



Latvijas
Lauksaimniecības
universitāte



Zemkopības ministrija

ATSKAITE

PAR ZINĀTNISKĀS IZPĒTES PROJEKTU

PĒTĪJUMA NOSAUKUMS: Meliorācijas ietekmes novērtēšana klimata pārmaiņu
(plūdu riska) mazināšanā (1. posma atskaite)

LĪGUMA NR.: S281 – 231115/S111

IZPILDĪTĀJI: Inga Grīnfelde

Laima Bērziņa

Kristīne Valujeva

PROJEKTA VADĪTĀJS:

Ainis Lagzdiņš

Jelgava 2016

Saturs

Saturs	2
1. Ievads.....	4
1.1. Lauksaimniecība, meliorācija un ūdeņu kvalitāte	4
1.2. Likumdošana un ūdeņu aizsardzība.....	6
1.3. Augu barības vielu zudumu samazināšanas pasākumi lauksaimniecības teritorijās	10
2. Videi draudzīgi meliorācijas sistēmu elementi.....	12
2.1. Sedimentācijas baseini (sedimentation ponds).....	12
2.2. Divpakāpju meliorācijas grāvji (two-stage ditches)	15
2.3. Akmeņu krāvumi (bottom dams).....	18
2.4. Meandrēšana (meandering)	26
2.5. Kontrolētā drenāža (controlled drainage).....	28
2.6. Mākslīgie mitrāji (constructed wetlands)	33
2.7. Bioreaktori (woodchip bioreactors).....	40
2.8. Piesātinātās buferjoslas (saturated buffers)	42
3. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ierīkošanas izmaksu aprēķins	44
3.1. Sedimentācijas baseinu ierīkošanas izmaksu aprēķins.....	44
3.2. Divpakāpju meliorācijas grāvju ierīkošanas izmaksu aprēķins	46
3.3. Akmeņu krāvumu ierīkošanas izmaksu aprēķins	46
3.4. Meandrēšanas izmaksu aprēķins	50
3.5. Kontrolētās drenāžas ierīkošanas izmaksu aprēķins.....	52
3.6. Mākslīgās mitrzemes ierīkošanas izmaksu aprēķins	52
4. Hidroloģiskā modeļa METQ pielietojums ikdienas caurplūdumu modelēšanā	53
4.1. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ darbības principi.....	53
4.2. Lauksaimniecības noteču monitoringa vietu apraksts	58
4.3. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ kalibrācijas un validācijas rezultāti pētītajos mazajos sateces baseinos	60
5. Latvijas ģeoklimatisko apstākļu raksturojums un klimata mainības tendenču izpēte	65

5.1. Vēsturisko meteoroloģisko apstākļu analīze	65
5.2. Mūsdienu meteoroloģisko apstākļu analīze.....	67
5.3. Klimata mainības analīze	69
6. Secinājumi	71
7. Izmantotās literatūras saraksts	73

1. Ievads

Nodaļā raksturota lauksaimniecības zemju apsaimniekošanas ietekme uz ūdeņu kvalitāti, minēti ar ūdeņu kvalitātes aizsardzību un videi draudzīgu meliorācijas sistēmu ierīkošanu saistītie normatīvie akti, raksturoti biežāk izmantotie pasākumi ūdeņu kvalitātes aizsardzībai lauksaimniecības teritorijās.

1.1. Lauksaimniecība, meliorācija un ūdeņu kvalitāte

No dabas resursu izmantošanas viedokļa lauksaimniecība ir viena no nozīmīgākajām tautsaimniecības nozarēm Latvijā, jo saskaņā ar Valsts zemes dienesta apkopoto informāciju lauksaimniecībā izmantojamā zeme aizņem 2 376 869.7 ha jeb 36.9% no Latvijas kopplatības (VZD, 2014). Lauksaimniecībai ir nozīmīga loma ne tikai pārtikas produktu un izejvielu ražošanā, atjaunojamās enerģijas ieguvē no biomasas, kā arī bioloģiskās daudzveidības un lauku ainavas uzturēšanā, bet arī augu barības vielu izskalošanās procesos. Intensīva lauksaimniecības zemju apsaimniekošana, plaša lauksaimniecības zemju nosusināšana, Latvijas klimatisko apstākļu kopums un dabā notiekošo ūdens un vielu aprites ciklu īpatnības sekmē slāpekļa un fosfora savienojumu izskalošanos no augsnes un nonākšanu virszemes ūdenstecēs, ūdenstilpnēs un hidroloģiskā tīkla beigu posmā arī Rīgas jūras līcī un Baltijas jūrā.

Piejūras klimats ar izteiktu mitruma pārpalikumu nosaka lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamību, vairākumā gadījumu intensīva zemju lauksaimnieciskā izmantošana bez nosusināšanas Latvijā nav iespējama (Šķiņķis, 1986). Ilggadīgie novērojumu dati liecina, ka Latvijā nokrišņu pārpalikums veido vidēji 250 mm noteces slāni gadā (Šķiņķis, 1986; Stålnacke et al., 2003; Zīverts, 2004). Augsnes nosusināšanai izmanto drenāžu (drenu sistēmas) un vaļējus grāvjus (Sauka, 1987; Turtola and Paajanen, 1995; Ritter and Shirmohammadi, 2001; Ahiablame et al., 2011). Lauksaimniecības zemju nosusināšanai ir gan pozitīvie, gan negatīvie aspekti.

Intensīva lauksaimniecības zemju nosusināšana nodrošina augsnes mitruma samazināšanu un gruntsūdens līmeņa pazemināšanu (Sauka, 1987; Ritter and Shirmohammadi, 2001), kā ietekmē pavasarī iespējama ātrāka augsnes mehānizēta apstrāde un kultūraugu sēja, savukārt, rudenī iespējama savlaicīga ražas novākšana. Ilgāks veģetācijas periods sekmē kultūraugu augšanu, kā arī nodrošina augstākas un stabilākas ražas (Sauka, 1987; Grazhdani et al., 1996; Oquist et al., 2007). Ar drenāžu regulējot mitruma režīmu tiek uzlabotas augsnes fizikālās un ķīmiskās īpašības. Labi attīstīta augu

sakņu sistēma uzirdina augsni, sakņu atliekām sadaloties, veidojas sakņu ejas, kuras sekmē mikroorganismu un augsnes faunas darbību (Sauka, 1987). Nosusināšanas rezultātā samazinās augsnes siltumietilpība un siltumvadītspēja, augsne ātrāk iesilst (Nikodemus et al., 2008). Nosusinātas augsnes dziļāk sasilst, kas veicina tās uzirdināšanu un struktūrdaļiņu veidošanos, uzlabojās augsnes ūdenscaurlaidība (Sauka, 1987). Drenāža veicina ūdens vertikālo kustību un samazina virszemes noteces un ūdens augsnes erozijas risku, tādējādi samazinot sedimentu un fosfora nonākšanu ūdenstecēs (Zucker and Brown, 1998; Gilliam et al., 1999).

Kā nozīmīgākais meliorācijas pasākumu negatīvais aspekts minams ūdenī viegli šķīstošo nitrātjonu izskalošanās no augsnes, ko sekmē salīdzinoši ātrā vertikālā ūdens kustība cauri augsnes profilam (Turtola and Paajanen, 1995; Grazhdani et al., 1996; Randall and Mulla, 2001; Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Oquist et al., 2007). Kultūraugu un augsnes mikroorganismu nepiesaistītie nitrātjoni no augsnes profila nonāk gruntsūdeņos, drenu sistēmu, vaļējo grāvju un upju notecēs un piesārņo tās (Bakhsh et al., 2006; Tiemeyer et al., 2006; Nikodemus et al., 2008; Ahiablame et al., 2011).

Slāpekļa un fosfora savienojumi no lauksaimniecībā izmantotajām teritorijām var tikt izskaloti divos savstarpēji saistītos noteces veidošanās procesos. Virszemes notece un drenu notece ir kopējās noteces komponentes, kas nodrošina mitruma pārpalikuma un augu barības elementu transportu no lauka uz vaļējiem grāvjiem un ūdenstecēm. Virszemes noteces veidojas izteikta reljefa apstākļos, kad lietusgāzu vai sniega kušanas ūdeņu pieplūdes intensitāte pārsniedz ūdens infiltrācijas ātrumu augsnē (Šķiņķis, 1986; Sharpley and Rekolainen, 1997). Virszemes notece veicina ūdens augsnes eroziju, kā rezultātā no lauksaimniecības zemēm tiek izskalotas augsnes un organiskās daļiņas un ar tām saistītie slāpekļa un fosfora savienojumi (Campbell and Edwards, 2001; Leinweber et al., 2002). Tādā veidā no lauksaimniecībā izmantotajām zemēm tiek izskaloti 60 – 90% fosfora (Pietilainen and Rekolainen, 1991; Sharpley et al., 1992; Catt et al., 1998). Pētījumu rezultāti liecina, ka ar virszemes noteci slāpekļa savienojumi izskalojās nenožīmīgā apjomā (Gilliam et al., 1999). Drenu notece veidojas ūdenim infiltrējoties cauri augsnes profilam, kā rezultātā drenu sistēmās nonāk liekais ūdens un slāpekļa un fosfora savienojumi. Atšķirībā no virszemes noteces, ar drenu noteci galvenokārt tiek izskalotas ūdenī šķīstošās, neorganiskās slāpekļa un fosfora formas, attiecīgi nitrātjoni un fosfātjoni. Tā kā nitrātjoni ir negatīvi lādēti, tie nesaistās ar augsnes un organiskajām daļiņām un ātri izskalojas no augsnes horizontiem, nonākot drenu notecē (Merrington et al., 2002; Nikodemus et al., 2008).

Lauksaimniecības zemju nosusināšana ir ietekmējusi dabisko hidroloģisko ciklu un ūdens pašattīrīšanās procesus. Pirms hidrotehniskās meliorācijas pasākumu ieviešanas pašattīrīšanās procesu norise bija ilgstošāka un līdz ar to arī efektīvāka. Tobrīd ūdens varēja ilgstoši filtrēties cauri augsnes profilam līdz sasniedza gruntsūdens horizontu un pēc laika arī tuvējo ūdensteci, uzkrāties dabiskajos purvos un mitrzemēs, kā arī lēni tecēt dabiskajos strautos un mazajās upītēs. Šobrīd, kad lielākā daļa lauksaimniecības teritoriju ir drenētas, liekais ūdens no laukiem tiek novadīts ātri. Tā rezultātā pastiprināti tiek izskaloti augu barības vielas un augsnes daļiņas, kas neattīrītā veidā nonāk virszemes ūdenstecēs un ūdenstilpnēs. Intensīva lauksaimnieciskā darbība, palielināta dažāda veida mēslojuma izkliede, nosusināšanas sistēmu funkcionalitātes uzlabojumi ir vēl vairāk veicinājuši augu barības vielu un sedimentu noplūdi.

Paaugstinātas augu barības elementu koncentrācijas ūdenī var izraisīt eitrofikāciju, kas izpaužas kā palielināta bioloģisko procesu intensitāte, kā rezultātā tiek veicināta aļģu un citu ūdensaugu attīstība, tādējādi pasliktinās ūdeņu kvalitāte un izmantošanas iespējas (HELCOM, 2009). Eitrofikācijas procesu ietekmē samazinās ūdeņu estētiskā vērtība un rekreācijas iespējas gan iekšējos ūdeņos, gan Baltijas jūrā, paaugstinātas primārās produkcijas sekas var izjaukt normālu ūdeņu ekosistēmu funkcionēšanu, piemēram, pārmērīga organiskās vielas veidošanās, palielināts skābekļa patēriņš ir cēlonis skābekļa trūkim ūdeņos, kas negatīvi ietekmē bentisko organismu un vērtīgo zivju dzīvesvides kvalitāti un vairošanās procesus (Stålnacke, 1996; HELCOM, 2005, HELCOM, 2006). Baltijas jūras eitrofikācijas statusa novērtējums liecina, ka, neskatoties uz valstu ieviestajiem piesārņojuma samazināšanas pasākumiem, gandrīz visa atklātā Baltijas jūras daļa ir eitrofikācijas procesu ietekmēta (HELCOM, 2014). Saskaņā ar Helsinku Komisijas jaunāko piesārņojuma slodzes apkopojumu Baltijas jūras reģiona valstīs lauksaimniecība ir lielākais izklidētā piesārņojuma ar slāpekļa un fosfora savienojumiem emisijas avots gan iekšējos ūdeņos, gan Baltijas jūrā. Cilvēka radītā izklidētā piesārņojuma slodžu sadalījumu pētījumu rezultāti liecina, ka ar upju noteci no lauksaimnieciskās darbības ietekmētajām teritorijām Baltijas jūrā nonāk 70-90% no slāpekļa un 60-80% no fosfora piesārņojuma slodzes (HELCOM, 2011).

1.2. Likumdošana un ūdeņu aizsardzība

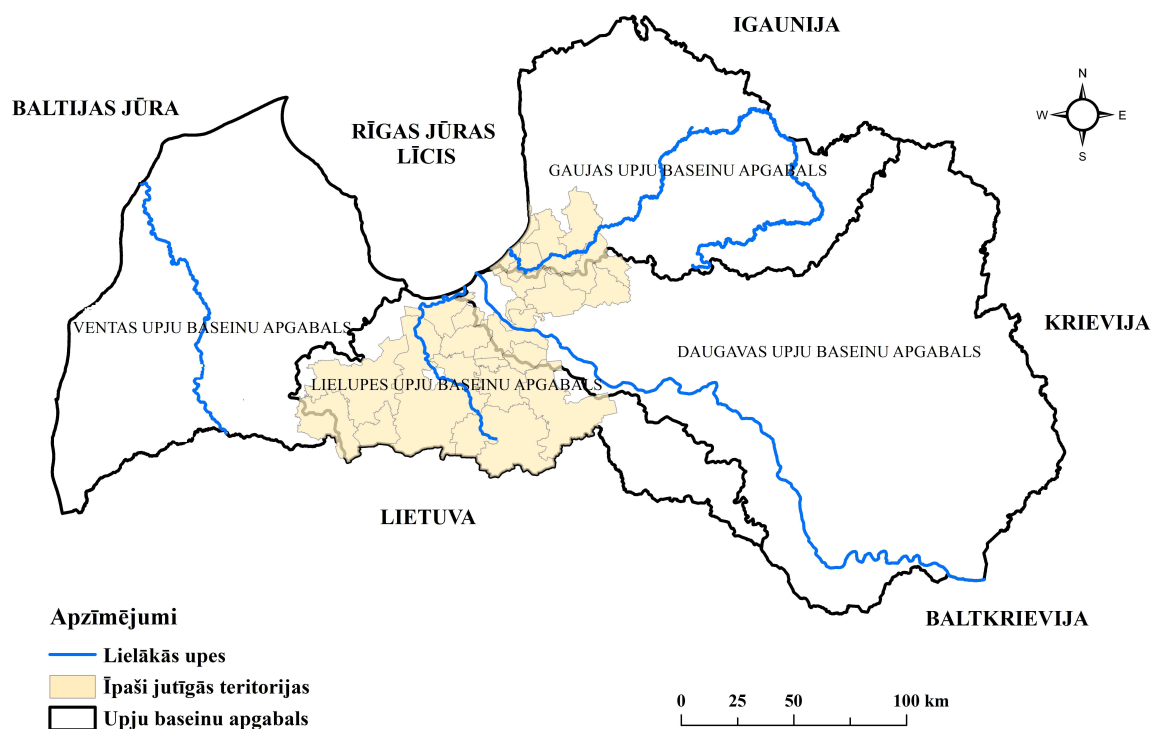
Ūdeņu kvalitātes aizsardzības un uzlabojumu nepieciešamību Latvijas ūdenstecēs nosaka virkne Helsinku Komisijas (HELCOM), Eiropas Savienības (ES) un Latvijas Republikas normatīvo aktu. HELCOM Baltijas jūras rīcības plāna ietvaros dalībvalstis ir

apņēmušās samazināt augu barības vielu noplūdi un līdz 2021. gadam atjaunot Baltijas jūrā labu ekoloģisko stāvokli (HELCOM, 2007). ES dalībvalstīm saistošas ir Nitrātu direktīvā (91/676/EEC, 1991) un Ūdeņu struktūrdirektīvā (2000/60/EC, 2000) iekļautās ūdeņu kvalitātes prasības. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ieviešanu reglamentē 2014. gada 30. septembra MK noteikumi Nr.600 “Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam ”Ieguldījumi materiālajos aktīvos” (Kārtība, kādā piešķir..., 2014).

Kopš 1994. gada Latvija ir apņēmusies izpildīt saistības, kuras nosaka Konvencija par Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzību, kas zināma arī kā Helsinku konvencija (Helsinki Convention, 2008). Lai sekmētu Baltijas jūras ekoloģisko atveseļošanu un ekoloģiskā līdzsvara saglabāšanu, cilvēku veselības, dzīvo resursu un jūras ekosistēmu aizsardzību, Baltijas jūra valstis un Eiropas Ekonomiskā Kopiena, konvencijas principu un saistību ietvaros, ir apņēmušās ar atbilstošiem likumdošanas un administratīviem līdzekļiem samazināt un novērst Baltijas jūras vides piesārņošanu (Helsinki Convention, 2008). Kopš konvencijas parakstīšanas augu barības elementu samazinājums ūdenstecēs un Baltijas jūrā galvenokārt sasniegts uzlabojot attīrīšanu lielākajos punktveida piesārņojuma avotos, tādos kā notekūdeņu attīrīšanas ietaises un ražošanas notekūdeņu izlaides. Turpmāka piesārņojuma samazināšana būs grūtāks un dārgāks process, jo uzmanība ir jāpievērš izkliedētajam (difūzajam) piesārņojumam ar augu barības elementiem, kas galvenokārt veidojas no lauksaimniecībā izmantotajām platībām (HELCOM, 2007).

ES Nitrātu direktīvas mērķis ir pasargāt virszemes un pazemes ūdeņus no lauksaimnieciskās darbības izraisītā piesārņojuma ar nitrātiem. Nitrātu direktīva un pakārtotie Latvijas likumdošanas akti prasa izpildīt ūdeņu monitoringa programmas un rīcības programmas piesārņotajās un piesārņojuma riskam pakļautajās jeb īpaši jutīgajās teritorijās. Kritēriji riskam pakļauto teritoriju noteikšanai ir augsta nitrātjonu koncentrācija virszemes un pazemes ūdeņos ($50 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3^-$ vai $11.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) vai iekšzemes un piekrastes ūdeņu eutrofikācija. Īpaši jutīgajās teritorijās lauksaimniecībai tiek noteikti obligāti ierobežojumi un prasības saistībā ar visa veida mēslojuma pielietošanas apjomiem un izklijes laikiem, organiskā mēslojuma uzglabāšanu un citu ūdens vides kvalitāti apdraudošu intensīvas lauksaimniecības praksi (91/676/EEC, 1991). Saskaņā ar MK noteikumiem Nr. 834 „Noteikumi par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem” nozīmīga daļa no Zemgales reģiona un Lielupes upju baseinu apgabala ietilpst īpaši jutīgās teritorijās (1. attēls). Uz šīm teritorijām attiecas paaugstinātas prasības ūdens un augsnes aizsardzībai no lauksaimnieciskās

darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem, piemēram, maksimāli pieļaujamās slāpekļa normas kultūraugiem, pieļaujamās kūtsmēsļu un slāpekli saturošu minerālmēsļu izkliedes termiņus, kūtsmēsļu un fermentācijas atlieku uzglabāšanas un lietošanas prasības (Noteikumi par ūdens..., 2014).



Avots: LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras ģeotelpiskie dati.

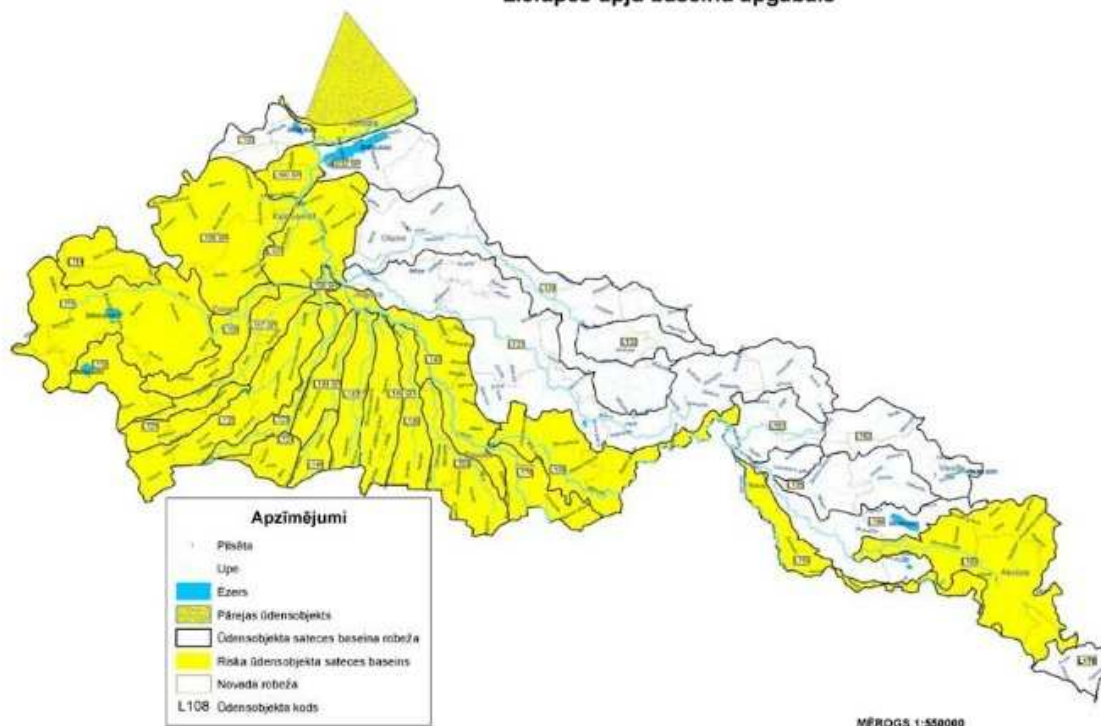
1. attēls. Īpaši jutīgās teritorijas un upju baseinu apgabali Latvijā.

Ūdeņu struktūrdirektīva ir ES tiesību akts, kura mērķis ir nodrošināt ūdeņu resursu, tai skaitā iekšējo virszemes ūdeņu, pārejas ūdeņu, piekrastes ūdeņu un gruntsūdeņu, integrētu aizsardzību un ilgtspējīgu apsaimniekošanu. Direktīva prasa sakārtot dalībvalstu ūdenssaimniecību atbilstoši ES prasībām. Ūdeņu struktūrdirektīva sniedz valsts un pašvaldību iestādēm likumdošanas pamatu ūdeņu kvalitātes saglabāšanai un uzlabošanai. Virszemes ūdensobjektos nepieciešams sasniegt labu ekoloģisko un ķīmisko kvalitāti, stipri pārveidotos ūdensobjektos jāpasniedz labs ekeoloģiskais potenciāls, kamēr pazemes ūdensobjektos jānodrošina labs kvantitatīvais stāvoklis un ķīmiskā kvalitāte. Saskaņā ar Ūdeņu struktūrdirektīvas prasībām izveidoti Daugavas, Lielupes, Ventas un Gaujas upju baseinu apgabali (1. attēls), noteikti priekšnoteikumi šo upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānu un pasākumu programmu izstrādei un tajos iekļaujamai informācijai, nodefinēts ūdeņu iedalījums tipos un ūdensobjektos, izstrādātas prasības

sasniedzamajiem vides kvalitātes mērķiem ūdensobjektos, upju baseina apgabala informācijas sistēmai izveidei un monitoringa sistēmas veidošanai, ekoloģiskajai klasifikācijai un ķīmiskās kvalitātes vērtēšanai, izmantojot piecas klases (augsta, laba, vidēja, slikta un ļoti slikta). Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānu un pasākumu programmu ieviešanai ir jāveicina ilgtspējīga un racionāla ūdeņu resursu izmantošana un jānodrošina to ilgtermiņa aizsardzība, jānovērš vai jāsamazina piesārņojošo vielu novadīšana ūdeņu ekosistēmās (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002).

Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ierīkošana ir viens no veidiem, kā samazināt augu barības vielu zudumus, kurus izraisa lauksaimnieciskās aktivitātes. Mērķtiecīgi ieviešot šos risinājumus lauksaimniecībā apsaimniekotajās platībās tiks samazināts telpiski izkļedētais (difūzais) piesārņojums tiešā tā veidošanās tuvumā, tādējādi uzlabojot ūdens kvalitāti visos turpmākajos hidrogrāfiskā tīkla posmos. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu izveidi finansiāli atbalsta Lauku atbalsta dienesta (LAD) apakšpasākums “Atbalsts ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā”, kura ietvaros kā atbalstāmā aktivitāte ir iekļauta meliorācijas sistēmu pārbūve un atjaunošana. Normatīvajos aktos par riska ūdensobjektiem noteiktajos riska ūdensobjektu sateces baseinos atbalstu par meliorācijas sistēmu pārbūvi un atjaunošanu saņem tikai par videi draudzīgu meliorācijas sistēmu izveidi. Riska ūdensobjektus sateces baseinos nosaka 2011. gada 31. maija MK Noteikumi Nr.418 “Noteikumi par riska ūdensobjektiem”. Lielupes upju baseinā nozīmīga daļa no virszemes ūdensobjektiem tiek klasificēti kā riskam pakļauti (2. attēls). Šajos virszemes ūdensobjektos pastāv risks nerasniegt Ūdens apsaimniekošanas likumā noteikto labu virszemes ūdeņu stāvokli minētajā likumā paredzētajā termiņā. Riskam pakļautie upju ūdensobjekti ievērojami pārklājas ar Latvijā noteiktajām īpaši jutīgajām teritorijām. Tādējādi ieviešot videi draudzīgus meliorācijas sistēmu elementus riskam pakļautajos ūdensobjektos tiktu pildītas gan Ūdeņu struktūrdirektīvas, gan Nitrātu direktīvas prasības.

Lielupes upju baseinu apgabals



Avots: 2011. gada 31. maija MK Noteikumu Nr.418 "Noteikumi par riska ūdensobjektiem" 6. pielikums.

2. attēls. Riskam pakļautie ūdensobjekti Lielupes upju baseinu apgabalā.

1.3. Augu barības vielu zudumu samazināšanas pasākumi lauksaimniecības teritorijās

Augu barības vielu zudumus no lauksaimniecībā izmantotajām teritorijām var samazināt izmantojot divu veidu pasākumus, kuru iedalījums ir atkarīgs no pasākuma īstenošanas vietas. Ņemot par pamatu pasākuma īstenošanas vietu izšķir laukā (in-field) un ārpus lauka (edge-of-field) ieviestos pasākumus. Baltic Compass projekta ietvaros noteikti pasākumi, kas Baltijas jūras reģiona valstīs efektīvi samazina slāpekļa un fosfora savienojumu zudumus no lauksaimniecības platībām un uzlabo ūdeņu kvalitāti (Pietrzak, 2012). Zemāk apkopota informācija par Baltic Compass projekta ietvaros pētītajiem pasākumiem, kā arī citviet pasaulē izmantotiem lauka (in-field) un ārpus lauka (edge-of-field) pasākumiem.

Laukā (in-field) ieviestie pasākumi:

- daudzgadīgo vai viengadīgo zālāju sēja aramzemēs;
- ar veģetāciju klāta aramzeme rudens un ziemas periodos, izvēloties starp ziemājiem kā pamatkultūru vai starpkultūru;
- augsnes apstrāde:
 - ✓ minimāla augsnes apstrāde un bezaršanas tehnoloģija;

- ✓ augsnes apstrādes laika izvēle - aršana pavasarī nevis rudenī;
- mēslošanas līdzekļu izkliede:
 - ✓ mēslojuma veida un izkļedes laika izvēle, atbilstoši augsnes analīzēm un kultūraugu izvēlei;
 - ✓ atbilstoša apjoma organiskā un minerālā mēslojuma izkliede;
 - ✓ augu barības vielu bilances aprēķini saimniecības / lauka līmenī;
 - ✓ novērsta minerālā un organiskā mēslojuma izkliede paaugstināta riska periodos;
 - ✓ samazināta fosforu saturoša mēslojuma izkliede laukos vai to daļās ar augstu fosfora saturu augsnē;
- uzlaboti organiskā un minerālā mēslojuma izkļedes tehnoloģiskie risinājumi;
- novērsta organiskā un minerālā mēslojuma izkliede paaugstināta riska teritorijās;
- optimāla augsnes pH nodrošināšana un uzlabota augsnes struktūra.

Ārpus lauka (edge-of-field) ieviestie pasākumi:

- Sedimentācijas baseini (sedimentation ponds);
- Divpakāpju meliorācijas grāvji (two-stage ditches);
- Akmeņu krāvumi (bottom dams);
- Meandrēšana (meandering);
- Kontrolētā drenāža (controlled drainage);
- Mākslīgie mitrāji (constructed wetlands);
- Bioreaktori (woodchip bioreactors);
- Piesātinātās buferjoslas (saturated buffers).

