Ekspluatācijas laiks nav būtiski ietekmējis mitrāju darbības efektivitāti, taču apsaimniekošanas prakse ekspluatācijas laikā ievērojami samazinājusi BSP5 un ĶSP koncentrāciju samazināšanos pazemes plūsmas mākslīgajā mitrājā un slāpekļa savienojumu aizturi virszemes plūsmas mākslīgajā mitrājā.
8. Gaisa temperatūra nav būtiski ietekmējusi virszemes un pazemes plūsmas

mākslīgo mitrāju darbības efektivitāti. Vērtējot mākslīgo mitrāju darbību sezonāli un, ietverot kompleksu dažādu faktoru ietekmi, t.sk. gaisa temperatūru, veģetācijas attīstību un ieplūstošā ūdens kvalitāti un kvantitāti, pazemes plūsmas mitrājā slāpekļa un fosfora savienojumu attīrīšanas efektivitāte pazeminājusies pavasara sezonā, bet virszemes plūsmas mākslīgajos mitrājos konstatēta zema fosfora savienojumu aizturēšanas efektivitāte ziemas sezonā.

9. Aprēķinu metodika mākslīgā mitrāja konstrukcijas izvēlei un dimensionēšanai un virsmas laukuma aprēķina formulas balstītas uz ūdens kvalitātes rādītāju izmaiņām pie ieplūdes un izplūdes. Sagatavotais aprēķinu modelis dažāda veida un apjoma notekūdeņu attīrīšanai ir pieejams tiešsaistē vienkārši lietojama kalkulatora veidā.

1. LITERATURE REVIEW

Constructed wetlands are widely used elsewhere in Europe and the USA to improve water quality. The operating principle of constructed wetlands is borrowed from biological and physical processes occurring in natural wetlands. Constructed wetlands are designed and built to improve water quality, promoting and intensifying the natural water self-purification processes. Vegetation complements the purification function in the wetland. Treatment of various types of wastewater using nature-based processes is economically sound, efficient and sustainable.

1.1. Constructed wetlands of various constructions

By construction, constructed wetlands are divided into surface flow and subsurface flow wetlands (Mahmood et.al., 2013). Constructed wetlands can also be created with a combined wastewater flow regime. It is possible to combine an open water section with a filtering subsurface flow section in one wetland system. Thus, it is possible to combine the advantages of different constructions. Each of the wetland types can be adapted to treat different types of polluted waters (Ventura et.al., 2019). Schematic 1.1. figure summarizes the classification of the most popular types of constructed wetlands depending on the construction and flow regime.

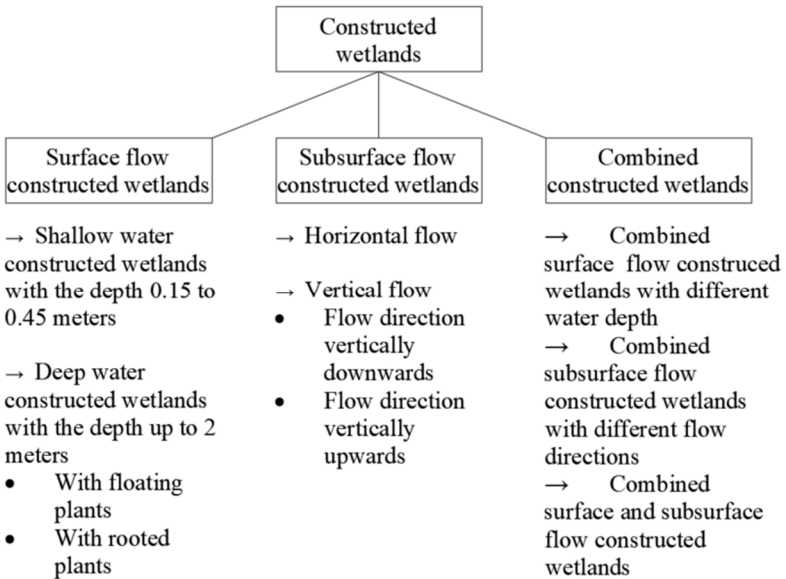


Fig. 1.1. Classification of constructed wetlands depending on construction and flow regime

By conducting scientific research and developing technological solutions, various innovative types of constructed wetlands are designed, studied and operated, the main purpose of which is to enhance one or more separate purification processes (Ventura et.al., 2019). These innovations include strategies such as partial recirculation of wastewater, tidal regime by periodically raising and lowering the water level in the wetland, bidirectional movement of wastewater flow, integration of earthworms, etc. Intensification of aerobic bacteria in wastewater occurs in constructed wetlands with forced aeration, by introducing air or oxygen into the base of the wetland with the help of compressors (Varga et.al., 2017).

1.2. Application of wetlands depending on the type of wastewater

By dividing wastewater depending on its source of origin or depending on the water consumer, we get a preliminary idea of the expected volume and quality of wastewater. Accepting this classification and being guided by typical indicators, a conceptual approach to wastewater management can be addressed. The constructed wetland can conceptually serve for the treatment of different types of wastewater by adjusting the wetland's technological performance (subsurface, surface flow or combined constructed wetland) and dimensions (surface area, depth, etc.) (Vymazal et.al., 2021). The four types of wastewater, depending on the origin, determine a different approach in the application of the wetland.

The decision to choose a constructed wetland structure for one or another type of wastewater treatment forms the basis for further design of the wetland. Guidelines, manuals and calculations adopted in other countries for the design and dimensioning of constructed wetlands of various constructions are available in the literature (EPA, 1982; General considerations, 1995; Galanopolos & Lyberatos, 2016). Until now, constructed wetlands have not been one of the most popular biological wastewater treatment methods in Latvia, so the appropriate conditions for the use and design of wetlands have not been developed so far. Guided by the results included in this study, taking into account the climatic conditions, wastewater management conditions and current regulatory acts in the territory of Latvia, and taking into account the experience of other countries in wastewater management, where constructed wetlands are used as the main treatment method, a simplified scheme for decision-making in choosing a wetland structure is proposed.

The proposed scheme helps to navigate the choice between surface flow and underground flow constructed wetland. This decision is based on the purification processes occurring in a shallow water layer or in a coarse sand filter. When planning to treat wastewater in a constructed wetland, you can generally be guided by the type of wastewater. Assuming that rainwater does not contain organic matter, but mainly suspended matter and oil products from the urban environment, the wetland will most often be planned as an additional element in

the flow path to improve the general water quality. In such cases, it is reasonable to build equipment without waterproofing, connected to groundwater. The volumes of rainwater runoff tend to be with a distinctly high and short-term inflow (Gimenez-Maranges et.al., 2020), where the limiting factor of the subsurface flow wetland in the specific question would be the filtration capacity. Thus, it is recommended to choose a surface flow wetland. Domestic wastewater is specific with its relatively stable inflow regime, volume and amount of pollutants. The legislation of Latvia determines the emission limits of polluting substances in the environment (regulations of the MK of the Republic of Latvia No. 34, 2002), which actually means purifying domestic wastewater in hermetic facilities that are not connected to the environment. In addition, the amount of organic substances in the wastewater and sanitary considerations lead to choose the constructed wetland of the subsurface flow, where the active wastewater treatment is arranged inside the filter.

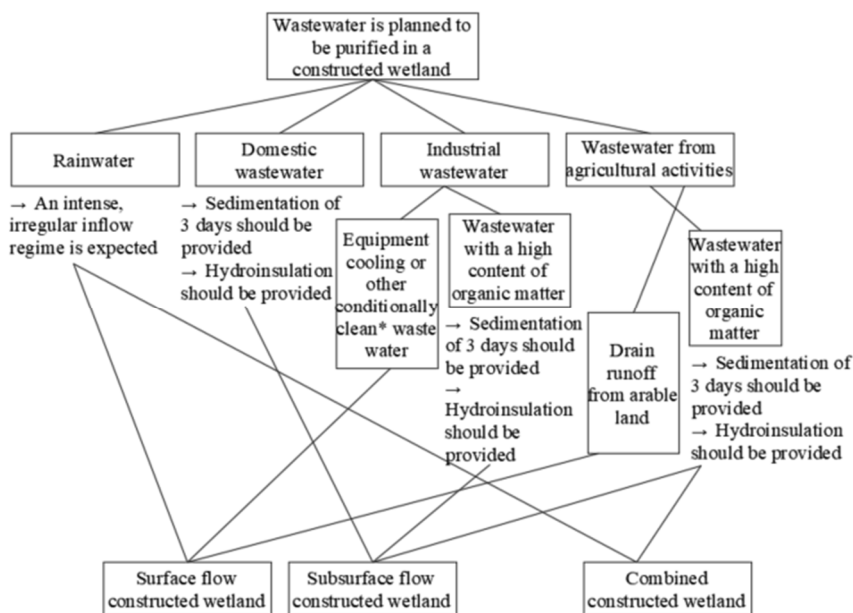


Fig. 1.2. **Decision-making map of the wetland construction**

*Conditionally clean wastewater, where the concentrations of polluting substances do not exceed the limit values mentioned in the current regulations of the LR MK (LR MK regulations No. 34, 2002).

Similar considerations should be made when evaluating production wastewater, where one of the most important criteria for deciding in favor of surface or subsurface flow constructed wetland technology is the concentration

of pollutants, including organic substances. Runoff from drained agricultural lands, wastewater from agricultural activities, similar to wastewater from industrial activities, can vary greatly in terms of volume, flow regime and concentration of pollutants. However, as a preliminary assessment of the possible most typical directions of agricultural activity, a simplified division is included in the block diagram, which generally leads to the construction of surface of subsurface flow constructed wetland.

2. MATERIALS AND METHODOLOGY

This research is based on empirical observations of water quality and quantity data. The research sites were designed and built on the basis of the results of the research conducted in other countries, taking into account the differences in meteorology, geology, hydrology, geomorphology, type of land use, operation and regulation. The methods used to improve water quality in the artificial wetlands have been tested and observed under real meteorological and operational conditions.

2.1. Description of monitoring sites

The choice of monitoring sites was backed by a need to establish pilot sites in Latvia to test the operation of a laboratory-proven wastewater treatment method in real-life conditions.

Table 2.1. **The main constructive dimensions of research objects**

Research site	The construction	Catchment basin area, ha*	Surface area of the constructed wetland, ha	Surface area and Catchment basin area ratio, %	Maximum depth of water or filter bed, m
Mežacīruļi	Subsurface flow	0.8	0.016	2	0.9
Mežacīruļi	Surface flow	74.7	0.370	0.5	1.5
Zante	Surface flow	553.3	0.240	0.04	1.5 (0.5)

* the area of the catchment basin was measured based on the digital database of drainage system prepared by VSIA "Ministry of Agriculture's real estate" (LGIA, 2017).

The farm "Mežacīruļi" (56°34'22"N, 23°29'46"E) is located in Zemgale, Jelgava region, in a nitrate vulnerable zone according to the criteria of the EU Nitrates Directive (91/676/EEC, 1991). Intensive agricultural activities are carried out in this region, including crop and animal husbandry. Surface and drainage runoff from the farm properties is channelled through the drainage systems and open ditches to the River Eglone, which is located in the Lielupe catchment area.

The location of two wetlands with different design, the possibilities of regular monitoring and the geographical location of the site served as the basic criteria for the selection of the pilot site. The second monitoring site was arranged in the farm "Vilciņi 1" (56°54'34"N, 22°42'36"E), in Tukums region, where the

surface flow constructed wetland was built in Zante to treat surface and drainage runoff from agricultural areas. Runoff from the site is channelled into Dēliņu Stream and is located in the catchment area of the River Venta.

Subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi

Rainwater turning into surface runoff from the farmyard areas should be put in a separate wastewater category, which in terms of water quality indicators, concentrations of organic and suspended solids often approach the concentrations of a typical domestic wastewater (Cabinet Regulation No. 34, 2002), but in terms of the origin and inflow pattern of wastewater, it corresponds to the rainwater of residential areas (Grinberga & Lagzdins, 2017). The catchment area of the subsurface flow constructed wetland is comprised of the farm yard area of 0.81 ha. Roof areas and hard surfaces account for 77% of the total catchment area. The rainwater treatment plants are designed on two levels and consist of a balancing pond, a pump well and the subsurface flow constructed wetland. Mechanical treatment in an open storage basin is designed at the first level or as the first wastewater treatment, as shown in Fig. 2.1.

The pond is 1 m deep and its useful volume is 120 m³, which corresponds to 40 minutes of intense rainwater. No aquatic plants are planned in the balancing pond and no observations have been made during the operation.

Water from the pond is periodically pumped to the second treatment level, to the subsurface flow constructed wetland, where biological and physical wastewater treatment processes take place. The pump is located in the insulated pump well.

The filter part of wetland consists of a coarse washed sand layer with main fraction of 0.5-5 mm, the inlet part consists of a rubble layer, as well as the drainage pipe with rubble embankment, which discharges purified water into an open ditch. The wetland base is lined with 2 layers of PE film, which ensures airtightness and prevents untreated wastewater from entering the groundwater and groundwater penetrating into the filter part of the wetland. The top of the wetland is evenly planted with reeds. The purified rainwater enters the River Eglone through an open ditch (Grinberga et al. 2020).

Surface flow constructed wetland in Mežacīruļi

The surface flow constructed wetland in the territory of the farm “Mežacīruļi” shown in Fig. 2.1. was arranged in the summer of 2014, water quality and quantity monitoring has been carried out since the beginning of operation. Zemgale region has a relatively intensive agricultural activity, and a drainage system using clay drains, collectors and open ditches has been arranged in the wetland catchment area. The agricultural land in this area is mainly used as arable land to grow crops such as maize, wheat and oilseed rape (Kill et al. 2022).

The surface wetland was constructed by converting 240 m of the existing open collecting ditch. The width of the wetland mirror surface is between 6 and 42 m. The water level is regulated at the outlet by a control and measuring structure featuring 90° V-shaped spillway built into the concrete retaining wall. The wetland is functionally divided into two parts with a maximum water depth of 1.45 m at the inlet to facilitate sedimentation processes and a shallow part at the outlet with a maximum water depth of up to 0.5 m for nutrient conversion processes. The plants in the wetland have spread naturally, mainly in shallower coastal areas of the wetland and banks of two islands (Kill et.al., 2022).

