

Latvijas Lauksaimniecības universitāte
Latvia University of Life Sciences and Technologies

Vides un būvzinātņu fakultāte
Faculty of Environment and Civil Engineering



Mg.sc.ing. Artūrs Veinbergs

**HIDROĶĪMISKO PARAMETRU MODELĒŠANA HIDROLOĢISKI
MAZ PĒTĪTOS UPJU SATECES BASEINOS**

***THE SIMULATION OF HYDROCHEMICAL PARAMETERS FOR
POORLY GAUGED RIVER CATCHMENTS***

Promocijas darba KOPSAVILKUMS
Dr.Ph.d. zinātniskā doktora grāda iegūšanai

SUMMARY
of the Doctoral thesis for the scientific degree of Dr. Ph.d.

Jelgava
2020

INFORMĀCIJA

Promocijas darbs izstrādāts: Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un būvzinātņu fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā laika posmā no 2014. līdz 2020. gadam.

Promocijas darba zinātniskie vadītāji:

Dr.sc.ing. Viesturs Jansons, Latvijas Lauksaimniecības universitātes Profesors Emeritus;

Dr.sc.ing. Ainis Lagzdiņš, Latvijas Lauksaimniecības universitātes Profesors.

Oficiālie recenzenti:

Prof., habil., Dr.sc.ing. **Arvydas Povilaitis**, Vytautas Magnus universitāte, Lietuva;

Pētnieks, Dr.ģeogr. **Juris Burlakovs**, Latvijas Universitāte;

Vadošais pētnieks, Dr.sc.ing. **Aivars Āboltiņš**, Latvijas Lauksaimniecības universitāte.

Promocijas padomes sastāvs:

Prof., Dr.sc.ing. **Gints Birzietis**, promocijas padomes priekšsēdētājs;

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

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

Prof., Dr.sc.ing. **Ritvars Sudārs**;

Prof., Dr.sc.ing. **Juris Priekulis**;

Prof., Dr.sc.ing. **Ilmārs Dukulis**;

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

Prof., Dr.sc.ing. **Ēriks Kronbergs**;

Vadošais pētnieks, Dr.sc.ing. **Dainis Viesturs**;

Prof., Dr.sc.ing. **Aigars Laizāns**;

Doc., Dr.sc.ing. **Laima Bērziņa**.

Promocijas darba aizstāvēšana notiks LLU vides inženierijas un enerģētikas nozares promocijas padomes atklātā sēdē 2020. gada 28. augustā plkst. 10:00 Jelgavā, Akadēmijas ielā 19, Vides un būvzinātņu fakultātē, 402. auditorijā.

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

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

INFORMATION

The research was carried out at the Latvia University of Life Sciences and Technologies, Faculty of Environment and Civil Engineering, Department of Environmental Engineering and Water management from 2014. to 2020.

Scientific supervisors:

Dr.sc.ing. Viesturs Jansons, Professor Emeritus of Latvia University of Life Sciences and Technologies;

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

Official reviewers:

Prof., habil., Dr.sc.ing. **Arvydas Povilaitis**, Vytautas Magnus University, Lithuania;

Researcher, Dr.geogr. **Juris Burlakovs**, University of Latvia;

Leading researcher, Dr.sc.ing. **Aivars Ābolģiņš**, Latvia University of Life Sciences and Technologies.

Promotion Board:

Prof., Dr.sc.ing. **Gints Birzietis**, chairman;

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

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

Prof., Dr.sc.ing. **Ritvars Sudārs**;

Prof., Dr.sc.ing. **Juris Priekulis**;

Prof., Dr.sc.ing. **Ilmārs Dukulis**;

Leading researcher, Dr.sc.ing. **Aivars Ābolģiņš**;

Prof., Dr.sc.ing. **Ēriks Kronbergs**;

Leading researcher, Dr.sc.ing. **Dainis Viesturs**;

Prof., Dr.sc.ing. **Aigars Laizāns**;

Doc., Dr.sc.ing. **Laima Bērziņa**.

The thesis will be defended at a public session of the Promotion Board of the Sector of Environmental Engineering and Energy on August 28, 2020, at 10:00. Venue: 19 Akademijas Street, Jelgava, Faculty of Environment, and Civil Engineering, auditorium 402.

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

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, Associate Professor of the Faculty of Engineering of the Latvia University of

SATURS / CONTENT

Ievads.....	6
Zinātniskās publikācijas.....	9
Galvenie Ziņojumi konferencēs.....	10
1. Materiāli un metodika	11
1.1. Pētījuma teritorijas raksturojums	11
1.2. Modelēšanas rīka izvēle un modeļa raksturojums	16
1.3. Modeļa pielāgošana sateces baseina īpašībām.....	19
1.4. Modeļa kalibrācijas metodika izmantojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu procedūru.....	21
1.5. Klimata mainības un ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu modelēšana	22
1.6. Uz novērojumiem balstītas metodikas izstrāde hidroloģisko procesu novērtēšanai	24
1.7. Metodikas izstrāde hidroloģiski maz pētītu upju modelēšanai	27
2. Rezultāti un diskusija	28
2.1. Modeļa veiktspējas analīze izmantojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru.....	28
2.2. Klimata mainība un ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumi.....	32
2.3. Uz novērojumiem balstīto hidroloģisko komponentu aprēķini upes izpētes līmenim.....	35
2.4. Uz novērojumiem balstīto hidroloģisko komponentu aprēķini mazā sateces baseina izpētes līmenim.....	37
2.5. Hidroloģisko procesu modelēšana hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos	38
2.5.1. Mazā sateces baseina izpētes līmenis	38
2.5.2. Upes izpētes līmenis.....	39
2.5.3. Aprēķināto noteces komponentu novērtējums	41
2.5.4. Modeļa novērtējums un ieteikumi kalibrācijai	43

Secinājumi	46
Introduction	47
Scientific publications	50
Major conference reports	51
1. Materials and methodology	52
1.1. Characterization of the research area	52
1.2. Modeling tool selection and model description	57
1.3. Adaptation of the model to the characteristics of the catchment area	60
1.4. Model calibration methodology using a procedure typical for hydrologically gauged rivers	63
1.5. Modeling of climate change and water quality improvement measures	63
1.6. Development of an observation-based methodology for the assessment of hydrological processes	66
1.7. Development of methodology for modeling of hydrologically poorly gauged rivers.....	69
2. Results and discussion	70
2.1. Model performance analysis using a modeling procedure typical of hydrologically gauged rivers	70
2.2. Climate change and water quality improvement measures	73
2.3. Calculations of observation-based hydrological components for the river research level.....	77
2.4. Calculations of observation-based hydrological components for the research level of the small catchment area	79
2.5. Modeling of hydrological processes in hydrologically poorly gauged river catchment areas	80
2.5.1. Level of research in the small catchment area.....	80
2.5.2. Level of river research.....	81
2.5.3. Estimation of calculated runoff components	83
2.5.4. Model evaluation and calibration recommendations	85
Conclusions	88
Izmantotā literatūra / Sources of bibliography.....	89

IEVADS

Viena no galvenajām problēmām Baltijas jūras reģionā ir antropogēnās slodzes ietekmē paaugstināta augu barības vielu noplūde ūdens objektos. Klimata pārmaiņu ietekmētais gaisa temperatūras pieaugums vēl vairāk varētu pasliktināt situāciju, spēcīgāk ietekmējot vietas ar izteiktiem stresa faktoriem un veicinot zilaļģu augšanu ūdens objektos (IPCC, 2001). Kaut arī slāpekļa un fosfora slodzes uz Baltijas jūru laika posmā no 1994. līdz 2010. gadam ir samazinājušās par attiecīgi 16% un 17%, attiecīgo elementu koncentrācijas Baltijas jūrā ir mainījušās salīdzinoši maz (HELCOM, 2014). Tādēļ Baltijas jūras vides aizsardzības komisija, Helsinku Komisija (HELCOM), uzsver tūlītēju nepieciešamību integrēt papildus ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumus (HELCOM, 2014). Lai nodrošinātu maksimālus un ekonomiski pamatotus ūdens ķīmiskās kvalitātes uzlabojumus, integrējamo pasākumu izvēle un tehniskie risinājumi jābalsta uz jaunākajiem zinātniskajiem sasniegumiem un reprezentablu pētījumu rezultātiem. Pretējā gadījumā integrējamie pasākumi var izrādīties maz efektīvi un dārgi. Integrētā pasākuma rezultātā augu barības vielu izskalošanās var pat palielināties, ja esošajai situācijai izvēlēts nepiemērots pasākums vai tā tehniskais risinājums (Povilaitis et al., 2018).

Atbilstoši Latvijas valsts ūdeņu stāvokļa monitoringa programmai (2015. līdz 2020. gadam) ietvertajiem datiem, Lielupes sateces baseinā ir lielākais riska ūdens objektu skaits salīdzinājumā ar pārējiem Latvijā izdalītajiem Daugavas, Gaujas un Ventas upju baseinu apgabaliem. Lielupes upes sateces baseinā divdesmit deviņas no trīsdesmit deviņām ūdenstecēm uzskatāmas par riska ūdens objektiem, no kurām divdesmit sešos viens no cēloņiem ir difūzais piesārņojums (LVGMC, 2015a). Ņemot vērā Latvijas saistības gan ar ES, gan HELCOM, Latvijā ir aktuāla ūdens kvalitāti uzlabojošu pasākumu ieviešana, lai nodrošinātu labu virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti (LVGMC, 2015b).

Piemērotas platību apsaimniekošanas prakses un ūdens kvalitātes pasākumu integrēšanai upju sateces baseinos, nepieciešami zinātniski pamatoti rezultāti. Deelstra et al., (2014) atzīmē, ka līdzīgos klimatiskajos un platību apsaimniekošanas apstākļos, augu barības vielu izskalošanās atšķiras. Deelstra et al., (2014), līdzīgi kā Jiang, Jomaa, & Rode, (2014) norāda uz noteces komponentu atšķirīgo ūdens plūsmas ātrumu un apmaiņas laiku, kā nozīmīgus augu barības vielu izskalošanos un aiztures procesus ietekmējošus faktorus. Attiecīgi secināms, ka piemērotu platību apsaimniekošanas praksi ietekmē vietas specifika. Virszemes ūdeņu modelēšana ir viens no paņēmieniem piemērotas vides politikas un ūdens apsaimniekošanas prakses izstrādei (Arheimer et al., 2012). Tomēr pašreizējā hidroķīmisko procesu modelēšanas attīstības stadijā pastāv zināma nenoteiktība modeļu aprēķinu rezultātos, kas īpaši ir izteikta maz pētītu un neizpētītu ūdensobjektu sateces baseinos. Par maz pētītiem upju sateces baseiniem var uzskatīt tādus, kur nepietiekams ir datu rindu telpiskais noklājums

vai nepietiekams ir datu rindu garums (Loukas & Vasiliades, 2014). Tāpat maz pētītu upju sateces baseinu modelēšanā plaši lietotas prognožu procedūras neatspoguļo baseinā noritēšos procesus (Kuzmin et al., 2019). Realitātē modeli var pielāgot un pieņemamu modeļa aprēķina veikspēju var sasniegt ar visai dažādu izmantoto novērojumu rezultātu apjomu. Viena no modelēšanas lielākajām problēmām ir parametru nenoteiktība, kur vienādu rezultātu var sasniegt pie dažādām parametru vērtībām (Hundecha, Arheimer, Donnelly, & Pechlivanidis, 2016; Wi, Yang, Steinschneider, Khalil, & Brown, 2015). Tā rezultātā šķietami labi piekalibrēta modeļa parametri ne vienmēr atbilstoši reprezentē sateces baseinam raksturīgās īpašības (Hundecha et al., 2016). Hidroloģisko procesu kalibrācijā arī ar caurplūdumu novērojumu rezultātiem var izrādīties nepietiekoši, lai reprezentētu baseinam raksturīgās īpašības un noritēšos procesus (Rajib, Evenson, Golden, & Lane, 2018; Wagener et al., 2001).

Lauksaimniecības notēču monitoringa vēsturē iepriekš ūdens kvalitātes modelēšana ir veikta tikai Bēzres upē, pielietojot FYRIS NP modeli. FYRIS NP modeļa aprēķini ir balstīti uz empīriskām formulām aprēķina soli mēnesim, kā mainīgos lielumus ietverot novēroto caurplūdumu un ūdens temperatūru upē (Hansson et al., 2008). Modelēšanas rezultāti deva priekšstatu par upē noritēšajiem aiztures procesiem un augu barības vielu slodžu sadalījumu dažādos zemes lietošanas veidos Bēzres upes baseinā (Abramenko, Lagzdīns, & Veinbergs, 2013). Lauksaimniecības monitoringa vēsturē iepriekš nav izstrādāts modelis, kurš, balstoties uz kompleksu hidroloģisko procesu aprēķiniem, pielietojams notēces kvalitāti uzlabojošu pasākumu ieviešanas simulēšanai un klimata pārmaiņu ietekmes novērtēšanai. Procesu modelēšana un ūdens kvalitāti uzlabojošu pasākumu darbības simulācija var sniegt zinātnisku pamatojumu efektīvas sateces baseina apsaimniekošanas prakses izstrādē. Zināšanas par hidroloģisko procesu norisi veicina izpratni un sniedz iespējas veiksmīgāk interpretēt novērotos ūdens kvalitātes rādītājus, kā arī var palīdzēt vietējiem apstākļiem piemērota un veikspējīga modeļa izstrādē.

Pētījuma mērķis: izstrādāt hidroķīmisko modeli notēces kvalitātes uzlabojošu pasākumu ieviešanas simulācijai un izstrādāt metodiku hidroloģisko procesu kompleksai novērtēšanai un modelēšanai hidroloģiski maz pētītos upju sateces baseinos.

Pētījuma uzdevumi:

- atbilstoši upju sateces baseiniem pielāgot hidroķīmisko modeli notēces kvalitātes uzlabojošu pasākumu ieviešanas simulācijai klimata pārmaiņu apstākļos, pielietojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru;

- hidroloģiski maz pētītām upēm, pielietojot izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru, novērtēt modeļa spēju reprezentēt hidroloģiskos procesus;
- izstrādāt uz novērojumu rezultātiem balstītu metodiku hidroloģisko procesu kompleksais novērtēšanai;
- novērtēt lauksaimniecības noteču monitoringā veikto novērojumu rezultātu pielietošanas iespējas hidroloģisko procesu modelēšanai hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos.

Pētījumā izvirzītas hipotēzes:

- pēc hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgas procedūras pielāgotu modeli iespējams izmantot ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu ieviešanas simulācijai;
- modelēšanu veicot hidroloģiski maz izpētītu upju sateces baseinos, nepieciešams pilnveidot izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru.

Aizstāvēšanai izvirzītās tēzes:

- hidroķīmisko parametru modelēšanas rīki var tikt izmantoti ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu ieviešanas simulācijai un efektivitātes novērtēšanai lauksaimniecības noteču monitoringa sistēmai raksturīgu hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos;
- lai izveidotu pilnvērtīgi funkcionējošu hidroloģisko procesu modeli hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos, ir pielietojama parametru pārnese un hidroloģiskos procesus raksturojoši novērojumu rezultāti, kuri iegūti no raksturīgām monitoringa stacijām.

Promocijas darba praktiskā nozīme:

- BONUS (Art 185) programmas starptautiska projekta "MIRACLE" ietvaros pirmo reizi lauksaimniecības noteču monitoringa kontekstā pilot teritorijai veikta noteces kvalitāti uzlabojošu pasākumu ieviešanas simulācija;
- novērtētā ūdens kvalitāti uzlabojošo pasākumu efektivitāte var tikt izmantota, plānojot risinājumus labas ūdens kvalitātes nodrošināšanai Latvijā;
- prognozētā pasākumu efektivitāte klimata pārmaiņu kontekstā izmantojama piemērotas sateces baseina apsaimniekošanas prakses ilgtermiņa plānošanai;
- darba rezultāti sniedz priekšstatu par upju sateces baseinu vietējo apstākļu ietekmi uz noteces kvalitātes veidošanos un integrēto pasākumu efektivitāti;

- Eiropas Savienības mērogā, šī pētījuma rezultāti izmantojami vides politikas veidošanā, ņemot vērā reģionālo vides apstākļu specifiku.

Promocijas darba zinātniskā nozīme:

- atbilstoši Latvijā veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa specifikai izstrādāta kalibrācijas metodika un modelis piekalibrēts, kura parametrus iespējams izmantot hidroloģiski maz izpētītu upju sateces baseinu modelēšanā;
- izstrādātas uz novērojumiem balstītas Lauksaimniecības noteču monitoringa sistēmai atbilstošas metodes, kuras pielietojot, iespējams novērtēt noteci ietekmējošos hidroloģiskos raksturlielumus;
- izstrādāta metodika, kas skaidro Latvijas teritorijā pieejamo mērījumu pielāgošanu noteces kvalitātes uzlabošanas pasākumu ieviešanas simulācijai, kas izmantojama modeļa parametru pielāgošanai citos upju sateces baseinos;
- raksturota problemātika hidroloģisko procesu modelēšanā hidroloģiski maz izpētītu upju sateces baseinos, izceļot nepilnības, kas saistītas ar modeļu kalibrāciju un kalibrēto parametru nenoteiktību.

ZINĀTNISKĀS PUBLIKĀCIJAS

1. Abramenko K., Lagzdinš A., Veinbergs A. (2013). Water Quality Modeling in Berze River Catchment. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. **21** (4), DOI: 10.3846/16486897.2012.759118
2. Dambeniece-Migliniece L., Veinbergs A., Lagzdins A. (2018). The Impact of Agricultural Land Use on Nitrogen and Phosphorus Loads in the Mellupite Catchment. *Energy Procedia*. **147**, 189–194 DOI: 10.1016/j.egypro.2018.07.054
3. Carolus, J. F., Bartosova, A., Olsen, S. B., Jomaa, S., Veinbergs, A., Zilāns, A., ... Tonderski, K. (2020). *Nutrient mitigation under the impact of climate and land-use changes: A hydro- economic approach to participatory catchment management* (No. JEMA-D-20-00417).
4. Lagzdinš A., Jansons V., Sudars R., Grinberga L., Veinbergs A., Abramenko K. (2015). Nutrient Losses From Subsurface Drainage Systems in Latvia. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*. **65**, DOI: 10.1080/09064710.2014.983962
5. Lauva D., Grinfelde I., Veinbergs A., Abramenko K., Vircavs V., Dimanta Z., Vitola I. (2012). The Impact of Climate Change on the Annual Variation of Shallow Groundwater Levels in Latvia. *Environmental and Climate Technologies*. **8** (1), DOI: 10.2478/v10145-012-0007-9
6. Veinbergs A., Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K., Sudars R. (2017). Discharge and Nitrogen Transfer Modelling in the Berze River: A HYPE

Setup and Calibration. *Environmental and Climate Technologies*. **19** (1), DOI: 10.1515/rtuect-2017-0005

7. Vircavs V., Jansons V., Veinbergs A., Abramenko K., Dimanta Z., Anisimova I., Lauva D., Liepa A. (2011). Modeling of Groundwater Level Fluctuations in Agricultural Monitoring Sites. In *Advances in the Research of Aquatic Environment*. Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg; 217–224. DOI: 10.1007/978-3-642-19902-8_25
8. Vitola I., Vircavs V., Abramenko K., Lauva D., Veinbergs A. (2012). Precipitation and Air Temperature Impact on Seasonal Variations of Groundwater Levels. *Environmental and Climate Technologies*. **10** (1), DOI: 10.2478/v10145-012-0022-x

GALVENIE ZIŅOJUMI KONFERENCĒS

1. Jomaa S., Veinbergs A., Yang X., Lagzdins A., Abramenko K., Rode M. (2018). Interactions between climate change impacts and nutrient mitigation measures: Comparison of the Selke (Germany) and Berze (Latvia) catchments. *3rd Bonus symposium 2018*
2. Carolus J.F., Bartosova A., Pedersen S.M., Olsen S.B., Jomaa S., Veinbergs A. (2018). Cost-effectiveness analysis of nutrient mitigating measures: A Cross-country Comparison Under the Impact of Climate change. *3rd Bonus symposium 2018*
3. Veinbergs A., Lagzdins A., Dambeniece-Migliniece L. (2018). The Application of Digital Filters and Measurements Upscale for Identification of Runoff Components for the Berze River. *The Nordic Hydrological Conference “Nordic Water 2018” – Ziemeļvalstu hidroloģijas asociācijas vērtējumā referāts atzīts par labāko studentu stenda referātu*
4. Veinbergs A., Jomaa S., Yang X., Lagzdins A., Abramenko K., Rode M. (2018). Nutrient Mitigation Measures and Climate Change Interaction: Comparison of the Selke (Germany) and Berze (Latvia) catchments. *European Geoscience Union (EGU) 2018*
5. Veinbergs A., Lagzdins A., Sudars R., Lauva D. (2018). HYPE Model Performance and Calibration Strategy for Hydrological Components: a Case Study in Latvia. *European Geoscience Union (EGU) 2018*
6. Veinbergs A., Lagzdins A., Sudars R., Lauva D. (2018). Site Specific Adjustments in the Hydrological Unit of the Mathematical Model: HYPE Version 4.10.7. *European Geoscience Union (EGU) 2018*
7. Veinbergs A., Lagzdīņš A., Abramenko K., Lauva D. (2018). Vizualizācijas rīka pielietojums klimata mainības un potenciālo ietekmju raksturošanā. *Latvijas Universitātes 76. zinātniskā konference*
8. Veinbergs A., Vircavs V., Abramenko K., Lauva D., Dimanta Z., Vitola I., Gailuma A. (2012). The Interaction Between Groundwater Fluctuations and

Nitrate Nitrogen Concentrations: case study in Latvia. *European Geoscience Union (EGU) 2012*

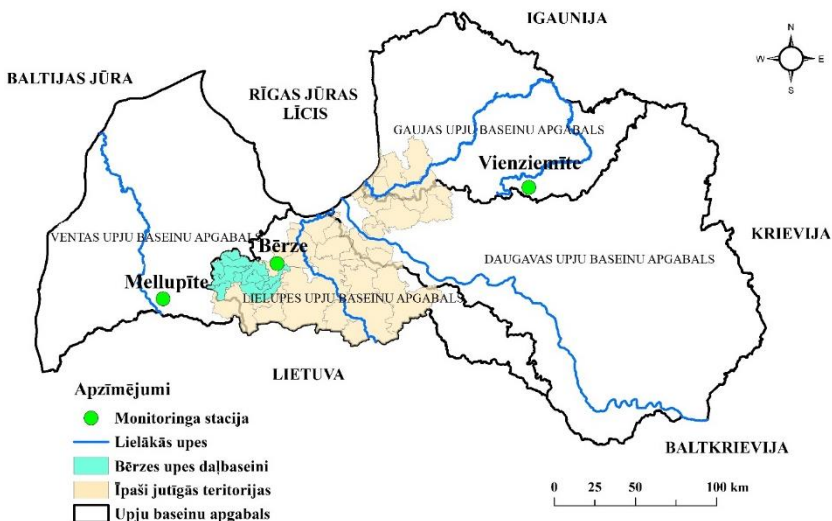
9. Veinbergs A., Mailīte I., Liepa A. (2010). Research on Groundwater at Agricultural Monitoring Sites in Latvia. *DAP ZBRA un Vidzemes Augstskolas 3. starptautiskajā zinātniskajā konferencē*. – konferences ietvaros referāts atzīts par **labāko studentu stenda referātu**

1. MATERIĀLI UN METODIKA

1.1. Pētījuma teritorijas raksturojums

Šī pētījuma mērķis ietver hidroķīmiskā modeļa pielāgošanu un modelēšanas prakses pilnveidi, kas nākotnē izmantojama lauksaimniecības notecū monitoringā iekļauto upju noteces un ūdens kvalitātes modelēšanai, novērtēšanai un piemērotas ūdens apsaimniekošanas prakses plānošanai. Lauksaimniecības monitoringa kontekstā pirmo reizi apbēts hidroloģisko procesu modelis ūdens kvalitātes pasākumu simulācijai. Bērzes upes baseins izraudzīts, kā pilot teritorija gan modelī integrējot, gan simulējot noteces kvalitātes uzlabošanas pasākumu ieviešanu. Tāpat Bērzes upes sateces baseina un Bērzes monitoringa novērojumu rezultāti izmantoti, lai veicinātu izpratni par hidroloģisko procesu norisi un pilnveidotu modelēšanas praksi hidroloģiski maz izpēfītos upju sateces baseinos.

Bērzes upes un mazā sateces baseina teritorijas atrodas Zemgales līdzenumā, īpaši jutīgajā teritorijā (1.1. att.). Visā Latvijas valsts teritorijā raksturīgi humīdi klimata apstākļi, kur nokrišņi pārsniedz iztvaikošanu. Vērtējot reģionālos klimatiskos apstākļus valstī, Bērzes upes un Bērzes mazā sateces baseina teritorijā raksturīgi salīdzinoši mazi ilggadīgie vidējie nokrišņi un augstas gaisa temperatūras. Sateces baseinu izmēri reljefa apstākļi, augsnes granulometriskais sastāvs, zemes lietošanas veidu un drenēto platību īpatsvars, ir galvenie faktori, kuri atšķiras Bērzes upes un Bērzes monitoringa stacijas izpētes līmeņos (1.1. tabula).



1.1. att. Izpētes objektu ģeogrāfiskais novietojums

1.1. tabula. Sateces baseina īpašības

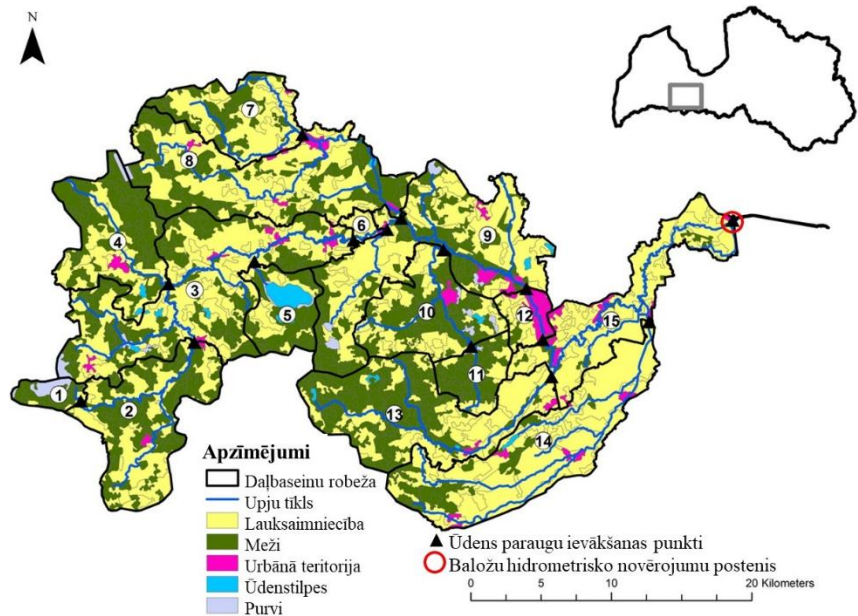
Pētījumu līmenis	Platība, ha	Zemes lietošanas veidi, %				Drenētas platības, %	Zemes virsas slīpuma gradients, %
		Meži	Zālāji	Aramzeme	Citi		
Bērzes mazais sateces baseins	368	2		98	0	98	0.55
Bērzes drenu lauks	77	0	0	100	0	100	0.69
Bērzes upe	87200	39	7	51	3	34	0.90...2.80

Bērzes monitoringa stacija atrodas aptuveni 10 km attālumā no Bērzes upes Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa, taču neietilpst Bērzes upes sateces baseinā. Vairāk nekā 98% no platības aizņem aramzeme uz drenētām smilšmāla augsnēm. Bērzes mazajā sateces baseinā esošās ūdensteces garums ir 2.4 km. LLU datu arhīvā ir pieejami noteces un ūdens kvalitātes mērījumu dati kopš 1993. gada oktobra. Stacijā 2005. gadā pārbūvētas mērbūves, kā arī ierīkoti gruntsūdens monitoringa urbumi. Mazajā sateces baseinā izbūvēta modificētā Krampa tipa pārgāzne, bet drenu laukā trīsstūrveida pārgāzne akā, kas savieno

drenu kolektoros. Mērījumi noris automātiskā režīmā, pielietojot spiediena sensorus un datus uzkrājot datu logeros.

BG-2 urbums atrodas blakus Bērzes drenu lauka noteces mērbūvei. Tas izbūvēts 2005. gadā bezspiediena gruntsūdens līmeņu svārstību un ūdens kvalitātes mērījumiem. Attiecībā pret zemes virsu urbums ir 6 m dziļš ar izbūvētu filtra daļu no 1.7 līdz 5.7 m dziļumam.

Bērzes upe ir Svētes upes pieteka, kas savukārt ir Lielupes kreisā krasta pieteka. Kopš 1927. gada Bērzes upes lejtecē (6.8 km attālumā no upes grīvas) hidrometriskajā stacijā Bērze-Baloži novērojumus veic Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVGMC). Kā liecina LVGMC mājaslapā pieejamā informācija, ūdens līmenis un ūdens temperatūra stacijā tiek mērīti automātiskā režīmā, ko papildina manuāli mērījumi, piemēram, nosakot caurplūdumu, sniega un ledus biežumu. Caurplūdums nosakāms, izmantojot ūdens kalibrētās ūdens līmeņa-noteces līknes. Ūdens kvalitātes monitoringa vajadzībām Bērzes upes sateces baseins ir sadalīts 15 daļbaseinos (1.2. att.). Daļbaseini izdalīti ņemot vērā zemes lietošanas veidu sadalījumu, pieteku, notekūdeņu attīrīšanas ietaišu, ūdenstilpju novietojumu, kā arī ceļu infrastruktūru.



1.2. att. **Bērzes upes daļbaseinu zemes lietošanas veidu raksturojums**
(Veinbergs, Lagzdins, Jansons, Abramenko, & Sudars, 2017)

Daļbaseini, kuriem augšpusē esošā platība ir 0.0 km² (1.2. tabula), neieplūst tranzīta noteci, un tie raksturo noteces un ūdens kvalitātes veidošanos,

daļbaseina robežās. Savukārt pārējie daļbaseini izmantojami upē noritošo aiztures procesu pētīšanai, kā arī specifisku daļbaseina īpašību reprezentācijai. Piemēram, Dobeles pilsētas ietekmi kopā ar upē noritošajiem aiztures procesiem reprezentē ūdens kvalitātes rādītāji 9. daļbaseina un 12. daļbaseina lejtecē. Izteikti lielāki zemes virsas slīpuma gradienti (vidēji pārsniedz 2%) ir Bērzes upes sateces baseina centrālajā daļā, salīdzinoši līdzens reljefs austrumu daļā.