Dotā pētījuma turpinājumā apskatīta un analizēta tikai ārpus lauka (edge-of-field) ieviesto pasākumu ietekme uz ūdeņu kvalitatīvo un kvantitatīvo rādītāju izmaiņām notecē no lauksaimniecībā izmantotajām teritorijām, pastiprinātu uzmanību pievēršot noteces apjoma, slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņām. Ārpus lauka (edge-of-field) ieviestie pasākumi pēc būtības, funkcijām un inženiertehniskajiem risinājumiem var tikt uzskatīti par analogu Latvijas normatīvajos aktos minētajiem videi draudzīgiem meliorācijas sistēmu elementiem, līdz ar to turpmāk atskaitē tiks izmantots pēdējais no minētajiem terminiem. Kopumā vērtējot, visi videi draudzīgie meliorācijas sistēmu elementi nodrošina labvēlīgus apstākļus dabisko procesu norisei, kuru rezultātā tiek sekmēti ūdeņu pašattīrīšanas procesi. Nosusināšanas sistēmu ierīkošana lauksaimniecības produkcijas ražošanas vajadzībām ir izjaukusi dabisko ūdens aprites ciklu, samazinot ūdeņu pašattīrīšanās potenciālu.

2. Videi draudzīgi meliorācijas sistēmu elementi

Nodaļā identificēti un raksturoti videi draudzīgi meliorācijas sistēmu elementi, kuru izveide tiek finansiāli atbalstīta Lauku atbalsta dienesta apakšpasākuma “Atbalsts ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā” ietvaros, kā arī atsevišķi atbalsta pasākumā neiekļauti meliorācijas sistēmu elementi.

2.1. Sedimentācijas baseini (sedimentation ponds)

Saskaņā ar 2014. gada 30. septembra MK noteikumu Nr.600 “Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam ”Ieguldījumi materiālajos aktīvos” 12. pielikumu **sedimentācijas baseini** ir lauksaimniecības un meža zemes nosusināšanas sistēmu ūdensnoteku (ūdensteču, novadgrāvju) gultņu paplašinājumi un padziļinājumi ar ūdeni izskalojamo produktu sedimentācijai un bioloģiskai akumulācijai (nostādinātājbaseini), kur kā izmērāmie kritēriji tiek minēti:

- Pārtīrāmo novadgrāvju vai ūdensnotekas posma garumam jābūt vismaz 300 m;
- Izbūves vieta – pēc iespējas tuvāk ietecei dabiskā vai regulētā ūdenstecē vai ūdenstilpē;
- Sedimentācijas baseins jāizbūvē 30–50 m garā posmā, izveidojot 0.5–1.0 m padziļinājumu (lauksaimniecībā izmantojamu augsto sūnu purvā vai izstrādātā kūdras purvā 0.5–4 m);
- Sedimentācijas baseina dibena platums ir vismaz par 2 m platāks nekā pārtīrāmās ietekošās ūdensnotekas vai novadgrāvja dibena platums.

Sedimentācijas baseinus vēlams izbūvēt lauksaimniecības platībās, kurās ir novērojama pastiprināta ūdens augsnes erozija un noskalotā materiāla, t.sk., dažāda izmēra augsnes daļiņu un organiskās vielas, nonākšana tuvējās virszemes ūdenstecēs. Lai novērstu sedimentu transportu un negatīvo ietekmi tālākajos hidrogrāfiskā tīkla posmos, sedimentācijas baseinus vēlams ierīkot pēc iespējas tuvāk piesārņojuma veidošanās vietām.

Primāri sedimentācijas baseini paredzēti ūdens plūsmas ātruma samazināšanai ūdenstecē, kā rezultātā baseina platībā izgulsnējas ar ūdens plūsmu transportētie sedimenti un ar tiem saistītās augu barības vielas, galvenokārt fosfora savienojumi. Papildinot sedimentācijas baseinus ar seklūdens un veģetācijas zonām, iespējams panākt ne tikai ūdenī nešķīstošo sedimentu izgulsnēšanos, kas balstīta uz vienkāršiem fizikāliem principiem, bet arī ūdenī šķīstošo augu barības vielu samazinājumu. Palielinoties ūdens

uzturēšanās laikam sedimentācijas baseinā, sarežģītu ķīmisku un bioloģisku procesu ietvaros tiek samazināts ūdenī izšķīdušo slāpekļa un fosfora savienojumu daudzums, galvenokārt nitrāti un fosfāti. Kā nozīmīgākie šāda veida procesi tiek minēti mikroorganismu veiktā savienojumu sadalīšana, saistīšanās ar biofilmu (bioplēvi), ķīmiskās transformācijas un augu uzņemšana (Owenius and Nat, 2011).

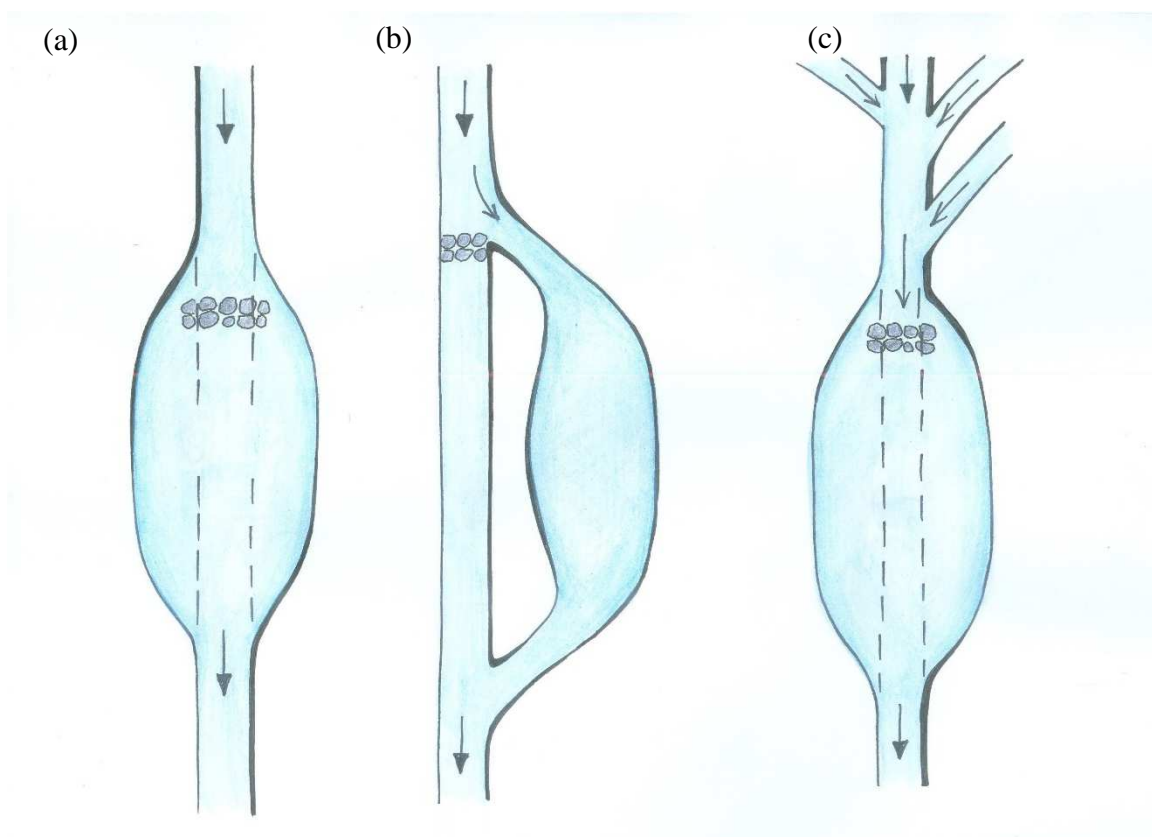
Lai sedimentācijas baseini spētu veikt sedimentu akumulācijas funkciju, ieteicams, ka sedimentācijas baseina spoguļvirsmas laukums būtu robežās no 0.1 līdz 0.5% no augštecē esošā sateces baseina platības. Ūdensteces sateces baseina platībai vēlams būt robežās no 20 līdz 100 ha. Lielāku ūdensteču sateces baseinu gadījumos ieteicams būvēt nevis vienu liela izmēra sedimentācijas baseinu, bet gan vairākus mazāka izmēra baseinus. Nosakot sedimentācijas baseina dimensijas, noteikti jāveic sateces baseinam raksturīgo hidroloģisko apstākļu analīze, t.sk., vidējo un maksimālo caurplūdumu aprēķini. Šajos aprēķinos jāievērtē sateces baseinā esošo zemes lietojuma veidu sadalījums, īpašu uzmanību pievēršot ūdenskrātuvju, dīķu, ezeru, meža un purvu platībām. Tāpat nepieciešamam topogrāfiskā uzmērīšana, kurā iekļautas esošo meliorācijas sistēmu izmaksas. Nekādā gadījumā nav pieļaujama esošo izteku appludināšana.

Tradicionālie sedimentu baseinu ierīkošanas veidi ir aizsprostu ierīkošana, ūdensnotekas gultnes paplašinājumu / padziļinājumu veidošana ūdensnotekā vai abu iepriekšminēto veidu kombinācija. Ja kādā no ūdensnotekas posmiem ir sastopami dabīgi pazeminājumi vai izteikts kritums, tad rekomendējama ir aizsprostu ierīkošana, kas ir vienkāršākais un izmaksu ziņā lētākais risinājums. Papildus ieguvums no aizsprostu veidošanas ir minimālā augsnes pārvietošana, kas samazina būvniecības procesā radīto augsnes izskalošanos. Ūdensnotekas gultnes paplašināšana vai padziļināšana vienmēr būs salīdzinoši dārgāks ierīkošanas veids, turklāt var radīt nogāžu erozijas vai zemāk esošo ūdens caurlaidīgo slāņu nonākšanu tiešā saskarē ar ūdeni, kas var sekmēt ātrāku ūdens infiltrāciju un augu barības elementu nonākšanu gruntsūdeņos.

Braskerud and Hauge (2008) pētījuma, kas veikts Norvēģijā un kurā novērtēti sedimentācijas baseinu ierīkošanas pozitīvie aspekti, secināts, ka šāda veida meliorācijas sistēmu elements spēj samazināt ūdenī esošo sedimentu daudzumu par 45% līdz 68% un kopēja fosfora daudzumu par 23% līdz 42%. Kopumā jāsecina, ka sedimentācijas baseinu ierīkošana un to ietekme uz ūdeņu kvalitāti un bioloģisko daudzveidību ir salīdzinoši maz pētīta un būtu nepieciešami detalizētāki pētījumi Latvijas apstākļos.

Sedimentācijas baseinu potenciālās ierīkošanas vietas ūdensnotekā shematiski parādītas 3. attēlā. Ierīkošanai piemērotākās vietas varētu būt esošo nosusināšanas sistēmu ūdensnoteku gultnes, kuras:

- atrodas dabīgos reljefa pazeminājumos un novērojami pārmitri apstākļi (a),
- periodiski pārplūst un pieguļošās teritorijas nav piemērotas kultūraugu audzēšanai (b);
- atrodas lielākas ūdensteces sākuma posmā (c).



Autors: Alise Trifane - LLU Vides un būvzinātņu fakultātes Vides un ūdenssaimniecības specialitātes 3. kursa studente.

3. attēls. Sedimentācijas baseinu potenciālās ierīkošanas vietas.

Potenciālie sedimentācijas baseinu ierīkošanas ieguvumi:

- Nodrošina sedimentu un augu barības vielu uztveršanu un uzglabāšanu;
- Potenciāla dzīvotne putniem un dzīvniekiem, it sevišķi, ja sedimentācijas baseina nogāzēs tiek nodrošināta veģetācijas attīstība;
- Samazināta ūdens plūsmas ātruma apstākļos tiek nodrošināta ūdens akumulācija;
- Samazinās plūdu risks turpmākajos hidrogrāfiskā tīkla posmos;
- Sedimentācijas baseini var tikt izmantoti, lai attīrītu ūdeni, kas novadīts no salīdzinoši plašām teritorijām.

Potenciālie limitējošie apstākļi:

- Sedimentācijas baseina atklātā ūdens virsma var piesaistīt lielu skaitu ūdensputnu, kas var palielināt augu barības vielu un koliformo baktēriju daudzumu ūdenī;
- Sedimentācijas baseina ierīkošana var radīt labvēlīgus apstākļus bebru populācijas skaitliskajam pieaugumam;
- Palielinātas noteces apstākļos iepriekš uzkrātie sedimenti var nonākt atkārtotā aprītē;
- Sezonāla aļģu attīstība var veicināt organiskās vielas un augu barības vielu palielinājumu ūdenī;
- Atkarībā no sedimentu pieplūdes ātruma un sedimentācijas baseina dimensijām nepieciešama regulāra akumulētā materiāla tīrīšana, kas saistīta ar finansiāliem ieguldījumiem.

2.2. Divpakāpju meliorācijas grāvji (two-stage ditches)

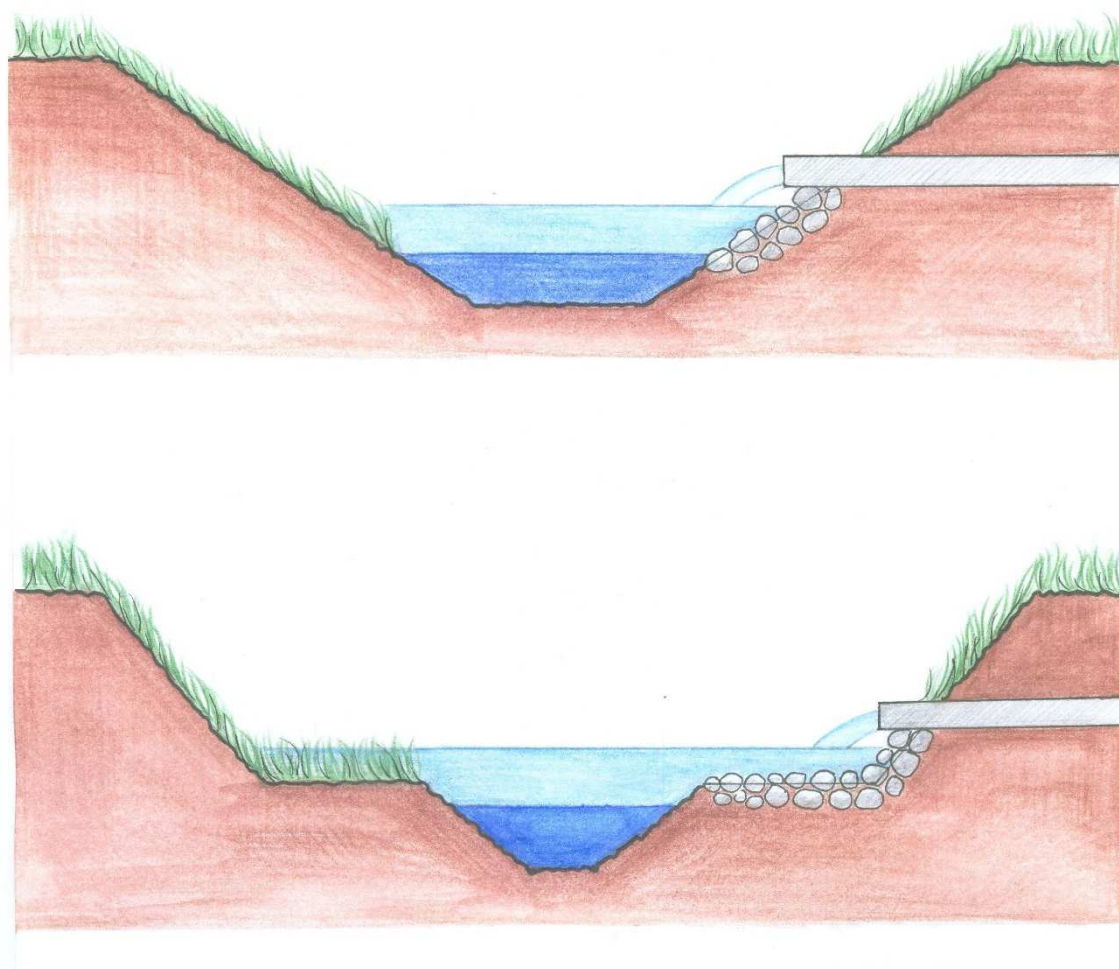
Divpakāpju meliorācijas grāvji ir divpakāpju salikts ūdensnotekas gultnes šķērsprofils, veidojot vai saglabājot izveidojušās mākslīgās palienes ar nostiprinājumiem vai bez tiem. Videi draudzīgā meliorācijas sistēmu elementa izmērāmie kritēriji:

- Saliktā šķērsprofila plaukta platums – ne mazāks par 1.0 m;
- Divpakāpju saliktu šķērsprofilu posmu kopējais garums projektā – ne mazāk kā 10% no atjaunojamās (pārbūvējamās) ūdensnotekas vai novadgrāvja garuma.

Divpakāpju grāvji ir meliorācijas sistēmu elementi, kas nodrošina ne tikai lauksaimniecības aktivitātēm optimālus mitruma apstākļus un veicina lauksaimnieciskās produkcijas ražošanu, bet arī uzlabo vides apstākļus. Divpakāpju grāvji samazina augu barības vielu zudumus, veicina sedimentu uzkrāšanos un mazina nogāžu eroziju ūdensnotekās, tādā veidā tiek samazināta nepieciešamība pēc ūdensnoteku uzturēšanas darbiem. Šāda veida grāvji samazina gultnē izgulsnēto sedimentu daudzumu un izšķīdušā skābekļa svārstības, nodrošinot piemērotu dzīvotni mikroorganismiem un sīkbūtnēm, vienlaikus nodrošinot nepieciešamo nosusināšanas efektivitāti (USEPA, 2015).

Tradicionāli ūdensnoteku gultnes lauksaimniecības teritorijās (novadgrāvji, kontūrgrāvji un nosusināšanas grāvji) tiek projektētas trapecveida formā, savukārt divpakāpju grāvji piedāvā alternatīvu ūdensnotekas gultnes šķērsprofila formu. Divpakāpju grāvim tiek veidota palienes daļa, kuru dēvē par pakāpi. Šī pakāpe nodrošina ūdens izkliedi un ūdens plūsmas ātruma (enerģijas) samazināšanos palu un plūdu apstākļos. Ūdens kustību ūdensnotekā nosaka ūdens plūsmas ātrums un aktīvais šķērsgriezums. Divpakāpju grāvja izbūves gadījumā tiek palielināts šķērsgriezuma laukums, kurā var izkļiedties ūdens, tādējādi šāda veida ūdensnotekas var novadīt lielāku ūdens apjomu nekā

tradicionālās trapecveida formas ūdensnotekas. Palielinātas noteces gadījumos tiek samazināts pieguļošo teritoriju applūšanas risks un pasargātas drenu iztekas no applūšanas un izskalošanās (USEPA, 2015). Divpakāpju grāvji samazina ūdens plūsmas ātrumu, kas palielina nogāžu noturību pret izskalošanos, kā rezultātā samazinās ar grāvja uzturēšanu saistītās izmaksas. Divpakāpju grāvju koncepcija izstrādāta par pamatu ņemot pētījumus dabiskajās ūdenstecēs, kurās novērojama stabila nogāžu struktūra un efektīva ūdens novadīšana. Trapecveida un divpakāpju grāvju salīdzinājumu un šķērsprofila atšķirības ir apskatāmas 4. attēlā.

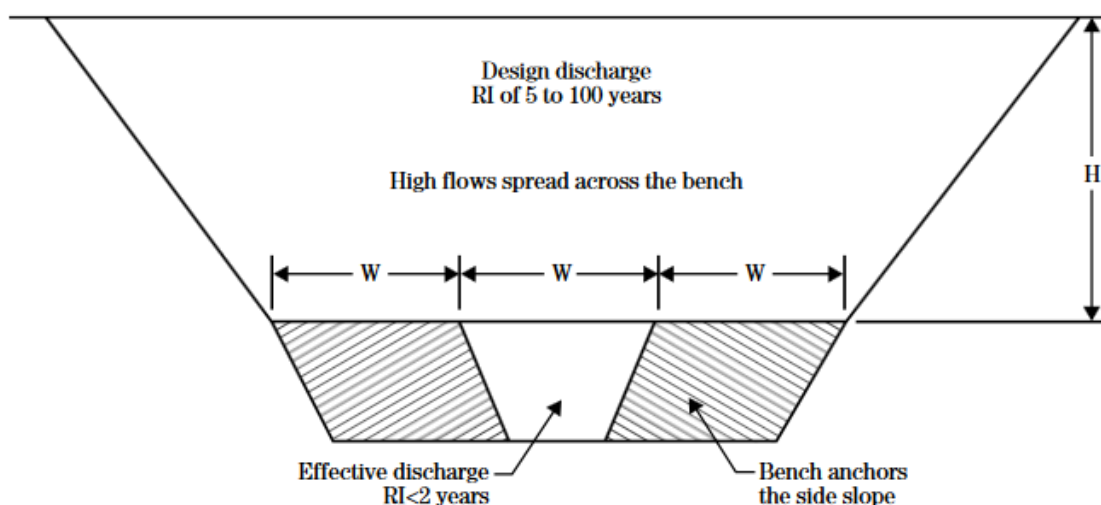


Autors: Alise Trifane - LLU Vides un būvzinātņu fakultātes Vides un ūdenssaimniecības specialitātes 3. kursa studente.

4. attēls. Trapecveida un divpakāpju grāvju salīdzinājums dažādu ūdens līmeņu gadījumos.

Divpakāpju grāvju šķēsgriezums ir veidots, lai ūdens tecēšanas režīms tuvotos dabisku ūdensteču režīmam. Projektējot divpakāpju grāvju dimensijas, palienu izmēru noteikšanai jāaprēķina caurplūduma pārsniegšanas varbūtība 5 līdz 100 gados, savukārt

pamatgultnei pārsniegšanas varbūtība 2 gados. Palienes terasei vēlams būt tikpat platai kā noteiktais pamatgultnes platums (5. attēls). Lai pasargātu pakāpi un krastu nogāzi no izskalošanās, tās tiek stiprinātas ar vienlaidu vēlēnojumu (USDA, 2007).



Avots: United States Department of Agriculture (USDA) (2007) Two-stage Channel Design. United States Department of Agriculture, Part 654 Stream Restoration Design National Engineering Handbook.

4. attēls. Projektētā divpakāpju grāvja dimensiju noteikšanas pamatprincipi.

Daļēji atjaunojot dabiskos apstākļus ūdenstece tuvumā, divpakāpju meliorācijas grāvji ir nozīmīgi arī no ekoloģiskā viedokļa, jo nodrošina daudzveidīgu dzīves vidi mikroorganismiem, dzīvniekiem un putniem. Dabiskā apauguma apstākļos tiek uzlabotas putnu un dzīvnieku migrācijas iespējas.

Pētījumu rezultāti liecina, ka divpakāpju grāvji samazina fosfora noplūdi par 15% līdz 82%, kā arī samazina ūdens duļķainību par 15% līdz 82%. Appludināšanas laikā palienēs novērots slāpekļa daudzuma samazinājums 3 līdz 24 reizes saistībā ar palielinātu bioaktīvo virsmu, kurai ir raksturīga palielināta denitrifikācijas procesu norise (Mahl et al., 2015).

Potenciālie divpakāpju grāvju ierīkošanas ieguvumi:

- Uzlabojās ūdens novadīšanas funkcija;
- Palielinās ekoloģiskā nozīmība;
- Samazinās nogāžu izskalošanās un tuvumā esošo platību applūšanas risks palielinātu caurplūdumu gadījumā;
- Samazinās sedimentu un augu barības vielu daudzums ūdenī;
- Samazinās apsaimniekošanas izdevumi.

Potenciālie limitējošie apstākļi:

- Vairākumā gadījumu divpakāpju grāvji ir platāki nekā tradicionālās trapeceveida formas ūdensnotekas, kas var samazināt apstrādājamo lauksaimniecības zemju platību.

2.3. Akmeņu krāvumi (bottom dams)

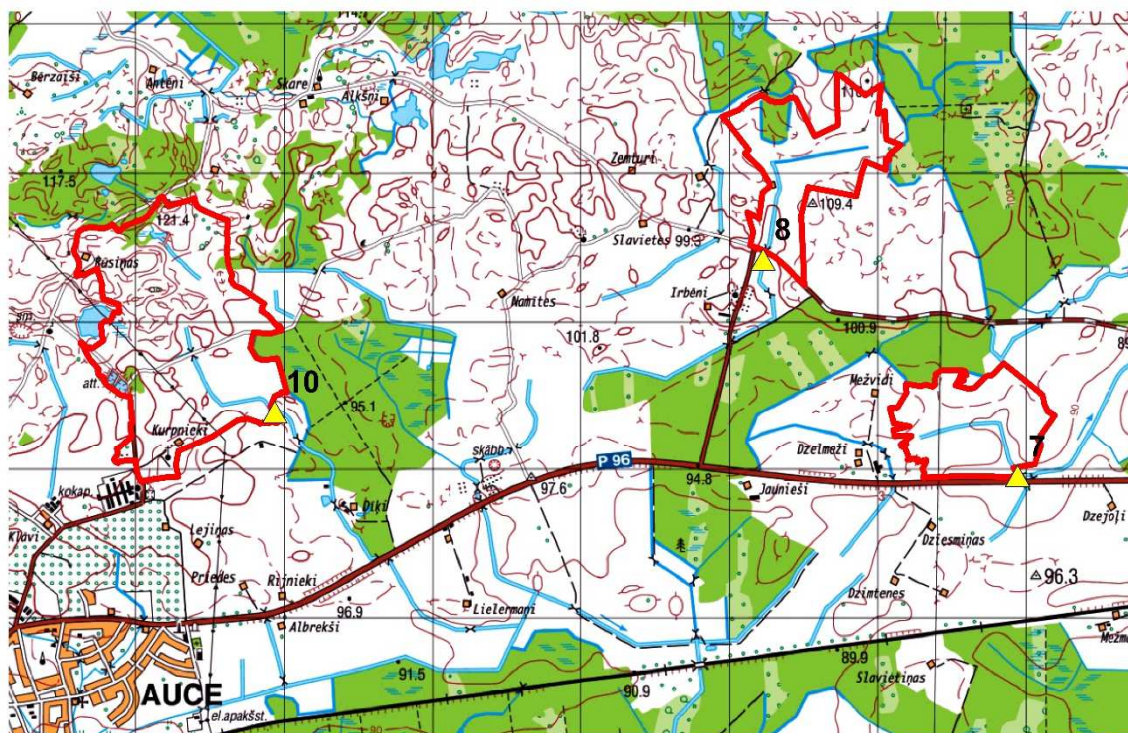
Akmeņu krāvumi – projektējot atjaunojamas vai pārbūvējamas ūdensnotekas vai novadgrāvja trasi, garenslīpumu un šķērsprofilu, gultnē atstāj lielos akmeņus vai veido akmeņu krāvuma krācītes, kur kā izmērāmie kritēriji minēti:

- Gultnē atstājamo akmeņu diametrs – ne mazāks par 30 cm;
- Akmeņu krāvuma tilpums – ne mazāks par 1 m³ ar akmeņu diametru, kas nav mazāks par 0.2 m;
- Akmeņu krāvuma augstums nepārsniedz vasaras vidējo ūdens līmeni (Kārtība, kādā piešķir..., 2014).



Pēc būtības akmeņu krāvumi veido līdzīgus apstākļus kā sedimentācijas baseini un mākslīgās mitrzemes, jo iespēju robežās tiek uzstādīnāts ūdens līmenis, kas samazina ūdens plūsmas ātrumu uzpludinātajā platībā un sekmē sedimentu izgulsnēšanos un mitrzemēm raksturīgos augu barības vielu attīrīšanas procesus. Akmeņu krāvumi ir viens no videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementiem, kas ir ierīkots Latvijas apstākļos un pētīta to ietekme uz ūdeņu kvalitātīvajiem rādītājiem.

Sadarbojoties Latvijas Dabas fondam, biedrībai “Zemnieku Saeima” un Latvijas Lauksaimniecības universitātei 2013. gadā zinātniskās izpētes nolūkos tika izveidoti vairāki akmeņu krāvumi. Pētījuma vieta atrodas ziemeļu, ziemeļaustrumu virzienā no Auces pilsētas, SIA Latvijas Lauksaimniecības Universitātes mācību un pētījumu saimniecības „Vecauce” (MPS „Vecauce”) un atsevišķu citu zemnieku apsaimniekotajās lauksaimniecības zemēs. Pētījums tika realizēts trīs laika posmos. Pirmajā posmā no 14.07.2013 līdz 01.11.2013 tika izbūvēti pētījuma objekti un novērtēta 12 akmeņu krāvumu ietekme uz ūdeņu kvalitāti raksturojošajiem parametriem. Pieci no minētajiem pētījuma objektiem tika likvidēti, jo to atrašanās vieta neatbilda uzstādītajām inženiertehniskajām un pētījuma prasībām. Otrajā posmā no 06.03.2014 līdz 11.11.2014 tika veikta 7 akmeņu krāvumu funkcionalitātes un augu barības elementu samazināšanas efektivitātes novērtējums. Trešais posms sākās uzreiz pēc otrā posma un turpinās joprojām. Šajā posmā tiek turpināta ūdens paraugu ievākšana 3 pētījuma objektos. Lai iegūtu pēc iespējas korektākus pētījuma rezultātus, šīs atskaites sagatavošanā tika izmantotas datu

rindas, kas iegūtas 3 akmeņu krāvumos, kuros pētījums veikts visos laika posmos. Akmeņu krāvumu atrašanās vietas un to sateces baseini attēloti 5. attēlā.