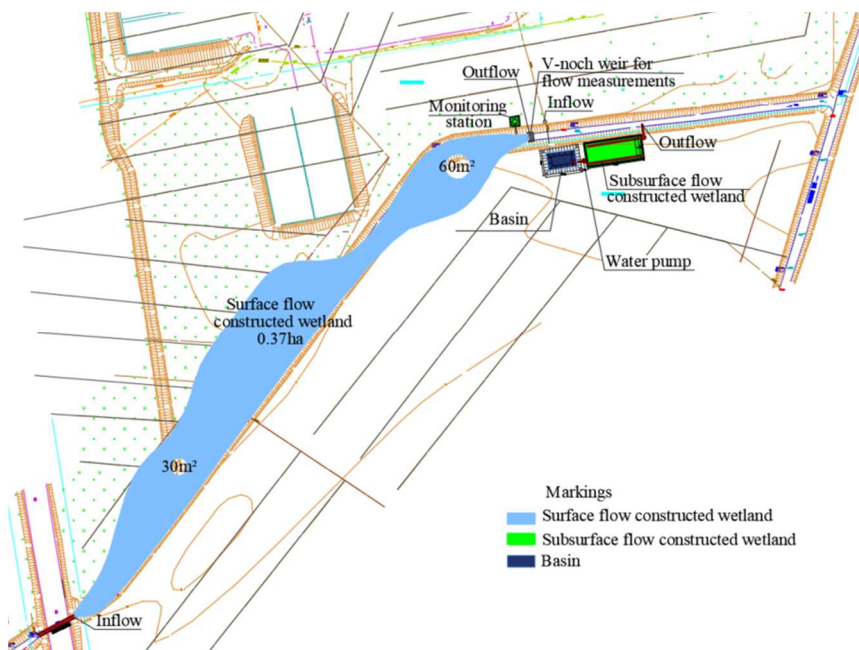


Fig. 2.1. Surface and subsurface flow constructed wetlands in Mežacirūļi

Surface flow constructed wetland in Zante

The agricultural area selected for the construction of the monitoring site is used as drained arable land. The surface flow constructed wetland in Zante was built as one of the environmentally friendly elements of the drainage system (according to Cabinet Regulation No. 600, 2014), by transforming a 75 m long section of the national water drainage into a wetland. The existing water drain into the wetlands with low terrain section has been deepened and widened intentionally, providing a 0.25 ha large total mirror surface area of the surface flow constructed wetland. The constructed wetland is made up of two structurally distinct parts separated by a stone layer threshold. Fig. 2.2. (author: M. Ozoliņa,

Ltd. “Cebo”) shows the plane material of the drainage and constructed wetland, which reflects the total initial and designed arrangement at the site.

The construction site was chosen in a depression of the terrain, in a naturally moist area, which ensures the inflow of surface runoff and facilitates the introduction of existing drainage systems into the wetland. The inlet part was designed as a deep water zone, with a water layer up to 1.5 m in depth, which serves as a sedimentation basin for precipitating the suspended solids. In the inlet part, the aquatic plants were not planted and instead have grown naturally during its operation. The second part of the wetland behind the stone layer threshold is formed at a depth of up to 0.5 m, where aquatic plants have been intentionally planted and densely formed at the base.

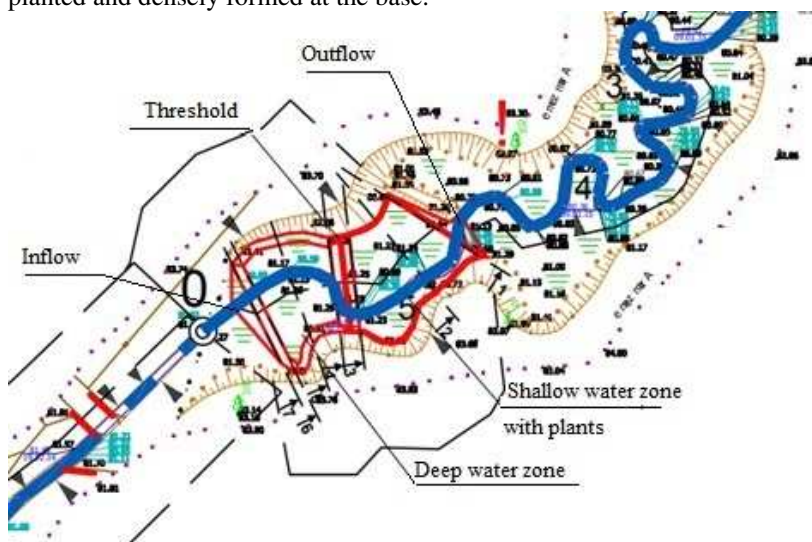


Fig. 2.2. A plan of surface flow constructed wetlands in Zante

2.2. Methodology for water sampling and determining the chemical composition

Water quality was monitored at three research sites by manually collecting water samples at the inlet and outlet of the constructed wetland. Water samples were collected in washed and rinsed 0.5 L plastic bottles to perform analyses of biogenic elements and in 1 L bottles to determine the concentrations of the suspended solids (Surface ..., 2003). BOD₅ and COD were also collected in 3 L bottles from the subsurface flow wetland to determine concentrations. Water samples were taken in labelled bottles once or twice a month at intervals. The total monitoring period at the research site in Mežacruč̑i was 90 calendar months from July 2014 to December 2021. 103 water samples taken from the

subsurface flow constructed wetland were analysed. 107 water samples taken from the surface flow constructed wetland were analysed. Samples have been collected at Zante research site for 48 calendar months from June 2017 to December 2021. 45 water samples taken from the surface flow wetland in Zante were analysed.

The inlet part of the **subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli** consists of a covered rain sewer system collector, a self-draining polymer pipe of DN300 mm with a round cross-section, which is inserted into the manhole where there is a 50 cm deep sediment layer. It flows into an open balancing pond from the manhole through the polymer gravity flow pipe with round cross-section and DN300 mm. The second water sample was taken at the wetland outlet pipe into the ditch.

Water level was measured in the manhole before the inlet pipe and the measurement results were stored via Mini-Diver pressure sensors. The flowrate was calculated on the basis of the Manning equation (Walkowiak, 2008) for round-section pipes with partial filling during the monitoring period.

Water samples were taken from the **surface flow constructed wetland in Mežaciruli** at the inlet behind the culvert and at the outlet before the spillway as shown in Figure 2.8. This figure also shows the distribution of the water layer depth and the spread of vegetation. A concrete retaining wall with metal V-shaped 90° spillway was built in the outlet part to ensure water level observation. The water level is measured with the Mini-Diver water level data recorder. The observed water levels were recalculated to get the flowrate according to the following formula (Walkowiak, 2008) in line with the shape and dimensions of the measuring structure.

Water reserves during the growing season from the surface flow constructed wetland are also used for the irrigation of farm greenhouses. Dates and pumped flowrates were recorded and added to the observed flowrates after recalculation of the water level.

A measuring structure with a combined V-shaped and rectangular spillway was used for flow measurements in the **surface flow constructed wetland in Zante**. Water levels were recorded with the Mini-Diver water level data recorder and recalculated according to a combined formula, taking into account the specifics and dimensions of the spillway, using a combination of formulas where water levels are recalculated according to the formula for V-shaped spillways but when the water level rises above 0.03 m, the flowrate is calculated according to the formula for trapezoidal spillways. Formula 2.1 is used to recalculate water levels from 0-0.03 m above the spillway. For recalculation of the water level above 0.03 m in height, the spillway has a trapezoidal shape, so the flowrate is calculated using the following formula:

$$Q = K \cdot (L - 0.2 H) \cdot H^{1.5} \quad (2.1.)$$

kur

Q – flowrate, $\text{l} \cdot \text{s}^{-1}$;

H – water level above the weir, m;

L – scope width of the weir, m;

K – a constant that depends on the desired flow units (here with a value of 1838).

Water quality indicators in this research can be divided into two parts - parameters monitored in the agricultural areas as nutrient concentrations, and parameters that are analysed to characterise the organic matter content in the wastewater as oxygen demand. Since the wastewater to be discharged to wetlands was collected from the agricultural areas, nutrient concentrations and total suspended solids were monitored in accordance with Latvian legislation and the Nitrates Directive (91/676/EEC, 1991). Biochemical and chemical oxygen demands were determined additionally for monitoring of the subsurface flow constructed wetland in order to measure the amount of biodegradable organic matter in the water (Grinberga & Lagzins, 2017) in accordance with the regulations for domestic and rainwater management in Latvia (Grinberga et al. 2020).

Water samples were analysed and the concentration ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) was determined for water quality parameters such as nitrogen nitrate ($\text{NO}_3^- \text{-N}$), ammonium nitrate ($\text{NH}_4^+ \text{-N}$), total nitrate (N_{total}), orthophosphate phosphorus ($\text{PO}_4^- \text{-P}$), total phosphorus (P_{total}) and total suspended substances (SS). These analyses were performed in an accredited laboratory at the Hydrochemistry Laboratory of the Latvian Institute of Hydroecology, Daugavpils University Agency. Analyses of the suspended solids were performed in the laboratory of the Department of Environment and Water Management of the Faculty of Environment and Civil Engineering of the Latvia University of Life Sciences and Technologies. Water samples, for a period of 28 months, from September 2019 to December 2021, were analysed and 5-day biochemical oxygen demand (BOD_5) concentration ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) and chemical oxygen demand (COD) concentration ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$) were determined. These analyses were performed in an accredited laboratory at the Institute of Food Safety, Animal Health and Environment “BIOR”.

In order to determine the retention efficiency of the analysed water quality parameters, the concentration of the parameters before and after the wetland's outlet and the treatment efficiency in percentage were compared using the following formula:

$$E = \frac{C_{in} + C_{out}}{C_{in}} \cdot 100, \quad (2.2.)$$

kur

E – treatment efficiency, %;

C_{in} – concentration of the analyzed parameter, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ before the constructed wetland;

C_{out} – concentration of the analyzed parameter, $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ after the constructed wetland.

2.3. The methodology of mathematical data processing

Influencing factors such as diurnal air and water temperature fluctuations, changes in dissolved oxygen and flowrate, etc. affect water quality in the constructed wetlands. No specific schedule was followed during the water sampling to prevent the impact of these factors. Sample dates were chosen with similar intervals between the sampling times, such as the first days of the month. The results of analyses were processed in XLSTAT (MS Excel add-on for statistical data processing) to obtain statistical substantiation for the research questions.

The catchment area of the subsurface flow constructed wetland at the research site was located on farmland and covered with concrete slabs forming an impermeable surface. The described area with the above-mentioned surface conditions and the existing drainage system is considered to be a rainwater sewerage system in accordance with the legislation of the Republic of Latvia. Rainwater volume assessment in the catchment basin was initially performed according to the intensity calculation method provided for in the Latvian Construction Standard LBN 223-15 “Sewerage structures” (LBN 223-15, 2015). Monitoring data for precipitation were obtained from the nearest meteorological station in Dobele (Grinberga et al. 2020).

An interpretable object-orientated programming Python was used to calculate water levels and flowrates and to process the related data (Python Software Foundation, 2001-2022). Boxplot bar graphs were used to show the range of concentrations of the water quality parameters. Statistical analysis was performed with 95% credibility.

The p-value of the Kolmogorov-Smirnov statistic was used to assess the normality. Mann-Whitney U test and Spearman's rank correlation were used to statistically evaluate the performance of the constructed wetlands in the research sites. Spearman's rank correlation was used to determine the reciprocity of the water quality parameters.

A p-value of ≥ 0.05 indicated a failure to reject the hypothesis that the data distribution was normal. Distribution of the data was then assumed to be normal, and a pairwise t test was used to determine the statistical significance of the particular data set. Where normal data distribution could not be accepted, the Wilcoxon signed-rank test was used. A similar statistical approach can be found in the literature (Grinberga et al. 2020).

2.4. Principles of methodology and model development of constructed wetlands calculations

Evidence of several models of the constructed wetland calculations can be found in the literature (Henrichs et al. 2007; Meyer et al. 2015; Galanopoulos & Lyberatos, 2016), that is primarily intended for outcome modelling (Juston & Kadlec, 2019). This study includes calculation methods for the constructed wetlands of various design, which have been approbated for the climate and adapted for the wetland design in Latvia. The literature mainly uses two approaches to determine the dimensions of the constructed wetlands as treatment plants (Meyer et al. 2015). One method is to assume typical expected pollutant parameters and wastewater volume for a given type of wastewater and, on the basis of studies in the specific region, to assume a wetland area ratio for one specific constructed wetland design (Langergraber, 2007). For example, the recommended surface area shown in the literature for a horizontal subsurface flow wetland to treat one PE of domestic wastewater varies between 5 and 7 m². This approach requires data from the research sites to justify the choice of wetland design and dimensions and to demonstrate its efficiency. The second method is based on the physical and biochemical treatment processes that take place in the constructed wetland. By purposefully creating suitable conditions for the specific processes, it is possible to predict the expected efficiency of the wetland in relation to one or another specific pollutant. This calculation method is also based on empirical observations, but in this case the observations made under laboratory conditions can be adapted to different environmental factors such as air or water temperature, flowrate, incoming concentration of pollutants, oxygen content in the water, etc.

The methodology for calculating the constructed wetlands prepared for this thesis includes both of the above-mentioned approaches for the calculation of the structure and dimensions of wetlands depending on the wastewater type, offering the most suitable one for Latvian conditions in the given case.

The desired scope of water pollution reduction in the constructed wetlands can be used to calculate the required wetland surface area:

$$J = k \cdot (C_{in} - C_{out}), \quad (2.3.)$$

kur

J – pollutant reduction intensity, g per m² per year;

k – constant characterizing the intensity of pollution reduction depending on the surface area of the wetland, m per year;

C_{in} – pollutant concentration at the inlet, mg·l⁻¹;

C_{out} – pollutant concentration at the outlet, mg·l⁻¹ (Kusler & Christie, 2012).