Pētījuma vajadzībām klasificēti seši zemes lietošanas veidi, ietverot aramzemi, mežus, zālājus, apdzīvotas vietas, ūdeņus un purvus. Gandrīz pusi no Bērzes upes sateces baseina aizņem aramzemes. Raksturīgi, ka drenētu aramzemju platību īpatsvars ir lielāks līdzenākajos daļbaseinos. Daļbaseinos ar izteiktu reljefu, salīdzinoši liels lauksaimniecībā izmantojamo platību īpatsvars ir daļbaseinos Nr. 3, 6, un 9, kur aramzemes īpatsvars ir no 48 līdz 87%.

1.2. tabula. **Bērzes upes daļbaseinu morfometrisko parametru raksturojums HYPE modelī** (Veinbergs et al., 2017)

Dalbaseins	Platība km ²	Platība augšpus daļbaseina km ²	Galvenā ūdens-tece, km	Vid. augstums* m	Vid. augstuma STD** m	Vid. slīpums %	Vid. ūdens-tīlzes dziļums m	Ūdens-tīlzes sateces baseins ***
1	9.3	0.0	1.3	121	2.8	0.92	-	-
2	69.3	9.3	26.0	111	7.5	1.76	-	-
3	121.2	163.7	54.6	101	11.0	1.76	-	-
4	57.2	0.0	13.2	112	8.9	1.84	-	-
5	27.9	0.0	2.0	98	9.1	2.78	5	0.83
6	4.2	284.9	3.2	68	7.4	2.56	5	0.30
7	43.2	0.0	21.5	96	10.4	1.35	-	-
8	100.9	43.2	42.0	88	16.5	1.13	-	-
9	105.6	506.8	43.2	68	15.1	2.17	-	-
10	53.0	20.6	19.7	66	9.9	2.00	-	-
11	20.6	0.0	6.2	66	6.0	2.13	-	-
12	12.8	612.4	4.7	57	12.1	2.66	-	-
13	89.5	0.0	32.7	76	15.8	2.80	-	-
14	93.7	0.0	60.6	48	16.3	0.98	-	-
15	63.7	808.4	57.8	25	17.4	1.10	-	-
Baseinā	872.0	0.0	388.7	80	11.1	1.90	5	0.03

* LAS-2000,5 augstumu sistēma; **STD – stamartnovirze; *** daļa no daļbaseina platības

Tulīt aiz lauksaimniecības zemēm salīdzinoši liels ir meža zemju īpatsvars, kam seko zālāji. Pārējo zemes lietošanas veidu īpatsvars ir aptuveni

5% no visa Bēzres upes sateces baseina teritorijas. Tomēr, urbānās teritorijas, lai arī neaizņem lielas platības, ir nozīmīgs punktveida piesārņojuma avots, sevišķi ietekmējot fosfora slodzes.

Lai gan ūdenstilpes un purvi kopā aizņem mazāk nekā 2.5%, to īpatsvars atsevišķos daļbaseinos ir vērā ņemams. Pretēji iepriekš raksturotajām lauksaimniecības notēču monitoringa stacijām, Bēzres upes sateces baseinā ir vairākas ūdenstilpes, no kurām lielākā ir Zebrus ezers. Zebrus ezera virsas laukums kopā ar Svētes ezeru aizņem 17% no 5. daļbaseina platības. Salīdzinoši lielu procentuālo platību (7% no 6. daļbaseina platības) aizņem Annenieku HES ūdenskrātuves virsas laukums.

Pārlicinoši lielāko lauksaimniecības zemju platību Bēzres upes sateces baseinā aizņem ziemas kvieši. Tomēr atsevišķos daļbaseinos Nr. 5, 10 un 11 zālāju aizņemtās platības vairāk nekā divas reizes pārsniedz pārējo atsevišķo lauksaimniecības zemēs audzējamo kultūru īpatsvaru.

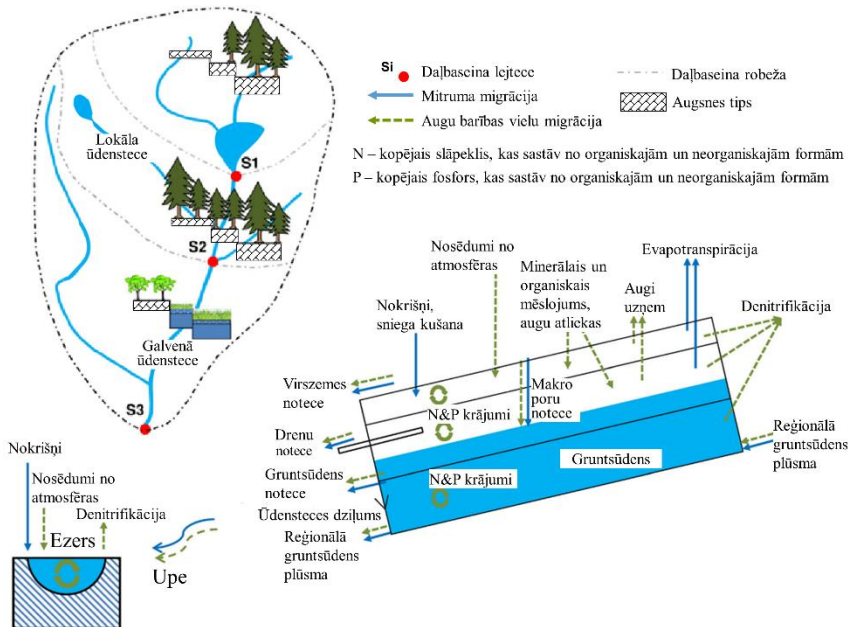
Bēzres upes sateces baseina lauksaimniecības zemēs sastopamās augsnes veido gan dažāda granulometriskā sastāva minerālaugsnes, gan organiskas izcelsmes augsnes. Pētījuma vajadzībām izdalītas 5 augšņu grupas, ietverot māla, smilšmāla, smilts, organiskās un urbānās augsnes. Lauksaimniecības zemēs visplašāk izplatītas ir smilšmāla augsnes, aizņemot vairāk par pusi no visa Bēzres upes sateces baseina lauksaimniecības zemēm. Organisko augšņu īpatsvars lauksaimniecības zemēs nepārsniedz 0.5% un šajā pētījumā nav izmantots.

Mežu platībās augšņu sadalījums Bēzres upes sateces baseinā, līdzīgi kā lauksaimniecības zemēs, ir visai mainīgs daļbaseinos. Salīdzinot ar lauksaimniecības zemēm, mežu izplatība uz mālainām augsnēm ir salīdzinoši mazāka. Aptuveni divas reizes biežāk nekā lauksaimniecības zemēs, sastopami meži uz smilts augsnēm.

Dambeniece-Migliniece & Lagzdiņš (2018) veiktajā pētījumā ir vispusīgi raksturota notekūdeņu attīrīšanas ietaišu radītā slodze Bēzres upes sateces baseinā. Pētījums atklāj, ka periodā no 2005. līdz 2014. gadam Bēzres upes sateces baseinā kopā ir funkcionējušas 22 sadzīves notekūdeņu attīrīšanas ietaises, kā arī viena ietaise notekūdeņu attīrīšanai no bīstamo atkritumu apsaimniekošanas poligona Zebrene. Dobeles pilsētas notekūdeņi rada aptuveni pusi no visa notekūdeņu apjoma, kas pēc attīrīšanas tiek novadīti Bēzres upē 12. daļbaseinā un ir lielākais punktveida slāpekļa piesārņojuma avots. Dobeles pilsētas notekūdeņu attīrīšanas ietaise arī rada salīdzinoši lielu fosfora slodzi, tomēr lielākā fosfora punktveida slodze tiek novadīta 8. daļbaseinā esošā lokālā ūdenstecē. Kopējā slodze no notekūdeņu attīrīšanas ietaisēm Bēzres upes sateces baseinā lēšama ap 19.1 t gadā slāpekļa un nedaudz vairāk nekā 3.4 t gadā fosfora. Aptuveni 77% no notekūdeņos esošā fosfora ir izšķīdis ūdenī. Minerālās formas slāpekklis sastāda aptuveni 71% no kopējā slāpekļa satura notekūdeņos.

1.2. Modelēšanas rīka izvēle un modeļa raksturojums

Šī promocijas darba mērķa un uzdevumu realizēšanai izvēlēts atvērtā koda, bezmaksas modelēšanas rīks *Hydrological Predictions for the Environment* (HYPE) (1.3. att.). Modelis jau iepriekš aprobēts gan līdzīgiem hidroloģiskajiem un klimatiskajiem apstākļiem Zviedrijā, gan plaši pielietots pasaulē hidroķīmisko procesu modelēšanā vidēju un lielu upju sateces baseinos (SMHI, n.d.). Atbilstoši HYPE modeļa aprakstam (Lindström, Pers, Rosberg, Strömqvist, & Arheimer, 2010) modelis nodrošina vienkāršotu procesu aprēķinu ar ietvertiem konceptuāliem risinājumiem, kas papildināti ar empīriskiem risinājumiem un fizikāli pamatotiem parametriem.



1.3. att. **HYPE modeļa raksturojums:** iedalījums daļbaseinos un zemes lietošanas veidu-augsnes klasēs (SLC) (zīmējums augšā pa kreisi); shematiska modeļa struktūra SLC ietvaros (zīmējums pa labi); procesi ūdenstilpēs (apakšā pa kreisi) (attēls modificēts pēc Jiang et al., 2014)

Balstoties uz Knightes (2017) modeļu raksturojumu, sateces baseinos, ar nelielu pieejamo mērījumu apjomu, ir piemēroti konceptuāli modeļi ar aprēķina rezultātu izšķirtspēju daļbaseinu līmenī. Salīdzinoši neliels caurplūdumu novērojumu blīvums un ierobežoti augsnes profilam raksturīgo slāņu hidrofizikālo īpašību novērojumi ir raksturīgi Latvijā veiktajam lauksaimniecības noteču monitoringā iekļautajam upju tīklam. Attiecīgi HYPE

modeļa detalizācijas pakāpe uzskatāma par piemērotu, hidroķīmisko procesu modelēšanai un piemērotas platību apsaimniekošanas prakses pamatošanai hidroloģiski maz izpētīto lauksaimniecības noteču monitoringa tīkla upju sateces baseinos. Kā pilot teritorija šajā pētījumā izvēlēta lauksaimniecības noteču upju monitoringa tīklam raksturīgā Bērzes upe. Upes caurplūduma novērojumu staciju īpatsvars pētījuma periodā ir neliels (0.1 stacija uz 100 km²), kā arī nav pieejams augsnes slāņu hidrofizikālo īpašību raksturojums.

HYPE modeļa reprezentētie makroporu plūsmas, virszemes, drenu un gruntsūdens noteces, kā arī gruntsūdens dinamiskie procesi ir raksturīgi Latvijas apstākļiem, īpaši uzsverot drenāžas ietekmi uz hidroķīmiskajiem procesiem. Atbilstoši Zemkopības ministrijas nekustamo īpašumu datiem, Latvijā ir 1.5 miljoni hektāru nosusinātu lauksaimniecības zemju.

Konceptuālie risinājumi modelī balstīti uz bilanču aprēķiniem, ņemot vērā meteoroloģiskos parametrus, piemēram, nokrišņus un temperatūru. Meteoroloģiskajiem apstākļiem mijiedarbojoties ar dabiskiem un cilvēka izmainītiem ainavas elementiem un augsnes procesiem, veidojas specifiski noteces un augu barības vielu aprites procesi. Modelī definētie parametri piesaistīti hidroloģiskās atbildes vienībām, kas HYPE modelī tiek definētas kā augsnes-zemes lietošanas veidu klases (SLC).

Kalibrētie parametri, modeļa konfigurācija un empīriskās formulas atspoguļo noteces veidošanos un ķīmisko elementu migrāciju un transformācijas virs zemes, augsnē, kā arī ezeros un ūdenstecēs. Tāpat barības vielu apriti ietekmē audzējamā kultūra un platību apsaimniekošanas īpatnības.

Augsnes profilu, atbilstoši modeļa HYPE programmatūrā ietvertajai koncepcijai (Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), n.d.), iespējams sadalīt 3 augsnes slāņos (1.4. att.). Katram augsnes slānim definējami tādi porainību raksturojoši parametri, kā poru daļa, kas nosaka vīšanas mitrumu ($WP(i)$), lauka mitruma ietilpību ($FC(i)$) un efektīvo porainību ($EP(i)$), kur i ir 1, 2 vai 3, kas attiecīgi apzīmē augsnes augšējo, vidējo un dziļāko slāni.

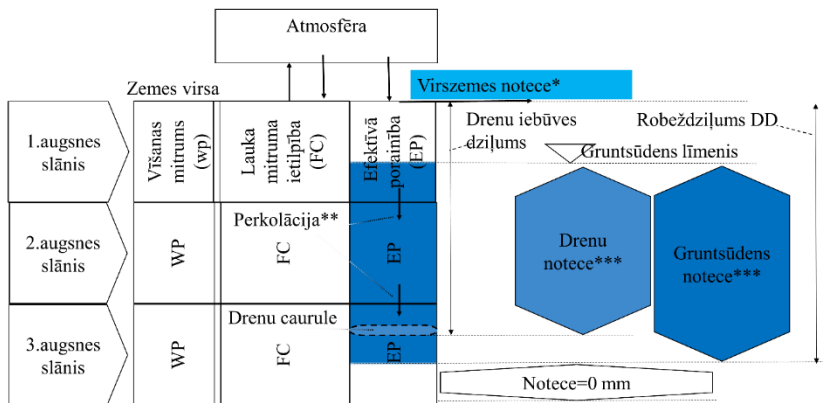
Piesātinātas augsnes apstākļos virszemes, drenu un gruntsūdens noteces aprēķinus modelī reprezentē sakarība:

$$runoff = rc(i) \times WCEP(i), mm, \quad (1.1)$$

kur

$rc(i)$ – recesijas koeficients, kas raksturo, kāda daļa no visa $WCEP(i)$ nonāk līdz ūdenstecei modeļa uzstādījumos izvēlētajā laika intervālā (daļa laikā).

Ūdens apjoms, kas pārsniedz infiltrācijas kapacitāti proporcionāli sadalās nepiesātinātajā virszemes notecē (formula 1.2) un makroporu notecē (formula 1.3).



1.4. att. Perkolācija un noteces veidošanās piesātinātās augsnes apstākļos:

* virszemes notecē piesātinātās augsnes apstākļos; **perkolācija uz nepiesātinātu augsnes slāni; *** gruntsūdens notecē un drenu noteces apjomu ierobežo mitruma saturs efektīvajā porainībā

$$runoffs(u) = srrate \times (WCW - WCIC), mm, \quad (1.2)$$

kur

srrate – kalibrējams koeficients, kas nosaka nepiesātinātajai virszemes notecē pieejamo daļu, kura vērtība ir no 0 līdz 1;

WCW – pieplūstošo lietus un sniega kušanas ūdeņu apjoms, mm;

WCIC – kalibrējama augsnes augšējā slāņa infiltrācijas kapacitāte, mm.

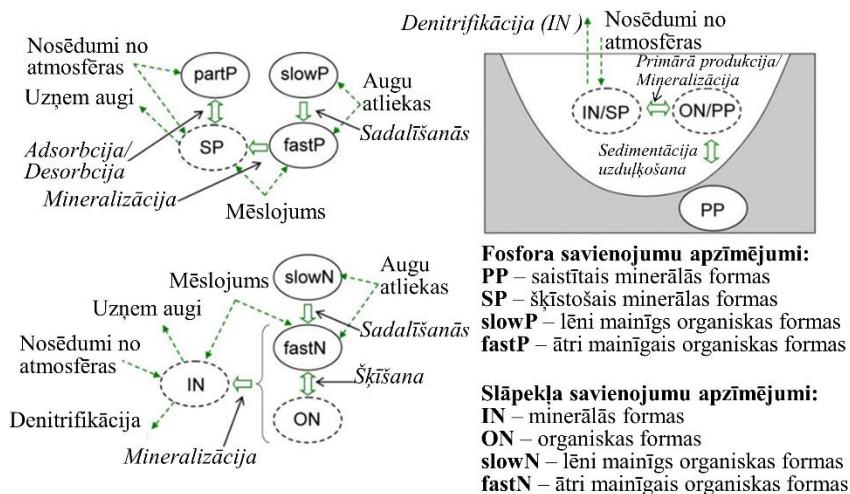
$$flowm = macrate \times (WCW - WCIC), mm, \quad (1.3)$$

kur

macrate – kalibrējams koeficients, kas nosaka makroporu notecē pieejamo daļu, kura vērtība ir no 0 līdz

HYPE modeļa bilanču aprēķinā augu barības vielu krājumus veido pielietotā mēslojuma apjoms, krājumi augsnē un augu atliekās, punktveida piesārņojuma slodze, kā arī nosēdumi no atmosfēras (1.5. att.). Sezonāli mainīgs ir augu uzņemtais augu barības vielu apjoms, kuru limitē gaisa temperatūra, veģētācijas attīstības stadijas un katram kultūraugam raksturīgais augu barības vielu uzņemšanas potenciāls, un platību apsaimniekošanas režīms. Augsnes mitrums, noteces komponentu sadalījums, gaisa temperatūra un konkrētās augu barības vielas krājumi katrā augsnes slānī ir galvenie faktori, kuri ietekmē augu barības vielu transformācijas un migrāciju gan augsnes profilā gan ūdens

objektos (SMHI, 2020). Ūdens objektos tiek ievērtēti arī sedimentācijas un uzduļķošanas procesi.



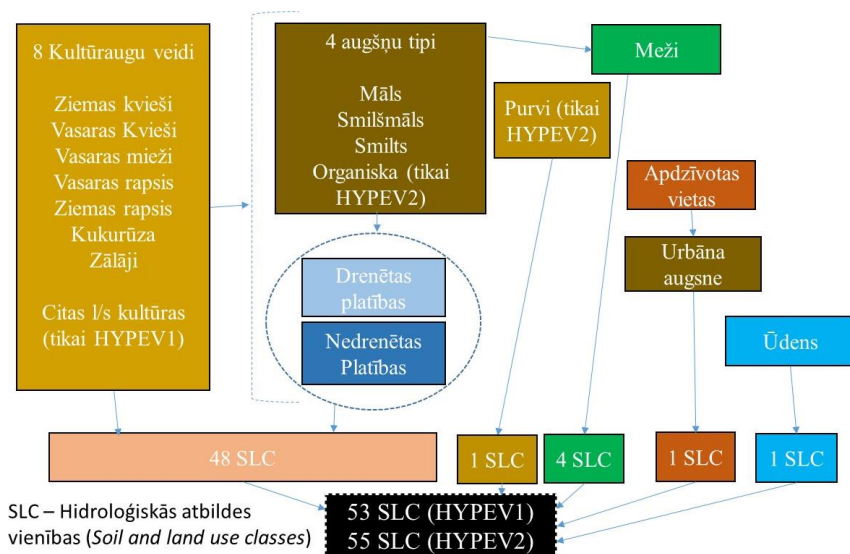
1.5. att. **HYPEV1** reprezentētie un kalibrētie Slāpekļa un fosfora procesi (attēls modificēts pēc Lindström et al. (2010))

1.3. Modeļa pielāgošana sateces baseina īpašībām

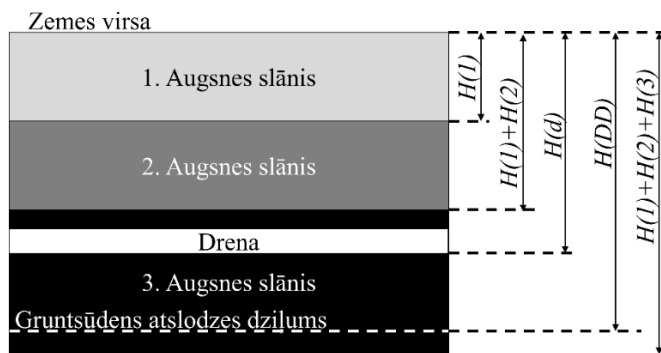
Šī pētījuma vajadzībām pielāgotas divas HYPE modeļa versijas. Abas versijas ietver atšķirīgu modeļa konfigurāciju, kalibrāciju, validāciju, kā arī turpmākus modeļa pielietošanas mērķus. HYPE modeļa pirmās versijas (HYPEV1) mērķis bija novērtēt agrovides pasākumu spēju samazināt augu barības vielu izskalošanos no Bērzes upes sateces baseina klimata pārmaiņu apstākļos. HYPE modeļa otrās versijas (HYPEV2) mērķis ir izstrādāt tādu modeli, kurš spējīgs ar augstāku detalizācijas pakāpi reprezentēt hidroloģiskos procesus un ar tiem saistītās gruntsūdens līmeņu svārstības, kā arī virszemes, drenu un gruntsūdens noteces komponentu mainību.

Izraudzītajā pilot teritorijā (Bērzes upē) katram daļbaseinam raksturīgās īpašības HYPE modelī ietvertas SLC klasēs (1.6. att.). Gan HYPEV1, gan HYPEV2 modelī SLC klases veidotas pēc līdzīga principa. HYPEV2 modelī precizēts zemes lietošanas veidu augsnes tipu sadalījums. Kultūraugi, kuru īpatsvars nepārsniedza 3% no Bērzes upes sateces baseinā esošajām lauksaimniecības zemēm, HYPEV1 modelī apvienoti, tos nodēvējot par citām l/s kultūrām. HYPEV2 modelī citu l/s kultūru aizņemtās platības proporcionāli izklaidētas uz definētajām izplatītākajām lauksaimniecības kultūrām. Visiem

augšnes tipiem modeļos definētas raksturīgās dimensijas (1.7. att.), kas precizētas HYPEV2 modelī.



1.6. att. Hidroloģisko atbildes vienību raksturojums pilot teritorijā

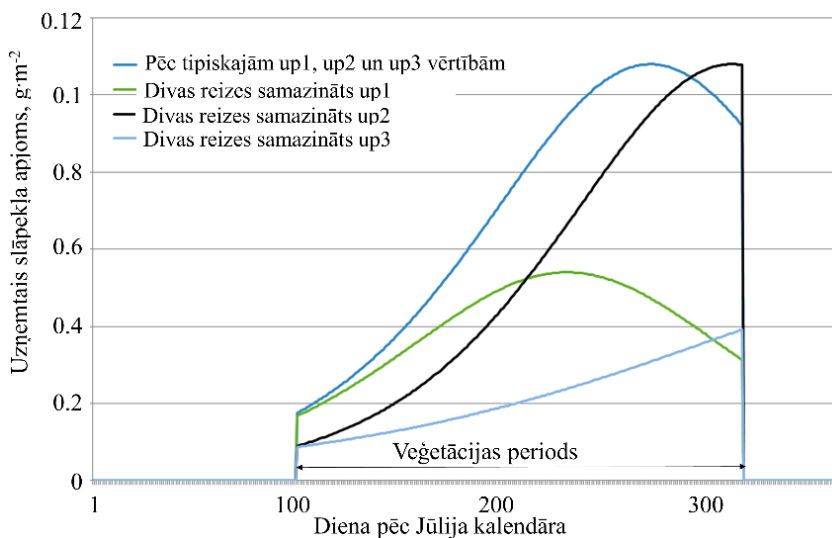


1.7. att. Augšnes profilu raksturojošās dimensijas HYPE modelī (attēls modificēts pēc Veinbergs et al. (2017))

Punktveida piesārņojuma raksturlielumi abās modeļa versijās reprezentē 23 notekūdeņu attīrīšanas ietaišu radīto slodzi Bērzēs upes daļbaseinos.

Katrai lauksaimniecības kultūrai raksturīgais lauku apstrādes un mēslošanas režīms HYPE modeļa vajadzībām saskaņots ar lauksaimniecības

nozāres pārstāvju ieteikumiem, kā arī statistikas rādītājiem. Viens no slāpekļa bilances aprēķinu posmiem HYPE modeli ietver kultūraugu uzņemtā slāpekļa un fosfora apjoma aprēķinu (SMHI, 2020). Potenciāli uzņemamo barības vielu apjoms laikā ir nelineārs (1.8. att.), ko matemātiski ietekmē gan gaisa temperatūra, gan laiks, kāds pagājis no sējas dienas. Modeļa aprēķini paredz, ka uzņemtā slāpekļa un fosfora apjoma limitē definētā slāpekļa un fosfora attiecība (P/N). Katram kultūraugam raksturīgā P/N attiecība iegūta izmantojot Kārklīņš un Ruža 2013 sniegtos datus par barības vielu saturu salmos un graudos atkarībā no konkrētā kultūrauga ražas. Slāpekļa saturs uz lauka atstātajās augu atliekās rēķināts balstoties uz lauksaimniecības nozāres pārstāvju ieteikumiem un ņemot vērā 2006. gadā publicēto, IPCC (*The Intergovernmental Panel on Climate Change*) metodiku (Enggleston, Buendia, Mowa, Ngara, & Tanabe, 2006), kā arī 2019. gadā precizēto metodiku (Hergoualc'h et al., 2019), kas ietver arī slāpekļa satura aprēķinus augu atliekās.



1.8. att. Kultūraugu uzņemtā slāpekļa apjoma aprēķina konceptuālā risinājuma raksturojums HYPE modeli pie dažādām parametru up1, up2 un up3 vērtībām (attēls modificēts pēc (SMHI, 2020))

1.4. Modeļa kalibrācijas metodika izmantojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu procedūru

Hidroloģiski izpētītām upēm modelēšanā raksturīgā procedūra ietver modeļa parametru pielāgošanu, kā arī veikspējas novērtēšanu attiecībā pret upes

sateces baseinā veiktajiem novērojumiem. Turpmāk hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgai procedūrai atbilstoši pielāgotā modeļa versija apzīmēta kā HYPEV1.

HYPEV1 modeļa kalibrācijas procesā sākotnēji veikta caurplūduma kalibrācija Bērze-Baloži hidrometriskajam postenim. Pielāgoti parametri, kuri raksturo augsnes hidrofizikālās īpašības, evapotranspirāciju un sniega procesus lokālu ūdensteču, galveno ūdensteču noteces apjomu un straujumu. Augu barības vielu izskalošanās modelēšanas vajadzībām kalibrācijas procesā pielāgoti parametri, kuri raksturo augsnes profilā esošo slāpekļa un fosfora savienojumu krājumus, transformācijas, mineralizāciju, denitrifikāciju. Slāpekļa un fosfora procesi ūdens objektos ietvēra sedimentāciju/uzduļķošanu, primārās produkcijas veidošanos un tās mineralizāciju, kā arī neorganisko slāpekļa savienojumu denitrifikāciju.

Ikdienas modelēto un novēroto rezultātu salīdzināšanai lietoti statistiskie rādītāji *Nash-Sutcliffe efficiency* koeficients (*NSE*), empīrisko un modelēto novērojumu vidējā relatīvā starpība (*PBIAS*), vidējās kvadrātiskās kļūdas un standartnovirzes attiecība (*RSR*), kas atbilst Moriasi et al., (2007) ieteiktajai hidroloģisko modeļu novērtēšanas metodikai. Ilggadīgo mēneša vidējo modelēto un novēroto rezultātu salīdzināšanai aprēķināta standartkļūda s_x .

1.5. Klimata mainības un ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu modelēšana

Ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumi plānoti, HYPEV1 modelis pielāgots, rezultāti diskutēti un saskaņoti ar iesaistīto pušu, ūdens struktūrdirektīvas un HELCOM rekomendācijām. Diskusijās un ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu plānošanā īpaši tika iesaistīti pārstāvji no lauksaimniecības, ūdens apsaimniekošanas, dabas aizsardzības nozarēm, kā arī notekūdeņu apsaimniekošanas institūcijām. Ūdens kvalitāte aplūkota kopsakarībā ar Dānijas speciālistu veiktajiem ekonomiskajiem aprēķiniem, ko plaši ir raksturojis Carolus *et al.* (2020), salīdzinot Latvijas Zviedrijas un Vācijas upēs iegūtos modelēšanas rezultātus. Pētījums veikts ar BONUS programmas (Art 185) MIRACLE projekta atbalstu. Modelēšana veikta izraudzītajā pilot teritorijā Bērzes upes sateces baseinā. Ūdens kvalitātes uzlabošanai izdalīti trīs attīstības virzieni (1.3. tabula), ietverot atsevišķus pasākumus.

HYPE modeļa parametri pielāgoti stacionārām katra pasākuma īpatnībām, intensitātei, ietekmētajām platībām (1.9. att.), atbilstošajam platību apsaimniekošanas režīmam un ietekmei uz augu barības vielu apriti. Pirmajā attīstības virzienā iekļauto pasākumu ietekmētās platības noteiktas balstoties uz LAD lauku blokos 2015. gadā reģistrētajiem datiem salīdzinot ar modeļa kalibrācijas periodu (no 2005 līdz 2014. gadam).