Apzīmējumi

-  Akmeņu krāvums
-  Sateces baseins

0 0.5 1 2 km



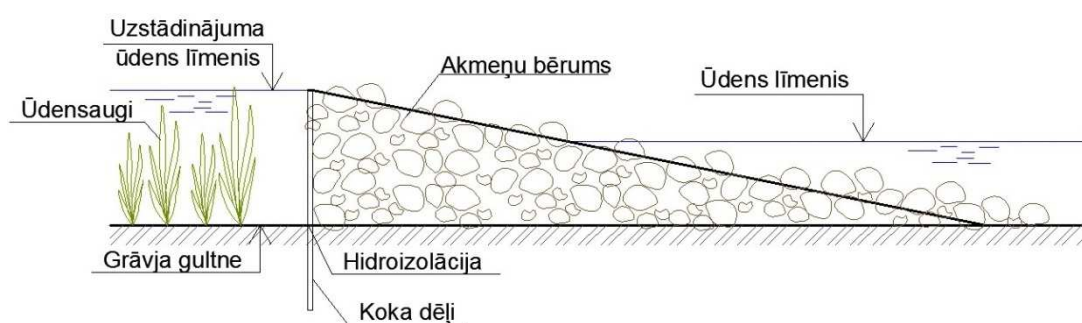
Avots: LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras un karšu izdevniecības „Jāņa sēta” ģeotelpiskie dati.

5. attēls. Akmeņu krāvumu atrašanās vietas un sateces baseinu robežas.

Akmeņu krāvumi pilda ūdens līmeņa regulēšanas funkciju un nodrošina noteiktu ūdens līmeņa uzstādīšanu ūdensnotekā. Pētījuma vietā akmeņu krāvumi tika izvietoti vaļējos grāvjos, kuros tiek novadīta virszemes un drenāžas notece no lauksaimniecības platībām. Šāda meliorācijas sistēmu elementa izbūve un ekspluatācija prasa nelielu finansiālu un darbaspēka ieguldījumu, jo iespējams izmantot tuvumā pieejamos materiālus. Turklāt nav nepieciešams īpaši apmācīts un kvalificēts personāls būvniecībai un ekspluatācijai. Akmeņu krāvumus vēlams veidot vietās, kur ir grūti nosusināmas vai dabīgi mitras ieplakas. Šādos apstākļos ūdens uzstādījumā patstāvīgi būs ūdens, tajā dabīgi uzkrāsies virszemes notece un labvēlīga reljefa apstākļos samazināsies ierīkošanas izmaksas. Ūdens līmenis uzpludinātājā platībā būs atkarīgs no gruntsūdens līmeņa un ūdens pieteces no meliorācijas sistēmām. Lai novērstu drenu sistēmu un kolektoru izteku appludināšanu, ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņu un uzpludinātās platības projektēšanas

fāzē ir svarīgi apzināt un ņemt vērā esošo nosusināšanas sistēmu izteku augstuma atzīmes. Tā kā pavasara palu un plūdu periodos pastāv nogāzes izskalošanās risks, noteikti nepieciešama atbilstoša nogāzes un sliekšņa stiprināšana. Ieteicams akmens krāvumus ūdensnotekas nogāzē veidot līdz aprēķinātajam maksimālajam ūdens līmenim.

Dotajās pētījuma vietās vairākumā gadījumu akmeņu krāvumu un ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņu izveidei tika izmantotas koka konstrukcijas, kas pārklātas ar hidroizolācijas materiālu. Lejasbjefa nostiprināšanai un ūdens radītā spiediena noturēšanai tika izmantoti koka balsti kombinācijā ar akmeņu krāvumu (6. attēls). Šādi sliekšņi tikai ierīkoti visos trijos šajā atskaitē analizētajos akmeņu krāvumos.

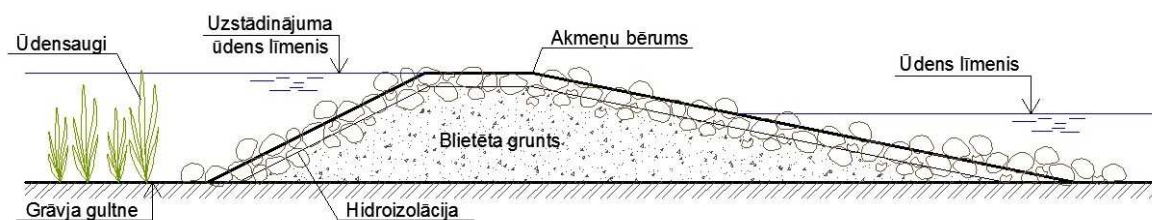


Avots: Sliekšņa shematiskais attēls Linda Grinberga. Foto: Ainis Lagzdīņš.

6. attēls. Ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņa shematisks un fotogrāfisks attēlojums.

Alternatīvas konstrukcijas ūdens līmeņa regulēšanas sliekšnis tika izveidots vienā no divpadsmit pētījuma objektiem. Tajā ūdens līmeņa uzstādīnājums tiek nodrošināts

izmantojot tikai akmeņu krāvumu, kuram apakšējā daļa klāta ar hidroizolācijas materiālu (7. attēls). Rezultāti, kas apkopoti par šo akmeņu krāvumu, šajā atskaitē nav iekļauti.



Avots: Sliedņa shematiskais attēls Linda Grinberga. Foto: Ainis Lagzdiņš.

7. attēls. Akmeņu krāvuma shematisks un fotogrāfisks attēlojums.

Pētījumā ietverto ūdensnoteku sateces baseini noteikti digitalizējot Valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” meliorācijas digitālā kadastra informāciju. Meliorācijas digitālais kadastrs ietver ģeotelpisko informāciju par drenām, kolektoriem, novadgrāvjiem (līnijveida slāņi), drenu sistēmām, ūdens rezervuāriem (laukumveida slānis), drenu sistēmu un kolektoru savienojuma vietām, caurtekām (punktveida slānis). Par katru no minētajiem ģeogrāfiskajiem objektiem atribūtu tabulā ir apkopota paskaidrojoša informācija. Piemēram, drenu kolektoru līnijveida slānim pieejama informācija par to izbūves kārtu, tipu, diametru, sateces baseina kodu un garumu. Lai pilnvērtīgi izprastu augu barības vielu koncentrāciju mainību ūdenstecēs un novērtētu

akmeņu krāvumu izveidošanas efektivitāti, ir nepieciešams analizēt pieejamo informāciju par pētāmo ūdensteču sateces baseiniem un tiem raksturīgajiem virsmas apstākļiem, kā arī informāciju par uzpludinātās platības spoguļvirsmas un sateces baseina platību attiecību.

Informācija par ūdnesnoteku sateces baseinu platībām, zemes lietošanas veidiem un uzpludinātās platības spoguļvirsmas/sateces baseinu platību attiecību ir apkopota 1. tabulā.

1. tabula

Pētīto sateces baseinu raksturojums

Akmens krāvums Nr.	Sateces baseina platība, ha*	Lauksaimniecībā izmantotā zeme, %	Meži, %	Spoguļvirsmas / sateces baseina platības attiecība, %
7	60.0	98.6	1.4	0.059
8	68.2	89.8	10.2	0.021
10	162.0	93.6	6.4	0.039

* Informācija iegūta digitalizējot Valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” meliorācijas digitālā kadastra informāciju

Lauksaimniecības zemju un mežiem klāto platību īpatsvars sateces baseinos aprēķināts, izmantojot ģeogrāfiskās informācijas sistēmu programmatūras ArcGIS sniegtās iespējas. Lauksaimniecībā izmantoto zemju kopplatības aprēķins balstīts uz pieņēmumu, ka visas drenētās platības tiek izmantotas lauksaimniecības vajadzībām. Attiecīgi mežiem klātās platības aprēķinātas no sateces baseina kopējās platības atņemot lauksaimniecības zemju platību sateces baseinā.

Sateces baseina kopējā platība ietekmē pieplūstošā ūdens daudzumu, kas kombinācijā ar uzpludinājuma platību, tilpumu, veģetāciju nosaka ūdens uzturēšanās laiku. Ilgāka ūdens uzturēšanās sekmē augu barības vielu samazinājumu ūdenī (Koskiaho et al. 2003). Vairākos pētījumos Norvēģijā noteikts, ka lauksaimniecības zemju īpatsvars ūdenstece sateces baseina teritorijā ietekmē slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijas un noplūdes. Palielinoties lauksaimniecības zemju īpatsvaram sateces baseinā, palielinās arī augu barības vielu zudumi (Bechmann and Stålnacke, 2005; Bechmann, 2014). Apskatot detalizētāk, īpaši izteikta ir slāpekļa savienojumu noplūdes pozitīvā saistība ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā. Par to liecina pētījumi Igaunijā (Iital et al., 2005), Zviedrijā (Kyllmar et al., 2006) un Latvijā (Jansons et al., 2003; Lagzdiņš, 2012).

Baltic Compact projekta realizācijas ietvaros 2014. gada 3. septembrī tika likvidēts akmeņu krāvums Nr. 8, kurā bija ierīkots koka konstrukciju ūdens līmeņa regulēšanas sliexnsis. Tā vietā tika izbūvēta hidroloģisko procesu novērošanas mēra. Mēra nodrošina ūdens līmeņa uzstādīnājumu, kā arī ļauj veikt precīzus un automatizētus ūdens līmeņa, caurplūduma, temperatūras, pH un elektrovadītspējas mērījumus. Konkursa kārtībā par atbilstošāko pētījuma apstākļiem un tehniskajiem risinājumiem tika atzīts Somijas kompānijas EHP-Tekniikka Ltd. piedāvājums. Mēra shematiska un fotogrāfiska ilustrācija dota 8. attēlā.

Uzlabojumu rezultātā pētījuma vietā tika uzstādītas sekojošas monitoringa iekārtas:

- mēra (nodrošina ūdens līmeņa uzstādīnājumu un ūdens līmeņa mērījumus, izmantojot Tomsona V-veida 90° pārgāzni);
- datu logeris EHP-DL12 (nodrošina mērījumu rezultātu uzglabāšanu un datu nosūtīšanu uz EHP-Dataservice serveri, izmantojot GSM/GPRS modemu),
- ūdens līmeņa, elektrovadītspējas, pH un temperatūras sensori (nodrošina minēto parametru mērījumus);
- automātiska ūdens paraugu ņemšanas iekārta (nodrošina iespēju ievākt ūdeņu paraugus proporcionāli caurplūdimam);
- saules enerģijas panelis un akumulatori (nodrošina autonomu elektroenerģijas apgādi).

Minēto mērījumu veikšana nodrošina pilnvērtīga lauksaimniecības noteču monitoringa iespējamību pētījuma objektā. Pateicoties ikdienas caurplūduma mērījumiem, kļūvis iespējams noteikt hidroloģisko apstākļu īpatnības pētāmajā teritorijā un to ietekmi uz augu barības elementu zudumiem, aprēķināt augu barības elementu noplūdi (izteiktu kg ha⁻¹) sateces baseina teritorijā, kā arī aprēķināt slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes samazinājumu, kas kļūvis iespējams samazinot ūdens plūsmas ātrumu.

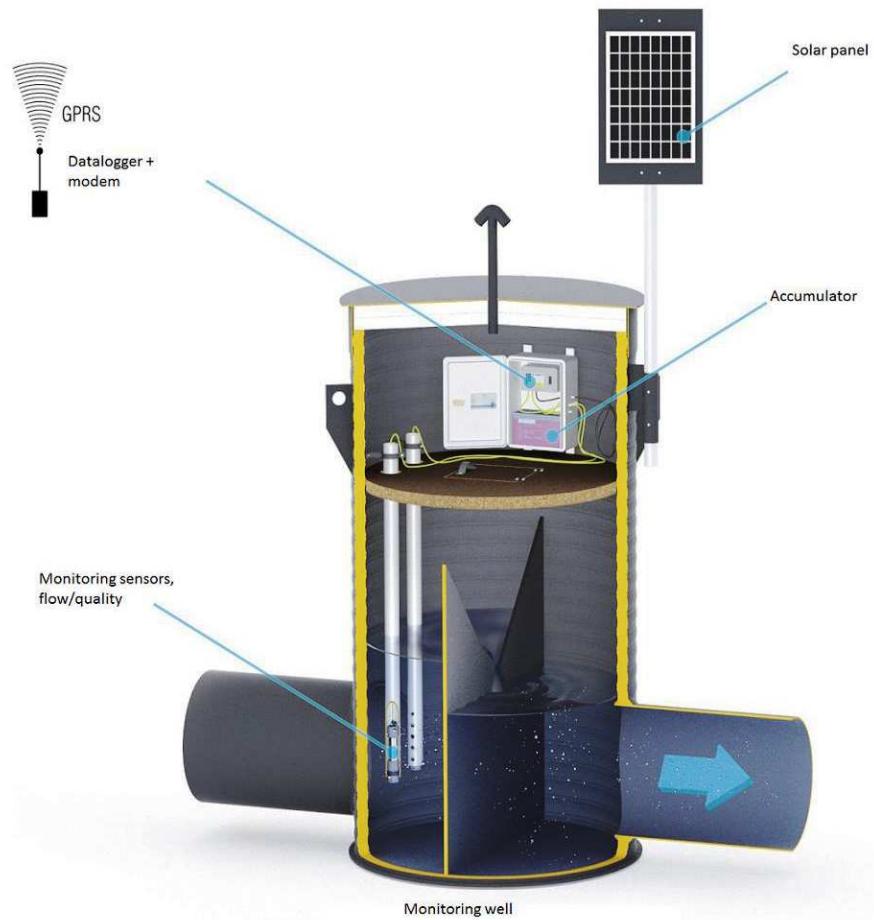
Augu barības elementu noplūde mērījumu periodam var tikt aprēķināta summējot diennakts vidējo caurplūdumu reizinājumu ar attiecīgā augu barības elementa vidējo diennakts koncentrāciju ūdenī (1. vienādojums).

$$L = 0.01 \sum C_i * Q_i \quad (1.)$$

kur, L – augu barības elementu noplūde (kg ha⁻¹);

C_i – augu barības elementa vidējā diennakts koncentrācija (mg l⁻¹);

Q_i – vidējais diennakts noteces slānis (mm).



Avots: Mērakas shematiskais attēls EHP-Tekniikka Ltd. Foto: Artūrs Veinbergs.

8. attēls. Akmeņu krāvuma Nr. 8 vietā izbūvētās mērakas shematisks un fotogrāfisks attēlojums.

Ūdeņu paraugi tika ievākti 0.5 l polietilēna pudelēs. Katrs ūdeņu paraugs tiek identificēts ņemšanas brīdī. Parauga identifikācijas numurs (kods) tiek saglabāts līdz analītiskā procesa beigām ķīmijas laboratorijā un rezultātu ievadīšanai datu bāzēs. Ūdeņu paraugu ievākšanas vietas akmeņu krāvumu uzpludinātajās platībās tika apzīmētas ar skaitļiem, balstoties uz ūdens tecēšanas virzienu. Ar ciparu 1 tika apzīmēta ieplūdes daļa, kur novērojama ūdens kustība pirms uzpludinātās platības, savukārt ar ciparu 3 tika apzīmēta izplūdes daļa, kas ir tieši pirms ūdens pārplūdes pāri akmens krāvumam vai ūdens līmeņa regulēšanas sliekšnim. Piemēram, ūdeņu paraugs, kas iegūts pēc izplūdes no akmens krāvuma Nr. 7, tika apzīmēts kā 7 – 3.

Lai noteiktu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju atšķirību statistisko būtiskumu, salīdzinot noteiktās koncentrācijas pirms un pēc akmeņu krāvumiem, tika izmantota statistiskās analīzes programmatūra SAS (Statistical Analysis System). SAS programmatūras ietvaros tika izmantota ģenerāla lineāra modeļa procedūra (general linear model procedure), kura nosaka divu datu kopu vidējās vērtības balstoties uz mazāko būtisko atšķirību (least significant difference), kur būtiskuma līmenis $p = 0.05$ (SAS, 2011). Pētījuma periodā noteiktās augu barības vielu vidējās koncentrācijas un to atšķirību statistiskā būtiskuma analīzes rezultāti apkopoti 2. tabulā.

2. tabula

Slāpekļa un fosfora savienojumu vidējo vērtību salīdzinājums akmeņu krāvumos
(2014 – 2016)

Paraugu ņemšanas vieta	NH ₄ -N, mg l ⁻¹	NO ₃ -N, mg l ⁻¹	N _{kop} , mg l ⁻¹	PO ₄ -P, mg l ⁻¹	P _{kop} , mg l ⁻¹
7-1	0.2a	3.6a	4.7a	0.04a	0.08a
7-3	0.3a	3.4a	4.4a	0.03a	0.08a
Izmaiņas	13%	-5%	-7%	-17%	0%
8-1	0.4a	3.1a	4.4a	0.03a	0.06a
8-3	0.4a	2.9a	4.1a	0.02a	0.05a
Izmaiņas	-7%	-6%	-6%	-21%	-3%
10-1	0.2a	2.8a	3.6a	0.02a	0.05a
10-3	0.2a	2.6a	3.4a	0.02a	0.04a
Izmaiņas	13%	-9%	-5%	-10%	-12%

Piezīme: Vidējās vērtības paraugu ņemšanas vietas ietvaros ar dažādiem burtiem norāda par statistiski būtisku atšķirību ($p = 0.05$).

Kopumā novērtējot akmeņu krāvumu ietekmi uz ūdeņu kvalitatīvo rādītāju izmaiņām var secināt, ka dotais meliorācijas sistēmu elements spēj nodrošināt nitrātjonu, kopējā slāpekļa, fosfātjonu un kopējā fosfora samazinājumu notecē no lauksaimniecības teritorijām. Nitrātjonu vidējo koncentrāciju samazinājums ir robežās no 5% līdz 9%, kopējā slāpekļa koncentrāciju samazinājums no 5% līdz 7%. Efektīvāk akmeņu krāvumi spēj samazināt fosfora savienojumu koncentrācijas, īpaši izteikts ir fosfātjonu koncentrāciju samazinājums, kas ir robežās no 10% līdz 21%. Divos akmeņu krāvumos (Nr. 7 un 10) nav novērots amonija jonu koncentrāciju samazinājums, abos gadījumos vidējās koncentrācijas pēc izplūdes no izveidotā uzpludinājuma palielinās par 13%. Zīmīgi, ka gan augu barības vielu koncentrāciju samazinājumu, gan palielinājumu gadījumos, vidējo koncentrāciju atšķirības nav statistiski būtiskas.

Tāpat var secināt, ka augu barības vielu koncentrācijas ūdenī pirms ieplūdes akmeņu krāvumu uzpludinājumā (7-1, 8-1 un 10-1) ir salīdzinoši zemas. Tas norāda par sabalansētu un vides prasībām atbilstošu saimniekošanu sateces baseinu platībās, t.sk., augsnes apstrāde, mēslojuma izkliedes laiks un devas, augu sekas izvēle.

2.4. Meandrēšana (meandering)

Meandrēšana ir ūdensnotekas gultnes sīklīkumainības veidošana, atjaunojot vecās gultnes posmus vai veidojot jaunus līkumus, kur kā izmērāmie kritēriji noteikti:

- Atjaunoti vecās gultnes posmi – vairāk par 3;
- Izveidoti jauni līkumi ar ne mazāk kā 3 m lielu liekuma rādiusu no pastāvošās ūdensnotekas (novadgrāvju) ass līnijas un ne mazāk kā 6 līkumiem attiecīgajā posmā (vienviet);
- Izbūves vieta – pēc iespējas tuvāk ietecei regulētā ūdensnotekā un (vai) dabiskā ūdenstecē (ūdenstilpnē)(Kārtība, kādā piešķir..., 2014).

Dabiskās ūdenstecēs gultnes mainība ir dabisks hidromorfoloģisks process, kas atkarībā no ūdenstecei raksturīgajiem apstākļiem var norisināties atšķirīgās laika dimensijās (gads, gadu desmiti vai gadu simti). Lauksaimniecības hidrotehniskās meliorācijas pasākumu ierīkošanas laikā tika regulēti dabiskie strauti un upes, kā arī veikta jaunu virszemes ūdensteču izveide, t.sk., novadgrāvji, kontūrgrāvji un nosusināšanas grāvji. Lauksaimniecības ūdensnoteku meandrēšana pēc būtības ir cilvēka veidotu ūdensteču vai to posmu pārveidošana, tuvinot ūdens plūdumu tajos dabiskiem apstākļiem. Jāņem vērā, ka meandrēšanas aktivitātes var ietekmēt ūdensnoteku nogāžu stabilitāti.

Atbilstoši nenostiprinātu nogāžu gadījumos pavasara palu un plūdu periodos var tikt izskalotas vājāk stiprinātās nogāzes, īpaši uzmanība jāpievērš ārējā līkuma nostiprināšanai. No ārējā līkuma izskalotie sedimenti izgulsnēsies lejtecē esošajos iekšējos līkumos. Ārējie līkumi ir īpaši jutīgi pret nogāžu eroziju, jo tajos tradicionāli ir novērojams vislielākais dziļums un ātrākā ūdens plūsma. Novadgrāvja piemērs pēc sīklīkumainības veidošanas ilustrēts 9. attēlā.



Foto: Ainis Lagzdīņš.

9. attēls. Sīklīkumainības veidošana novadgrāvī.

Potenciālie meandrēšanas ierīkošanas ieguvumi:

- Ilgtermiņā samazinās sedimentu un augu barības vielu daudzums ūdenī;
- Palielinās bioloģiskā daudzveidība, jo uzlabojas augiem, zivīm, putniem un dzīvniekiem piemērotie dzīvotņu apstākļi;
- Samazinās plūdu risks turpmākajos hidrogrāfiskā tīkla posmos;
- Palielinās ūdensnoteku estētiskā vērtība.

Potenciālie limitējošie apstākļi:

- Ierīkošanas laikā un īsi pēc tam palielinās sedimentu izskalošanās un nonākšana ūdensnotekā;
- Pastāv nogāžu izskalošanās risks palielinātas noteces apstākļos, īpaši līkumu ārējā daļā.

2.5. Kontrolētā drenāža (controlled drainage)

Kontrolētā drenāža ir divpusējās mitruma regulēšanas konstrukcijas drenu kontrolakās vai uz drenu kolektoru iztekām. Izmērāmais kritērijs ir pārbauda konstrukciju esību un funkcionalitāti (vasaras mazūdens periodā) (Kārtība, kādā piešķir..., 2014).

Kontrolētās drenāžas koncepcija ietver līdzsvara sasniegšanu starp lauksaimniecības produkcijas ražošanu un ūdeņu kvalitātes kritēriju ievērošanu nosusinātās lauksaimniecības platībās. Kontrolētās drenāžas mērķi ir sekojoši:

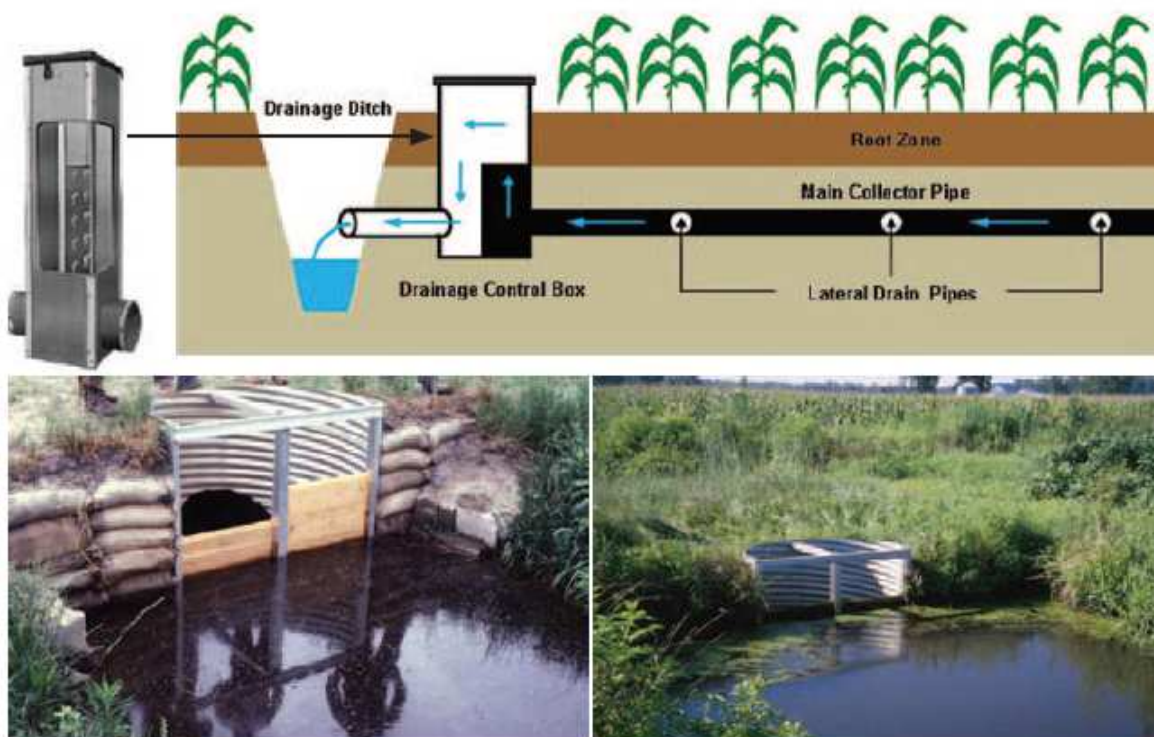
- nodrošināt optimālas kultūraugu ražas iegūšanu un sekmēt augu barības vielu izmantošanu kultūraugu attīstībā;
- uzkrāt ūdeni lauka ietvaros, tādējādi nodrošinot kultūraugiem nepieciešamo ūdens daudzumu dažādās to attīstības stadijās;
- samazināt augu barības vielu, īpaši nitrātjonu, noplūdes no lauksaimniecības platībām.

Kontrolētā drenāža ir ūdens apsaimniekošanas pasākums, kas izmanto ūdens līmeņa regulēšanas aku ar manuāli vai automātiski regulējamiem aizvāriem. Pasākuma galvenais uzdevums ir nodrošināt noteces aizturēšanu un gruntsūdens līmeņa uzstādījumu platībā. Ūdens līmeņa regulēšanas konstrukciju visbiežāk izvieto drenu sistēmu vai kolektoru lejas daļā pirms ūdens novadīšanas atklātā gultnē, taču pastāv iespēja ar līdzīgas konstrukcijas palīdzību uzstādīt ūdens līmeni vaļējā grāvī. Ūdens līmeņa regulēšanas konstrukcijas pazemes un virszemes noteces aizturēšanai norādītas 10. attēlā.

No kontrolētās drenāžas praktiskās ierīkošanas un ekonomiskā izdevīguma viedokļa, drenu noteces aizturēšanas konstrukciju ierīkošanas gadījumos, vispiemērotākie ir lauki ar virsmas slīpumu līdz 0.5%. Lai uzturētu viendabīgu gruntsūdens līmeni laukā, ieteicama vienas ūdens līmeņa regulēšanas akas ierīkošana uz katrām 30-60 cm augstuma izmaiņām lauka ietvaros. Palielinoties augstuma izmaiņām laukā, palielinās arī nepieciešamo ūdens līmeņa regulēšanas aku skaits. Tipiski viena ūdens līmeņa regulēšanas aka var kontrolēt gruntsūdens līmeni 4 līdz 8 ha lauksaimniecības zemju. Platība, kuru ietekmē viena regulēšanas aka, tiek dēvēta par “drenāžas apsaimniekošanas zonu” (drainage management zone) (Frankenberger et al., 2004).

Nozīmīgs apstāklis platības piemērotības noteikšanā ir augsnes granulometriskais sastāvs un ar to saistītais ūdens filtrācijas koeficients. Šim pasākumam vispiemērotākās ir augsnes ar salīdzinoši augstu filtrācijas koeficientu kā mālsmilts un smilšmāls, taču daudzviet pasaulē pasākums ierīkots arī augsnēs ar zemu filtrācijas koeficientu.

Drainage management structures for subsurface drains and open ditch outlets.



Avots: Skaggs R.W., Fausey N.R., Evans R.O. (2012) Drainage water management. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 67 (6), p. 167A-172A.

10. attēls. Ūdens līmeņa regulēšanas konstrukcijas pazemes un virszemes noteces aizturēšanai.

Projektējot un izbūvējot jaunas drenu sistēmas, tās var tikt speciāli piemērotas kontrolētās drenāžas vajadzībām. Projektēšanas stadijā savstarpēji jāaskaņo ūdens līmeņa regulēšanas aku un drenu sistēmu izvietojums nosusināmajā platībā, kā arī jāparedz drenu vadu izbūve minimālā slīpumā. Tādā veidā palielināsies vienas ūdens līmeņa regulēšanas konstrukcijas ietekmētā platība. Tajā pašā laikā iespējama arī esošo drenu sistēmu pielāgošana kontrolētās drenāžas vajadzībām. Ja esošās vai jaunās drenu sistēmas tiek izbūvētas perpendikulāri zemes virsmas slīpuma virzienam, tad kontrolētā drenāža var tikt izmantota arī lielāku zemes virsmas slīpumu gadījumos. Noteikti jāpārlicinās, lai kontrolētās drenāžas ierīkošana neietekmē blakus esošo platību nosusināšanas un ūdens novadīšanas iespējas.

Drenu noteces aizturēšanas un gruntsūdens līmeņa uzstādinājuma regulēšanas aktivitātes ir atkarīgas no kultūraugu izvēles. 11. attēlā ir norādītas regulēšanas aktivitātes, kas raksturīgas pavasarī sētiem vasarājiem. Aizvaru ievietošanas/izņemšanas un gruntsūdens līmeņa regulēšanas principi ziemājiem ir līdzīgi kā vasarāju gadījumā.