Referring to the research data obtained from the pilot sites and the calculations widely used in other countries, a model for the selection of the type and dimensions of the constructed wetland has been prepared.

The model is available online at <https://lauvas.area.lv/MM/>. The model is intended for entering relevant output parameters for any specific, user-selected object in order to obtain a recommendation on the most appropriate wetland design and a preliminary wetland surface area. The calculation part is not available to the model user, but it is described in this thesis. The model is not intended for obtaining detailed documentation of the construction conception, because the design must consider the local possibilities and limitations of the site.

The model user must first manually enter the input data required for further calculations, including the type of wastewater to be treated by its origin, which leads to the fields of measurable parameters in the model environment. This classification makes it possible to structure future decisions on the efficiency of suitable constructed wetlands. The measurable parameters are conceptually differentiated by typical wastewater criteria.

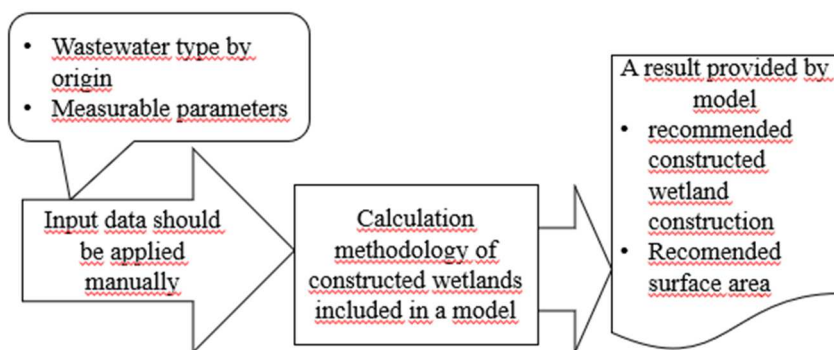


Fig. 2.3. Structure of constructed wetland calculation model

In the next step, for the accuracy and validity of calculations, the user must enter the measurable values of the required parameters, including the concentrations of the individual water quality parameters, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ and the input data that allows the model to calculate the flowrate, $\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$. The formulas from calculations incorporated in the legislation of other countries and included in internationally recognised guidelines have been used for calculations of the constructed wetlands under this model, taking into account the observational data obtained in this research, as well as climatic and economic factors of Latvia. A practically applicable result of the model is the recommended design of the constructed wetland and correspondingly calculated recommended surface area of the wetland in m^2 .

In this paper the constructed wetland is considered as a wastewater treatment plant designed to improve water quality. As proven by the research sites in Latvia built, operated and described in the previous chapters, the efficiency of the wetland may differ depending on the volume, quality and flow pattern of the treated water. The mentioned parameters of the incoming water are

also mentioned in studies of other countries (Crumpton & Stenback, 2020) as factors influencing the wetland efficiency, as well as included in the calculations. The parameters of the incoming water or that to be treated are used as the input data helping to choose a design of the constructed wetland in order to adopt the most efficient and suitable technical solution.

In most cases, the source of the water to be treated indicates the expected volume, quality and flow pattern of the water. Therefore, the model for selecting the type and dimensions of the constructed wetland intends to firstly select the source of water to be treated. 5 options are offered: rainwater, domestic wastewater, industrial wastewater, agricultural runoff, other option. Each of these options has been chosen assuming that the source of the wastewater is going to be defined as a typical effluent in terms of volume, quality and flow pattern. The fifth option “Other” is included in the model for cases where one of these three criteria exceeds or does not meet the characteristics of a typical wastewater.

This choice will allow you to select the parameters of water to be treated in the first step, which is the most important for each type of wastewater when treating it in the constructed wetland. It is not ruled out that the parameters of the wastewater to be treated may vary from case to case, therefore more precise data are required in the next steps of the model, which are described in the following subsections. The studies available in the literature mainly focus on the individual wastewater types included in this model. Therefore, each of model’s five choices leads to a different dimensioning scenario for the constructed wetlands. Depending on the specifics of each wastewater type, the requirements of the regulatory enactments applicable in Latvia and the research results obtained in this doctoral thesis from the research sites, each of the five model’s scenarios includes calculations adapted from other countries' experience in designing and dimensioning the constructed wetlands. The model eventually offers a preliminary design of the most suitable constructed wetland and surface area for the incoming wastewater. This model is designed to help obtain a sketch of the constructed wetland, and should not be used to substantiate the construction without appropriate construction design documentation under the guidance of a certified engineer. The model allows further decisions to be made regarding the available area on the site, as well as the possible construction and operation cost items. In order to simplify the model and access to it as much as possible to anyone interested, the initial choices have been reduced to the lowest permissible level, which at the same time leaves room for the designer's interpretation, working in detail on each specific constructed wetland.

Calculation of dimensions of the subsurface flow constructed wetlands

In most cases, the constructed wetlands are designed with a minimal surface area and the lowest possible construction and operating costs. At the same time, it is not desirable to reduce the area due to the risk of losing the

wetland's effectiveness in reducing pollution. The recommended ratio of the length to width of the horizontal subsurface flow constructed wetland, by choosing a rectangular shape, is 3-4:1 (Sim, 2003). However, depending on the filter material and cross-sectional area, the capacity of the wetland must be checked to ensure is not less than the possible flowrate of the incoming wastewater. The filtration factor will determine the flowrate of wastewater through the filter material. The required cross-sectional area is calculated according to Darcy's law, mathematically expressing the cross-sectional area of the filter if necessary:

$$Q_{dn} = \frac{K \cdot dH \cdot F}{L}, \quad (2.4.)$$

kur

Q_{dn} – average daily flow of wastewater, m³·dnn⁻¹;

K – filtration coefficient of constructed wetland filter material, m·dnn⁻¹;

dH – the difference in water levels between inlet and outlet, m;

L – filtration path length, m;

F – cross-sectional area of an constructed wetland filter, m².

The required surface area of a wetland is calculated from the concentrations of the inflowing and desired outflowing water quality indicators. As the subsurface flow constructed wetlands are most often used directly for the treatment of domestic wastewater or other wastewater containing organic matter, the wetland surface area can be calculated from the desired reduction of BOD₅ concentrations (Sim, 2003; General considerations, 1995) according to the following formula:

$$A_h = K \cdot Q_{dn} \cdot (\ln C_{in} - \ln C_{out}), \quad (2.5.)$$

kur

A_h – surface area of a subsurface flow constructed wetland, m²;

K – flowrate constant, m·dnn⁻¹;

Q_{dn} – average daily flow of wastewater, m³·dnn⁻¹;

C_{in} – BOD₅ daily average concentration at the inlet, mg·l⁻¹;

C_{out} – the desired daily average concentration of BOD₅ at the outlet, mg·l⁻¹.

The velocity constant is the rate of BOD degradation, which depends on the ambient temperature, water depth and the porosity of the filter material. Under conditions typical in Latvia, given the ambient temperature of 10 – 20 °C, one can assume that horizontal subsurface flow wetlands with the accepted constant velocity lie in the range of 0.09 – 0.15, while the range is 0.13 – 0.22 for vertical subsurface flow constructed wetlands (Brown et al. 2000). The higher the ambient temperature, the larger the constant must be.

Calculation of dimensions of the constructed wetland surface flow

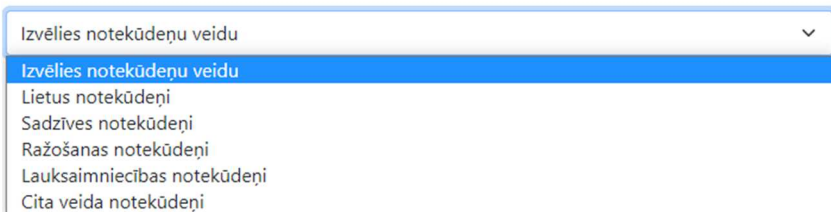
The surface flow constructed wetlands are mainly used for the treatment of drains or surface runoffs from the agricultural land or for the treatment of rainwater, and local factors specific to each site, including the topographical situation and wastewater characteristics, must be considered first. The main dimensions of the wetland are:

- the shape chosen for the purpose of obtaining the longest possible flow path or trajectory;
- the depth of the water layer, which is selected on the basis of parameters characterising the quality of the incoming water, and according to the planned bacteriological processes in the wetland;
- hydraulic residence time in the wetland selected from 1 to 5 days (EPA, 1982) if effective retention of BOD₅ and SS is desired, and 10 to 15 days if full nitrification-denitrification processes are desired, as well as efficient orthophosphate phosphorus detention (EPA, 1982);
- vegetation type and the desired distribution;
- mirror surface area, for which several dimensioning techniques can be found in the literature.

In order to treat wastewater coming from the agricultural areas, mainly from drained arable land, pastures and grasslands, it is recommended to assume the wetland's mirror surface area depending on the catchment area, taking a ratio of 0.5-2%. The second approach to calculate the mirror surface area of the surface flow constructed wetland is based on the water's residence time in the wetland. The water balance is calculated according to the typical parameters of the site, taking into account the direct inflow, infiltration, evaporation, precipitation, accumulated water and outlet parameters (EPA, 1982).

Mākslīgo mitrāju aprēķina kalkulators

Izvēlies parametrus



Izvēlies notekūdeņu veidu

- Izvēlies notekūdeņu veidu
- Lietus notekūdeņi
- Sadzīves notekūdeņi
- Ražošanas notekūdeņi
- Lauksaimniecības notekūdeņi
- Cita veida notekūdeņi

Fig. 1.6. Initial view of the model, selection of wastewater type (only in Latvian)

The first step of the model is choosing the type of wastewater to be

treated, on which the output parameters depend to start the selection of the most suitable wetland design and continue with the dimensioning of the constructed wetland. Initially the type of the wastewater to be treated must be identified. Five options are proposed, in this case focusing on a specific type of the wastewater, according to their specifics in typical conditions. The first option “Rainwater” should be chosen if the surface runoff from a solid or semi-permeable surface is collected and drained by means of rainwater drainage or is discharged as surface runoff. The second option “Domestic wastewater” is marked if it is intended to treat typical domestic wastewater from the residential or public buildings where consumers stay permanently or periodically. For holiday homes or other buildings where people stay for a certain period of time, the model should specify the parameters of the peak period in terms of consumer quantity. The third choice in the model “Industrial wastewater” focuses on wastewater from a specific facility that can be measured, and indicates the average concentration and volume of water per time unit in the next step of the model. According to its specifics, the agricultural wastewater can be conditionally divided into two parts. Where it is necessary to treat surface or drain runoff from the arable land, one type of calculation is offered. However, the model also includes the second option, where surface runoff, similarly to rainwater, collects from hard and semi-permeable pavements, which in the case of agricultural land are, for example, farmyard areas, machinery parking areas. Several types of wastewater can be combined in the site. In this case, choose the fifth option offered in the model, i.e., “Other”. The choice of the fifth option involves a calculation of the constructed wetland on the basis of a predetermined, measured or calculated wastewater volume per time unit, as well as the average concentrations of the main water quality indicators. If the wastewater pattern is highly variable, the first or fourth choice of the model should be considered in the first step.

2.4.1. Rainwater

The rainwater is more often understood as surface runoff from hard surfaces in the residential areas. The Latvian Construction Standard requires the rainwater drainage system to ensure treatment of at least 70% of the most polluted surface runoff from the residential areas, as well as from industrial areas that generate similarly polluted rainwater. If the industrial territory is contaminated with toxic substances or significant amounts of organic matter, all surface runoff must be treated (LBN 223-15, 2015). Rainwater from the urban environment mainly contains the suspended solids, unburnt oil products and oils, and may also contain debris from the streets. When planning rainwater treatment in the urban environment, Latvia has traditionally designed pipeline systems that discharge rainwater away from the territory as soon as possible. With the Sustainable Urban Drainage System, more and more modern solutions are being introduced to store, infiltrate, treat and manage rainwater in small catchments, thus reducing the amount of water to be managed and the amount of the

accumulated pollution. When planning the treatment of rainwater in the constructed wetlands, from the point of view of the water quality indicators, attention should be paid to the relatively low amount of organic matter, low concentration of biogenic elements, high amount of suspended solids. Rainwater supply patterns are markedly irregular, with prolonged periods of drought in the absence of precipitation, but also periods of heavy rainfall with potentially prolonged downpour and potentially large volumes of water in a short span. These parameters must be taken into account when choosing the design of the constructed wetland.

When starting the design of rainwater, the volume of rainwater must first be ascertained. In the calculation model of constructed wetlands, the volume of wastewater is based on the calculation formula 2.6 available in the building code of the Republic of Latvia (LBN 223-15, 2015), which evaluates the area of the catchment basin, the type of surface covering and the region where the object is located.

The calculated amount of rainwater is calculated according to the maximum intensity method in compliance with the Latvian Construction Standard 223-15 (2015):

$$q_r = \frac{z_{mid} \cdot A^{1.2} \cdot F}{t_r^{1.2n-0.1}}, \quad (2.6.)$$

kur

z_{mid} – average coefficient characterising the surface of the runoff basin;

n – a parameter that depends on the recurrence of P (years) and the geographical location of the site. Legislation request to choose a city that is situated closest to the site;

F – runoff calculation area at the site, ha;

t_r – duration of the rainwater flow calculation (minutes), which depends on the water flow time along the surface covers and the calculation stages in the site;

A – a parameter that depends on the rainfall intensity and the period of exceeding the intensity of a single rain calculation in the specific area. Parameter A is calculated according to the formula proposed in the Latvian Construction Standard 223-15 (2015):

$$A = q_{20} \cdot 20^n \cdot \left(1 + \frac{\log P}{\log m_r}\right)^{1.54}, \quad (2.7.)$$

kur

q_{20} – rain intensity ($l \cdot s^{-1}$ ha) according to the geographical location of the site, if rain lasts for 20 minutes;

n – exponent which is determined according to the geographical location of the site;

P – period of exceeding the intensity of single rain calculation, which is accepted according to the geographical location of the site;

m_r – the average amount of rain events in the warm season of the year.

