



LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE  
LAUKU INŽENIERU FAKULTĀTE

LATVIA UNIVERSITY OF AGRICULTURE  
FACULTY OF RURAL ENGINEERING

Mg.Sc. Laima Bērziņa

**Lauksaimnieciskās ražošanas punktveida  
piesārņojuma ietekmes uz virszemes ūdeņu  
kvalitāti īpaši jutīgajās teritorijās analīze**

**Promocijas darba  
KOPSAVILKUMS**

inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai  
Vides zinātnes nozarē Vides inženierzinātnes apakšnozarē

**Analysis of Point Source Pollution from  
Agricultural Production Influence on Surface  
Water Quality in Highly Vulnerable Zones**

**SUMMARY**

of the Thesis for Doctoral Degree in Engineering Sciences (Dr.sc.ing),  
Environmental Science branch, Environmental Engineering subbranch

Laima Bērziņa \_\_\_\_\_

**Jelgava  
2014**

## **INFORMĀCIJA**

**Promocijas darbs izstrādāts:** Latvijas Lauksaimniecības universitātes Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā laika posmā no 2005. līdz 2013.gadam

**Promocijas darba zinātniskais vadītājs:** Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs, Latvijas Lauksaimniecības universitātes profesors

**Oficiālie recenzenti:**

Dr. Arvydas Povilaitis, Aleksandras Stulginskis universitātes profesors, Lietuva  
Dr.sc.ing. Gatis Bažbauers, Rīgas Tehniskās universitātes Enerģētikas un elektrotehnikas fakultātes profesors

Dr.sc.ing. Ēriks Tilgalis, Latvijas Lauksaimniecības universitātes Lauku inženieru fakultātes asociētais profesors

**Promocijas padomes sastāvs:**

Prof., Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs, padomes priekšsēdētājs

Prof., Dr.sc.ing. Viesturs Jansons, padomes priekšsēdētāja vietnieks

Asoc.prof., Dr.sc.ing. Ēriks Tilgalis

Doc., Dr.sc.ing. Ainīs Lagzdiņš

Prof., Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga

Prof., Dr.habil.sc.ing. Ivars Veidenbergs

Vadošā pētniece, Dr.phys. Rūta Bendere

Pētniece, Dr.geogr. Ilga Kokorīte

**Promocijas darba aizstāvēšana notiks LLU Vides zinātnes nozares, Vides inženierzinātnes apakšnozares promocijas padomes atklātā sēdē 2014.gada 4. jūlijā, plkst. 12:00 Jelgavā, Akadēmijas ielā 19, Lauku inženieru fakultātes 402. auditorijā**

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

Atsauksmes sūtīt Promocijas padomes sekretārei, LLU Lauku inženieru fakultātes docentei Mg.sc.ing. Ingai Grīnfeldei (Akadēmijas iela 19, LV-3001, Jelgava, Latvija, e-pasts: Inga.Grīnfelde@llu.lv)

# **INFORMATION**

**The research was carried out** at the Department of Environmental Engineering and Water Management, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture from 2005 up to 2013.

**Scientific supervisor:** Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs, Professor of Latvia University of Agriculture

**Official reviewers:**

Dr. Arvydas Povilaitis, Aleksandras Stulginskis University, professor, Lithuania  
Dr.sc.ing., professor Gatis Bažbauers, Riga Technical University, Faculty of Power and Electrical Engineering

Dr.sc.ing., assistant professor Ēriks Tilgalis, Latvia University of Agriculture, Faculty of Rural Engineering

**Promotion Board:**

Prof., Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs, chairman

Prof., Dr.sc.ing. Viesturs Jansons, vice-chairman

Assoc. prof., Dr.sc.ing. Ēriks Tilgalis

Assist. prof., Dr.sc.ing. Ainis Lagzdiņš

Prof., Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga

Prof., Dr.habil.sc.ing. Ivars Veidenbergs

Leading Researcher, Dr.phys. Rūta Bendere

Researcher, Dr.geogr. Ilga Kokorīte

**The thesis will be defended** at a public session of the Promotion Board (Environmental Science branch, Environmental Engineering subbranch) to be held at the Faculty of Rural Engineering on July 4th, 2014, at 12:00. Venue – 19 Akademijas Street, Jelgava, lecture room 402

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

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, assistant professor of the Faculty of Rural Engineering of the Latvia University of Agriculture Mg.sc.ing Inga Grīnfelde (19 Akademijas Street, LV-3001, Jelgava, Latvia, e-mail: [Inga.Grīnfelde@llu.lv](mailto:Inga.Grīnfelde@llu.lv)).

## SATURS / CONTENT

TĒMAS AKTUALITĀTE .....	6
PROMOCIJAS DARBA MĒRKIS UN UZDEVUMI .....	7
PĒTĪJUMA METODOLOGIJA.....	8
PĒTĪJUMA ZINĀTNISKĀ NOVITĀTE .....	9
PĒTĪJUMA PRAKTISKĀ VĒRTĪBA.....	9
PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA.....	9
1. LOPKOPĪBAS ATTĪSTĪBAS VISPĀRĒJĀS TENDENCES .....	13
2. LAUKSAIMNIECĪBAS PUNKTVEIDA PIESĀRŅOJUMA RISKU IZPĒTE .....	14
2.1. Lauksaimniecības radītā piesārņojuma ietekmes uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti pārraudzība .....	14
2.2. Klausteranalīzes pielietojums lopkopības saimniecību raksturošanai .....	15
2.3. Punktveida piesārņojuma monitoringa vietu raksturojums .....	18
2.4. Virszemes ūdeņu ķīmiskā kvalitāte īstermiņa novērojumu posteņos.....	20
2.4.1. Kopējā slāpekļa koncentrāciju raksturojums.....	22
2.4.2. Kopējā fosfora koncentrāciju raksturojums .....	23
2.4.3. Biogēno elementu koncentrāciju sezonālo izmaiņu raksturojums .....	25
2.5. Biogēno elementu koncentrāciju ilglaicīgo izmaiņu analīze .....	27
3. FOSFORA INDEKSA PIELIETOJUMS FOSFORA SAVIENOJUMU NOPLŪDES RISKA IZVĒRTĒŠANAI .....	38
3.1. Fosfora indeksa būtība.....	38
3.2. Fosfora indeksa izstrāde Latvijas apstākļiem .....	38
SECINĀJUMI .....	44
BACKGROUND OF THE RESEARCH .....	46
GOAL AND TASKS OF THE THESIS .....	47
METHODOLOGY OF THE STUDY .....	48
SCIENTIFIC NOVELTY OF THE RESEARCH .....	49
PRACTICAL VALUE OF THE RESEARCH .....	49
APPROBATION OF THE RESULTS .....	49
1.GENERAL TENDENCIES OF LIVESTOCK BREEDING DEVELOPMENT IN LATVIA ..	53
2. RESEARCH OF AGRICULTURAL POINT SOURCE POLLUTION RISKS ..	55
2.1. Controlling of point source pollution impact on surface water chemical quality .....	55
2.2. Description of cattle-breeding farms by cluster analysis results .....	55

2.3. Description of point source pollution monitoring sites.....	58
2.4. Surface water chemical quality assessment in short-term observations .....	60
2.4.1. Description of total nitrogen concentrations .....	62
2.4.2. Description of total phosphorus concentrations .....	63
2.4.3. Seasonal change description in nutrient concentrations .....	65
2.5. Long-term trend study of nutrients.....	67
3. APPLICATION OF PHOSPHOROUS INDEX IN ASSESSMENT OF PHOSPHOROUS COMPOUNDS RUNOFF RISK .....	79
3.1. Phosphorous index explained.....	79
3.2. Elaboration of Phosphorous index for Latvia's situation.....	79
CONCLUSIONS .....	85
IZMANTOTĀ LITERATŪRA / BIBLIOGRAPHY .....	87

## TĒMAS AKTUALITĀTE

Ūdeņu kvalitātes nodrošināšana un piesārņojuma samazināšana ir aktuāla problēma daudzās pasaules valstīs. Arī Latvijas vides aizsardzības politikā ūdeņu aizsardzība tiek minēta starp galvenajām prioritātēm. Lauksaimnieciskās darbības negatīvās ietekmes uz ūdeņu kvalitāti pētījumi Latvijā kļuva īpaši aktuāli pēc 1992.gadā ratificētās Baltijas jūras reģiona vides aizsardzības konvencijas (Helsinki konvencijas) pieņemšanas. Helsinki konvencijas mērķu īstenošanai nodibinātās Baltijas jūras vides aizsardzības komisijas (HELCOM) pētījumu rezultāti norāda, ka lauksaimniecības sektors Baltijas jūrā rada aptuveni 79% no slāpeklja un 78% no fosfora piesārņojuma slodzes (HELCOM, 2007; Ministerial Declaration..., 2010). Lauksaimnieciskā ražošana ir viena no nozīmīgākajām ekonomiskajām aktivitātēm Baltijas jūras reģionā – gandrīz 25% no 1.7 miljonus km<sup>2</sup> lielā Baltijas jūras sateces baseina tiek izmantoti lauksaimniecībā (Agriculture..., 2013). Lauksaimnieciskās ražošanas rezultātā radītajam un lietotajam augu barības vielu pārpalikumam nonākot apkārtējā vidē un tālāk Baltijas jūrā, tiek veicināts tās piesātinājumu ar biogēnajiem elementiem (slāpeklis, fosfors) un eitrofifikācijas procesi.

Latvija kā Eiropas Savienības (ES) dalībvalsts īsteno vairākus ES normatīvajos aktos noteiktos pasākumus vides aizsardzībā, tai skaitā Nitrātu direktīvas (ND) *Nitrate Directive* (91/676/EEC, 1991) nosacījumus attiecībā uz ūdeņu aizsardzību pret piesārņojumu ar nitrātiem, kas cēlušies no lauksaimnieciskās darbības. Pamatojoties uz ND noteiktajiem kritērijiem, Latvijā ir noteiktas īpaši jutīgās teritorijas (ĪJT), kurās, saistībā ar lauksaimniecības radītā virszemes un pazemes ūdeņu piesārņojuma risku, ir jāizpilda paaugstinātas prasības piesārņojuma samazināšanai. ĪJT ietilpst 64% no Lielupes baseina apgabala, kurā 52% aizņem lauksaimniecībā izmantojamās zemes (Lielupes upju baseinu..., 2009). Pēc Lauksaimniecības datu centra (LDC) informācijas ĪJT atrodas vairāk nekā 3000 lauksaimniecības dzīvnieku novietņu, kas veido 9% no kopējā novietņu skaita valstī. Minētie apstākļi nosaka, ka 72% no antropogēnās slāpeklja slodzes un 37% no antropogēnās fosfora slodzes Lielupes apgabalā rada tieši lauksaimniecības sektors (Lielupes upju baseinu..., 2009). Izpētot mājlopu skaita izmaiņu dinamiku, tiek prognozēts, ka Latvijā turpinās attīstīties specializētas saimniecības ar lielu, vienuviet koncentrētu lauksaimniecības dzīvnieku skaitu (Lauksaimniecības rādītāju..., 2013).

Nesakārtota organiskā mēslojuma saimniecība lielajās lopkopības saimniecībās ar augstu lauksaimniecības dzīvnieku blīvumu tiek saistīta ar punktveida jeb koncentrēto piesārņojumu, kura galvenie avoti ir: kūtsmēslu un vircas krātuvju izbūves un ekspluatācijas nepilnības, kā arī neatbilstoši termiņiem un devām organizēta kūtsmēslu uzglabāšana un iestrāde augsnē, kas sekmē biogēno elementu nooplūdes (Jansons, 2011). Nemot vērā lauksaimniecības politikas nostādnes pēdējos gados un lopkopības uzņēmumu ražošanas intensifikācijas

tendenci, kas samazina līdzsvaru starp mājlopu skaitu saimniecībā un mēslojuma iestrādāšanai pieejamām zemes platībām, nākotnē punktveida piesārņojuma nozīme virszemes ūdeņu kvalitātes nodrošināšanā varētu saglabāties.

Lauksaimniecības piesārņojuma ietekmes uz ūdeņu kvalitāti monitoringu valstī realizē Latvijas Lauksaimniecības universitātes (LLU) Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedra. Nepieciešamība objektīvi izvērtēt monitoringa datus un lauksaimniecības ietekmi uz ūdeņu ķīmisko kvalitāti dažādos lopkopības specializācijas un ražošanas apstākļos rosina paplašināt novērojumus jau esošās punktveida piesārņojuma monitoringa programmas ietvaros. Kā punktveida piesārņojuma izpētes objekts promocijas darbā īstermiņa novērojumos tiek pētīti lauksaimnieciskās ražošanas uzņēmumi ar specializāciju lopkopībā vai putnkopībā, kurā audzējamo dzīvnieku skaits pārsniedz 250 dzīvnieku vienības (DV) un atrodas ĪJT. Saskaņā ar HELCOM rekomendācijām, šādas saimniecības, kas neievēro labas lauksaimniecības prakses nosacījumus, var tikt definētas kā „karstie punkti” (Hot Spots), kas izraisa pastiprinātu vides piesārņojumu (Criteria for inclusion ..., 2010; Wossink and Wefering, 2003).

## PROMOCIJAS DARBA MĒRKIS UN UZDEVUMI

Promocijas darba mērkis ir izvērtēt virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti īpaši jutīgajās teritorijās, analizējot lauksaimnieciskās ražošanas radītā punktveida piesārņojuma ietekmi uz slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju izmaiņām.

Promocijas darba mērķa sasniegšanai noteiktie pētnieciskie uzdevumi ir:

- apkopot informāciju par lauksaimnieciskās ražošanas specifiku īpaši jutīgajās teritorijās, raksturojot lopkopības uzņēmumus kā iespējamos punktveida piesārņojuma avotus;
- izstrādāt pamatojumu punktveida piesārņojuma vietu izvēlei virszemes ūdeņu monitoringa izpildei;
- raksturot ūdeņu eitrofikāciju sekmējošo biogēno elementu (slāpekļa un fosfora savienojumu) noplūdes veidošanās īpatnības no lauksaimniecības punktveida piesārņojuma avotiem, nosakot piesārņojuma slodzes ietekmi uz virszemes ūdeņu ķīmisko stāvokli un apzinot nozīmīgākos punktveida piesārņojuma avotus;
- novērtēt piesārņojumu veidojošo elementu temporālo mainību un attīstības tendences saistībā ar īpaši jutīgajās teritorijās realizētajiem pasākumiem virszemes ūdeņu piesārņojuma samazināšanai, pielietojot atbilstošu datu statistiskās analīzes metodiku;
- adaptēt Latvijas apstākļiem piemērotu metodiku virszemes ūdeņu piesārņojuma ar fosfora savienojumiem riska novērtēšanai.

## PĒTĪJUMA METODOLOGIJA

Monitoringa vietās virszemes ūdens paraugi ķemti manuāli vienu reizi mēnesī, ievērojot lauksaimniecības noteču monitoringa un virszemes ūdeņu kvalitātes monitoringa galvenās vadlīnijas (Lauksaimniecības noteču..., 2003; VMP, 2009; Cooke et al. 2005; Covalla et al., 2001; Loague and Corwin, 2005). Virszemes ūdeņu ķīmiskās analīzes veiktas akreditētā laboratorijā „Vides audits”, izmantojot metodes LVS EN ISO 11905-1 un LVS EN ISO 13395 (kopējais slāpeklis), LVS EN ISO 15681-1 (kopējais fosfors), LVS EN ISO 11732-1 (amonija slāpeklis), LVS EN ISO 13395 (nitrītu slāpeklis un nitrātu slāpeklis). Šajā laboratorijā veikta arī augšņu paraugu agroķīmiskā testēšana.

Apsekoto lopkopības saimniecību raksturojošo pazīmju izvērtēšanai pielietota faktoranalīze, lai noskaidrotu svarīgākās pazīmes punktveida piesārņojuma objektu grupēšanai līdzīgās apakškopās (Shaw, 2003). Datu bāzes objektu grupēšanai apakškopās (klasteros) izmantota klasteranalīze (Struyf, 1997; Johnson and Wichern, 1992). Ekstrēmo vērtību novērtēšanai datu rindās izmantots Grubsa (*Grubbs*) tests (Finkenstadt and Rootzen, 2003). Pazīmju vidējo lielumu salīdzināšanai izmantoti neparametriskie testi: Manna-Vitneja U tests 2 pazīmju vidējo vērtību salīdzināšanai un Kruskala-Valisa tests vairāk nekā 2 pazīmju vidējo vērtību salīdzināšanai (Mac Berthouex and Brown, 2002; Manly, 2001). Pazīmju saistības analīzei izmantots Spīrmana rangu korelācijas koeficients (Ostle and Mensing, 1975).

Pētāmo pazīmju laika rindu analīzei lietots neparametriskais Manna-Kendala un Manna-Kendala sezonālais tests (Hirsch and Slack, 1984; Gilbert, 1987). Trenda papildus izvērtēšanai izmantots Sens virziena koeficients (*Sen's slope*) (Gilbert, 1987). Laika rindas vidējās vērtības maiņas punkta analīzei, laika rindām, kurās netiek noteikts statistiski ticams trends, lietots Pettitta (*Pettitt's*) tests un *CUSUM* jeb kumulaīvo noviržu summu grafiki, kas attēlo pētāmās pazīmes vērtību novirzes no kāda laika rindas vērtējuma (Chapman, 1989). Pētāmo pazīmju vērtību atkārtošanās biežumu izpētei izvēlēti spektra novērtēšanas elementi, balstīti uz Furje transformāciju, izmantojot periodogrammas, kas dod iespēju stohastisku procesu analizēt nevis laika, bet frekvenču apgabalā, tādējādi apskatot procesa cikliskumu (Howell, 2001). Fosfora indeksa modelēšanai pielietoti mākslīgie neironu tīkli un ģenētiskie algoritmi (Baxter et al., 2002; Diamantopoulou et al., 2005; Govindaraju and Rao, 2000; Gümrah et al., 2000; Maier, 1996, 2000).

Datu statistiskajā apstrādē hipotēzes pārbaudītas ar varbūtību  $P < 0.95$ . Datu analīzei izmantotas datorprogrammatūra: *SPSS*, *XLSSTAT*, *STATGRAPHICS Centurion*, *Trend and Equivalence Analysis* un *Change-Point Analyzer*, kā arī *MATLAB*. Pētījumā izmantoti dati no valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs” (LVĢMC), Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras (LGIA), Lauksaimniecības datu centra (LDC) un LR Centrālās statistikas pārvaldes (CSP).