Aizvari, kas ir ūdens līmeņa regulēšanas aku neatņemama sastāvdaļa, tiek ievietoti un izņemti balstoties uz sekojošiem principiem:

- aizvarus ievieto pēc kultūraugu ražas novākšanas, lai neveģetācijas periodā aizturētu drenu noteci un samazinātu augu barības vielu (nitrātjonu) noplūdi no drenu sistēmām uz vaļējiem grāvjiem (a);
- aizvarus izņem pirms augsnes mehanizētas apstrādes, t.sk., aršana, kultivēšana, ecēšana, kultūraugu sēja, mēslojuma un augu aizsardzības līdzekļu izkliede, kultūraugu ražas novākšana, nodrošinot brīvu ūdens plūsmu drenu sistēmās (b);
- aizvarus ievieto pēc augsnes mehanizētas apstrādes, lai vasaras periodā nodrošinātu gruntsūdens līmeņa uzstādinājumu un kultūraugu augšanai un attīstībai nepieciešamos mitruma apstākļus (c).

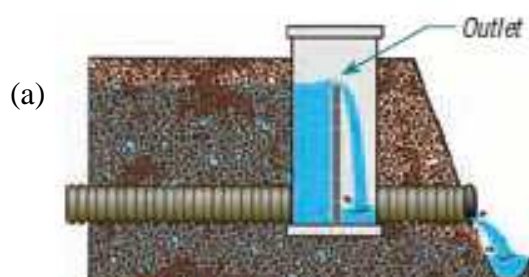


Figure 1. The outlet is raised after harvest to reduce nitrate delivery.

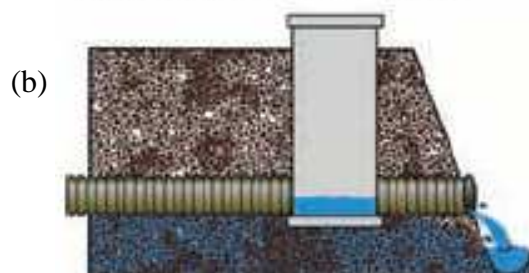


Figure 2. The outlet is lowered a few weeks before planting and harvest to allow the field to drain more fully.

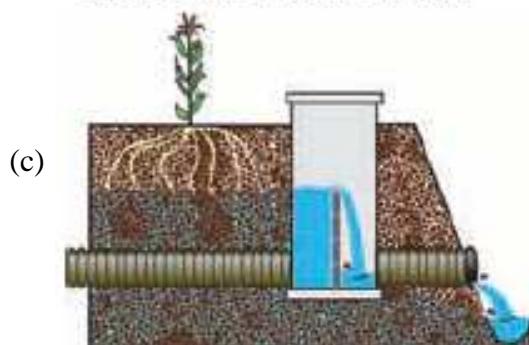


Figure 3. The outlet is raised after planting to potentially store water for crops.

Avots: Frankenberger J., Kladivko E., Sands G., Jaynes D., Fausey N., Helmers M., Cooke R., Strock J., Nelson K., Brown L. (2004) Drainage Water Management for the Midwest. Agricultural and Biosystems Engineering Extension and Outreach Publications. Book 1.

11. attēls. Drenu noteces aizturēšanas un gruntsūdens līmeņa uzstādīšanas regulēšanas aktivitātes laukos ar pavasarī sētiem vasarājiem.

Laika posmā starp diviem kultūraugiem, kad laukā ir papuve vai kultūraugu atliekas pēc ražas novākšanas, gruntsūdens līmeni var uzstādīt maksimāli tuvu zemes virsmai. Tas aizkavē drenu noteci un samazina augsnes profilā esošo augu barības elementu izskalošanos un transportu uz vaļējām ūdensnotekām. Atkarībā no zemju īpašnieku vai apsaimniekotāju komforta izjūtas, šajā laika posmā gruntsūdens līmenis var būt no 15 līdz 30 cm no zemes virsmas.

Pirms augsnes mehanizētas apstrādes, kad laukā ir jānodrošina salīdzinoši sausi apstākļi, rekomendējama aizvaru pilnīga izņemšana, kas sekmē liekā ūdens novadīšanu un gruntsūdens līmeņa strauju pazeminājumu. Šajā gadījumā kontrolētā drenāža darbojas tradicionālās drenāžas režīmā. Ja laukam raksturīgie mitruma apstākļi pieļauj, iespējama arī nepilnīga aizvaru izņemšana, kas laukā uzstādina gruntsūdens līmeni 70 līdz 80 cm no zemes virsmas augstuma.

Pēc augsnes mehanizētas apstrādes, kultūraugu sējas un mēslojuma izklides ieteicama aizvaru ievietošana ūdens līmeņa regulēšanas akā, kas vasaras periodā nodrošina noteiktu gruntsūdens līmeņa uzstādīšanu platībā. Atkarībā no kultūraugu izvēles un nepieciešamajiem mitruma apstākļiem iespējams uzstādīt gruntsūdens līmeni robežās no 50 līdz 80 cm no zemes virsmas. Optimālos mitruma apstākļus nosaka pēc kultūraugiem raksturīgo sakņu sistēmu dziļuma dažādās to attīstības stadijās. Šajā laika posmā, kad noris aktīva veģetācijas procesa norise, ļoti nozīmīga ir gruntsūdens līmeņa regulāra kontrole ietekmētajā platībā. Gruntsūdens līmeņa monitorings var palīdzēt novērst pārmitru apstākļu veidošanos laukā un potenciālos kultūraugu attīstības traucējumus. Izteikti sausās vasarās kontrolētā drenāža var pozitīvi ietekmēt kultūraugu ražas, jo atbilstošas gruntsūdeņu apsaimniekošanas gadījumā kultūraugiem var kļūt izmantojams augsnes profilā uzkrātais ūdens.

Zinātniskās literatūras izpētes rezultāti par kontrolētās drenāžas ierīkošanas potenciālajiem vides ieguvumiem apkopoti 3. tabulā. Tabulā norādītas nozīmīgākās ūdeņu kvantitatīvo un kvalitatīvo parametru vērtības, kas iegūtas salīdzinot kontrolētās un tradicionālās drenāžas izmēģinājumos konstatētās vērtības.

Kontrolētās drenāžas ierīkošanas potenciālo ūdeņu kvalitātes ieguvumu apkopojums

Potenciālie vides ieguvumi	Literatūras avots	Valsts
Ūdens apjoma samazinājums no 79% līdz 94%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums no 78% līdz 94%. Fosfora slodzes samazinājums no 58% līdz 85%.	Wesström et al., 2001	Zviedrija
Ūdens apjoma samazinājums par 25%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums no 20% līdz 28%.	Ramoska et al., 2009	Lietuva
Ūdens apjoma samazinājums par 37%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 36%.	Helmers et al., 2012	ASV
Ūdens apjoma samazinājums par 21%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 29%.	Jaynes, 2012	ASV
Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums no 18% līdz 23%.	Adeuya et al., 2012	ASV
Ūdens apjoma un nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums no 17% līdz 80%.	Skaggs et al., (2010)	ASV
Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 37%.	Tan et al., 1999	Kanāda
Ūdens apjoma samazinājums par 77%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 70%.	Bonaiti and Borin, 2010	Itālija
Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 45%. Kopējā fosfora slodzes samazinājums par 35%.	Skaggs et al., 1994	ASV
Ūdens apjoma samazinājums par 41%. Nitrātu slāpekļa slodzes samazinājums par 46%.	Fausey, 2005	ASV

Nozīmīgākie procesi, kas sekmē augu barības vielu samazinājumu notecē no kontrolētās drenāžas platībām ir sekojoši:

- samazināta drenu notece;
- palielināta ūdens kustība gruntsūdens horizonta ietvaros un/vai uz dziļākiem pazemes ūdeņu horizontiem;
- anaerobu apstākļu veidošana augsnes profilā, kas nodrošina labvēlīgu vidi denitrifikācijas procesa norisei;
- palielināta augu barības vielu uzņemšana kultūraugu attīstības procesu nodrošināšanai.

Potenciālie kontrolētās drenāžas ierīkošanas ieguvumi:

- Samazināta drenu notece un augu barības vielu, īpaši nitrātjonu, noplūde no nosusinātām lauksaimniecības platībām;
- Izteikta vasaras sausuma apstākļos papildus ūdens var kļūt pieejams kultūraugu attīstības procesu nodrošināšanai.

Potenciālie limitējošie apstākļi:

- Kontrolētā drenāža var tikt ierīkota laukos ar zemes virsmas slīpumu līdz 0.5 %;
- Neatbilstoša aizvaru regulēšana var radīt pārmitrus apstākļus un negatīvi ietekmēt kultūraugu ražību;
- Latvijā trūkst pētījumu par kontrolētās drenāžas ietekmi uz esošo drenu sistēmu, kas pārsvarā gadījumu veidotas no māla caurulēm, aizsērēšanas procesiem. Ārvalstu pētījumos, kur lauksaimniecības zemes tiek nosusinātas, izmantojot polimēru materiāla (plastmasas) caurules, šādi riski nav novēroti;
- Tāpat Latvijā trūkst pētījumu par iespējamo drenu sistēmu aizsalšanu, ja gruntsūdens līmenis laukā tiek uzstādināts ziemas periodā.

2.6. Mākslīgie mitrāji (constructed wetlands)

2014. gada 30. septembra MK noteikumu Nr.600 “Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam ”Ieguldījumi materiālajos aktīvos” 12. pielikumā definēts, ka **mākslīgie mitrāji** ir mākslīgi veidoti mitrāji ūdens piesārņojuma piesaistei ar virszemes vai pazemes plūsmu ar sekojošiem izmērāmiem kritērijiem:

- Mākslīgi veidoti mitrāji, kuri radīti, īstenojot projektu, un kuru iepriekš nav bijis;
- Izbūves vieta – pēc iespējas tuvāk ietecei regulētā ūdensnotekā un (vai) dabiskā ūdenstecē;
- Ūdens plūsmas filtrācijai izmantoti dabisku augu filtri (niedru u. c.), koka šķelda, grants, smilts;
- Mitrājam ar virszemes plūsmu mitrāja baseina dziļums no pamatnes – ne vairāk kā 1.5 m.

Saskaņā ar 1971. gada 2. februārī pieņemto konvenciju „Par starptautiskas nozīmes mitrājiem, īpaši kā ūdensputnu dzīves vidi” jeb plašāk pazīstamu kā Ramsāres konvenciju (Ramsar Convention, 1971) un 1995. gada 5. aprīlī apstiprināto likumu „Par 1971. gada 2.

februāra Konvenciju par starptautiskas nozīmes mitrājiem, īpaši kā ūdensputnu dzīves vidi” ar **mitrājiem** saprotam palienes, zāļu un kūdras purvus vai ūdeņu platības - dabiskas vai mākslīgas, pastāvīgas vai pārplūstošas, kurās ir stāvošs vai tekošs ūdens, saldūdens, iesāļš vai sāļš ūdens, t.sk. jūras akvatorijas, kuru dziļums bēguma laikā nepārsniedz 6 metrus (Likums „Par 1971. gada 2. februāra Konvenciju..., 1995).

Starptautiskas nozīmes Latvijas mitrāju sarakstā minētas vairāku tūkstošu hektāru plašas teritorijas – Lubāna mitrājs, Engures ezers, Pape, Kaņieris, Teiču un Pelēcāres purvs un Ziemeļu purvi (Likums „Par 1971. gada 2. februāra Konvenciju..., 1995).

Salīdzinot iepriekšminētos dabiskos mitrājus (ezeri un purvi) ar cilvēka veidotiem mitrājiem, kuru mērķis ir uztvert, aizkavēt un attīrīt noteci no lauksaimniecības platībām, iespējams secināt, ka abu veidu mitrāju izveidošanas un uzturēšanas mērķi ir būtiski atšķirīgi. Tādēļ būtu nepieciešams nošķirt divus biežāk izmantotos terminus – **mitrājs un mitrzeme**. Ar terminu “**mitrājs**” būtu saprotama ilgstošos un dabiskos procesos izveidojusies ūdeņu ekosistēma, kurai ir starptautiska nozīme ekoloģijā, botānikā, zooloģijā, limnoloģijā vai hidroloģijā (Ramsar Convention, 1971). Ar terminu “**mitrzeme**” būtu apzīmējama cilvēka veidota ūdeņu ekosistēma, kuras galvenais uzdevums ir ūdens attīrīšana, t.sk., lauksaimniecības noteču vai sadzīves notekūdeņu attīrīšana. Lai raksturotu videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu, kura izveidi finansiāli atbalsta LAD apakšpasākums “Atbalsts ieguldījumiem lauksaimniecības un mežsaimniecības infrastruktūras attīstībā”, turpmāk tekstā tiks izmantots termins “**mākslīgā mitrzeme**”.

Mākslīgā mitrzeme ir projektēta un izbūvēta ūdens ekosistēma, kuras uzdevums ir imitēt dabā notiekošos procesus un tādējādi sekmēt augu barības vielu un citu piesārņojošo vielu samazinājumu ūdenī. Pēc ūdens plūsmas režīma mākslīgas mitrzemes iedala virszemes plūsmas un pazemes plūsmas mitrzemēs.

Virszemes plūsmas mitrzemes ir sekla ūdens tilpnes, kurās ir dabiski izveidojusies vai mākslīgi stādīta veģētācija. Ūdens mitrzemē ir redzams, jo tas plūst pa mitrzemes virsmu, tipiski ūdens līmenis šāda veida mitrzemē ir 15 – 45 cm. Ūdens attīrīšanas procesā nozīmīgu lomu spēlē mikroorganismu aktivitāte, galvenokārt baktērijas un sēnes. Daudzi mikroorganismi piestiprinās pie ūdensaugu kātiem vai augu atliekām, kamēr citi kļūst par augsnes/ūdensaugu sakņu sistēmas daļu. Papildus piesaistītajiem mikroorganismiem, visa ūdens kolona ir piesātināta ar mikroorganismiem, kas piedalās attīrīšanas procesos. nekā Salīdzinot ar pazemes plūsmas mitrzemēm, virszemes plūsmas mitrzemēm ir relatīvi lētākas ierīkošanas izmaksas. Turklāt virszemes plūsmas mitrzemes ir vieglāk uzturēt un

apsaimniekot, un tās ir spējīgas funkcionēt visa gada garumā, lai gan ziemas mēnešos piesārņojuma attīrīšanas efektivitāte samazinās (USDA, 2009).

Pazemes plūsmas mitrzemes atrodas zem zemes virsmas, tādēļ ūdens plūsma nav redzama. Tās pamatne ir pildīta ar granti, akmeņiem un augsni. Šādās mitrzemēs veģetācija tiek stādīta virs mitrzemes tā, lai augu sakņu sistēmas varētu sasniegt mitrzemē esošo ūdeni. Plānojot pazemes plūsmas mitrzemes, ļoti nozīmīgi ir inženiertehniskie aprēķinu un būvniecības precizitāte, jo no tās ir atkarīga mitrzemes funkcionalitāte. Aprēķinos iesaistīti tādi mainīgie kā gultnes slīpums, mitrzemē izmantotā materiāla ūdens caurlaidības spēja, ūdens pieplūde mitrzemei (USDA, 2009).

Kombinētās plūsmas mitrzemēs apvieno vaļēju ūdens plūsmu ar filtrējošu pazemes plūsmu. Mitrzemes konstrukcijas izvēle ir atkarīga no piesārņoto ūdeņu ķīmiskā sastāva, pieplūdes daudzuma un režīma. Lauksaimniecības radītā ūdeņu piesārņojuma ar augu barības elementiem samazināšanai ierasti tiek izmantotas virszemes plūsmas mākslīgās mitrzemes. Lauksaimniecības noteču attīrīšanai projektētās mitrzemes platībai vēlams būt robežās no 0.5% līdz 4% no sateces baseina kopējās platības (Owenius, van der Nat 2011). Ja sateces baseina platība pārsniedz 30 ha, tad nepieciešams veikt hidroloģiskos aprēķinus ar aplēses caurplūduma pārsniegšanas varbūtību 1% un ūdeņu novadbūves dimensionēšanu (Grinberga un Jansons, 2012).

Lauksaimniecības notece satur slāpekļa (N) un fosfora (P) savienojumus, organiskās vielas un suspendētās daļiņas. Mākslīgajā mitrzemē tiek nodrošināta dabisko procesu norise ūdens vidē, kā rezultātā samazinās slāpekļa un fosfora savienojumu daudzums ūdenī un eitrofikācijas risks tālākajos hidrogrāfiskā tīkla posmos. Kā nozīmīgākie virszemes plūsmas mākslīgajā mitrzemē notiekoši procesi minami:

- bioķīmiskās transformācijas (mineralizācija, nitrifikācija un denitrifikācija);
- ūdens plūsmas transportēto suspendēto daļiņu mehāniska izgulsnēšanās;
- N un P savienojumu uzņemšana, ko realizē augi un mikroorganismi (USDA, 2009).

Mākslīgo mitrzemju projektēšana, izbūve, apsaimniekošana, funkcionalitāte un efektivitāte lauksaimniecības noteču attīrīšanā ir atkarīga no vairākiem savstarpēji saistītiem faktoriem. Šajā kontekstā būtiski ir hidroloģiskie un sateces baseina virsmas apstākļi, piemēram, sateces baseina platība, sateces baseinā izmantotie lauksaimniecības zemju nosusināšanas paņēmieni, zemes lietošanas veidi, augsnes granulometriskā sastāva īpatnības, lauksaimniecības zemēs audzētie kultūraugi, izkliedētā minerālā un organiskā mēslojuma devas, augsnes apstrādes tehnoloģiskie risinājumi, meteoroloģiskie apstākļi,

ūdens plūsmas apjoms un ātrums ūdenstecē, plānotais ūdens uzturēšanās ilgums mitrzemē, mitrzemes dziļums, slīpums, ūdens ķīmiskā sastāva īpatnības, veģetācijas sastāvs u.c. Mākslīgo mitrzemju ierīkošanas potenciālie ūdeņu kvalitātes ieguvumi apkopoti 4. tabulā.

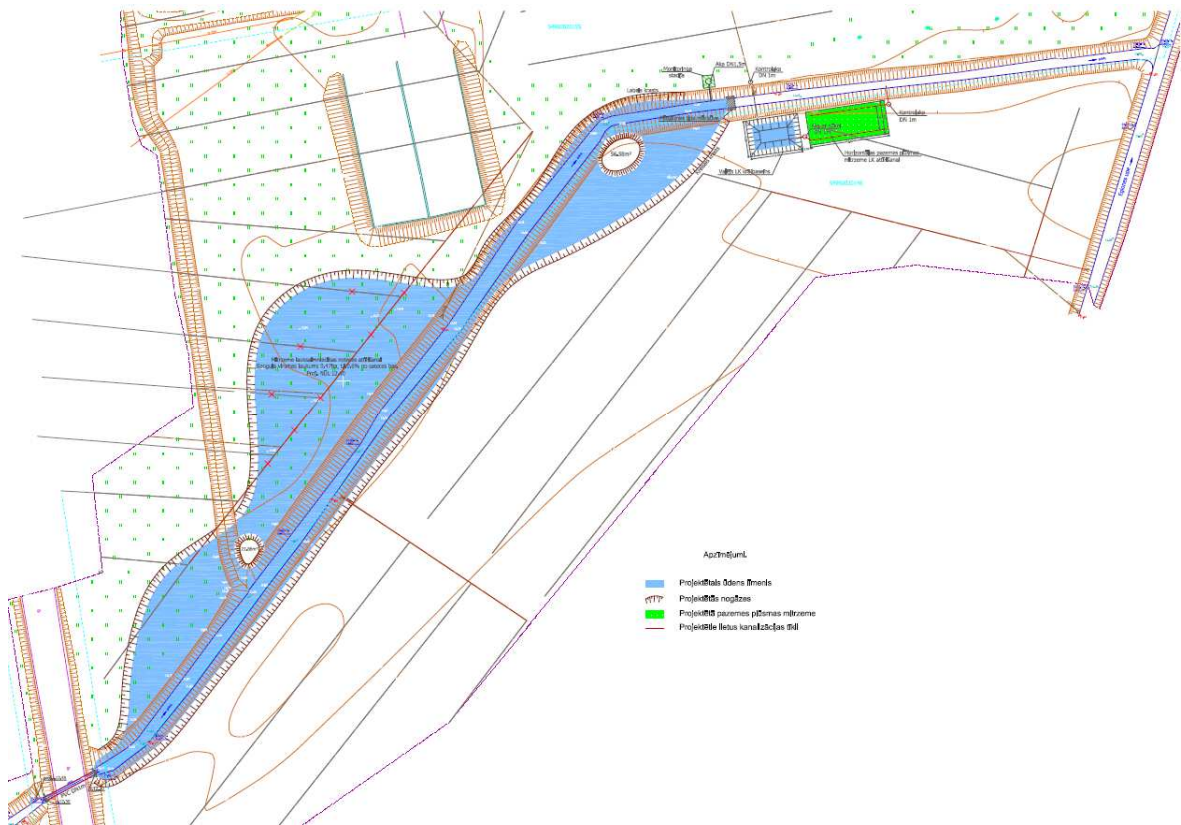
4. tabula

Mākslīgo mitrzemju ierīkošanas potenciālo ūdeņu kvalitātes ieguvumu apkopojums

Potenciālie vides ieguvumi	Literatūras avots	Valsts
Slāpekļa slodzes samazinājums no 20% līdz 90%. Fosfora slodzes samazinājums no 25% līdz 100%.	Owenius and Nat, 2011	Zviedrija
Slāpekļa slodzes samazinājums par 90%. Denitrifikācijas zudumi 7%.	Borin and Tocchetto, 2005	Itālija
Fosfora koncentrācijas samazinājums par 50%.	Hansson et al., 2005	Zviedrija
Slāpekļa slodzes samazinājums par 46%.	Worman and Kronnas, 2003	Zviedrija
Slāpekļa slodzes samazinājums no 20% līdz 95%. Fosfora slodzes samazinājums no 20% līdz 70%.	Tanner et al., 1997	Jaunzēlande
Fosfora slodzes samazinājums no 21% līdz 44%.	Dunne et al., 2004	Īrija
Slāpekļa slodzes samazinājums no 40% līdz 55%. Fosfora slodzes samazinājums no 40% līdz 60%.	Vymazal, 2005	Čehija
Fosfora slodzes samazinājums par 5%. Amonija jonu slodzes samazinājums par 21%.	Gottschall et al., 2006	Kanāda
Piesaitītā organiskā viela no 43% līdz 67%.	Braskerud, 2000	Norvēģija
Fosfora slodzes samazinājums par 21% līdz 44%.	Braskerud, 2001	Norvēģija
Suspendēto daļiņu samazinājums no 5% līdz 72%. Fosfora slodzes samazinājums par 6% līdz 67%. Slāpekļa slodzes samazinājums par 7% līdz 40%. Amonija jonu slodzes samazinājums par 50% līdz 57%.	Koskiaho et al., 2003	Somija
Slāpekļa slodzes samazinājums par 42%. Fosfora slodzes samazinājums par 41%.	Vymazal, 2001	Čehija
Slāpekļa slodzes samazinājums par 64%. Fosfora slodzes samazinājums par 28%.	Richardson, 2010	ASV

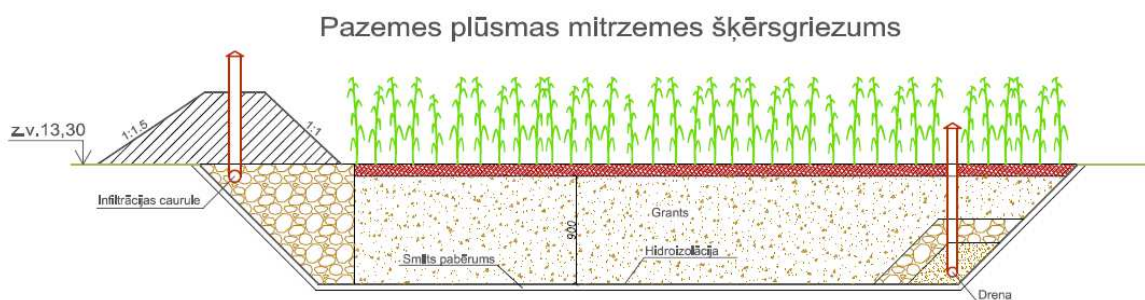
Amonija jonu slodzes samazinājums no 98% līdz 99.8% hibrīdā mitrzemes un bioreaktora sistēmā. Slāpekļa slodzes samazinājums par 49% horizontālas plūsmas mitrzemēs, 58% līdz 95% hibrīdās sistēmās. Fosfora slodzes samazinājums no 36% līdz 65%.	Tanner et al., 2011	Jaunzēlande
Amonija jonu slodzes samazinājums par 62%. Nitrātjonu slodzes samazinājums no 90% līdz 100%.	Albuquerque et al., 2009	Portugāle
Slāpekļa slodzes samazinājums par 46%.	DeBusk et al., 2003	ASV
Amonija jonu slodzes samazinājums par 39.97%. Fosfātjonu slodzes samazinājums par 16.92%.	Dong and Reddy, 2009	ASV
Amonija jonu slodzes samazinājums par 99.6%. Slāpekļa slodzes samazinājums par 97.8%. Fosfora slodzes samazinājums par 60.3%.	Saeed and Sun, 2011	Austrālija

Līdz dotās atskaites iesniegšanas brīdim Latvijā pētījumi par mākslīgo mitrzemju ietekmi uz slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām notecē no lauksaimniecībā ietekmētajām teritorijām veikti tikai z/s “Mežacīruļi”, kur 2014. gadā izbūvētas virszemes un pazemes plūsmas mitrzemes. Abas mitrzemes tika izveidotas izmantojot Pasaules Dabas Fonda un z/s “Mežacīruļi” īpašnieka Jura Cīruļa personīgo finansējumu. Virszemes plūsmas mitrzeme apkopo noteci no lauksaimniecībā izmantotajām teritorijām aptuveni 100 ha platībā. Projektētā virszemes mitrzemes platība pret augštecē esošo sateces baseina platību bija 0.5%, kas atbilst ārvalstu zinātnieku ieteikumiem. Virszemes plūsmas mitrzemes izteka ir aprīkota ar V-veida pārgāzni, kas teorētiski ļautu veikt hidroloģiskos mērījumus un aprēķināt slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes (koncentrācijas un ūdens apjoma reizinājums). Nepietiekoša finansējuma apstākļos hidroloģiskie mērījumi šajā pētījumu vietā pagaidām netiek veikti. Ūdens paraugi tiek ievākti manuāli, balstoties uz nejaušu ūdens paraugu ievākšanas metodiku. Precīzāku rezultātu ieguvei būtu nepieciešama ūdens paraugu ievākšana, balstoties uz izmērīto ūdens caurplūdumu, kas ļautu samazināt nejaušības radītos nenoteiktības riskus. Pazemes plūsmas mitrzeme kombinācijā ar nosēdbaseinu uztver lietus un sniega kušanas ūdeņus no cietajiem segumiem fermas teritorijā. 12. attēlā norādīts projektēšanas stadijā izstrādātais virszemes plūsmas mitrzemes un pazemes plūsmas mitrzemes novietojums dabā. 13. attēlā redzams pazemes plūsmas mitrzemes shematisks attēlojums.



Avots: Linda Grinberga.

12. attēls. Virszemes plūsmas un pazemes plūsmas mitrzemju novietojums dabā.



Avots: Linda Grinberga.

13. attēls. Pazemes plūsmas mitrzes shematisks attēlojums.

Kopš 2016. gada sākuma ūdens paraugu ievākšanas un laboratorijas analīžu veikšanas izmaksas, kas saistītas ar ūdens kvalitātes monitoringa aktivitātēm abās makslīgajās mitrzemēs, tiek segtas ar Centrālā Baltijas jūras reģiona programmas 2014. - 2020. gadam projekta “NUTRINFLOW” (Practical actions for holistic drainage management for reduced nutrient inflow to Baltic Sea) finansiālu atbalstu.

Mākslīgo mitrzemju efektivitātes rādītāji slāpekļa un fosfora savienojumu samazināšanā apkopoti 5. tabulā. Virszemes plūsmas mitrzeme samazina visu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī, īpaši izteikti tiek samazinātas ortofosfātjonu un kopējā fosfora koncentrācijas ūdenī. Lai gan augu barības vielu samazinājums ir robežās no 23% līdz 61%, ieplūdes un izplūdes kvalitatīvo rādītāju datu kopu statistiskā analīze, izmantojot ģenerāla lineāra modeļa procedūru (general linear model procedure), liecina, ka visos apskatītajos gadījumos samazinājums nav statistiski būtisks ($p = 0.05$).

Pazemes plūsmas mitrzeme samazina fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī vēl ievērojamāk nekā virszemes plūsmas mitrzeme. Šajā gadījumā samazinājums ir statistiski būtisks ($p = 0.05$). Pazemes plūsmas mitzemes ietekmē samazinās kopējā slāpekļa koncentrācijas ūdenī, tajā pašā laikā palielinās amonija jonu un nitrātjonu koncentrācijas, ja salīdzina to vidējās vērtības pirms un pēc mitzemes. Iespējamais šādu rezultātu skaidrojums varētu būt saistīts ar organisko slāpekļa savienojumu pārveidošanās procesiem mitzemes ietvaros, kad nozīmīgi kļūst mineralizācijas un nitrifikācijas procesi. Jāņem vērā, ka nosēdbasēnā akumulētais lietus ūdens uz mitzemi tiek mākslīgi pārsūknēts, kas nodrošina skābekļa daudzuma palielināšanos ūdenī.