When the choice of rainwater as the type of wastewater to be treated has been made (Figure 3.25), one must enter the input data in the model required for the rainwater calculation amount according to formula 3.3, under the applicable standard. The parameters and coefficients required for the calculation can be found in the appendices of the mentioned standard, and they must be selected according to a specific site; they cannot be generalised to one reference site. The calculation model assumes the treatment of a typical rainwater from the residential area. Thus, it is proposed to choose a surface flow constructed wetland as the most suitable design, and the surface area should be calculated on the basis of the hydraulic velocity and water flowrate, where the constructed wetland is mainly going to operate to retain the suspended solids, oil and oil products. The main parameter here is the water residence time in the wetland, which is assumed to be 4 hours. Wetland's mirror surface area should be calculated from the volume of calculated rainwater, the residence time of the water and the recommended depth of the water layer, 0.5 m. If the catchment area of the site exceeds 3 ha, it is recommended to consider other or combined designs of the constructed wetland.

2.4.2. Domestic wastewater

Domestic wastewater is generated from the economic activities of people, mixing water with organic substances, physiological human secretions, detergents, etc. The composition of a typical domestic wastewater is specified in the regulatory documents, Cabinet Regulation No. 34 (2002), where the concentration of BOD₅ is indicated in the range of 150 – 350 mg·L⁻¹, COD ranging between 210 and 740 mg·L⁻¹, total suspended matter 120 – 450 mg·L⁻¹, and total phosphorus 6 – 23 mg·L⁻¹, total nitrogen in the range of 20 – 80 mg·L⁻¹. Domestic wastewater treatment systems in Latvia are designed, built and managed in accordance with the current regulatory enactments (LR MK regulations No. 34, 2002; LR MK regulations No. 327, 2015). Domestic wastewater treatment technologies are recommended to be selected based on the indicators of the quality of purified water that can be achieved, and for small objects with the number of consumers below 2000 PE, limit values of BOD₅, COD and SS are determined. A specific treatment method is not regulated, but the artificial wetland complies with Clause 37 of the LR MK regulations (LR MK regulations No. 34, 2002) on appropriate treatment, as it ensures adequate water quality for entering the treated wastewater into an open reservoir or infiltrating the ground. With an appropriate solution, the artificial wetland fulfills the criteria of the first treatment, since the BOD₅ of the discharged wastewater is reduced by at least 20% relative to the incoming load and the amount of SS is reduced by at least 50%, and it can also be designed as a second treatment, since the wastewater in the underground flow in the constructed wetland are purified mainly based on biological processes.

Wastewater inflow pattern is relatively regular and the volume is predictable, which generally facilitates designing the wastewater treatment plants. By choosing constructed wetlands as a domestic wastewater treatment plant, one should choose a design which does not promote the spread of odours, ensuring stable wastewater treatment efficiency throughout the operation, including the winter period. Soil contamination risks must be taken into account and prevented by designing an airtight base of the constructed wetland.

The amount of domestic wastewater is calculated in accordance with the applicable standard Latvian Construction Standard 222-15 (2015) according to the consumption of drinking water depending on the number of consumers

$$Q_{dn} = \frac{S_q \cdot N}{1000}, \quad (2.8.)$$

kur

S_q – water consumption rate per capita, which is accepted depending on the parameters of water distribution devices and the degree of amenities in the site, $l \cdot dnn^{-1}$;

N – number of consumers in the site.

Domestic wastewater is expected to stand for 3 days before being placed in the constructed wetland. Sedimentation takes place in the septic tanks or an open sedimentation pond without a connection to the groundwater. The sedimentation volume is calculated according to the average water consumption per capita of the object.

The calculation model prepared within the framework of this paper (Figure 3.26) offers the subsurface flow constructed wetlands for the treatment of domestic wastewater, allowing to choose between a vertical or horizontal flow direction in the filter. The surface area of the constructed wetland is calculated according to the desired reduction of BOD_5 concentrations in formula 3.2. The current concentration of BSP_5 governed by the regulations applicable to typical domestic wastewater is assumed to be the concentration of inflow BOD_5 , and the concentration of BOD_5 regulated in Cabinet Regulation No. 34 is assumed to be the preferred discharge concentration. A coefficient of 0.14, which corresponds to the air temperature of 10 °C, was used to calculate the horizontal subsurface flow wetland, while a coefficient of 0.30, which corresponds to the air temperature of 10 °C, was used to calculate the vertical subsurface flow constructed wetland. If the number of consumers exceeds 100 CE, the calculation model suggests considering other or combined constructed wetland designs.

If it is planned to purify wastewater with a combined approach, using other types of treatment method as a main, but to design the constructed wetland as a second treatment facility or a treatment facility for the emergency overflows, then the expected quality indicators of the water flowing into the constructed wetland are used as the input data for the calculation.

2.4.3. Industrial wastewater

Industrial wastewater is generated by the industrial companies in their technological processes which involve water. Depending on the specifics of raw materials and end products, various wastes may be dissolved or mixed with water which, after one or more cycles of use, no longer meets the desired water quality criteria and needs to be treated. Wastewater can vary in different production areas in terms of quality and quantity. When evaluating the industrial wastewater according to the content and volume of mixed substances, in accordance with the regulatory documents applicable in Latvia (LBN), it is treated either together with domestic wastewater using biological methods, or additional treatment methods are provided if BOD₅, COD, suspended solids concentrations exceed typical concentrations observed in the domestic wastewater (Cabinet Regulation No. 34, 2002) or if any substances atypical for domestic wastewater are present in the industrial wastewater. The influx regime of industrial effluents may depend on factors such as the length and distribution of shifts in the plant, the production cycle, the volume of output produced, and so on.

Constructed wetlands may be designed for the treatment of industrial wastewater if the wastewater meets the quality of wastewater to be treated by biological and mechanical methods (Nurmahomed et al. 2022). In this case, the calculations shall be based on the initial concentration of pollutants in the industrial wastewater to be treated and on the desired concentration of pollutants after the wastewater treatment. As well as on the volume and flow of wastewater. Similarly to the design of domestic wastewater treatment, risks of the soil contamination must be taken into account and prevented, if necessary by designing an airtight wetland base

Industrial wastewater, if it is similar to typical domestic wastewater in terms of concentrations of BOD₅, COD and SS, is expected to stand for 3 days before being treated in the constructed wetland. Sedimentation takes place in the septic tanks or an open sedimentation pond without a connection to the groundwater. Sedimentation volume is calculated according to the average volume of the industrial wastewater at the site. The volume of wastewater is calculated according to the production technology or according to the applicable Latvian construction standard.

Data on the planned wastewater volume as well as the planned average concentrations of the water quality parameters must be entered in the calculation model (Figure 3.27). If the industrial wastewater contains other pollutants not mentioned in the model, the choice of another technology for wastewater treatment or wastewater pre-treatment should be considered. In the second step, the model includes the calculation of the subsurface flow wetland depending on the concentration of incoming and outgoing water quality parameters according to Formula 3.2, with a coefficient of 0.14 for the horizontal subsurface flow constructed wetland and a coefficient of 0.30 for the vertical subsurface flow constructed wetland, respectively. If the introduced concentrations of BOD₅ and

COD are below 35 and 125 mg·L⁻¹, respectively, then the treated water can be considered to be similar to rainwater or drainage runoff, and the model offers a choice of the surface flow constructed wetland. In this case, the surface area of the wetland is calculated according to the total nitrogen inlet and outlet concentration, as well as the volume of wastewater, calculating the wetland volume for a residence time of 4 hours. The model offers the largest calculated version as the final surface area. If the number of consumers exceeds 20 m³·dnn⁻¹, the calculation model suggests considering other or combined constructed wetland designs.

2.4.4. Wastewater from agricultural activities

Wastewater from agricultural activities consists of surface and drainage runoff from agricultural areas. Cabinet Regulation No. 329 defines them as a runoff or a terrestrial section of the water cycle that occurs along the ground surface (surface runoff), soil and rock layers (underground runoff). This research proposes two different approaches to the treatment of the agricultural wastewater in wetlands. High concentrations of nitrates (Lagzdins et al., 2012) and/or suspended solids are possible for drainage and surface runoff from agricultural areas. The content of organic matter in such runoff is mostly low. In the calculation model presented in Figure 3.28 the total catchment area of the agricultural area, expressed in ha, should be entered as input data, and it is proposed to choose the surface flow constructed wetland to improve the quality of water before it enters the open water reservoir. Literature shows and the model includes the ratio of the wetland surface area to the catchment area at least 0.5–2%, and recommends the constructed wetland to have a permanent and dense vegetation cover (Darwiche-Criado et al., 2017; Tournebize et al., 2017). The model does not offer further solutions, such as the location of the wetland on the site and the structure of the construction for adjusting the water level. Further technical solutions require site-specific engineering solutions.

The choice of further technical solutions should be applied depending on the conditions specific to the object. For example, the granulometric composition of the soil, the type and intensity of agricultural activity affect the leaching of plant nutrients and suspended substances and their amount in water. Depending on the composition and volume of wastewater, the configuration of the constructed wetland should be evaluated, including the depth of the water layer, the ratio of length and width, and the type of vegetation, coverage and location. For this choice, the model suggests a recommended wetland area relative to the total catchment area, assuming an average wetland water table depth of 0.7 m.

The second approach includes the treatment of the surface runoff coming from the agricultural land with a hard surface where organic matter may be present in the effluent (Vymazal et al. 2020). The model includes a rainfall calculation according to Formulas 2.6 and 2.7, and the concentration of wastewater to be treated shall be assumed to correspond to typical domestic

wastewater, on the basis of the inflow concentrations observed in the research facility in Mežacīruļi. According to the composition, it would be necessary to settle this wastewater for 3 days before feeding into the wetland, but the irregular inflow is managed by offering to initially collect the wastewater in an open balancing pond, which will equal out the flow and provide initial settling. The volume of the balancing pond is calculated on the basis of the calculated flow in the site, allowing 1-3 hours for its accumulation. The balancing pond must be designed with an overflow that will drain rainwater in the case of heavy rainfall and prevent leaching of the wetland filter. The model offers a design of the subsurface flow constructed wetland, and the surface area is calculated similarly for the domestic wastewater. The part of the balancing pond and wetland filter must be constructed airtight, without a connection to the groundwater.

Other types of wastewater generated by the agricultural activities that contain heavy metals, pesticides or other pollutants (Vymazal & Brezinova, 2015), or highly concentrated wastewater from the livestock, manure storage or silage tanks, are not included in this calculation model. In such cases, pre-treatment of wastewater and other or combined structures for the constructed wetlands should be considered.

2.4.5. Other wastewater

“Other wastewater” is offered as the fifth option in the first step of the model. This step allows one to include cases where the wastewater does not directly correspond to any of the above sources of wastewater or is a combination of several sources. Legislation on the emission of pollutants into water also define urban wastewater, which is not to be classified as separate domestic, industrial or rainwater, but is formed from a mixture of two or more different wastewater types. The concentrations of water quality input indicators should be selected from the average indicators observed or planned. The calculation algorithm in this option is analogous to the calculation of industrial wastewater.

In the case of combined wastewater, a distinctly large amplitude between the maximum and minimum of one or more quality parameters may appear. The choice "other wastewater" included in the model is suitable if it is possible to determine the characteristic average quality of treated wastewater by defining the expected concentrations of BOD₅, COD, Nkop, Pkop and SV in mg·l⁻¹, as well as the volume of wastewater in m³·dnn⁻¹.

According to this calculation methodology and the proposed model, a general result can be obtained that is not tied to the specific parameters of each specific object, such as the existing topographical situation, soil composition and groundwater level, territory use regulations. The obtained structure and the size and dimensions of the wetland are the first starting material for the design, which further requires engineering solutions in each specific case, and allows deviations, depending on the desired water quality result.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The results obtained over the course of the research are the performance of the constructed wetlands observed in three monitoring sites regarding the reduction of the observed pollutant concentrations in wastewater. The factors influencing wetland efficiency and their cumulative impact on reducing water pollution have been assessed. The most suitable structural solutions of the wetlands and preconditions for operation to ensure the optimum wetland performance have been evaluated. The calculation methodology included in the calculation model for choosing the wetland design solution and dimensional parameters for the treatment of different types and volumes of the wastewater has been developed and described.

3.1. Analysis of pollution changes in constructed wetlands of various constructions in Latvia

The changes in pollution after wastewater treatment in the constructed wetlands are assessed against the changes in pollutant concentrations, comparing the inlet and outlet parameters, as well as the observed flowrates.

The analysis of the observed water quality parameters in the research sites was performed by initially looking for a linear correlation between the five analysed parameters N_{total} , $NO_3 - N$, $NH_4 - N$, P_{total} and $PO_4 - P$, comparing the concentrations of the inlet and outlet parameters for two constructed wetlands in Mežacīruļi and one constructed wetland in Zante.

Variable water treatment efficiency ratios have been observed for the studied pollutants N_{total} , NO_3--N , NH_4--N , P_{total} and PO_4--P in all pilot areas, subsurface and surface flow constructed wetlands under research. The changes of phosphorus and nitrogen concentrations in the wetlands in the long run do not follow a linear relationship. This can be explained by seasonal and long-term fluctuations of several factors influencing the changes in concentrations. Examples of factors influencing wetland efficiency include variable flowrate, water level and flow velocity, air and water temperature, and possible dilutions in the central part of wetlands that are not recorded in measurements (Crumpton & Stenback, 2020). Thus, the correlation factor cannot be applied to measure correlation strength between the inlet and outlet concentrations; its value tends to be towards 0.

Various nonparametric statistical methods have been used in studies of similar content to interpret the data, such as Spearman's correlation. This recommendation is also supported by the fact that the resulting water quality data set does not form a normal distribution and there is large overall distribution of the monitoring data. Due to the diverse treatment processes in the constructed wetlands, affecting each indicator of water quality and their treatment efficiency differently, data in the following sections are discussed in a thematic context and

analysed separately, depending on the processes that influence them in the wetland.