## PĒTĪJUMA ZINĀTNISKĀ NOVITĀTE

Promocijas darba zinātniskais jauninājums iekļauj šādas pozīcijas:

- veikta lielāko lopkopības saimniecību uzskaitē īpaši jutīgajā teritorijā, kā rezultātā noteikti kritēriji to grupēšanai pēc saimnieciskās darbības ietekmes uz vidi raksturlielumiem;
- pirmo reizi veikts lielāko lopkopības saimniecību izvērtējums ar klasteranalīzes metodi, lai pamatotu punktveida piesārņojuma monitoringa vietu noteikšanu;
- pirmo reizi analizēta informācija par virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti saimniecībās ar novietnēm, kurās koncentrētas vairāk kā 250 dzīvnieku vienības; novērojumu izpildes laikā (2006.–2008.g.) iegūtie rezultāti salīdzināti ar difūzā piesārņojuma monitoringa datiem, nosakot punktveida piesārņojuma radītās slāpekļa un fosfora savienojumu slodzes mazu sateces baseinu līmenī;
- izpētīta punktveida lauksaimniecības noteču monitoringa izpildes laikā (1996.–2010.g.) iegūtā ilgtermiņa novērojumu statistiskā informācija par ūdeņu ķīmiskā sastāva sezonālo mainību un attīstības tendencēm laikā, nosakot mērījumu specifikai atbilstošas datu statistiskās apstrādes metodes ūdens kvalitātes ķīmisko procesu raksturošanai;
- pirmo reizi Latvijas apstākļiem pielāgots un testēts fosfora indekss fosfora noplūdes riska novērtēšanai, kā arī pamatota tā izmantošana virszemes ūdeņu piesārņojuma ar fosfora savienojumiem samazināšanai un agrovides pasākumu plānošanai;
- fosfora indeksa noteikšanai vērtētas statistiskās un mākslīga intelekta metodes, tajā skaitā mākslīgo neironu tīklu pieeja.

## PĒTĪJUMA PRAKTISKĀ VĒRTĪBA

Virszemes ūdeņu punktveida piesārņojuma monitoringa datu analīzei noteiktas piemērotākās datu apstrādes pieejas, kas ļauj sekot monitoringa rezultātu izmaiņām ilggadīgās datu rindās. Fosfora indeksa modelis ir realizēts kā fosfora indeksa aprēķināšanas tiešsaistes kalkulatora prototips izmantošanai zemnieku saimniecībās.

## PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA

Promocijas darba pētījumu rezultāti ir iekļauti 10 publicētās **zinātniskajās publikācijās**:

Eriksson A., Ulén B., **Berzina L.**, Iital A., Jansons V., Sileika A., Toomsoo A. (2013) Phosphorus in Agricultural Soils Around the Baltic Sea – Comparison of Laboratory Methods as Indices for Phosphorus Leaching to Waters. *Soil Use and Management*, Vol.29 (s1) p. 5-14. (ind.Scopus)

Jansons V., Lagzdins A., **Berzina L.**, Sudars R., Abramenko K. (2011) Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends in Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 54-56.

**Berzina L.**, Jansons V., Sudars R. (2010) The Application of Cluster Analysis for Identification of Monitoring Sites to Assess Potential Agricultural Point Source Pollution in the Animal Farms. *Water Management Engineering, Transactions of the Lithuanian University of Agriculture*, Vol. 36 (56), p. 64-73. (ind. CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) Seasonal Characterization and Trends Study of Nutrient Concentrations in Surface Water from Catchments with Intensive Livestock Farming. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 8-15.

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) The Concept of Phosphorus Index for Identification of Phosphorus Loss Risk I. The Literature Review. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Vol. 25 (320), p. 13-26. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) The Concept of Phosphorus Index for Identification of Phosphorus Loss Risk II. Application of Phosphorus Index to Estimate the Risk of Off-Site Agricultural Phosphorus Loss to Water Bodies. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Vol. 25 (320), p. 27-35. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Zujevs A., Sudars R. (2009) Neural Network Approach in Risk Assessment of Phosphorus Loss. In: *Research for Rural Development 2009*. Annual 15<sup>th</sup> International Scientific Conference Proceedings. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 320-326. (ind. ISI Web of Science with Conference Proceedings Citation Index; CABI full text; CAB Abstracts)

Jansons V., Abramenko K., Timbare R., **Berzina L.** (2009) Risk Assessment of the Agricultural Pollution with Nitrates in Latvia. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Vol. 22 (316), p. 1-11. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R., Jansons V. (2008) Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. *Vandens Ukie Inzinerija*, Vol. 34 (54), p. 106-117. (in. CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Zujevs A. (2008) Design of Phosphorous Index Model as Environmental Risk Assessing Tool. In: *Proceedings of 4<sup>th</sup> International Conference on Information & Communication Technologies in Bio & Earth Sciences*. Athens: Agricultural University of Athens Greece, p. 70-77.

Pētījuma rezultāti ir publicēti 6 periodiskajos izdevumos un zinātnisko konferenču tēžu krājumos, kā arī 1 monogrāfijā:

**Berzina L.** (2010) The Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. In: *Environmental Science and Education in*

*Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society.* Proceedings of 4<sup>th</sup> International Conference. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 48-49.

Jansons V., Lagzdzins A., **Berzina L.** (2008) Assessment of the Environmental Risks of Agricultural Impact on Water Quality. *NJF Report Risk Assessment of Global Agrifood Production Chains*, Vol.4 (7), p. 58-62.

**Berzina L.**, Sudars R. (2007) Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen from Point Sources in Latvia. In: *Trends and Perspectives in Agriculture*. NJF 23<sup>rd</sup> Congress Proceedings. Copenhagen: University of Copenhagen, p. 299-300.

Arhipovs S., **Berzina L.** (2006) Object Oriented Modeling of Pollutant Loading from Agricultural Waste Storage Outlet to Water Body. In: *Proceedings of the International Scientific Conference Information Technologies for Rural Development*, Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 85-93.

**Berzina L.** (2004) Rural Development by Statistical Data Analysis of Agriculture and Environmental Protection Sector in Latvia. In: *Proceedings of the International Scientific Conference Information and Telecommunications Technologies for Rural Development*, Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 110-116.

**Bērziņa L.** (2003) Lauksaimniecības un vides aizsardzības attīstības teritoriāli diferencēts skatījums Latvijā. No: *LLMZA Agronomijas Vēstis*, Nr. 5, 77.-85. lpp.

**Bērziņa L.**, Zujevs A., Sudārs R., Jansons V., Lagzdiņš A. (2007) Fosfora indekss, tā pielietojuma iespējas lauksaimniecības zemju fosfora zudumu riska novērtēšanai Latvijā. No: *Lauksaimniecības un pārtikas risku vadīšana : monogrāfija*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. LR ZM Pārtikas un veterinārais dienests. RTU Modelēšanas un imitācijas katedra. Jelgava: [Latvijas Lauksaimniecības universitāte], 504.-524. lpp.

Pētījuma rezultāti ir prezentēti 14 **zinātniskās konferencēs un semināros**, no kuriem 11 ir starptautiska mēroga:

**Berzina L.**, Rudusa I. Fluctuation Analysis of Nutrient Concentrations in Surface Water Near Intensive Agricultural Production. “8<sup>th</sup> World Congress in Probability and Statistics”. Istanbul, Turkey, Bernoulli Society and the Institute of Mathematical Statistics 9-14 July, 2012. (Postera ziņojums)

**Berzina L.** The Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. 4<sup>th</sup> International Conference “Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 22, 2010. (Postera ziņojums)

**Bērziņa L.** Laika rindu analīzes metodes virszemes ūdens piesārņojuma izvērtēšanā. “*Lauku inženieru fakultātes Zinātniski praktiskā konference Vides un ūdenssaimniecības problēmas*”. Jelgava, Latvija, Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 2010. gada 31. marts.

**Bērziņa L.**, Sudārs R., Osadčuks V. Neironu tīklu un statistisko metožu salīdzinājums fosfora noplūdes riska noteikšanai. “*Lauku inženieru fakultātes Zinātniski praktiskā konference Vides un ūdenssaimniecības problēmas*”. Jelgava, Latvija, Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 2009. gada 8. aprīlis.

**Berzina L.**, Zujevs A., Sudars R. Neural Network Approach in Risk Assessment of Phosphorus Loss. “*15<sup>th</sup> International Conference Research For Rural Development 2009*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 20-22, 2009.

**Berzina L.**, Zujevs A. Design of Phosphorous Index Model as Environmental Risk Assessment Tool. “*HAICTA 2008 4<sup>th</sup> International Conference on Information & Communication Technologies in Bio & Earth Sciences*”. Athens, Greece, September 18-20, 2008.

**Berzina L.** Agriculture and Water Quality: Estimation of Point Source Pollution in Latvia Nitrate Vulnerable Zones. “*14<sup>th</sup> International Conference Research For Rural Development 2008*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 21-23, 2008.

**Bērziņa L.** Virszemes ūdeņu kvalitātes sezonālo izmaiņu analīze vides jutīgajās teritorijās. “*Lauku inženieru fakultātes Zinātniski praktiskā konference Vides un ūdenssaimniecības problēmas*”. Jelgava, Latvija, Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 2008. gada 19. marts

Zujevs A., **Berzina L.** Designing Phosphor Index Estimation Model by Multiobjective Optimization Genetic Algorithms. “*NJF seminar 398 Modelling in Agriculture*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 18-20, 2007

**Berzina L.** Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen from Point Sources in Latvia. “*23<sup>th</sup> NJF Congress Trends and Perspectives in Agriculture*”. Copenhagen, Denmark, June 26-29, 2007

**Berzina L.** Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen in Nitrate Vulnerable Zones. “*1<sup>th</sup> Nordic-Baltic Biometric Conference*”. Viborg, Denmark, June 6-8, 2007

**Berzina L.** Object Oriented Modeling of Pollutant Loading from Agricultural Waste Storage Outlet to Water Body. “*International scientific conference Information Technologies for Rural Development*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 19-20, 2006

**Berzina L.** Assessment of Agricultural Point Source Polluters Using Cluster Analysis. “*HAICTA 2006 3<sup>th</sup> International Conference on Information Systems in Sustainable Agriculture, Agroenvironment and Food Technology*”. Volos, Greece, September 20-23, 2006

**Berzina L.** Farming at Nitrate Vulnerable Zones in Latvia. “*NJF seminar 373 Transport and Retention of Pollutants from Different Production Systems*”. Tartu, Estonia, June 11-14, 2006 (Postera ziņojums)

### **Dalība projektos:**

Nacionālā programma Atbalsts doktorantūras programmu īstenošanai un pēcdoktorantūras pētījumiem. Projekts Atbalsts doktorantūras studijām un pēcdoktorantūras pētījumiem inženierzinātnēs, lauksaimniecības inženierzinātnēs un mežzinātnē Līguma Nr.2004/0004/VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1./0005/0067 Lauksaimniecības radītā punktveida piesārņojuma ietekme uz ūdens avotu kvalitāti vides jutīgajās teritorijās, 2005-2008.g.

LZP sadarbības projekts Nr. 06.00.40.1.4. Latvijas lauksaimniecības risku un krīžu vadības sistēmas. Sadaļa: Vides risku un krīžu vadības sistēma, 2009.g.

LLU zinātniskās darbības attīstības projekts XP114 Fosfora nokļūšanas virszemes ūdeņos riska (P indeksa) aprēķināšanas modeļa izstrāde Latvijas apstākļiem, 2008.g.

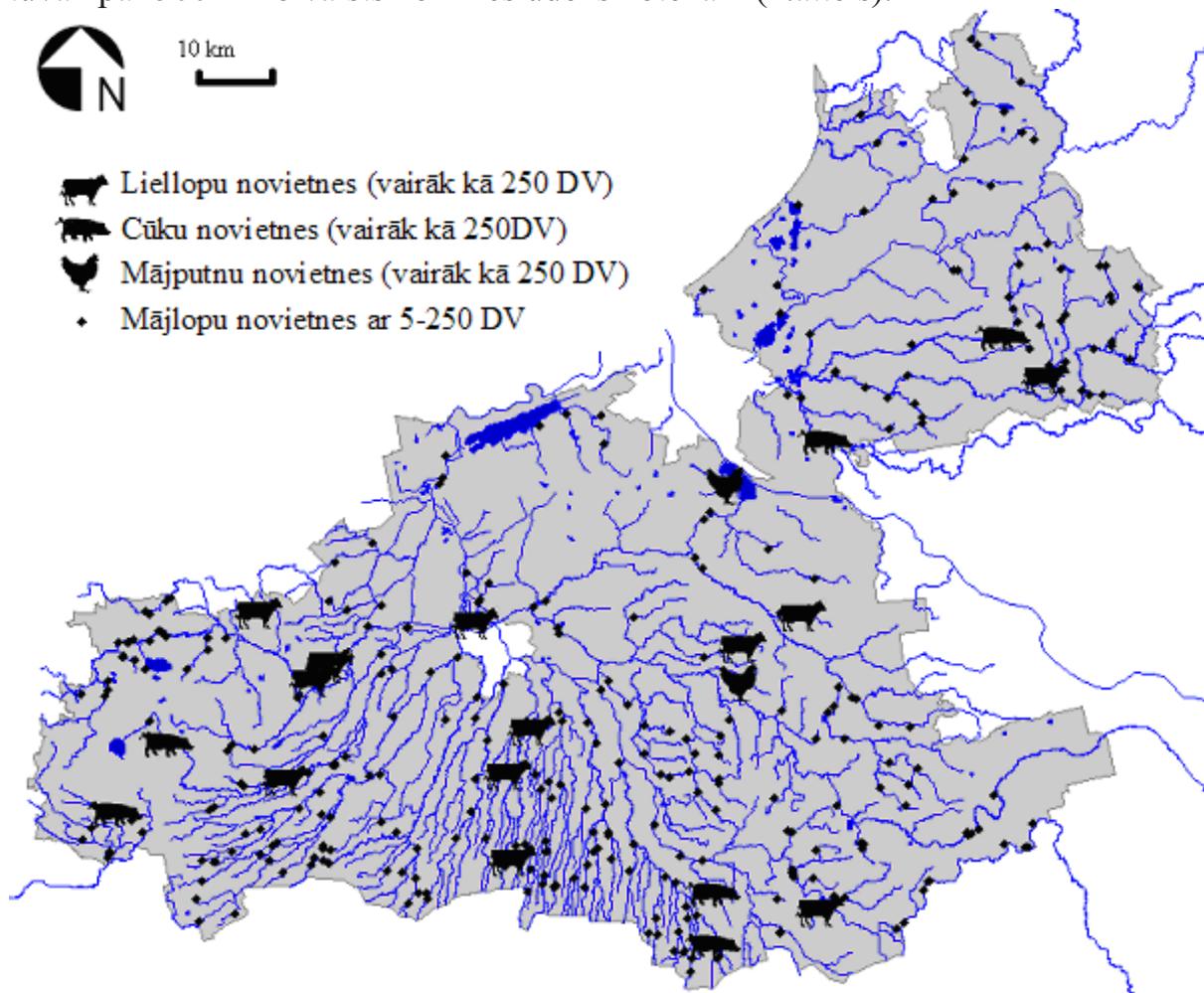
## **1. LOPKOPĪBAS ATTĪSTĪBAS VISPĀRĒJĀS TENDENCES LATVIJĀ**

20.gadsimta 90.gadu sākumā pēc valstiskās neatkarības atgūšanas Latvijā tradicionāli nozīmīgākajās lopkopības nozarēs bija vērojama būtiska mājlopu skaita samazināšanās, tomēr pēc Latvijas iestāšanās Eiropas Savienībā (ES) lauksaimniecības dzīvnieku skaits stabilizējās, un to raksturoja nelielas izmaiņu svārstības. Lauksaimniecības punktveida piesārņojuma riska nozīmība ir cieši saistīma ar mājlopu izvietojuma īpatnībām un teorētiski riska nozīmība tiek vērtēta augstāk lielsaimniecībās, kurās koncentrēts ievērojams mājlopu skaits, kā arī teritorijās, kurās ir ierobežoti lauksaimniecībā izmantojamās zemes resursi, tādējādi veidojoties augstam lauksaimniecības dzīvnieku blīvumam.

Statistisko datu analīze ļauj secināt, ka Vidzemes un Latgales reģionos galvenokārt attīstās liellopu audzēšana, Kurzemes reģionā – liellopu un cūku audzēšana, Zemgales un Pierīgas reģionā vairāk ir attīstīta putnkopība un cūkkopība – nozares, kurām tradicionāli ir tendence koncentrēties teritorijās, kur attīstās dzīvnieku barības bāzi nodrošinošas nozares. Augstākais liellopu skaits vienā lopkopības saimniecībā novērots Pierīgas reģionā – vidēji 12.6 liellopi. Kurzemes reģionā novērojams lielākais vienā lopkopības saimniecībā izvietotais cūku skaits – 33.6 cūkas, kam seko Pierīgas reģions ar vidēji 28.8 cūkām.

LDC informācija liecina, ka uz 2011.gada sākumu īpaši jutīgajās teritorijās (ĪJT) atradās aptuveni 10% no LDC datu bāzē reģistrētajām vairāk nekā 40 tūkstoši mājlopu novietnēm. 83% novietņu tika izmitinātas ne vairāk kā 5 DV, savukārt 38 novietnēs dzīvnieku skaits pārsniedza vai bija tuvs 250 DV. Minētā informācija norāda, ka aptuveni viena trešdaļa no “karstā punkta” statusa lauksaimniecības dzīvnieku novietnēm valstī atrodas ĪJT. Nemot vērā, ka ĪJT raksturīgs blīvs hidrogrāfiskais tīkls, vairākums mājlopu novietņu atrodas dažāda veida virszemes ūdens objektu tiešā tuvumā. Gandrīz puse no novietnēm, kurās

izvietotais lauksaimniecības dzīvnieku skaits sasniedz 5 un vairāk DV, atrodas tuvāk par 500 m no valsts nozīmes ūdens noteikām (1.attēls).



Avots: Autores veidots pēc LDC datiem.

1.att. Lauksaimniecības dzīvnieku novietnes īpaši jutīgajā teritorijā tuvāk par 500 m no valsts nozīmes ūdens noteikām (2011. g.).

## 2. LAUKSAIMNIECĪBAS PUNKTVEIDA PIESĀRŅOJUMA RISKU IZPĒTE

### 2.1. Lauksaimniecības radītā piesārņojuma ietekmes uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti pārraudzība

Atbilstoši Ūdens apsaimniekošanas likuma (2002) prasībām Latvijā ir izveidota ūdeņu monitoringa programma, kurās ietvaros tiek noteikta arī lauksaimniecības radītās slodzes ietekme uz virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti. Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa mērķis paredz izvērtēt lauksaimniecisko darbību radītā piesārņojuma slodzi un ietekmi uz iekšzemes ūdeņu kvalitāti, galveno uzmanību pievēršot biogēno elementu noplūdēm (VMP, 2009; Lauksaimniecības noteču..., 2003). Savukārt viens no lauksaimniecības

noteču monitoringa mērķa sasniegšanai pakārtotajiem uzdevumiem ir veikt pētījumus, kas nodrošina informāciju par epizodiskām biogēno elementu noplūdēm no punktveida piesārņojuma avotiem (Jansons, 2005).

Virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes pētījumu autori uzsver, ka sateces baseinos, kuros atrodas lielas lopkopības fermas ir raksturīgas paaugstinātas fosfora koncentrācijas virszemes ūdeņos, kas veidojas fosfora noplūdes un izskalošanās procesos (Drewry et al., 2006; Hooda et al., 2000; Smith et al., 2013), savukārt citi pētījumi apliecinā, ka intensīvas lopkopības ietekme uz virszemes ūdeņu kvalitāti ir jāvērtē kompleksi, nemot vērā arī citas sateces baseina īpašības (Bilotta et al., 2007; Alvarez-Cobelas et al., 2008; Oenema et al., 2010). Izvērtēt tiešu saikni starp intensīvu lopkopību un tās radīto ietekmi uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti iesaka lokāli, analizējot piesārņojuma trendu svārstības (Berka et al., 2001; Kyllmar et al., 2006).