5. tabula

Slāpekļa un fosfora savienojumu vidējo vērtību salīdzinājums mākslīgajās mitzēmēs
(2014 – 2016)

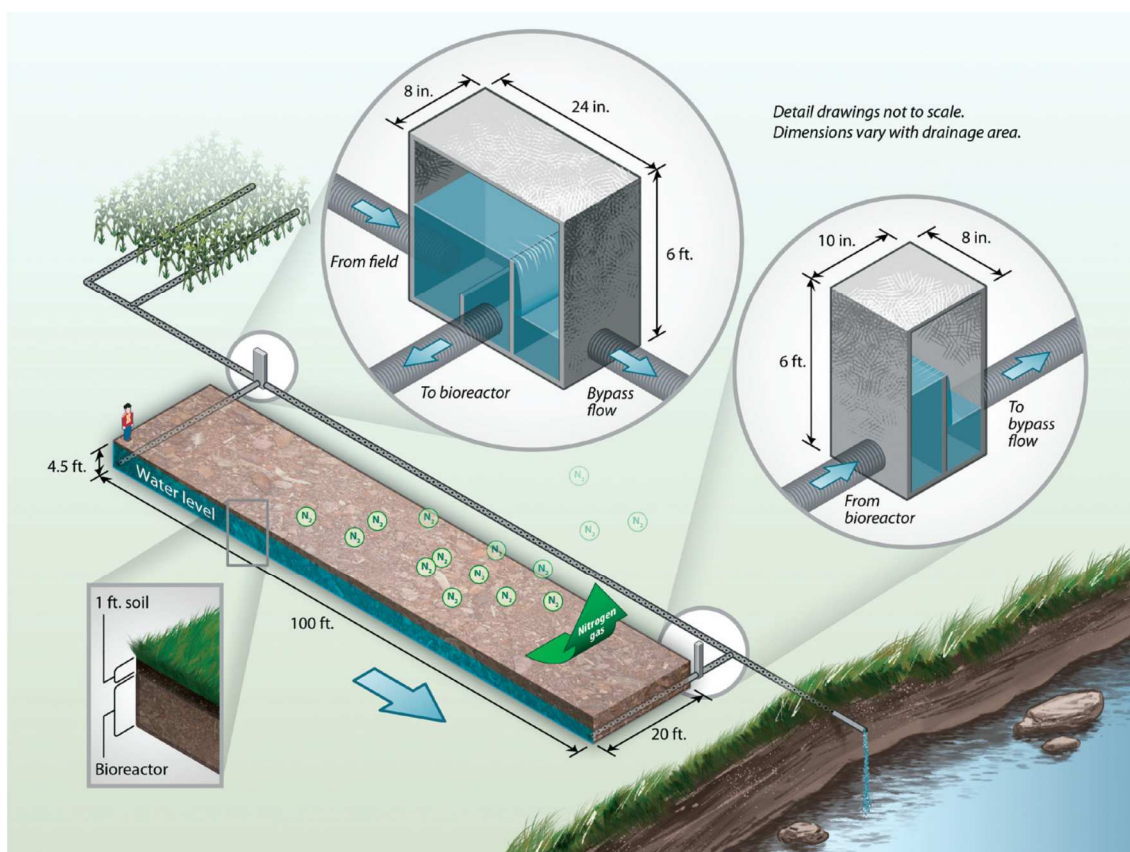
Paraugu ņemšanas vieta	NH ₄ -N, mg l ⁻¹	NO ₃ -N, mg l ⁻¹	N _{kop} , mg l ⁻¹	PO ₄ -P, mg l ⁻¹	P _{kop} , mg l ⁻¹
Virszemes plūsmas mitzeme					
Ieplūde	1.0a	13.0a	15.7a	0.24a	0.29a
Izplūde	0.7a	10.0a	11.8a	0.09a	0.11a
Izmaiņas	-28%	-23%	-25%	-61%	-61%
Pazemes plūsmas mitzeme					
Ieplūde	1.5a	1.9a	10.1a	3.45a	4.10a
Izplūde	1.7a	2.0a	8.1a	0.69b	0.86b
Izmaiņas	10%	5%	-20%	-80%	-79%

Piezīme: Vidējās vērtības paraugu ņemšanas vietas ietvaros ar dažādiem burtiem norāda par statistiski būtisku atšķirību ($p = 0.05$).

2.7. Bioreaktori (woodchip bioreactors)

Bioreaktori kā videi draudzīgs meliorācijas sistēmu elements nav iekļauti 2014. gada 30. septembra MK noteikumos Nr. 600 «Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam "Ieguldījumi materiālajos aktīvos"» kā atbalstāmā aktivitāte. Taču ilggadīgi pētījumi ASV norāda, ka bioreaktori var kalpot kā viens no augu barības vielu samazināšanas pasākumiem nosusinātās lauksaimniecības zemēs, īpaši efektīvi šis pasākums var samazināt nitrātjonu koncentrācijas ūdeņos.

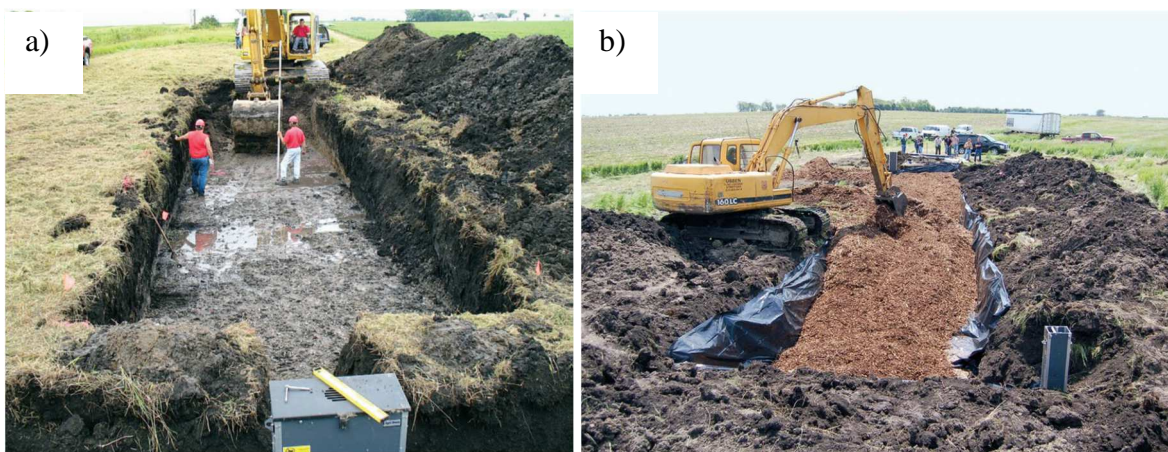
Bioreaktoru darbības pamatā ir drenu noteces pārtveršana un denitrifikācijas procesu sekmēšana, kā rezultātā drenu ūdeņos esošie nitrātjoni (NO_3^-) tiek pārvērsti par slāpekļa gāzi (N_2). Tā kā bioreaktoros tiek uzturēti anaerobi (limitēta skābekļa) apstākļi, tad denitrifikācijas procesu ietvaros baktērijas izmanto nitrātjonos esošo skābekli elpošanas procesu nodrošināšanai. Šādos apstākļos baktērijas kā barības (oglekļa) avotu izmanto liela izmēra koka skaidas vai koka šķeldu. Bioreaktora shematiskais attēlojums dots 14. attēlā.



Avots: Christianson L. and Helmers M.(2011) Woodchip Bioreactors for Nitrate in Agricultural Drainage. Agricultural and Biosystems Engineering, Iowa State University, Ames, Iowa.

14. attēls. Denitrifikācijas bioreaktora shematiskais attēlojums.

No tehnisko risinājumu viedokļa bioreaktora uzbūve ir salīdzinoši vienkārša. Pirms drenu ūdeņu novadīšanas atklātā gultnē tiek izbūvēta kontrolaka, kura drenu noteci novirza uz bioreaktoru. Vasaras mazūdens apstākļos šādi var tikt novirzīta un attīrīta teju vai visa drenu notece, kamēr palielinātas noteces apstākļos bioreaktors spēj uzņemt tikai daļu no drenu noteces. Bioreaktora izbūves pamatā ir tranšejas veidošana (a), hidroizolācijas materiāla un koka šķeldas ieklāšana (b) un apbēršanas darbi. Pēc bioreaktora tiek izbūvēta vēl viena kontrolaka, kas nodrošina attīrītā ūdens novadīšanu atklātā gultnē (15. attēls). Bioreaktoru dimensijas ir atkarīgas no konkrētajam sateces baseinam raksturīgajām īpatnībām un hidroloģisko aprēķinu rezultātiem.



Avots: Christianson L. and Helmers M.(2011) Woodchip Bioreactors for Nitrate in Agricultural Drainage. Agricultural and Biosystems Engineering, Iowa State University, Ames, Iowa.

15. attēls. Denitrifikācijas bioreaktora izbūves process.

Augu barības vielu samazināšanas efektivitāte denitrifikācijas bioreaktoros ir atkarīga no ūdens uzturēšanās laika, ieplūstošā ūdens kvalitatīvajiem rādītājiem un gaisa temperatūras. Visaktīvākā denitrifikācijas procesu norise sagaidāma vasaras mēnešos, kad novērojamas augstākās gaisa temperatūras. Gaisa temperatūrai samazinoties, samazināsies arī attīrīšanas efektivitāte. Bioreaktoru ierīkošanas potenciālie ūdeņu kvalitātes ieguvumi apkopoti 6. tabulā.

6. tabula

Bioreaktoru ierīkošanas potenciālo ūdeņu kvalitātes ieguvumu apkopojums

Potenciālie vides ieguvumi	Literatūras avots	Valsts
Nitrātjonu slodzes samazinājums par 55%.	Jaynes et al., 2008	ASV
Nitrātjonu slodzes samazinājums no 8% līdz 55%.	Hoover et al., 2016	ASV

Ortofosfātu slodzes samazinājums par 55%, bioreaktorā darbojoties 100 dienas. Nitrātu slodzes samazinājums no 53 līdz 100%.	Hua et al., 2016	ASV
Nitrātu koncentrācijas samazinājums ir atkarīgs no ūdens uzturēšanās laika bioreaktorā. Piemēram, 4.2 h ir sasniedzams 39% samazinājums, 6.3 h – 76% un 8 h – 96% samazinājums.	Rodriguez, 2010	ASV

2.8. Piesātinātās buferjoslas (saturated buffers)

Piesātināto buferjoslu ierīkošana nav iekļauta atbalstāmajās aktivitātēs saistībā ar videi draudzīgu meliorācijas sistēmu ieviešanu Latvijā. Piesātināto buferjoslu darbības principi ir līdzīgi kā bioreaktoru gadījumā. Drenu sistēmu akumulētais ūdens tiek nevis pēc iespējas ātrāk novadīts atklātā gultnē, bet gan pārtverts un izkļiedēts buferjoslā, tādējādi sekmējot augu barības vielu samazinājumu. Šī meliorācijas sistēmu elementa nosaukums norāda, ka ūdens tiek novadīts uz buferjoslu, tādējādi sekmējot tās piesātinājumu ar ūdeni, kā rezultātā denitrifikācijas procesu ietekmē un augiem uzņemot slāpekļa un fosfora savienojumus notiek ūdens attīrīšana no nevēlamajiem savienojumiem.

Šī pasākuma ieviešanas efektivitāte ir atkarīga no buferjoslas platuma, augsnes īpašībām un veģetācijas nodrošinājuma. Buferjoslas platums ietekmē ūdens filtrācijas laiku, organiskās vielas saturs buferjoslas augsnē ietekmē denitrifikācijas procesu intensitāti, kamēr veģetācijas sugu dažādība ietekmē augu barības vielu uzņemšanu. Piesātināto buferjoslu ierīkošanas ieguvumi apkopoti 7. tabulā.

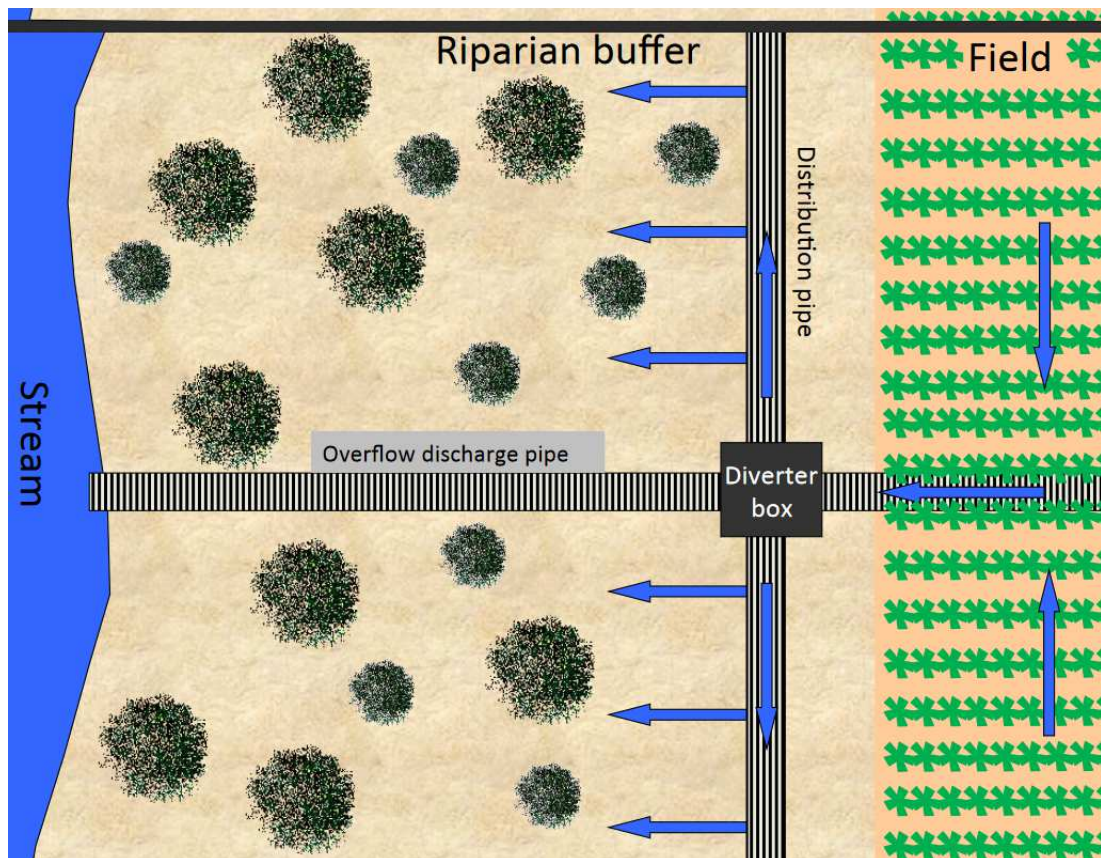
7. tabula

Piesātināto buferjoslu ierīkošanas potenciālo ūdeņu kvalitātes ieguvumu apkopojums

Potenciālie vides ieguvumi	Literatūras avots	Valsts
5 līdz 10 metru platas buferjoslas samazina kopējā fosfora noplūdi no 42% līdz 96%, nitrātu slodzi no 27% līdz 81%, augšņu daļiņu izskalošanos no 55% līdz 97% un organiskās vielas izskalošanos no 83% līdz 90%.	Hoffman et al., 2009	Dānija, Somija, Norvēģija
Daudzgadīgo zālāju buferjosla samazina nitrātu slodzi par 35%, kopējā slāpekļa slodzi par 73% un	Zhou et al., 2014	ASV

kopējā fosfora slodzi par 82%.		
Zālāja un krūmu veidota buferjosla samazina kopējo suspendēto daļiņu koncentrāciju par 97.9%, kopējā fosfora koncentrāciju par 42.9% un kopējā slāpekļa koncentrāciju par 44.4%.	Mankin et al., 2007	ASV

Piesātināto buferjoslu ierīkošanas tehniskie risinājumi ietver kontrolakas izbūvi pirms drenu sistēmas iztekas, kas nodrošina ūdens sadali uz buferjoslu un atklāto gultni. No kontrolakas uz abām pusēm tiek izveidoti drenu zari, kas realizē ūdens izkļiude paralēli vaļējai ūdenstecei. Izbūvējamo drenu zaru garums ir atkarībs no vietas reljefa apstākļiem un tuvumā esošajām citu drenu sistēmu iztekām (16. attēls).



Avots: Janes D.B. and Isenhardt T. Saturating Riparian Buffers In Tile Drained Landscapes for Nitrate Removal. Prezentācijas materiāls.

16. attēls. Piesātināto buferjoslu shematisks attēlojums.

3. Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ierīkošanas izmaksu aprēķins

Videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu ierīkošanas izmaksu aprēķins tika veikts balstoties uz 2014. gada 30. septembra MK noteikumu Nr. 600 «Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam "Ieguldījumi materiālajos aktīvos"» (turpmāk šajā atskaites nodaļā – Noteikumi) saturu. Aprēķinos ņemti vērā Noteikumu 12. pielikumā norādītie videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu apraksti un izmērāmie kritēriji.

Lai standartizētu meliorācijas elementu būvdarbu apjomu aprēķināšanas metodiku tika pieņemts, ka visi videi draudzīgie meliorācijas sistēmu elementi tiek izbūvēti esošā grāvī, kuram raksturīgs 0.4 m dibena platums, 1.2 m dziļums un 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs. Savukārt, lai vienotā veidā aprēķinātu iespējamās meliorācijas elementu būvniecības izmaksas, tika izmantotas Noteikumu 8. pielikumā noteiktās būvdarbu maksimālās attiecināmās izmaksas. 8. tabulā apkopotas Noteikumu 12. tabulā iekļauto elementu būvniecības izmaksas. Detalizēts pieņemto parametru un izbūves izmaksu aprēķina izklāsts dots šīs nodaļas turpinājumā.

8. tabula

Aprēķināto videi draudzīgu meliorācijas elementu būvniecības izmaksu apkopojums

Videi draudzīgi meliorācijas sistēmu elementi	Būvniecības izmaksas, EUR
Sedimentācijas baseins	1540
Divpakāpju meliorācijas grāvis	1500
Akmeņu krāvums	104
Akmeņu krāvuma uz grunts pamatnes	85
Meandrēšana	1416
Kontrolētā drenāža	424 līdz 1024
Mākslīgā mitrzeme	1410 līdz 12000

3.1. Sedimentācijas baseinu ierīkošanas izmaksu aprēķins

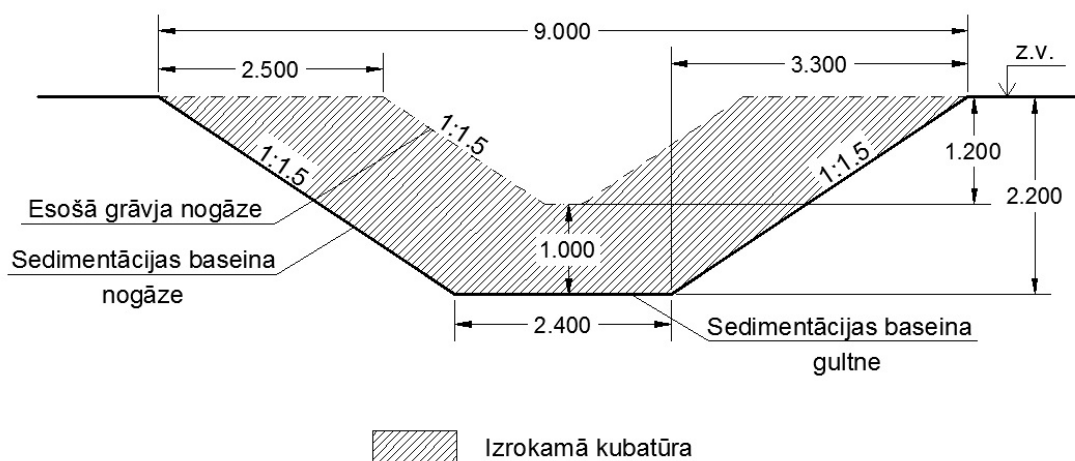
Noteikumos definēts, ka sedimentācijas baseini ir lauksaimniecības un meža zemes nosusināšanas sistēmu ūdensnoteku (ūdensteču, novadgrāvju) gultņu paplašinājumi un

padziļinājumi ar ūdeni izskalojamo produktu sedimentācijai un bioloģiskai akumulācijai (nostādinātājbaseini).

Aprēķinā iekļautā sedimentācijas baseina parametri:

Novadgrāvja posma garums ir 300 m, sedimentācijas baseina izbūves vieta pēc iespējas tuvāk ietecei dabiskā ūdenstecē. Sedimentācijas baseinu izbūvē 50 m garā posmā, izveidojot 1.0 m padziļinājumu un 2.5 m paplašinājumu, kas veido par 2 m platāku sedimentācijas baseina dibena platumu nekā esošajam grāvim. Pieņemtie parametri:

- 300 m garš esošs grāvis;
- 50 m garš sedimentācijas baseins;
- 0.4 m esošā grāvja dibena platums;
- 1.2 m esošā grāvja dziļums;
- 2.4 m gultnes platums sedimentācijas baseinā;
- 1 m gultnes padziļinājums;
- 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs.



Avots: Linda Grinberga.

17. attēls. Sedimentācijas baseina šķērsgriezums.

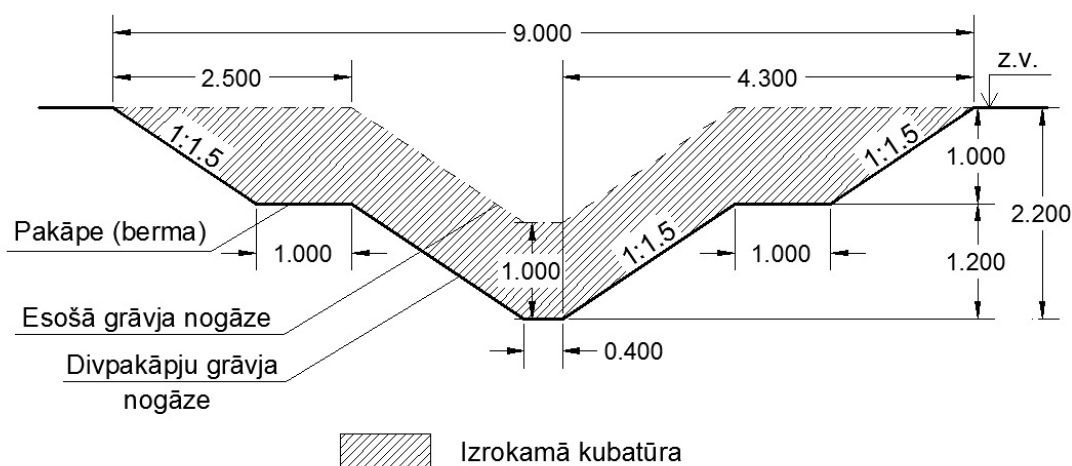
Izrokamā kubatūra sedimentācijas baseinam, kas tiks būvēts esoša grāvja ietvaros, noteikta grafiski izmērot izrokamo šķērsgriezuma laukumu un sareizinot ar sedimentācijas baseina garumu: $7.7 \text{ m}^2 \times 50 \text{ m} = 385 \text{ m}^3$. Noteikumos norādīts, ka ūdensnoteku, novadgrāvju un grāvju pārbūves, atjaunošanas būvdarbu maksimālās attiecināmās izmaksas 1 m^3 izrokamās grunts lauksaimniecības zemēs ir 4 EUR. Tātad pieņemtā sedimentācijas baseina grunts darbu izmaksas būs 1540 EUR.

3.2. Divpakāpju meliorācijas grāvju ierīkošanas izmaksu aprēķins

Noteikumos divpakāpju meliorācijas grāvji definēti kā divpakāpju salikts ūdensnotekas gultnes šķērsprofils, veidojot vai saglabājot izveidojušās mākslīgās palienes ar nostiprinājumiem vai bez tiem. Aprēķinos pieņem saliktā šķērsprofila pakāpes platumu 1.0 m. Divpakāpju saliktā šķērsprofilu posma kopējais garums 50 m.

Aprēķinā iekļautā divpakāpju meliorācijas grāvja parametri:

- 50 m garš divpakāpju grāvja posms
- 0.4 m esošā grāvja dibena platums
- 1.2 m esošā grāvja dziļums
- 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs
- Bez nogāžu nostiprinājumiem



Avots: Linda Grinberga.

18. attēls. Divpakāpju meliorācijas grāvja šķērsriezums.

Pārbūvējot esošu grāvi par divpakāpju meliorācijas grāvi, izrokamā kubatūra noteikta grafiski izmērot izrokamo šķērsriezuma laukumu un sareizinot ar divpakāpju posma garumu: $7.5 \text{ m}^2 \times 50 \text{ m} = 375 \text{ m}^3$. Noteikumos norādīts, ka ūdensnoteku, novadgrāvju un grāvju pārbūves, atjaunošanas būvdarbu maksimālās attiecināmās izmaksas 1 m^3 izrokamās grunts lauksaimniecības zemēs ir 4 EUR. Tātad pieņemtā divpakāpju meliorācijas grāvja posma izbūves izmaksas būs 1500 EUR.

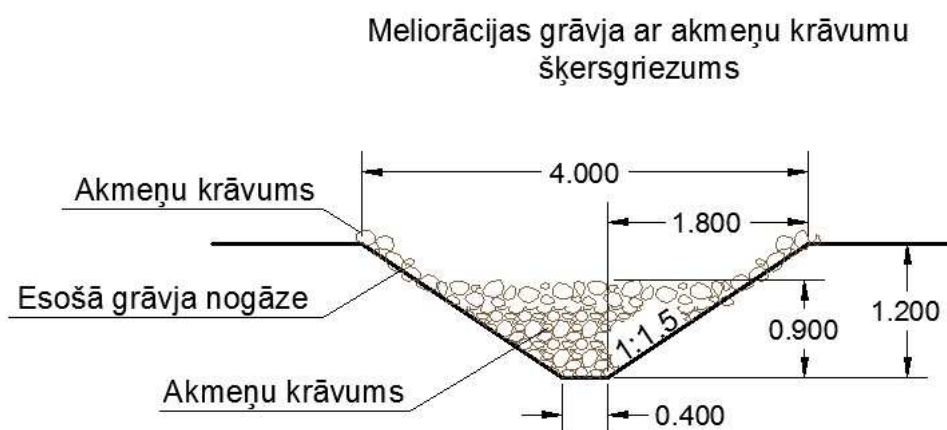
3.3. Akmeņu krāvumu ierīkošanas izmaksu aprēķins

Noteikumos par akmeņu krāvumiem uzskata gultnē atstātos lielos akmeņus vai izveidotus akmeņu krāvumus, kas veido krācītes, kas izvietoti projektējot atjaunojamas vai

pārbūvējamas ūdensnotekas vai novadgrāvja trasi, garenslīpumu un šķērsprofilu. Būvdarbu apjomu aprēķinos pieņem divu veidu akmeņu krāvumus esošā ūdensnotekā, kur abos gadījumos akmeņu krāvums veido sliekšni un augštecē paredzēta ūdens līmeņa uzstādīnāšana. Gultnē atstājamo akmeņu diametrs – ne mazāks par 0.2 m, un katra krāvuma kopējais tilpums 4.95 m³.

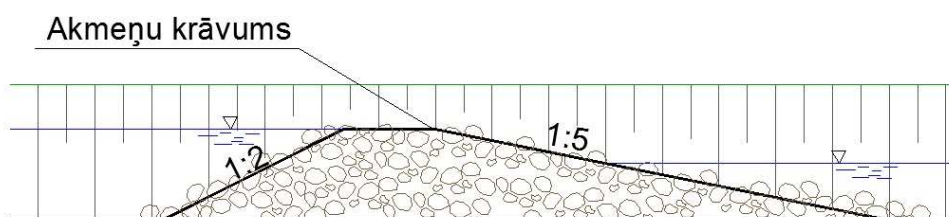
a) akmeņu krāvums izveidots esoša meliorācijas grāvja gultnē ar pieņemtiem vidējiem parametriem:

- 0.4 m esošā grāvja dibena platums
- 1.2 m esošā grāvja dziļums
- 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs



Avots: Linda Grinberga.

19. attēls. Akmeņu krāvuma šķērsgriezums.



Avots: Linda Grinberga.

20. attēls. Akmeņu krāvuma garengriezums.

Būvdarbu apjomu veido akmeņu krāvuma izveidošana esošā grāvja gultnē un laukakmeņu iegādes izmaksas. Laukakmeņu izmaksas pieņem atbilstoši vidējām, kas

dotajā brīdī tiek piedāvātas Latvijas tirgū. Būvniecības izmaksas par akmeņu krāvuma izveidošanu pieņem pēc Noteikumos norādītajām maksimālajām izmaksām, kas var tikt attiecinātas uz 1 m³ izrokamās grunts apjoma izmaksām lauksaimniecības zemēs.

9. tabula

Akmeņu krāvuma būvniecības izmaksas

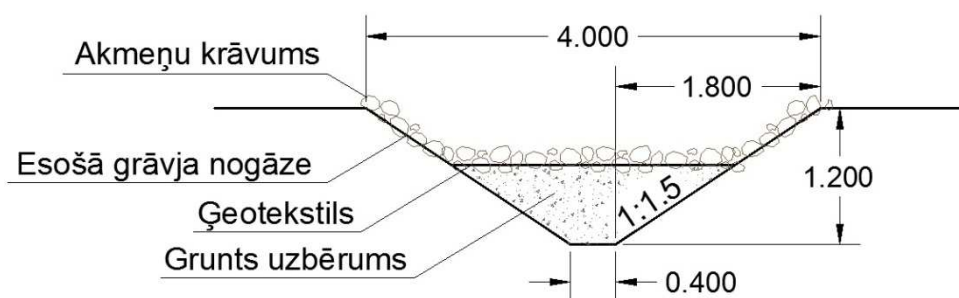
Materiāls	Daudzums	Mērvienība	Cena par mērvienību, EUR	Izmaksas par materiālu, EUR
Laukakmeņi	4.95	m ³	17 (vidējā cena tirgū)	84
Būvniecības izmaksas	4.95	m ³	4	19.8

Akmeņu krāvuma kopējās izmaksas būs 103.8 EUR.

b) akmeņu krāvums uz grunts pamatnes, kas stiprināta ar ģeotekstilu, izveidots esošā meliorācijas grāvja gultnē ar pieņemtiem vidējiem parametriem:

- 0.4 m esošā grāvja dibena platums
- 1.2 m esošā grāvja dziļums
- 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs

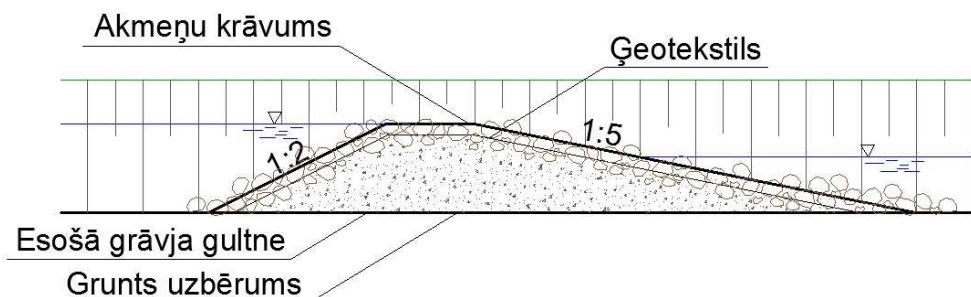
Meliorācijas grāvja ar akmeņu krāvumu šķersgriezums



Avots: Linda Grinberga.