1.3. tabula. Attīstības virzieni un integrējamie pasākumi ūdens kvalitātes uzlabošanai Bērzes upes sateces baseinā

Attīstības virziens	Pasākumi, to apraksts	Periods	Rekomendēja
1. attīstības virziens (<i>PW1</i>) – līdzšinējā prakse			
Zaļināšana	Kultūraugu dažādošana – Modeļa struktūrā divas grupas: pirmajā grupā ziemas kvieši, vasaras kvieši, ziemas rapsis; otrajā grupā vasaras rapsis, vasaras mieži, kukurūza. Paliecinātas zālāju platības – 1201 ha platībā proporcionāli aizvieto visus kultūraugus nedrenētās aramzemēs un apsaimniekošanas režīmu transformē atbilstoši zālājiem. Ekoloģiski nozīmīgu platību ieviešana - 2930 ha platībā proporcionāli aizvieto esošās nedrenēto zālāju platības un izslēdz mēslojuma pielietošanu.	kopš 2015. gada	Lauku atbalsta dienests
Bioloģiskā lauksaimniecība	HYPEV1 modelī integrēta 1305 ha platībā, aizvietojot minerālo mēslojumu ar organisko. Mēslojuma devas nepārsniedzot 170 kgN·ha ⁻¹ . Pasākums attiecīgā platībā integrēts aizstājot 4.9% no trīs visizplatītākajiem kultūraugiem (ziemas kviešiem, vasaras miežiem un ziemas rapsi), pielietojamo minerālo mēslojumu mainot uz organisko mēslojumu.	kopš 2015. gada	Lauku atbalsta dienests
2. attīstības virziens (<i>PW2</i>)			
Notekūdeņu apsaimniekošanas efektivitātes uzlabošana	Atbilstoši notekūdeņu apsaimniekošanas organizāciju vērtējumam, HYPEV1 modelī paredzēta notekūdeņu attīrīšanas ietaišu vai kanalizācijas sistēmas pārbūve. Pēc pārbūves to izplūdē paredzēts: vidēji 2.5 mg·L ⁻¹ fosfors un 25 mg·L ⁻¹ slāpekļis, un novērsta gruntsūdens pieplūde sistēmai	no 2021. līdz 2030. gadam	Notekūdeņu apsaimniekošanas organizācija SIA "Dobeles Ūdens"
3. attīstības virziens			
Buferjoslas: 2+10 m (<i>Buff2+10</i>) un 2+5m (<i>Buff2+5</i>)	Modeļa aprēķinos testēti divi buferjoslu varianti. Abos gan pirmajā, gan otrajā variantā gar meliorācijas grāvjiem paredzētas 2m platas nemēslotu zālāju joslas. Savukārt gar valsts nozīmes ūdensnotekām vienā variantā paredzētas ierīkot 5 m platas nemēslotu zālāju joslas, savukārt otrā variantā 10 m platas nemēslotu zālāju joslas. Buferjoslu aizņemtās platības ir attiecīgi pirmajā variantā 342+198 ha, bet otrajā 342+399 ha.	no 2021. līdz 2030. gadam	Lauku atbalsta dienests
Mēslojuma apjoma samazināšana	Ziemas kviešiem, vasaras kviešiem, vasaras miežiem), kā arī ziemas un vasaras rapsim testēti trīs minerālā mēslojuma definēti samazinājuma varianti: 5% (<i>NP reduct. -5%</i>), 10% (<i>NP reduct. -10%</i>) un 20% (<i>NP reduct. -20%</i>)	Nav definēts	Vides aizsardzības organizācija

Piezīme: šajā pētījumā vērtēta arī visu pasākumu kopējā ietekme (*Joint measure*)

Drenēta aramzeme	Nedrenēta aramzeme	Nedrenēti zālāji	Drenēti zālāji
Bufertjoslas. Nemēslo, 540-740 ha.	Palielinātas zālāju platības, 1201 ha	Ekoloģ. plat., 2930 ha, Nemēslo	Apsaimniekošana bez izmaiņām
Bioloģiskā lauksaimniecība. Pielieto tikai organisko mēslojumu, 1305 ha			
Mēslojuma devu samazināšana par 5...20%, 32017 ha			
Kultūraugu dažādošana – visā aramzemē			

1.9. att. **Agrovīdes pasākumi, to ietekmētās platības HYPEV1 modeļa struktūrā:** uz zaļa fona pirmā attīstības virziena pasākumi

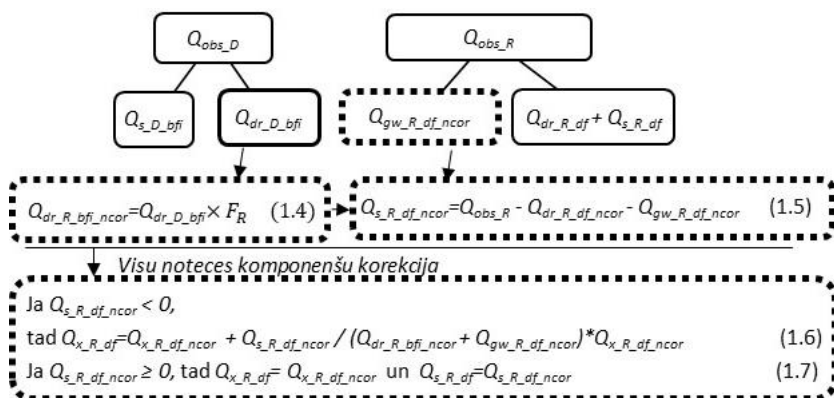
Tāpat pasākumi vērtēti klimata mainības kontekstā, salīdzinot pasākumu efektivitāti atskaites periodā no 1991. līdz 2010. ar nākotnes periodu no 2011. līdz 2030. gadam. Klimata mainības reprezentēšanai izmantoti dati no reģionālajiem klimata modeļiem “*WRF-IPSL-CM5A-MR*” (WRF) un “*RCA4-CanESM2*” (RCA4), kas raksturo *EURO-CORDEX* projekcijas no *CMIP5* globālo klimata modeļu ansambļa (Carolus et al., 2020). Klimata datu aprēķini bāzēti uz RCP8.5 klimata attīstības scenāriju, kas ietver salīdzinoši strauju siltumnīcas efekta gāzu izmešu pieaugumu nākotnē (Riahi et al., 2011). Atsevišķi vērtēta arī Latvijai atbilstošajam reģionam prognozēto zemes lietošanas veidu izmaiņu ietekme uz ūdens kvalitāti atbilstoši Eiropas Komisijas atbalstītā pētījuma “*SCENAR2020-IP*” (Nowicki et al., 2009) sniegtajām prognozēm par zemes lietošanas veidu izmaiņām.

1.6. Uz novērojumiem balstītas metodikas izstrāde hidroloģisko procesu novērtēšanai

HYPEV2 modeļa kalibrācijas stadijā secināts, ka arī salīdzinoši mazu ūdensteču sateces baseinos ar salīdzinoši homogēnām sateces baseinu raksturojošām īpašībām, pastāv liela kalibrējamo parametru nenoteiktība, ja modeļa kalibrāciju veic attiecībā pret lejtecē novērotiem caurplūdumiem. Tāpēc HYPEV2 modeļa kalibrācijas un validācijas vajadzībām radās nepieciešamība pēc papildus hidroloģisko procesu raksturlielumiem, kas mazinātu parametru nenoteiktību, kalibrācijā ņemot vērā Latvijas apstākļiem raksturīgus hidroloģiskos procesus. Pašreizējā hidroloģijas zinātnes nozares attīstības stadijā, hidroloģisko procesu raksturošanai praksē pielietotas dažādas noteču

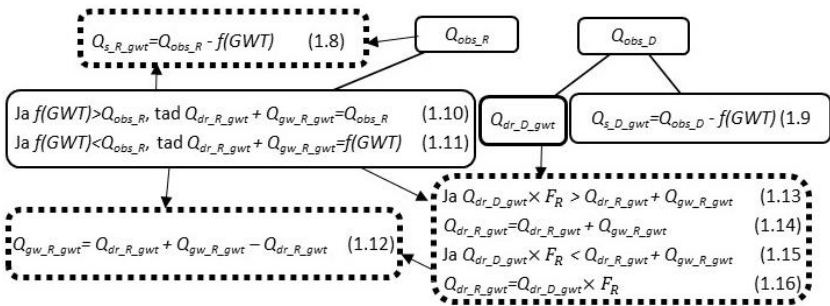
hidrogrāfu vai ilguma līkņu analīzes metodes, ko labi raksturojis Brodie & Hostetler, 2005. Izmantojot pieejamās metodes un rīkus, rezultāti iegūstami visai variabli un nepiedāvā iespējas atsevišķi izdalīt Latvijas apstākļiem raksturīgās virszemes, drenu un gruntsūdens noteces komponentes. Šajā pētījumā izstrādātas metodes un novērtētas virszemes, drenu un gruntsūdens noteces komponentes. Novērtēti arī raksturīgie gruntsūdens līmeņi, un noteces robežlīmeņi, kuri limitē drenu noteces veidošanos.

Izstrādātās metodes balstītas uz jau esošo BFI (Wahl & Wahl, 1988, 1995) un SWAT modelim izstrādāto papildus rīku SWAT digitālo filtru (Arnold & Allen, 1999; Arnold, Allen, Mutiah, & Bernhardt, 1995). Līdzīgi hidroloģisko procesu novērtēšanai izstrādātas metodes, balstoties uz gruntsūdens līmeņu-noteces sakarībām, kā arī veicot recesijas koeficientu analīzi. Upes līmenī, atkarībā no pielietotās metodes (1.10. att. un 1.11. att.), noteces komponentes izdalītas, kombinējot drenu laukā un upes līmenī novēroto noteci un urbumā novērotus gruntsūdens līmeņus.



1.10. att. Digitālo filtru pielietošanas procedūra noteces komponentešu atdalīšanai upes un drenu lauka līmeņos:

- 1) Q_{obs_R} un Q_{obs_D} ir novērotā notece attiecīgi upes un drenu lauka līmenī;
- 2) $Q_{x_Y_z}$ ir notece, kur indeksā apzīmējumi: a) x aizstājams ar attiecīgo noteces komponentes apzīmējumu *obs* (kopējā novērotā notece), s (virszemes notece), dr (drenu notece) vai gw (gruntsūdens notece); b) Y norāda upes (R) vai drenu lauka (D) līmeni;
- 3) $ncor$ norāda, ka noteces komponente nav gala rezultāts un vēl koriģējama;
- 4) F_R ir korekcijas faktors, lai pārrēķinātu drenu noteci no drenu lauka uz upes līmeni



1.11. att. Dienas vidējo gruntsūdens līmeņu datu rindas pielietojums, lai novērtētu noteces komponentes upes līmenī: 1) simbolu nozīme paskaidrota 1.10. att.; 2) indekss *gwt* apzīmē noteces komponentu atdalīšanas metodi, pielietojot gruntsūdens līmeņu-noteces analīzi

Upes līmenī pielietotās gruntsūdens līmeņa-noteces sakarības raksturo eksponenciāla funkcija:

$$Q_{x_Y_gwt} = a \times e^{b \times GWT} - c = f(GWT), \text{ mm} \cdot d^{-1} \quad (1.17)$$

kur

a , b un c – konstantes, kuras kalibrētas atsevišķi katra gada datu rindām;
 e – ir eksponenciāla konstante (≈ 2.71);
 GWT – dienas vidējais gruntsūdens līmenis, m.

Mazā sateces baseina līmenī noteces komponentes izdalītas kombinējot gruntsūdens līmeņa-noteces lineāras sakarības:

$$Q_{gw_gwt} = f_{gw}(GWT) = a_{gw} \times GWT + b_{gw}, \text{ m}^3 \cdot d^{-1}, \quad (1.18)$$

kur

a_{gw} un b_{gw} – lineārā vienādojuma konstantes gruntsūdens noteces veidotā caurplūduma aprēķinam;

Gruntsūdens līmenis, pie kura sākas drenu notecē:

$$GWT_{dr_b_i} = \frac{GWT_{dr1} + GWT_{dr0}}{2}, \text{ m} \quad (1.19)$$

kur

GWT_{dr1} – gruntsūdens līmenis (m) katras epizodes pirmajā dienā, kad novērojama drenu notecē;
 GWT_{dr0} – gruntsūdens līmenis (m) dienā pirms novērots GWT_{dr-1} , kur nav novērota drenu notecē.

Mazā sateces baseina līmenī noteces komponentes izdalītas kā arī drenu efektīvais dziļums aprēķināts, kombinējot mazajā sateces baseinā novērotās noteces mērījumus ar gruntsūdens līmeņa novērojumiem. Metode pielietota pilot teritorijām, kur izmantotie novērojumu rezultāti periodam no 2006. līdz 2015. gadam reprezentē upes līmenim Bērze upi, drenu lauka un mazā sateces baseina līmeņiem, kā arī gruntsūdens līmenim Bērzes mazo sateces baseinu un BG-2 urbumu.

Gruntsūdens līmenis, pie kura drenu notece izsīkst aprēķināts:

$$GWT_{dr_e_i} = \frac{GWT_{dri-1} + GWT_{dri}}{2}, m \quad (1.20)$$

kur

GWT_{dri-1} – gruntsūdens līmenis (m) katras drenu noteces epizodes pēdējā dienā, kad vēl novērota drenu notece;

GWT_{dri} – gruntsūdens līmenis (m) dienu vēlāk pēc novērotā GWT_{dri-1} , kur drenu notece nav novērota.

1.7. Metodikas izstrāde hidroloģiski maz pētītu upju modelēšanai

Hidroloģisko procesu aprēķina veikspējas palielināšanai, uz HYPEV1 modeļa bāzes izstrādāta modeļa versija HYPEV2, kuras parametri izmantojami hidroloģiski maz izpētītu upju sateces baseinu modelēšanā.

Pirms HYPEV2 modeļa izveides, veikta HYPEV1 modeļa parametru pārnese no Bērzes upes uz Bērzes mazo sateces baseinu, atbilstoši sateces baseina īpašībām. HYPEV2 modeļa izveides procesu var iedalīt divos etapos. Pirmajā etapā modelis konfigurēts un kalibrēts Bērzes mazā sateces baseina hidroloģisko procesu un BG-2 urbamam atbilstošo gruntsūdens līmeņu aprēķiniem. Otrajā etapā veikta parametru pārnese no Bērzes mazā sateces baseina uz Bērzes upes sateces baseinu. Pēc parametru pārneses, novērtēta modeļa veikspēja bez kalibrācijas un veikta modeļa kalibrācija hidroloģisko procesu aprēķiniem. Sākotnēji no augsnes tipa atkarīgie parametri Bērzes upes sateces baseinam visiem augsnes tipiem definēti vienādi, kas atbilda Bērzes mazajam sateces baseinam piekalibrētajiem smilšmāla augsnei raksturīgajiem parametriem. Neuzsākot parametru kalibrāciju (neveicot pilnu parametru kalibrāciju), novērtēta sākotnējā HYPEV2 modeļa veikspēja Bērzes upes sateces baseinam. Pēc tam veikta tikai no zemes lietošanas veida atkarīgo parametru kalibrācija visiem zemes lietošanas veidiem, izņemot lauksaimniecības zemes. Vēlāk modeļa kalibrācija veikta visi parametri, kuri ietekmē hidroloģisko procesu aprēķinus. Kalibrācijā vērtēta modeļa veikspēja gan pret upē novērotajiem caurplūdumiem, gan BG-2 urbumā novērotajiem gruntsūdens līmeņiem, ņemot vērā arī noteces komponentu ilggadīgo vidējo sadalījumu. Modeļa veikspējas novērtēšanai izmantoti statistiskie rādītāji *NSE* *PBIAS* un *RSR*, ka arī $s_{\bar{x}}$ līdzīgi kā raksturots pie HYPEV1 kalibrācijas.

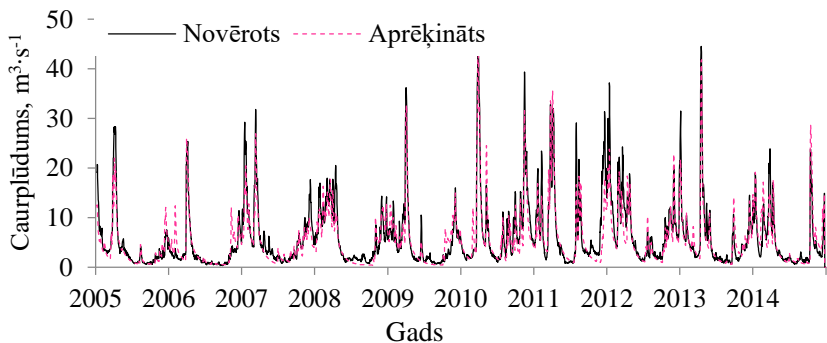
Veikta HYPEV2 modeļa validācija, salīdzinot modeļa aprēķināto un no noteces hidrogrāfijām izdalīto (uz novērojumiem balstīto) noteces komponentu sadalījumu. Kalibrācijas procesā pastiprināta uzmanība pievērsta parametru fizikālajai jēgai.

Pētījuma noslēgumā analizētas ar HYPEV2 modeli aprēķinātās ilggadīgās vidējās noteces komponentes un to procentuālais sadalījums. Veikta korelācijas analīze atsevišķi katrai ilggadīgi vedējai noteces komponentei ar katras sateces baseinu raksturojošās īpašības vidējo īpatsvaru Bērzes upes daļbaseinos. Korelācijas koeficientu statistiskais būtiskums novērtēts atbilstoši (Eersin, A. Canan, & Fikret, 2007) definētajiem 95% ticamības intervālam atbilstošajiem kritiskajiem korelācijas koeficientiem.

2. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

2.1. Modeļa veikspējas analīze izmantojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru

HYPEV1 modeļa aprēķinātie ikdienas caurplūdumi salīdzinoši labi reprezentē Bērze-Baloži posteņi novēroto caurplūdumu, sasniedzot modeļa efektivitātes rādītājus $NSE=0.84$, $RSR=0.40$. Tomēr aprēķinātais caurplūdums (2.1. att.) vidēji ir zemāks par novēroto ($PBIAS=-7.0\%$).



2.1. att. Novērotais un ar HYPEV1 aprēķinātais ikdienas caurplūdums Bērzes upē pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa kalibrācijas periodā no 2005. līdz 2014. gadam

HYPEV1 rezultāti liecina, ka 88.5% noteces veido gruntsūdens notece (2.1. tabula). HYPEV1 modeļa aprēķinos absolūtie noteces un evapotranspirācijas lielumi daļbaseinos svārstījās robežās no 233 mm apdzīvotās vietās līdz 451 mm teritorijās ar lielu mežu un ūdeņiem klātu teritoriju īpatsvaru.

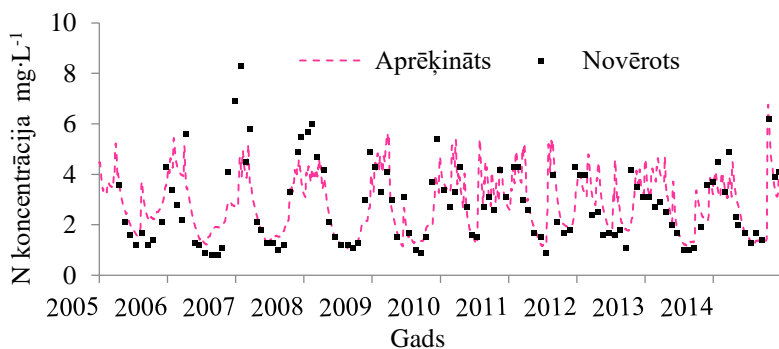
2.1. tabula. **Ar HYPEV1 aprēķinātā notece Bērzes upei pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa no 2005. līdz 2014. gadam**

Noteces komponente	mm	%
Virszemes notece	20.7	10.2
Notece no 1. augsnes slāņa	2.9	1.5
Notece no 2. augsnes slāņa	12.6	6.2
Notece no 3. augsnes slāņa	163.4	80.8
Drenu notece	2.7	1.3
Kopā	202.3	100.0

HYPEV1 modeļa aprēķinos gruntsūdens līmenis Bērzes upes daļbaseinos lielākoties zemes virsai nepaaugstinājās tuvāk par 1 m, kas veidoja 0.2 m gruntsūdens staba augstumu virs definētā drenu zaru iebūves dziļuma (1.2 m). Ar HYPEV1 modeli aprēķinātā gruntsūdens svārstību amplitūda (nepārsniedz 1.5 m), salīdzinot ar Bērzes monitoringa stacijas urbumā BG-2 novēroto (aptuveni 2.5 m), ir vairāk nekā par 40% zemāka.

Kalibrācijas procesā nozīmīgi neizdevās uzlabot modeļa veiktspēju noteces komponentšu un gruntsūdens dinamikas aprēķinos, kas izskaidrojams ar HYPEV4.10.7. programmatūras nepilnībām, kā arī kalibrācijā izmantotajām datu rindām.

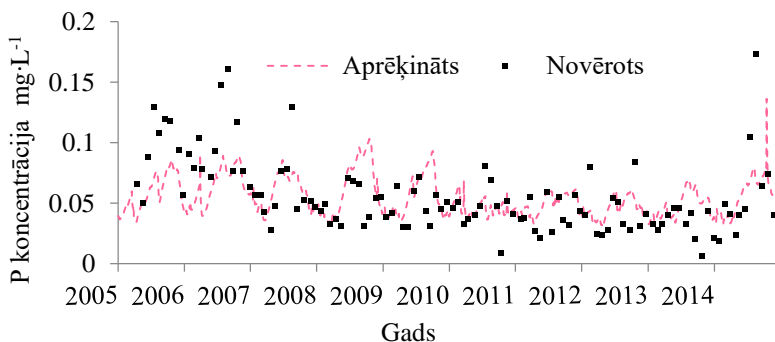
HYPEV1 modeļa veiktspēja slāpekļa savienojumu aprēķiniem Bērzes upes lejtecē atbilstoši modeļu veiktspējas novērtēšanas kritērijiem (Moriasi et al., 2007) uzskatāma par ļoti labu, jo $PBIAS = -0.2\%$ (nepārsniedz 25%). Modelis labi reprezentē arī koncentrāciju svārstību dinamiku (2.2. att.). Rezultāti Bērzes upei liecina par salīdzinoši labu modeļa veiktspēju salīdzinot ar HYPE modeļa testiem Zviedrijas ūdensobjektos (Lindström et al., 2010).



2.2. att. **Novērotā un ar HYPEV1 aprēķinātā kopējā slāpekļa koncentrācijas Bērzes upē pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa kalibrācijas periodā no 2005. līdz 2014. gadam**

Lejtecē novērotās kopējā slāpekļa koncentrācijas svārstījušās robežās no 0.8 līdz 8.30 mg·L⁻¹. Abas iepriekš minētās koncentrācijas salīdzinoši daudz atšķirušās no modelētajām. Minētā maksimālā koncentrācija novērota 2006. gada rudenī. 2006. gada vasaras-rudens sezonas laikapstākļi drīzāk pieskaitāmi pie ekstrēmiem, kad veidojās izteiktas plaisas augsnē (Jansons, n.d.). Lai gan modelis ietver makroporu plūsmas aprēķinus, HYPE modelis neparedz augsnes plaisu un makroporu veidošanās dinamisku mainību.

Kalibrētais HYPEV1 modelis, salīdzinot ar slāpekļa aprēķiniem uzrādīja zemāku veikspēju (*PBIAS*=-9.9%), tomēr atbilstoši modeļu novērtēšanas kritērijiem veikspēja uzskatāma par ļoti labu (nepārsniedz 25%) Līdzīgi arī HYPE modelis Zviedrijas upēs aprēķinājis zemākas saistītā fosfora un kopējā fosfora koncentrācijas salīdzinot ar novērotajām (Lindström et al., 2010). Līdzīgi kā slāpekļa koncentrāciju novērojumos, arī vienas no augstākajām fosfora koncentrācijām lejtecē konstatētas 2006. gadā (2.3. att.). Tomēr, atšķirībā no slāpekļa, augstākās fosfora koncentrācijas novērotas mazūdens periodā. Tas, izskaidrojams ar relatīvi lielu punktveida piesārņojuma slodzi, kas proporcionāli zemajām notecēm veido augstas fosfora koncentrācijas Bērzes upē.



2.3. att. **Novērotā un ar HYPEV1 aprēķinātā kopējā fosfora koncentrācijas Bērzes upē pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa kalibrācijas periodam no 2005. līdz 2014. gadam**

Daļbaseinu līmenī HYPEV1 modeļa veikspēja kopējā slāpekļa un fosfora koncentrāciju aprēķinam vērtējama kā pieņemama līdz ļoti laba (2.2. tabula).

2.2. tabula. **HYPEV1 modeļa veiktspēja slāpekļa un fosfora aprēķiniem Bērzes upes daļbaseinos**

Daļbaseins	Kopējam slāpeklim		Kopējam fosforam	
	PBIAS*, %	Modeļa veiktspēja	PBIAS*, %	Modeļa veiktspēja
1	69	Pieņemama	-46	Pieņemama
2	29	Laba	52	Pieņemama
3	14	Ļoti laba	7	Ļoti laba
4	17	Ļoti laba	2	Ļoti laba
5	5	Ļoti laba	-4	Ļoti laba
6	20	Ļoti laba	38	Laba
7	-29	Laba	-13	Ļoti laba
8	-33	Laba	27	Laba
9	13	Ļoti laba	56	Pieņemama
10	50	Pieņemama	30	Laba
11	-28	Pieņemama	-35	Laba
12	4	Ļoti laba	4	Ļoti laba
13	36	Laba	35	Laba
14	36	Laba	-45	Laba
15	29	Laba	-9	Ļoti laba

Piezīme: modeļa veiktspēja ir: 1) $PBIAS < \pm 25\%$ - ļoti laba; 2) $\pm 25 < PBIAS < \pm 40$ laba; 3) $\pm 40 < PBIAS < \pm 70$ - pieņemama; 4) $PBIAS > \pm 70\%$ - neapmierinoša (Moriassi et al., 2007); *negatīvas vērtības norāda uz pazeminātām aprēķinātajām koncentrācijām

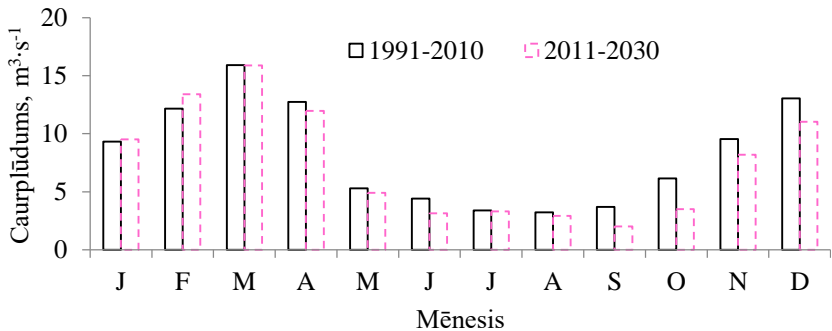
HYPEV1 modeļa kopējās noteces aprēķina rezultāti Bērzes upes sateces baseinam uzskatāmi par salīdzinoši veiksmīgiem. Bet gruntsūdens dinamika un noteces komponentu sadalījums nav uzskatāms par reprezentablu. Atbilstoši Lennartz *et al.* (2011) raksturotajai pieejai drenu noteces procentuālā daļa varētu būt robežās no 0% līdz 86% attiecīgi 1. un 15. daļbaseinā, kas raksturo drenēto platību īpatsvaru.

Atšķirības starp novērotajām un aprēķinātajām koncentrācijām saistāmas gan ar atsevišķiem nejauši ievāktiem ūdens paraugiem, kuri nereprezentē vidējo situāciju, gan modeļa neprecizitāti. Neprecīzi slāpekļa aprēķini varētu būt saistāmi: 1) 1. daļbaseinā ar modelī neiekļautajām purva platībām; 2) 10. un 13. daļbaseinā ar pārvērtētu slāpekļa izskalošanos no zālājiem; 3) 11. daļbaseinā ar pārāk zemām aprēķinātajām koncentrācijām no mežu platībām; 4) 7. un 8. daļbaseinā ar pārāk zemām punktveida piesārņojuma slodzēm.

Neprecīzi fosfora aprēķini varētu būt saistāmi: 1) 2. un 10. daļbaseinā ar pārvērtētu izskalošanos no zālājiem; 2) 11. daļbaseinā ar pārvērtētu izskalošanos no mežiem; 3) 8. daļbaseinā ar pārvērtētu punktveida slodzi; 4) 7. daļbaseinā ar pārāk zemu ievērtētu punktveida piesārņojumu slodzi.

2.2. Klimata mainība un ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumi

Prognozējams, ka nākotnes klimata apstākļos salīdzinājumā ar atskaites periodu, notecē no Bēzres upes sateces baseina samazināsies par 9.1%, virszemes notecē samazināsies par 4.0%, kā arī nedaudz varētu pazemināties gruntsūdens līmenis. Bēzres upē noteces pieaugums sagaidāms tikai ziemā no janvāra līdz februārim, attiecīgi par 2.0% un 9.3% (2.4. att.). Pārējos gada mēnešos sagaidāms notecē samazinājums no 0.2% līdz pat 82.4% ar mazākajām izmaiņām pavasarī, bet lielākajām vasarā un rudenī. Nākotnē prognozējama vasaras mazūdens perioda minimālās noteces nobīde no augusta uz septembri. Attiecībā pret atskaites periodu, nākotnes virszemes noteces samazinājums sagaidāms galvenokārt no maija līdz novembrim un martā, ar izņēmumu augustā, kad prognozējams virszemes noteces pieaugums. Virszemes noteces pieaugums prognozējams arī no decembra līdz februārim un aprīlī.

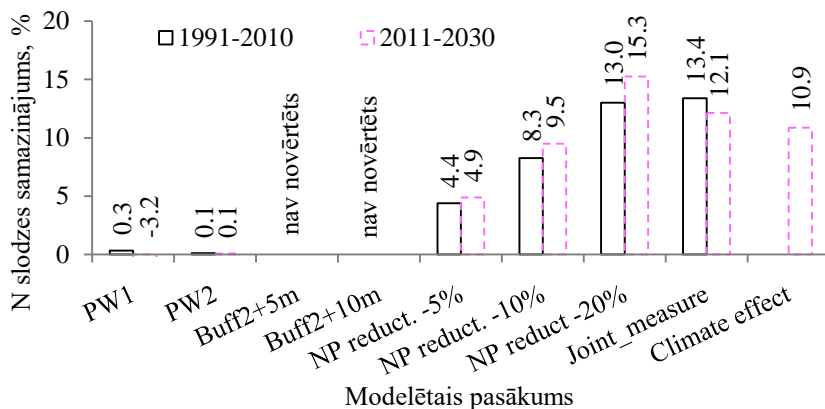


2.4. att. Aprēķinātais mēnešu vidējais caurplūdums no Bēzres upes sateces baseina atskaites periodā no 1991. līdz 2010. gadam un nākotnē no 2011. līdz 2030. gadam

Slāpekļa slodžu samazinājums Bēzres upes lejtecē atkarībā no integrētajiem pasākumiem, prognozējams robežās no 0.1 līdz 13.4%, ja klimatiskie apstākļi līdzinās atskaites periodam no 1991. līdz 2010. gadam (2.5. att.). Savukārt iespējamo klimata pārmaiņu ietekmē prognozēts, ka ievērojams slodžu samazinājums sagaidāms pat ja neviens no pasākumiem netiktu integrēts. Tomēr modeļa aprēķini rāda, ka pirmajā attīstības virzienā modelēto pasākumu īstenošana nākotnē varētu dot pat slodžu pieaugumu. Realizējot visos attīstības virzienos paredzētos pasākumus, prognozējams slāpekļa slodžu samazinājums par 23% (12.1% dod integrētie pasākumi, bet 10.9% meteoroloģisko apstākļu izmaiņas nākotnē attiecībā pret atskaites periodu).

HYPEV1 modeļa aprēķina rezultāti liecina, ka, graudaugu un rapša platībās samazinot slāpekļa mēslojuma devu par 5% (8.2 kg·ha⁻¹), slodze notecē

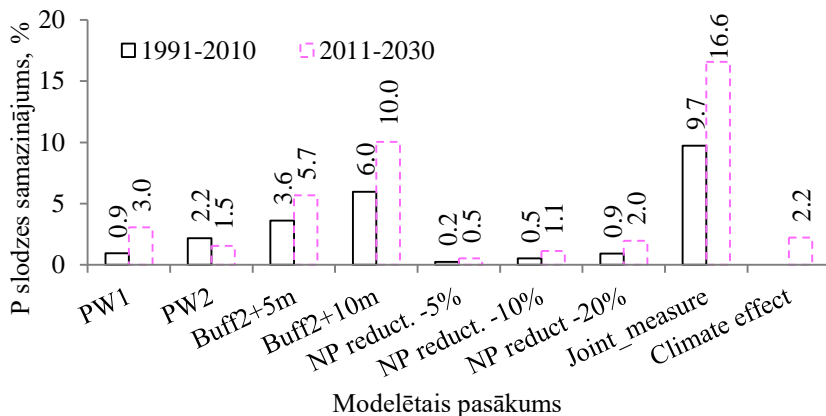
samazināsies par 11.2% (0.9 kg·ha⁻¹) no samazinātā mēslojuma apjoma. Mēslojuma devu samazinot par 36% (59.0 kg·ha⁻¹), izskalotais mēslojuma apjoms samazināsies par 0.05 kg·kg⁻¹. Tas liecina, ka nozīmīgāk ir samazināt salīdzinoši lielas mēslojuma devas, kuras pārsniedz 105 kg·ha⁻¹. Attiecīgi primāri vērtējama slāpekļa mēslojuma devu samazināšanas iespējas ziemāju kultūrām.