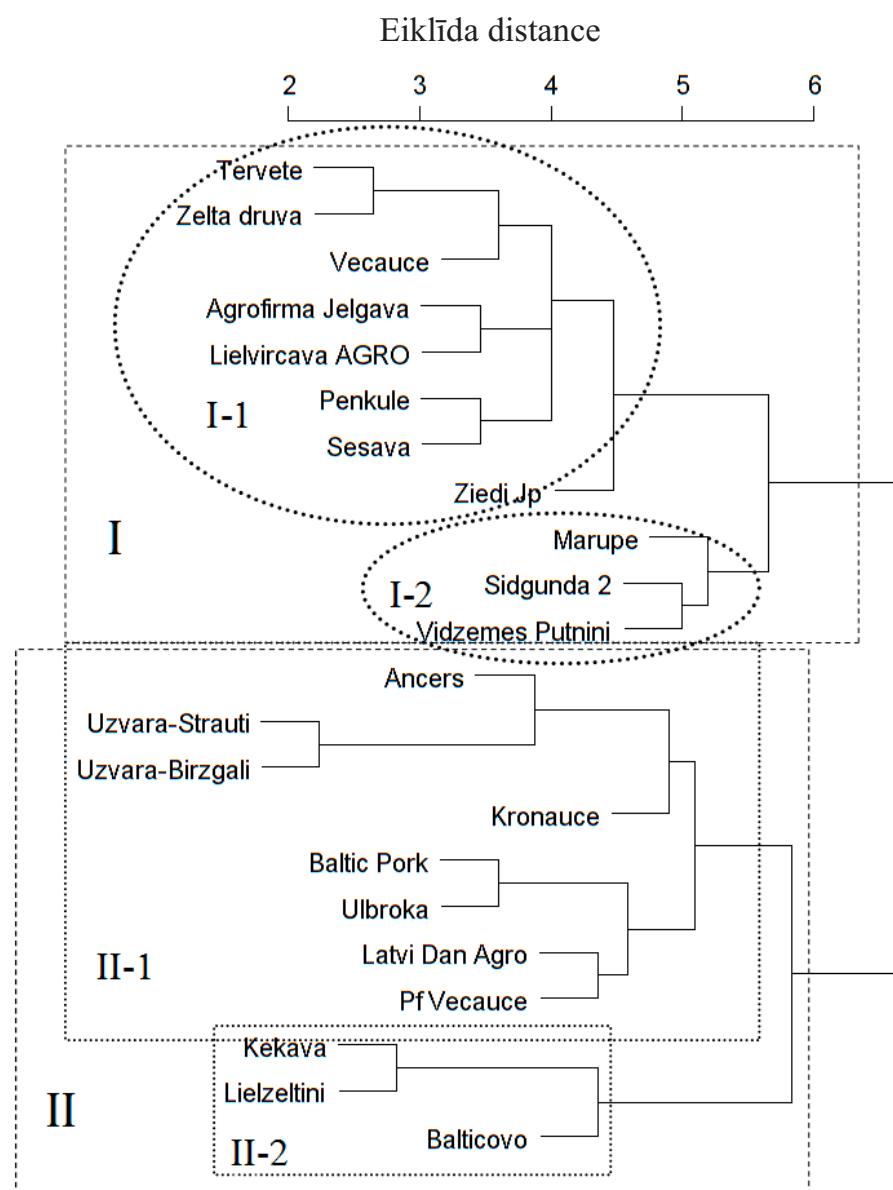
Faktu, ka pieaugot lauksaimniecības dzīvnieku blīvumam uz lauksaimniecībā izmantojamās zemes platības vienību, palielinās uz virszemes ūdeņiem radītā piesārņojuma slodze pierāda arī Latvijā realizētā punktveida piesārņojuma monitoringa rezultāti (Sudārs u.c., 2005). Lauksaimniecības punktveida piesārņojuma ietekmes uz virszemes ūdeņiem pētījumos konstatēts, ka nozīmīgu slodzi uz virszemes ūdeņiem rada kūtsmēslu uzglabāšanai nepiemērotas kūtsmēslu krātuves, kā arī pārmērīga daudzuma organiskā mēslojuma iestrāde augsnē, kas saistāma ar saimniecībām, kurās koncentrēts liels lauksaimniecības dzīvnieku skaits ierobežotos lauksaimniecībā izmantojamās zemes resursu apstākļos. Novērojumu vietās nemto virszemes ūdeņu analīžu paraugos konstatētas paaugstinātas slāpeķļa un fosfora koncentrācijas, ko sekmējusi notece (vircas noplūdes) no kūtsmēslu krātuvēm, uzglabāšanas laukumiem un fermu teritorijas (Jansons, 2000).

## **2.2. Klasteranalīzes pielietojums lopkopības saimniecību raksturošanai**

Promocijas darba izstrādes ietvaros, izmantojot LDC datu bāzes informāciju, tika apsekotas lopkopības saimniecības ar specializāciju piena lopkopībā, cūkkopībā un putnkopībā īpaši jutīgo teritoriju (IJT) zonā, kuru izvēle notika saskaņā ar HELCOM vadlīniju (*Procedures and guidelines for inclusion and deletion of hot spots*), kas nosaka saimniecības ar 250 un vairāk dzīvnieku vienībām (DV) iekļaut lauksaimniecības „karsto punktu” jeb potenciālo punktveida piesārņojuma objektu sarakstā (Wossink and Wefering, 2003). DV tika aprēķinātas pēc ES Nitrātu Direktīvas (ND) prasībām sastādītās „Labas lauksaimniecības prakses nosacījumi Latvijā” norādītajiem lielumiem (aptuveni 1 DV = 1 slaucama govs vai 8 nobarojamās cūkas vai 5 sivēnmātes, vai 100 mājputni (Bušmanis and Jansons, 1999)).

Saimniecību apsekošanas gaitā tika apkopota informācija par lauksaimniecības dzīvnieku turēšanas specifiku, organiskā mēslojuma apsaimniekošanu un organiskā mēslojuma krātuvēm (konstrukcija un ietilpība),

fermu aprīkojumu kūtsmēslu savākšanai, transportēšanai un iestrādei lauksaimniecībā izmantojamās zemju platībās vai citām kūtsmēslu realizācijas iespējām, kā arī saimniecību vadītāju ieguldījumu vides aizsardzības problēmu risināšanā. Apsekošanas rezultātā iegūtie dati tika apstrādāti ar klasteranalīzes palīdzību, grupējot saimniecības pēc 5 kompleksajiem faktoriem: organiskā mēslojuma ražošana, savākšana, uzglabāšana, pārvietošana un izlietošana. Klasteranalīzes (aglomeratīvais hierarhiskais klasteru veidošanas algoritms, klasteru izdalīšanas apakšmetode: tālākās distances metode) rezultāts attēlots dendrogrammā, kas parāda grupējamo objektu jeb saimniecību līdzības pēc definētajiem faktoriem (2.attēls).



Avots: Autores veidots.

## 2.att. Lielāko lopkopības saimniecību klasteranalīzes rezultāts.

Raksturojot klasteranalīzes rezultātus, iespējams izdalīt divas galvenās saimniecību grupas jeb klasterus. I klasterā iekļaujas saimniecības, kuru

specializācija ir piena lopkopība vai piena lopkopība un augkopība, vai arī saimniecības, kurās tiek audzēti gan liellopi, gan cūkas. Piena lopkopības saimniecību klastera grupa galvenokārt raksturojama ar nelielu mājlopu blīvumu. II klasterā iekļaujas cūkkopības un putnkopības saimniecības ar ļoti augstu mājlopu blīvumu. Katrā klasterā iespējams izdalīt 2 apakšgrupas. I-1 klasters iekļauj saimniecības ar pietiekamu lauksaimniecībā izmantojamās zemes daudzumu, mājlopu blīvums šajā saimniecību grupā ir neliels un svārstās robežās 0.09-0.59 DV LIZ ha<sup>-1</sup>. Šīs saimniecību grupas galvenā problēma no vides aizsardzības viedokļa saistāma ar neatbilstošu krātuvju izmantošanu kūtsmēslu uzglabāšanai. I-2 klasters raksturo modernizētas piena lopkopības saimniecības Rīgas rajonā, kuru lauksaimniecībā izmantojamās zemes resursi ir mazāki, bet aizvien ļauj saglabāt salīdzinoši nelielu mājlopu blīvumu (0.3-0.63 DV LIZ ha<sup>-1</sup>).

II klastera 1.apakšgrupu (II-1) veido cūkkopības saimniecības, bet 2.apakšgrupu (II-2) – putnkopības saimniecības. Cūkkopības saimniecībās koncentrētas 400-2000 DV, bet putnkopības saimniecībās pat vairāk kā 40000 DV. Nemot vērā, ka saimniecībām nav savā īpašumā esošas lauksaimniecībā izmantojās zemes, kūtsmēslu izkliedei un realizācijai tiek slēgti līgumi ar citām saimniecībām. Cūkkopības saimniecību apakšgrupā (II-1) var izdalīt vēl divas norobežotas apakšgrupas. „BalticPork” un „Ulbroka” ir lielas un modernas cūkkopības saimniecības Rīgas rajonā, savukārt „LatviDanAgro” un „PF Vecauce” ir lielākās Dobeles rajona cūkkopības saimniecības, kurās ieviesta lagūnas tipa kūtsmēslu uzglabāšana. Saimniecībās „Baltic Pork” un „Ulbroka” kūtsmēslu uzglabāšanai izmanto dzelzsbetona tvertnes 4000 m<sup>3</sup> apmērā. Nosacīti atšķirīgi vērtējamas ir saimniecības „Ancers”, „Kroņauce”, „Uzvara-Strauti” un „Uzvara-Birzgaļi, tomēr to kopīgā iezīme ir novecojušu tehnoloģiju izmantošana šķidrmēslu apsaimniekošanā, kas noteikti būtu jāuzlabo, sakārtojot un modernizējot krātuves.

Klasteranalīzes rezultāti iezīmē potenciāla lauksaimniecības punktveida piesārņojuma avota galvenos raksturlielumus:

- piena lopkopības saimniecība ar atbilstošu dzīvnieku blīvumu un resursiem realizēt kūtsmēslus, bet atklātu kūtsmēslu krātuvi, no kurās iespējamas noplūdes;
- cūkkopības saimniecības ar modernām kūtsmēslu krātuvēm (šķidrmēsli), bet pārmērīgi lielu mājlopu blīvumu, kas avārijas situācijās varētu radīt piesārņotu noteci no saimniecības teritorijas;
- putnkopības saimniecības ar pārmērīgi lielu mājlopu blīvumu, kurās uzglabā sausos kūtsmēslus atklātā kūtsmēslu krātuvē.

Klasteranalīzes rezultāti palīdz noteikt zinātniski pamatotu punktveida piesārņojuma izpētes jeb monitoringa vietu izvēli. Palielinoties pētāmo objektu skaitam, lai saglabātu nepieciešamo monitoringa datu apjomu un novērojumu periodiskumu vispusīgai piesārņojuma riska raksturošanai, pētāmo objektu ģeneralizācijas jautājumi ir sekmīgi risināmi ar klasteranalīzes pielietojumu.

### 2.3. Punktveida piesārņojuma monitoringa vietu raksturojums

Lai raksturotu virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti līdzās potenciālam punktveida piesārņojuma objektam, ņemot vērā klasteranalīzes rezultātus un saimniecību attālumus attiecībā pret virszemes ūdensobjektiem (ūdenstecēm) no saimniecību klasteriem I-1, II-1 un II-2 tika noteikti novērojumu posteņi „Līvbērze”, „Jaunbērze” un „Ķekava”. Periodā no 2006.gada jūnija līdz 2008.gada jūnijam tajos veikti īstermiņa novērojumi, lai noteiktu noplūdes no fermas teritorijas un mēslu krātuvēm ietekmes slodzi uz tuvējiem virszemes ūdeņiem. Rezultātu izvērtēšanai tika piesaistīti arī šajā periodā iegūtie dati no LLU lauksaimniecības noteču monitoringa programmas ietvaros izveidotajiem punktveida piesārņojuma monitoringa posteņiem „Bauska”, „Vecauce” un „Ogre”, kur raksturīga liela apjoma organiskā mēslojuma ražošana un iestrādāšana lauksaimniecības platībās (3.attēls).



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras ģeotelpiskajiem datiem.

#### 3.att. Punktveida piesārņojuma izpētes vietas īpaši jutīgajā teritorijā Latvijā.

Novērojumu posteņis „Līvbērze” ierīkots pie 1950.gadā uzbūvēta piena lopkopības kompleksa Jelgavas novadā. Saimniecībai pieder 2359 ha LIZ, dzīvnieku blīvums tajā veido  $0.2 \text{ DV LIZ ha}^{-1}$ . Divas reizes gadā (aprīlī un septembrī) cietie kūtsmēsli, kuriem kā pakaišu materiāls tiek izmantoti salmi, tiek izvesti uz laukiem. Kūtsmēslu uzglabāšanai tiek

izmantots betonēts laukums. Virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes pētījumu paraugi ļemti novadgrāvī 200 m attālumā no kompleksa. 140 ha lielajā sateces baseinā 80% aizņem lauksaimniecībā intensīvi izmantojamas zemes ar smilšmāla augsnēm.

Novērojumu postenī „**Jaunbērze**” kā potenciālais punktveida piesārņojuma objekts izvēlēts cūku nobarošanas komplekss, kas darbību uzsāka 2001.gadā. Uzņēmuma ražošanas jauda ir paredzēta 20000 cūku nobarošanai, tā rezultātā gada laikā rodas vairāk nekā 24000 t šķidro kūtsmēslu, kas tiek uzkrāti anaeirobās lagūnas tipa šķidrmēslu krātuvē. Virszemes ūdeņu paraugi ļemti novadgrāvī 30 m attālumā no kompleksa teritorijas. 60 ha lielajā sateces baseinā ietilpst 98% lauksaimniecībā intensīvi izmantojamas zemes ar smilšmāla augsnēm, kuru mēslošanai tiek izmantoti šķidrmēsli no fermas. Visas platības ir pilnībā drenētas. Drenu ūdeņi tiek ievadīti novadgrāvī.

Novērojumu postenis „**Kekava**” ietver kūtsmēslu uzglabāšanas laukumu kompleksam, kas paredzēts intensīvai mājputnu audzēšanai. Uzņēmumā saražoja 36000 t kūtsmēslu gadā, kas tika uzglabāti 2 atklātās betonēta laukuma mēslu krātuvēs, bet vēlāk realizēti zemnieku un privātpersonu saimniecībās. Virszemes ūdeņu paraugi ļemti novadgrāvī pie kūtsmēslu krātuves, kurās ekspluatācija 2005.gadā tika pārtraukta. 10 ha lielā sateces baseina un ražotnes apkārtni ieskauj meža masīvs. Sateces baseinā dominē mālsmilts augsns.

Novērojumu postenis „**Bauska**” ietver cūkkopības kompleksu, kura celtniecība pabeigta 1979.gadā. Tajā tiek turētas vairāk nekā 8000 cūkas, kuru radītais kūtsmēslu apjoms sasniedz 10600 tonnas gadā. Saimniecība šķidrmēslu utilizācijai izmanto 50 ha lauksaimniecības zemju, kur zālāju un labības platībās iestrādā vidēji  $900 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$  šķidrmēslu gadā. Saimniecības radītā ietekme uz ūdeņu kvalitāti tiek noteikta strautā, kurš novada noteci no fermas teritorijas un tai līdzās esošajām platībām, ieskaitot novadgrāvja noteci no šķidrmēslu utilizācijas lauka. Sateces baseina platība veido 800 ha, no kuriem 95% ir intensīvi lauksaimniecībā izmantojamās zemes ar māla un smilšmāla augsnēm. Novērojumu postenī „**Bauska 2**” papildus noteikta strauta noteces kvalitāte pirms fermas (platība 750 ha), kuru ietekmē tikai lauksaimniecības difūzais piesārņojums (Sudārs u.c., 2005).

Novērojumu postenis „**Auce**”, ietver cūkkopības kompleksu, kura ekspluatācija uzsākta 1987.gadā. Dzīvnieku novietnes jauda atbilst 1100 sivēnmāšu vietām, 4200-4300 vietām sivēniem līdz 30 kg dzīvsvarā un 1200 vietām nobarojamām cūkām, gadā saražojot 10950 t šķidrmēslu. Noteces kvalitāte monitoringa vajadzībām tiek noteikta 60 ha lielā sateces baseinā, kurā atrodas šķidrmēslu utilizācijai paredzētais lauks. Sateces baseinā ietilpst 90% lauksaimniecībā izmantojamās zemes ar smilšmāla augsnēm, kas galvenokārt tiek izmantotas graudkopībai (Sudārs u.c., 2005).

Novērojumu postenis „Ogre” iekļauj 1992.gadā slēgtas cūkkopības fermas deponentkrātuvju teritoriju, kurā līdz 1991.gadam tika konstatētas vairākas avārijas situācijas, kad vidē nonāca ievērojams piesārņojums ar cūku kompleksa šķidrmēsliem. Darbības laikā saimniecībā izaudzēja aptuveni 30000 cūkas gadā. Virszemes ūdeņu ķīmiskā kvalitāte noteikta, ņemot ūdens paraugus novadgrāvī, kurš novada noteci no bijušās fermas teritorijas un tai blakus esošajām lauksaimniecības platībām. Sateces baseina platība veido 300 ha, kuros vidēji intensīvi izmanto 25% lauksaimniecībā izmantojamās zemes ar mālsmilts augsnēm (Sudārs u.c., 2005).

## **2.4. Virszemes ūdeņu ķīmiskā kvalitāte īstermiņa novērojumu posteņos**

Lauksaimnieciskās ražošanas apstākļos ūdeņu piesārņojumu sekmē notece no lauksaimniecības platībām, kas savukārt ir saistāma ar meteoroloģisko apstākļu ietekmi. 2006.gadā pavasara palu noteces veidojās uz mazas rudens-ziemas perioda noteces bāzes un vasarā upēs iestājās mazūdens periods. 2006.gadā nokrišņu daudzums Latvijas teritorijā bija mazāks par normu (508 mm, kas ir 82% no ilggadīgās nokrišņu normas). 2007.gadā nokrišņu daudzums pārsvarā pārsniedza normu, bet Lielupes upju baseins salīdzinoši saņēma vismazāk nokrišņu (vidēji 692 mm). Arī 2008.gadā nokrišņu daudzums pārsniedza normu, bet Lielupes baseinā tas tika raksturots kā nedaudz zem normas (ziemā un pavasarī vidēji 117 mm, vasarā 175, bet rudenī 163 mm) (Latvijas virszemes..., 2006, 2007, 2008).