21. attēls. Akmeņu krāvuma uz grunts pamatnes šķersgriezums.

Meliorācijas grāvja ar akmeņu krāvumu garengriezums



Avots: Linda Grinberga.

22. attēls. Akmeņu krāvuma uz grunts pamatnes garengriezums.

Būvdarbu apjomu sastāda laukakmeņu krāvums esoša grāvja gultnē, bļietētas grunts uzbērums, kā arī ģeotekstila un laukakmeņu izmaksas. Tā kā Noteikumos konkrētās pozīcijas nav norādītas, laukakmeņu izmaksas pieņem atbilstoši vidējām, kas dotajā brīdī tiek piedāvātas Latvijas tirgū. Būvniecības izmaksas par akmeņu krāvuma un grunts pamatnes izveidošanu pieņem pēc Noteikumos norādītās izmaksas, kas attiecinātas uz 1 m³ izrokamās grunts apjoma izmaksām lauksaimniecības zemēs.

10. tabula

Akmeņu krāvuma uz grunts pamatnes būvniecības izmaksas

Materiāls	Daudzums	Mērvienība	Cena par mērvienību, EUR	Izmaksas par materiālu, EUR
Laukakmeņi	2.09	m ³	17 (vidējā cena tirgū)	35.53
Ģeotekstils	15	m ²	1.04	15.60
Grunts	2.86	m ³	5 (vidējā cena tirgū)	14.30
Būvniecības izmaksas	4.95	m ³	4	19.8

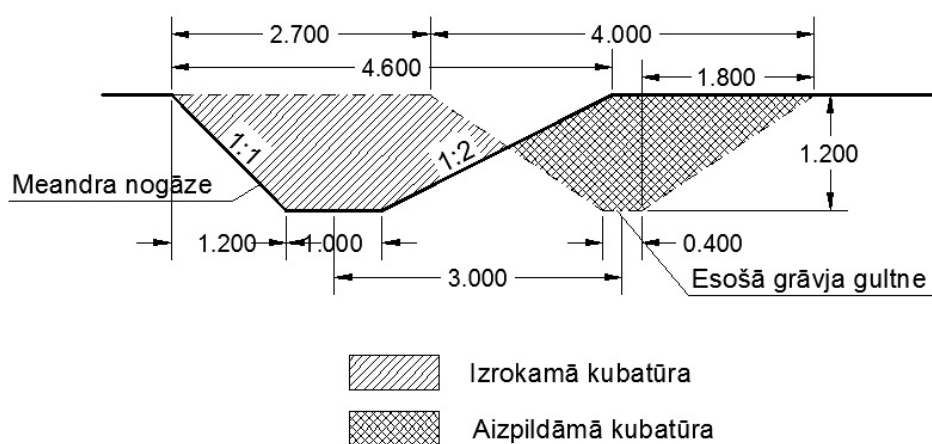
Akmeņu krāvuma uz grunts pamatnes kopējās izmaksas būs 85.23 EUR.

3.4. Meandrēšanas izmaksu aprēķins

Noteikumos definēts, ka meandrēšana ir ūdensnotekas gultnes sīklīkumainības veidošana, atjaunojot vecās gultnes posmus vai veidojot jaunus līkumus. Aprēķinos pieņem izveidot jaunus līkumus ar ne mazāk kā 3 m lielu liekuma rādiusu no pastāvošā meliorācijas grāvja ass līnijas un 6 līkumiem attiecīgajā posmā vienuviet. 23., 24. un 25. attēlos parādīti divi no 6 paredzētajiem un aprēķinos iekļautajiem meandriem jeb jaunizbūvētiem esošā grāvja līkumiem. Izbūves vieta – pēc iespējas tuvāk ietecei dabiskā ūdenstecē. Pieņemtie esošā grāvja parametri:

- 0.4 m esošā grāvja dibena platums
- 1.2 m esošā grāvja dziļums
- 1.5 nogāžu slīpuma rādītājs

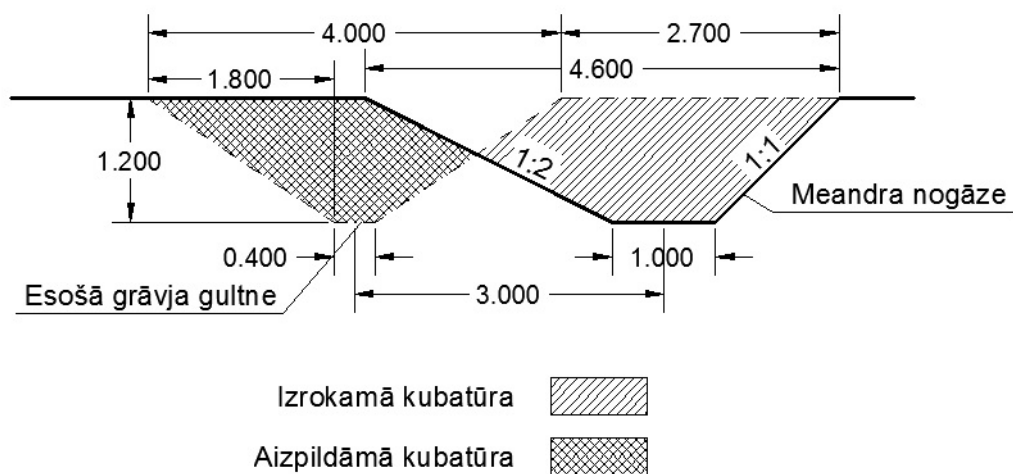
Meandra griezumums A-A



Avots: Linda Grinberga.

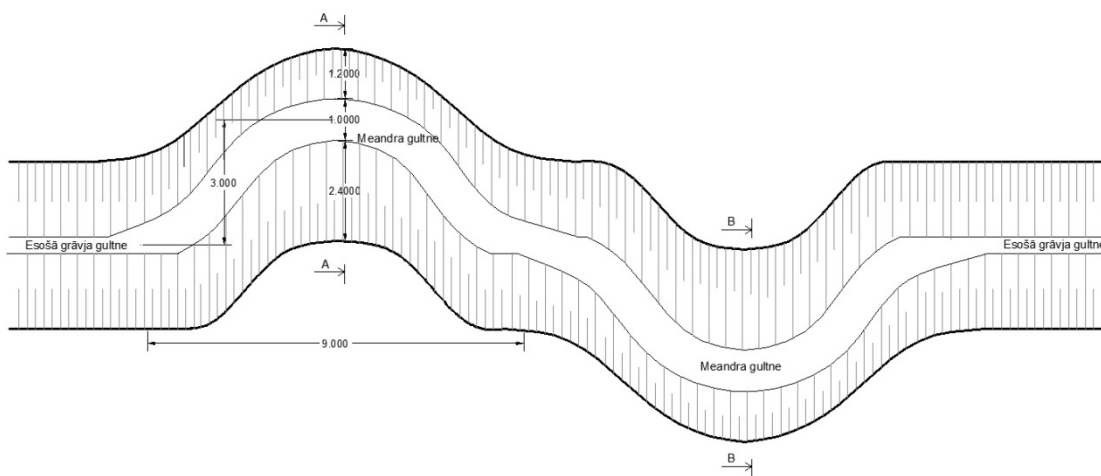
23. attēls. Meandra šķērsriezums A-A.

Meandra griezumums B-B



Avots: Linda Grinberga.

24. attēls. Meandra šķērsriezums B-B.



Avots: Linda Grinberga.

25. attēls. Meandru garengriezums.

Izrokamā un ar blietētu grunti aizpildāmā kubatūra 6 meandriem, kas izbūvēti esošā meliorācijas grāvī, noteikta grafiski izmērot izrokamo šķērsriezuma laukumu un sareizinot ar meandrētā posma garumu – 354 m³. Noteikumos norādīts, ka ūdensnoteku, novadgrāvju un grāvju pārbūves, atjaunošanas būvdarbu maksimālās attiecināmās izmaksas 1 m³ izrokamās grunts lauksaimniecības zemēs ir 4 EUR. Tātad pieņemtā meandrētā grāvja posma izbūves izmaksas būs 1416 EUR.

3.5. Kontrolētās drenāžas ierīkošanas izmaksu aprēķins

Noteikumos definēts, ka kontrolētā drenāža tiek nodrošināta divpusējās mitruma regulēšanas konstrukcijas drenu kontrolakās vai uz drenu kolektoru iztekām.

Aprēķinos pieņem, ka esoša drenu sistēma tiks pārveidota par kontrolēto drenāžu, uzstādot ūdens regulēšanas kontrolaku uz drenu iztekas. Ūdens līmeņa regulēšanas aka (meniķis) DN 1 m ar ieejošās un izejošās caurules diametru DN110mm, dziļums līdz 1.5m. Cena 400 – 1000 EUR dotajā brīdī Latvijas tirgū. Grunts darbi meniķa iebūvei $5.9 \text{ m}^3 \times 4 \text{ EUR} = 23.58 \text{ EUR}$.

3.6. Mākslīgās mitrzemes ierīkošanas izmaksu aprēķins

Mākslīgie mitrāji ir mākslīgi veidoti mitrāji ūdens piesārņojuma piesaistei ar virszemes vai pazemes plūsmu. Aprēķinos izvēlēta virszemes plūsmas mitrzeme, kas izbūvēta īstenojot projektu pēc iespējas tuvu dabiskai ūdenstecei. Mitrzemes baseina dziļums no pamatnes pieņemts 1 m.

Uz pieņemtu lauksaimniecības zemes platību 5 ha ieteicama 0.5 – 4 % mitrzemes platība, t.i. 0.025 – 0.2 ha spoguļa virsmas laukums. Pie esošajiem nosacījumiem grunts darbi jeb izrokamā kubatūra būs robežās no 350 m^3 līdz 3000 m^3 . 2014. gada 30. septembra MK noteikumos Nr. 600 ūdensnoteku, novadgrāvju un grāvju pārbūves, atjaunošanas būvdarbu maksimālās attiecināmās izmaksas 1 m^3 izrokamās grunts lauksaimniecības zemēs ir noteiktas 4 EUR. Tādējādi pieņemtās mākslīgās mitrzemes izbūves izmaksas būs robežās no aptuveni 1400 līdz 12000 EUR.

4. Hidroloģiskā modeļa METQ pielietojums ikdienas caurplūdumu modelēšanā

Mūsdienās hidroloģijā visbiežāk pielieto matemātiskos modeļus, kur kā vieni no populārākajiem tiek uzskatīti konceptuālie modeļi, kuri apvieno vienkāršu struktūru ar modeļa parametru noteikšanu pēc meteoroloģijas un hidrometrisko novērojumu datiem. Hidroloģisko procesu modelēšana sniedz iespējas novērtēt ūdens aprites īpatnības pētījuma teritorijās. Īpaši nozīmīgi tas ir gadījumos, kad nav pieejami hidroloģisko mērījumu rezultāti. Hidroloģiskās modelēšanas rezultātus iespējams izmantot arī videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu projektēšanas fāzē, kad katra konkrētā elementa dimensiju noteikšanai nepieciešams veikt hidroloģiskos aprēķinus un prognozes.

4.1. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ darbības principi

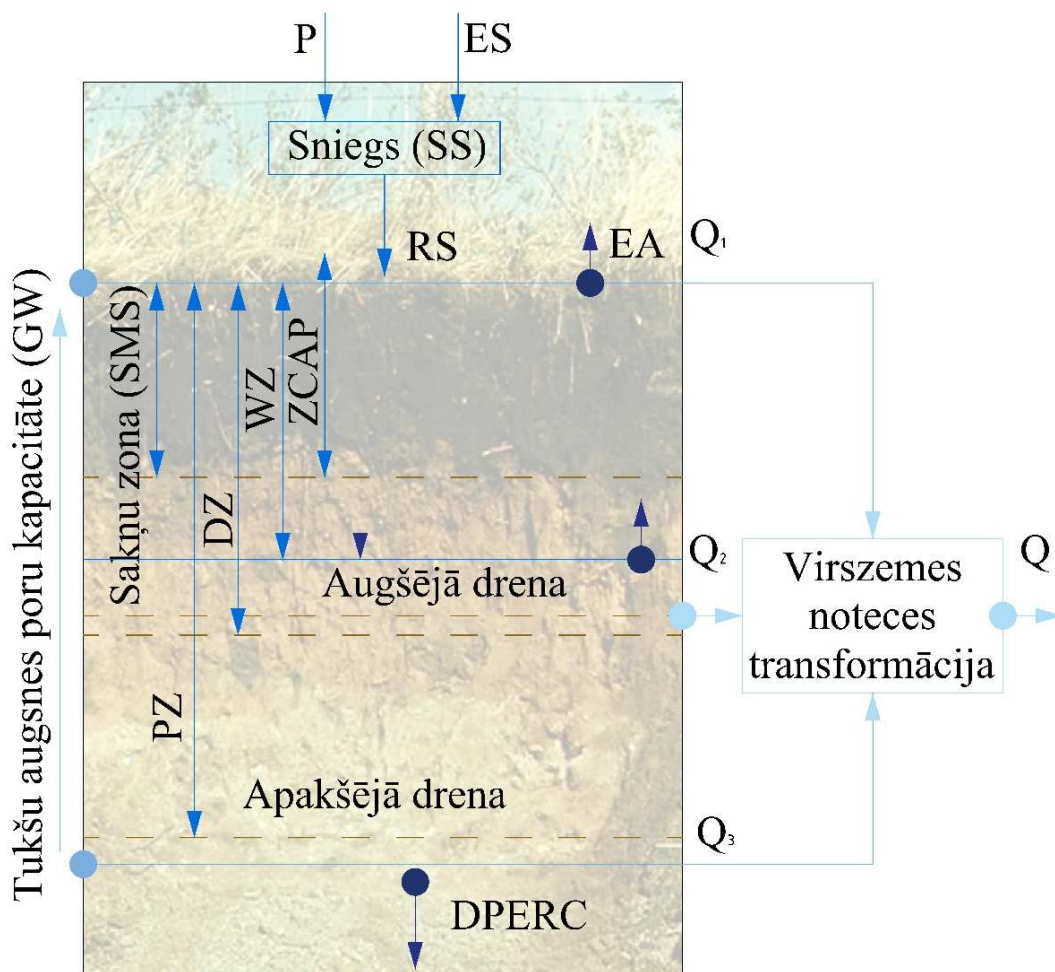
Latvijā 1996. gadā tika izveidots matemātiskais modelis METQ96 (Zīverts un Jauja, 1996), kas ir 1993. gadā izstrādātā modeļa METUL pilnveidota versija noteču aprēķiniem dažāda lieluma upju baseinos. Modelī tiek izmantoti šādi ieejas dati: ikdienas vidējā gaisa temperatūra, diennakts nokrišņu apjoms un gaisa mitruma deficīts. Modelis noteces procesus upes baseinā atveido ar sekojošiem četriem blokiem:

- sniega segas veidošanās un kušanas aprēķinu gada aukstajos periodos;
- aktīva augsnes slāņa ūdens bilances aprēķinu;
- gruntsūdens un kapilārā slāņa bilances aprēķinu;
- noteces transformēšanās aprēķinu hidrogrāfiskajā tīklā.

Turpinot modeļa pilnveidošanu tika izveidota jauna un uzlabota modeļa versija METQ98 (Zīverts un Jauja, 1999), kurā ir dažas būtiskas atšķirības, piemēram, sniega kušanas procesa modelēšana, kurā tika panākta labāka sakritība starp novēroto un modelēto sniega kušanas ūdeņu veidoto palu hidrogrāfu. Jaunākā modeļa versija METQ2012 tika izstrādāta Latvijas Lauksaimniecības universitātes Meža un ūdens resursu zinātniskajā laboratorijā. Modeļa galvenais papildinājums ir urbānās komponentes integrācija aprēķina algoritmā (Grinfelde un Lauva, 2012).

Modeļa METQ2012 konceptuālā shēma ir dota 26. attēlā, kur ar bultām tiek uzskatāmi parādītas galvenās ūdens plūsmas. Ūdens bilances aprēķinos apjomīgs rādītājs ir ūdens uzkrājums hidroloģiskajā reakcijā, kā piemēram, sniega segā, augsnes aktīvajā slānī, gruntsūdenī un ar to saistītajā kapilārajā pacelšanās slānī. Augšējam slānim, kas nosaukts par augsnes aktīvo slāni, šajā modelī nav precīzi definētas apakšējās robežas, toties ir norāde, ka

tajā izvietojas augu sakņu galvenā daļa. Veģetācijas periodā šī slāņa summāro iztvaikošanu nosaka galvenokārt augu transpirācija. Savukārt, gruntsūdens krājumi, šajā hidroloģiskajā modelī, tiek raksturoti ar brīvo poru tilpuma slāni starp zemes virsmu un gruntsūdens līmeni. Katras hidroloģiskās atbilde vienības (*hydrological response unit*) noteci raksturo ar šādām komponentēm: Q_1 – virszemes notece; Q_2 – augsnes notece; Q_3 – dziļā pazemes notece no slāņiem, kas drenējas apskatāmajā upes baseinā. Hidrogrāfiskajā tīklā šīs noteces komponentes apvienojas un transformējas izlīdzinātā upju notecē – Q .



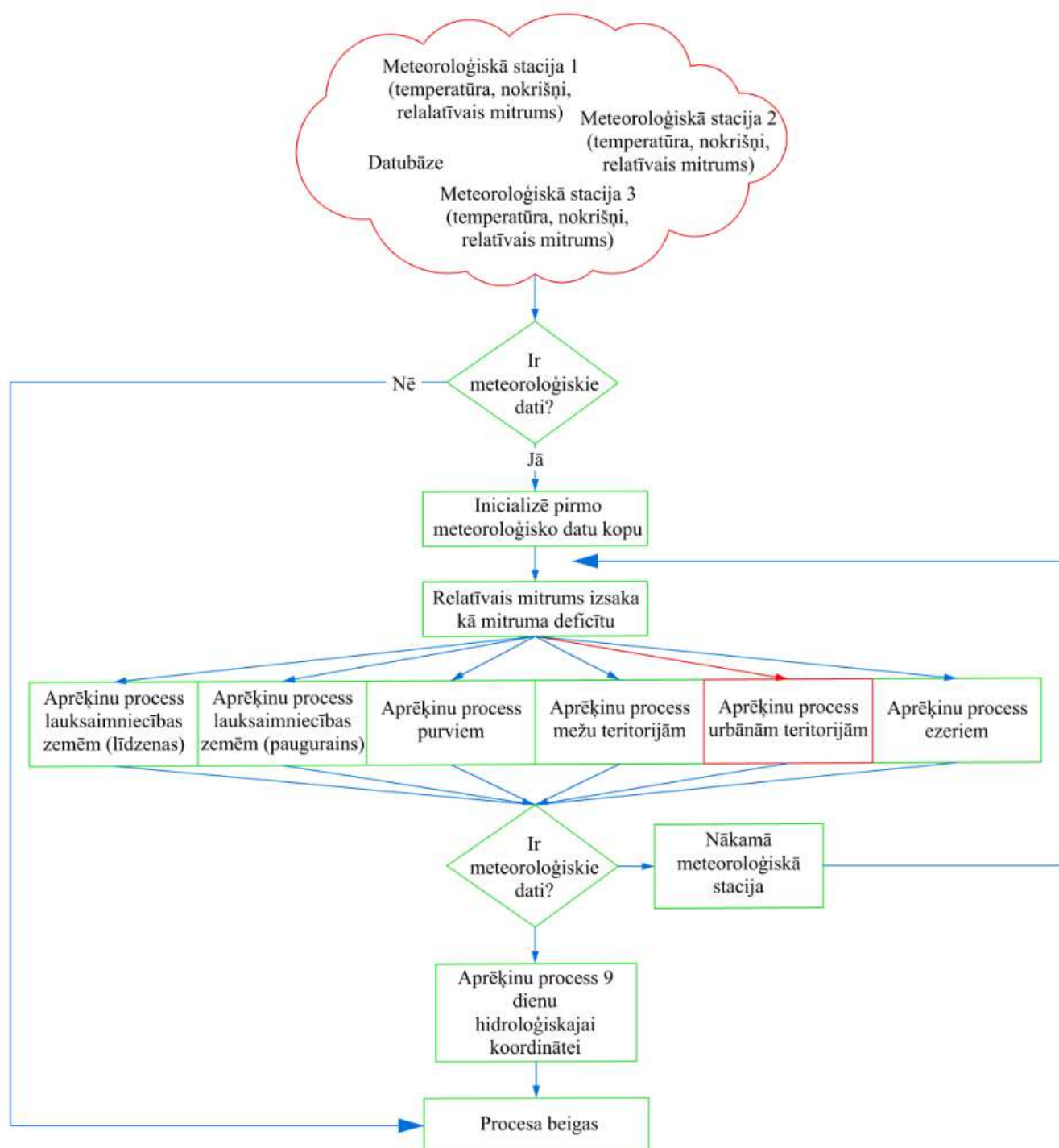
26. attēls. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ shēma.

Modeļa komponentes:

1. **P**– nokrišņi, mm/dnn;
2. **ES** – iztvaikošana no sniega, mm/dnn;
3. **RS** – lietu un sniega kušanas ūdens, mm/dnn;
4. **EA** – iztvaikošana no augsnes aktīvā slāņa, mm/dnn;
5. **SMS** – ūdens saturs augsnes aktīvā slānī, mm;
6. **PZ** – drenētā slāņa biezums, cm;
7. **Q_1, Q_2, Q_3** – noteces komponentes, mm/dnn;

8. **Q** – notece aprēķina vērumā m^3/dnn ;
9. **RCH** – ūdens pārplūde no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm/dnn ;
10. **SS** – ūdens saturs sniegā, mm ;
11. **GW** – brīvo grunts poru tilpums, mm ;
12. **DZ** – augšējā slāņa biezums, cm ;
13. **ZCAP** – kapilārās pacelšanās augstums, cm ;
14. **WZ** – gruntsūdens dziļums, cm ;
15. **DPERC** - dziļā pazemes notece mm/dnn ;

Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ aprēķina algoritma plūsmas diagramma ir parādītā 27. attēlā.



27. attēls. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ aprēķina algoritma plūsmas diagramma (Grinfelde un Lauva, 2012).

Darbu ar modeli uzsāk ar meteoroloģisko datu sagatavošanu un ievietošanu modelī. Ir nepieciešams sagatavot gaisa temperatūras, nokrišņu un relatīvā gaisa mitruma datus diennakts griezumā. Veicot upes sateces baseina modelēšanu, var izmantot vairāku meteoroloģisko staciju datus, šajā gadījumā jānorāda katras meteoroloģisko klimata datu kopas svars. Nākamais solis aprēķinu veikšanā ir katras hidroloģiskās atbildes vienības caurplūduma aprēķins Q_1 – virszemes notece; Q_2 – augsnes notece; Q_3 – dziļā pazemes notece no slāņiem, kas drenējas apskatāmajā upes baseinā. Izmantojot meteoroloģiskos datus, un iepriekšējās dienas aprēķina rezultātus, tiek aprēķināta ūdens balance aktīvajā augsnes slānī, ūdens balance sniega segā, un ūdens balance gruntsūdens slānī.

Ūdens balances vienādojums augsnes aktīvajam slānim ir šāds:

$$SMS_e = SMS_b + RS - EA + CAP - RCH - Q_1 \quad , \quad (1.1)$$

kur SMS_e un SMS_b - ūdens saturs aktīvajā augsnes slānī, attiecīgi apskatāmās diennakts sākuma un beigās, mm;

RS – sniega kušanas un lietus ūdeņi, mm/dnn;

EA – summārā iztvaikošana no augsnes aktīva slāņa, mm/dnn;

CAP – kapilārā pacelšanās, mm/d;

RCH – ūdens pārtece no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm/dnn;

Q_1 - virszemes notece, mm/dnn.

Ūdens balances vienādojums gruntsūdens un kapilārās pacelšanās slānim ir šāds:

$$GW_e = GW_b - RCH + CAP + Q_2 + Q_3 + DPERC \quad , \quad (1.2)$$

kur GW_e un GW_b – brīvo grunts poru tilpums diennakts sākumā un beigās, mm;

RCH – ūdens pārtece no augsnes aktīvā slāņa uz gruntsūdens horizontu, mm/d;

CAP – kapilārā pacelšanās, mm/d;

Q_2 – notece no augšējās “drenas”, mm/d;

Q_3 – notece no apakšējās “drenas”, mm/d;

DPERC – pietece uz dziļākiem slāņiem, mm/d.

Ūdens bilance sniega segā:

$$M = CMELT * (T - T_2), \quad (1.3)$$

kur M – ikdienas sniega kušana, mm;

$(T - T_2)$ – dienas – grādu skaits virs robežtemperatūras, $^{\circ}\text{C}$ d;

$CMELT$ – sniega ūdens atdeves koeficients, mm.

Pēc aprēķina pabeigšanas dati tiek saglabāti katrai hidroloģiskās atbildes vienībai un veikts aprēķina process deviņu dienu koordinātei, kas raksturo ūdens plūsmas transformāciju ūdensteces gultnē.

Hidroloģisko modeļu veiktspēju nosaka, izmantojot divus galvenos kritērijus, kurus ieteicams lietot kopā.

Nash-Sutcliffe kritērijs (NS)

Nash-Sutcliffe kritērijs, kura aprēķina algoritms parādīts 4 vienādojumā (Nash and Sutcliffe, 1970), parāda modelēto un novēroto vērtību sakritību un ir izvedos tieši hidrogrāfu modelēto un novēroto vērtību sakritības novērtēšanai. Novēroto un modelēto datu salīdzināšanai tiek lietots Nash-Sutcliffe modeļu efektivitātes novērtējuma koeficients NS, kuru aprēķina pēc izteiksmes:

$$NS = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y^{mean})^2} \right] \quad (1.4)$$

Kur:

Y_i^{obs} - noteiktā laikā t novērotie ūdens caurplūdumi, m^3/dnn ;

Y_i^{sim} - noteiktā laikā t modelētie caurplūdumi, m^3/dnn ;

Y^{mean} - novēroto novērotie ūdens caurplūdumu vidējā vērtība, m^3/dnn .

Koeficients tiek apzīmēts ar NS un tā vērtības amplitūda svārstās no $-\infty$ līdz 1. Uz perfektu novēroto un modelēto datu sakritību norāda $NS = 1$. Koeficienta vērtība robežās no 0.0 līdz 1.0 norāda uz apmierinošu modelēto datu sniegumu, savukārt ja vērtība ir ≤ 0 , tad tas nozīmē, ka novēroto datu vidējā vērtība ir ticamāka nekā modelētā (Moriasi et.al., 2007).