2.5. att. **Kopējā slāpekļa slodzes samazinājums atkarībā no modelētā pasākuma un klimata:** negatīvas vērtības norāda uz slodzes palielināšanos, ja integrē konkrēto pasākumu

Fosfora slodžu samazinājums Bērzēs upes lejtecē atkarībā no integrētajiem pasākumiem, prognozējams robežās no 0.2 līdz 9.7%, ja klimatiskie apstākļi līdzinās atskaites periodam no 1991. līdz 2010. gadam (2.6. att.). No fosfora slodžu samazināšanas viedokļa, buferjoslu ieviešana varētu dot lielāko pozitīvo efektu. Klimata pārmaiņu ietekmē buferjoslu efektivitāte varētu būt līdz 66% lielāka nākotnes klimata apstākļos salīdzinājumā ar atskaites periodu. Lai gan notekūdeņu attīrīšanas ietaišu (NAI) pārbūve fosfora slodzes varētu samazināt relatīvi maz, jāatzīmē, ka pārbūvei paredzēto notekūdeņu attīrīšanas ietaišu apkalpoto cilvēku skaits pret kopējo iedzīvotāju skaitu ir tikai 0.6% (69 cilvēki) no kopējā cilvēku skaita ekvivalenta Bērzēs upes sateces baseinā. Ja rēķina, ka vienam iedzīvotājam pārtikas nodrošināšanā vajadzīgi 0.68 ha lauksaimniecības zemes (Ritchie, 2017) un notekūdeņu ietaišu pārbūve atskaites periodā samazināja fosfora slodzi par 184 kg gadā, iznāk, ka notekūdeņu ietaišu pārbūve radītais fosfora slodzes samazinājums ir līdzvērtīgs fosfora slodzes samazinājumam par 3.9 kg·ha⁻¹ gadā. Salīdzinājumam prognozējams, ka buferjoslas fosfora izskalošanos samazinās maksimāli par 0.68 kg·ha⁻¹ gadā. Rezultāti liecina, ka fosfora slodžu nozīmīga samazināšana, visticamāk, nav panākama, samazinot mēslojuma devu. Realizējot visos attīstības virzienos paredzētos pasākumus, prognozējams, ka fosfora slodzes

varētu samazināties par 18.8% (16.6% dod integrētie pasākumi, bet 2.2% meteoroloģisko apstākļu izmaiņas nākotnē attiecībā pret atskaites periodu).



2.6. att. **Kopējā fosfora slodzes samazinājums atkarībā modelētā pasākuma un klimata**

Integrējot “SCENAR2020-II” pētījumā prognozētās zemes lietošanas veida izmaiņu ietekme uz noteces kvalitāti Bēzres upē nav viennozīmīga. Zemes lietošanas veidu izmaiņas varētu dot papildus 0.13 kg·ha⁻¹ slāpekļa slodžu samazinājumu, ja vienlaicīgi integrēts arī mēslojuma apjoma samazināšanas pasākums (Carolus et al., 2020). Tikmēr, kopā ar pārējiem pasākumiem, “SCENAR2020-II” prognozētās zemes lietošanas veida izmaiņas varētu dot slodžu pieaugumu notecē no Bēzres upes.

Prognozējams, ka mazākās izmaksas viena kilograma slāpekļa slodzes samazināšanai veido mēslojuma apjoma samazināšanas pasākumi, kam seko notekūdeņu attīrīšanas ietaišu pārbūve (2.3. tabula). Notekūdeņu ietaišu pārbūve izmaksu efektivitātes ziņā ir lētākais pasākums fosfora slodžu samazināšanai, kam seko buferjoslu ieviešanas pasākums.

Klimata pārmaiņu ietekmētais fosfora slodžu samazinājums no Bēzres upes sateces baseina, visticamāk, ir saistāms ar samazinātu virszemes noteci. Turklāt labvēlīgus apstākļus rada arī aprēķinātais virszemes noteces samazinājums veģetācijas perioda beigās, pēc veģetācijas periodā, kā arī pavasara palu maksimālo notecū fāzē marta mēnesī. Klimata pārmaiņu ietekmētais slāpekļa slodžu samazinājums no Bēzres upes sateces baseina, visticamāk, ir saistāms ar pazeminātu kopējo noteci un ar to saistīto gruntsūdens līmeni. Tomēr izmainīti klimatiskie apstākļi un samazināts augsnes mitrums rudenī varētu palielināt vēja erozijas risku, ko vēl vairāk var pastiprināt augsnes apstrāde. Turklāt līdz ar klimatiskajiem apstākļiem var izmainīties

lauksaimniecības prakse, veģetācijas perioda garums un augu barības vielu transformācijas.

2.3. tabula. **Slāpekļa un fosfora slodzes samazināšanas izmaksas, EUR·kg⁻¹, atkarībā no integrētā pasākuma Bēzres upes sateces baseinā**
(tabula modificēta no Carolus *et al.* (2020))

Pasākums	N	P
Kultūraugu dažādošana	Nav slodžu samazinājums	108000
Palielinātas zālāju platības	505	34500
Bioloģiskā lauksaimniecība	Nav slodžu samazinājums	11200
Esošo notekūdeņu ietaišu pārbūve (PW2)	61	232
Buferjoslas (2+5 m)	-	469
Buferjoslas (2+10 m)	-	360
Mēslojuma samazināšana NPreduct-5%	31	16000
Mēslojuma samazināšana NPreduct-20%	23	10000

Lai gan mēslojuma apjoma samazināšana ir salīdzinoši lēts pasākums slāpekļa slodžu samazināšanai, jāņem vērā, ka tiek ietekmēts gan ražas apjoms, gan kvalitāte. Lai palielinātu olbaltumvielu saturu graudos par 1%, uz katru tonnu graudu ir nepieciešams papildus no 1.6 līdz 2.0 kg augiem izmantojamā slāpekļa (Ruža, 2014).

Lai gan **notekūdeņu attīrīšanas ietaišu pārbūve izmaksu** efektivitātes ziņā ir lētākais pasākums, tomēr jāņem vērā, ka notekūdeņu ietaišu pārbūve plānotajā intensitātē dos salīdzinoši mazu kopējo efektu uz fosfora slodzēm. Dobeles pilsētas notekūdeņu attīrīšanas ietaišu ūdens analīžu rezultāti liecina, ka fosfora koncentrācija notekūdeņu ietaišu izplūdē ir 5.7 reizes zemāka nekā vidēji notecē no notekūdeņu attīrīšanas ietaišēm 7. un 8. daļbaseinā. Atšķirība liecina par notekūdeņu attīrīšanas ietaišu efektivitātes uzlabošanas potenciālu.

2.3. Uz novērojumiem balstīto hidroloģisko komponentu aprēķini upes izpētes līmenim

Drenu lauka izpētes līmenī SWAT digitālā filtra aprēķini liecina, ka ātri reaģējošā noteces komponente, ir robežās no 47 līdz 75%, kas nav uzskatāma par virszemes notecei reprezentabliem rādītājiem Latvijā. Ar BFI izdalītā virszemes notece ir robežās no 2 līdz 43% atkarībā no izmantotajiem filtra parametriem $N=1$ un $F=0.1...0.9$. Pēc $Q = f(GWT)$ sakarību metodes iegūtie rezultāti liecina, ka salīdzinoši lēni reaģējošā drenu notece ir $Q_{dr_D_gwt}=81\%$, bet virszemes notece ir $Q_{s_D_gwt}=19\%$, kas līdzinās ar BFI aprēķinātajam sadalījumam pie filtra parametriem $N=1$ un $F=0.6$. Statistiski pēc $Q = f(GWT)$ sakarību metodes un

ar BFI aprēķināto ikdienas noteces komponentu līdzību raksturo drenu noteci $NSE=0.84$ un $PBIAS=0.33\%$, virszemes noteci $NSE=0.71$ un $PBIAS=-1.35\%$.

Bērzes upei, mainot parametra $N=3...7$ vērtības, bet atstājot noklusēto vērtību parametram $F=0.9$ ir iegūts ātri un lēni reaģējošo noteces komponentu sadalījums kopējās noteces hidrogrāfā. Pie BFI digitālajā filtrā iestatītajiem filtra parametriem $N=5$ un $N=6$, iegūts salīdzinoši līdzīgs noteces sadalījums ar SWAT digitālā otrajā aprēķinu kārtā iegūtajiem rezultātiem un pēc un $Q=f(GWT)$ metodē aprēķināto noteces komponentu sadalījumu. Aprēķinu gala rezultāti liecina, ka visos aprēķina variantos iespējams iegūt līdzīgu ilggadīgi vidējo noteces komponentu sadalījumu (2.4. tabula).

2.4. tabula. **Aprēķināto noteces komponentu procentuālais sadalījums Bērzes upē no 2005. līdz 2014. gadam**

Aprēķina metodē pielietotais rīks	Noteces komponente pret kopējo noteci, %		
	$Q_{s,R}$	$Q_{dr,R}$	$Q_{gw,R}$
<i>BFI filtrs</i>	22.9	22.2	54.9
<i>SWAT filtrs</i>	19.5	22.1*	58.4
<i>$Q=f(GWT)$ sakarība</i>	18.8	24.2	57.0

*komponente iegūta izmantojot ar BFI aprēķinātos rezultātus

No iegūtajiem rezultātiem secināms, ka katru rīku lietojot atsevišķi, pastāv visai liela nenoteiktība noteces komponentu sadalījumā. Kombinējot digitālo filtru un gruntsūdens līmeņu-noteces sakarību metodi, nenoteiktība samazinās, turklāt iegūstams līdzīgs noteces komponentu sadalījums. Izvērtējot pielietotos digitālos filtrus noskaidrots, ka upes līmenī gan BFI, gan SWAT digitālais filtrs ir piemērots ātri un lēni reaģējošo noteces komponentu atdalīšanai. Drenu lauka līmenī rezultāti liecina, ka SWAT digitālais filtrs nav piemērots rīks, jo pārvērtē ātri reaģējošo un pārāk zemu aprēķina lēni reaģējošo noteces komponenti, kas šajā līmenī uzskatāmas attiecīgi par virszemes un drenu noteci. Ļoti iespējams, samazinot filtra parametra $\beta=0.925$ vērtību, SWAT digitālo filtru varētu pielāgot virszemes noteces un drenu noteces atdalīšanai. Taču šobrīd tāda iespēja filtrā netiek piedāvāta.

Salīdzinot vēsturiski novērotās virszemes noteces datus Bērzes drenu laukā periodā no 1966. līdz 1970. gadam novērota virszemes noteci no 0 līdz 31 mm gadā ar vidējo apjomu 10 mm gadā (Šķiņķis, 1986). Salīdzinājumam šajā pētījumā periodā no 2005. līdz 2014. gadam virszemes noteci Bērzes drenu laukā novērtēta ap 40 mm gadā. Tomēr jāņem vērā, ka Šķiņķis (1986) veiktie mērījumi raksturo periodu no 1966. līdz 1970. gadam, kad vidējā noteci no drenu lauka bijusi tikai 102 mm gadā. Tāpat šajā promocijas darbā izmantotie novērojumu rezultāti liecina, ka ilggadīgā vidējā noteci bijusi 209.3 mm gadā. Tas varētu liecināt, ka ilggadīgā periodā, iespējams, virszemes noteci varētu būt krietni lielāka par iepriekš raksturoto vēsturiski novēroto.

2.4. Uz novērojumiem balstīto hidroloģisko komponentu aprēķini mazā sateces baseina izpētes līmenim

Periodos, kad gruntsūdens līmenis pazeminās dziļāk par 0.95 m zem zemes virsas, caurplūduma recesijas koeficients strauji pieaug, pārsniedzot $R_c=0.80$. Tas raksturo lielu gruntsūdens noteces īpatsvaru kopējā notecē. Analīzes rezultāti liecina, ka ar gadiem gruntsūdens atslodze palēninās, kā arī gruntsūdens atdeves koeficients samazinās.

Maksimālo caurplūdumu recesijas koeficientu analīze liecina, ka maksimālās drenu un gruntsūdens noteces summa varētu sastādīt aptuveni $7.5 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ jeb $0.32 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. Šis lielums ir relatīvi tuvs normatīvajam drenu noteces modulim Zemgalē $0.7 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1}=6.0 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ (Ministru kabinets 2015). Savukārt augstāks caurplūdums var liecināt par virszemes noteci.

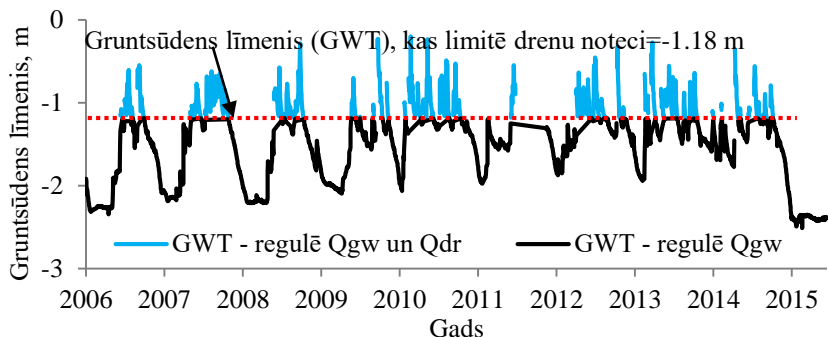
Pēc iegūtajām lineārajām sakarībām aprēķināto noteces komponentu sadalījums aplūkotajos periodos ir bijis salīdzinoši mainīgs (2.5. tabula). Kaut arī lielāko noteces daļu vidēji veido drenu notece, rezultāti liecina, ka noteču ziņā sausākajā periodā no 2006. līdz 2009. gadam gruntsūdens notece 1.6 reizes pārsniedza drenu noteci.

2.5. tabula. **Novērotā kopējā notece un aprēķināto noteces komponentu sadalījums Bērzes mazajā sateces baseinā**

Aplūkotais Periods	Q_{tot_obs} mm gadā	$Q_{gw_GWT}^*$ mm gadā	%	$Q_{dr_GWT}^*$ mm gadā	%	Q_s^{**} mm gadā	%
2006.-2009.	76	45	58	29	39	2	3
2009.-2012.	253	69	27	162	64	22	9
2012.-2015.	208	80	38	111	53	17	8
2006.-2015.	177	63	35	100	57	14	8

*lielumi raksturo noteci visās dienās, kurām pieejami gruntsūdens līmeņa novērojumi BG-2 urbumā; **virszemes notece aprēķināta no novērotās kopējās noteces atņemot aprēķināto gruntsūdens un drenu noteci

Aprēķini liecina, ka drenu notece sākas un izsīkst pie līdzīgiem vidējiem gruntsūdens līmeņiem, kas raksturo drenu efektīvo dziļumu (2.7. att.).



2.7. att. **Ikdienas gruntsūdens līmeņa svārstības un to saistība ar gruntsūdens noteces un drenu noteces veidošanos**

2.5. Hidroloģisko procesu modelēšana hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos

2.5.1. Mazā sateces baseina izpētes līmenis

Jau iepriekš šajā darbā demonstrēts, ka HYPEV1 modelis veiksmīgi spējis reprezentēt novēroto caurplūdumu, kā arī slāpekļa un fosfora koncentrācijas Bēzres upes lejtecē. Veicot parametru pārnesi no Bēzres upes sateces baseina uz Bēzres mazo sateces baseinu, HYPEV1 modeļa veikspēja caurplūduma aprēķinos izrādījies neapmierinoša (2.6. tabula). Bēzres mazajam sateces baseinam kalibrēta HYPEV2 modeļa veikspēja arī nav augsta attiecībā uz caurplūdumu, tomēr ļoti labu veikspēju modelis uzrāda attiecībā pret BG-2 urbumā novēroto gruntsūdens līmeni. Vairākkārtēja manuāla un automātiska kalibrācija kopā ar integrētām konceptuālām izmaiņām gan drenu un raksturīgo augsnes slāņu dimensijās, gan raksturīgajos gruntsūdens un drenu noteces recesijas un porainības parametros, nav devusi nozīmīgus modeļa veikspējas uzlabojumus.

2.6. tabula. **HYPE modeļa ikdienas hidroloģisko procesu aprēķina veikspēja Bēzres mazajam sateces baseinam no 2005. līdz 2014. gadam**

Statistiskie rādītāji	HYPEV1		HYPEV2	
	Gruntsūdens līmenis	Caurplūdums	Gruntsūdens līmenis	Caurplūdums
NSE	-	0.27	0.82	0.61
PBIAS, %	-	33.6	-2.4	3.5
RSR	-	0.85	0.45	0.62

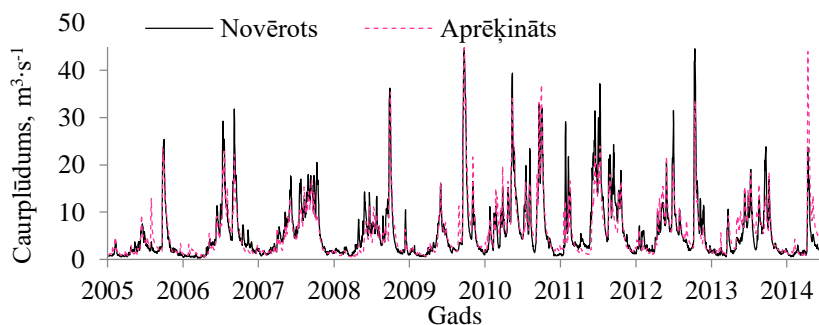
2.5.2. Upes izpētes līmenis

Pielāgojot HYPEV2 modeli Bēzres upei, pirmajā solī veikta parametru pārnese no Bēzres mazā sateces baseina HYPEV2 modeļa. Parametru kalibrācija veikta tikai no zemes lietošanas veida atkarīgajiem parametriem izņemot lauksaimniecības zemes. Rezultātā iegūta ļoti laba modeļa statistiskā veikspēja gan attiecībā pret Bēzres upes lejtecē novēroto caurplūdumu, gan pret BG-2 urbūmā novēroto caurplūdumu (2.7. tabula). Veiksmīgi modelis reprezentē vidējus un augstus caurplūdumus rudenī no augusta līdz novembrim, kā arī pavasara palos aprīlī. Bet lielākās nesakritības saistāmas ar ziemas mēnešiem no decembra līdz februārim, kā arī pavasarī/vasarā no maija līdz jūlijam.

2.7. tabula. **HYPEV2 modeļa veikspēju raksturojoši statistiskie rādītāji Bēzres upes sateces baseinam no 2005. līdz 2014. gadam**

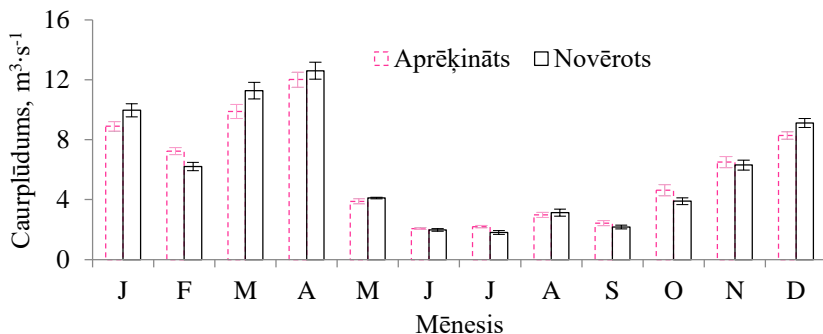
Statistiskie rādītāji	HYPEV2 neveicot pilnu parametru kalibrāciju		HYPEV2 veicot pilnu parametru kalibrāciju	
	Gruntsūdens līmenis	Caurplūdums	Gruntsūdens līmenis	Caurplūdums
NSE	0.80	0.79	0.81	0.83
PBIAS, %	-6.0	-8.7	-3.5	-2.1
RSR	0.45	0.46	0.44	0.42

Turpinājumā HYPEV2 modeļa attīstība Bēzres upes sateces baseinam saistāma **ar visu parametru kalibrāciju**, uzlabojot modeļa veikspēju ikdienas gruntsūdens līmeņu un caurplūduma aprēķinos. Nozīmīgākie uzlabojumi saistāmi ar ikdienas caurplūduma aprēķiniem vasaras mazūdens periodā, ko modelis reprezentē salīdzinoši labi (2.8. att.).



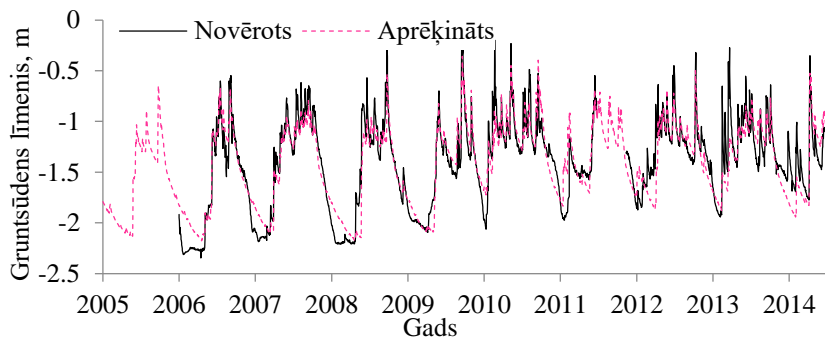
2.8. att. **Ar HYPEV2 aprēķinātie un novērotie ikdienas caurplūdumi Bēzres upē pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa no 2005. līdz 2014. gadam: veicot pilnu parametru kalibrāciju**

Salīdzinot ar nepilnu parametru kalibrāciju, uzlabojumi novērojami arī palu/plūdu caurplūdumu aprēķinā. Neprecizitātes ziemas mēnešos saglabājas pārvērtējot ilggadīgo mēneša vidējo caurplūdumu februārī un pazeminātus caurplūdumus decembrī, janvārī un martā (2.9. att.).

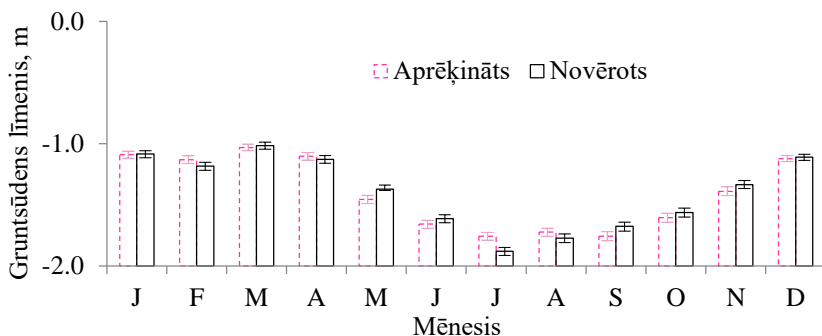


2.9. att. Ar HYPEV2 aprēķinātā un novērotā mēnešu vidējā caurplūduma svārstības Bērzes upē pie Bērze-Baloži hidrometriskā posteņa no 2005. līdz 2014. gadam: veicot pilnu parametru kalibrāciju

Par nepilnībām maksimālo caurplūdumu aprēķinā liecina arī pārāk zemi aprēķinātie maksimālie gruntsūdens līmeņi (2.10. att.). Pie pilnas parametru kalibrācijas neprecīzāk aprēķināti gruntsūdens līmeņi rudenī, ko kompensē uzlabojumi ziemas mazūdens un palu periodā aprēķinātajos gruntsūdens līmeņos (2.11. att.).



2.10. att. Ar HYPEV2 aprēķinātie un novērotie ikdienas gruntsūdens līmeņi Bērzes upes sateces baseinā no 2005. līdz 2014. gadam: veicot pilnu parametru kalibrāciju



2.11. att. Ar HYPEV2 Bēzres upes sateces baseinam aprēķinātais un BG-2 urbumā novērotais mēnešu vidējais gruntsūdens līmenis no 2005. līdz 2014. gadam: veicot pilnu parametru kalibrāciju

2.5.3. Aprēķināto noteces komponentu novērtējums

Salīdzinot ar HYPEV1, HYPEV2 modelī izmantotā korigētā programmatūra, konfigurācija un kalibrācijas stratēģija ļāva aprēķināt dinamiskākas gruntsūdens līmeņa svārstības un reprezentablāku noteces komponentu sadalījumu (2.8. tabula).

2.8. tabula. No novērotās noteces izdalītās un ar HYPEV2 aprēķinātās noteces komponentes no 2005. līdz 2014. gadam

Komponente	Kopējā	Gruntsūdens notece		Drenu notece		Virszemes notece	
		mm	%	mm	%	mm	%
Bēzres mazajā sateces baseinā							
HYPEV2	182	61	34	119	65	2	1
Izdalīts*	176	62	35	100	57	14	8
Bēzres upē hidrometriskajam postenim Bērze-Baloži <u>neveicot pilnu parametru kalibrāciju</u>							
HYPEV2	198	144	68	44	21	10	5
Bēzres upē hidrometriskajam postenim Bērze-Baloži <u>veicot pilnu parametru kalibrāciju</u>							
HYPEV2	213	150	70	52	25	11	5
Izdalīts*	216	123	57	50	23	44	20

* noteces komponentes izdalītas no novērotās noteces hidrogrāfa un raksturo vidējos rādītājus, kas aprēķināti, pielietojot digitālo filtru un $Q=f(GWT)$ metodes (uz novērojumiem balstīti aprēķini)

HYPEV2 modeļa aprēķini liecina, ka Bērzes upes sateces baseina ilggadīgo vidējo noteci būtiski palielināja urbāno teritoriju īpatsvars, turpretī pārējās sateces baseina īpašības atsevišķi ilggadīgo vidējo noteci statistiski būtiski neietekmēja (2.9. tabula). Sateces baseina īpašību īpatsvars salīdzinoši labi reprezentē ilggadīgo vidējo noteces komponentu sadalījumu. HYPEV2 modeļa aprēķina rezultāti Bērzes upes sateces baseinam rāda, ka drenāžas darbības ietekmē būtiski samazinās ilggadīgā vidējā gruntsūdens notece (it sevišķi no augšējā augsnes slāņa) un palielinās drenu notece.

2.9. tabula. Ar HYPEV2 aprēķināto ilggadīgo vidējo noteces komponentu un sateces baseina īpašību lineāro sakarību korelācijas koeficienti (r) Bērzes upes sateces baseinā

Noteces komponente	Zemes lietošanas veids, %					Drenētu purvi	Zemes virsma, %	Augsne, %			
	Urbāns	Aramzeme	Meži	Zālāji	Ūdens tilpes			Īpatsvars, %	Slīpums, %	Māls	Smilšmāls
Drenu	0.77	0.45	-0.67	-0.28	-0.34	-0.31	0.61	-0.15	0.92	-0.28	-0.29
1. slānis*	-0.18	-0.73	0.67	0.43	0.35	0.30	-0.77	0.42	-0.93	0.63	0.00
2. slānis**	0.45	-0.56	0.30	0.15	0.21	0.18	-0.53	0.50	-0.93	0.74	-0.24
3. slānis***	-0.34	-0.53	0.52	0.21	0.02	0.68	-0.56	0.00	-0.55	-0.14	0.94
Gruntsūdens kopā	0.04	-0.80	0.62	0.28	0.19	0.62	-0.81	0.36	-0.87	0.45	0.50
Virszemes	0.85	-0.04	-0.33	-0.29	-0.26	0.31	0.16	-0.03	0.80	-0.04	0.03
Kopējā	0.91	-0.20	-0.21	-0.08	-0.22	0.21	-0.02	0.15	0.58	0.08	0.11

Piezīmes: xxx - korelācijas koeficients r ir statistiski būtisks atbilstoši ticamības intervālam 95%; * gruntsūdens notece no augšējā augsnes slāņa; ** gruntsūdens notece no vidējā augsnes slāņa; *** gruntsūdens notece no dziļākā augsnes slāņa

Ar HYPEV2 modeli iegūtie aprēķina rezultāti liecina, ka māla augšņu īpatsvars statistiski būtiski ietekmē drenu noteci, kā arī gruntsūdens noteci no pirmajiem diviem augsnes slāņiem. Māla augsnes īpatsvaram palielinoties par vienu procentu, drenu notece pieaug par 1.0 mm gadā, bet gruntsūdens notece samazinās no 0.1 līdz 0.5 mm gadā atkarībā no aplūkotā augsnes slāņa. Aprēķina rezultāti liecina, ka pieaugot māla augšņu īpatsvaram par vienu procentu, virszemes notece pieaug par 0.02 mm gadā un kopējā notece par 0.15 mm gadā, tomēr aprēķinos izmantoto datu apjoms ir pārāk mazs, lai minētās sakarības uzskatītu par statistiski ticamām. Smilšainu augšņu īpatsvars būtiski ietekmē gruntsūdens noteci no dziļākā augsnes slāņa. Attiecīgi pieaugot smilšaino augšņu īpatsvaram par 1%, gruntsūdens notece no trešā augsnes slāņa pieaug par

1.7 mm. Tā kā sateces baseina īpašības būtiski ietekmē ilggadīgo vidējo noteces komponentu sadalījumu, tad šis sadalījums var tikt izmantots arī HYPE modeļa veikspējas novērtēšanai.

2.5.4. Modeļa novērtējums un ieteikumi kalibrācijai

HYPE modelis šajā pētījumā ietvertajiem izpētes objektiem pielietots vairākkārt, katrā reizē mainot kalibrācija stratēģiju. Aktuālākie kalibrācijas parametri ietverti HYPEV2 modeļa versijā. Atbilstoši HYPEV2 kalibrācijas parametriem prognozējams, ka sniegs visātrāk varētu nokust apdzīvotās vietās. Salīdzinot aramzemi, mežus un zālājus, lielākā sniega kušanas intensitāte ir zālajos, bet mazākā aramzemē, tomēr temperatūra, pie kuras kūst sniegs, viszemākā ir aramzemēs. Latvijā veiktie novērojumi liecina, ka sniega kušanas rezultātā virszemes notece zālajos ir vairākkārt lielāka nekā aramzemēs (Šķiņķis, 1986), kas, atbilstoši iegūtajiem modeļa parametriem, skaidrojams ar sniega kušanas intensitāti, kā arī Pan et al., (2017) pētījums liecina, ka pie augstākas veģetācijas uzkrājas lielāks sniega daudzums. Mežu platībās, salīdzinot ar aramzemi, sniega kušanas intensitāte sagaidāma līdzīga, tomēr sniega kušana atbilstoši temperatūras robežlielumam mežos sākas ievērojami vēlāk.

Salīdzinot ar citiem zemes lietošanas veidiem, modeļa parametri liecina, ka piesātinātās virszemes noteces recesija ir zema mežu un zālāju platībās, tā aizkavējot virszemes noteces plūsmu. Salīdzināšanai, strauja virszemes noteces recesija un tādējādi liela daļa no piesātinātās augsnes apstākļos radītās virszemes noteces līdz ūdenstecēm nonāk apdzīvotās vietās, kā arī aramzemē.