Table 3.1. Average concentrations of analyzed water quality parameters, average retention efficiency, median concentrations and pollution retention efficiency

Study sites	Water quality parameter	Average concentration, mg·l ⁻¹		Median concentration, mg·l ⁻¹		Average retention efficiency*, %	Median retention efficiency*, %, %
		Inflow	Outflow	Inflow	Outflow		
Subsurface flow constructed wetland Mežacirūji	NO ₃ ⁻ -N	2.639	2.200	0.200	0.915	-17	358
	NH ₄ ⁺ -N	7.382	2.429	4.110	1.475	-67	-64
	N _{kop}	15.137	6.937	14.000	6.309	-54	-55
	PO ₄ ⁻ -P	5.582	1.824	2.770	0.244	-67	-91
	P _{kop}	6.762	1.894	3.063	0.314	-72	-90
	SV	103.309	39.026	50.261	26.916	-62	-46
Surface flow constructed wetland Mežacirūji	NO ₃ ⁻ -N	10.590	9.530	9.000	10.856	-10	21
	NH ₄ ⁺ -N	0.447	0.340	0.175	0.236	-24	35
	N _{kop}	12.073	10.951	9.950	12.000	-9	21
	PO ₄ ⁻ -P	0.083	0.079	0.038	0.030	-5	-21
	P _{kop}	0.152	0.111	0.074	0.072	-27	-3
	SV	43.529	38.889	29.472	27.255	-11	-8
Surface flow constructed wetland Zante	NO ₃ ⁻ -N	2.344	2.409	1.614	1.636	3	2
	NH ₄ ⁺ -N	0.023	0.031	0.010	0.014	50	0
	N _{kop}	2.844	2.909	1.900	1.910	2	1
	PO ₄ ⁻ -P	0.027	0.028	0.005	0.006	0	0
	P _{kop}	0.047	0.049	0.018	0.019	0	0
	SV	32.186	29.726	15.356	7.099	-8	-54

* A positive efficiency indicator means an increase in the concentration of water quality indicators at the outlet. A negative efficiency indicator means a decrease in the concentration of water quality indicators at the outlet.

Due to the observed extremely high substance concentrations, arithmetic mean concentrations may not provide a complete picture of the distribution of characteristic concentrations.

For the six analysed parameters N_{total} , NO_3^- -N, NH_4^- -N, P_{total} , PO_4^- -P and SS, the relationship between the incoming concentrations of the parameters, $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$, and the treatment efficiency of the specific parameter was examined. No correlation was found between the groups of these parameters, so the treatment efficiency of phosphorus and nitrogen compounds included in the research can be concluded to not be dependent on the parameter's concentration in the incoming wastewater.

The analysis of the observed amount of wastewater in the research sites was carried out by recording the water levels at the measuring structures. Volume of the wastewater per time unit, i.e., the flowrate, was observed and analysed for each of the three research sites. The maximum flowrate observed in the subsurface flow constructed wetland in Mežacirulji reached $328 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ in November 2017, and approached $300 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ in March 2018, 2019 and 2020 at their peaks. The maximum flowrates in the spring also indicate potentially unfavourable conditions for infiltration, which could lead to rapid movement of the rainwater through a rainwater drainage system to the constructed wetland.

The flowrate in the surface flow constructed wetland in Mežacirulji, has been recalculated on the basis of the automatic observations provided by a data logger at the spillway near the wetland outlet. The figure shows several periods when no flow was observed, although the precipitation graph indicates a potential influx. This is due to the fact that this wetland is connected to the groundwater without waterproofing, and it can be concluded that water infiltrates the ground through the wetland base. This is also evidenced by the weak response of the flowrate to summer precipitation episodes, when the moisture deficiency and falling water levels in the drainage ditches, wells and the River Eglone were observed in the surrounding areas. In addition, separate periods were highlighted in monitoring when the measuring structure was not in working condition and the water moved around the measuring structure, in two cases from May to November 2018 and from July to December 2019. The maximum flowrate was observed at $95.8 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$ in April 2020, the average 15-day flowrate during the observation period was $16.4 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}$.

The Pearson correlation method was used to determine whether there is a statistical relationship between the observed flowrates and the amount of precipitation in this region, which measures the statistical relationship between the two continuous variables, 15-day average flowrate, $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$, and 15-day precipitation in this study, mm. A weak Pearson correlation coefficient of 0.213 was found in the surface flow constructed wetland in Mežacirulji, which is mainly because the drainage runoff in the reclaimed arable land lags behind the rainfall. It is possible that the water levels measured at this site do not fully reflect the volume of the water entering the wetland. Several alternative conclusions can be drawn regarding the effect on the observed flowrate pattern. Monitoring observations show that water infiltrates into the ground across the entire area of the wetland base, water is taken for irrigation purposes without accounting, the

untreated wastewater is occasionally fed to the central part of the wetland without accounting, and the measuring structure is periodically out of order. However, these findings do not reflect the wetland efficiency, but rather confirm the volatile nature and complicated control of field monitoring sites.

A weak Pearson correlation coefficient of 0.354 was detected in the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli, and the rainwater collection system could also discharge the water to the wetland with a slight delay. In this case, the low correlation between the amount of precipitation and the average observed flowrates calls for another explanation. The specifics and complex control of field research sites, which differ from laboratory type of research, should be mentioned here again.

Assessing the observed residence time of water in the constructed wetlands, which is mentioned as one of the most important factors in the context of pollutant treatment (Varga et al., 2017; Crumpton & Stenback, 2020; Nurmahomed et al., 2022), it can be concluded that the flowrate plays an important role and it is influenced by the influx pattern of the water to be treated. The period of time the water stays in the subsurface flow wetland in Mežaciruli at average flowrates was found to be 4.7 hours, while 62.6 hours in the surface flow wetland. The hydraulic velocity calculated according to Formula 1.1 was $4.6 \text{ m}\cdot\text{dnn}^{-1}$ on average and $66 \text{ m}\cdot\text{dnn}^{-1}$ under the maximum flowrate in the subsurface flow constructed wetland. The hydraulic velocity in the surface flow wetland in Mežaciruli according to the observed flowrate is calculated to be $0.38 \text{ m}\cdot\text{dnn}^{-1}$ and $2.2 \text{ m}\cdot\text{dnn}^{-1}$ during peak flowrates on average. Judging by the changes in the water quality indicators observed in both wetlands, I find that the hydraulic velocity does not in itself reflect the efficiency of the wetland, because the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli has generally shown significantly higher efficiency. The efficiency is evaluated in a context, where one of the explanations in the two mentioned objects is a different design solution with a filter in one version, but a water layer in the other version. The paper also further evaluates other observed significant factors that could have an impact on wetland efficiency.

Analysis of changes in orthophosphate phosphorus and total phosphorus

Phosphorus does not have a gaseous form and, in order to reduce the concentrations of phosphorus compounds in the wastewater and simultaneously improve water quality, the phosphorus compounds are retained in the constructed wetlands (Keddy, 2010), stored as sediments and taken up by plants. As the sorption is promoted by the presence of Al, Mg and Fe, the composition of the filter material is of great importance in the subsurface flow constructed wetland.

The efficiency of treatment of $\text{PO}_4^- \text{-P}$ and P_{total} in the research site in the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli has been stable and high throughout the observation period, which is shown in Figure 3.3. The average

concentration reduction efficiency values for trapping the orthophosphate phosphorus and total phosphorus concentrations can be seen to be arranged with an emphasis on concentration reduction at the outlet. Values that show an increase in phosphorus compounds after their outlet from the wetland should be considered as exceptions, which nevertheless have an effect on the efficiency averages.

For the estimation of the average total phosphorus concentrations during the years of observations, standard errors were calculated and shown in Figure 3.4. When assessing the changes in treatment efficiency over the years, the average treatment efficiency of total phosphorus was low in 2019 and 2021. However, Figure 3.4 shows the annual average concentrations at the inlet and outlet. Looking at these years in detail, it can be seen that in 2019 the concentration of total phosphorus only decreased from May to August, and the performance of the wetland has not shown effective treatment of phosphorus compounds during the remaining months. The average efficiency value in 2021 was affected by four measurement episodes from February to May, when the outlet concentrations were critically higher than the inlet concentrations. This could be related to the operational shortcomings identified in 2021, which have adversely impacted all water quality parameters and the efficiency of the wetland in general. The reduction in total phosphorus concentrations at the outlet is greater than the standard error only, hence the reduction in total phosphorus is significant in most observation years.

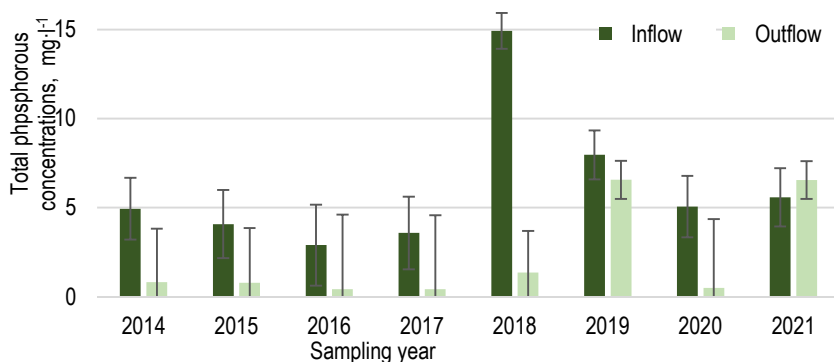


Fig. 3.1. Average total phosphorus concentrations and standard errors at the inflow and outflow from the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli

The surface flow constructed wetlands in Mežaciruli and Zante have generally shown a relatively low retention capacity for the phosphorus compounds. In the wetland in Mežaciruli, one of the reasons for the low efficiency in retaining the phosphorus compounds could be scarce vegetation and

uneven cover over the wetland area. the retention of phosphorus compounds owes to more dense and mature vegetation and less to the catchment to mirror surface area ratio. The spread of vegetation in the wetland increases its ability to maintain efficient phosphorus retention capacity and resistance to sudden and transient changes in the water flow velocity (Kill et al. 2022). The surface flow constructed wetland in Mežacīruļi demonstrates the critical importance of vegetation in retaining the phosphorus compounds.

The wetland in Zante shows a percentage increase in the concentration of phosphorus compounds at the outlet, although vegetation in this wetland has been purposefully planted in a construction phase. However, in terms of numbers, the absolute values of input and outlet concentrations of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ and P_{total} , the average values do not differ between the inlet and outlet, nor do they differ from the median, as shown in Table 3.1. Besides, the concentrations of phosphorus compounds entering the incoming water are relatively low, except for one marked episode of an increase on 27 August 2021, when P_{total} concentration of $0.96 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ was observed at the inlet. In general, the surface flow constructed wetland in Zante can be considered neutral, not retaining or accumulating phosphorus compounds

Analysis of changes in nitrate nitrogen, ammonium nitrogen, total nitrogen

Nitrogen in the water-saturated soils, sediments and open aqueous layer occurs in inorganic and organic forms. The organic nitrogen consists of complexes of amino acids, amines, proteins, and humic substances (Reddy et al. 1984) Inorganic nitrogen consists of ammonium nitrogen, nitrate and nitrite nitrogen. Reddy et al. (1984) reveal that ammonium nitrogen is the predominant form of the inorganic nitrogen in sediments. Retention of the nitrogen compounds is one of the main tasks of the constructed wetlands in the treatment of various wastewater types. The wetland separates organic matter from the water through filtration or settling of sedimentation products in the case of a surface flow wetland. In essence, dissolved or partially dissolved impurities are those being sedimented. Runoff from the agricultural activities will be dominated by sand, clay, dust, soil particles, plant residues (green mass, roots, seeds, pollen, etc.), humus, fertilisers, plant protection products, where applicable. If aquatic plants are used in the wetland, and even if they are not used, the biogenic elements are retained and transformed in the wetland. Nitrogen compounds enter the soil dissolved in the inorganic and organic form (Mahmood et al. 2013). In this research, the subsurface flow constructed wetland captures rainwater-containing organic fertiliser as evidenced by the influx of BOD_5 concentrations.

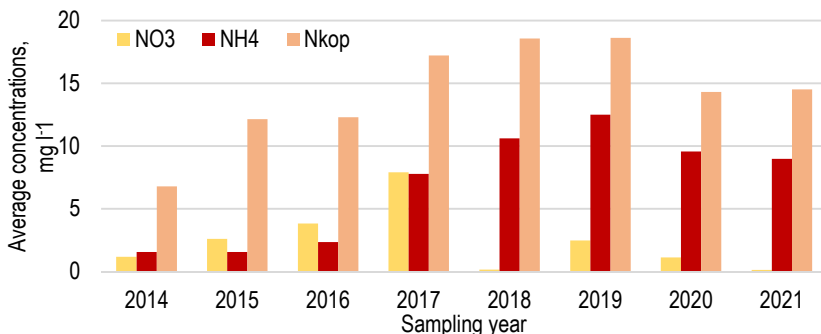


Fig. 3.2. Distribution of average nitrate nitrogen, ammonium nitrogen and total nitrogen concentrations at the inflow the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli

The proportion of organic nitrogen is determined by subtracting the ammonium nitrogen and nitrate nitrogen concentrations from the total nitrogen concentration. Distribution of the average concentrations of total nitrogen by year at the inlet and outlet as shown in Figure 3.6 reveals that the total nitrogen removal efficiency was low during the first year of operation, increasing the median total nitrogen concentration at the outlet up to even +23% of the median value observed in 2014 in the subsurface flow wetland in several samples. This can be explained by the fact that before the construction, the wetland filter operated according to mechanical purification, allowing the bacteria to coalesce and reach adequate maturity for the efficient conversion of nitrogen compounds.

At the start of operation, a period between 2014 and 2016 has shown a proportionate and slowly increasing reduction in the nitrogen compounds. Extremely high nitrogen compound reduction efficiency has been observed in the middle of operation, between 2017 and 2019, which continues until 2021. Also in 2018, where an increase in the nitrate nitrogen concentration was observed at the outlet, we still consider it to be a positive trend, which can be explained by the course of biological processes, converting nitrogen from ammonium to nitrate nitrogen through nitrification. Regarding the nitrogen compounds, the subsurface flow wetland has shown good results and effectively reduced the observed concentrations throughout its operation.