Pīrsona korelācijas koeficients (r) un determinācijas koeficients (R²)

Pīrsona korelācijas koeficients un determinācijas koeficients parāda novēroto un modelēto datu kolinearitāti un noteikt sakarības ciešumu novērotajiem un modelētajiem datiem. Lineārās sakarības ciešumu raksturo lineārās korelācijas koeficients, kura vērtība svārstās robežās no -1.0 līdz 1.0 (Arhipova un Bāliņa, 2006). Korelācijas koeficienta vērtība raksturo atbilstošās sakarības ciešumu, vērtību sakarību skaidrojums apkopots 11. tabulā (Arhipova un Bāliņa, 2006; Moriasi et. al., 2007):

11. tabula

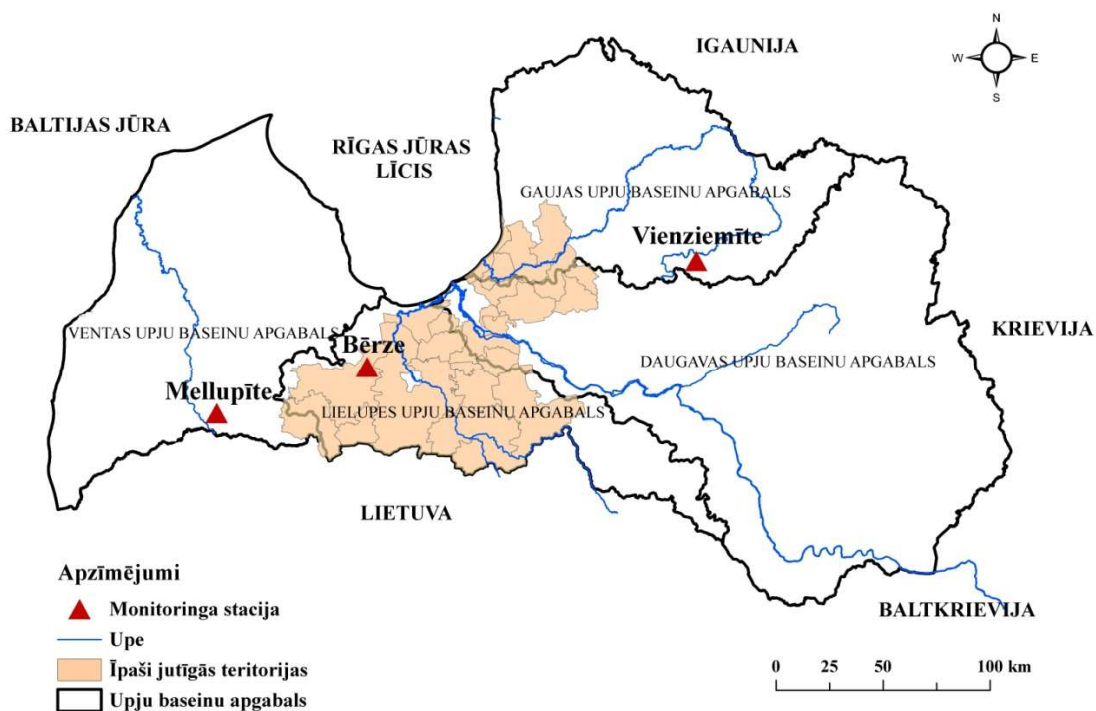
Korelācijas koeficienta vērtības un tām atbilstošā sakarības ciešuma raksturojums

Korelācijas koeficienta vērtība	Lineārā sakarība
-1	funkcionāla negatīva
0	neeksistē
1	funkcionāla pozitīva
$ r < 0.5$	vāja
$0.5 \leq r \leq 0.8$	vidēji cieša
$ r > 0.8$	cieša

Determinācijas koeficients R² atspoguļo novēroto datu dispersijas proporciju (proportion of variance), kas tiek izskaidrota ar modelētajiem datiem. Determinācijas koeficienta R² vērtība svārstās robežās no 0.0 līdz 1.0 un vērtība, kas ir augstāka par 0,5 tiek uzskatīta par pietiekamu. Pīrsona korelācijas koeficients un Determinācijas koeficients ir īpaši jūtīgi attiecībā pret ekstrēmām vērtībām (Moriasi et. al., 2007).

4.2. Lauksaimniecības noteču monitoringa vietu apraksts

Veicot pētījumus par ūdeņu kvalitāti raksturojošo slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņām, kā arī par hidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem, tika izmantoti Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedras veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa dati un valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra” (LVĢMC) meteoroloģisko novērojumu dati, kas iegūti laika posmā no 1995. līdz 2015. gadam. Izklidētā piesārņojuma monitoringa stacijas „Mellupīte” (Saldus novads), „Bērze” (Dobele novads) un „Vienziemīte” (Jaunpiebalgas novads) atrodas attiecīgi Ventas, Lielupes un Gaujas upju baseinu apgabalos. Monitoringa staciju atrašanās vietas norādītas 2.1. attēlā.



Avots: LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras ģeotelpiskie dati.

28. attēls. Lauksaimniecības nōteču monitoringa staciju izvietojums Latvijā.

Balstoties uz ikgadējo zemnieku saimniecību aptauju rezultātiem, iespējams secināt, ka Bērzes monitoringa stacijas sateces baseins raksturo intensīvus, Mellupītes – vidēji intensīvus, bet Vienziemītes – ekstensīvus lauksaimnieciskās ražošanas apstākļus Latvijā. Monitoringa staciju, pētniecības līmeņu un mērījumu raksturojums dots 2.1. tabulā.

12. tabula

Pētīto mazo sateces baseinu raksturojums

Monitoringa stacija	Platība, ha	Lauksaimniecības zemju īpatsvars, %	Dominējošās augsnes raksturojums pēc granulometriskā sastāva	Monitoringa periods
Mellupīte	960	69	Smilšmāls	1995. – 2015. g.
Bērze	368	98	Putekļains māls	1995. – 2015. g.
Vienziemīte	592	78	Mālsmilts	1995. – 2015. g.

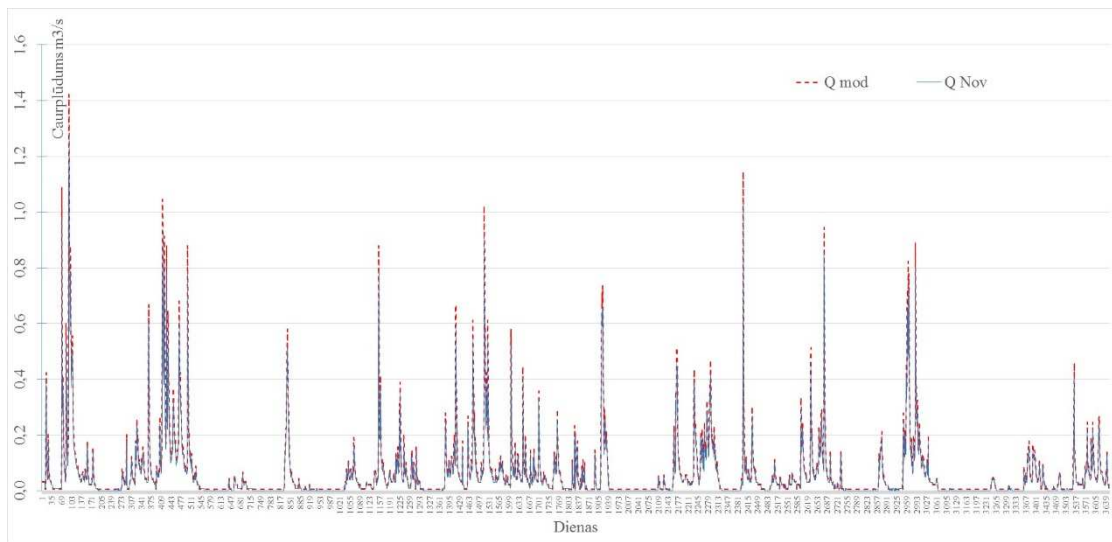
4.3. Konceptuālā hidroloģiskā modeļa METQ kalibrācijas un validācijas rezultāti pētītajos mazajos sateces baseinos

Modeļa kalibrēšanai izmantots tā saucamais mēģinājumu – kļūdu paņēmieni. Saskaņā ar šo paņēmieni parametrus pakāpeniski maina, kamēr tiek iegūta labākā modelēto un novēroto lielumu sakritība. Modelēto un novēroto lielumu sakritība tiek vērtēta pēc vairākiem rādītājiem:

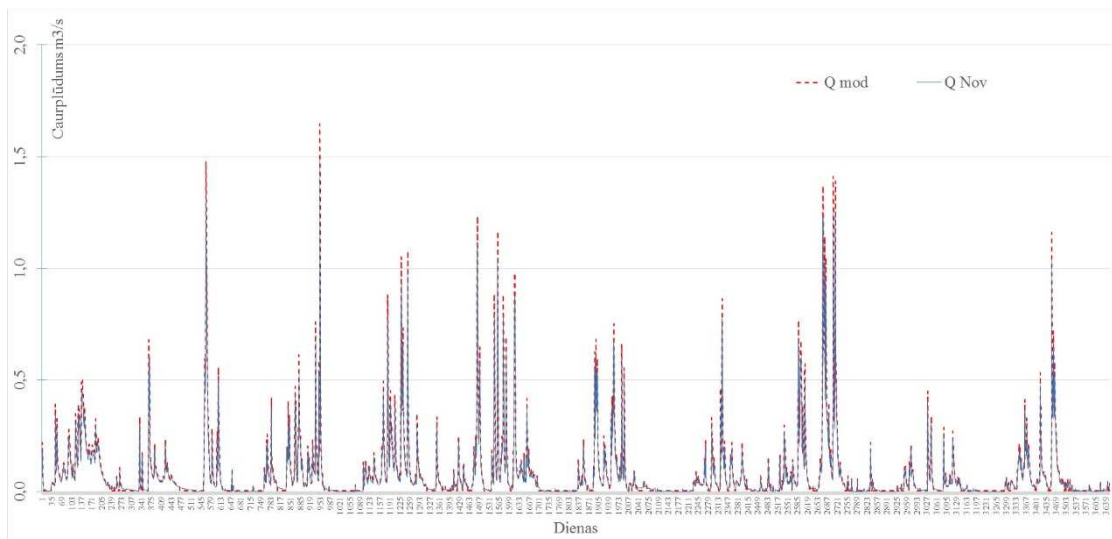
- Ilggadīgajiem vidējiem caurplūdumiem;
- Naša kritērija;
- Korelācijas koeficienta;
- Vizuāli salīdzinot modelētos un novērotos hidrogrāfus.

Septiņi parametri ir kalibrējami katram upes baseinam atsevišķi, bet pārējie paliek nemainīgi, pat neskatoties uz to, ka tiek pielietoti dažādiem upju baseiniem. Savukārt parametri, kuri maina savu vērtību mainoties upes sateces baseinam ir tie, kuri visprecīzāk raksturo notekes veidošanās procesu. Tie ir: A2, A3, DZ, PZ, un DPERC. Pie kalibrējamiem parametriem tiek pieskaitīti arī sniega kušanas procesu raksturojošie parametri CMELTB un AMELT.

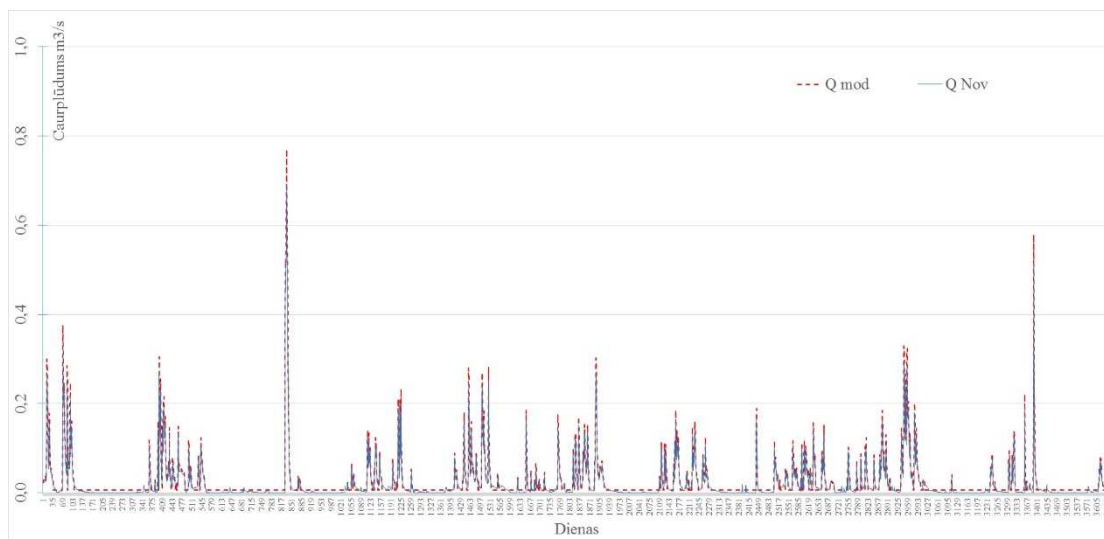
Matemātiskais modelis kalibrēts balstoties uz hidroloģisko mērījumu rezultātiem Vienziemītes, Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās, kas raksturo hidroloģiskos apstākļus 10 gadu ilgā laika periodā (1994.-2003.). Modeļa kalibrēšanas rezultāti parāda, ka modelēto un novēroto caurplūdumu sakritība ir salīdzinoši laba. Korelācijas koeficients Vienziemītes baseinam - 0.89, Bērzes baseinam - 0.86 un Mellupītes baseinam - 0.87, savukārt Naša kritērijs Vienziemītes baseinam - 0.82, Bērzes baseinam - 0.79 un Mellupītes baseinam - 0.81. Modelētie un novērotie hidrogrāfi ir doti 29., 30. un 31. attēlos.



29. attēls. Kalibrācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Vienziemītes sateces baseinam.

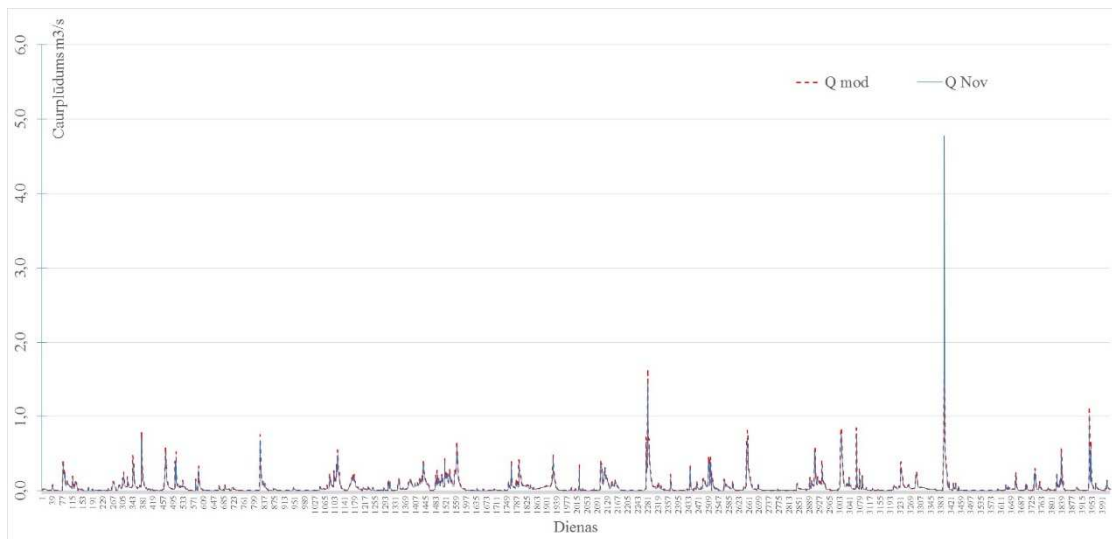


30. attēls. Kalibrācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Mellupītes sateces baseinam.

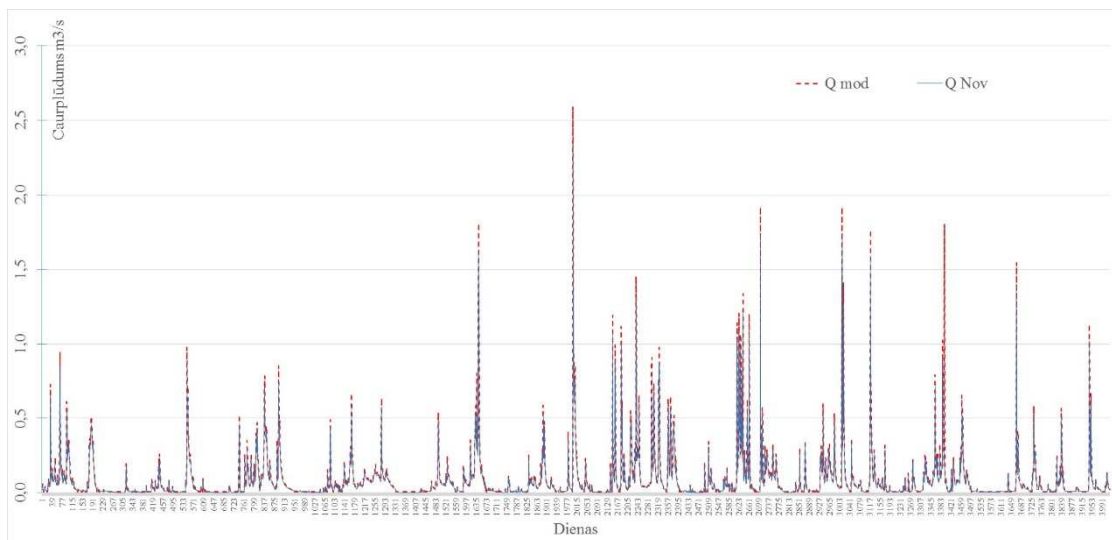


31. attēls. Kalibrācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Bērze sateces baseinam.

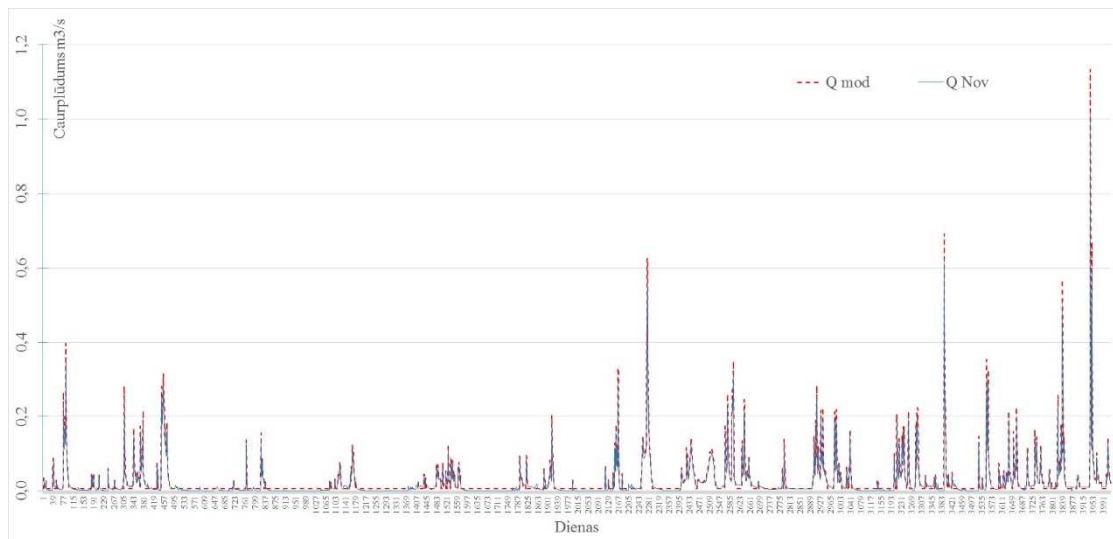
Matemātiskais modelis validēts Vienziemītes, Bērze un Mellupītes hidroloģiskajiem posteņiem 10 gadu periodā (2004.-2013.). Validēšanas rezultāti parādīja, ka modelēto un novēroto caurplūdumu sakritība ir salīdzinoši laba arī validācijas periodā taču ir novērojams korelācijas koeficienta samazinājums. Korelācijas koeficients Vienziemītes baseinam samazinājās no 0.89 uz 0.85, kas varētu būt saistīts ar ekstrēmu caurplūdumu 2013. gada sākumā, kur modelētais caurplūdums ir ievērojami mazāks nekā novērotais. Šāda modelēto un novēroto vērtību nesakritība varētu būt skaidrojama ar strauju sniega kušanu Vidzemē un mērpārgāznes apledojumu, kas visdrīzākais ietekmēja mērījumu rezultātus. Korelācijas koeficients Bērze baseinam samazinājās no 0.86 uz 0.85, kamēr Mellupītes baseinam no 0.87 uz 0.82. Modelētie un novērotie validācijas perioda hidrogrāfi ir doti 32., 33. un 34. attēlos.



32. attēls. Validācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Vienziemītes sateces baseinam.



33. attēls. Validācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Mellupītes sateces baseinam.



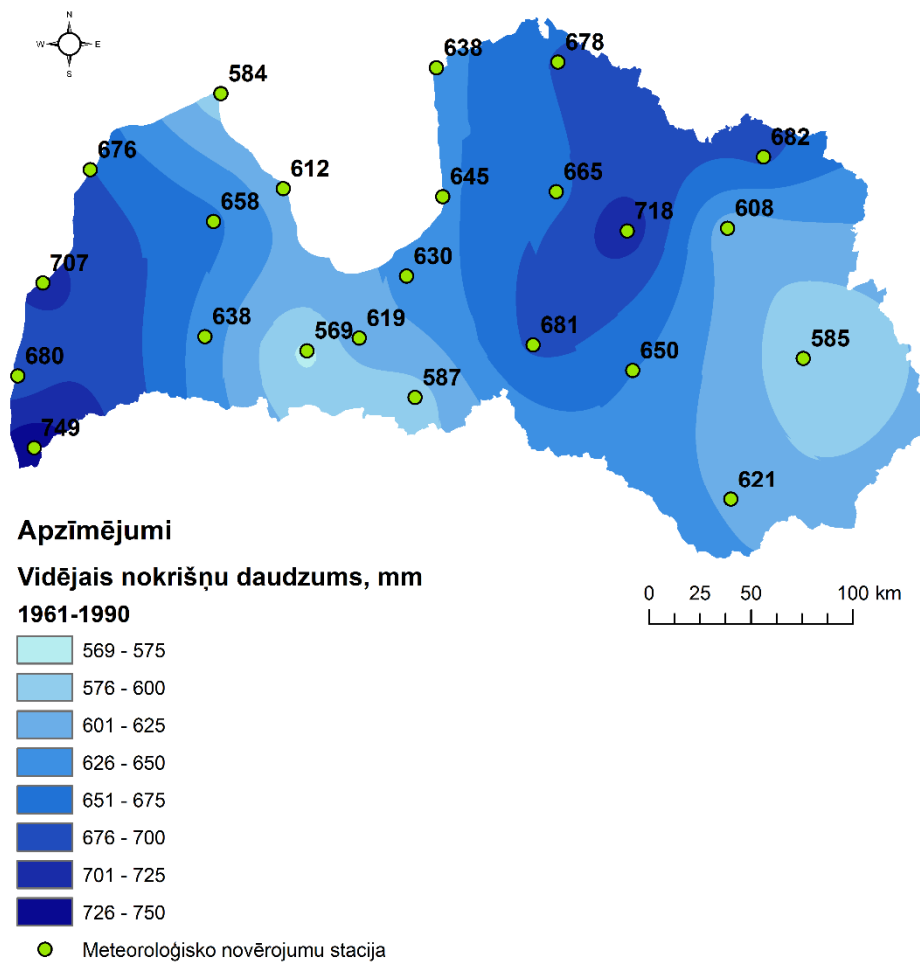
34. attēls. Validācijas periodā modelētās un novērotās caurplūdumu vērtības Bērzes sateces baseinam.

5. Latvijas ģeoklimatisko apstākļu raksturojums un klimata mainības tendenču izpēte

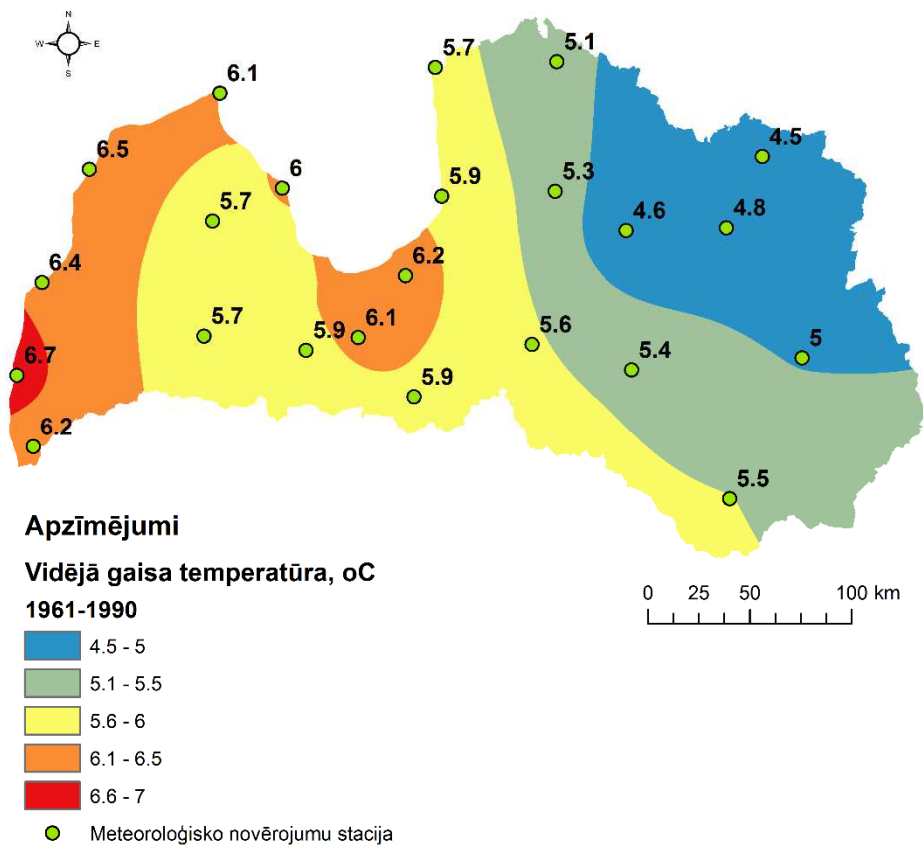
Meteoroloģisko apstākļu analīze tika veikta, izmantojot publiski pieejamos valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra” (LVĢMC) meteoroloģisko novērojumu datus. Vēsturisko meteoroloģisko apstākļu analīzei tika izmantoti ikdienas nokrišņu un gaisa temperatūras mērījumu rezultāti, kas iegūti laika posmā no 1961. līdz 1990. gadam. Mūsdienu apstākļu raksturošanai izmantoti meteoroloģiskie dati, kas novēroti laika posmā no 1991. līdz 2015. gadam. Lai noskaidrotu klimata mainības tendences veikta abiem laika periodiem raksturīgo datu kopu salīdzināšana. Pētījumā izmantoti meteoroloģiskie dati, kas novēroti 23 Latvijas pilsētās – Ainaži, Alūksne, Bauska, Daugavpils, Dobeles, Gulbene, Jelgava, Kolka, Liepāja, Mērsrags, Pāvilosta, Priekule, Rēzekne, Rīga, Rucava, Rūjiena, Saldus, Skrīveri, Skulte, Stende, Ventspils, Zilāni, Zosēni. Nokrišņu un gaisa temperatūras datu interpolācijai tika izmantota ArcGIS 10.3 for Desktop programmatūra un Ordinary Kriging interpolācijas metode.

5.1. Vēsturisko meteoroloģisko apstākļu analīze

Laika posmā no 1961. līdz 1990. gadam vidējais nokrišņu daudzums Latvijas pilsētās svārstās robežās no 569 mm līdz 749 mm, attiecīgi Dobeles un Rucavā (35. attēls). Mitrākie apstākļi novēroti Baltijas jūras piekrastē un Vidzemes augstiemē, kamēr salīdzinoši mazāk nokrišņu izkrituši Latvijas centrālajā un austrumu reģionos. Zīmīgi, ka dažādās valsts daļās vidējais nokrišņu daudzums var atšķirties pat par aptuveni 200 mm. Šajā laika periodā novērotas gada vidējo gaisa temperatūras vērtību svārstības robežās no 4.5°C līdz 6.7°C, attiecīgi Alūksnē un Liepājā (36. attēls). Siltāki apstākļi novēroti Baltijas jūras un Rīgas jūras līča tiešā tuvumā, kamēr salīdzinoši vēsāki apstākļi konstatēti Latvijas ziemeļaustrumu un austrumu reģionos. Kopumā lielāks izkritušo nokrišņu daudzums palielina arī noteces apjomu ūdenstecēs, kas noteikti jāņem vērā projektējot videi draudzīgus meliorācijas sistēmu elementus. Siltāki apstākļi pagarina veģetācijas periodu un sekmē augu barības vielu pārveidošanās procesu norisi, kas var labvēlīgi ietekmēt augu barības vielu samazināšanos. Tajā pašā laikā siltāki apstākļi ir labvēlīgi arī eutrofikācijas procesu norisei, kas negatīvi ietekmē ūdeņu ekoloģisko stāvokli.



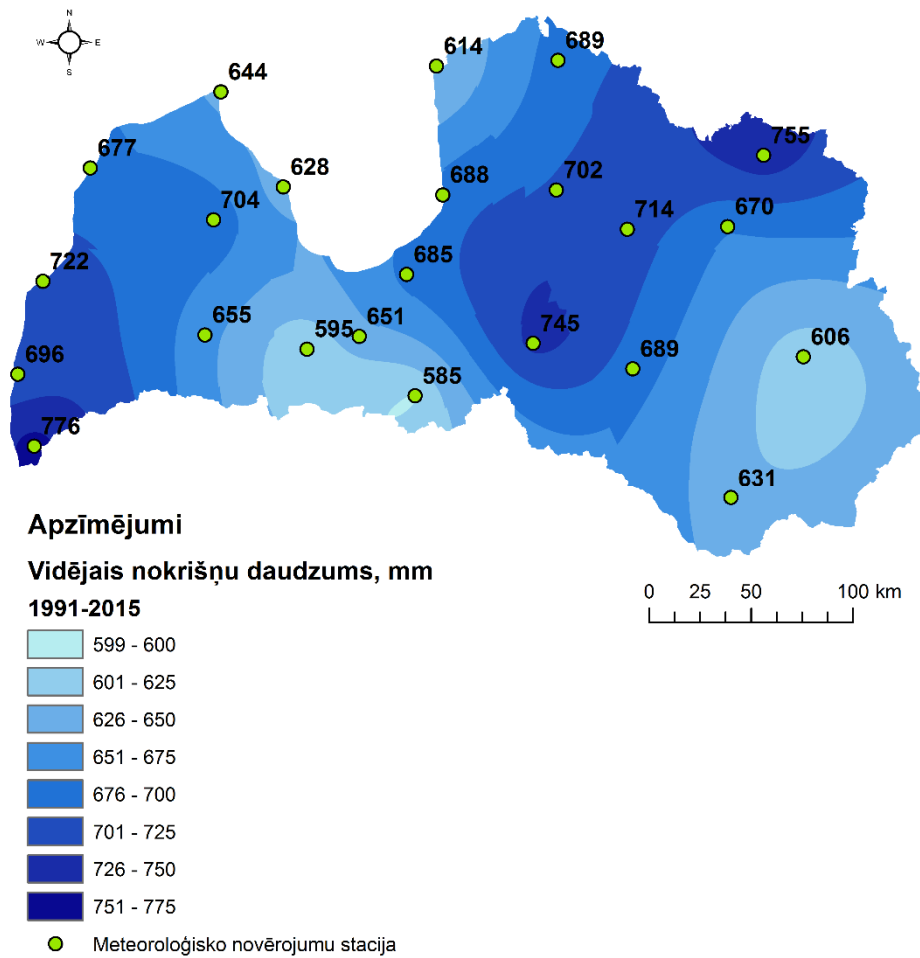
35. attēls. Vidējais nokrišņu daudzums Latvijā (1961-1990).