Lielākā porainība definēta mālainajām augsnēm, bet mazākā smilts augsnēm. Tomēr efektīvā porainība, jeb tā poru daļa, kura ūdeni brīvi spēj uzņemt un atdot, māla augsnēs ir vismazākā, savukārt smilts augsnēs vislielākā.

Drenu noteces recesijas parametrs liecina, ka intensīvākā drenu notece iespējama smilšainās augsnēs, savukārt mazākā intensitāte mālainās augsnēs. Gruntsūdens recesijas parametri liecina, ka intensīvākā gruntsūdens notece iespējama smilšainās augsnēs, bet mazākā mālainās augsnēs.

Lielākā augsnes ūdens infiltrācijas kapacitāte ir smilšainās augsnēs, savukārt mazākā mālainās augsnēs. Pēc potenciālās drenu noteces un gruntsūdens noteces intensitātes, kā arī augsnes ūdens infiltrācijas kapacitātes spriežot, lielākais virszemes noteces veidošanās potenciāls ir mālainajās augsnēs, savukārt mazākais smilšainajās augsnēs. Jāņem gan vērā, ka mālainās augsnēs salīdzinoši liela daļa no neinfiltretā ūdens uz dziļākiem slāņiem nonāk caur makroporām (Hintikka, Paasonen-Kivekäs, Koivusalo, Nuutinen, & Alakukku, 2008), ko ievērtē arī izstrādātais HYPEV2 modelis.

Lielākais evapotranspirācijas potenciāls ir ar ūdeni klātajās teritorijās, kam seko mežu platības. Mazākais evapotranspirācijas potenciāls ir apdzīvotās vietās un purvu platībās.

Šī pētījuma rezultāti liecina, ka salīdzinoši mazos sateces baseinos kalibrēto parametru, noteces komponentu sadalījuma un gruntsūdens dinamikas nenoteiktība saglabājas salīdzinoši liela, ja modeli kalibrē pret lejtecē novērotiem caurplūdumiem. Rezultātā kalibrētie parametri nereprezentē ar tiem saistītās sateces baseina īpašības, kas uzskatāma par vienu no galvenajām problēmām, pielietojot matemātiskos modeļus (Hundeche et al., 2016).

Telpiski atšķirīgām sateces baseina īpašībām raksturīgo kalibrācijas parametru ticamību iespējams palielināt izmantojot, piemēram, evapotranspirācijas un apauguma attīstību raksturojošu biofizikālu procesu novērojumus (Rajib et al., 2018), caurplūduma novērojumus vairākās hidrometriskajās stacijās (Wi et al., 2015). Augsnes profilā noritošos procesus, iespējams, veiksmīgi varētu reprezentēt Wagener et al., (2001) ieteiktie upes ūdens sāļuma mērījumi vai gruntsūdens līmeņu novērojumi.

Arī šī pētījuma rezultāti liecina, ka gruntsūdens līmeņu novērojumu rezultāti hidroloģiski maz izpētītās upēs nozīmīgi samazina kalibrējamo parametru un aprēķināto hidroloģisko procesu nenoteiktību. Turklāt hidroloģisko procesu modelēšanā vēlams modeli vispirms piekalibrēt kādam raksturīgam maza mēroga upes sateces baseinam ar pēc iespējas homogēnām baseinu raksturojošām īpašībām. Iegūtos parametrus vēlāk iespējams pārnest uz lielākiem un kompleksākiem upju sateces baseiniem.

Tā kā gan Bērzes upes sateces baseinā, gan Latvijas teritorijā kopumā lielu daļu teritorijas aizņem meži, kā arī urbānās teritorijas statistiski būtiski ietekmē caurplūdumu, tad nākotnē jāizvērtē iespējas iegūt hidroloģisko parametru novērojumu datus šajos zemes lietošanas veidos. Mērījumi dotu iespēju precizēt šajā pētījumā sniegtos no zemes lietošanas veida atkarīgos parametrus.

Galvenās noteces veidošanās tendences iespējams reprezentēt ar visai robustiem sateces baseina īpašības raksturojošiem datiem. Ilggadīgo vidējo noteci Bērzes upē statistiski būtiski ietekmēja vienīgi urbanizētās teritorijas un ilggadīgā vidējā notece pieauga vidēji par 4.4 mm gadā, urbanizēto teritoriju īpatsvaram palielinoties par 1%. Arī novērojumi Amerikas savienotajās valstīs (ASV) liecina par līdz trīs reizēm lielāku noteci no urbānām teritorijām salīdzinājumā ar lauksaimniecības zemēm (Liang, Li, & Liu, 2010).

Drenāžas ietekmē HYPEV2 modeļa aprēķina rezultāti neuzrāda būtiskas izmaiņas ilggadīgajā vidējā notecē. Vēsturiski Latvijā veikti novērojumi liecina, ka drenētās platībās samazinās evapotranspirācija un palielinās notece (Šķiņķis, 1986). Drenāžas efekts varētu atšķirties atkarībā no raksturīgās gruntsūdens līmeņu dinamikas un virskārtas mitruma dažāda granulometriskā sastāva augsnēs. Pētījumi liecina, ka evaporācija noris galvenokārt no augsnes virskārtas līdz 30 cm dziļumam (Jones, 1976).

HYPEV2 modeļa aprēķina rezultāti liecina, ka pieaugot reljefa slīpumam par 1%, ilggadīgā vidējā gruntsūdens notece no augsnes vidējā slāņa pieaug par 21.6 mm gadā. Apaydin et al., (2006) reljefa slīpumu atzīmē, ka vienu noteces

straujumu ietekmējošiem morfometriskajiem rādītājiem. HYPEV2 aprēķinu rezultāti liecina, ka ilggadīgā vidējā virszemes notece nepieaug līdz ar daļbaseina vidējo reljefa slīpumu. Iespējams statistiski ticama sakarība nav iegūta, jo virszemes noteci spēcīgāk ietekmējušas tādas sateces baseina īpašības, kā mālaino augšņu īpatsvars un urbāno teritoriju īpatsvars. Jāņem vērā, ka HYPE modeļa virszemes noteces aprēķina konceptuālais risinājums neiekļauj tiešu reljefa slīpuma ietekmi uz virszemes noteces veidošanos.

HYPEV2 modeļa aprēķina rezultāti liecina, ka smilšaino augšņu īpatsvaram pieaugot, pieaug ilggadīgā vidējā gruntsūdens notece no dziļākā augsnes slāņa. Palielināta notece no dziļākā augsnes slāņa varētu izskaidrot arī Lietuvas upju sateces baseinos konstatēto sakarību, kur palielinoties smilšainu augšņu īpatsvaram, notece palielinās noteces ziņā izteikti sausās sezonās (Povilaitis, 2015).

Šajā pētījumā aplūkotas sateces baseina īpašības, kuru ietekme ir nebūtiska attiecībā uz ilggadīgajiem vidējiem noteces raksturlielumiem, iespējams, atstāj nozīmīgu ietekmi uz citam laika solim aprēķinātu noteci. Iespējams, dažas sateces baseina īpašības neuzrāda nozīmīgu ietekmi atsevišķi, bet nozīmīga ir šo īpašību kombinācijas ietekme uz noteces veidošanos. Tās sateces baseina īpašības, kuru īpatsvars sateces baseinā ir salīdzinoši mazs, var atstāt nenozīmīgu ietekmi. Lai gan mežos, salīdzinājumā ar atklātu teritoriju, ir lielāka evapotranspirācija (Liu et al., 2010), Latvijā esošajā Vienziemītes upes sateces baseinā mežu platību pieaugums par 13% būtiski neietekmēja caurplūdumu, kas varētu būt saistīts ar salīdzinoši nelielo mežu īpatsvara pieaugumu (Apsīte et al., 2017).

Lai gan noteces hidrogrāfa galvenās tendences ir līdzīgas, pietiekami detalizēts sateces baseina īpašību raksturojums HYPE modelī ir nepieciešams, lai reprezentētu sateces baseinam raksturīgos fizikālos procesus, noteces ekstrēmās vērtības, precizētu noteces recesiju un noteces komponentu sadalījumu. Knightes, (2017) un Rajib et al., (2018) norāda, ka pārāk robustā modelī pastāv risks neprecīzi atveidot sateces baseinam raksturīgos fizikālos procesus.

Šī pētījuma ietvaros tika izstrādātas arī metodes noteces komponentu izdalīšanai no novēroto noteču hidrogrāfiem. Novērojumu rezultātu analīze liecina, ka noteces komponentu sadalījums pa gadiem ievērojami svārstās, ko ietekmē mainīgi meteoroloģiskie apstākļi. Lielākās atšķirības starp HYPEV2 aprēķinātajām un citām noteces komponentu aprēķina metodēm pastāv rezultātos, kuri raksturo virszemes noteci.

Iespējams, ka *HYPE5.10.0* modeļa programmatūrā iekļautais drenu noteces aprēķina konceptuālais risinājums ir nepilnīgs, neprecīzi raksturojot gruntsūdens līmeņa-drenu noteces dinamisko sakarību. Rezultātā dažkārt drenu noteces apjoms ir pārvērtēts, savukārt atsevišķos brīžos drenu notece ir pārāk zema. Iespējams, drenu notecei HYPE modeļa aprēķinos vajadzētu būt straujāk reaģējošai. Par to liecina pārāk lēna caurplūduma recesija, iestājoties mazūdens

periodam, un pārvērtēts caurplūdums mazūdens periodā. Rudens periodā pārāk zems aprēķinātais caurplūdums, iespējams arī ir izskaidrojama ar pārāk lēni reaģējošu drenu noteci.

SECINĀJUMI

1. Lauksaimniecības notecū monitoringa vēsturē pirmo reizi pielāgota modelēšanas platforma, kura izmantojama ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu ieviešanas simulācijai un hidroloģisko procesu pētniecībai.
2. Hidroloģiski maz pētītā upes sateces baseinā pielietojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru, iespējams sasniegt augstu sakritību starp aprēķināto un novēroto caurplūdumu ($NSE > 0.75$, $RSR < 0.50$; $PBIAS < \pm 10\%$), kā arī aprēķināto un novēroto augu barības vielu koncentrācijām ($PBIAS < \pm 25\%$).
3. Hidroloģiski maz pētītu upju sateces baseinos, pielietojot hidroloģiski izpētītām upēm raksturīgu modelēšanas procedūru, nevar aprēķināt reprezentablu noteces komponentu sadalījumu un gruntsūdens līmeņu dinamiku, jo caurplūdums upē neatspoguļo hidroloģiskos procesus sateces baseinā.
4. Hidroloģiski maz pētītās upēs reprezentablu noteces komponentu sadalījumu un gruntsūdens līmeņu dinamiku iespējams aprēķināt ar mazajam sateces baseinam pielāgotiem modeļa parametriem, ja kalibrācijā izmantoti caurplūduma un gruntsūdens līmeņa novērojumi.
5. Virszemes, drenu un gruntsūdens noteces komponentes ūdenstecēs iespējams izdalīt, veicot hidrogrāfu un gruntsūdens līmeņu dinamikas analīzi.
6. Modelēšanas rīks dod iespēju novērtēt ūdens kvalitātes uzlabošanas pasākumu efektivitāti upju sateces baseinos, modelī integrējot stacionārus pasākumiem raksturīgus risinājumus.
7. Nākotnē, ieviešot agrovides un notekūdeņu apsaimniekošanas pasākumus, prognozējamais ikgadējais fosfora slodzes samazinājums notecē sasniedz 19%, kur 10% dod gar ūdenstecēm ieviestās buferjoslas.
8. Nākotnē, ieviešot agrovides un notekūdeņu apsaimniekošanas pasākumus, prognozējamais ikgadējais slāpekļa slodzes samazinājums notecē sasniedz 23%, kur līdz 15% dod minerālā mēslojuma devas samazināšana.
9. Mēslojumu devu samazināšanas pasākuma efektivitāte krītas līdz ar samazinājuma intensitāti, jo, kultūraugiem samazinot vidējo mēslojuma devu ($164 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) par $8.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ (5%), izskalotais slāpekļa daudzums samazināsies par $0.11 \text{ kg} \cdot \text{kg}^{-1}$, savukārt, samazinot mēslojuma devu par

59 kg·ha⁻¹ (36 %), izskalotais slāpekļa daudzums samazināsies par 0.05 kg·kg⁻¹.

INTRODUCTION

One of the main problems in the Baltic Sea region is the increased release of plant nutrients into water bodies due to anthropogenic pressures. The increase in air temperature affected by climate change could exacerbate the situation by exerting a stronger impact on areas with high stress factors and promoting the growth of Cyanobacteria in water bodies (IPCC, 2001). Although nitrogen and phosphorus loads to the Baltic Sea decreased by 16% and 17% respectively between 1994 and 2010, the concentrations of the respective elements in the Baltic Sea have changed relatively little (HELCOM, 2014). Therefore, the Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki Commission (HELCOM), emphasizes the urgent need to integrate additional water quality improvement measures (HELCOM, 2014). In order to ensure maximum and economically-justified improvements in the water quality, the choice of measures to be integrated and the technical solutions must be based on the latest scientific developments and the results of representative research. Otherwise, the measures to be integrated may prove ineffective and costly. As a result of an integrated measure, leaching of plant nutrients may even increase if an inappropriate measure or technical solution is chosen for the specific situation (Povilaitis et al., 2018).

According to the data included in the Latvian State Water Status Monitoring Program (2015–2020), the Lielupe catchment area has the largest number of risk water bodies in comparison with other Daugava, Gauja and Venta river basin districts in Latvia. In the catchment area of the Lielupe River, twenty-nine of the thirty-nine watercourses are considered to be risk water bodies, of which in twenty-six one of the causes is diffuse source pollution (LVGMC, 2015a). Taking into account Latvia's obligations with both the EU and HELCOM, the introduction of water quality improvement measures to ensure good surface and groundwater quality is topical in Latvia. (LVGMC, 2015b).

Appropriate integration of area management practices and water quality measures in river basins requires scientifically sound results. Deelstra et al., (2014) notes that in similar climatic and area management conditions, plant nutrient leaching varies. Deelstra et al., (2014), similar to Jiang, Jomaa, & Rode, (2014) points to the different water flow rates and exchange times of runoff components as important factors influencing the leaching of plant nutrients and retention processes. Accordingly, it can be concluded that the appropriate management practices of the areas are affected by the specific features of the site. Surface water modeling is one of the techniques for developing appropriate environmental policies and water management practices (Arheimer et al., 2012).

However, at the current stage of development of hydrochemical process modeling, there is some uncertainty in the results of model calculations, which is especially pronounced in the catchment areas of the water bodies that are poorly gauged and ungauged. Poorly gauged river basins can be defined as those where the spatial coverage of data sets is insufficient or the length of data sets is insufficient (Loukas & Vasiliades, 2014). Also, in the modeling of poorly gauged river basins, widely applied forecasting procedures do not reflect the processes taking place in the basin (Kuzmin et al., 2019). In reality, the model can be adapted and an acceptable model calculation performance can be achieved with the wide range of observational results used. One of the biggest problems of modeling is parameter uncertainty, where the same result can be achieved at different parameter values (Hundecha et al., 2016; Wi et al., 2015). As a result, the parameters of a seemingly well-calibrated model do not always adequately represent the characteristics of the catchment area (Hundecha et al., 2016). In the calibration of hydrological processes, the results of flow observations may not be sufficient to represent the characteristics of the basin and the ongoing processes (Rajib et al., 2018; Wagener et al., 2001).

In the history of agricultural runoff monitoring, water quality modeling has previously been performed only in the Bērze River, using the FYRIS NP model. FYRIS NP model calculations are based on empirical formulas, calculation gradient of one month, including the observed flow and water temperature in the river as variables. The modeling results gave an idea of the retention processes in the river and the distribution of plant nutrient loads in different land uses in the Bērze River basin (Abramenko et al., 2013). In the history of agricultural monitoring, no model has been developed before, which, based on the calculations of complex hydrological processes, can be used to simulate the implementation of measures to improve runoff quality and to assess the impact of climate change. Process modeling and simulation of water quality improvement measures can provide a scientific basis for the development of efficient catchment management practices. Knowledge of the course of hydrological processes promotes understanding and provides opportunities to better interpret the observed water quality indicators, as well as can help to develop a model that is appropriate and efficient for local conditions.

The aim of the study: to develop a hydrochemical model for the simulation of the introduction of measures to improve runoff quality and to develop a methodology for the complex assessment and modeling of hydrological processes in hydrologically poorly gauged river basins.

Research objectives:

- to adapt the hydrochemical model to the simulation of the introduction of measures to improve the quality of runoff in the conditions of

climate change in accordance with the river basins, applying the modeling procedure typical for hydrologically well gauged rivers;

- for hydrologically poorly gauged rivers, applying the modeling procedure typical for the well gauged rivers, to assess the ability of the model to represent hydrological processes;
- to develop a methodology based on the observation results for the integrated assessment of hydrological processes;
- to evaluate the possibilities of applying the results of observations made in the monitoring of agricultural runoff for modeling hydrological processes in the catchment basins of hydrologically poorly gauged rivers.

Research hypotheses:

- a model adapted to the procedure typical of hydrologically well gauged rivers can be used to simulate the implementation of water quality improvement measures;
- when performing modeling in the catchment basins of hydrologically poorly gauged rivers, it is necessary to improve the modeling procedure typical for the well gauged rivers.

Hypotheses to be tested:

- modeling tools for hydrochemical parameters can be used to simulate the implementation of water quality improvement measures and to assess the effectiveness in the catchment areas of hydrologically poorly gauged rivers characteristic of the agricultural runoff monitoring system;
- in order to create a fully functioning model of hydrological processes in the catchment basins of hydrologically poorly gauged rivers, the transfer of parameters and observation results characterizing hydrological processes obtained from typical monitoring stations can be used.

Practical significance of the dissertation:

- In the framework of the international project “MIRACLE” of the BONUS (Art 185) program, for the first time in the context of monitoring of agricultural runoff, a simulation of the introduction of measures to improve runoff quality was performed for the pilot area;
- the assessed effectiveness of water quality improvement measures can be used when planning solutions for ensuring good water quality in Latvia;

- the projected effectiveness of the measures in the context of climate change shall be used for long-term planning of appropriate catchment management practices;
- the results of the work provide an idea of the impact of local conditions in river basins on the formation of runoff quality and the effectiveness of integrated measures;
- At the European Union level, the results of this study can be used in environmental policy-making, taking into account the specifics of regional environmental conditions.

Scientific significance of the dissertation:

- in accordance with the specifics of agricultural runoff monitoring performed in Latvia, a calibration methodology has been developed and the model has been calibrated, the parameters of which can be used in the modeling of hydrologically poorly gauged river basins;
- developed observation-based methods corresponding to the Agricultural runoff monitoring system, by the application of which it is possible to assess the hydrological characteristics influencing runoff;
- a methodology has been developed that explains the adaptation of the measurements available in the territory of Latvia to the simulation of the implementation of runoff quality improvement measures, which can be used for the adaptation of model parameters in other river catchment areas;
- Problems in modeling hydrological processes in the catchment basins of hydrologically poorly gauged rivers are described, highlighting the shortcomings related to the calibration of the models and the uncertainty of the calibrated parameters.

SCIENTIFIC PUBLICATIONS

1. Abramenko K., Lagzdinš A., Veinbergs A. (2013). Water Quality Modeling in Berze River Catchment. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*. **21** (4), DOI: 10.3846/16486897.2012.759118
2. Dambeniece-Migliniece L., Veinbergs A., Lagzdins A. (2018). The Impact of Agricultural Land Use on Nitrogen and Phosphorus Loads in the Mellupite Catchment. *Energy Procedia*. **147**, 189–194 DOI: 10.1016/j.egypro.2018.07.054
3. Carolus, J. F., Bartosova, A., Olsen, S. B., Jomaa, S., Veinbergs, A., Zilāns, A., ... Tonderski, K. (2020). *Nutrient mitigation under the impact of climate and land-use changes: A hydro- economic approach to participatory catchment management* (No. JEMA-D-20-00417).

4. Lagzdīņš A., Jansons V., Sudars R., Grinberga L., Veinbergs A., Abramenko K. (2015). Nutrient Losses From Subsurface Drainage Systems in Latvia. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B: Soil and Plant Science*. **65**, DOI: 10.1080/09064710.2014.983962
5. Lauva D., Grinfelde I., Veinbergs A., Abramenko K., Vircavs V., Dimanta Z., Vitola I. (2012). The Impact of Climate Change on the Annual Variation of Shallow Groundwater Levels in Latvia. *Environmental and Climate Technologies*. **8** (1), DOI: 10.2478/v10145-012-0007-9
6. Veinbergs A., Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K., Sudars R. (2017). Discharge and Nitrogen Transfer Modelling in the Berze River: A HYPE Setup and Calibration. *Environmental and Climate Technologies*. **19** (1), DOI: 10.1515/rtuect-2017-0005
7. Vircavs V., Jansons V., Veinbergs A., Abramenko K., Dimanta Z., Anisimova I., Lauva D., Liepa A. (2011). Modeling of Groundwater Level Fluctuations in Agricultural Monitoring Sites. In *Advances in the Research of Aquatic Environment*. Springer Berlin Heidelberg: Berlin, Heidelberg; 217–224. DOI: 10.1007/978-3-642-19902-8_25
8. Vitola I., Vircavs V., Abramenko K., Lauva D., Veinbergs A. (2012). Precipitation and Air Temperature Impact on Seasonal Variations of Groundwater Levels. *Environmental and Climate Technologies*. **10** (1), DOI: 10.2478/v10145-012-0022-x

MAJOR CONFERENCE REPORTS

1. Jomaa S., Veinbergs A., Yang X., Lagzdins A., Abramenko K., Rode M. (2018). Interactions between climate change impacts and nutrient mitigation measures: Comparison of the Selke (Germany) and Berze (Latvia) catchments. *3rd Bonus symposium 2018*
2. Carolus J.F., Bartosova A., Pedersen S.M., Olsen S.B., Jomaa S., Veinbergs A. (2018). Cost-effectiveness analysis of nutrient mitigating measures: A Cross-country Comparison Under the Impact of Climate change. *3rd Bonus symposium 2018*
3. Veinbergs A., Lagzdins A., Dambeniece-Migliniece L. (2018). The Application of Digital Filters and Measurements Upscale for Identification of Runoff Components for the Berze River. *The Nordic Hydrological Conference “Nordic Water 2018” – Ziemeļvalstu hidroloģijas asociācijas vērtējumā referāts atzīts par labāko studentu stenda referātu*
4. Veinbergs A., Jomaa S., Yang X., Lagzdins A., Abramenko K., Rode M. (2018). Nutrient Mitigation Measures and Climate Change Interaction: Comparison of the Selke (Germany) and Berze (Latvia) catchments. *European Geoscience Union (EGU) 2018*

5. Veinbergs A., Lagzdins A., Sudars R., Lauva D. (2018). HYPE Model Performance and Calibration Strategy for Hydrological Components: a Case Study in Latvia. *European Geoscience Union (EGU) 2018*
6. Veinbergs A., Lagzdins A., Sudars R., Lauva D. (2018). Site Specific Adjustments in the Hydrological Unit of the Mathematical Model: HYPE Version 4.10.7. *European Geoscience Union (EGU) 2018*
7. Veinbergs A., Lagzdiņš A., Abramenko K., Lauva D. (2018). Vizualizācijas rīka pielietojums klimata mainības un potenciālo ietekmju raksturošanā. *Latvijas Universitātes 76. zinātniskā konference*
8. Veinbergs A., Vircavs V., Abramenko K., Lauva D., Dimanta Z., Vītola I., Gailuma A. (2012). The Interaction Between Groundwater Fluctuations and Nitrate Nitrogen Concentrations: case study in Latvia. *European Geoscience Union (EGU) 2012*
9. Veinbergs A., Mailīte I., Liepa A. (2010). Research on Groundwater at Agricultural Monitoring Sites in Latvia. *DAP ZBRA un Vidzemes Augstskolas 3. starptautiskajā zinātniskajā konferencē*. – konferences ietvaros referāts atzīts par **labāko studentu stenda referātu**

1. MATERIALS AND METHODOLOGY

1.1. Characterization of the research area

The aim of this study includes the adaptation of the hydrochemical model and the development of modeling practices that can be used in the future to model, assess river runoff and water quality included in agricultural runoff monitoring and to plan appropriate water management practices. In the context of agricultural monitoring, a model of hydrological processes for simulation of water quality measures has been tested for the first time. The Bērze River Basin has been selected as a pilot area for both model integration and simulation of runoff quality improvement measures. Also, the results of observations of the Bērze River catchment area and Bērze monitoring have been used to promote understanding of the course of hydrological processes and to improve modeling practices in hydrologically poorly gauged river catchments.

The areas of the Bērze River and the small catchment area are located in the Zemgale Plain, a particularly sensitive area (Figure 1.1). The whole territory of Latvia is characterized by humid climatic conditions, where precipitation exceeds evaporation. Assessing the regional climatic conditions in the country, the territory of the Bērze River and the Bērze small catchment area is characterized by relatively low long-term average precipitation and high air temperatures. The size of the catchment areas, the terrain conditions, the granulometric composition of the soil, the proportion of land uses and drained

areas are the main factors that differ in the research levels of the Bērze River and Bērze Monitoring Station (Table 1.1).

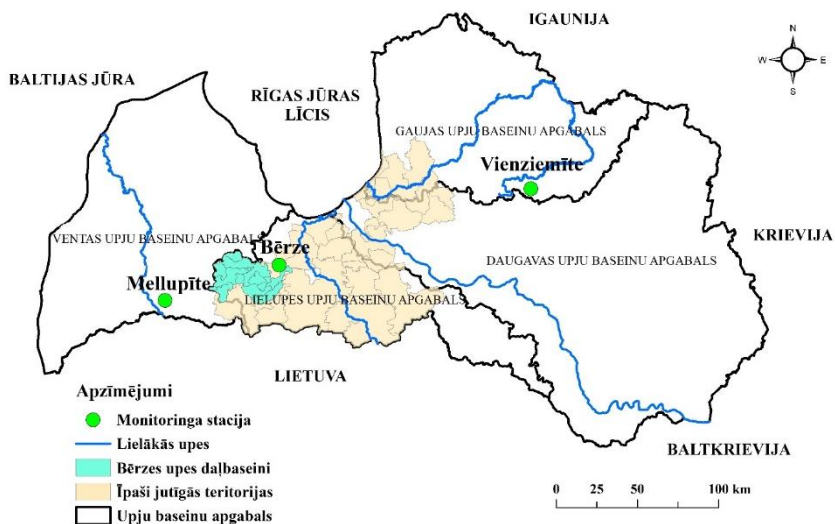


Figure 1.1 Geographical location of research objects

Table 1.1 Basin characteristics

Monitoring site	Area, ha	Land use, %				Tile drained, %	Surface slope gradient, %
		Forest	Grass-land	Arable	Other		
Berze small catchment	368	2	98	0	98	0.55	
Berze drainage field	77	0	0	100	0	0.69	
Berzes River	87200	39	7	51	3	0.90...2.80	

The Bērze monitoring station is located approximately 10 km from the Bērze-Baloži hydrometric station of the Bērze River, but is not part of the Bērze River catchment area. More than 98% of the area is covered by arable land on drained loam soils. The length of the watercourse in the small catchment area of Bērze River is 2.4 km. LLU data archive includes runoff and water quality measurements dating from October 1993. In 2005, the surveying structures of the station were rebuilt and groundwater monitoring wells were installed. A modified Kramp-type weir was built in the small catchment area, but in the

drainage field a triangular weir in the well connecting the drainage collectors was built. Measurements are performed in automatic mode, using pressure sensors and storing data in data loggers.

The **BG-2 well** is located next to the Bērze drainage field drainage measuring structure. It was built in 2005 for shallow groundwater level fluctuations and water quality measurements. In relation to the ground surface, the borehole is 6 m deep with a built-in filter part at a depth of 1.7 to 5.7 m.

The **Bērze River** is a tributary of the Svēte River, which is a tributary of the left bank of the Lielupe. Since 1927, observations have been made at the Bērze-Baloži hydrometric station in the lower reaches of the Bērze River (6.8 km from the mouth of the river) (Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs (LVGMC)). According to the information available on the LVGMC website, the water level and water temperature at the station are measured in an automatic mode, supplemented by manual measurements, for example, by determining the flow rate, snow and ice thickness. The flow rate is determined using calibrated stage-discharge rating curve. For water quality monitoring purposes, the Bērze river basin is divided into 15 sub-basins (Figure 1.2).

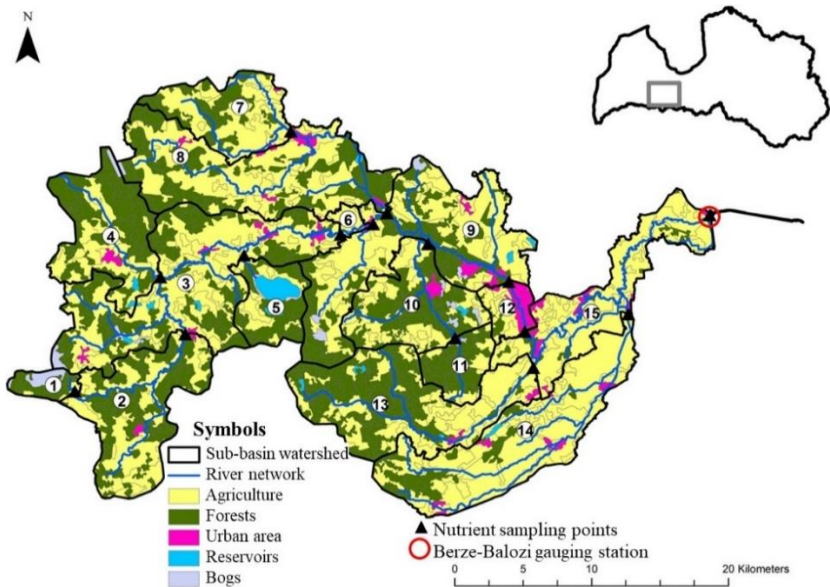


Figure 1.2 **Characterization of land use types in Bērze river sub-basins**
(Veinbergs et al., 2017)

Sub-basins have been identified taking into account the distribution of land uses, tributaries, wastewater treatment plants, location of water bodies, as well as road infrastructure. Sub-basins with an upstream area of 0.0 km² (Table

1.2), do not enter transit runoff and characterize runoff and water quality formation within the sub-basin. The other sub-basins, in turn, can be used to study the retention processes in the river, as well as to represent specific sub-basin characteristics. For example, the impact of the city of Dobele, together with the retention processes in the river, is represented by water quality indicators in the lower reaches of sub-basin 9 and sub-basin 12. Significantly larger gradients of the surface slope (on average exceeding 2%) are found in the central part of the Bērze River catchment, while there is relatively flat relief in the Eastern part.

Six land uses are classified for the study, including arable land, forests, grasslands, settlements, waters and bogs. Almost half of the Bērze River catchment area is occupied by arable land. Typically, the proportion of drained arable land is higher in the flatter sub-basins. In sub-basins with a pronounced relief, a relatively large proportion of agricultural areas is in sub-basins No. 3, 6, and 9, where the share of arable land is from 48 to 87%.