Īstermiņa (2006.-2008.gads) virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes rādītāju statistiskā analīze starp novērojumu posteņiem uzrādīja būtiskas biogēno elementu koncentrāciju atšķirības. Savukārt, salīdzinot biogēno elementu koncentrācijas pa gadiem, to starpības nebija vērtējamas kā statistiski nozīmīgas, izņemot „Bauskas” un „Auces” monitoringa posteņus, kuros 2006.gadā tika novērotas salīdzinoši augstākas kopējā fosfora un amonija slāpeķla koncentrācijas nekā pārējos gados. Novērojumu periodā vidēji augstākas kopējā slāpeķla ( $N_{kop.}$ ) koncentrācijas veidojās „Līvbērzes” un „Jaunbērzes”, kā arī „Bauskas” un „Auces” monitoringa posteņos – teritorijās, kuras raksturo intensīva lauksaimnieciskā ražošana. „Jaunbērzes” novērojumu posteņi, kā arī „Bauskas” un „Auces” monitoringa posteņos, kur intensīvi lauku mēslošanai tika izmantoti cūku šķidrmēsli, konstatētas arī augstas vidējās nitrātu slāpeķla ( $N-NO_3$ ) koncentrācijas. Saskaņā ar ES Nitrātu Direktīvu (ND),  $N-NO_3$  izmanto kā kritēriju visa veida ūdeņu stāvokļa novērtēšanai, arī lauksaimniecības ietekmes raksturošanai. Novērojumu periodā virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes novērojumu posteņos lielfermu teritorijās vidējās  $N-NO_3$  koncentrācijas mainījās robežās no  $0.18 \text{ mg l}^{-1}$  „Kekavas” objektā līdz  $10.78 \text{ mg l}^{-1}$  „Auces” monitoringa posteņi. Augsta maksimālā  $N-NO_3$  koncentrācija fiksēta „Jaunbērzes” novērojumu posteņi ( $23.10 \text{ mg l}^{-1}$ ), tāda pati maksimālā

koncentrācija novērota arī „Auces” monitoringa postenī, bet „Bauskas” monitoringa postenī maksimālā koncentrācija sasniedza  $26.00 \text{ mg l}^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>. Jāatzīmē, ka šīs maksimālās koncentrācijas vairāk kā divas reizes pārsniedz ND noteikto robežkoncentrāciju –  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>. N-NO<sub>3</sub> robežkoncentrācija novērojumu periodā nevienā paraugā netika pārsniegta „Līvbērzes”, „Ķekavas” un „Ogres” posteņos, savukārt „Jaunbērzē” 20% novērojumu, bet „Bauskā” un „Aucē” 44% novērojumu tā bija augstāka par  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>.

Izvērtējot piesārņojuma ietekmi uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti, amonija slāpekļa (N-NH<sub>4</sub>) koncentrācijas noteikšana ir svarīga, jo tā paaugstinās sadaloties organiskajām vielām, ieskaitot kūtsmēslus un vircu, heterotrofo baktēriju klātbūtnē (Burt et al., 1993). Izteikti augstas N-NH<sub>4</sub> koncentrācijas rudens un pavasara mēnešos ļemtajos virszemes ūdeņu paraugos parāda saistību ar kūtsmēslu izvešanu lauku mēlošanai. Augstākā vidējā N-NH<sub>4</sub> koncentrācija  $7.82 \text{ mg l}^{-1}$  konstatēta „Līvbērzes” novērojumu postenī, tomēr tai raksturīga ļoti liela standartnovirze. Ievērojami zemāka N-NH<sub>4</sub> vidējā koncentrācija  $4.89 \text{ mg l}^{-1}$  raksturīga „Bauskas” novērojumu posteņim. Pārējās novērojumu vietās N-NH<sub>4</sub> vidējā koncentrācija nepārsniedza  $0.50 \text{ mg l}^{-1}$ . Vidējās N-NH<sub>4</sub> koncentrācijas ir vērtējamas kā ļoti augstas, jo Latvijas upēs N-NH<sub>4</sub> koncentrācija aptuveni sasniedz aptuveni  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$ , Lielupes baseina upēs ap  $0.3 \text{ mg l}^{-1}$  (Kokorīte, 2007).

Savukārt augstākās vidējās kopējā fosfora ( $P_{kop.}$ ) koncentrācijas novērotas „Bauskas” un „Ogres” monitoringa posteņos, kā arī „Līvbērzes” novērojumu postenī – vietās, kur lauku mēlošanai izmantotas lielas cūku šķidrmēslu devas vai veidojas avārijas rakstura noplūdes no kūtsmēslu krātuvēm. Lauksaimnieciskās ražošanas punktveida piesārņojums ir cieši saistīts ar epizodiskām noplūdēm, kas ievērojami paaugstina biogēno elementu koncentrācijas, veidojot tā dēvētās ekstrēmās vērtības.

Visās īstermiņa novērojumu biogēno elementu datu kopās (izņemot nitrātus) ir konstatējamas vērtības, kas ievērojami atšķiras no novērojumu vidējiem lielumiem (Grubsa testa rezultāti), turklāt to veidošanās nav saistīma ar meteoroloģisko apstākļu ietekmi. Izteikti tās veidojās novērojumiem „Līvbērzē” un „Jaunbērzē” – mazāk novērojumiem „Ķekavā” un „Ogrē”, kur vērojama punktveida piesārņojuma avota pēcietekme un sateces baseinā lauksaimniecībā izmantojamās zemes īpatsvars ir salīdzinoši neliels. „Ķekavā” un „Ogrē” veiktajiem novērojumiem tādējādi raksturīga salīdzinoši mazāka vērtību izkliede ap novērojumu vidējiem lielumiem.

Biežāk ekstrēmās vērtības novērojamas  $P_{kop.}$  koncentrāciju datu kopās, bet retāk –  $N_{kop.}$  datu kopās. Vairākos pētījumos apstiprināts, ka fosfora noplūdes raksturs ir atkarīgs no kompleksas vairāku faktoru un to savstarpējās saistības ietekmes, kas ir grūti prognozējama (Leone et al., 2008; Sileika et al., 2005; Tunney et al., 1997). To apstiprina arī monitoringa rezultāti, kuri apskatīti nākamajās nodalās.

## 2.4.1. Kopējā slāpekļa koncentrāciju raksturojums

2006.-2008.gada novērojumu periodā vidējās  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas atradās robežās no  $3.02 \text{ mg l}^{-1}$ , „Ķekavas” novērojumu postenī līdz  $16.82 \text{ mg l}^{-1}$ , „Bauskas” monitoringa postenī. Izvērtējot vidējo koncentrāciju pēc mediānas,  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācija „Līvbērzē” ir salīdzinoši zema ( $4.22 \text{ mg l}^{-1}$ ) un tuva  $N_{\text{kop.}}$  vidējai (pēc mediānas) koncentrācijai „Ķekavas” un „Ogres” monitoringa postenī, kur parādās punktveida piesārņojuma pēcietekme. „Jaunbērzes” novērojumu postenī  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas variēja salīdzinoši mazāk un stabili saglabāja augstas vidējās vērtības –  $10.88 \text{ mg l}^{-1}$  pēc vidējā aritmētiskā lieluma un  $12.20 \text{ mg l}^{-1}$ , vērtējot pēc mediānas.  $N_{\text{kop.}}$  koncentrāciju aprakstošās statistikas rādītāju pārskats sniegs 1.tabulā.

1.tabula  
**Kopējā slāpekļa ( $N_{\text{kop.}}$ ) koncentrāciju ( $\text{mg l}^{-1}$ ) empīriskās kopas aprakstošā statistika (2006.-2008. g.)**

Rādītājs / Novērojumu vieta	Līvbērze	Jaunbērze	Ķekava	Bauska	Auce	Ogre
Vidējais aritmētiskais	13.49	10.88	3.02	16.82	12.23	2.44
Mediāna	4.22	12.20	3.06	16.50	11.30	2.05
Standartnovirze	30.68	7.57	1.39	10.36	7.26	0.91
Asimetrija	3.94	0.25	0.16	0.89	2.14	1.15
Ekscess	16.37	-0.93	0.02	0.54	7.49	0.16
Minimālā vērtība	0.85	0.89	0.31	4.00	1.87	1.60
Maksimālā vērtība	144.00	26.30	5.77	41.90	39.30	4.60
Kvartiles	25	2.47	2.90	2.00	7.10	7.67
	75	8.45	16.50	3.76	22.55	15.30
Variācijas koef.(%)	227	70	46	62	59	37

$N_{\text{kop.}}$  vērtības var tikt izmantotas kā indikators, klasificējot ūdeņu kvalitāti pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. Sateces baseina līmenī, augstu un labu virszemes ūdeņu kvalitāti raksturo  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas, kas nepārsniedz  $2.5 \text{ mg l}^{-1}$ , vidējas kvalitātes ūdeņos noteiktas  $N_{\text{kop.}}$  vērtības  $2.5\text{-}7.5 \text{ mg l}^{-1}$ , bet  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijai pārsniedzot  $7.5 \text{ mg l}^{-1}$ , virszemes ūdeņi var tikt saistīti ar sliktu un ļoti sliktu ūdeņu kvalitāti (Lagzdiņš u.c., 2008). Virszemes ūdens paraugu  $N_{\text{kop.}}$  koncentrāciju vērtējums pēc minētajām ūdens kvalitātes klašu robežvērtībām ļauj secināt, ka novērojumu vietās, kur vērojama intensīvas lopkopības ietekme, virszemes ūdeņu kvalitāte visbiežāk ir vērtējama kā ļoti sliktā (2.tabula). Iegūtie rezultāti ļauj secināt, ka ūdeņu piesārņojums ar slāpekļa savienojumiem teritorijās ar intensīvu lopkopību atstāj būtisku ietekmi uz virszemes ūdens kvalitāti, īpaši sateces baseinos, kuros atrodas lieli cūkkopības kompleksi un šķidrmēsli regulāri tiek izmantoti lauku mēslošanai.

2.tabula

**Ūdens paraugu kvalitātes vērtējums pēc  $N_{kop}$ . koncentrācijas  
(% no paraugu kopskaita, n=137)**

Novērojumu vieta	Kvalitātes vērtējums pēc $N_{kop}$ . koncentrācijas					Kopā
	augsta	laba	vidēja	slikta	ļoti slikta	
Līvbērze	4	22	39	22	13	100
Jaunbērze	9	13	17	4	57	100
Ķekava	11	28	61	-	-	100
Bauska	-	-	28	4	68	100
Ogre	-	64	36	-	-	100
Auce	-	4	20	20	56	100
Kopā	4	21	32	9	35	100

#### 2.4.2. Kopējā fosfora koncentrāciju raksturojums

Apzināt fosfora savienojumu koncentrācijas ir īpaši nozīmīgi, jo fosfors tiek uzskatīts par vienu no eitrofikācijas procesu limitējošiem elementiem. Fosfora savienojumu nonākšanu virszemes ūdeņos galvenokārt var sekmēt: virszemes notece pēc mēslošanas līdzekļu izkliedes, ja tam seko nelabvēlīgi laika apstākļi vai netiek ievērotas mēslošanas agrotehniskās prasības; fosfora savienojumu izskalošanās no augsnēs, kā arī erozijas procesi (Tunney, 1997). Palielinoties ūdens notecei, intensificējas augnes erozijas procesi, kā rezultātā ar augsnēs daļiņām saistītais fosfors tiek ieskalots virszemes ūdeņos. Par robežvērtību eitrofikācijas attīstībai labvēlīgos apstākļos var uzskatīt kopējā fosfora ( $P_{kop}$ ) koncentrācijas virs  $0.05\text{-}0.1 \text{ mg l}^{-1}$  (Tunney et al., 1997), tomēr ND tā robežvērtība netiek noteikta.

Vidēji augstākās  $P_{kop}$  koncentrāciju vērtības 2006.-2008.gada novērojumu periodā raksturīgas „Līvbērzes” novērojumu postenim ( $0.55 \text{ mg l}^{-1}$ ) un „Bauskas” monitoringa postenim ( $2.82 \text{ mg l}^{-1}$ ). Šajās novērojumu vietās konstatētas arī augstas  $P_{kop}$  koncentrāciju maksimālās vērtības –  $3.25 \text{ mg l}^{-1}$  „Līvbērzes” un  $11.01 \text{ mg l}^{-1}$  „Bauskas” monitoringa postenī. Visās novērojumu vietās paaugstinātās  $P_{kop}$  koncentrāciju vērtības raksturīgas rudens mēnešiem – augustam, septembrim. Īpaši šajā laikā paaugstinās koncentrācijas „Līvbērzes” un „Jaunbērzes” novērojumu posteņos, kā arī „Bauskas” un „Auces” monitoringa postenī. „Ķekavā” un „Ogrē” augstas fosfora savienojumu vērtības novērotas arī gada pirmajā pusē pavasara palu laikā.  $P_{kop}$  koncentrācijām raksturīga ievērojama vērtību izkliede, lieli novēroto datu kopu asimetrijas un ekscesa rādītāji. Novērotajās datu kopās veidojas neraksturīgi augtas maksimālās vērtības, izņemot novērojumus „Ķekavā” un „Ogrē”.  $P_{kop}$  koncentrāciju aprakstošās statistikas rādītāju pārskats dots 3.tabulā.

3.tabula

**Kopējā fosfora ( $P_{\text{kop.}}$ ) koncentrāciju ( $\text{mg l}^{-1}$ ) empīriskās kopas aprakstošā statistika (2006.-2008. g.)**

Rādītājs / Novērojumu vieta	Līvbērze	Jaunbērze	Ķekava	Bauska	Auce	Ogre
Vidējais aritmētiskais	0.55	0.17	0.20	2.82	0.03	0.44
Mediāna	0.31	0.08	0.15	1.79	0.02	0.46
Standartnovirze	0.70	0.24	0.17	3.08	0.03	0.11
Asimetrija	2.82	2.61	1.64	1.03	3.04	0.07
Ekscess	9.69	6.25	1.83	0.32	10.07	-1.40
Minimālā vērtība	0.05	0.01	0.03	0.123	0.01	0.28
Maksimālā vērtība	3.25	0.93	0.62	11.01	0.13	0.62
Kvartiles	25	0.12	0.05	0.10	0.22	0.10
	75	0.67	0.17	0.20	5.37	0.03
Variācijas koeficients (%)	128	144	86	109	111	26

Eitrofikācijas attīstību limitējošā  $P_{\text{kop.}}$  koncentrācija, vērtējot pēc vidējiem novērotajiem lielumiem, tiek pārsniegta visos novērojumu posteņos, izņemot „Auci”, turklāt šī limitējošā vērtība jau tiek sasniegta un pat pārsniegta novērojumu datu kopu pirmajā kvartilē. Tas apstiprina, ka noplūdes no kūtsmēslu krātuvēm un ar šķidrmēsliem intensīvi mēslotiem laukiem rada nopietnu ūdeņu piesārņojuma risku. Sateces baseina īmenī augstu un labu virszemes ūdeņu kvalitāti raksturo  $P_{\text{kop.}}$  koncentrācijas, kas nepārsniedz  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$ , vidējas kvalitātes ūdeņus –  $P_{\text{kop.}}$  vērtības  $0.05\text{--}0.15 \text{ mg l}^{-1}$ , bet sliktu un ļoti sliktu ūdeņu kvalitāti  $P_{\text{kop.}}$  vērtības, kas pārsniedz  $0.15 \text{ mg l}^{-1}$  (Lagzdīņš u.c., 2008).

Klasificējot analizētos ūdeņu paraugus pēc minētajām ūdens kvalitātes klašu robežvērtībām, visos „Ogrē” nemtajos paraugos, 92% „Bauskā” nemtajos paraugos, 74% „Līvbērzē” nemtajos paraugos un 50% „Ķekavā” nemtajos paraugos ūdens kvalitāte jāvērtē kā slikta vai ļoti slikta (4.tabula).

4.tabula

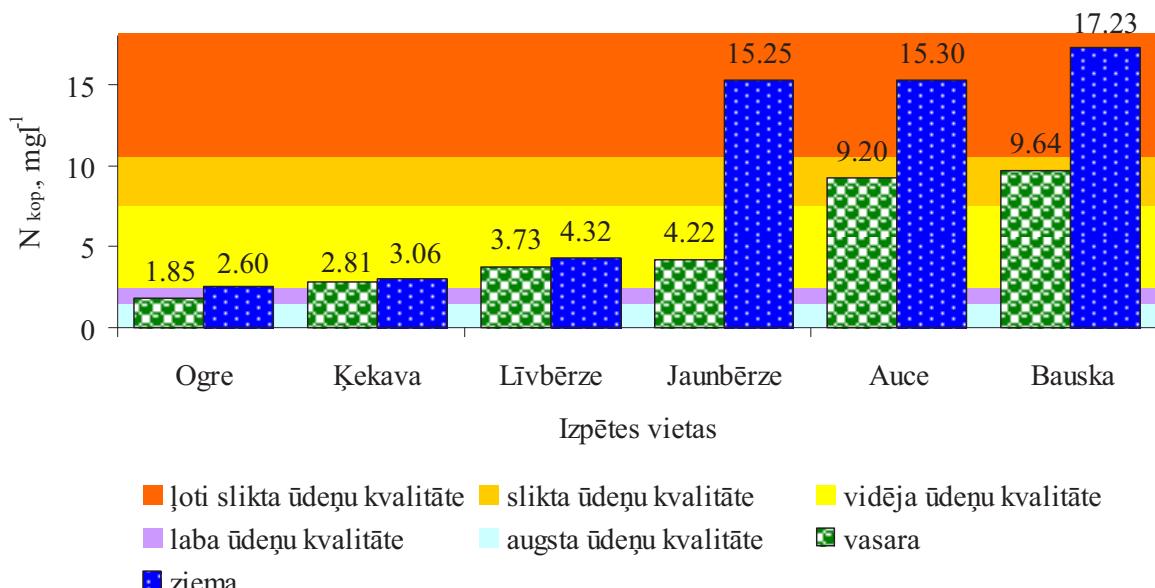
**Ūdens paraugu kvalitātes vērtējums pēc  $P_{\text{kop.}}$  koncentrācijas (% no paraugu kopskaita, n=137)**

Novērojumu vieta	Kvalitātes vērtējums pēc $P_{\text{kop.}}$ koncentrācijas, %					Kopā
	augsta	laba	vidēja	slikta	īoti slikta	
Līvbērze	-	4	26	17	52	100
Jaunbērze	8	21	42	13	17	100
Ķekava	-	11	39	33	17	100
Bauska	-	-	8	16	76	100
Ogre	-	-	-	-	100	100
Auce	68	24	8	-	-	100
Kopā	14	10	20	12	44	100

Zīmīgi, ka „Ogrē” un „Ķekavā”, kur krātuvēs ilgstoši tika uzglabāts liels kūtsmēslu daudzums, arī pēc saimnieciskās darbības aktivitāšu pārtraukšanas virszemes ūdeņos saglabājas augstas  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas. Augstākā ūdeņu kvalitāte pēc  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijām attiecināma uz „Auces” monitoringa posteni, kurā 92% ķemtajos paraugos vērojama augsta vai laba ūdeņu kvalitāte.