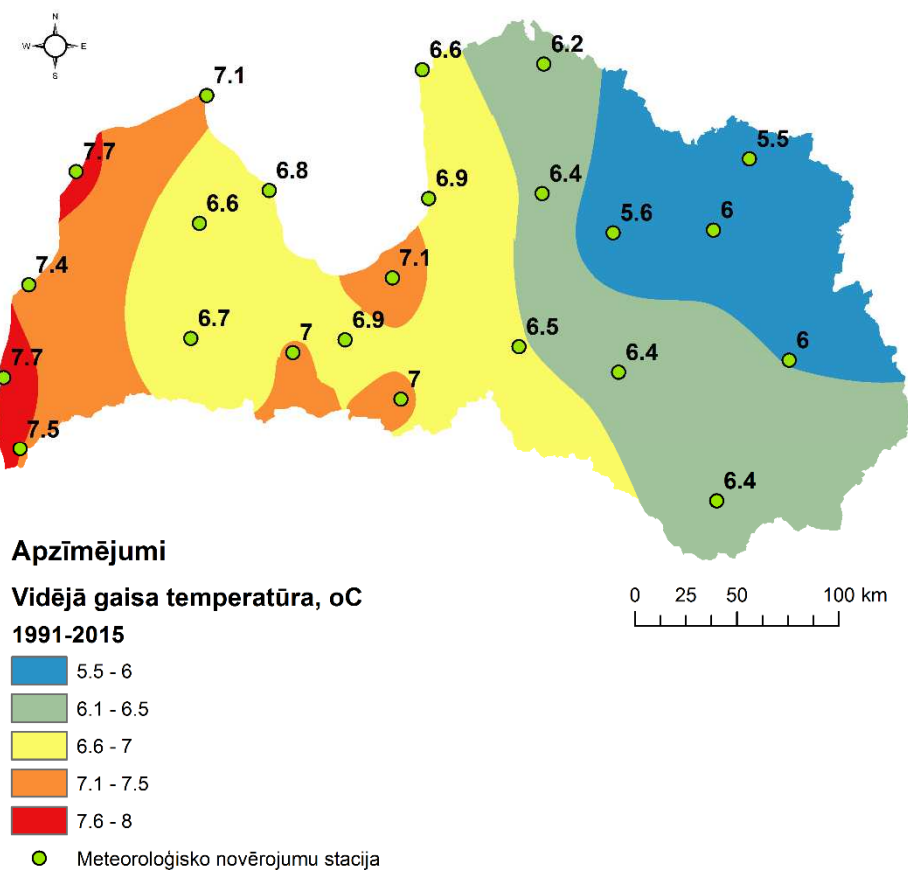
36. attēls. Vidējā gaisa temperatūra Latvijā (1961-1990).

5.2. Mūsdienu meteoroloģisko apstākļu analīze

Laika posmā no 1991. līdz 2015. gadam vidējais nokrišņu daudzums Latvijas pilsētās svārstās robežās no 585 mm līdz 776 mm, attiecīgi Bauskā un Rucuvā (37. attēls). Šajā laika periodā novērotas gada vidējo gaisa temperatūras vērtību svārstības robežās no 5.5°C līdz 7.7°C, attiecīgi Alūksnē un Ventspilī/Liepājā (38. attēls).



37. attēls. Vidējais nokrišņu daudzums Latvijā (1991-2015).



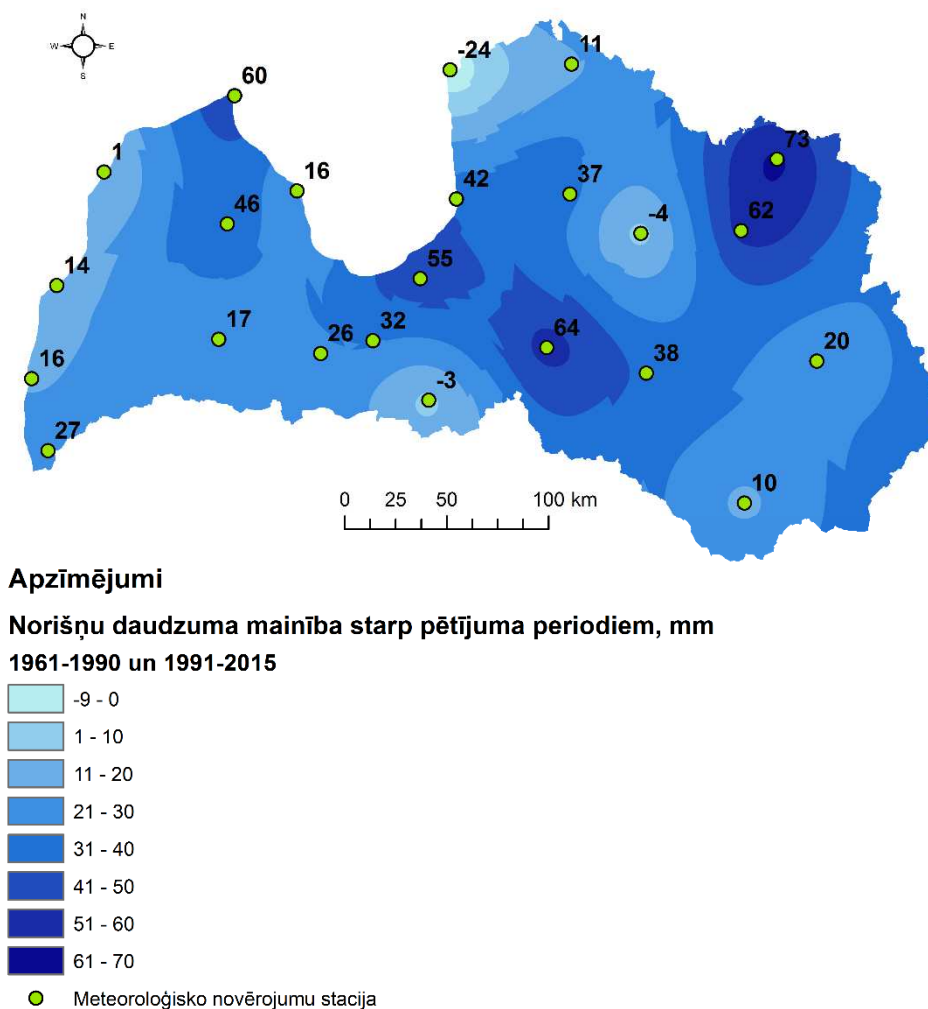
38. attēls. Vidējā gaisa temperatūra Latvijā (1991-2015).

5.3. Klimata mainības analīze

Analizējot klimata mainības tendences starp diviem pētījuma periodiem, var secināt, ka kopējais izkritošo nokrišņu daudzums ir ievērojami palielinājies laika posmā no 1991. līdz 2015. gadam. Šajā laika periodā tikai trijās meteoroloģisko novērojumu stacijās (Ainaži, Bauska un Zosēni) konstatēts nokrišņu daudzuma samazinājums salīdzinot ar nokrišņu daudzumu, kas novērots laika periodā no 1961. līdz 1990. gadam. Nokrišņu daudzuma palielinājums laika posmā no 1991. līdz 2015. gadam svārstās robežās no 1 mm līdz 73 mm, attiecīgi Ventspilī un Alūksnē. Apskatot nokrišņu izkrišanas sezonālos aspektus visu pilsētu kontekstā, var secināt, ka kopumā valstī nokrišņu samazinājums konstatēts aprīļa, jūlija, augusta, septembra un novembra mēnešos, kamēr palielinājums novērots janvāra, februāra, marta, maija, jūnija un oktobra mēnešos, vienīgi decembrī nokrišņu daudzums abos pētījuma periodos ir bijis nemainīgs.

Apskatot pētījuma periodos novērotās vidējās gaisa temperatūru vērtības, var secināt, ka visā Latvijas teritorijā gaisa temperatūrai ir tendence palielināties. Laika posmā no 1991. līdz 2015. gadam gaisa temperatūra ir palielinājusies robežās no 0.8 °C līdz 1.3 °C

salīdzinot ar laika periodu no 1961. līdz 1990. gadam. Tas norāda, ka nākotnē varētu būt sagaidāma līdzīga tendence un klimats kļūs vēl siltāks. Gaisa temperatūru izmaiņu sezonālītātes analīze norāda, ka ievērojamākais gaisa temperatūru palielinājums konstatēts janvāra, februāra, marta, aprīļa un decembra mēnešos, kas ietekmē sniega segas veidošanos. Samazinātas sniega segas apstākļos sagaidāmi samazināsies arī pavasara palu maksimālie caurplūdumi.



39. attēls. Vidējo nokrišņu daudzuma starpība starp pētījuma periodiem (1961-1990 un 1991-2015).

6. Secinājumi

1. Ūdens līmeņa uzstādinājuma nodrošināšanai ūdenstecē var tikt izmantoti gan koka konstrukcijas sliekšņi, kas pārklāti ar hidroizolācijas materiālu, gan akmeņu bērumi. Ņemot vērā krastu izskalošanās risku palielinātas noteces apstākļos, noteikti nepieciešama atbilstoša krastu un sliekšņa stiprināšana.
2. Ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņu ierīkošanai ir gan mākslīgo mitrzemju, gan sedimentācijas dīķu pozitīvās iezīmes. Sliekšņi samazina ūdens plūsmas ātrumu ūdenstecē un sekmē sedimentu un augu barības elementu izgulsnēšanos ūdens uzstādinājumā. Tomēr primārā ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņu funkcija ir augu barības elementu samazinājums ūdenī, kas galvenokārt notiek bioloģisku un ķīmisku transformācijas un degradācijas procesu ietekmē, kā arī augiem patērējot ūdenī izšķīdušos slāpekļa un fosfora savienojumus.
3. Augu barības elementu samazināšanas efektivitāte mākslīgajās mitrzemēs, kā arī citu videi draudzīgu meliorācijas sistēmu elementu gadījumos, ir atkarīga no mitrzemes/sateces baseina platības attiecības, ieplūstošā ūdens kvalitatīvajiem parametriem un meteoroloģiskajiem un hidroloģiskajiem apstākļiem sateces baseina teritorijā. Ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņa dimensijas ietekmē ūdens līmeņa uzstādinājuma platību un ūdens uzturēšanās laiku mitrzemē. Palielinoties ūdens uzturēšanās laikam mitrzemē, palielinās arī augu barības vielu aiztures efektivitāte. Projektējot un būvējot ūdens līmeņa regulēšanas sliekšņus un mitrzemes ir jāņem vērā topogrāfisko uzmērījumu rezultāti, kur norādītas drenu sistēmu iztekas. Lauksaimniecības noteču attīrīšanai projektētās mitrzemes platībai vēlams būt robežās no 0.1% līdz 4% no kopējās sateces baseina platības.
4. Augu barības elementu samazinājums konstatēts visos LLU MPS Vecauce pētījumu vietā izbūvētajos akmeņu krāvumos. Nitrājonu vidējo koncentrāciju samazinājums ir robežās no 5% līdz 9%, kopējā slāpekļa koncentrāciju samazinājums no 5% līdz 7%. Efektīvāk akmeņu krāvumi spēj samazināt fosfora savienojumu koncentrācijas, īpaši izteikts ir fosfātjonu koncentrāciju samazinājums, kas ir robežās no 10% līdz 21%.
5. Mākslīgajās mitrzemēs, kuras izbūvētas z/s "Mežacīruļi", novērota slāpekļa un fosfora savienojumu samazināšana. Virszemes plūsmas mitrzeme samazina visu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī, īpaši izteikti tiek samazinātas ortofosfātjonu un kopējā fosfora koncentrācijas ūdenī. Pazemes plūsmas mitrzeme samazina fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī vēl ievērojamāk nekā virszemes plūsmas mitrzeme. Pazemes plūsmas mitrzemes ietekmē samazinās kopējā slāpekļa koncentrācijas ūdenī, tajā

pašā laikā palielinās amonija jonu un nitrāciju koncentrācijas, ja salīdzina to vidējās vērtības pirms un pēc mitrzesmes.

6. Detalizētāks un zinātniski pamatotāks novērtējums par dažādu videi draudzīgu meliorācijas sistēmu ierīkošanas aspektiem un to efektivitāti augu barības vielu samazināšanā notecē no lauksaimniecības teritorijām būtu iespējams, ja ūdens paraugu ievākšana un caurplūdumu mērījumi tiktu veikti vairākus gadus pēc kārtas, turklāt vairākās pētījumu vietās.

7. Salīdzinot meteoroloģiskos apstākļus, kas novēroti divos laika posmos (no 1961. līdz 1990. gadam un no 1991. līdz 2015. gadam), iespējams secināt, ka Latvijā ir novērojama klimata mainība, kuras rezultātā vairākumā gadījumu palielinās gan kopējais nokrišņu daudzums, gan vidējā gaisa temperatūra.

7. Izmantotās literatūras saraksts

1. 2000/60/EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities, No. L327, 72 p.
2. 91/676/EEC (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, 8 p.
3. Adeuya R., Utt N., Frankenberger J., Bowling L., Kladivko E., Brouder S., Carter B. (2012) Impacts of drainage water management on subsurface drain flow, nitrate concentration, and nitrate loads in Indiana. *Journal on Soil and Water Conservation*, Vol. 67 (6), p. 474-484.
4. Ahiablame L.M., Chaubey I., Smith D.R., Engel B.A. (2011) Effect of tile effluent on nutrient concentration and retention efficiency in agricultural drainage ditches. *Agricultural Water Management*, Vol. 98, p. 1271 - 1279.
5. Albuquerque A., Oliveira J., Semitela S., Amaral L. (2009) Influence of bed media characteristics on ammonia and nitrate removal in shallow horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Tehchnology*, Vol.100, p. 6269-6277.
6. Arhipova I., Bāliņa S. (2006) *Statistika ekonomikā un biznesā*. Rīga: Datorzinību Centrs, 364 lpp.
7. Bakhsh A., Kanwar R. S., Pederson C., Bailey T. B. (2006) N-source effects on temporal distribution of NO₃-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water, Air & Soil Pollution*, Vol. 181, p. 35 - 50.
8. Bechmann M. (2014) Long-term monitoring of nitrogen in surface and subsurface runoff from small agricultural dominated catchments in Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.010>
9. Bechmann M., Stålnacke P. (2005) Effect of policy-induced measures on suspended sediments and total phosphorus concentrations from three Norwegian agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, Vol. 344, p. 129 - 142.
10. Bonaiti G., Borin M. (2010) Efficiency of controlled drainage and subirrigation in reducing nitrogen losses from agricultural fields. *Agricultural Water Management*, Vol. 98, p. 343-352.
11. Borin M., Tocchetto D. (2005) Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment*, Vol. 390, p.38-47.
12. Braskerud B.C. (2000) Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, Vol.18, p. 351-370.

13. Braskerud B.C. (2001) Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, Vol.19, p. 41-61.
14. Braskerud B.C., Hauge A. (2008) Fangdammer for partikkel – og fosforrensing. *Fokus*, Vol. 3, p. 3793-3802.
15. Campbell K. L., Edwards D. R. (2001) Phosphorus and Water Quality Impacts. In: Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 91 - 109.
16. Catt J. A., Howse K. R., Farina R., Brockie D., Todd A., Chambers B. J., Hodgkinson R., Harris G. L., Quinton J. N. (1998) Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Management*, Vol. 14, p. 168 - 174.
17. DeBusk T.A., Grace K.A., Dierberg F.E., Jackson S.D., Chimney M.J., Gu B. (2003) An investigation of the limits of phosphorus removal in wetlands: a mesocosm study of a shallow periphyton-dominated treatment system. *Ecological Engineering*, Vo.23, p. 1-14.
18. Dong X., Reddy G.B. (2009) Soil bacteria communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. *Bioresource Technology*, Vol.101, p. 1175-1182.
19. Dunne E.J., Vulleton N., O'Donovan G., Harrington R., Daly K. (2004) Phosphorus retention and sorption by constructed wetland soils in Southeast Ireland. *Water Research*, Vol.39, p. 4355-4362.
20. Fausey N.R., (2005) Drainage management for humid regions. *International Agricultural Engineering Journal*, Vol. 14 (4), p. 209-214.
21. Frankenberger J., Kladivko E., Sands G., Jaynes D., Fausey N., Helmers M., Cooke R., Strock J., Nelson K., Brown L. (2004) *Drainage Water Management for the Midwest*. Agricultural and Biosystems Engineering Extension and Outreach Publications. Book 1. http://lib.dr.iastate.edu/abe_eng_extensionpubs/1
22. Gilliam J. W., Baker J. L., Reddy K. R. (1999) Water quality effects of drainage in humid regions. In: Skaggs R. and van Schilfhaarde J. *Agricultural Drainage*, Chapter 24. *Agronomy Monograph 38*. Madison, WI: American Society of Agronomy, p. 801 - 830.
23. Gottschall N., Boutin C., Crolla A., Kinsley C., Champagne P. (2006) The role of plants in the removal of nutrients at constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, Vol.29, p. 154-163.
24. Grazhdani S., Jacquin F., Sulçe S. (1996) Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania. *The Science of the Total Environment*, Vol. 191, p. 15 - 21.
25. Grinberga L., Jansons V. (2012) *Mākslīgie mitrāji ūdens piesārņojuma samazināšanai*. Latvija Lauksaimniecības universitāte. Mārupe: SIA „Drukātava”. 41. lpp.
26. Grinfelde I., Lauva. D. (2012) Autocalibration feasibility and urbanization dimension integration in regional model METQ Conference Proceedings. *HydroPredict2012*,

Predictions for Hydrology, Ecology and Water Resources Management: Water Resources and Changing Global Environment, Vienna, Austria, 24-27 September, 2012.

27. Hansson L.A., Brönmark C., Nilsson P.A., Åbjörnsson K. (2005) Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology*, Vol. 50, p. 705-714.
28. HELCOM (2005) Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 100.
29. HELCOM (2006) Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 104.
30. HELCOM (2007) Baltic Sea Action Plan. Helsinki Commission.
31. HELCOM (2009) Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 115B.
32. HELCOM (2011) The Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5). Baltic Sea Environment Proceedings, No. 128.
33. HELCOM (2014) Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 143.
34. Helmers M., Christianson R., Brenneman G., Lockett D., Pederson C. (2012) Water table, drainage, and yield response to drainage water management in southeast Iowa. *Journal on Soil and Water Conservation*, Vol. 67 (6), p. 495-501.
35. Helsinki Convention (2008) Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992 (Helsinki Convention). Helsinki Commission. 45 p.
36. Hoffman C.C., Kjaergaard D., Uusi-Kämpä J., Hansen H.C.B., Kronvang B. (2009) Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of environmental quality*, Vol. 38, p. 1942-1955.
37. Hoover N.L., Bhandari A., Soupir M.L., Moorman T.B. (2016) Woodchip denitrification bioreactors: Impact of temperature and hydraulic retention time on nitrate removal. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 45 (3), p. 803-812.
38. Hua G., Saloa M.W., Schmita C.G., Hay C.H. (2016) Nitrate and phosphate removal from agricultural subsurface drainage using laboratory woodchip bioreactors and recycled steel byproduct filters. *Water Research*, Vol. 102, p. 180-189.
39. Iital A. (2005) Monitoring of surface water quality in small agricultural watersheds: Doctoral Thesis. Tallinn: Tallinn University of Technology. 109 p.
40. Iital A., Stålnacke P., Deelstra J., Loigu E., Pihlak M. (2005) Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 261 - 273.

41. Jaynes D. B., Kaspar T.C., Moorman T. B., Parkin T. B. (2008) In situ bioreactors and deep drain-pipe installation to reduce nitrate losses in artificially Drained Fields. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 37, p. 429-436.
42. Jaynes D.B. (2012) Changes in yield and nitrate losses from using drainage water management in central Iowa, United States. *Journal on Soil and Water Conservation*, Vol. 67 (6), p. 485-494.
43. Jansons V., Busmanis P., Dzalbe I., Kirsteina D. (2003) Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *European Journal of Agronomy*, Vol. 20, p. 173 - 179.
44. Kārtība, kādā piešķir valsts un Eiropas Savienības atbalstu atklātu projektu konkursu veidā pasākumam "Ieguldījumi materiālajos aktīvos" (2014): LR MK noteikumi Nr. 600. [tiešsaiste] [Skatīts 07.06.2016.]. Pieejams: <http://likumi.lv/ta/id/269868-kartiba-kada-pieskir-valsts-un-eiropas-savienibas-atbalstu-atklatu-projektu-konkursu-veida-pasakumam-ieguldijumi-materialajos>
45. Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. (2006) Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Vol. 115, p. 15 - 26.
46. Koskiaho J., Ekholm P., Rätty M., Riihimäki J., Puustinen M. (2003) Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands - experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering*, Vol. 20, p. 89 – 103.
47. Lagzdīņš A. (2012) Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze lauksaimniecībā izmantotajās platībās: Promocijas darbs inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 165 lpp.
48. Leinweber P., Turner B. L., Meissner R. (2002) Phosphorus. In: Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 29 - 55.
49. Likums „Par 1971. gada 2. februāra Konvenciju par starptautiskas nozīmes mitrājiem, īpaši kā ūdensputnu dzīves vidi” (1995): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 16.07.2016.] Pieejams: <http://likumi.lv/doc.php?id=34521>
50. Mahl U.H., Tank J.L., Roley S.S., Davis R.T. (2015) Two-stage ditch floodplains enhance N-removal capacity and reduce turbidity and dissolved P in agricultural streams. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 51 (4), p. 923-940.
51. Mankin K.R., Ngandu D.M., Barden C.J., Hutchinson S.L., Geyer W.A. (2007) Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, Vol. 43 (5), p. 1108-1116.
52. Merrington G., Winder L., Parkinson R., Redman M. (2002) *Agricultural Pollution: Environmental Problems and Practical Solutions*. New York: Taylor & Francis. 243 p.

53. Moriasi D.N., Arnold J.G., Van Liew M.W., Binger R.L., Hamel R.D., Veith T.L. (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. American Society of Agricultural and Biological Engineers, ISSN 0001-2351, Vol. 50(3), p. 885-900.
54. Nash J.E., Sutcliffe J.V. (1970) River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles, *Journal of Hydrology*, ISSN 0022-1694, Vol. 10 (3), p. 282-290.
55. Nikodemus O., Kārklīņš A., Kļaviņš M., Melecis V. (2008) Augšnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība. Latvijas Universitāte. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 256 lpp.
56. Noteikumi par ūdens un augšnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem (2014): LR MK noteikumi Nr. 834. [tiešsaiste] [Skatīts 07.06.2016.]. Pieejams: <http://likumi.lv/doc.php?id=271376>
57. Oquist K. A., Strock J. S., Mulla D. J. (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 36, p. 1194 - 1204.
58. Owenius S., van der Nat D. (2011) Measures for water protection and nutrient reduction. Project Report - Baltic Compass, Work Package 3. 57 p.
59. Pietilainen O. P., Rekolainen S. (1991) Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica*, Vol. 21, p. 127 - 136.
60. Pietrzak S. (2012) Priority measures for reducing nitrogen and phosphorus losses from agriculture and water protection. Project Report - Baltic Compass, Work Package 3. 34 p. [tiešsaiste] [Skatīts 25.10.2014.]. Pieejams: <http://balticcompass.businesscatalyst.com/PDF/Reports/Training%20and%20information%20material.pdf>
61. Ramoska E., Bastiene N., Saulys V. (2011) Evaluation of controlled drainage efficiency in Lithuania. *Irrigation and Drainage*, Vol. 60, p. 196-206.
62. Ramsar Convention (1971) Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. 6 p.
63. Randall G. W., Mulla D. J. (2001) Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, p. 337 - 344.
64. Richardson C.J., Flanagan N.E., Ho M., Pahl J.W. (2010) Integrated stream and wetland restoration: A watershed approach to improved water quality on the landscape. *Ecological Engineering*, Vol.37, p. 25-39.
65. Ritter W. F., Shirmohammadi A. (2001) Agricultural Drainage and Water Quality. In: Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 207 - 231.

66. Rodriguez W.D. (2010) Reclamation of tile effluent: Denitrifying woodchip bioreactors. World Environmental and Water Resources Congress 2010: Challenges of Change - Proceedings of the World Environmental and Water Resources Congress 2010.
67. Saeed T., Sun G. (2011) A comparative study on the removal of nutrients and organic matter in wetland reactors employing organic media. Chemical Engineering Journal, Vol.171, p. 439-447.
68. SAS (2011) SAS/STAT® 9.3 User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
69. Sauka O. (1987) Lauksaimniecības hidrotehniskā meliorācija. Latvijas Lauksaimniecības akadēmija. Rīga: Zvaigzne. 296 lpp.
70. Sharpley A. N., Rekolainen S. (1997) Phosphorus in Agriculture and Its Environmental Implications. In: Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. Phosphorus Loss from Soil to Water. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 1 - 53.
71. Sharpley A. N., Smith S. J., Jones O. R., Berg W. A., Coleman G. A. (1992) The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. Journal of Environmental Quality, Vol. 21, p. 30 - 35.
72. Skaggs R.W., Brevé M.A., Gilliam J.W. (1994) Hydrologic and water quality impacts of agricultural drainage. Environmental Science and Technology, Vol. 24 (1), p. 1-32.
73. Skaggs R.W., Fausey N.R., Evans R.O. (2012) Drainage water management. Journal of Soil and Water Conservation, Vol. 67 (6), p. 167A-172A.
74. Skaggs R.W., Youssef M.A., Gilliam J.W., Evans R.O. (2010) Effect of controlled drainage on water and nitrogen balances in drained lands. American Society of Agricultural and Biological Engineers, Vol. 56 (6), p. 1843-1850.
75. Stålnacke P. (1996) Nutrient loads to the Baltic Sea: Doctoral Thesis. Linköping: Linköping University. 195 p.
76. Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorite I. (2003) Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. Journal of Hydrology, Vol. 283, p. 184 - 205.
77. Šķiņķis C. (1986) Augšņu drenēšana. Rīga: Avots. 331 lpp.
78. Tan C.S., Drury C.F., Gaynor J.D., Ng H.Y.F. (1999) Effect of controlled drainage and subirrigation on subsurface tile drainage nitrate loss and crop yield at the farm scale. Canadian Water Resources Journal, Vol. 24 (3), p. 177-186.
79. Tanner C.C., Adams D.D., Downes M.T. (1997) Methane emissions from constructed wetlands treating agricultural wastewaters. Journal of Environmental Quality, Vol. 26, p. 1056-1062.
80. Tanner C.C., Sukias J.P.S., Headley T.R., Yates C.R., Stott R. (2011) Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. Ecological Engineering, Vol.42, p. 112-123.

81. Tiemeyer B., Kahle P., Lennartz B. (2006) Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. *Agricultural Water Management*, Vol. 85, p. 47 - 57.
82. Turtola E., Paajanen A. (1995) Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management*, Vol. 28, p. 295 - 310.
83. United States Department of Agriculture (USDA) (2007) Two-stage Channel Design. United States Department of Agriculture, Part 654 Stream Restoration Design National Engineering Handbook.
84. United States Environmental Protection Agency (USEPA) (2015) Two-stage ditch design. Helping nature improve the function of agricultural drainage ditches. The Nature Conservancy.
85. USDA (2009) Constructed Wetlands. In: Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service. 74 p.
86. Ūdens apsaimniekošanas likums (2002): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 07.06.2016.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=66885>
87. Vymazal J. (2001) Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. *Journal Water*, Vol.2, p. 530-549.
88. Vymazal J. (2005) Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, Vol.380, p.48-65.
89. VZD (2014) Latvijas Republikas administratīvo teritoriju un teritoriālo vienību zemes pārskats uz 2014. gada 1. janvāri. [tiešsaiste] [Skatīts 25.10.2014.]. Pieejams: http://vzd.gov.lv/files/zemes_parskats_par_2013_gadu_20140225.pdf
90. Wesström, Messing I., Linnér H., Lindström J. (2001) Controlled drainage – effects on drain outflow and water quality. *Agricultural Water Management*, Vol. 47, p. 85-100.
91. Worman A., Kronnas V. (2003) Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. *Journal of Hydrology* Vol 301, p. 123-138.
92. Zhou X., Helmers M.J., Asbjornsen H., Kolka R., Tomer M.D., Cruse R.M. (2014) Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation*, Vol. 69(1), p. 54-64.
93. Ziverts A., Jauja I. (1999) Mathematical model of hydrological processes METQ98 and its applications. *Nordic Hydrology*, Vol. 30, p.109-128.
94. Zīverts A. (2004) Hidroloģija. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLU. 103 lpp.
95. Zīverts A., Jauja I. (1996) Konceptuālais matemātiskais modelis METQ96 ikdienas caurplūdumu aprēķināšanai izmantojot meteoroloģiskos novērojumus. *LLU raksti*, Nr. 6 (283), 126.-133. lpp.

96. Zucker L. A., Brown L. C. (1998) Agricultural drainage: Water quality impacts and subsurface drainage studies in the Midwest. Columbus, Ohio: Ohio State University Extension Bulletin 871.