Significantly, the proportion of different nitrogen forms generally do not change much after treatment in the constructed wetland. The concentration of all nitrogen forms in the subsurface flow wetland has decreased equally, while the concentration of total nitrogen compounds in both surface flow wetlands has decreased relatively less, and here the proportion of different nitrogen forms has also remained at the outlet. The conversion of ammonium nitrogen by nitrification must be ensured with aerobic conditions in the filter, preferably at the inlet section. As the reduction of ammonium nitrogen concentrations has been

achieved, it can be concluded that nitrification at the research site is optimal. Nitrification should lead to an increase in the nitrate nitrogen, but it is not supported by the monitoring data. Denitrification bacteria ideally transform nitrate ions sequentially into $\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$ (agricultural nitrogen management for ... Iowa) Nitrate nitrogen concentrations appear to be reduced, hence it can be concluded that at least some part of the subsurface flow wetland filter ensures anoxic or anaerobic conditions for the conversion of nitrates to nitrogen in the air. However, some portion of the nitrogen could be taken up by plants and used to increase the green mass.

The changes in nitrogen compounds in the surface flow constructed wetland in Mežaciruli are shown in Figures 3.8 and 3.9. In 2016, as a result of an operational error, untreated wastewater from a historical silage storage facility was discharged into the wetland, and therefore higher concentrations of nitrate nitrogen and total nitrogen were detected at the outlet than at the inlet. Retention of the proportion of nitrogen forms suggests that the efficiency of nitrate nitrogen treatment in this wetland should be improved, which would mean providing an anaerobic environment to promote denitrification. Another reason for the weak reduction of the nitrate nitrogen is the scarcity and distribution of vegetation across the wetland area. As a result, there may not be a sufficient source of carbon suitable for the biochemical processes promoting the bacterial activity that could be provided by vegetation.

Extremely low concentrations of ammonium nitrogen both at the inlet and outlet have been observed in the surface flow constructed wetland in Zante. Although concentrations of total nitrogen and nitrate nitrogen initially were significantly lower than in the Mežaciruli sites, a very small decrease or change in the proportion of nitrogen forms was observed. It can be concluded that the constructed wetland in question is not efficient in transforming nitrate nitrogen. This means that aerobic conditions are fully ensured throughout the wetland that do not promote denitrification and do not result in the conversion of nitrate nitrogen into N_2 .

However, most nitrogen transformations occur in an aerobic environment, as described by Reddy & Patrick (1984), followed by oxidation from the ammonium ions to nitrites, then to nitrate ions. This beginning of the nitrogen transformation chain is relatively common in the wastewater treatment, because since all transformations in nature take some time, even here the wastewater is not always kept in the wetland long enough for the N transformation chain to proceed to completion or to create free gaseous N_2 . The transformation chain is not completed because, for example, there is a lack of oxygen in the environment and therefore the wetland does not act as an environmentally friendly system, but instead contributes to N_2O emissions. This form of nitrogen is a greenhouse gas.

In order to justify what is happening in a particular object and environment, and what nitrogen transformations take place, first it is necessary to find out at what speeds the processes take place, depending on the air and

water temperature and the pH reaction of the environment. Since the flowrate determines the time wastewater stays in the wetland, it determines the time available for chemical reactions. And the end products of the transformation depend on it. For example, air temperatures rarely rise above 40 °C in Latvia, hence evaporation of the ammonium ions is theoretically impossible. (Reddy et al. 1984). The wetland may serve as a generator of greenhouse effect inducing methane gases.

Analysis of changes in the suspended solids

Referring to the literature on studies in other countries and monitoring sites, it would be useful to distinguish between the suspended solids in constructed wetlands of various designs, because they are subject to different physical processes in the surface and subsurface flow wetlands.

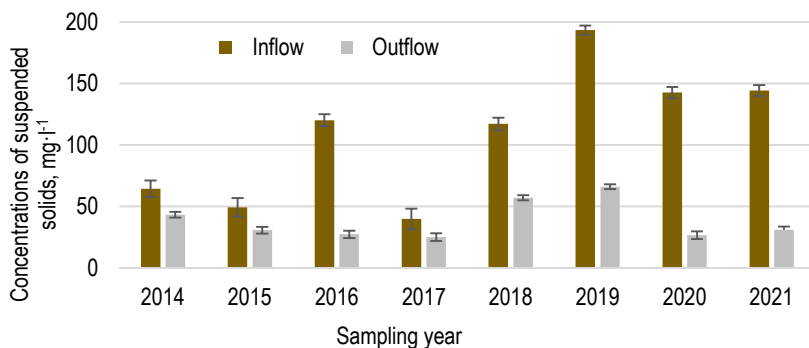


Fig. 3.3. Average concentrations of suspended substances and standard errors at the inflow and outflow from the subsurface flow constructed wetland in Mežacīruli

Data sets for the inlet and outlet concentrations of the suspended solids as well as retention efficiencies do not correspond to the normal distribution across all research sites. The suspended solids have been effectively trapped by the subsurface flow wetland in most cases and the extreme exceptions have lowered the mean efficiency, which, for example, were observed in four out of 13 sampling episodes in 2016 and three out of 18 sampling episodes in 2017.

In order to avoid exceptions, periodic floating of the effluent over the surface of the filter must be prevented. Initially, the pump capacity that exceeded the filtration capacity of the infiltration tube was not properly selected at the monitoring site. During operation, not enough attention was paid to cleaning the infiltration tube and servicing the pump, leading to inefficient water flow trajectories and the incomplete flow of wastewater through the complete cross-section of the filter. However, even without addressing these shortcomings, the wetland has shown a significant potential to retain the suspended solids throughout its 8 years of service without compromising the efficiency.

Lower median absolute concentrations of the suspended solids were observed in the subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi in comparison to those observed in the subsurface flow wetland of the same monitoring site. An accident in 2016 led to leakage of the untreated wastewater into the central part of the wetland from a historic silage facility. The exact amount, time of entry or content was not detected, but increased concentrations of the nitrogen compounds, especially ammonium nitrogen, were detected at the discharge from March to September. Concentrations of suspended solids at the outlet from March to May exceeded the inlet values in all observation episodes. 26% higher average concentrations were observed at the outlet than at the inlet in 2018. Looking at the data this year, only 6 out of 21 sampling episodes had reduced volumes of suspended solids. This year, the agricultural activity was carried out on both sides of the wetland reservoir and during field cultivation.

Retention of the suspended solids in the surface flow constructed wetland in Mežacīruļi varies from year to year. In the first year of operation in 2014, the suspended solids were not retained, probably due to the role of vegetation in their containment. Vegetation contributes to the deposition of suspended solids, and during the early stages of operation of the constructed wetlands, when vegetation has not yet spread and grown, the retention of the suspended solids may not reveal their maximum potential. In addition, turbidity during the construction may affect the measurement results. Significant differences in the concentrations of the suspended solids were observed at the wetland inlet, showing around $60 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in 2017, 2018 and 2019. During the year of 2018, concentration of the suspended solids at the outlet was higher than at the inlet, hence it can be concluded that the suspended solids retained in previous monitoring years have accumulated in sediments and re-contamination has occurred from possible turbidity.

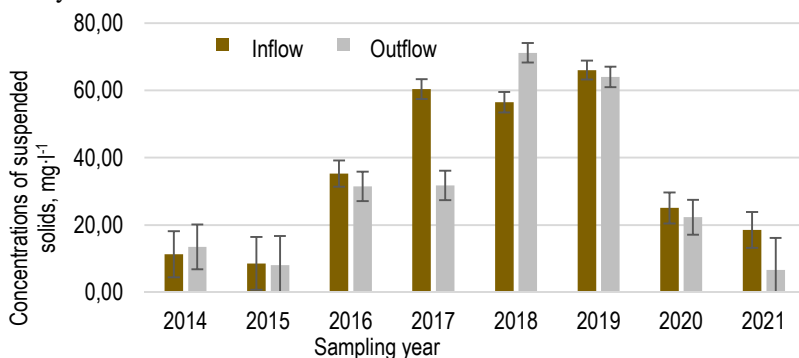


Fig. 3.4. Average concentrations of suspended substances and standard errors at the inflow and outflow from the surface flow constructed wetland in Mežacīruļi

Concentrations of suspended solids in the surface flow constructed wetland in Zante have not reached their average reduction in 2019 and 2021, but have reduced by 35% on average in 2020. A steep increase in suspended solids concentration at the outlet was detected in March 2020, which could be potentially related to the episodic inflow of the surface runoff into the central part of the wetland and can be considered as an operational error. Similar to the research sites in Mežaciruli, no significant impact of operation on the retention efficiency of the suspended solids was observed in Zante.

Analysis of changes in BOD₅ and COD in the subsurface flow wetland

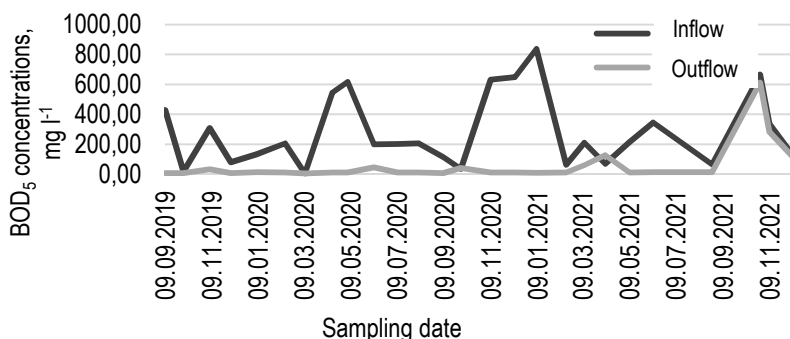


Fig. 3.5. **BOD₅ concentrations, mg·l⁻¹ at the inflow and outflow from the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli**

The subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli was designed and built for rainwater treatment. However, the monitoring found occasional visual signs of high content of the organic matter in the incoming wastewater.

The figure shows that in the observation period between 2019 and 2020 the subsurface flow constructed wetland in Mežaciruli very efficiently reduced pollution in each observation, reaching 87% and 80% reduction in BOD₅ and COD concentrations on average until December 2020. In the spring of 2021, there was a short period when the concentrations of BOD₅ and COD at the outlet exceeded the input indicators. From September 2021, the treatment efficiency of both indicators decreased to -12% on average. During this period, a number of operational errors were observed in the monitoring and were not rectified in time. The infiltration tube was not flushed, although the surface water was periodically found to be above the wetland filter. The wastewater was pumped through one pipe and spread next to the wetland outlet, not allowing the wastewater to filter through the filter section, but instead facilitating a rapid flow of virtually untreated wastewater to the outlet. This has resulted in a significant fall in the efficiency of decontamination during the mentioned operation period.

Table 3.2. Average concentrations of analyzed water quality parameters, average retention efficiency, median concentrations and pollution retention efficiency

Water quality parameter	Average concentration, mg·l ⁻¹		Median concentration, mg·l ⁻¹		Average retention efficiency *, %	Median retention efficiency *, %
	Inflow	Outflow	Inflow	Outflow		
BOD ₅	280.62	57.15	206.00	11.50	-67	-91
COD	441.54	110.93	315.50	42.45	-63	-83

*A positive efficiency indicator means an increase in water quality indicators at the outlet, while a negative efficiency indicator indicates a decrease in the concentration of the pollutant at the outlet.

Not only average parameters but also medians of the inlet and outlet concentrations and treatment efficiencies were used to assess wetland performance, taking into account different operating conditions and other influencing factors during the research period. Throughout the observation period, the treatment efficiency median for the reduction of BOD₅ and COD was -91% and 83%, respectively.

Discovered a relatively close ($R^2=0.7961$ and $R^2=0.8106$) relationship between BOD₅ and COD treatment efficiency and incoming wastewater concentration. Thus, it can be concluded that the higher the concentration of organic matter in the incoming wastewater, the more efficiently the wetland operates. On average, during the observation period, the observed removal efficiency of BOD₅ and COD was 67% and 63%, respectively, which is high enough according to criteria laid down by the Cabinet of Ministers for appropriate domestic wastewater treatment for plants with CE 200 - 2000 (Cabinet Regulation No. 34, 2002), and it can be assumed that this particular subsurface flow wetland has the potential to successfully remove higher concentrations of pollutants. However, no such conclusion can be drawn regarding the observed biogenic elements and suspended solids.

3.2. Seasonal dynamics of pollution changes

Seasonal air temperature fluctuations and meteorological conditions can significantly affect the efficiency of the artificial wetland and the quality of the outflowing water (Valkama et al. 1017). Reddy & Patrick (1984) write that temperatures below 15 °C show an adverse effect on the nitrification process. In the sites included in the research, the constructed wetlands generally continue to operate even in the cold weather of the year, when the air temperature is below 0 °C. The underground flow wetland in Mežaciruli has been operating satisfactorily during the 8-year observation period. Reeds that are not removed in autumn additionally protect from freezing. Removal of the mechanical impurities by sedimentation or filtration continues regardless of temperature,

unless the water is frozen. Biochemical processes take place inside the filter where the decomposition of organic matter and biological activity is sufficient to prevent the subsurface layers of the filter from freezing. Wastewater treatment continues under ice, too. To compensate for the slowdown in the wastewater treatment processes caused by low temperatures, the wetland area and the depth of the filter portion or water layer can be increased (General consideration, 1995).

The average air temperature at the nearest meteorological observation station between June 2014 and December 2020 was +8 °C, the minimum air temperature was -19.1 °C and the maximum was +26.3 °C. Distribution of the average observed air temperatures by months is shown in Figure 3.18, with January being the coldest and July being the hottest month of the year.

The statistical method for determining the Pearson correlation was used to find the statistical relationship between the treatment efficiency of various observed water quality indicators and air temperatures recorded at the meteorological station. The linear relationship between the reduction efficiency of water quality parameters and air temperature is very weak ($R^2 < 0.2$). Subsurface and surface flows in the wetlands of Mežaciruli and Zante did not statistically show a correlation between the observed average air temperatures on the sampling day and the efficiency of reducing the analysed water quality parameters. The numerically highest R^2 value of 0.48 was found in the surface flow wetland in Zante regarding the nitrate nitrogen reduction efficiency.