#### 2.4.3. Biogēno elementu koncentrāciju sezonālo izmaiņu raksturojums

$N_{\text{kop.}}$  koncentrāciju izmaiņām raksturīga izteikta sezonalitāte. Augstākas slāpeklja savienojumu koncentrācijas parasti ir vērojamas pavasarī pie maksimālajiem ūdens caurplūdumiem, kad ar sniega kušanas ūdeņiem slāpeklis intensīvi izskalojas no augsnēs. Zemākās koncentrācijas raksturīgas vasaras periodā, kad slāpeklis tiek patērtēts bioloģiskajos procesos un tā noplūde ar virszemes noteci ir ievērojami mazāka. 4.attēlā parādītas  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas ziemas (oktobris-marts) un vasaras jeb vegetācijas (aprīlis-septembris) periodos. Salīdzinot novērojumu vērtību mediānu starpības ar Manna-Vitneja U kritēriju, kā būtiskas tās jāvērtē „Auces” monitoringa postenī ( $p$ -vērtība  $< 0.000$ ), „Jaunbērzes” novērojumu punktā ( $p$ -vērtība 0.003) un „Bauskas” monitoringa postenī ( $p$ -vērtība 0.028).



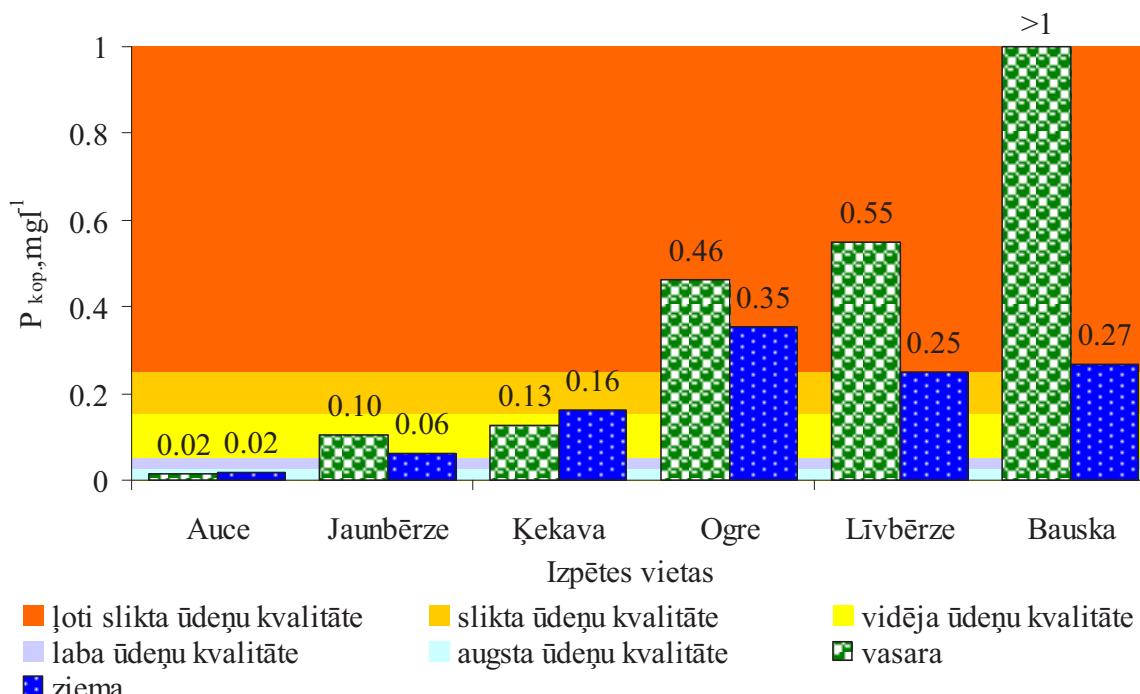
Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

#### 4.att. $N_{\text{kop.}}$ koncentrāciju mediānu salīdzinājums ziemas un vasaras periodos (2006.-2008.g.).

Jāatzīmē, ka „Ogrē”, „Ķekavā” un „Līvbērzē”  $N_{\text{kop.}}$  vidējās koncentrācijas ziemas un vasara periodos ir līdzīgas un statistiski ticami neatšķiras. Sateces baseiniem „Ogrē” un „Ķekavā” nav raksturīga intensīva lauksaimniecība, krātuves ir slēgtas un papildus slāpeklis sateces baseinā

nenonāk, kas arī slāpē sezonālās svārstības, savukārt „Līvbēržē” lauku mēslošanai netiek izmantoti cūku šķidrmēsli.

$P_{kop}$  koncentrāciju vidējās vērtības vairākās novērojumu vietās ir bijušas augstākas vasaras periodā (5.attēls). Tomēr  $P_{kop}$  ziemas un vasaras perioda koncentrāciju starpība kā statistiski ticama ir vērtējama tikai „Bauskas” monitoringa postenī ( $p$ -vērtība 0.003).  $P_{kop}$  savienojumu mainībai teorētiski vajadzētu būt līdzīgai – intensīvu nokrišņu laikā un intensīvas virszemes noteces rezultātā, piemēram, sniega kušanas laikā, pieaug erozijas procesu intensitāte, lai gan monitoringa rezultāti to tieši neapstiprina. Vairākos monitoringa objektos izteikti  $P_{kop}$  koncentrācijas paaugstinās jūnija, jūlija mēnešos, kā arī septembrī.  $P_{kop}$  koncentrāciju maksimālā vērtība „Aucē” un „Bauskā” novērota septembrī, „Jaunbēržē” – augustā, „Līvbēržē” – jūnijā, „Ķekavā” – maijā, bet „Ogrē” – martā. Paaugstināts nokrišņu daudzums  $P_{kop}$  koncentrāciju paaugstināšanos ir sekmējis „Jaunbēržē” (Spīrmana korelācijas koeficients 0.46,  $p$ -vērtība 0.020) un „Ķekavā” (Spīrmana korelācijas koeficients 0.51,  $p$ -vērtība 0.030). Tomēr viennozīmīgas  $P_{kop}$  izmaiņu sakarības starp monitoringa punktiem nav iespējams noteikt. Katrā novērojumu vietā  $P_{kop}$  koncentrācijas ir variējušas izteikti atšķirīgi.



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

##### 5.att. $P_{kop}$ koncentrāciju mediānu salīdzinājums ziemas un vasaras periodos (2006.-2008.g.).

Īstermiņa virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes novērojumu analīze laikā, kad aktīvi tika ieviesta rīcības programma piesārņojuma samazināšanai no lauksaimnieciskās darbības, ir pierādījusi, ka  $N_{kop}$  un  $P_{kop}$  vidējās vērtības vairākkārtīgi pārsniedz difūzā piesārņojuma raksturlielumus, kas novēroti Bērzes monitoringa stacijā intensīvas lauksamniecības apstākļos (Lagzdiņš u.c., 2012),

izņemot novērojumu vietas „Ķekava” un „Ogre”. Punktveida piesārņojuma sekas galvenokārt ir saistāmas ar paaugstinātām fosfora savienojumu koncentrācijām virszemes ūdeņos, kas laikā ir izteiki mainīgas.

Atsevišķas ļoti augstas biogēno elementu vērtību koncentrācijas „Līvbērzē” liecina, ka kūtsmēslu krātuves ar betonētu pamatu nenodrošina pret gadījuma rakstura noplūdēm. Neregulāras, bet bieži paaugstinātas biogēno elementu koncentrācijas „Jaunbērzes” un „Bauskas” monitoringa posteņi norāda, ka tuvējie lauksaimniecībā izmantojamie lauki saņem augstas mēslojuma devas šķidrmēslu iestrādāšanas laikā. Savukārt regulāras noplūdes no kūtsmēslu krātuvēm pēcietekme uz virszemes ūdens kvalitāti ir vērojama arī pēc krātuves slēgšanas. Piemēram, „Ķekavā” un „Ogrē” arī pēc krātuves izmantošanas pārtraukšanas ūdeņos ilgstoši nonāk salīdzinoši augstas biogēno elementu (īpaši fosfora) koncentrācijas.

## 2.5. Biogēno elementu koncentrāciju ilglaicīgo izmaiņu analīze

Lauksaimniecības noteču monitoringa programmas ietvaros Latvijas Lauksaimniecības universitātes Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedra punktveida piesārņojuma monitoringu veic 3 posteņos („Bauska”, „Auce” un „Ogre”) kopš 1995.gada. Novērojumu periodā uzkrātie dati ir nozīmīgs informācijas avots par virszemes ūdeņu punktveida piesārņojuma radīto biogēno elementu koncentrāciju izmaiņu attīstības tendencēm un radīto slodzi uz virszemes ūdeņu kvalitāti. Tomēr punktveida piesārņojuma izpētes rezultātā iegūtās datu rindas ir specifiskas un to analīzei izvēlētajām datu apstrādes metodēm ir jābūt piemērotām pazīmēm ar lielu variāciju. Biogēno elementu koncentrācijas mainību nosaka ne tikai dabiski procesi, bet arī saimnieciskās darbības īpatnības, kurus ne vienmēr ir iespējams detalizēti dokumentēt. Virszemes ūdeņu punktveida piesārņojuma mainības laikā analīzei ir izvēlēts 15 gadu cikls (1996.g.-2010.g.), kā arī rezultātu pilnīgākai interpretācijai piesaistīta informācija no viena difūzā piesārņojuma kontrolposteņa („Bauska 2”).

Novērojumu periodā izteikti augstas  $N_{kop.}$  un  $P_{kop.}$  koncentrācijas veidojas „Bauskas” monitoringa posteņi,  $N_{kop.}$  mediānas vērtībai sasniedzot  $11.40 \text{ mg l}^{-1}$  un  $P_{kop.} - 0.63 \text{ mg l}^{-1}$  (5.tabula). Monitoringa vietās novēroto biogēno elementu vidējo vērtību starpības statistiskās ticamības analīze ar Manna-Vitneja U kritēriju norāda, ka  $N_{kop.}$  koncentrācijas būtiski neatšķiras „Auces” un „Bauska 2” monitoringa datos ( $p$ -vērtība 0.387), bet  $P_{kop.}$  koncentrācijas kā līdzvērtīgas jāuzskata „Bauskas” un „Ogres” datu rindās ( $p$ -vērtība 0.071). Pārējos gadījumos biogēno elementu koncentrācijas monitoringa posteņos ir vērtējamas kā būtiski atšķirīgas.

Salīdzinot monitoringa rezultātus punktveida piesārņojuma apstākļos un lauksaimniecības noteču difūzā piesārņojuma apstākļos, kur Bērzes monitoringa sateces baseins raksturo intensīvus, Mellupītes – vidēji intensīvus, bet Vienziemītes – ekstensīvus lauksaimnieciskās ražošanas apstākļus, jāsecina, ka biogēno elementu koncentrāciju lielākās atšķirības ir attiecināmas uz fosfora savienojumiem (5.tabula). Turklat  $N_{kop.}$  koncentrācijas punktveida piesārņojuma apstākļos variē vairāk nekā

difūzā piesārņojuma apstākļos, savukārt  $P_{kop}$  koncentrācijām punktveida piesārņojuma apstākļos ir raksturīga mazāka mainība. „Auces” monitoringa postenī novērotā vidējā  $N_{kop}$  koncentrācija ir līdzvērtīga intensīvas lauksaimniecības apstākļos novērotajai difūzā piesārņojuma vidējai vērtībai, bet „Ogres” monitoringa postenī fiksētā  $N_{kop}$  vidējā vērtība tuvojas vidēji intensīvas lauksaimniecības radītā difūzā piesārņojuma ilggadīgo novērojumu līmenim.  $P_{kop}$  vidējās koncentrācijas „Bauskā” un „Ogrē” daudzkārt pārsniedz intensīvas lauksaimniecības apstākļos raksturīgo difūzā piesārņojuma  $P_{kop}$  koncentrācijas vidējo līmeni, savukārt „Aucē”  $P_{kop}$  vidējā koncentrācija ilglaicīgo novērojumu datu rindā ir netipiski zema punktveida piesārņojuma apstākļiem.

5.tabula  
**Biogēno elementu koncentrāciju ( $\text{mg l}^{-1}$ ) virszemes ūdeņos salīdzinājums  
 difūzā\* un punktveida piesārņojuma apstākļos**

Parametrs	$N_{kop}$			$P_{kop}$		
Monitoringa postenis	$\bar{x}$	Me	V%	$\bar{x}$	Me	V%
Difūzā* piesārņojuma monitoringa stacijas						
Bērze	8.57	7.70	61	0.17	0.12	120
Mellupīte	3.69	3.35	66	0.08	0.05	123
Vienziemīte	1.69	1.40	68	0.04	0.03	141
Punktveida piesārņojuma monitoringa posteņi						
Auce	7.56	6.05	76	0.02	0.02	115
Bauska	15.13	11.40	96	1.99	0.63	142
Ogre	3.29	2.70	78	0.56	0.51	67
Difūzā piesārņojuma monitoringa kontrolpostenis						
Bauska 2	7.45	6.50	82	0.14	0.09	170

\*Difūzā monitoringa dati (Lagzdiņš, 2012)

$\bar{x}$  – vidējais aritmētiskais, Me – mediāna, V% – variācijas koeficients

Visos monitoringa posteņos noteiktas statistiski nozīmīgas starpības ziemas un vasaras  $N_{kop}$  koncentrācijām (Manna-Vitneja kritērijs,  $p$ -vērtība  $< 0.000$ ).  $N_{kop}$  koncentrācijas ziemas periodā ir vērtējamas kā divreiz augstākas nekā vasaras periodā. Zemākas  $N_{kop}$  koncentrācijas, nekā ilgtermiņā vidēji novērotā vērtība, visos monitoringa posteņos vērojamas no maija līdz oktobrim. Arī  $P_{kop}$  koncentrācijas ir saistīmas ar sezonālo mainību, jo visos monitoringa posteņos tās būtiski atšķiras ziemas un vasaras periodos (Manna-Vitneja kritērijs,  $p$ -vērtība 0.020 („Auce”),  $p$ -vērtība 0.008 („Bauska”),  $p$ -vērtība 0.018 („Ogre”),  $p$ -vērtība 0.001 („Bauska 2”). Augstākas  $P_{kop}$  koncentrācijas novērotas vasaras mēnešos.

Biogēno elementu koncentrāciju ilgtermiņa mainības analīzei ir svarīga nozīme virszemes ūdeņu piesārņojuma attīstības tendenču novērtējumā. Vides zinātnēs šī uzdevuma risināšanai plaši tiek izmantots neparametriskais Manna-Kendala tests. Tests ir pielāgots novērojumu datu rindām, kas neatbilst

normālajam sadalījumam, kā arī ir modificēts trenda noteikšanai laika rindās ar sezonālu raksturu. Promocijas darbā biogēno elementu koncentrāciju ilglaicīgo izmaiņu tendenču analīzes sistēma veidota pēc šādas shēmas:

### **1. Koncentrāciju pakāpenisko izmaiņu novērtēšana:**

- 1.1. Manna-Kendala tests trenda noteikšanai;
- 1.2. Sen's virziena koeficients trenda rakstura noteikšanai un koncentrāciju izmaiņu ātruma izvērtēšanai;

### **2. Laika rindas maiņas punkta noteikšana:**

- 2.1. Pettitta tests laika rindas homogenitātes raksturošanai;
- 2.2. CUSUM jeb kumulatīvo summu metode laika rindas maiņas punktu grafiskai analīzei.

### **3. Spektra analīze vērtību atkārtošanās biežumu jeb cikliskuma noteikšanai.**

Biogēno elementu ilgtermiņa mainības novērtēšanai izmantots sezonālais Manna-Kendala tests – neparametriskā Manna-Kendala testa modificēta versija, kas izlīdzina sezonālos ciklus, un ūauj testēt hipotēzes par pētāmās pazīmes novēroto vērtību trenda statistisko ticamību. Testā iekļauta testa statistikas  $S$  un tās dispersijas  $VAR(S)$  aprēķināšana atsevišķi katrai sezonai.  $S_i$  sezonai  $i$ , tiek noteikts pēc formulas:

$$S_i = \sum_{k=1}^{n_i-1} \sum_{l=k+1}^{n_i} \text{sgn}(x_{il} - x_{ik}), \quad (1)$$

kur

$$l > k,$$

$n_i$  – novērojumu skaits sezonā  $i$ ;

$x_{il}$  – pētāmās pazīmes novērotā vērtība  $i$ -tajā sezonā un  $l$ -tajā gadā;

$K$  – sezonu skaits;

$L$  – gadu skaits un

$$\text{sgn}(x_{il} - x_{ik}) = \begin{cases} 1, & x_{il} - x_{ik} > 0 \\ 0, & x_{il} - x_{ik} = 0 \\ -1, & x_{il} - x_{ik} < 0 \end{cases}$$

Dispersiju  $VAR(S_i)$  aprēķina pēc formulas:

$$VAR(S_i) = \frac{1}{18} \left[ n_i(n_i - 1)(2n_i + 5) - \sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip} - 1)(2t_{ip} + 5) - \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq} - 1)(2u_{iq} + 5) \right] + \frac{\sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip} - 1)(t_{ip} - 2) \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq} - 1)(u_{iq} - 2)}{9n_i(n_i - 1)(n_i - 2)} + \frac{\sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip} - 1) \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq} - 1)}{2n_i(n_i - 1)}, \quad (2)$$

kur

$g_i$  – grupu skaits, kurās iekļaujas vienādas vērtības sezonā  $i$ ;

$t_{ip}$  – vienādo vērtību skaits  $p$ -tajā grupā sezonā  $i$ ;

$h_i$  – novērojumu skaits, kas iekļauj atkārtotus mērījumus, sezonā  $i$ ;

$u_{iq}$  – atkārtoto mērījumu skaits  $q$ -tajā novērojumu periodā sezonā  $i$ .

Aprēķinātās  $S_i$  un  $VAR(S_i)$  vērtības tiek summētas pa sezonām:

$$S = \sum_{i=1}^k S_i \text{ un } VAR(S) = \sum_{i=1}^k VAR(S_i). \quad (3 \text{ un } 4)$$

Katrai sezonai noteiktās testa statistikas un dispersiju lielumu summa ļauj noteikt  $Z$  vērtību hipotēžu pārbaudei:

$$Z = \begin{cases} \frac{(S-1)}{\sqrt{VAR(S)}}, & S > 0 \\ 0, & S = 0 \\ \frac{(S+1)}{\sqrt{VAR(S)}}, & S < 0 \end{cases} \quad (5)$$

Manna-Kendala testa rezultāti neapstiprina būtiskus biogēno elementu koncentrāciju samazinājuma trendus intensīvas lauksaimnieciskās darbības apstākļos laika periodā no 1996. līdz 2010.gadam. Monitoringa postenī „Auce” novērojams  $N_{kop}$  koncentrāciju pieaugums, tomēr tas nav raksturojams kā statistiski nozīmīgs. Monitoringa postenī „Bauska”  $N_{kop}$  koncentrācijām, kā arī  $P_{kop}$  koncentrācijām arī raksturīga pozitīva attīstības tendēncija, kas nav vērtējama kā statistiski ticama ar  $P = 0.95$ . Būtiski negatīvi biogēno elementu koncentrāciju trendi raksturīgi vienīgi „Ogres” monitoringa postenim (6.attēls). Statistiski ticams negatīvs  $P_{kop}$  koncentrāciju trends raksturīgs arī monitoringa postenim „Bauska 2”. Visi sezonālā Manna-Kendala testa rezultāti ir apkopoti 6.tabulā.