Table 1.2 Characterization of morphometric parameters of Bērze River sub-basins in HYPE model (Veinbergs et al., 2017)

Sub-basin	Area km ²	Upper area km ²	Length of		STD of		Reservoir depth m	Reservoir catchment ***
			a main watercou rse, km	Average altitude* m	average altitude**, m	Average slope %		
1	9.3	0.0	1.3	121	2.8	0.92	-	-
2	69.3	9.3	26.0	111	7.5	1.76	-	-
3	121.2	163.7	54.6	101	11.0	1.76	-	-
4	57.2	0.0	13.2	112	8.9	1.84	-	-
5	27.9	0.0	2.0	98	9.1	2.78	5	0.83
6	4.2	284.9	3.2	68	7.4	2.56	5	0.30
7	43.2	0.0	21.5	96	10.4	1.35	-	-
8	100.9	43.2	42.0	88	16.5	1.13	-	-
9	105.6	506.8	43.2	68	15.1	2.17	-	-
10	53.0	20.6	19.7	66	9.9	2.00	-	-
11	20.6	0.0	6.2	66	6.0	2.13	-	-
12	12.8	612.4	4.7	57	12.1	2.66	-	-
13	89.5	0.0	32.7	76	15.8	2.80	-	-
14	93.7	0.0	60.6	48	16.3	0.98	-	-
15	63.7	808.4	57.8	25	17.4	1.10	-	-
Basin	872.0	0.0	388.7	80	11.1	1.90	5	0.03

* Relief altitude is given according to height system LAS-2000,5; **STD – standard deviation; *** fraction from sub-basin area

Immediately behind agricultural land is a relatively large proportion of forest land, followed by grasslands. The share of other land uses is about 5% of the entire Bērze River catchment area. However, urban areas, although not large, are a significant source of point source pollution, especially for phosphorus loads.

Although water bodies and bogs together account for less than 2.5%, their share in individual sub-basin areas is significant. In contrast to the agricultural runoff monitoring stations described above, there are several water bodies in the Bērze River catchment area, the largest of which is Lake Zebrus. The surface area of Lake Zebrus together with Lake Svēte occupies 17% of the area of the sub-basin No. 5. A relatively large percentage area (7% of the area of sub-basin No. 6) is occupied by the surface area of the Annienki HPP reservoir.

By far the largest area of agricultural land in the Bērze River catchment area is occupied by winter wheat. However, in some sub-basins No. 5, 10 and 11 the areas occupied by grasslands exceed the share of other individual crops grown on agricultural land more than twice.

The soils found in the agricultural lands of the Bērze River catchment area consist of both mineral soils of various granulometric composition and soils of organic origin. For the study, 5 soil groups were identified, including clay, loam, sand, organic and urban soils. Sandy loam soils are the most widespread on agricultural lands, occupying more than half of the entire agricultural lands of the Bērze River catchment area. The proportion of organic soils on agricultural land does not exceed 0.5% and is not used in this study.

In forest areas, the distribution of soils in the Bērze River catchment area, similarly to agricultural lands, is quite variable in the sub-basins. Compared to agricultural land, the spread of forests on clay soils is relatively lower. About twice as often as on agricultural lands, forests are found on sandy soils.

Dambeniece-Migliniece & Lagzdiņš (2018) study comprehensively describes the load caused by wastewater treatment plants in Bērze River catchment area. The study reveals that in the period from 2005 to 2014, a total of 22 domestic wastewater treatment plants have been operating in the Bērze River catchment area, as well as one plant for wastewater treatment from the Zebrene hazardous waste management landfill. Dobele city wastewater generates about half of the total amount of wastewater, which after treatment is discharged into the Bērze River sub-basin No. 12 and is the largest source of point source nitrogen pollution. Dobele wastewater treatment plants also generate a relatively large phosphorus load, however, the largest point source load of phosphorus is discharged into a local watercourse in sub-basin No. 8. The total load from wastewater treatment plants in the Bērze River catchment area is estimated at around 19.1 t per year of nitrogen and slightly more than 3.4 t per year of phosphorus. About 77% of the phosphorus in wastewater is dissolved in water. Mineral nitrogen makes up about 71% of the total nitrogen content in wastewater.

1.2. Modeling tool selection and model description

The open source, free modeling tool *Hydrological Predictions for the Environment* (HYPE) (Figure 1.3) was selected for reaching the aim and performing the tasks of this research paper. The model has been previously used both in similar hydrological and climatic conditions in Sweden and is widely used in the modeling of hydrochemical processes in the catchment areas of medium and large rivers (SMHI, n.d.). According to the description of the HYPE model (Lindström et al., 2010) the model provides a simplified process calculation with included conceptual solutions, supplemented by empirical solutions and physically based parameters.

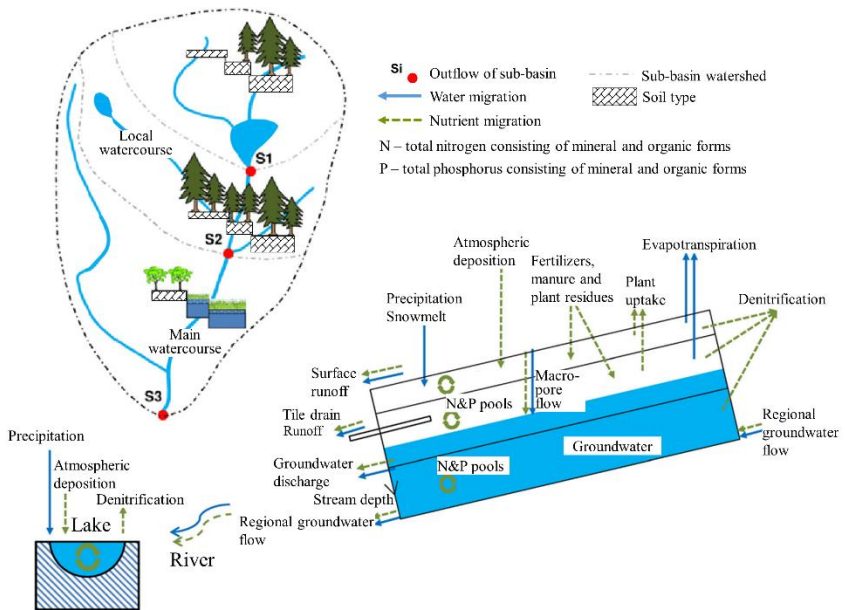


Figure 1.3 **Characteristics of the HYPE model:** subdivision into sub-basins and land use-soil classes (SLC) (image at top left); schematic model structure within SLC (image on the right); processes in water bodies (bottom left) (image adapted from Jiang et al., 2014)

Based on the model's characterization by Knightes (2017), in catchment areas, with a small amount of available measurements, conceptual models with resolution of calculation results at the sub-basin level are suitable. The relatively low density of flow observations and limited observations of the hydrophysical properties of the layers characteristic of the soil profile are characteristic of the river network included in the monitoring of agricultural runoff performed in

Latvia. Accordingly, the level of detail of the HYPE model is considered suitable for modeling hydrochemical processes and justifying suitable area management practices in the river basins of the hydrologically poorly gauged agricultural runoff monitoring network. The Bērze River, which is characteristic of the agricultural runoff monitoring network, has been chosen as a pilot area in this study. The proportion of river flow monitoring stations in the study period is small (0.1 station per 100 km²), and no description of the hydrophysical properties of the soil layers is available.

The macropore flow, surface, drain and groundwater runoff, as well as groundwater dynamic processes represented by the HYPE model are characteristic of Latvian conditions, with special emphasis on the impact of drainage on hydrochemical processes. According to the real estate data of the Ministry of Agriculture, there are 1.5 million hectares of drained agricultural land.

Conceptual solutions in the model are based on balance calculations, taking into account meteorological parameters such as precipitation and temperature. When meteorological conditions interact with natural and man-made landscape elements and soil processes, specific run-off and plant nutrient cycling processes are formed. The parameters defined in the model are linked to the hydrological response units, which are defined in the HYPE model as soil-land use classes (SLC).

The calibrated parameters, model configuration, and empirical formulas reflect runoff formation and migration and transformation of nutrients above ground, in soil, and in lakes and watercourses. The nutrient cycle is also influenced by the crops grown and the specifics of the area.

Soil profile according to the concept included in the model's HYPE software (Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), n.d.) can be divided into 3 soil layers (Figure 1.4). For each soil layer, porosity parameters such as the pore fraction, which determines the twist moisture ($WP(i)$), the field moisture capacity ($FC(i)$) and the effective porosity ($EP(i)$), where i is 1, 2 or 3, which denotes the upper, middle and deepest layers of the soil, respectively.

Under saturated soil conditions, surface, drain and groundwater runoff calculations in the model are represented by the relationship:

$$runoff = rc(i) \times WCEP(i), mm, \quad (1.1)$$

where

$rc(i)$ - recession coefficient, which describes what part of the entire $WCEP(i)$ reaches the watercourse in the time interval selected in the model settings (part in time).

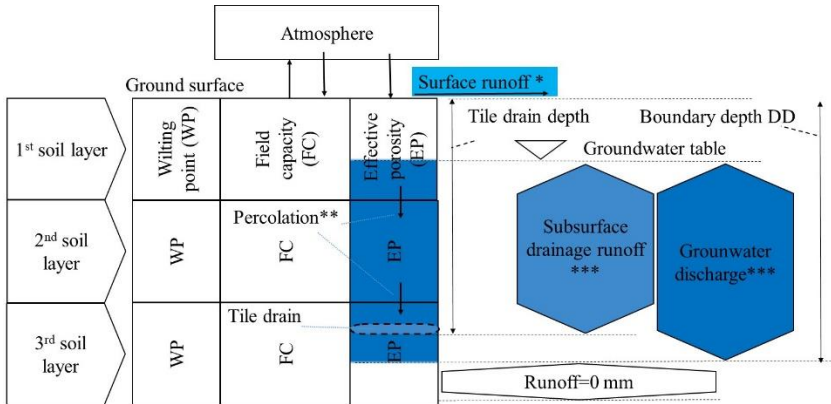


Figure 1.4 Percolation and runoff formation in saturated soil conditions:

* surface runoff in saturated soil conditions; ** percolation to an unsaturated soil layer;

*** groundwater runoff and drain runoff are limited by moisture content in effective porosity

The amount of water exceeding the infiltration capacity is proportionally distributed in the unsaturated surface runoff (formula 1.2) and macropore runoff (formula 1.3).

$$runoffs(u) = srrate \times (WCW - WCIC), mm, \quad (1.2)$$

where

srrate - a calibrated coefficient to determine the fraction available for unsaturated surface run-off, with a value between 0 and 1;

WCW - volume of incoming rain and snowmelt, mm;

WCIC - calibrated topsoil infiltration capacity, mm.

$$flowm = macrate \times (WCW - WCIC), mm, \quad (1.3)$$

where

macrate - a calibrated coefficient to determine the fraction of macropore run - off between 0 and

In the calculation of the HYPE model balance sheets, plant nutrient stocks consist of the amount of fertilizer applied, the stock of soil and plant residues, the point source pollution load, and atmospheric deposition (Figure 1.5). The amount of plant nutrients taken up by plants is seasonally variable, which is limited by the air temperature, the stages of vegetation development and the plant nutrient uptake potential specific to each crop, and the area management regime. Soil moisture, distribution of runoff components, air temperature and specific

plant nutrient stocks in each soil layer are the main factors influencing the transformation and migration of plant nutrients in both the soil profile and water bodies. (SMHI, 2020). Sedimentation and siltation processes in water bodies are also assessed.

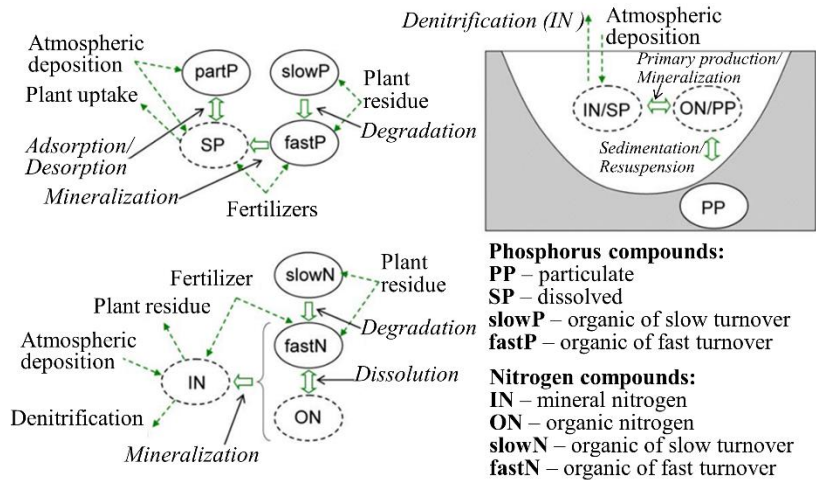


Figure 1.5 **Nitrogen and phosphorus processes represented and calibrated by HYPEV1**

(figure modified from Lindström et al. (2010))

1.3. Adaptation of the model to the characteristics of the catchment area

Two versions of the HYPE model have been adapted for the purposes of this study. Both versions include different model configuration, calibration, validation, as well as further application purposes of the model. The aim of the first version of the HYPE model (HYPEV1) was to assess the ability of agri-environmental measures to reduce leaching of plant nutrients from the Bërze River catchment area under climate change. The aim of the second version of the HYPE model (HYPEV2) is to develop a model that is able to represent hydrological processes and the associated fluctuations of groundwater levels, as well as the variability of surface, drainage and groundwater runoff components, with a higher degree of detail.

In the selected pilot area (Bërze River), the characteristics of each sub-basin in the HYPE model are included in the SLC classes (Figure 1.6).

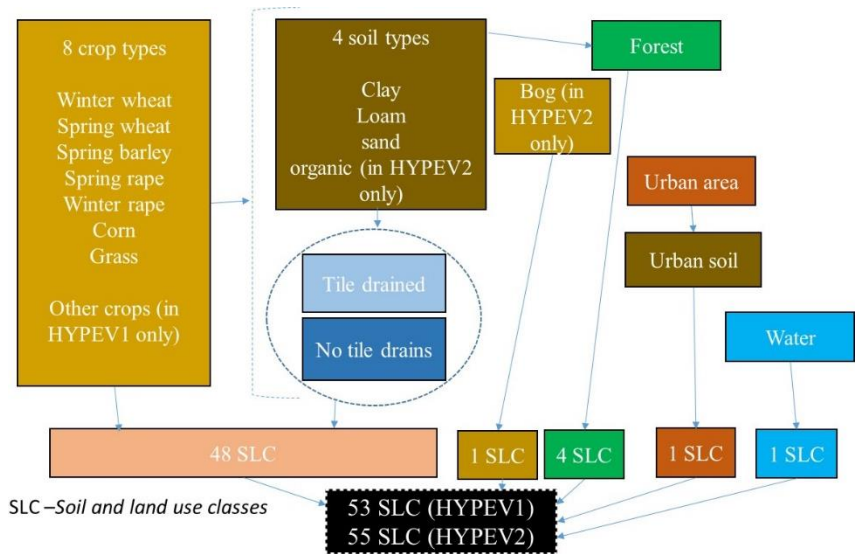


Figure 1.6 Characterization of hydrological response units in the pilot area

In both HYPEV1 and HYPEV2 models, SLC classes are based on a similar principle. The HYPEV2 model clarifies the distribution of land use types. Crops, the proportion of which did not exceed 3% of the agricultural lands in the Bërze River catchment area, were combined in the HYPEV1 model, naming them as other agricultural crops. In the HYPEV2 model, the areas occupied by other agricultural crops are proportionally distributed to the defined most common agricultural crops. The characteristic dimensions are defined in the models for all soil types (Figure 1.7) specified in the HYPEV2 model.

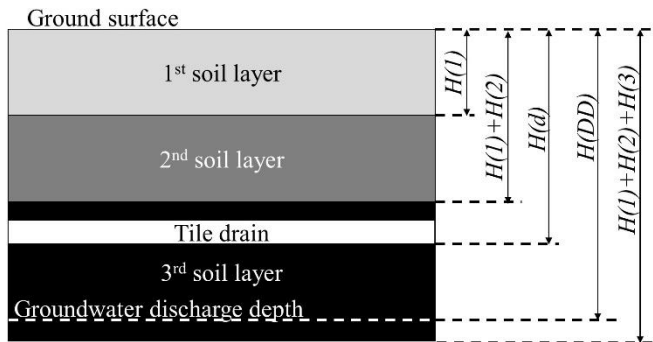


Figure 1.7 Dimensions characterizing the soil profile in the HYPE model (figure modified from Veinbergs et al. (2017))

The characteristics of point source pollution in both versions of the model represent the load caused by 23 wastewater treatment plants in the Bērze River sub-basins.

The crop-specific treatment and fertilization regime specific to each crop for the HYPE model has been harmonized with the recommendations of the representatives of the agricultural sector as well as statistical indicators. One of the steps in the nitrogen balance calculation in the HYPE model involves the calculation of crop nitrogen and phosphorus uptake (SMHI, 2020). The amount of nutrients that can be absorbed is non-linear over time (Figure 1.8), which is mathematically influenced by both the air temperature and the time elapsed since sowing. The model calculations assume that the amount of nitrogen and phosphorus intake is limited by the defined nitrogen and phosphorus ratio (P/N). The specific P/N ratio for each crop was obtained using the data provided by Kārklīņš un Ruža 2013 on the nutrient content of straw and grains depending on the yield of the particular crop. The nitrogen content of plant residues left in the field has been calculated on the basis of recommendations from the agricultural sector and taking into account the IPCC (*The Intergovernmental Panel on Climate Change*) methodology published in 2006 (Enggleston et al., 2006), as well as the methodology updated in 2019 (Hergoualc’h et al., 2019), which also includes calculations of the nitrogen content in plant residues.

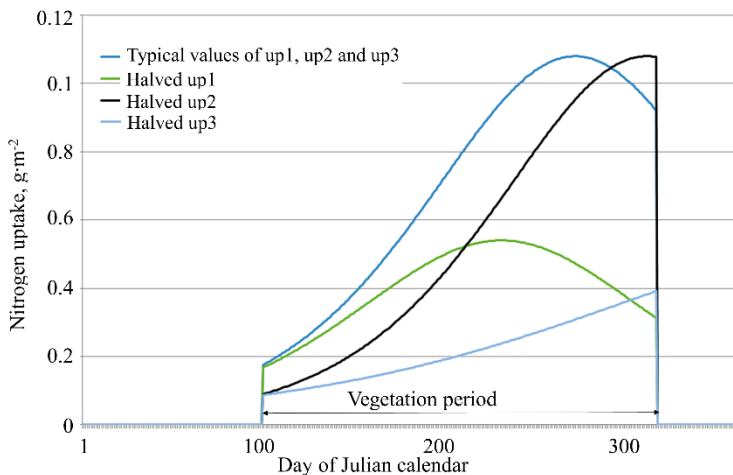


Figure 1.8 Description of the conceptual solution for the calculation of nitrogen uptake by crops in the HYPE model at different values of parameters up1, up2 and up3 (figure modified according to (SMHI, 2020))

1.4. Model calibration methodology using a procedure typical for hydrologically gauged rivers

The modeling procedure for hydrologically well gauged rivers includes the adjustment of the model parameters, as well as the evaluation of the performance in relation to the observations made in the river basin. The version of the model adapted to the procedure specific to the hydrologically gauged rivers below is designated HYPEV1.

During the calibration process of the HYPEV1 model, the flow calibration for the Bērze-Baloži hydrometric station was initially performed. Adapted parameters that characterize soil hydrophysical properties, evapotranspiration and snow processes in local watercourses, main watercourses runoff volume and current. For the needs of plant nutrient leaching modeling, the parameters that characterize the reserves of nitrogen and phosphorus compounds in the soil profile, transformations, mineralization, denitrification have been adjusted during the calibration process. Nitrogen and phosphorus processes in water bodies included sedimentation/siltation, formation of primary products and their mineralization, and denitrification of inorganic nitrogen compounds.

Nash-Sutcliffe efficiency ratio (NSE), mean relative difference between empirical and modeled observations (*PBIAS*), root mean square error and standard deviation ratio (*RSR*) were used to compare daily modeled and observed results which corresponds Moriasi et al., (2007) with the recommended methodology for the assessment of hydrological models. A standard error ($s_{\bar{x}}$) has been calculated to compare the monthly average modeled and observed results in the long-term.

1.5. Modeling of climate change and water quality improvement measures

Water quality improvement measures are planned, the HYPEV1 model has been adapted, the results have been discussed and agreed with the recommendations of the stakeholders, the Water Framework Directive and HELCOM. Representatives from agriculture, water management, nature protection, as well as wastewater management institutions were especially involved in the discussions and planning of water quality improvement measures. Water quality is considered in the context of economic calculations by Danish experts, which have been widely described Carolus *et al.* (2020), comparing the modeling results obtained in rivers in Latvia, Sweden and Germany. The study was supported by the BONUS program (Art 185) MIRACLE project. The simulation was performed in the selected pilot area in the Bērze River catchment area. Three pathways for improving water quality have been identified (Table 1.3), including specific measures.

Table 1.3 Development pathway and measures to be integrated to improve water quality in the Bërze River catchment area

Pathway	Description of simulated measures	Period	Recommended by
1. pathway (PW1) – business as usual			
Greening	<p>Crop rotation - In the structure of the model there are two groups: the first group includes winter wheat, summer wheat, winter rapeseed; the second group includes summer rapeseed, summer barley, corn.</p> <p>Increased areas of grasslands - 1201 ha proportionally replaces all crops on non-drained arable land and transforms the management regime according to grasslands.</p> <p>Ecological focus area - proportionally replaces the existing non-drained grassland areas and excludes the use of fertilizer in the area of 2930 ha.</p>	since 2015	Rural Support Service
Organic farming	The HYPEV1 model integrates an area of 1305 ha, replacing mineral fertilizer with organic fertilizer. Fertilizer doses not exceeding 170 kgN·ha ⁻¹ . The measure is integrated in the respective area, replacing 4.9% of the three most common crops (winter wheat, summer barley and winter rapeseed), changing the applied mineral fertilizer to organic fertilizer.	since 2015	Rural Support Service
2. pathway (PW2)			
Improvements in the management of wastewater treatment and efficiency	According to the assessment of wastewater management organizations, the HYPEV1 model envisages the reconstruction of wastewater treatment plants or sewerage systems. After conversion, their emissions are expected to be: on average 2.5 mg·L ⁻¹ phosphorus and 25 mg·L ⁻¹ nitrogen, and groundwater inflow to the system is prevented	from 2021 to 2030	Wastewater management authority Ltd. "Dobeles Udens"
3. pathway			
Buffer strips: 2+10 m (<i>Buff2+10</i>) and 2+5m (<i>Buff2+5</i>)	Two buffer strips variants were tested in the model calculations. In both the first and the second variant, 2 m wide strips of unfertilized grasslands are planned along the drainage ditches. In turn, 5 m wide strips of unfertilized grasslands are planned to be created along the water drains of national significance, while in the second variant 10 m wide strips of unfertilized grasslands are planned. The areas occupied by the buffer strips are 342 + 198 ha in the first variant, but 342 + 399 ha in the second variant	from 2021 to 2030	Rural Support Service
Fertilizer reduction	Winter wheat, summer wheat, summer barley), as well as winter and summer rapeseed, three reduction options for mineral fertilizers were tested: 5% (<i>NP reduct. -5%</i>), 10% (<i>NP reduct. -10%</i>) and 20% (<i>NP reduct. -20%</i>)	Is not defined	Organizations of environmental conservation

Note : This study also assesses the combined impact of all measures (*Joint_measure*)

The parameters of the HYPE model are adapted to the stationary characteristics of each measure, the intensity, the affected areas (Figure 1.9), the relevant area management regime and the impact on the circulation of plant nutrients. The areas affected by the measures included in the first development pathway have been determined on the basis of the data registered in the LAD field blocks in 2015 in comparison with the calibration period of the model (from 2005 to 2014).

Tile drained arable land	Arable land with no tile	Grasslands with no tile	Tile drained
Buffer strips. No fertilizer applied, 540-740 ha	Increased area of grasslands, 1201 ha	Ecological focus area, 2930 ha. No fertilizer	Land management - common practice
Organic farming. Only organic fertilizer applied, 1305 ha			
Mineral fertilizer reduction by 5 to 20%, 32017 ha			
Crop rotation in whole arable land			

Figure 1.9 **Agri-environmental measures, affected areas in the structure of the HYPEV1 model:** measures against the first development pathway on a green background

The measures were also assessed in the context of climate change, comparing the effectiveness of the measures in the reference period from 1991 to 2010 with a forward facing period from 2011 to 2030. To represent climate change, we used data from regional climate models *WRF-IPSL-CM5A-MR* (WRF) and *RCA4-CanESM2* (RCA4), which characterize *EURO-CORDEX* projections from the *CMIP5* global climate model ensemble (Carolus et al., 2020). Climate data calculations are based on the RCP8.5 climate development scenario, which includes a relatively rapid increase in greenhouse gas emissions in the future (Riahi et al., 2011). The impact of the forecasted land use changes on the water quality for the region corresponding to Latvia has also been assessed separately in accordance with the study supported by the European Commission - “*SCENAR2020-II*” (Nowicki et al., 2009) and its forecasts of changes in land use.

1.6. Development of an observation-based methodology for the assessment of hydrological processes

In the calibration stage of the HYPEV2 model, it was concluded that even in the catchment areas of relatively small watercourses with relatively homogeneous catchment characteristics, there is a high uncertainty of the parameters to be calibrated if the model is calibrated against the downstream flows. Therefore, for the needs of calibration and validation of the HYPEV2 model, there was a need for additional characteristics of hydrological processes, which would reduce the uncertainty of the parameters, taking into account the hydrological processes characteristic of Latvian conditions. At the current stage of development of the field of hydrological science, various methods of analysis of runoff hydrographs or duration curves have been used in practice to characterize hydrological processes, which has been well described by Brodie & Hostetler, 2005. Using the available methods and tools, the results can be obtained quite variably and do not offer the possibility to separate the components of surface, drainage and groundwater runoff characteristic of Latvian conditions. In this study, methods were developed and the components of surface, drainage and groundwater runoff were evaluated. Typical groundwater levels and runoff thresholds that limit drainage runoff have also been assessed.

The developed methods are based on the existing BFI (Wahl & Wahl, 1988, 1995) and the SWAT digital filter, an additional tool developed for the SAWAT model (Arnold & Allen, 1999; Arnold et al., 1995). Similarly, methods for the assessment of hydrological processes have been developed based on groundwater level-runoff relationships, as well as the analysis of recession coefficients. At river level, depending on the method used (Figure 1.10 and Figure 1.11), runoff components were separated by a combination of runoff observed in the drainage field and at river level and groundwater levels observed in the well.

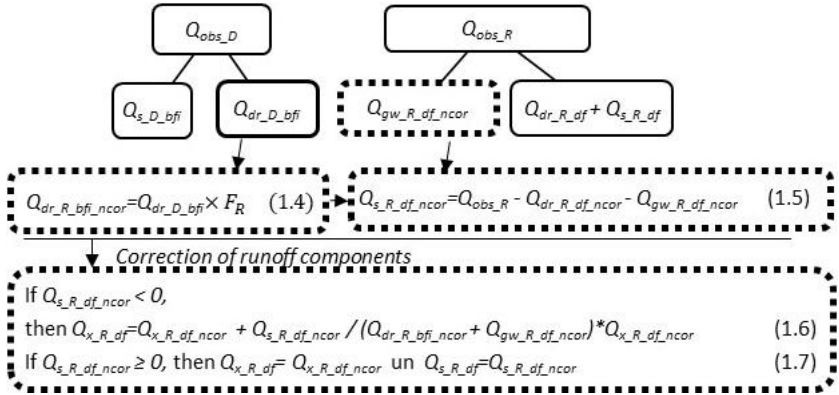


Figure 1.10 Procedure for application of digital filters for separation of runoff components at river and drainage field levels: 1) Q_{obs_R} and Q_{obs_D} is the observed runoff at river and drain field level, respectively; 2) $Q_{x_Y_z}$ is the run-off where the designations in the index are: (a) x is replaced by the notation for the relevant run-off component obs (total observed run-off), s (surface run-off), dr (drain run-off) or gw (groundwater run-off); (b) Y indicates the level of the river (R) or drainage field (D); (c) z indicates the run-off separation method used, which in this case are BFI or SWAT digital filters (df), as applicable; 3) $ncor$ indicates that the runoff component is not the end result and still needs to be adjusted; 4) F_R is the correction factor to convert drainage runoff from drainage field to river level

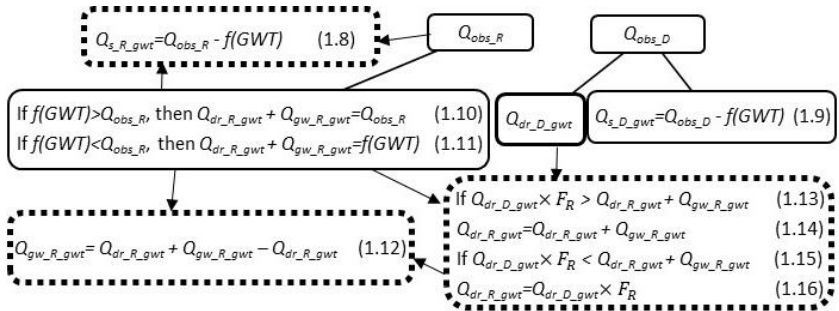


Figure 1.11 Application of the daily average groundwater level data series to estimate runoff components at river level: 1) the meaning of the symbols is explained in figure 1.10; 2) the index gwt denotes the method of separation of runoff components using groundwater level-runoff analysis

The groundwater level-runoff relations applied at the river level are characterized by an exponential function:

$$Q_{x,y_gwt} = a \times e^{b \times GWT} - c = f(GWT), \text{ mm} \cdot d^{-1} \quad (1.17)$$

where

a , b and c - constants calibrated separately for each year's data series;

e - is an exponential constant (≈ 2.71);

GWT - daily average groundwater level, m.

At the level of a small catchment, runoff components are separated by a combination of groundwater level-runoff linear relationships:

$$Q_{gw_gwt} = f_{gw}(GWT) = a_{gw} \times GWT + b_{gw}, \text{ m}^3 \cdot d^{-1}, \quad (1.18)$$

where

a_{gw} and b_{gw} - a linear equation for the calculation of the groundwater runoff constant;

Groundwater level at which drainage begins:

$$GWT_{dr_b_i} = \frac{GWT_{dr1} + GWT_{dr0}}{2}, \text{ m} \quad (1.19)$$

where

GWT_{dr1} - groundwater level (m) on the first day of each episode when drainage is observed;

GWT_{dr0} - groundwater level (m) in the day before GWT_{dr1} where no drain runoff has been observed.