In search of a statistical relationship between the purification efficiency of various observed water quality indicators and the air temperatures recorded at the meteorological station, the statistical method for determining the Pearson correlation coefficient was used. The linear relationship between water quality parameter reduction efficiency and air temperature is very weak ($R^2 < 0.2$). No statistical correlation was found between the observed average air temperatures on the day of sample collection and the effectiveness of reducing the analyzed water quality indicators in the wetlands of Mežaciruli and Zante. Numerically, the highest R^2 value of 0.48 was determined for the effectiveness of nitrate nitrogen reduction in surface flow wetland Zante (Figure 3.20). Thus, it can be concluded that the air temperature, even in winter conditions, does not significantly affect the effectiveness of the wetland in terms of retention of phosphorus compounds and suspended substances. But the air temperature affects the reduction of nitrate nitrogen concentrations in the artificial wetland of the surface flow, because denitrification processes are slowed down at low air temperatures.

All the purification efficiencies of the observed parameters are divided by the months of sample collection in order to comprehensively observe seasonal changes. A higher proportion of ammonium nitrogen was observed in the artificial wetland of the underground flow, which also affects the changes in total nitrogen. Ammonium nitrogen and total nitrogen retention efficiency decreases from January to April, with total nitrogen reaching a 4% reduction in April and

ammonium nitrogen reaching 0%, or neutral, in May. Nitrate nitrogen during this period from March to May, on the contrary, showed the highest observed retention and transformation efficiency, on average 26, 46 and 58%. During this time, at relatively low air temperatures ranging from 2.3 – 12.4 °C on average and relatively high flow due to possible spring hail and snowmelt, the transformation of ammonium ions took place more slowly. From June to August, the observed air temperatures were the highest, on average 16.2 – 17.9 °C, and this is favorable for the transformation processes of nitrogen compounds, it can be assumed that the concentrations of ammonium nitrogen decreased because they were transformed into nitrates. Respectively, nitrate nitrogen concentrations increased from June to August due to active nitrification.

In both surface flow constructed wetlands, typical drain runoff from agricultural areas is treated, and already the incoming water is dominated by nitrate nitrogen, while the concentration of ammonium nitrogen is low. In wetland operation, more attention should also be paid to the efficiency of nitrate nitrogen and total nitrogen purification. A relatively direct effect of seasonality is visible, but contrary to expectations, the purification efficiency decreases in the warmest period of the year. It can be concluded that the activity of the bacteria is disturbed, preventing the denitrification process from taking place and the transformation of nitrate nitrogen is inhibited. The results indicate that in the months of March, April, May, July and August, nitrate and total nitrogen concentrations at the outlet were higher than at the inlet, respectively, the wetland has produced the opposite effect to the desired one. This may be due to incorrect management practices, where aquatic plants are not removed in autumn or spring, creating an additional source of nitrogen. Also, intensive agriculture on both banks of the wetland close to the slope creates a direct input of nitrate nitrogen into the middle part of the wetland, which is not controlled or accounted for.

The seasonality of retention of phosphorus compounds can be influenced mainly by changes in flow rate. The overall phosphorus removal efficiency of the underground flow artificial wetland was observed to be 46% on average throughout the period. The subsurface flow wetland shows a relationship with seasonality, reaching the highest total phosphorus removal efficiency of 94% and 92% on average in the summer months of July and August.

The lowest efficiency, with an increase in the concentration of phosphorus compounds at the outlet, was observed in October and December. It can be concluded that the seasonal effect of the complex can be observed in the underground flow wetland, where the wastewater treatment takes place in the filter layer, where the efficiency has increased in the summer months. Since no direct effect of temperature was found, vegetation could be an important factor in increasing retention of phosphorus compounds during the vegetation period.

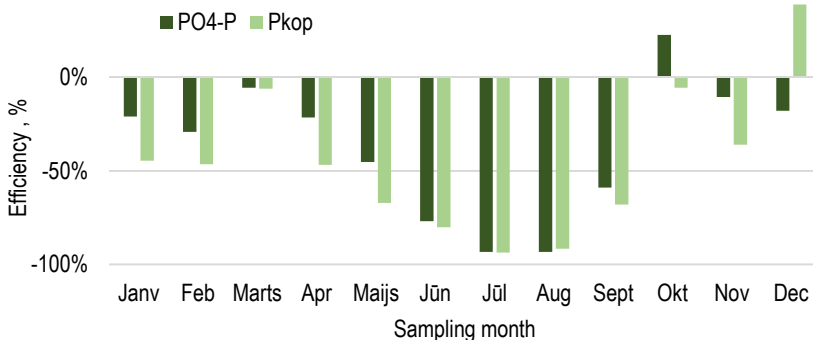


Fig. 3.6. Phosphorus compound purification efficiency during the monitoring period from 2014 to 2021 divided by month in the constructed wetland of Mežacīruļi

The efficiency of orthophosphate phosphorus and total phosphorus retention in the surface flow constructed wetland in Mežacīruļi was observed at +15% and +9%, respectively, which means that no removal of phosphorus compounds from the agricultural runoff was achieved on average, except for in October -58% and -65%, and efficient episodes in March, May, and June. No common or reciprocal trend in the phosphorus compounds retention for the surface flow constructed wetland in Mežacīruļi and Zante. Thus, the retention of phosphorus in the surface flow wetland has no seasonal effect.

Conclusions on changes in pollution according to the monitoring data in the constructed wetlands of various design in Latvia.

The subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi ensures stable and efficient treatment of BOD₅ and COD, keeping the aerobic environment at the inlet part because it reduces ammonium nitrogen concentrations, and the anoxic or anaerobic environment in the lower part of the filter at the outlet or the central part, because they also reduce nitrate nitrogen concentrations. The retention of phosphorus compounds is generally excellent, as there is apparently a favourable filter material for phosphorus uptake and vegetation has had a beneficial effect on the retention of phosphorus compounds, possibly by using some of the phosphorus compounds for their own growth. Air temperature does not have a significant impact on the effectiveness of reducing the water quality parameters, but seasonality has an impact due to variable flowrate and vegetation; nevertheless, this is not plain and needs to be assessed in a comprehensive way. Improper operation has a significant negative impact on the reduction of BOD₅ and COD.

Surface flow constructed wetlands at the research sites show unstable efficacy regarding pollutant retention. Vegetation that promotes bacteriological

activity and retention of the suspended solids could play an important role. As the main pollution retention and conversion activity takes place in the open water layer, the air temperature has had minor impact on the efficiency of the nitrate nitrogen retention in Zante, but in general no seasonal effects have been observed. The surface flow constructed wetlands offer various further benefits for the additional water quality improvement function, providing water resources for irrigation needs during the vegetation period when the water supply is low.

3.3. Application of the calculation model

The use of the calculation model is intended based on the measured output data of a specific object, depending on the type of wastewater to be treated. In order to validate the calculation model prepared as part of the study and thus justify the calculation methodology of constructed wetlands, three monitoring objects of constructed wetlands included in this study were used - two surface flow and one subsurface flow constructed wetland. The model is available online at <https://lauvas.area.lv/MM/>. The measurable output data for each of the research objects are entered into the model and the results about the most suitable constructed wetland construction and the recommended surface areas are obtained. The views of the model during data entry and when obtaining results are inserted into the work in the form of images. The obtained parameters are compared to the relevant constructive parameters in the research objects and are based on the research results.

The subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi collects rainwater from the farmyard area. In terms of volume, the amount of rainwater received corresponds to the choice of the calculation model "Rainwater runoff", but in terms of expected water quality it corresponds to the choice "Agricultural wastewater". The model includes an option that corresponds to the following cases. Select "Agricultural waste water" and then "Surface runoff from yard". In this choice, the model takes into account the volume of water formed according to the inflow regime of rainwater, and the quality of treated wastewater is assumed to be equivalent to the composition of typical domestic wastewater, judged by the preliminary content of nitrogen and phosphorus compounds, as well as by the possible amount of organic substances, based on BOD₅ and COD concentrations.

The subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi was initially designed only based on the expected volume of water, calculating the amount of rainwater.

Evaluating the results of the monitoring and the efficiency of the operation of the wetland in terms of improving the quality of water, it can be concluded that the right choice was made during the design of the monitoring object regarding the structure of the wetland, but the surface area was chosen smaller than it should be. These conclusions are embedded in the model

calculation demonstrated in Figure 3.28. The initial data entered into the model for design were obtained empirically, by making relevant measurements on the topographical plan, and they refer to the flow calculation. The model assumes water quality equivalent to that of typical domestic wastewater. The calculation model, based on the entered output data of the monitoring object, offers a result that, according to its design, matches the existing situation studied. The horizontal subsurface flow artificial wetland showed high efficiency in reducing BOD₅ and COD concentrations. In order to achieve the maximum desired purification efficiency in terms of retention of biogenic elements, it is recommended to choose a total area of the wetland with a surface area of 1696 m², which is 5 times larger than in the existing monitoring facility, calculating the total surface area of the reservoir and the filter. The result is based on the observed quality indicators of the incoming wastewater and the efficiency of treatment. The efficiency of cleaning nitrogen compounds in the research facility was observed with a 54% reduction throughout the observation period, which is insufficient or the maximum possible result of wastewater treatment was not obtained. With the area calculated in the model, it is expected that the wetland would not be flushed during rains, so that denitrification could proceed to its full potential. It can be concluded that the subsurface flow constructed wetland in Mežacīruuli was built with too small a total surface area. For its optimal operation, the existing one should be expanded or another subsurface flow constructed wetland should be built.

The surface flow constructed wetland in Mežacīruļi was designed according to the calculation suggested in the studies of other countries, based on the recommended ratio of the mirror surface area of the wetland to the total area of the catchment basin. In the case of drained agricultural areas, the calculation of the model is also based on the mentioned ratio, so the calculated result of the model coincides with the surface area of the wetland mirror built in the monitoring object. In all cases, surface flow constructed wetlands are offered as the optimal design choice for capturing runoff from agricultural areas. Although the maximum possible water quality was not achieved in the monitoring facility, the model confirms the correct selection of the surface area of the mirror. The effectiveness of the wetland at this site was adversely affected by too little vegetation coverage. The result of the study was negatively affected by the episodic and uncontrolled inflow of pollutants into the middle part of the wetland. Thus, in general, it can be concluded that the surface flow constructed wetland in Mežacīruuli has been built in an appropriate size, but additional planting of aquatic plants in the wetland bed would be necessary to improve the efficiency of the treatment.

The construction of the wetland proposed by the model – the surface flow constructed wetland corresponds to the selected monitoring object in Zante, but the area of the desired wetland is calculated in the model to be 11 – 27 ha, which

is almost 10 times more than the area of the existing wetland. Model calculations in the specific choice are based on the assumption that the area of the catchment basin is occupied by areas intensively used for agriculture. In Zante, a large part of the catchment area is occupied by forest areas, which theoretically indicates lower concentrations of biogenic elements in runoff. This is proven by the monitoring results, as the observed water quality at the inlet to the constructed wetland in Zante can be characterized as high. Since the observed concentrations of the mentioned indicators were relatively low already at the inlet, it can be concluded that the constructed wetland is not necessary for improving water quality in this object, and rather serves other purposes, for example, maintaining biological diversity in agricultural lands.

3.4. Economic and environmental assessment of constructed wetlands

The main benefit of this thesis is the methodology for the technical solutions and dimensioning of constructed wetlands, approved for Latvian climatic conditions. The calculation methodology was prepared based on empirical observations in the research objects and presented in the form of a calculation model, which is available to interested parties online. The results of this research are incorporated into the Rural Support Service's support measure 4.3 "Support for investments in the development of agricultural and forestry infrastructure in implementation", the purpose of which includes the development of agriculture, the maintenance of biological diversity and the increase of the competitiveness of agriculture as a sector. And accordingly, the results of the research for the mentioned support measure are incorporated in the regulations of the MK of the Republic of Latvia No. 776 "The procedure for awarding state and European Union support in the form of an open project tender in the measure "Investments in tangible assets" 2014-2020. during the transition period of the annual planning period in 2021 and 2022". These regulations incorporate criteria for the establishment of constructed wetlands to support "Climate change mitigation and adaptation, as well as environmental protection investments" as an investment in the efficient use of water resources and reduction of nutrient runoff (LR MK regulations No. 776, 2021). In addition, in the regulatory acts of Latvia (LR MK regulations No. 600, 2014) the constructed wetland is defined as an environmentally friendly element of the drainage system for reducing the pollution load caused by agricultural activity on open water reservoirs. The results of constructed wetlands built and operated for the mentioned purpose are reflected in this doctoral thesis. Based on the experience of other countries in the use of constructed wetlands, the demonstrated effectiveness of wetlands in terms of reducing the observed water quality parameters in the research objects, it was concluded that the constructed wetland under certain operational conditions can serve as an effective biological water treatment facility for reducing water pollution caused by economic activity in Latvia.

Evaluating the economic aspect, a comparison of the subsurface flow constructed wetland with the equivalent biological wastewater treatment method with activated sludge and aeration in terms of application and treatment process was made. Biological wastewater treatment facilities are widely used in Latvia for centralized and individual treatment of municipal and domestic wastewater. Activated sludge requires an intensive supply of air or oxygen to sustain life, provided by a compressor or oxygen pump. For comparison, domestic wastewater generated by a single-family residential house with a volume of $1 \text{ m}^3 \cdot \text{dnn}^{-1}$ was selected. Assuming that typical domestic wastewater (Regulations of the LR MK No. 34, 2002) has a BOD_5 parameter concentration in the range of $150 - 350 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ and contains around $60 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ organic matter, and the typical oxygen demand is $1.1 - 1.5 \text{ kg}$ of O_2 to oxidize 1 kg of BOD (EPA, 2000), then the mineralization process will use approximately $15 - 20 \text{ m}^3$ of air per cubic meter of wastewater. This means an electricity consumption of $0.264 - 0.352 \text{ kW}$ for each cubic meter of wastewater, depending on the power of the air compressor. An artificial wetland is an opportunity to biologically treat domestic wastewater without using electricity-consuming equipment, eliminating this cost item during operation.