6.tabula

#### $N_{kop}$ un $P_{kop}$ koncentrāciju analīzes Manna-Kendala testa rezultāti

Rādītājs	Monitoringa postenis	p-vērtība	Z vērtība	Sen's virziena koeficients	Mediāna
$N_{kop}$ (mg l <sup>-1</sup> )	Auce	0.247	1.273	0.090	6.050
	Bauska	0.876	-0.227	-0.030	11.400
	Ogre	<b>0.000</b>	-5.805	-0.120	2.700
	Bauska 2	0.248	-1.186	-0.070	6.500
$P_{kop}$ (mg l <sup>-1</sup> )	Auce	0.143	-2.023	<0.000	0.018
	Bauska	0.123	3.100	0.040	0.635
	Ogre	<b>&lt;0.000</b>	-5.263	-0.020	0.514
	Bauska 2	<b>0.019</b>	-3.948	<0.000	0.095

Sen's virziena koeficients ir neparametriskās statistikas alternatīva regresijas virziena koeficienta noteikšanai ar lineārās regresijas metodēm. Sen's virziena koeficients kvantitatīvi raksturo pētāmās pazīmes izmaiņas laika vienībā, un tā vērtību praktiski neietekmē novērojumi laika rindā ar ļoti izteiktu novirzi no vidējā lieluma. Sezonālo Sen's virziena koeficientu aprēķina vispirms nosakot  $N_i$  novērojumu pāriem Q vērtības katrai  $i$ -tajai sezonai pēc formulas:

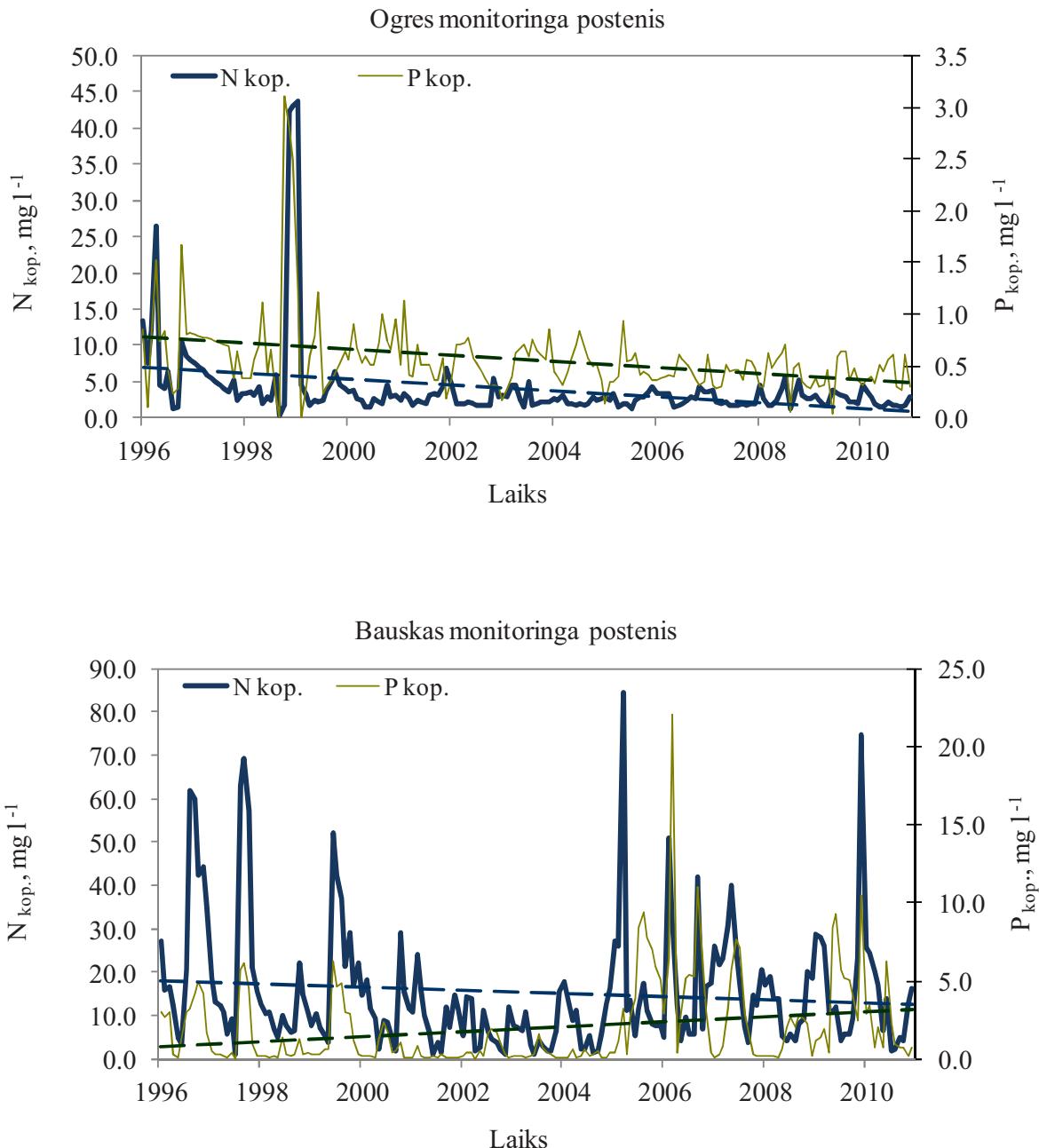
$$Q_i = \frac{x_{il} - x_{ik}}{l - k}, \quad (6)$$

kur

$$x_{il} - \text{pētāmās pazīmes vērtības } i\text{-tajā sezonā un } l\text{-tajam gadam};$$

$$x_{ik} - \text{pētāmās pazīmes vērtības } i\text{-tajā sezonā un } k\text{-tajam gadam } (l > k).$$

Dotais lielums jāaprēķina katrai sezonai un jānosaka to mediāna, kas veido sezonālo Sens' virziena koeficientu (Gilbert, 1987). 6.tabulā apkopoti aprēķinātie Sen's virziena koeficienti, kas raksturo pētāmās pazīmes vērtību izmaiņu mediānu gada laikā.



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

6.att. N<sub>kop</sub>.un P<sub>kop</sub>. izmaiņu (1996.-2010.g.) trendu salīdzinājums „Ogres” un „Bauskas” monitoringa posteņos.

Laika rindās, kurās statistiski ticami trendi nav noteikti, ar Pettitta kritēriju un kumulatīvo summu grafikiem (*CUSUM*) analizēti novērojumu vidējās vērtības maiņas punkti, kas ļauj spriest par pētāmās pazīmes attīstības tendencēm laika rindas atsevišķos posmos (7.tabula).

7.tabula

**N<sub>kop.</sub> un P<sub>kop.</sub> koncentrāciju vidējās vērtības maiņas punkta analīzes rezultāti**

Monitoringa postenis	Ūdeņu kvalitātes rādītājs	Pettita (Pettitt's) testa statistika	Maiņas punkts laika rindā
Auce	N <sub>kop.</sub>	K=3281; p-vērtība=< <b>0.0001</b>	t=91 (2003.VII)
	P <sub>kop.</sub>	K=1803; p-vērtība=0.8010	nav
Bauska	N <sub>kop.</sub>	K=1954; p-vērtība= <b>0.0300</b>	t=51 (2000.III)
	P <sub>kop.</sub>	K=4410; p-vērtība=< <b>0.0001</b>	t=109 (2005.I)
Bauska 2	N <sub>kop.</sub>	K=1556; p-vērtība=0.1350	nav

Pettits tests (Kropp et al, 2011) pieder neparametriskās statistikas metožu grupai, kas ļauj noteikt pētāmās pazīmes vidējās vērtības maiņas punktu laika rindā. Noteiktais maiņas punkts pētāmo datu kopu nosacīti iedala 2 intervālos – pirms un pēc maiņas punkta. Datu grupām pirms un pēc maiņas punkta teorētiski jābūt ar homogēnu raksturu, pretējā gadījumā tām var izdalīt otrā un vēl sīkāku pakārtotu līmēnu maiņas punktus. Pettitta testa statistikas aprēķinos tiek iekļautas divas novērojumu vērtību rindas  $x_1, \dots, x_t$  un  $x_{t+1}, \dots, x_T$ , pēc formulas:

$$U_{t,T} = U_{t-1,T} + \sum_{j=1}^T \text{sgn}(x_t - x_j), \quad t = 2, \dots, T, \quad (7)$$

kur

$$\text{sgn}(x_i - x_j) = \begin{cases} 1, & x_i - x_j > 0 \\ 0, & x_i - x_j = 0 \\ -1, & x_i - x_j < 0 \end{cases}$$

Pettitta testa statistika ļauj noteikt iespējamo laika rindas vērtību maiņas punktu:

$$K_T = \max_{1 \leq t < T} |U_{t,T}|. \quad (8)$$

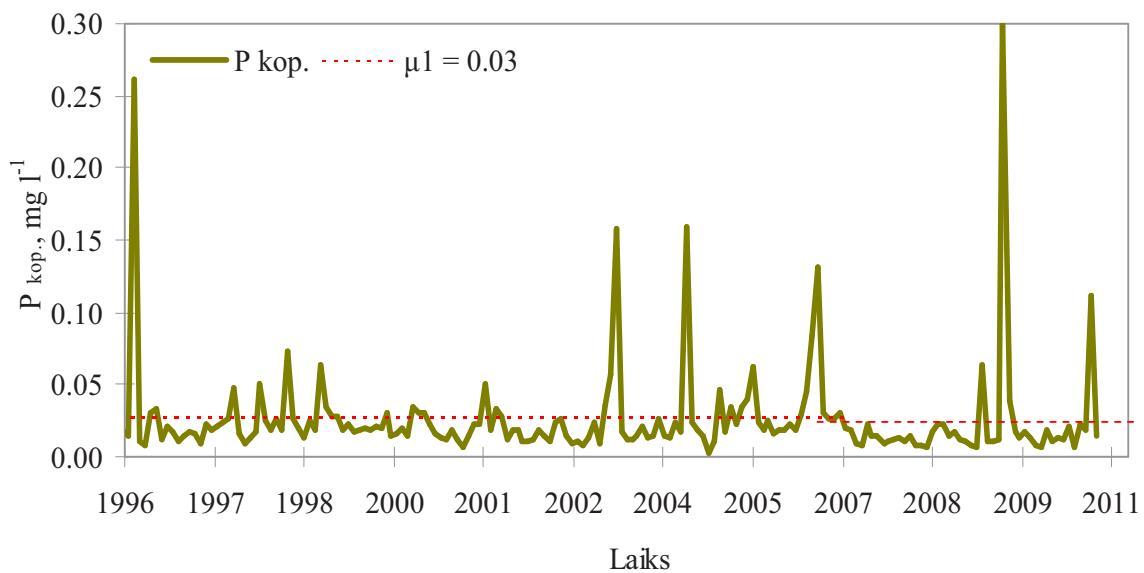
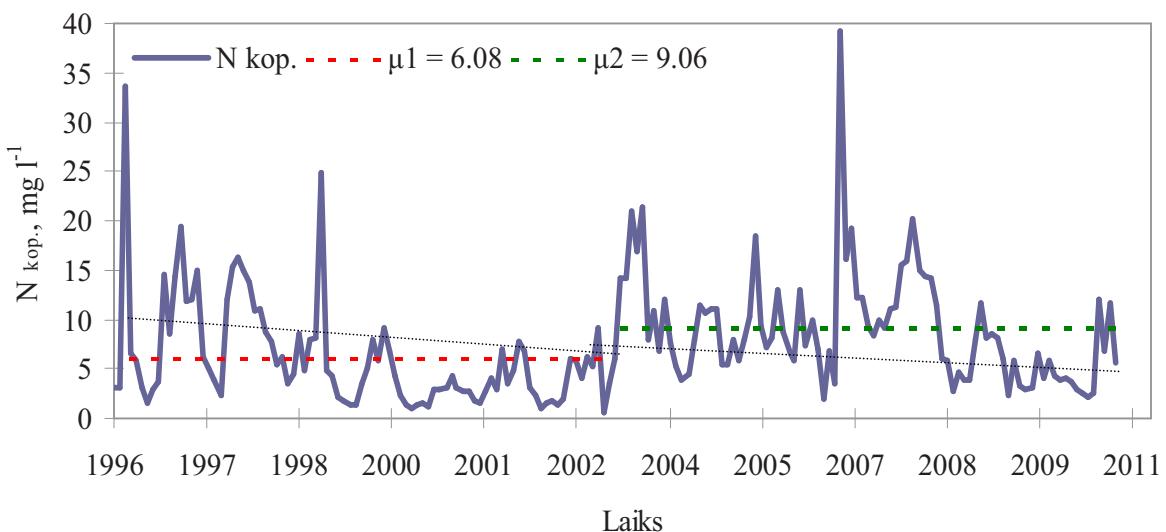
Viena no vienkāršākajām metodēm, kā noteikt, vai laika rindā pastāv maiņas punkts, ir *CUSUM* (kumulatīvo summu) metode (Page,1955). *CUSUM* ir grafiskās analīzes metode, kas ļauj vizuāli novērtēt pētāmās pazīmes laika rindas vidējās vērtības maiņas punktus, nosakot pētāmās pazīmes vērtību noviržu kumulatīvās summas izmaiņas:

$$CUSUM = \sum_{i=n}^t x_i - \bar{x}, \quad (9)$$

kur

$\bar{x}$  - pētāmās pazīmes laika rinda vidējā vērtība.

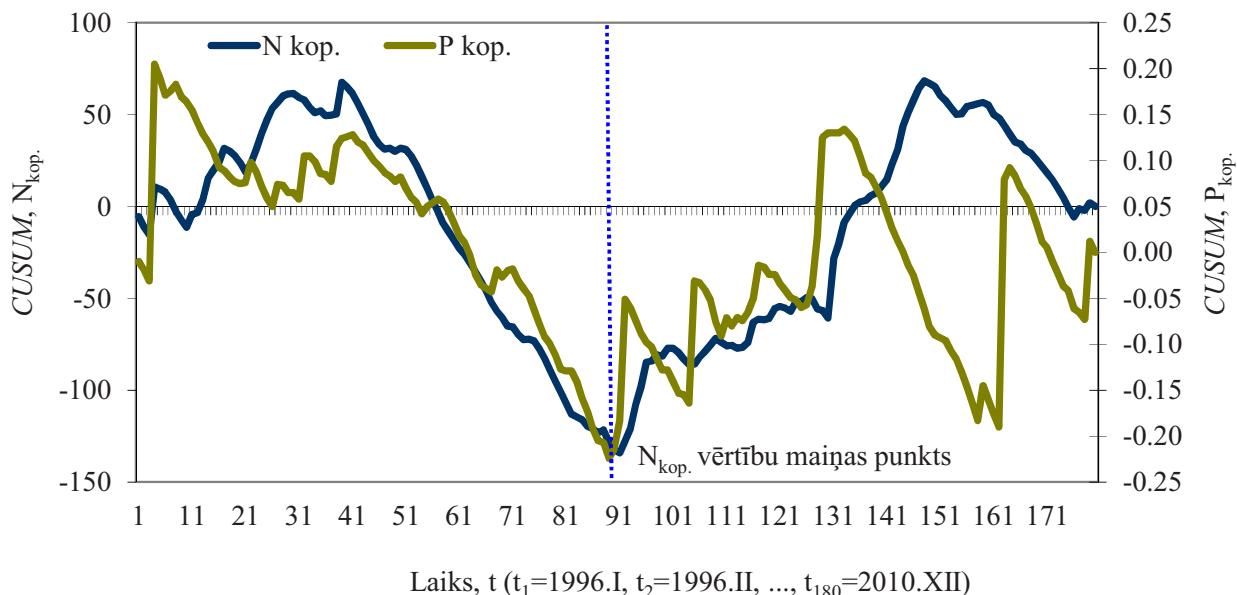
7. un 8.attēlā sniegti maiņas punkta analīzes rezultāti „Auces” monitoringa posteņa datiem. Monitoringa posteņi „Auce” augstas biogēno elementu koncentrācijas fiksētas novērojumu sākuma periodā, kā arī no 2003.gada līdz 2008.gadam, kad biogēno elementu koncentrācijas pārsniedza ilggadējo novērojumu koncentrāciju vidējās vērtības. Izteikti šajā laika posmā paaugstinājās fosfora koncentrācijas. „Aucē” galvenās izmaiņas  $N_{kop}$  koncentrācijās vērojamas laika punktā  $t=91$ , kas atbilst 2003.gada jūlijam. Pirms un pēc šī laika punkta iespējams noteikt statistiski ticamus negatīvus trendus (pirms maiņas punkta:  $p$ -vērtība  $< 0.000$ ; pēc maiņas punkta:  $p$ -vērtība  $< 0.000$ ), vidējām  $N_{kop}$  koncentrācijām sasniedzot attiecīgi  $6.08 \text{ mg l}^{-1}$  un  $9.06 \text{ mg l}^{-1}$ .



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

**7.att. Maiņas punkta analīzes Pettitta testa rezultāti  $N_{kop}$  un  $P_{kop}$  koncentrāciju izpētei „Auces” monitoringa posteņi.**

Jāatzīmē, ka straujas koncentrāciju kāpums novērojumu perioda otrajā pusē vērojams, kad intensīva šķidrmēslu iestrāde sateces baseina teritorijā pārtraukta.  $P_{kop.}$  koncentrācijām „Auces” monitoringa postenī statistiski nozīmīgas vērtību izmaiņas 1996.-2010.gada novērojumu periodā nav noteiktas, un fosfora izmaiņas laika rindā ir raksturojamas kā stacionārs process. Tādējādi ilglaicīgās minitoringa datu rindās maiņas punkta analīze uzskatāmi palīdz precizēt piesārņojuma koncentrāciju izmaiņas laiku un virzienu.



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

#### 8.att. **CUSUM analīzes rezultāti $N_{kop.}$ un $P_{kop.}$ koncentrāciju izpētei „Auces” monitoringa postenī.**

Monitoringa postenī „Bauska” biogēno elementu koncentrācijām statistiski nozīmīgi trendi datu analīzes periodā nav noteikti, tomēr salīdzinoši augstas to koncentrācijas vērojamas monitoringa sākuma periodā, kā arī no 2005.gada vidus līdz pat 2009.gadam. Par  $N_{kop.}$  vidējās laika rindas vērtības maiņas punktu var uzskatīt laika punktu  $t=51$ , kas atbilst 2000.gada marta mēnesim. Tas iezīmē kopējā slāpekļa koncentrāciju samazinājumu no  $N_{kop.}$  21.10 līdz 12.81 mg  $\text{l}^{-1}$ . Pirms šī punkta koncentrāciju trends ir negatīvs (p-vērtība 0.008), bet vēlāk trends veidojas pozitīvs (p-vērtība  $< 0.000$ ). „Bauskas” monitoringa postenī laika punkts  $t=109$ , kas atbilst 2005.gada janvārim, raksturo kopējā fosfora vidējās koncentrāciju pieaugumu no 1.01 mg  $\text{l}^{-1}$  pirms maiņas punkta līdz 3.61 mg  $\text{l}^{-1}$  pēc maiņas punkta, tomēr statistiski ticamus trendus gan pirms, gan pēc maiņas punkta nav iespējams noteikt.