At the level of the small catchment area, the runoff components have been separated and the effective depth of the drains has been calculated by combining the runoff measurements observed in the small catchment area with the groundwater level observations. The method was applied to pilot areas, where the results of observations for the period from 2006 to 2015, represent the river level at Bērze River, the drainage field and the small catchment basin levels, as well as the Bērze small catchment area and the BG-2 well for the groundwater level.

Groundwater level at which drainage is drained is calculated:

$$GWT_{dr_e_i} = \frac{GWT_{dri-1} + GWT_{dri}}{2}, \text{ m} \quad (1.20)$$

where

GWT_{dri-1} - groundwater level (m) on the last day of each drain runoff episode while drainage is still observed;

GWT_{dri} - groundwater level (m) one day after the observed GWT_{drn-1} where drainage runoff has not been observed.

1.7. Development of methodology for modeling of hydrologically poorly gauged rivers

To increase the performance of the hydrological process calculation, a HYPEV2 version of the model has been developed on the basis of the HYPEV1 model, the parameters of which can be used in the modeling of river basins that have not been hydrologically well gauged.

Before the development of the HYPEV2 model, the parameters of the HYPEV1 model were transferred from the Bērze River to the Bērze small catchment area, according to the characteristics of the catchment area. The process of creating a HYPEV2 model can be divided into two stages. In the first stage, the model was configured and calibrated for the calculations of the hydrological processes of the Bērze small catchment basin and the groundwater levels corresponding to the BG-2 well. In the second stage, the parameters were transferred from the Bērze small catchment area to the Bērze River catchment area. After the transfer of parameters, the performance of the model without calibration was evaluated and the model was calibrated for the calculations of hydrological processes. Initially, the soil type-dependent parameters for the Bērze River catchment area were defined in the same way for all soil types, which corresponded to the sandy loam soil parameters calibrated for the Bērze small catchment basin. The performance of the initial HYPEV2 model for the Bērze River catchment area was evaluated without starting the parameter calibration (without performing the full parameter calibration). Subsequently, the land use-dependent parameters were calibrated for all land uses except agricultural land. Later, the model was calibrated for all parameters that affect the calculations of hydrological processes. The calibration evaluates the performance of the model against both the flow rates observed in the river and the groundwater levels observed in the BG-2 well, taking into account also the long-term average distribution of runoff components. The statistical indicators *NSE*, *PBIAS* and *RSR* as well as $s_{\bar{x}}$ were used, similar to that described for HYPEV1 calibration.

Validation of the HYPEV2 model was performed by comparing the distribution of runoff components calculated from the model and separated from runoff hydrographs (based on observations). In the calibration process, increased attention was paid to the physical meaning of the parameters.

At the end of the study, the components of long-term average runoff calculated with the HYPEV2 model and their percentage distribution were analyzed. A correlation analysis was performed separately for each perennial runoff component with the average proportion of each catchment feature characteristic in the Bērze River sub-basins. The statistical significance of the correlation coefficients was assessed according to the critical correlation coefficients corresponding to the 95% confidence interval defined in (Eersin et al., 2007)

2. RESULTS AND DISCUSSION

2.1. Model performance analysis using a modeling procedure typical of hydrologically gauged rivers

The calculated daily flows of the HYPEV1 model represent the flow observed at the Bērze-Baloži station relatively well, reaching the model efficiency indicators $NSE = 0.84$, $RSR = 0.40$. However, the calculated flow (Figure 2.1) is on average lower than observed ($PBIAS = -7.0\%$).

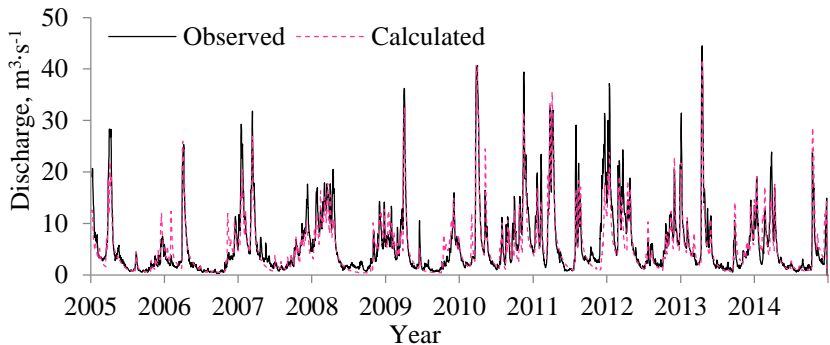


Figure 2.1 The daily flow of Bērze River observed and calculated by HYPEV1 at the Bērze-Baloži hydrometric station in the calibration period from 2005 to 2014

The HYPEV1 results show that 88.5% of runoff is groundwater runoff (Table 2.1). In the calculations of the HYPEV1 model, the absolute runoff and evapotranspiration values in the sub-basins ranged from 233 mm in populated areas to 451 mm in areas with a large proportion of forest and water-covered areas.

Table 2.1 Runoff calculated by HYPEV1 for the Bērze River at the Bērze-Baloži hydrometric station from 2005 to 2014

Runoff component	mm	%
Surface runoff	20.7	10.2
Runoff from 1 st soil layer	2.9	1.5
Runoff from 2 nd soil layer	12.6	6.2
Runoff from 3 rd soil layer	163.4	80.8
Tile drainage runoff	2.7	1.3
Total	202.3	100.0

In the calculations of the HYPEV1 model, the groundwater level in the sub-basins of the Bērze River mostly did not rise closer to 1 m above the ground, which was 0.2 m above the groundwater column height above the defined drainage depth (1.2 m). The amplitude of groundwater fluctuations calculated with the HYPEV1 model (not exceeding 1.5 m) is more than 40% lower than that observed in the borehole of the Bērze monitoring station well BG-2 (approximately 2.5 m).

The calibration process failed to significantly improve the performance of the model in the calculations of runoff components and groundwater dynamics, which can be explained by HYPEV4.10.7. software deficiencies as well as the data series used for calibration.

Performance of HYPEV1 model for nitrogen compound calculations in the lower reaches of the Bērze River according to the model performance evaluation criteria (Moriassi et al., 2007) is considered to be very good because $PBIAS = -0.2\%$ (not more than 25%). The model also represents well the dynamics of concentration fluctuations (Figure 2.2). The results for the Bērze River show a relatively good performance of the model compared to the tests of the HYPE model in Swedish water bodies (Lindström et al., 2010).

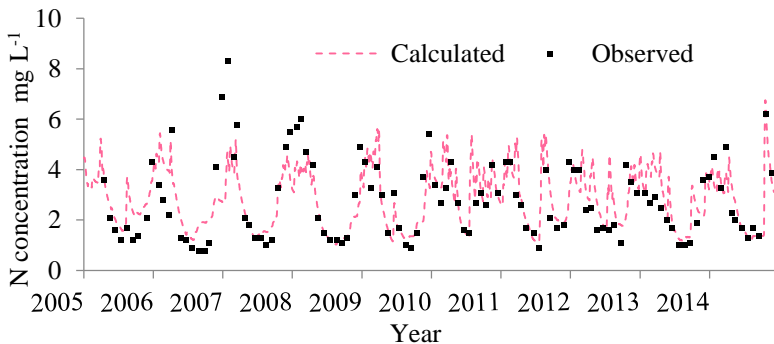


Figure 2.2 The total nitrogen concentrations in Bērze River observed and calculated by HYPEV1 at the Bērze-Baloži hydrometric station in the calibration period from 2005 to 2014

The total nitrogen concentrations observed in the downstream varied from 0.8 to 8.30 mg·L⁻¹. The two concentrations mentioned above were relatively different from the modeled ones. This maximum concentration was observed in the autumn of 2006. The weather conditions for the 2006 summer-autumn season are rather extreme, with marked cracks in the soil. (Jansons, n.d.). Although the model includes calculations of macropore flow, the HYPE model does not predict the dynamic variability of soil fissure and macropore formation.

The HYPEV1 calibrated model, compared with nitrogen calculations, showed lower performance ($PBIAS = -9.9\%$), however, according to the model performance evaluation criteria, the performance is to be considered as very good (less than 25%). Similarly, the HYPE model estimated a related lower phosphorus and total phosphorus concentrations in the Swedish rivers, compared to observations (Lindström et al., 2010). As with observations of nitrogen concentrations, one of the highest downstream phosphorus concentrations was found in 2006 (Figure 2.3). However, unlike nitrogen, the highest phosphorus concentrations were observed during the low water period. This can be explained by the relatively high point source pollution load, which in proportion to the low runoff forms high phosphorus concentrations in the Bërze River.

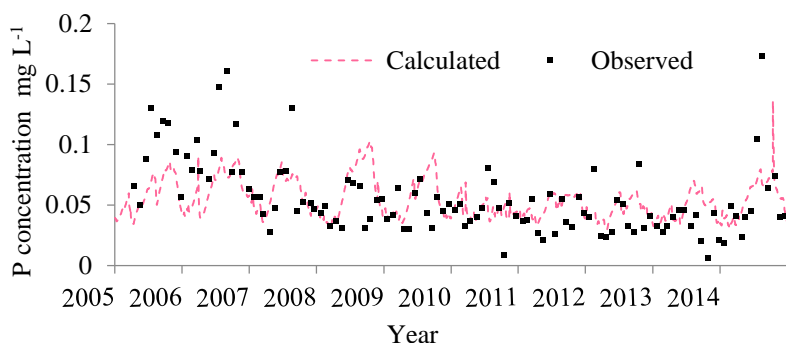


Figure 2.3 The total phosphorus concentrations in Bërze River observed and calculated by HYPEV1 at the Bërze-Baloži hydrometric station in the calibration period from 2005 to 2014

At the sub-basin level, the performance of the HYPEV1 model for the calculation of total nitrogen and phosphorus concentrations is considered satisfactory to very good (Table 2.2).

Table 2.3 Performance of HYPEV1 model for nitrogen and phosphorus calculations in Bërze river sub-basins

Sub-basin	Total nitrogen		Total phosphorus	
	$PBIAS^*$, %	Model performance	$PBIAS^*$, %	Model performance
1	69	Satisfactory	-46	Satisfactory
2	29	Good	52	Satisfactory
3	14	Very good	7	Very good
4	17	Very good	2	Very good
5	5	Very good	-4	Very good

Sub-basin	Total nitrogen		Total phosphorus	
	<i>PBIAS</i> *, %	Model performance	Sub-basin	<i>PBIAS</i> *, %
6	20	Very good	38	Good
7	-29	Good	-13	Very good
8	-33	Good	27	Good
9	13	Very good	56	Satisfactory
10	50	Satisfactory	30	Good
11	-28	Satisfactory	-35	Good
12	4	Very good	4	Very good
13	36	Good	35	Good
14	36	Good	-45	Good
15	29	Good	-9	Very good

Notes: the model performance is: 1) $PBIAS < \pm 25\%$ - very good; 2) $\pm 25 < PBIAS < \pm 40$ good; 3) $\pm 40 < PBIAS < \pm 70$ - satisfactory; 4) $PBIAS > \pm 70\%$ - unsatisfactory (Moriasi et al., 2007); *negative values indicates that the simulated values are underestimated

The results of the calculation of the total runoff of the HYPEV1 model for the Bērze River catchment area are considered to be relatively successful. But the dynamics of groundwater and the distribution of runoff components are not considered representative. According to the approach described by Lennartz *et al.* (2011), the percentage of drainage run-off could be in the range from 0% to 86% in sub-basins No. 1 and 15, respectively, which characterizes the proportion of drained areas.

Differences between observed and calculated concentrations are related to both individual randomly collected water samples, which do not represent the mean situation, and model inaccuracies. Inaccurate nitrogen calculations could be related to: 1) the bog areas in sub-basin No. 1 were not included in the model; 2) the overestimated nitrogen leaching from grasslands in areas No. 10 and 13; 3) the underestimated concentrations from forest areas in sub-basin No. 11; 4) too low point source pollution loads in sub-basin No. 7 and 8.

Inaccurate phosphorus calculations could be related to: 1) overestimated leaching from grasslands in sub-basin No. 2 and 10; 2) overestimated leaching from forests in sub-basin No. 11; 3) overestimated point source load in sub-basin No. 8; 4) underestimated point source pollution load in sub-basin No. 7.

2.2. Climate change and water quality improvement measures

It is forecasted that in the future climate conditions, compared to the reporting period, runoff from the Bērze River catchment area will decrease by 9.1%, surface runoff will decrease by 4.0%, as well as the groundwater level may

decrease slightly. In the Bērze River, runoff is expected to increase only in winter from January to February, by 2.0% and 9.3% respectively (Figure 2.4). In the other months of the year, runoff is expected to decrease from 0.2% to 82.4%, with the smallest changes in spring and the largest in summer and autumn. In the future, the minimum runoff of the summer low-water period is expected to shift from August to September. Compared to the reference period, the reduction of future surface run-off is expected mainly from May to November and in March, with the exception of August, when an increase in surface run-off is expected. Surface runoff is also expected to increase from December to February and April.

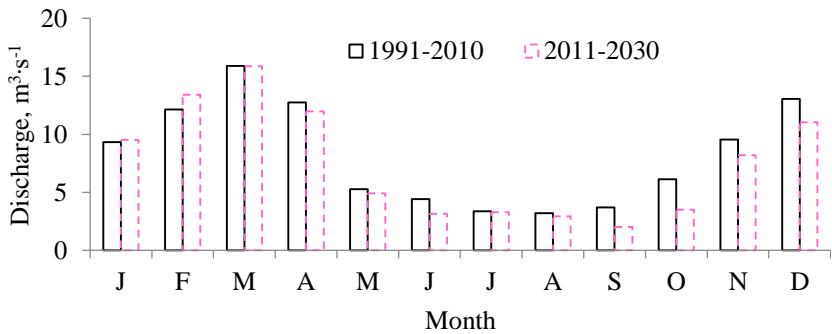


Figure 2.4 Estimated monthly average flow in the Bērze River catchment area in the reference period 1991-2010 and in the future from 2011 to 2030

Reduction of nitrogen loads in the lower reaches of the Bērze River, depending on the integrated measures, is expected to be in the range of 0.1 to 13.4%, if climatic conditions are similar to the reference period from 1991 to 2010 (Figure 2.5). On the other hand, due to the potential climate change, a significant reduction in loads is projected even if none of the measures are integrated. However, the calculations of the model show that the implementation of the measures modeled in the first development pathway could lead to an increase in loads in the future. Implementing the measures envisaged in all development pathways, a reduction of nitrogen loads by 23% is expected (12.1% is provided by integrated measures, but 10.9% by changes in meteorological conditions in the future in relation to the reference period).

The calculation results of the HYPEV1 model show that by reducing the dose of nitrogen fertilizer in cereals and rapeseed by 5% ($8.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), the load on runoff will decrease by 11.2% ($0.9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) of the reduced amount of fertilizer. By reducing the fertilizer dose by 36% ($59.0 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), the amount of leached fertilizer will decrease by $0.05 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$. This shows that it is more important to reduce relatively high fertilizer doses exceeding $105 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Accordingly, the

possibilities of reducing the dose of nitrogen fertilizer for winter crops should be evaluated primarily.

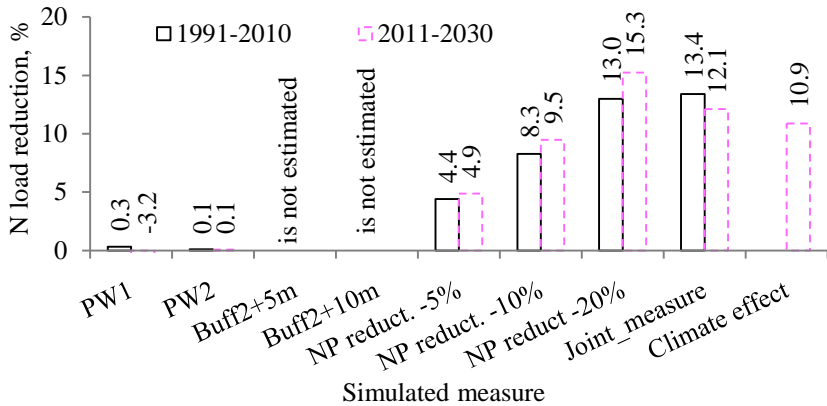


Figure 2.5 **Reduction of total nitrogen load depending on the modeled measure and climate:** negative values indicate an increase in load if the specific measure is integrated

Reduction of phosphorus loads in the lower reaches of the Bërze River, depending on the integrated measures, is expected to be in the range of 0.2 to 9.7%, if climatic conditions are similar to the reference period from 1991 to 2010 (Figure 2.6). From the point of view of reducing phosphorus loads, the introduction of buffer zones could have the greatest positive effect. Due to climate change, the efficiency of buffer zones could be up to 66% higher in future climate conditions compared to the reference period. Although the reconstruction of wastewater treatment plants (WWTPs) could reduce phosphorus loads relatively little, it should be noted that the number of people served by wastewater treatment plants for reconstruction is only 0.6% (69 people) of the total population equivalent in the Bërze River basin. Assuming that 0.68 ha of agricultural land is required per capita to ensure food production (Ritchie, 2017) and considering that the reconstruction of wastewater facilities in the reporting period reduced the phosphorus load by 184 kg per year, it turns out that the reduction of phosphorus load caused by the reconstruction of wastewater facilities is equivalent to the reduction of phosphorus load by 3.9 kg·ha⁻¹ per year. For comparison, phosphorus leaching in the buffer zone is expected to decrease by a maximum of 0.68 kg·ha⁻¹ per year. The results show that a significant reduction in phosphorus loads is unlikely to be achieved by reducing the fertilizer dose. Implementing the measures envisaged in all development pathways, it is forecasted that phosphorus loads could decrease by 18.8% (16.6% are provided

by integrated measures, but 2.2% by changes in meteorological conditions in the future compared to the reporting period).

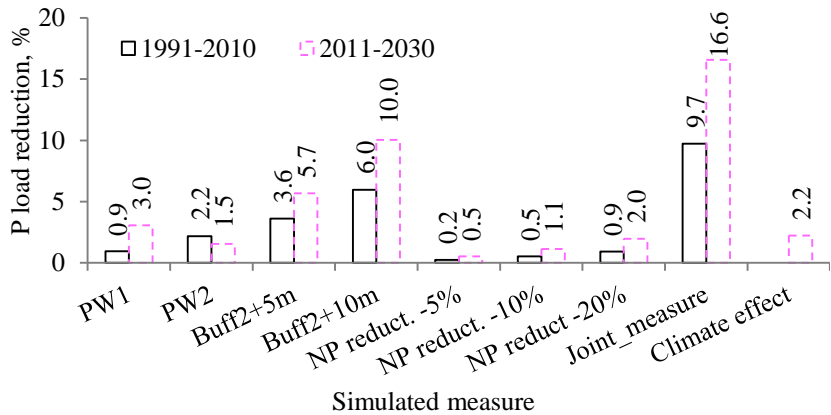


Figure 2.6 Reduction of total phosphorus load depending on the modeled measure and climate

By integrating the changes in land use patterns predicted in the SCENAR2020-II study, the impact of runoff quality on the Bërze River is ambiguous. Changes in land use could lead to an additional reduction of $0.13 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ of nitrogen loads, if at the same time a measure to reduce the amount of fertilizer is integrated (Carolus et al., 2020). Meanwhile, together with other measures, the changes in the type of land use projected by SCENAR2020-II could lead to an increase in loads in the runoff from the Bërze River.

The lowest cost of reducing the nitrogen load per kilogram is expected to measures to reduce the amount of fertilizer, followed by the reconstruction of wastewater treatment plants (Table 2.3). Reconstruction of wastewater facilities is the most cost-effective measure to reduce phosphorus loads, followed by the introduction of buffer zones.

The reduction of phosphorus loads from the Bërze River catchment area affected by climate change is most likely due to reduced surface runoff. In addition, the estimated reduction in surface runoff at the end of the growing season, after the growing season, and in the spring runoff peak phase in March also creates favorable conditions. The reduction in nitrogen loads from the Bërze River catchment area affected by climate change is likely to be related to reduced total runoff and associated groundwater levels. However, changed climatic conditions and reduced soil moisture in the autumn could increase the risk of wind erosion, which may be exacerbated by tillage. In addition, climatic conditions may change agricultural practices, the length of the growing season and the transformation of plant nutrients.

Table 2.4 **Nitrogen and phosphorus load reduction costs, EUR·kg⁻¹, depending on the integrated measure in the Bērze River basin**
(table modified from Carolus *et al.* (2020))

Simulated measure	N	P
Crop rotation	No load reduction	10800 0
Increased area of grasslands	505	34500
Organic farming	No load reduction	11200
Improvements in the management of wastewater treatment efficiency (PW2)	61	232
Buffer strips (2+5 m)	-	469
Buffer strips (2+10 m)	-	360
Fertilizer reduction NProduct-5%	31	16000
Fertilizer reduction NProduct-20%	23	10000

Although reducing fertilizer is a relatively inexpensive measure to reduce nitrogen loads, it must be borne in mind that both yield and harvest quality are affected. In order to increase the protein content of grains by 1%, an additional 1.6 to 2.0 kg of plant nitrogen is required per tonne of grain. (Ruža, 2014).

Although the **conversion of wastewater treatment plants** is the cheapest in terms of cost-effectiveness, it should be taken into account that the conversion of wastewater treatment plants at the planned intensity will have a relatively small overall effect on phosphorus loads. The results of water analyzes of Dobeles wastewater treatment plants show that the concentration of phosphorus in the effluent of wastewater treatment plants is 5.7 times lower than the average effluent from wastewater treatment plants in sub-basins No. 7 and 8. The difference indicates the potential for improving the efficiency of wastewater treatment plants.

2.3. Calculations of observation-based hydrological components for the river research level

At the level of drainage field research, SWAT digital filter calculations show that the fast-reacting runoff component is in the range of 47 to 75%, which is not considered to be a representative indicator for surface runoff in Latvia. The surface runoff separated by BFI ranges from 2 to 43% depending on the used filter parameters $N = 1$ and $F = 0.1 \dots 0.9$. According to $Q = f(GWT)$, the results obtained by the correlation method show that the relatively slow-reacting drain runoff is $Q_{dr_D_gwt} = 81\%$, but the surface runoff is $Q_{s_D_gwt} = 19\%$, which is similar to the distribution calculated by the BFI at the filter parameters $N = 1$ and

$F = 0.6$. Statistically, based on $Q = f(GWT)$ correlation methods and the similarity of daily runoff components calculated by BFI are characterized for drain runoff $NSE = 0.84$ and $PBIAS = 0.33\%$, surface runoff $NSE = 0.71$ and $PBIAS = -1.35\%$.

For the Bërze River, by changing the values of the parameter $N = 3 \dots 7$, but leaving the default value for the parameter $F = 0.9$, the distribution of fast and slow-reacting runoff components in the total runoff hydrograph is obtained. At the filter parameters $N = 5$ and $N = 6$ set in the BFI digital filter, a relatively similar runoff distribution was obtained with the results obtained in the SWAT digital second calculation round and according to, and the distribution of runoff components calculated by the $Q = f(GWT)$ method. The final results of the calculations show that a similar long-term average distribution of runoff components can be obtained for all calculation variants (Table 2.4).

Table 2.5 Percentage distribution of calculated runoff components in the Bërze River from 2005 to 2014

Calculation method	Contribution of runoff components in total runoff, %		
	Q_{s_R}	Q_{dr_R}	Q_{gw_R}
<i>BFI filter</i>	22.9	22.2	54.9
<i>SWAT filter</i>	19.5	22.1*	58.4
<i>$Q=f(GWT)$ relationship</i>	18.8	24.2	57.0

* Component was estimated by BFI

From the obtained results it can be concluded that when using each tool separately, there is a great deal of uncertainty in the distribution of runoff components. By combining the digital filter and the groundwater level-runoff relationship method, the uncertainty is reduced, and a similar distribution of runoff components is obtained. Evaluating the applied digital filters, it was found that at the river level, both the BFI and SWAT digital filters are suitable for the separation of fast and slow-reacting runoff components. At the drain field level, the results show that the SWAT digital filter is not a suitable tool because it overestimates the fast-reacting and underestimates the slow-reacting runoff components, which at this level are considered to be surface and drain runoff, respectively. It is quite possible that by reducing the filter parameter $\beta = 0.925$ value the SWAT digital filter could be adapted to separate surface runoff and drain runoff. However, this option is not currently available for the filter.

Comparing the historically observed surface runoff data in the Bërze drainage field in the period from 1966 to 1970 the surface runoff is from 0 to 31 mm per year with an average volume of 10 mm per year (Šķinķis, 1986). For comparison, in this study in the period from 2005 to 2014, the surface runoff in the Bërze drainage field was estimated at about 40 mm per year. However, it

should be noted that the measurements made by Šķinķis (1986) describe the period from 1966 to 1970, when the average runoff from the drainage field was only 102 mm per year. Meanwhile, the observations used in this dissertation show that the long-term average runoff was 209.3 mm per year. This could suggest that, in the long-term, surface run-off is likely to be much higher than the historical observation described above.

2.4. Calculations of observation-based hydrological components for the research level of the small catchment area

During periods when the groundwater level drops deeper than 0.95 m below the ground, the flow recession coefficient increases rapidly, exceeding $R_c = 0.80$. This characterizes a large proportion of groundwater runoff in the total runoff. The results of the analysis show that the groundwater recharge slows down over the years, as well as the groundwater yield coefficient decreases.

Analysis of the maximum flow recession coefficients suggests that the sum of the maximum drainage and groundwater runoff could be approximately $7.5 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ or $0.32 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$. This value is relatively close to the normative drainage runoff module in Zemgale $0.7 \text{ l}\cdot\text{s}^{-1}\cdot\text{ha}^{-1} = 6.0 \text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$ (Ministru kabinets 2015). In turn, higher flow rates may indicate surface runoff.

The distribution of runoff components calculated from the obtained linear relationships has been relatively variable over the periods considered (Table 2.5). Although the largest part of the runoff is, on average, drainage runoff, the results show that in terms of runoff, in the driest period from 2006 to 2009, groundwater runoff was 1.6 times higher than drainage runoff.

Table 2.6 **Observed total runoff and distribution of calculated runoff components in the Bērze small catchment area**

Calculation period	Q_{tot_obs}	$Q_{gw_GWT}^*$		$Q_{dr_GWT}^*$		Q_s^{**}	
	mm year ⁻¹	mm year ⁻¹	%	mm year ⁻¹	%	mm year ⁻¹	%
2006-2009	76	45	58	29	39	2	3
2009-2012	253	69	27	162	64	22	9
2012-2015	208	80	38	111	53	17	8
2006-2015	177	63	35	100	57	14	8

* values characterize runoff on all days for which groundwater level observations in the BG-2 well were available; ** surface runoff calculated from the observed total runoff minus the calculated groundwater and drainage runoff

Calculations show that drainage runoff begins and ends at similar average groundwater levels, which characterize the effective depth of drains at 1.18 m below the ground (Figure 2.7).

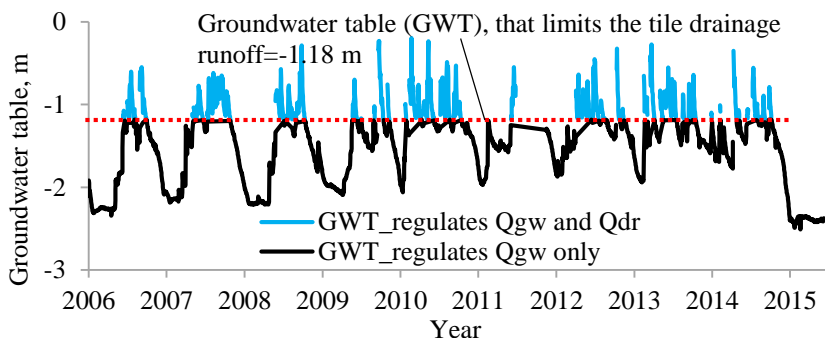


Figure 2.7 **Daily groundwater level fluctuations and their relation to the formation of groundwater runoff and drainage runoff**

2.5. Modeling of hydrological processes in hydrologically poorly gauged river catchment areas

2.5.1. Level of research in the small catchment area

It has already been demonstrated in this study that the HYPEV1 model has been able to successfully represent the observed flow, as well as nitrogen and phosphorus concentrations in the lower reaches of the Bērze River. When transferring parameters from the Bērze River catchment area to the Bērze small catchment area, the performance of the HYPEV1 model in the flow calculations proved to be unsatisfactory (Table 2.6).

Table 2.7 **Performance of the calculation of daily hydrological processes with HYPE model for Bērze small catchment area from 2005 to 2014**

Statistical indicator	HYPEV1		HYPEV2	
	Groundwater table	Discharge	Groundwater table	Discharge
NSE	-	0.27	0.82	0.61
PBIAS, %	-	33.6	-2.4	3.5
RSR	-	0.85	0.45	0.62

The performance of the HYPEV2 model calibrated for the small catchment area of the Bērze River is also not high in terms of flow, however, the model shows very good performance in relation to the groundwater level observed in the BG-2 well. Repeated manual and automatic calibration, combined with integrated conceptual changes in both the dimensions of drains

and characteristic soil layers, and the characteristic parameters of groundwater and drainage recession and porosity, have not resulted in significant improvements in the performance of the model.

2.5.2. Level of river research

Adapting the HYPEV2 model to the Bērze River, in the first step the parameters were transferred from the HYPEV2 model of the Bērze small catchment area. The calibration of the parameters was performed only for the parameters depending on the type of land use, except for agricultural land. The result is a very good statistical performance of the model both in relation to the flow observed in the lower reaches of the Bērze River and to the flow observed in the BG-2 well (Table 2.7). The model successfully represents medium and high flows in the autumn from August to November, as well as during spring floods in April. But the biggest discrepancies are related to the winter months from December to February, as well as in spring/summer from May to July.

Table 2.8 **Statistical indicators of the performance of the HYPEV2 model for the Birze River catchment area from 2005 to 2014**

Statistical indicator	HYPEV2 partly calibrated parameters		HYPEV2 all parameters calibrated	
	Groundwater table	Discharge	Groundwater table	Discharge
NSE	0.80	0.79	0.81	0.83
PBIAS, %	-6.0	-8.7	-3.5	-2.1
RSR	0.45	0.46	0.44	0.42

Further, the development of the HYPEV2 model for the Bērze River catchment area is related **to the calibration of all parameters**, improving the performance of the model in the daily groundwater level and flow calculations. The most significant improvements are related to the daily flow calculations during the summer low water period, which the model represents relatively well (Figure 2.8). Compared to the incomplete parameter calibration, improvements can also be observed in the calculation of flood flows. Inaccuracies in the winter months persist when the long-term average monthly flows in February and the reduced flows in December, January and March are overestimated (Figure 2.9).