When evaluating an constructed wetland from an environmental point of view, wetlands should be distinguished according to the initial quality of the wastewater to be treated, as this determines the choice of wetland construction. Constructed wetlands for the treatment of domestic, communal and polluted production wastewater, where the quality indicators of the inflowing wastewater exceed the emission limits in the environment, are designed hermetically, without leakage of untreated wastewater into the environment. The treatment process takes place inside the wetland and poses no direct pollution risks to the soil or groundwater.

The use of constructed wetlands for the capture and purification of surface and drain runoff serves as a barrier to retain biogenic elements and suspended substances before the natural water reservoir, thus reducing the pollution load on natural waters. The water purification process is based on natural processes and does not consume electricity and natural resources. A constructed wetland is an autonomous facility whose operation does not depend on external resources.

The area required for the wetland is relatively larger, especially compared to other types of wastewater treatment methods. Because natural processes are used to reduce the concentration of pollutants in wastewater in a wetland, it takes more time for bacteria to work than in intensified systems. This means a longer residence time of wastewater in the facility, so the volume and surface area of the constructed wetland is relatively larger than other types of biological wastewater treatment facilities.

In Latvia, constructed wetlands are still a little-known and innovative method of wastewater treatment. This study is an important contribution to the further use of constructed wetlands for the treatment of various types of

wastewater in Latvia. As a result of inappropriate construction and use of the area, the constructed wetland may not achieve the desired operational efficiency in terms of water quality, so correct calculation and construction selection are important.

In the world, constructed wetlands have been studied since the 1970s, and in the last 5-10 years, a rapid wave of technology improvement has been observed, where the interest in this method among various countries is growing significantly. Ways to recover nutrient resources and to include wastewater treatment in artificial wetlands in the cycle of the circular economy are intensively sought. The use of constructed wetlands for the treatment of highly polluted wastewater, as well as for environmental remediation, is being studied.

CONCLUSIONS

1. In other countries with the similar climatic conditions as in Latvia, constructed wetlands are used as the main biological wastewater treatment facilities or additional treatment facilities for the treatment of various wastewaters. Wetland performance in relation to different water quality indicators can be different and variable. The efficiency of water treatment depends on air temperature, water flow rate, hydraulic load rate, vegetation, operation and mutual combinations of the mentioned factors.
2. Technological schemes of subsurface and surface flow constructed wetlands are suitable for Latvian meteorological and operational conditions, which include the type and the quality indicators of wastewater, volume and inflow mode of the relevant wastewater to be treated.
3. Comparing the average concentrations before and after the subsurface flow constructed wetland in Mežacīruļi, a decrease in concentrations by 17%, 67% and 54% was observed for NO_3^- -N, NH_4^+ -N un N_{kop} indicators, respectively. The retention efficiency for average PO_4^- -P un P_{kop} concentrations was observed by 67% and 72%, respectively. SS concentrations decreased by an average of 62% throughout the observation period. BOD_5 and COD indicators were reduced by 67 and 63% respectively.
4. Surface flow constructed wetland in Mežacīruļi shows an average of 10%, 24% and 9% decrease in NO_3^- -N, NH_4^+ -N un N_{kop} concentrations, respectively. The wetland operated with 21% and 3% reduction efficiency for PO_4^- -P un P_{kop} concentrations. SS concentrations are retained by an average of 11%.
5. The surface flow constructed wetland in Zante does not affect NO_3^- -N un N_{kop} concentrations, but an increase in NH_4^+ -N concentrations by an average of 50% was found. The wetland functioned neutrally in terms of retention of phosphorus compounds. An average SS retention efficiency of 8% was observed.
6. One of the important factors influencing the improvement of water quality is the construction of the wetland. In general, the subsurface flow constructed wetland construction showed higher water purification efficiency for all indicators than the surface flow constructed wetland construction. Influent concentrations in constructed wetlands were variable at all study sites, and Pearson correlation analysis showed no statistically significant relationship between influent composition and pollutant reduction efficiency.
7. The operating time has not significantly affected the efficiency of the wetlands, but the management practices during operation have significantly reduced the reduction of BOD_5 and COD concentrations in the subsurface flow constructed wetland and retention of nitrogen compounds in the surface flow constructed wetland.

8. Air temperature has not significantly affected the efficiency of surface and subsurface flow constructed wetlands. Evaluating the operation of constructed wetlands seasonally and including the complex effects of various factors, including air temperature, the development of vegetation and the quality and quantity of inflowing water, the efficiency of purification of nitrogen and phosphorus compounds in the subsurface flow wetland decreased in the spring season, but in the surface flow constructed wetlands, a low retention efficiency of phosphorus compounds was found in the winter season.
9. Calculation methodology for the selection and dimensioning of the constructed wetland construction and surface area calculation formulas based on changes in water quality indicators at the inlet and outlet. The prepared calculation model for the treatment of various types and volumes of wastewater is available online in the form of an easy-to-use calculator.

IZMANTOTIE INFORMĀCIJAS AVOTI/ INFORMATION SOURCES

1. Berzina, L., & Sudars, R. (2010). Seasonal Characterization and Trends Study of Nutrient Concentrations in Surface Water from Catchments with Intensive Livestock Farming. *Scientific Journal of Riga Technical University, Environmental and Climate Technologies*. Volume 5, p 8–15.
2. Brown, D S., Kreissl J F., Gearhart R. A., & et al. (2000) *Manual, Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*, EPA/625/R-99/010, 166 p.
3. Crumpton W., Stenback G. (2020) *Annual Report on Performance of Iowa CREP Wetlands: Monitoring and Evaluation of Wetland Performance*. Iowa Department of Agriculture and Land Stewardship. 10 p.
4. EPA (1982) *Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater*. United States Environmental Protection Agency. 418 p.
5. EPA (2000) *Wastewater Technology Fact Sheet, Oxidation Ditches*. United States Environmental Protection Agency. 6 p.
6. ES ūdens direktīva (2000/60/EC, 2000) Direktīva 2000/60/EK – tiesiskais regulējums Kopienas rīcībai ūdens politikas jomā On 23 October 2000, the “Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy” or, for short, the EU Water Framework Directive (WFD)
7. European Commission (1991) Council Directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban wastewater treatment. *Official Journal of the European Communities*, No. L135, p. 40–52.
8. European Commission (1991) Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, No. L375, 1–8
9. European Commission (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, No. L327, p. 1–73.
10. Galanopoulos C., Lyberatos G. (2016) Dynamic modelling and design of free water surface constructed wetland systems. *Global NEST Journal*, Vol 18, No 2, 321-328.
11. General considerations. (1995) *A Handbook of Constructed Wetlands: Volume 1. A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region*. 53 p.
12. Gimenez-Maranges M., Pappalardo V, La Rosa D., Breuste J., Hof A. (2020). The transition to adaptive storm-water management: Learning from existing experiences in Italy and Southern France, *Sustainable Cities and Society*, Volume 55, 102061, ISSN 2210-6707, doi:10.1016/j.scs.2020.102061.
13. Grinberga L., Lagzdins A. (2017) Nutrient retention in surface flow constructed wetland in agricultural land in Latvia. *Proceedings of the 8th International Scientific Conference Rural Development 2017*, p 593-598.
14. Grinberga, L. (2020) *Water Quality Assurance with Constructed Wetlands in Latvia*. Springer Water, 2020, p. 87–103.

15. Grinberga, L., Lauva, D., Lagzdins, A. (2021) Treatment of Storm Water from Agricultural Catchment in Pilot Scale Constructed Wetland. *Environmental and Climate Technologies*, 2021, 25(1), p. 640–649. doi:10.2478/rtuct-2021-0048
16. Henrichs, M., Langergraber, G., & Uhl, M. (2007). Modelling of organic matter degradation in constructed wetlands for treatment of combined sewer overflow. *Science of The Total Environment*, 380(1-3), 196–209. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.11.044
17. Juston, J., & Kadlec, R. (2019). Data-driven modeling of phosphorus (P) dynamics in low-P stormwater wetlands. *Environmental Modelling & Software*. Volume 118, 226–240, doi:10.1016/j.envsoft.2019.05.002
18. Keddy P. A. (2010) *Wetland Ecology. Principles and conservation*. Cambridge university press, 497 p.
19. Kill, K., Grinberga, L., Koskiaho, J., Mander, U., Wahlroos, O., Lauva, D., Pärn, J., Kasak, K. (2022) The phosphorus removal performance of in-stream constructed wetlands treating agricultural runoff in temperate climate. *Journal of Ecological Engineering*, ECOLENG-D-22-00043.
20. Kusler, J., Christie, J. (2012) *Wetland Water Quality Standards for States*. Association of State Wetland Managers, 100 p. Available at: https://www.nawm.org/pdf_lib/wwq_standards_for_states.pdf (accessed on 15/10/2021)
21. Lagzdins, A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. (2012) Scale issues for assessment of nutrient leaching from agricultural land in Latvia. *Hydrology research* 43.4, 383–399.
22. Langergraber, G. (2007) Simulation of the treatment performance of outdoor subsurface flow constructed wetlands in temperate climates. *Science of the Total Environment* 380, 210–219.
23. LGIA - Latvian Geospatial Information Agency. (2017) Online map. Available at: <https://kartes.lgia.gov.lv/karte/>
24. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 327. (2015) Noteikumi par Latvijas būvnormatīvu LBN 223-15 “Kanalizācijas būves”, *Latvijas Vēstnesis*, 125.
25. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 34. (2002) Noteikumi par piesārņojošo vielu emisiju ūdenī. *Regulations Regarding Discharge of Polluting Substances into Water*. *Latvijas Vēstnesis*, 16.
26. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 776. (2021) Valsts un Eiropas Savienības atbalsta piešķiršanas kārtība atklātu projektu konkursa veidā pasākumā “Ieguldījumi materiālajos aktīvos” 2014.–2020. gada plānošanas perioda pārejas laikā 2021. un 2022. gadā. *Latvijas Vēstnesis*, 237.
27. LR Ministru kabineta noteikumi Nr. 600. (2014) Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam “Ieguldījumi materiālajos aktīvos”. *Latvijas Vēstnesis*, 215.
28. Mahmood, Q., Pervez, A., Zeb, B.S., Zaffar, H., Yaqoob, H., Waseem, M., Zahidullah, Afsheen, S. (2013) Review Article: Natural Treatment Systems as Sustainable Ecotechnologies for the Developing Countries. *BioMed Research International*, Volume 2013, Article ID 796373, 19 p. Doi:10.1155/2013/796373
29. Meyer, D., Chazarenc, F., Claveau-Mallet, D., Dittmer, U., Forquet, N., Molle, P., Morvannou, A., Pálffy, T., Petitjean, A., Rizzo, A., Campà, S.A., Scholz, M., Soric, M., Langergraber, G. (2015). Modelling constructed wetlands: Scopes and aims – a comparative review. *Ecological Engineering*, 80, 205–213.

doi:10.1016/j.ecoleng.2014.10.031

30. Nurmahomed, N., Ragen, A.K., Sheridan, C.M. (2022) Performance intensification of constructed wetland technology: a sustainable solution for treatment of high-strength industrial wastewater. *Water Science & Technology* Vol 85 No 6, 1765 doi: 10.2166/wst.2022.083
31. Python, Python Software Foundation. Available at: <https://www.python.org/> (accessed on 19/12/2021)
32. Reddy K. R., Patrick W. H. & Broadbent F. E. (1984) Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments, *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 13:4, 273-309, doi:10.1080/10643388409381709
33. Singh, A., Katoch, S. S., Bajpai, M., & Rawat, A. (2022). Constructed wetlands: A sustainable way of treating wastewater in cold climate - A review. *Pollution*, 8(2), 373-396. doi:10.22059/POLL.2021.324626.1103
34. The Ramsar Convention on Wetlands. (1971) Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Available at: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts-convention-on/main/ramsar/1-31-38%E20671_4000_0__ (accessed on 08/09/2020)
35. Valkama P., Mäkinen E., Ojala A., Vahtera H., Lahti K., Rantakokko K., Vasander H., Nikinma E., & Wahroos O. (2017). Seasonal variation in nutrient removal efficiency of a boreal wetland detected by high-frequency on-line monitoring. *Ecological Engineering* 98, 307–317.
36. Varga, D., Soto, M., Arias.C.A., Oirschot, D., Kilian, R., Pascual, A., Alvarez, J. (2017) Chapter 8: Constructed wetlands for industrial wastewater treatment and removal of nutrients. In *Technologies for the Treatment and Recovery of Nutrients from Industrial Wastewater*. IGI Global, 202-230 p. Doi:10.4018/978-1-5225-1037-6.ch008
37. Ventura, D., Barbagallo, S., Consoli, S., Ferrante, M., Milani, M., Licciardello, F., & Cirelli, G. L. (2019). On the performance of a pilot hybrid constructed wetland for stormwater recovery in Mediterranean climate. *Water Science and Technology*, 79(6), 1051–1059. doi:10.2166/wst.2019.103
38. Vymazal J., Brezinova T. (2015) The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International* 75, 11-20.
39. Vymazal, J., Sochacki, A., Fučík, P., Šereš, M., Kaplická, M., Hnátková, T., & Chen, Z. (2020). Constructed wetlands with subsurface flow for nitrogen removal from tile drainage. *Ecological Engineering*, 155, 105943. doi:10.1016/j.ecoleng.2020.105943
40. Vymazal, J., Zhao, Y., & Mander, Ů. (2021). Recent research challenges in constructed wetlands for wastewater treatment: A review. *Ecological Engineering*, 169, 106318. doi:10.1016/j.ecoleng.2021.106318
41. Walkowiak, D.K. (2008) *Isco Open Channel Flow Measurement Handbook*. Sixth Edition. Teledyne Isco. ISBN 0-9622757-3-5