„Ogrē” augstākās biogēno elementu koncentrācijas novērotas novērojumu sākuma periodā no 1996. līdz 1998.gadam, kad sasniegta arī biogēno elementu koncentrāciju maksimumi. Pēc 1999.gada pavasara (aptuveni 7 gadus pēc fermas slēgšanas) biogēno elementu koncentrācijas strauji samazinājās, un laika rindās veidojās statistiski ticami un negatīvi trendi.

Biogēno elementu savienojumu koncentrāciju trendu un laika rindas vidējās vērtības maiņas punkta analīze ļauj secināt, ka statistiski ticami negatīvi slāpeķla un fosfora savienojumu trendi veidojas apstākļos, kur intensīva lauksaimnieciskā darbība ir pārtraukta. Monitoringa posteņos „Auce” un „Bauska” statistiski ticama biogēno elementu koncentrāciju samazināšanās tendence nav nosakāma, bet laika rindā iespējams konstatēt vidējās vērtības būtiskas izmaiņas. Piemēram, „Aucē” vidējās vērtības maiņas punkta analīze ļauj noteikt negatīvus trendus pirms un pēc maiņas punkta slāpeķla savienojumiem, kas nav raksturīgi fosfora koncentrāciju vērtībām. Lai gan „Aucē” šķidrmēslu deponēšana laukā ir pārtraukta, novērojumu rindā parādās augstas  $P_{kop}$  koncentrācijas, turklāt novērojams izteikts slāpeķla koncentrāciju kāpums tieši pēdējos gados, kas liecina par piesārņojuma pēcietekmi vai mēslošanas intensitātes paaugstināšanos. Monitoringa posteņi „Bauska”  $P_{kop}$  vidējai laika rindas vērtībai ir noteikts maiņas punkts, bet pirms un pēc tā, nav konstatējami statistiski ticami trendi, kas norāda ilgstošas un relatīvi stabilas fosfora radītās slodzes ietekmi.

Punktveida piesārņojuma ietekmes uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti ilgtermiņa novērojumu analīze apstiprina fosfora savienojumu koncentrāciju nozīmi. Negatīvi fosfora koncentrāciju trendi veidojas apstākļos, kad tiešas punktveida ietekmes nav („Bauska 2”) vai piesārņojuma avots ir ilgstoši slēgts („Ogre”), turklāt arī pēc intensīvas šķidrmēslu izmantošanas pārtraukšanas virszemes ūdeņos ir vērojamas paaugstinātas fosfora savienojumu koncentrācijas („Ogre”). Ja šķidrmēslu lietošanas tehnoloģiskās prasības tiek ievērotas un augsne netiek pārsātināta ar augstām kūtsmēslu devām, tuvējos virszemes ūdeņos fosfora savienojumu koncentrācijas ir ievērojami zemākas, bet arī to būtiska samazināšanās nenotiek drīz pēc aktīvas mēslu iestrādes pārtraukšanas („Auce”). Lai gan notecees kvalitatīvais sastāvs ir cieši saistīts ar meteoroloģiskiem apstākļiem, biogēno elementu koncentrāciju sezonālā mainība ir vairāk izteikta monitoringa vietās, kur punktveida piesārņojuma ietekme ir mazāk aktīva. Nokrišņu ietekmes detalizētai analīzei būtu nepieciešami biežāk savākti monitoringa dati, kā arī informācija par specifiskiem rādītājiem, piemēram, nokrišņu intensitāti, ilgumu u.c. (McDowell et al., 2001; Kleinman et al., 2006; Sharpley, 1995; Sharpley et al., 2001; Shigaki et al., 2007).

Spektra analīze ir datu matemātiskās apstrādes metode, kas ļauj analizēt pētāmās pazīmes vērtību atkārtošanās biežumu jeb cikliskumu. Spektra analīzes rezultātā pētāmās pazīmes vērtības tiek pārveidotas ar Furje transformāciju un sadalītas dažādu frekvenču cikliskos viļņos (Howell, 2001). Gala rezultāti tiek parādīti periodogrammās. Nepārtrauktā Furjē transformācija un tās speciālais gadījums – diskrētā Furjē transformācija (DFT) – tiek izmantots, lai transformētu funkciju no laika uz frekvenču dimensiju. Tas dod iespēju pētīt ne tikai, kā funkcija  $f(t)$  attīstās laikā, bet arī to, no kādām frekvenču komponentēm šis signāls sastāv. Funkciju no laika  $f(t)$  var izteikt kā vairāku sinusoīdu un kosinusoīdu summu. DFT notiek izmantojot tikai diskrētus, periodiski iegūtus datus, piemēram, kāda nepārtraukta laikā mainīga lieluma mērījumus noteiktos

intervālos. DFT ieejā ir kāda laikā mainīga lieluma novērojumi ar vienādu periodu jeb šī mainīgā lieluma diskrētā funkcija  $f(k)$ , kur  $k$  ir novērojuma kārtas numurs no 0 līdz  $N-1$ , kur savukārt  $N$  ir kopējais novērojumu skaits (Marks II, 2009; Handbook for Sampling..., 1982). DFT tiek veikta, izmantojot kompleksos skaitļus, kuru galvenās izmantotās sakārības atkārtojumam ir:

$$\begin{aligned} Z &= a + bj = A \cos(\theta) + jA \sin(\theta) = Ae^{j\theta} \\ A &= \sqrt{a^2 + b^2} \\ \theta &= \arctan\left(\frac{b}{a}\right) \end{aligned}, \quad (10)$$

kur

- $a, b$  – reāli skaitļi;
- $j$  – imaginārā vienība,  $j^2 = -1$ ;
- $\theta$  – leņķis polārās koordinātēs;
- $A$  – garums polārās koordinātēs.

Ar sakārībām (10) ir parādītas trīs komplekso skaitļu formas: algebriskā, trigonometriskā un eksponenciālā. Lai arī DFT var tikt efektīvi izmantota visu funkciju transformēšanai, tās izpilde ir salīdzinoši lēna: pieaugot mērījumu skaitam lineāri, aprēķinu skaits pieaug kvadrātiski. DFT definē ar formulu (11):

$$F(n) = \sum_{k=0}^{N-1} f(k) e^{-j \frac{2\pi}{N} nk}, \quad (11)$$

kur

- $N$  – mērījumu (novērojumu) skaits;
- $k$  – mērījuma (novērojuma) numurs,  $k = [0...N-1]$ ;
- $f(k)$  –  $k$ -tais mērījums;
- $n$  – kompleksās frekvences (DFT rezultāta) punkta numurs,  $n = [0...N-1]$ .

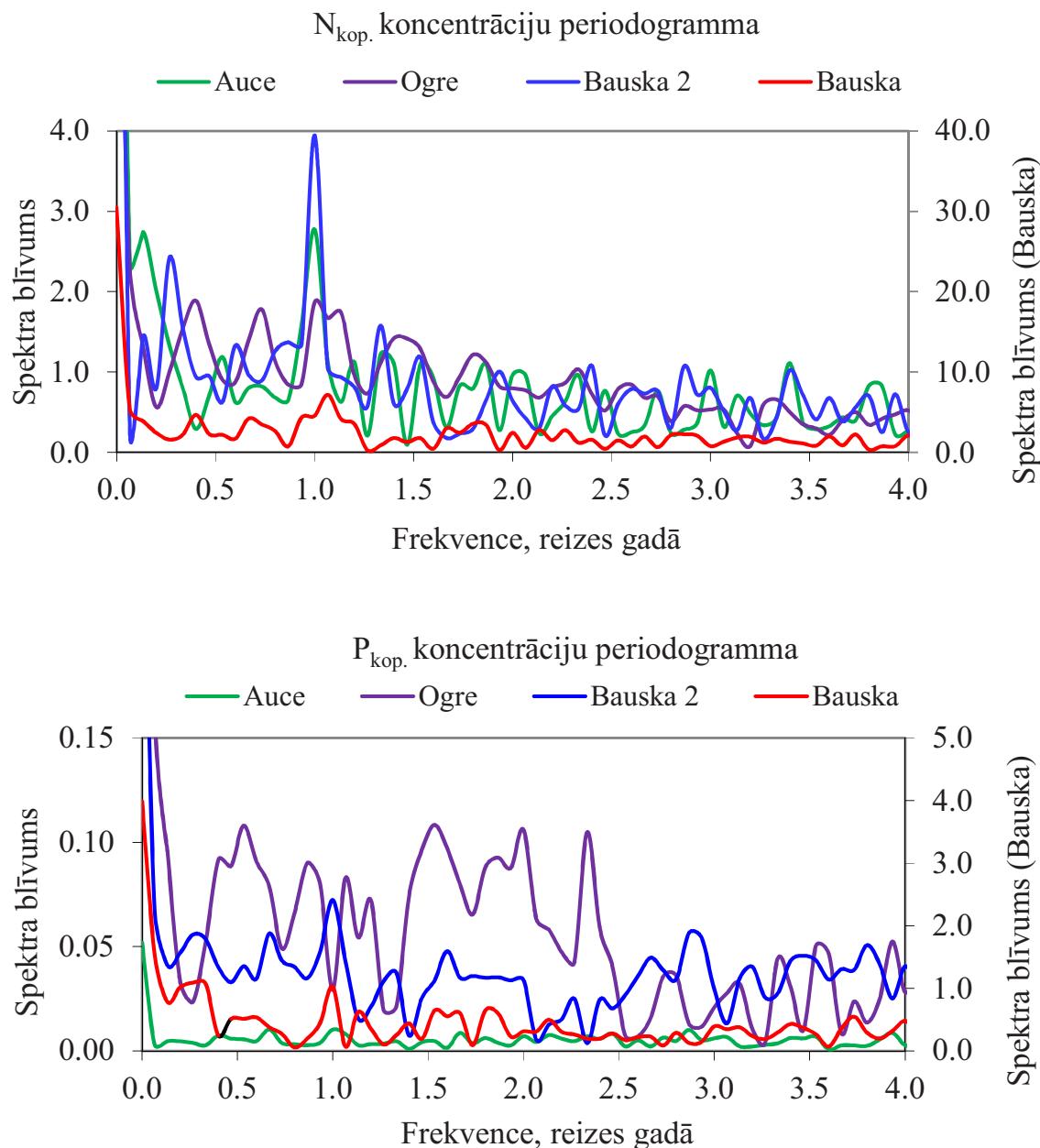
Pēc formulas (11) var iegūt DFT tikai frekvenču komponentei  $n$  jeb punktam uz spektra frekvenču ass. Līdz ar to galīgais DFT rezultāts – pētāmā signāla spektrs tiek iegūts:

$$\begin{pmatrix} F(0) \\ F(1) \\ F(2) \\ \vdots \\ F(N-1) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & \dots & 1 \\ 1 & W & W^2 & W^3 & \dots & W^{n-1} \\ 1 & W^2 & W^4 & W^6 & \dots & W^{n-2} \\ \vdots & & & & & \\ 1 & W^{n-1} & W^{n-2} & W^{n-3} & \dots & W \end{pmatrix} \begin{pmatrix} f(0) \\ f(1) \\ f(2) \\ \vdots \\ f(N-1) \end{pmatrix}, \quad (12)$$

kur

$$W = e^{-j \frac{2\pi}{N}}.$$

Šādā veidā tiek noteikti kompleksie skaitļi  $F(0)..F(N-1)$ , kuru absolūtās vērtības tiek atliktas spektra grafikā kā frekvenču komponenšu amplitūdas ar tādu pašu mērvienību kā oriģinālajam signālam jeb laika rindai. Jāatzīmē, ka iegūtais spektra grafiks ir simetrisks, tāpēc to parasti attēlo argumentiem  $0...(N-1)/2$ . 9.attēlā periodogrammas raksturo monitoringa izpildes laikā iegūto slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju spektra analīzes rezultātus.



Avots: Autores veidots pēc Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

**9.att.  $N_{\text{kop}}$ . un  $P_{\text{kop}}$ . koncentrāciju spektra analīzes rezultāts.**

Spektra analīzes rezultāti norāda, ka  $N_{\text{kop.}}$  koncentrācijas izteikti palielinās vienu reizi gadā visās monitoringa vietās, bet  $P_{\text{kop.}}$  koncentrāciju pieaugums reizi gadā attiecināms tikai uz novērojumu vietām „Bauska” un „Bauska 2”. Monitoringa postenī „Ogre”  $P_{\text{kop.}}$  koncentrācijām raksturīgas straujas, neregulāras svārstības bez izteikta periodiskuma.  $P_{\text{kop.}}$  vērtību svārstībām raksturīgas izteiktas izmaiņas īsākos laika periodos, salīdzinot ar  $N_{\text{kop.}}$  koncentrāciju variāciju. Saskaņā ar Šenona jeb Naikvista teorēmu, pētāmais lielums jāmēra 2 reizes biežāk par straujāko iespējamo izmaiņu (Marks II, 1991). Nemot vērā, ka  $P_{\text{kop.}}$  straujas izmaiņas vērojamas pat 3-4 reizes gadā, turklāt tām nav raksturīgs periodisks, objektīvai monitoringa datu izvērtēšanai nepieciešami vismaz 6-8 mērījumi gadā, bet vietās, kur fosfora koncentrācijas mainās vēl neregulārāk („Auce”) mērījumiem jābūt vēl biežākiem, pretējā gadījumā monitoringa dati var neuzrādīt augstu koncentrāciju esamību kādā laika periodā.  $N_{\text{kop.}}$  un  $P_{\text{kop.}}$  koncentrāciju izmaiņas punktveida piesārņojuma apstākļos galvenokārt ir raksturojamas kā gadījuma rakstura, bez izteikta cikliskuma, tāpēc to pārraudzībai monitoringa ietvaros būtu ieteicams novērojumus veikt biežāk nekā reizi mēnesī.

### **3. FOSFORA INDEKSA PIELIETOJUMS FOSFORA SAVIENOJUMU NOPLŪDES RISKA IZVĒRTĒŠANAI**

#### **3.1. Fosfora indeksa būtība**

LLU lauksaimniecības noteču monitoringa rezultāti norāda, ka fosfora savienojumu koncentrāciju izmaiņu virszemes ūdeņos likumsakarības analizēt, modelēt un prognozēt ir vissarežģītāk, ko nosaka fosfora nooplūžu epizodisks raksturs (Jansons, et al., 2002; Bechmann et al., 2004). Tādējādi virszemes ūdeņu aizsardzības plānošana ir cieši jāsaista ar fosfora zudumu rašanās iemesliem. Fosfora indekss ir viens no variantiem, ar kura palīdzību ir iespējams novērtēt riskus, kas saistīti ar fosfora nooplūdēm jeb lauksaimniecības radīto fosfora slodzi lauksaimniecībā izmantojamās platībās. Līdz šim fosfora indeksa izmantošana Baltijas jūras reģionā vēl nav plaši praktizēta, ko nosaka vietējiem apstākļiem nepietiekami pētījumi par indeksā iekļaujamajiem parametriem. Indeksā izmantošanas perspektīvu raksturo viena no indeksa galvenajām stiprajām pusēm – pielietošana saimniecības līmenī un aprēķināšana konkrētam laukam, tādējādi novērtējot fosfora eventuālo zudumu pirmavotus.

#### **3.2. Fosfora indeksa izstrāde Latvijas apstākļiem**

Indekss kā riska modelēšanas instruments fosfora nooplūdes uz virszemes ūdeņiem novērtēšanai Latvijas apstākļos veidots izmantošanai zemnieku saimniecībās. Tas nosaka, ka informācijai par indeksā iekļaujamajiem parametriem un to vērtējumiem jābūt viegli nosakāmiem zemnieka saimniecības lauka līmenī. Izmantojot starptautisko pieredzi un Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa rezultātus, fosfora indeksa izveidei sākotnēji izvēlēti 8 parametri, kuru vērtējumam pieņemtas diskrētas vērtības balļu sistēmā, kas raksturo iespējamo riska pakāpi

fosfora noplūdei no lauka nonākt tuvējos virszemes ūdeņos: 1 – ļoti zems; 2 – zems; 4 – vidējs; 6 – augsts; 8 – ļoti augsts (8.tabula).

Fosfora indeksu aprēķina, reizinot fosfora avotus augsnē raksturojošā faktora parametru vērtējumu summu ar fosfora „transportēšanās” jeb noplūdes variantus raksturojošā faktora parametru vērtējumu summu. Fosfora indeksa aprēķināšanas gaitu raksturo formulas:

$$PI = SF \times TF; \quad (13)$$

$$SF_{(1\dots 8)} = \sum (SP, AP); \quad (14)$$

$$TF_{(1\dots 8)} = \sum (E, R, L, D, W, B), \quad (15)$$

kur

*PI* – fosfora indekss;

*SF* – fosfora avotus augsnē raksturojošais faktors;

*TF* – fosfora „transportēšanos” jeb noplūdi raksturojošais faktors;

*SP* – fosfora satura augsnē vērtējums (balles);

*AP* – fosfora mēslojuma lietošanas intensitāte (balles);

*E* – erozijas riska vērtējums (balles);

*R* – virszemes noteces riska vērtējums (balles);

*L* – izskalošanās riska vērtējums (balles);

*D* – drenāžas radītā riska vērtējums (balles);

*W* – filtraku radītā riska vērtējums (balles);

*B* – buferjoslas raksturojums (balles).

Legūtās riska indeksa vērtības tiek iedalītas 5 riska klasēs: ļoti zems risks (1-70); zems risks (71-120); vidējs risks (121-170); augsts risks (171-300); ļoti augsts risks (>300). Katrai riska klasei ir saistoši ieteikumi lauka apsaimniekošanai. Piemēram, ja noteiktam laukam aprēķinātā fosfora indeksa vērtība norāda uz ļoti zemu risku, izmaiņas lauka apsaimniekošanas sistēmā nav nepieciešamas; zema riska laukiem tiek ieteikta labas lauksaimniecības prakses ievērošana; vidēja riska klasē ietilpst ošajiem laukiem rekomendē apzināt fosfora zudumu samazināšanas iespējas un izvairīties no aktivitātēm, kas sekmē fosfora noplūdes; augsta riska laukiem obligāti jāaplāno agrovides pasākumi fosfora zudumu ierobežošanai; ļoti augsta riska laukos tiek ieteikts ierobežot lauksaimnieciskās ražošanas intensitāti. Fosfora indekss tādējādi palīdz agrovides pasākumu plānošanai un ieviešanai, kā arī pamato to nepieciešamību dažādos laukos un saimniecībā kopumā. Fosfora indeksu piesārņojuma riska samazināšanai un videi draudzīgākai lauku apsaimniekošanai būtu jālieto lielajām lopkopības fermām pieguļošajās platībās, kā arī izpildot ietekmes uz vidi novērtējumu lielajām fermām, lai saņemtu A kategorijas piesārņojošās darbības atļaujas (Par piesārņojumu, 2001). Šajās platībās fosfora indeksa noteikšanu un lauku novērtēšanu vajadzētu iekļaut subsidētajos agro-vides pasākumos.