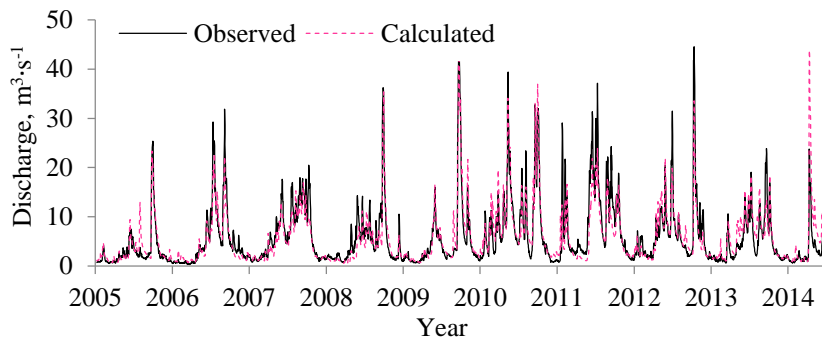


Figure 2.8 **Daily flows in the Bērze River at the Bērze-Baloži hydrometric station from 2005 to 2014 calculated and observed with HYPEV2: full parameter calibration**

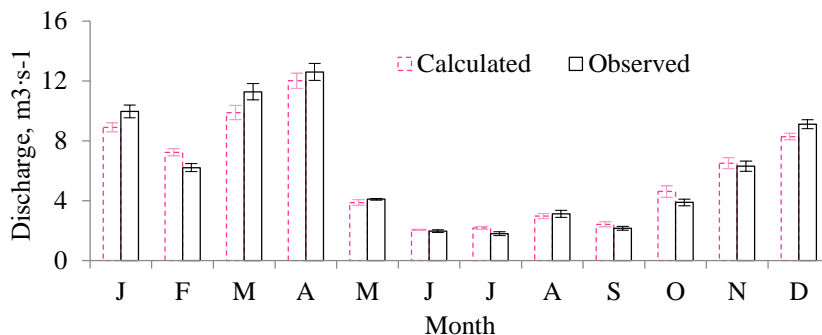


Figure 2.9 **Fluctuations of monthly average flow in the Bērze River at the Bērze-Baloži hydrometric station from 2005 to 2014 calculated and observed with HYPEV2: full parameter calibration**

Inaccuracies in the calculation of maximum flows are also indicated by underestimated maximum groundwater levels (Figure 2.10). At full parameter calibration, groundwater levels in autumn are less accurately calculated, which is compensated by improvements in groundwater levels calculated in winter during low-water and flood period (Figure 2.11).

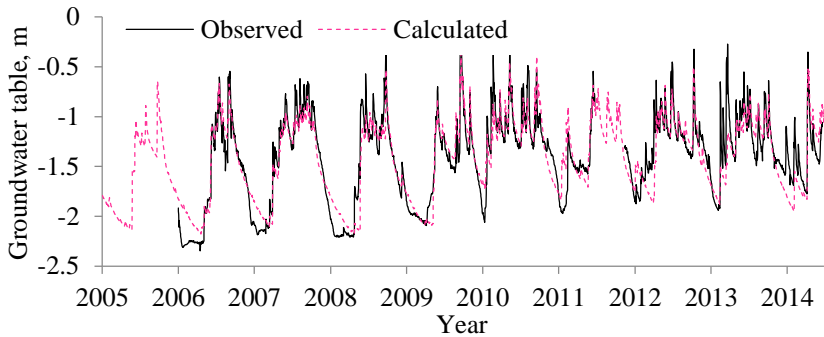


Figure 2.10 **Daily groundwater levels calculated and observed with HYPEV2 in the Bērze River catchment area from 2005 to 2014: full parameter calibration**

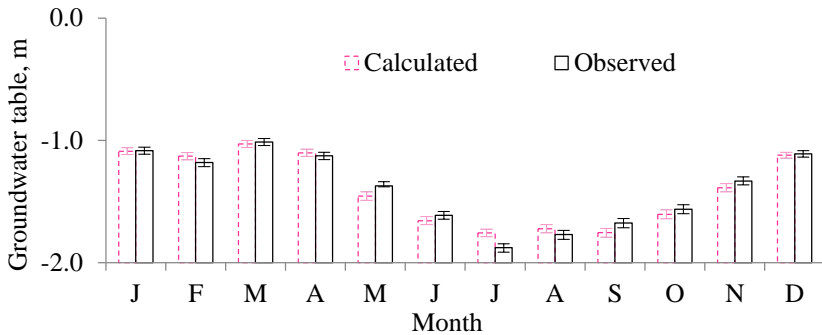


Figure 2.11 **Monthly average groundwater level calculated with HYPEV2 for the Birch River catchment area and observed in the BG-2 well from 2005 to 2014: full parameter calibration**

2.5.3. Estimation of calculated runoff components

Compared to HYPEV1, the adjusted software, configuration and calibration strategy used in the HYPEV2 model allowed the calculation of more dynamic groundwater level fluctuations and a more representative distribution of runoff components (Table 2.8).

Calculations of the HYPEV2 model show that the long-term average runoff of the Bērze River catchment area was significantly increased by the proportion of urban areas, while the other characteristics of the catchment area alone did not statistically significantly affect the long-term average runoff (Table 2.9).

Table 2.9 Components of runoff extracted from the observed runoff and calculated with HYPEV2 from 2005 to 2014

Component	Total runoff		Groundwater runoff		Tile drainage runoff		Surface runoff	
	mm	mm	%	mm	%	mm	%	
Berze small catchment								
HYPEV2	182	61	34	119	65	2	1	
Estimated*	176	62	35	100	57	14	8	
Berze River at the gauging station Berze-Balozi, <u>parameters partly calibrated</u>								
HYPEV2	198	144	68	44	21	10	5	
Berze River at the gauging station Berze-Balozi, all <u>parameters calibrated</u>								
HYPEV2	213	150	70	52	25	11	5	
Estimated*	216	123	57	50	23	44	20	

* runoff components are separated from the observed runoff hydrograph and characterize the averages calculated using a digital filter and $Q = f(GWT)$ methods (observation-based calculations)

Table 2.10 Correlation coefficients of linear relationships between long-term average runoff components and catchment characteristics calculated with HYPEV2 (r) in the Bërze River catchment area

Runoff component	Landuse, %						Tile drained area, %	Surface slope gradient, %	Soil, %		
	Urban	Ara-ble	Fo-rest	Grass-land	Reser-voir	Bog			Clay	Loam	Sand
Tile drainage	0.77	0.45	-0.67	-0.28	-0.34	-0.31	0.61	-0.15	0.92	-0.28	-0.29
1 st layer*	-0.18	-0.73	0.67	0.43	0.35	0.30	-0.77	0.42	-0.93	0.63	0.00
2 nd layer**	0.45	-0.56	0.30	0.15	0.21	0.18	-0.53	0.50	-0.93	0.74	-0.24
3 rd layer***	-0.34	-0.53	0.52	0.21	0.02	0.68	-0.56	0.00	-0.55	-0.14	0.94
Ground-water in total	0.04	-0.80	0.62	0.28	0.19	0.62	-0.81	0.36	-0.87	0.45	0.50
Surface	0.85	-0.04	-0.33	-0.29	-0.26	0.31	0.16	-0.03	0.80	-0.04	0.03
Total	0.91	-0.20	-0.21	-0.08	-0.22	0.21	-0.02	0.15	0.58	0.08	0.11

Notes xxx - the correlation coefficient r is statistically significant according to the confidence interval of 95%; * groundwater runoff from the top layer of soil; ** groundwater runoff from the middle layer of soil; *** groundwater runoff from the deepest layer of soil

The proportion of catchment properties represents the distribution of long-term average runoff components relatively well. The calculation results of

the HYPEV2 model for the Bērze River catchment area show that the impact of drainage activities significantly reduces the long-term average groundwater runoff (especially from the upper soil layer) and increases the drainage runoff.

The calculation results obtained with the HYPEV2 model show that the proportion of clay soils has a statistically significant effect on drainage runoff, as well as groundwater runoff from the first two soil layers. As the proportion of clay soil increases by one percent, drainage runoff increases by 1.0 mm per year, but groundwater runoff decreases from 0.1 to 0.5 mm per year, depending on the soil layer considered. The results of the calculation show that with a one percent increase in the proportion of clay soils, surface runoff increases by 0.02 mm per year and total runoff by 0.15 mm per year, however, the amount of data used in the calculations is too small to be considered statistically reliable. The proportion of sandy soils significantly affects the runoff of groundwater from the deepest soil layer. Accordingly, with a 1% increase in the proportion of sandy soils, groundwater runoff from the third soil layer increases by 1.7 mm. As the characteristics of the catchment area significantly influence the distribution of long-term average runoff components, this distribution can also be used to evaluate the performance of the HYPE model.

2.5.4. Model evaluation and calibration recommendations

The HYPE model has been applied several times to the research objects included in this study, each time changing the calibration strategy. The most current calibration parameters are included in the HYPEV2 model version. According to the HYPEV2 calibration parameters, snow is expected to melt in populated areas the fastest. Comparing arable land, forests and grasslands, the highest snow melting intensity is in grasslands, but lower in arable land, however, the temperature at which snow melts is the lowest in arable land. Observations made in Latvia show that as a result of snow melting, surface runoff in grasslands is several times higher than in arable lands (Šķiņķis, 1986), which, according to the obtained model parameters, can be explained by the snow melting intensity, as well as the Pan et al., (2017) study shows that with higher vegetation, more snow accumulates. In forest areas, compared to arable land, the intensity of snow melting is expected to be similar, however, according to the temperature limit, snow melting in forests starts significantly later.

Compared to other land uses, the model parameters show that the recession of saturated surface runoff is low in forest and grassland areas, thus delaying the flow of surface runoff. By comparison, a rapid recession of surface run-off and thus a large part of surface run-off from saturated soils to watercourses enters settlements as well as arable land.

The highest porosity is defined for clay soils, but the lowest - for sandy soils. However, the effective porosity, or that part of the pores that is able to

freely absorb and return water, is the lowest in clay soils and the highest in sandy soils.

The recession parameter of drain runoff indicates that the most intensive drain runoff is possible in sandy soils, while the lowest intensity is in clay soils. Groundwater recession parameters show that the most intensive groundwater runoff is possible in sandy soils, but the smallest in clay soils.

The highest soil water infiltration capacity is in sandy soils, while the lowest - in clay soils. Judging by the intensity of potential drainage runoff and groundwater runoff, as well as soil water infiltration capacity, the highest potential for surface runoff formation is in clay soils, while the lowest - in sandy soils. It should be noted, however, that in clay soils a relatively large part of the unfiltered water enters the deeper layers through macropores (Hintikka et al., 2008), which is also assessed by the developed HYPEV2 model.

The greatest potential for evapotranspiration is in water-covered areas, followed by forest areas. The lowest evapotranspiration potential is in populated areas and bog areas.

The results of this study show that in relatively small catchment areas, the uncertainty of calibrated parameters, distribution of runoff components and groundwater dynamics remains relatively high when the model is calibrated against downstream flows. As a result, the calibrated parameters do not represent the associated catchment properties, which is considered to be one of the main problems in applying mathematical models (Hundecha et al., 2016).

The reliability of calibration parameters characteristic of spatially different catchment characteristics can be increased by using, for example, observations of biophysical processes characterizing evapotranspiration and overgrowth development (Rajib et al., 2018), flow observations at several hydrometric stations (Wi et al., 2015). The processes taking place in the soil profile could possibly be successfully represented by the river water salinity measurements recommended by Wagener et al., (2001) or groundwater level observations.

The results of this study also show that the results of groundwater level observations in hydrologically poorly gauged rivers significantly reduce the uncertainty of the parameters to be calibrated and the calculated hydrological processes. In addition, in modeling hydrological processes, it is desirable to first calibrate the model to a typical small-scale river basin with as homogeneous basin characteristics as possible. The obtained parameters can later be transferred to larger and more complex river basins.

As both in the Bērze River catchment area and in the territory of Latvia as a whole a large part of the territory is occupied by forests, as well as the urban areas have a statistically significant impact on flow, in the future it is necessary to evaluate hydrological parameters in these land uses. The measurements would make it possible to specify the parameters depending on the type of land use provided in this study.

The main runoff trends can be represented by rather robust data characterizing the catchment characteristics. The long-term average runoff in the Bērze River was statistically significantly affected only by urban areas and the long-term average runoff increased by an average of 4.4 mm per year, with the share of urban areas increasing by 1%. Observations in the United States of America (USA) also show up to three times more run-off from urban areas than from agricultural land (Liang et al., 2010).

Due to drainage, the calculation results of the HYPEV2 model do not show significant changes in the long-term average runoff. Historically, observations made in Latvia show that evapotranspiration decreases and runoff increases in drained areas (Šķiņķis, 1986). The drainage effect could vary depending on the characteristic dynamics of groundwater levels and topsoil moisture in soils of different granulometric composition. Studies show that evaporation occurs mainly from the topsoil to a depth of 30 cm (Jones, 1976).

The calculation results of the HYPEV2 model show that with a 1% increase in the slope of the terrain, the long-term average groundwater runoff from the middle layer of the soil increases by 21.6 mm per year. Apaydin et al., (2006) notes that the slope of the terrain is one of the parameters affecting the runoff rate. The results of HYPEV2 calculations show that the long-term average surface runoff does not increase with the average slope of the sub-basin. It is possible that a statistically significant correlation has not been obtained, because the surface runoff has been more strongly influenced by the characteristics of the catchment basin, such as the proportion of clay soils and the proportion of urban areas. It should be noted that the conceptual solution of the surface runoff calculation of the HYPE model does not include the direct effect of the slope on the formation of surface runoff.

The calculation results of the HYPEV2 model show that as the proportion of sandy soils increases, the long-term average groundwater runoff from the deepest soil layer also increases. Increased runoff from the deepest soil layer could also explain the relationship found in the Lithuanian river basins, where with the increase of the proportion of sandy soils, the runoff also increases in terms of runoff in very dry seasons (Povilaitis, 2015).

The catchment characteristics considered in this study, the effects of which are insignificant in terms of long-term average runoff characteristics, are likely to have a significant effect on runoff calculated for another time period. It is possible that some properties of the catchment do not show a significant effect alone, but the effect of the combination of these properties on runoff formation is significant. The characteristics of the catchment area, which make up a relatively small proportion in the catchment area, may have a negligible impact. Although there is more evapotranspiration in forests compared to open areas (Liu et al., 2010), in the catchment area of the Vienziemīte River in Latvia, the increase of forest areas by 13% did not significantly affect the flow, which could

be related to the relatively small increase in the proportion of forests (Apsite et al., 2017).

Although the main trends of the runoff hydrograph are similar, a sufficiently detailed characterization of the catchment characteristics in the HYPE model is necessary to represent the physical processes characteristic of the catchment area, extreme runoff values, to specify runoff recession and runoff component distribution. Knightes, (2017) un Rajib et al., (2018) points out that in an overly robust model, there is a risk of inaccurate reproduction of the physical processes specific to the catchment area.

Within the framework of this study, methods for the separation of runoff components from the observed runoff hydrographs were also developed. The analysis of the results of the observations shows that the distribution of runoff components varies considerably from year to year, which is influenced by changing meteorological conditions. The biggest differences between the methods calculated by the HYPEV2 and other methods for calculating runoff components appear in the results that characterize the surface runoff.

It is possible that the conceptual solution of drain runoff calculation included in the *HYPE5.10.0* model software is incomplete, inaccurately describing the dynamic relationship of groundwater level-drain runoff. As a result, sometimes the amount of drainage runoff is overestimated, but in some cases drainage runoff is too low. It is possible that the drain runoff should be more responsive in the HYPE model calculations. This is evidenced by the slow flow recession at the onset of the low water period and the overestimated flow in the low water period. In the autumn period, the calculated flow is too low, which can also be explained by the slow-draining drain runoff.

CONCLUSIONS

1. For the first time in the history of agricultural runoff monitoring, a modeling platform has been adapted to be used for simulating the implementation of water quality improvement measures and for researching hydrological processes.
2. By applying a modeling procedure typical of hydrologically well gauged rivers in a hydrologically poorly gauged river basin, it is possible to achieve a high agreement between the calculated and observed flow ($NSE > 0.75$, $RSR < 0.50$; $PBIAS < \pm 10\%$), as well as calculated and observed plant nutrient concentrations ($PBIAS < \pm 25\%$).
3. In the catchment areas of hydrologically poorly gauged rivers, a representative distribution of runoff components and dynamics of groundwater levels cannot be calculated using a modeling procedure

typical for hydrologically well gauged rivers, because the flow in the river does not reflect hydrological processes in the catchment area.

4. In hydrologically poorly gauged rivers, the distribution of representative runoff components and the dynamics of groundwater levels can be calculated with model parameters adapted to the small catchment area, if flow and groundwater level observations are used in the calibration.
5. The components of surface, drainage and groundwater runoff in watercourses can be separated by analyzing the dynamics of hydrographs and groundwater levels.
6. The modeling tool makes it possible to assess the effectiveness of water quality improvement measures in river basins by integrating stationary measurement-specific solutions into the model.
7. In the future, with the introduction of agri-environment and wastewater management measures, the projected annual reduction of phosphorus load in runoff will reach 19%, where 10% will be provided by buffer zones along watercourses.
8. In the future, with the introduction of agri-environment and wastewater management measures, the projected annual reduction of nitrogen load in runoff will reach 23%, where up to 15% will be provided by the reduction of the dose of mineral fertilizers.
9. The effectiveness of the fertilizer dose reduction decreases with the intensity of the reduction, because if the average fertilizer dose ($164 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) of the crops is reduced by $8.2 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (5%), the amount of leached nitrogen will decrease by $0.11 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$, while reducing the fertilizer dose by $59 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ (36%), the amount of leached nitrogen will decrease by $0.05 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1}$.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA / SOURCES OF BIBLIOGRAPHY

1. Abramenko, K., Lagzdinš, A., & Veinbergs, A. (2013). Water quality modeling in berze river catchment. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 21(4). <https://doi.org/10.3846/16486897.2012.759118>
2. Apaydin, H., Ozturk, F., Merdun, H., & Aziz, N. M. (2006). Determination of the Drainage Basin Characteristics Using Vector GIS. *Hydrology Research*, 37(2), 129–142. <https://doi.org/10.2166/nh.2006.004>
3. Apsīte, E., Nikodemus, O., Brūmelis, G., Lagzdinš, A., Elferts, D., Rendenieks, Z., & Klints, L. (2017). Impact of Climate Variability, Drainage and Land-cover Changes on Hemiboreal Streamflow.

- Hydrological Sciences Journal*, 62(15), 2558–2570.
<https://doi.org/10.1080/02626667.2017.1393821>
4. Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C., Lindström, G., & Strömquist, J. (2012). Water and Nutrient Simulations Using the HYPE Model for Sweden vs. the Baltic Sea Basin – Influence of Input-Data Quality and Scale. *Hydrology Research*, 43(4), 315–329.
<https://doi.org/10.2166/nh.2012.010>
 5. Arnold, J. G., & Allen, P. M. (1999). Automated Methods for Estimating Baseflow and Ground Water Recharge from Streamflow Records. *Journal of the American Water Resources Association*, 35(2), 411–424. Retrieved from <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03599.x/epdf>
 6. Arnold, J. G., Allen, P. M., Muttiah, R., & Bernhardt, G. (1995). Automated Base Flow Separation and Recession Analysis Techniques. *Groundwater*, 33(6), 1010–1018. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00046.x>
 7. Brodie, R., & Hostetler, S. (2005). A Review of Techniques for Analysing Baseflow from Stream Hydrographs. Retrieved from https://pdfs.semanticscholar.org/53e7/0d6591eb10f468d9c27929fb9945f3f29f00.pdf?_ga=2.160681213.13894824.1550669645-732719496.1550669645
 8. Carolus, J. F., Bartosova, A., Olsen, S. B., Jomaa, S., Veinbergs, A., Zilāns, A., ... Tonderski, K. (2020). Nutrient mitigation under the impact of climate and land-use changes: A hydro- economic approach to participatory catchment management. *Journal of Environmental Management*, 271, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110976>
 9. Dambeniece-Migliniece, L., & Lagzdīņš, A. (2018). Impact of Municipal Wastewater Treatment Plants on Water Quality in the Berze River Basin. *Energy Procedia*, 147, 189–194. <https://doi.org/10.22616/rrd.23.2017.022>
 10. Deelstra, J., Iital, A., Povilaitis, A., Kyllmar, K., Greipsland, I., Blicher-Mathiesen, G., ... Koskiaho, J. (2014). Hydrological Pathways and Nitrogen Runoff in Agricultural Dominated Catchments in Nordic and Baltic Countries. “*Agriculture, Ecosystems and Environment*,” 195, 211–219. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.06.007>
 11. Eersin, O., A. Canan, Y., & Fikret, G. (2007). Evaluating the Significance Test Whenthe Correlation Coefficient is Different from Zero in the Test of Hypothesis. *Communications in Statistics—Simulation and Computation, Taylor & Francis Group, LLC*, 36, 847–854. <https://doi.org/10.1080/03610910701418028>
 12. Enggleston, S., Buendia, L., Mowa, K., Ngara, T., & Tanabe, K. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, Forestry and Other Land Use. *Institute of Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.*, 4, 1–1238. Retrieved from <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>

13. Hansson, K., Wallin, M., Djodjic, F., & Orback, C. (2008). *The FyrisNP Model Version 3.1. A Tool for Catchment-Ccale Modelling of Source Apportioned Gross and net Transport of Nitrogen and Phosphorus in Rivers. A user's Manual*. Uppsala. Retrieved from <http://info1.ma.slu.se/IMA/Publikationer/internserie/2008-18.pdf>
14. HELCOM. (2014). Eutrophication Status of the Baltic Sea 2007-2011. A Concise Thematic Assessment. In M. Pyhälä, V. Fleming-Lehtinen, & M. Laamanen (Eds.), *Baltic Sea Environment Proceedings*. Helsinki: HELCOM. Retrieved from <http://www.helcom.fi/Lists/Publications/BSEP143.pdf>
15. Hergoualc'h, K., Akiyama, H., Bernoux, M., Chirinda, N., Del Prado, A., Kasimir, Å., ... Noble, A. (2019). *Chapter 11: N2O Emissions from Managed Soils, and CO2 Emissions from Lime and Urea Application. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Retrieved from https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf
16. Hintikka, S., Paasonen-Kivekäs, M., Koivusalo, H., Nuutinen, V., & Alakukku, L. (2008). Role of Macroporosity in Runoff Generation on a Sloping Subsurface Drained Clay Field — a Case Study with MACRO Model. *Hydrology Research*, 39(2), 143–155. <https://doi.org/10.2166/nh.2008.034>
17. Hundecha, Y., Arheimer, B., Donnelly, C., & Pechlivanidis, I. (2016). A Regional Parameter Estimation Scheme for a Pan-European Multi-Basin Model. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 6, 90–111. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.04.002>
18. IPCC. (2001). *Climate change 2001. Impact, Adaptation, and Vulnerability*. (J. J. McCarthy, O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken, & K. S. White, Eds.). United States of America. Retrieved from Cambridge University Press
19. Jansons, V. (n.d.). *Drainage and Environment, Results of the Monitoring of Non Point Source Pollution*. Retrieved from [http://www.emps.ee/uus/sites/default/files/Drainage and Enviroment-V.Jansons.pdf](http://www.emps.ee/uus/sites/default/files/Drainage%20and%20Environment-V.Jansons.pdf)
20. Jiang, S., Jomaa, S., & Rode, M. (2014). Modelling Inorganic Nitrogen Leaching in Nested Mesoscale Catchments in Central Germany. *Ecohydrology*, 7(5), 1345–1362. <https://doi.org/10.1002/eco.1462>
21. Jones, J. R. (1976). Physical Data for Catchment Models. *Nordic Hydrology*, 7, 245–264
22. Kārklīņš, A., & Ruža, A. (2013). *Lauku kultūraugu mēslošanas normatīvi*. Jelgava
23. Knightes, C. (2017). An Overview of Rainfall-Runoff Model Types An Overview of Rainfall-Runoff Model Types, (September), 0–29

24. Kuzmin, V., Pivovarova, I., Shemanaev, K., Sokolova, D., Batyrov, A., Tran, N. A., & Dang, D. (2019). Method of Prediction of the Stream Flows in Poorly Gauged and Ungauged Basins, *20*(1), 180–187
25. Lennartz, B., Janssen, M., & Tiemeyer, B. (2011). Effects of Artificial Drainage on Water Regime and Solute Transport at Different Spatial Scales. In M. K. Shukla (Ed.), *Soil hydrology, land use and agriculture: measurement and modelling* (pp. 266–290). Wallingford: CABI. <https://doi.org/10.1079/9781845937973.0000>
26. Liang, L., Li, L., & Liu, Q. (2010). Spatial Distribution of Reference Evapotranspiration Considering Topography in the Taoer River Basin of Northeast China. *Hydrology Research*, *41*(5), 424–437. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.002>
27. Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J., & Arheimer, B. (2010). Development and Testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) Water Quality Model for Different Spatial Scales. *Hydrology Research*, *41*(3–4), 295–319. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
28. Liu, W., Hong, Y., Khan, S. I., Huang, M., Vieux, B., Caliskan, S., & Grout, T. (2010). Actual Evapotranspiration Estimation for Different Land Use and Land Cover in Urban Regions Using Landsat 5 Data. *Applied Remote Sensing*, *4*, 041873. <https://doi.org/10.1117/1.3525566>
29. Loukas, A., & Vasiliades, L. (2014). Streamflow simulation methods for ungauged and poorly gauged watersheds. *Hazards Earth Syst. Sci*, *14*, 1641–1661. <https://doi.org/10.5194/nhess-14-1641-2014>
30. LVGMC. (n.d.). Vides datu arhīvs. Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. Retrieved March 28, 2017, from <http://www.meteo.lv/lapas/noverojumi/noverojumu-arhivs/vides-datu-arhivs/vides-datu-arhivs?id=1201&nid=533>
31. LVGMC. (2015a). *Ūdeņu stāvokļa monitoringa programma 2015.-2020. gadam*. Rīga. Retrieved from <https://meteo.lv/lapas/noverojumi/vides-monitoringa-pamatnostadnes-un-programma/vides-monitoringa-programma-2015-2020-gadam/vides-monitoringa-programma-2015-2020-gadam?id=2002&nid=968>
32. LVGMC. (2015b). Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāns 2016. - 2021. gadam. Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs. Retrieved February 17, 2020, from <https://www.meteo.lv/lapas/vides/udens/udens-apsaimniekosana-upju-baseinu-apgabalu-apsaimniekosanas-plani-upju-baseinu-apgabalu-apsaimniekosanas-plani-un-pludu-riska-parvaldiba?id=1107&nid=424>
33. Ministru kabinets. (2015). Noteikumi par Latvijas būvnormatīvu LBN 224-15. Meliorācijas sistēmas un hidrotehniskās būves (Regulations regarding the Latvian Construction Standard LBN 224-15 “Land Amelioration Systems and Hydrotechnical Structures”). Retrieved March 14, 2019, from <https://likumi.lv/ta/id/274993-noteikumi-par-latvijas-buvnormativu-lbn->

224-15-meliorācijas-sistemas-un-hidrotehniskas-buves

34. Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Binger, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
35. Nowicki, P., Goba, V., Knierim, A., van Meijl, H., Banse, M., Delbaere, B., ... Verhoog, D. (2009). *Scenar 2020-II – Update of Analysis of Prospects in the Scenar 2020 Study – Contract No. 30–CE 0200286/00 21*. Brussels. Retrieved from <http://www.oecd.org/agriculture/44734082.pdf>
36. Pan, X., Helgason, W., Ireson, A., & Wheeler, H. (2017). Field-scale Water Balance Closure in Seasonally Frozen Conditions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 5401–5413. <https://doi.org/10.5194/hess-21-5401-2017>
37. Povilaitis, A. (2015). Hydrological Effect of Artificial Drainage in Lowland River Catchments in Lithuania. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(9), 2243–2253. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3279.3049>
38. Povilaitis, A., Rudzianskaite, A., Miseviciene, S., Gasiunas, V., Miseckaite, O., & Živatkauskienė, I. (2018). Efficiency of Drainage Practices for Improving Water Quality in Lithuania. *American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, 61(1), 179–196. <https://doi.org/10.13031/trans.12271>
39. Rajib, A., Evenson, G. R., Golden, H. E., & Lane, C. R. (2018). Hydrologic Model Predictability Improves with Spatially Explicit Calibration Using Remotely Sensed Evapotranspiration and Biophysical Parameters. *Journal of Hydrology*, 567, 668–683. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.024>
40. Riahi, K., Rao, S., Krey, V., Cho, C., Chirkov, V., Fischer, G., ... Rafaj, P. (2011). RCP 8.5-A Scenario of Comparatively High Greenhouse Gas Emissions. *Climatic Change*, 109(1), 33–57. <https://doi.org/10.1007/s10584-011-0149-y>
41. Ritchie, H. (2017). How Much of the World's Land Would we Need in Order to Feed the Global Population with the Average Diet of a Diven Country? - Our World in Data. Retrieved April 25, 2020, from <https://ourworldindata.org/agricultural-land-by-global-diets>
42. Ruža, A. (2014). *Minerālmēslu maksimālo normu noteikšana kultūraugiem. ZM subsīdiju projekts Nr. 140814/S157*.
43. Šķiņķis, C. (1986). *Augšņu drenēšana (Soil drainage)*. (V. Sējējs, I. Krepics, & V. Dārziņa, Eds.). Rīga: Avots
44. SMHI. (n.d.). About the HYPE Code – HypeWeb. Retrieved September 1, 2019, from <https://hypeweb.smhi.se/model-water/about-hype-code/>
45. SMHI. (2020). Nitrogen and Phosphorus in Land Routines. Retrieved December 16, 2019, from http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php?id=start:hype_model_descriptio

n:hype_np_soil

46. Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI). (n.d.). SMHI HYPE Code. Retrieved January 2, 2018, from <http://hypecode.smhi.se/>
47. Veinbergs, A., Lagzdins, A., Jansons, V., Abramenko, K., & Sudars, R. (2017). Discharge and Nitrogen Transfer Modelling in the Berze River: A HYPE Setup and Calibration. *Environmental and Climate Technologies*, 19(1). <https://doi.org/10.1515/rtuect-2017-0005>
48. Wagener, T., Boyle, D. P., Lees, M. J., Wheatler, H. S., Gupta, H. V., & Sorooshian, S. (2001). 3 A framework for development and application of hydrological models A framework for development and application of hydrological models. *Hydrology and Earth System Sciences* (Vol. 5).
49. Wahl, K. L., & Wahl, T. L. (1988). No Title. In *Symposium on Water-Use Data for Water Resources Management* (pp. 239–249). Tucson, Arizona: American Water Resources Association
50. Wahl, K. L., & Wahl, T. L. (1995). Determining the Flow of Comal Springs at New Braunfels. In *American Society of Civil Engineers* (pp. 77–86). San Antonio, Texas: Texas Water 95
51. Wi, S., Yang, Y. C. E., Steinschneider, S., Khalil, A., & Brown, C. M. (2015). Calibration Approaches for Distributed Hydrologic Models in Poorly Gaged Basins: Implication for Streamflow Projections Under Climate Change. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19, 857–876. <https://doi.org/doi:10.5194/hess-19-857-2015>