8.tabula

**Fosfora indeksa parametri un to vērtību piesaiste riska klasēm**

1. Fosfora avotu faktors	Fosfora zudumu riska vērtējums			
	Ļoti zems (1)	Zems (2)	Vidējs (4)	Augsts (6)
1.1. Fosfora saturs augsnē, mg kg <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	< 30	30 – 60	61 – 120	121 – 250 > 250
1.2. Augsnē papildus iestrādātais fosfors (atbilstošo kultūraugu prasībām)	netiek iestrādāts	zālāju, ziemāju labību mēslošana	vasarāju labību mēslošana	lucernas, rapša mēslošana kartupeļu, zirņu un ciu dārzenju mēslošana
2. Fosfora "transportēšanās" faktors	Fosfora zudumu riska vērtējums			
	Ļoti zems (1)	Zems (2)	Vidējs (4)	Augsts (6)
2.1. Erozijas radītais risks (lauka nogāze, %)	<6	6 – 9	10 – 14	15 – 20 >20
2.2. Virszemes notecees risks (lauka nogāze, % un augsnes granulometriskais sastāvs)	nogāze <0.5 un smilsmilts; un smilts	nogāze <0.5 un mālsmilts; 0.6 – 3 un smilts	nogāze <0.5 un smilsmāls, māls; 0.6 – 3 un mālsmilts;	nogāze <0.5 un smilsmāls, māls; 0.6 – 3 un mālsmilts;
2.3. Izskalošanās risks (augsnes granulometriskais sastāvs)	māls	smilšmāls	mālsmilts	smilts ķūdras augsnes
2.4. Drenāžas radītais risks	nav drenāžas	vietumēja drenāža	vienlaidus drenāža	
2.5. Filtraku radītais risks	nav filtrakas uz lauka	ir filtrakas uz lauka		
2.6. Aizsardzības buferjoslas starp lauku un virszemes ūdens avotu, m	vismaz 4	1.5 – 4	nav buferjoslu	

Fosfora indeksa modeļa rezultātu korektumu izvērtē pēc tā testēšanas un kalibrēšanas noteiktās vietas apstākļos. Latvijas apstākļiem adaptētā un ieteiktā fosfora indeksa versija ir pārbaudīta lauksaimniecības noteču monitoringa vietās „Bauska” un „Auce”. Fosfora indekss tika aprēķināts 71 laukam un izvērtēts saistībā ar tuvējos virszemes ūdeņos noteiktajām fosfora savienojumu koncentrācijām. Iegūtie rezultāti apstiprina, ka paaugstinoties riska indeksa vērtībai noteiktam laukam, tuvējos ūdens objektos ir lielāka iespējamība novērot salīdzinoši augstas fosfora savienojumu koncentrācijas. Nemot vērā, ka novērojumu vietā „Auce” 70% no apsekotajiem laukiem ir saistāmi ar ļoti zemu vai zemu fosfora noplūdes risku, bet novērojumu vietā „Bauska” 90% no apsekotajiem laukiem ir raksturojami ar vidēju, augstu vai ļoti augstu fosfora noplūdes risku, var rast pamatojumu augstām kopējā fosfora koncentrācijām virszemes ūdeņos „Bauskā” un ievērojami zemākām – „Aucē”. 10.attēls parāda aprēķināto fosfora noplūdes riska vērtējumu laukiem pēc aprēķinātajiem fosfora indeksiem monitoringa postenī „Auce”.



#### Apzīmējumi

Ļoti zems risks	Zems risks	Vidējs risks	Augsts risks
-----------------	------------	--------------	--------------

Avots: Autores veidots pēc LGIA un Vides un ūdenssaimniecības katedras monitoringa datiem.

**10.att. Monitoringa posteņa „Auce” sateces baseina platību aprēķinātie fosfora noplūdes riski.**

Pilnveidojot izveidoto fosfora indeksu, tas ir jākalibrē noteiktām teritorijām, jāpapildina ar fosfora mēslojuma lietošanas metodikas izvērtējumu un katra parametra ietekmes jeb nozīmības svaru vērtējumu. Iegūtie rezultāti norāda, ka pētījuma ietvaros adaptētais fosfora indekss šobrīd labāk korelē ar fosfora savienojumu koncentrācijām virszemes ūdeņos sateces baseina līmenī, salīdzinājumā ar noteikta lauka līmeni. Lauku piederības noteikai riska klasei klasifikācijas precizitāte tika pārbaudīta arī ar diskriminantu analīzi, kas pamatojoties uz novērojumu rezultātiem, nosaka, kurai no vairākām iespējamām kopām pieder objekts. Diskriminantu analīzes rezultāti norāda, ka biežāk klasifikācijas neprecizitātes rodas, nosakot lauka piederību zema riska klasei. 26.7% gadījumos zema riska lauki ir klasificēti kā vidēja riska klasei piederoši lauki. Visprecīzāk ir nosakāmi ļoti zema riska lauki.

Parametru nozīmības svaru aprēķināšana ir būtiska, bet sarežģīta. Promocijas darba ietvaros ir apskatīta indeksa svaru aprēķināšana, izvirzot daudzkriteriālās optimizācijas uzdevums (kur kritēriju funkcijas nav definētas, bet ir zināmas tikai to vērtības), kā arī fosfora riska noteikšana ar mākslīgo neironu tīklu izmantošanas pieeju. Izvērtējot datu rindas, kurās neregulāri parādās ekstrēmās vērtības, statistisko metožu pielietojums ir ierobežots, tādēļ sarežģītāko uzdevumu risināšanai hidroloģijā un piesārņojuma vērtēšanai vides inženierzinātnē mākslīgo neironu tīklu pielietojums klūst aizvien aktuālāks (Govindaraju and Rao, 2000; Maier and Dandy, 1996; Kim and Gilley, 2008).

Lai gan pirmie iegūtie rezultāti uzrāda, ka neironu tīkla apmācība ir jāturbina, to pielietojums ir perspektīvs riska noteikšanas uzdevuma risināšanai. Pielietojot neironu tīkla apmācības algoritmu *Back Propogation Learning Algorithm* un aktivizācijas funkciju *Sigmoid* (tīkla topoloģija 8:3:45:1, iterāciju skaits: 2000) noteiktā kļūda testa datiem bija 2%. Aizstājot fosfora indeksa aprēķināšanas algoritmu ar apmācītu neironu tīklu fosfora zudumu riska noteikšanai, ir iespēja samazināt iegūtā rezultāta neprecizitāti, ko nosaka nepilnīgi izveidots indeksa algoritms vai tajā nodefinētie parametru vērtējumi. Tomēr neironu tīkla pieejas izmantošanai riska noteikšanā ļoti svarīgi ir pilnveidot fosfora noplūdes empīriskos novērojums, tai skaitā paplašinot monitoringa tīklu, lai nepieciešamie dati neironu tīkla apmācībai un riska klases noteikšanai būtu iegūti iespējami daudzveidīgos apstākļos. Turklat, nemot vērā fosfora neregulāro, epizodisko noplūdes raksturu, monitoringa datu apjoms būtu jāpalielina, veicot novērojums biežāk nekā reizi mēnesī, kas precizētu fosfora koncentrāciju izmaiņu raksturu virszemes ūdeņos. Latvijas apstākļiem pielāgotais fosfora indeksa algoritms ir sagatavots kā fosfora indeksa aprēķināšanas kalkulatora prototips ievietošanai interneta vietnēs (11.attēls).

Sekmīgai fosfora indeksa izmantošanai nozīmīga ir zemnieku līdzdalība. Aprēķinot noteiktiem laukiem fosfora indeksu un sekojot rekomendācijām par lauka apsaimniekošanas praksi ir iespējams sasniegt indeksa pielietojuma galvenos mērķus fosfora noplūdes samazināšanai virszemes ūdeņos. Tāpēc pirmo reizi adaptējot fosfora indeksa pieju fosfora zudumu riska noteikšanai Latvijas apstākļos, tika ievērots

līdzvars starp modeļa sarežģību un aprēķiniem nepieciešamo datu pieejamību zemnieku saimniecības līmenī.

[Tezīs](#) > Fosfora indeksa aprēķināšana

## Fosfora Indeksa aprēķināšana

### Fosfora avota faktors

#### Fosfora saturs augsnē ( $P_2O_5$ , mg kg $^{-1}$ )

Faktors raksturo augšņu nodrošinājumu ar augiem izmantojamo fosforu

- < 30
- 30 - 60
- 61 - 120
- 121 - 250
- > 250

#### Papildus plēketošais fosfora

Atbilstoši audzējamā kultūrauga mēslošanas normām  
Faktors raksturo papildus lielotā minerālmēslu un organiskā fosfora daudzumu kultūraugu mēslošanai

- Netiek lietots
- Ganību, plavu mēslošanai
- Ziemāju, vasarāju mēslošanai
- Zālāju, lucernas, vasaras rapša mēslošanai
- Kartupeļu, biešu, dārzeņu mēslošanai

### Fosfora transporta faktors

#### Erozijas potenciāls (lauka nogāze, %)

Faktors raksturo saistītā fosfora daudzumu augsnē, kas augsnēs erodēšanās jeb noārdīšanas procesos tiek nonests no lauka

- < 6
- 6 - 10
- 10 - 14
- 14 - 20
- > 20

#### Noteces potenciāls (lauka nogāzes elipums, %)

Faktors raksturo izšķidurā fosfora noskalotānos no augsnēs virskārtas

- < 0.5
- 0.6 - 3
- > 3

#### Ieskalošanās potenciāls

##### Augsnes granulometriskais sastāvs

Faktors raksturo izšķidurā fosfora ieskalošanos augsnēs zemākajos slāņos, iekļūšanu gruntsūdeņos vai drenu sistēmās ar iztiku uz ūdens avotiem

- Māla augsnē

#### Drenāža

Faktors raksturo drenu notecei ietekmi uz fosfora noplūdēm

- Nav

Avots: Autores veidots, programmētājs Z.Šablinskis.

### 11. att. Fosfora indeksa aprēķināšanas kalkulatora prototipa saskarne.

## SECINĀJUMI

1. Virszemes ūdeņu piesārņojuma no lauksaimniecības punktveida avotiem riski var palielināties, jo pēc 1996.gada Latvijā vērojama tendence pieauga to saimniecību skaitam, kurās tiek koncentrēts liels ( $>250$  DV) mājlopu skaits, īpaši cūkkopības un putnkopības saimniecības, no kurām vairākas atrodas īpaši jutīgajā teritorijā netālu no valsts nozīmes ūdens noteikām.

2. Lai apzinātu lielāko lopkopības saimniecību darbības radīto slodzi uz virszemes ūdeņiem, iespējams izmantot klasteranalīzi, kas sekmīgi klasificē saimniecības pēc to saimnieciskās darbības kritērijiem un zinātniski pamato monitoringa tīkla izveidi punktveida ietekmes uz virszemes ūdeņu ķīmisko kvalitāti izvērtēšanai.

3. Ilglaicīgie (1996.-2010.g.) lauksaimniecības noteču monitoringa rezultāti norāda, ka sateces baseinos, kuros atrodas lielas lopkopības saimniecības kā potenciāli punktveida piesārņojuma objekti, virszemes ūdeņu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām, kas ir būtiskas eitrofikācijas procesos, raksturīga liela izkliede un ļoti augstu maksimālo koncentrāciju veidošanās. Salīdzinot ar ilglaicīgo lauksaimniecības difūzā piesārņojuma monitoringa rezultātā noteikto  $N_{kop}$ . vidējo vērtību  $8.57 \text{ mg l}^{-1}$ , aktīva punktvieda piesārņojuma apstākļos tā vērtējama kā divas reizes augstāka, savukārt  $P_{kop}$ . augstākā vidējā koncentrācija punktveida piesārņojuma apstākļos sasniedz  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Salīdzinoši difūzā piesārņojuma pētījumos intensīvas lauksaimniecības apstākļos tā noteikta  $0.17 \text{ mg l}^{-1}$ .

4. Laika posmā 2006-2008.gadam veiktā virszemes ūdens ķīmiskās kvalitātes monitoringa ietvaros īpaši jutīgajās teritorijās ūdens kvalitāte pēc slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām visbiežāk bija vērtējama kā slikta. 44% analizētajos ūdens paraugos pēc  $N_{kop}$ . un 56 % ūdens paraugos pēc  $P_{kop}$ . koncentrācijas, kvalitāte bija raksturojama kā slikta vai ļoti slikta, turklāt 20% paraugu tika pārsniegta Nitrātu direktīvā norādītā nitrātu slāpekļa robežkoncentrācija  $11.3 \text{ mg l}^{-1} \text{ N-NO}_3$ .

5. Salīdzinot dažāda rakstura punktveida piesārņojuma avotu ietekmi uz virszemes ūdeņu kvalitāti, nozīmīgākās slodzes rada intensīva šķidrmēslu lietošana lauku mēslošanai. Noplūdēm no valējām kūtsmēslu krātuvēm un fermu teritorijām ir epizodisks raksturs. Lai novērstu to iespējamību, pietiku ar kūtsmēslu krātuves sakārtošanu atbilstoši tehniskajiem standartiem, tādējādi panākot, ka piesārņojuma līmenis virszemes ūdeņos ir vērtējams difūzā piesārņojuma apmērā intensīvās lauksaimniecības teritorijās.

6. Vietās, kur intensīva saimniekošana ir pārtraukta („Ķekava”, „Ogre”) vidējās piesārņojošo vielu koncentrācijas pakāpeniski samazinās līdz izkliedētā piesārņojuma līmenim (izņemot fosfora koncentrācijas), tomēr tādas tās novērotas arī apstākļos, ja saimniekošanas procesā tiek ievērotas agrotehniskās normas piesārņojuma novēšanai („Līvbērze”).

7. Neraugoties uz valsts līmenī īstenotajiem pasākumiem, lai samazinātu virszemes ūdeņu piesārņojumu no lauksaimnieciskās darbības, ilgtermiņa

lauksaimniecības punktveida piesārņojuma monitoringa novērojumi (1996-2010.g.) pierāda, ka piesārņojošo vielu koncentrācijas neuzrāda statistiski ticamus negatīvus trendus, izņemot vietas, kur lauksaimnieciskā ražošana pārtraukta pilnībā. Negatīvi fosfora koncentrāciju trendi veidojas apstākļos, kad tiešas punktveida ietekmes nav („Bauska 2”) vai piesārņojuma avots ir ilgstoši slēgts („Ogre”).

8. Pielietojot laika rindas vidējās vērtības maiņas punkta analīzes metodes, jāsecina, ka monitoringa postenī „Auce” ilglaicīgajā novērojumu periodā fosfora koncentrācijas vidējā vērtība saglabājas nemainīga, lai gan pēc 2003.gada šajā novērojumu postenī ir vērojams negatīvs kopējā slāpekļa koncentrāciju trends. Monitoringa postenī „Bauska” fosfora koncentrācijām ir tendence palielināties pēc 2005.gada, savukārt no 2000.gada šajā monitoringa postenī ir vērojams pozitīvs kopējā slāpekļa koncentrāciju trends.

9. Monitoringa rezultāti pierāda, ka vairākus gadus pēc saimnieciskās darbības aktivitāšu pārtraukšanas (monitoringa postenis „Ogre”) virszemes ūdeņos saglabājas augtas fosfora savienojumu koncentrācijas. Fosfora savienojumu koncentrāciju nevienmērīgas fluktuācijas pēc spektra analīzes rezultātiem, kā arī ekstrēmo vērtību veidošanās datu rindās norāda, ka tā noplūdes ir atkarīgas no kompleksas vairāku faktoru ietekmes, kura ir grūti prognozējama.

10. Nemot vērā punktveida piesārņojuma koncentrāciju mainības sarežģīto raksturu, datu statistiskās apstrādes metodes rekomendē aizstāt ar mākslīgā intelekta, piemēram, uz mākslīgo neironu tīkla apmācību balstītām datu izpētes metodēm, bet savukārt to pielietošanai nepieciešami biežāk veikti monitoringa novērojumi, piemēram, fosfora savienojumu gadījumā – vismaz 2 reizes mēnesī.

11. Monitoringa rezultāti norāda, ka sliktās virszemes ūdeņu ķīmiskās kvalitātes galvenais iemesls punktveida piesārņojuma apstākļos ir paaugstinātas fosfora savienojumu koncentrācijas, kuru samazināšanai svarīgi veikt atbilstošas aktivitātes. Fosfora noplūdes riska izvērtēšanai un saimnieciskās darbības plānošanai saimniecību līmenī pirmo reizi Latvijā adaptēta un testēta fosfora indeksa metode, kura kvalitatīvi raksturo fosfora savienojumu iespējamību nonākt tuvējos virszemes ūdeņos no lauksaimniecībā izmantojamām platībām, kā arī ņauj plānot atbilstošus pasākumus piesārņojuma samazināšanai. Fosfora indeksa izmantošana lielākajās lopkopības saimniecībās ir atbalstāma atbilstošu agrovides pasākumu plānošanai un ieviešanai.

## **BACKGROUND OF THE RESEARCH**

Provision of water quality and reduction of pollution are topical problems in many countries of the world. Water protection also has been mentioned among the main priorities in Latvian environment protection policy. Research on the negative impact of agricultural activity on water quality in Latvia gained its importance after the ratification of the Baltic Sea Environment Protection Convention (Helsinki Convention) in 1992, which characterises the agricultural activity as an important promoter of water pollution and the process of eutrophication. The results of the study conducted by the Baltic Marine Environment Protection Commission (HELCOM), which was founded to achieve the goals of the Helsinki Convention, show that the agriculture sector originates around 79% nitrogen and 78% phosphorus pollution load in the Baltic Sea (HELCOM, 2007, Ministerial Declaration..., 2010). The Baltic Sea is considered to be one of the most endangered seas of the world in connection with eutrophication, the main reason of which is anthropogenic pollution. However, agricultural production is one of the most important economic activities in the Baltic Sea region – almost 25% of 1.7 milj. km<sup>2</sup> of the Baltic Sea catchment area are used for agricultural activity (Agriculture..., 2013).

Latvia as a member state of the European Union (EU) implements several measures stated in the EU regulations of environmental protection, among which a important role is dedicated to the requirements of the Nitrate Directive (ND) 91/676/EEC (1991) relating to water protection against nitrate pollution caused by agricultural activity. Based on the criteria set by ND, highly vulnerable zone (HVZ) is designated in relation to implement additional measures for reduction increased pollution risk of surface and inner waters caused by agricultural activity. 64% of the Lielupe river basin, in which 52% consist of agricultural land, is a part of HVZ (Lielupes upju baseinu..., 2009). According to the information provided by the Agricultural Data Centre (ADC), livestock breeding farms have more than 3000 domestic animal housing at HVZ, which form 9% of the total amount of domestic animal housing in the country. Consequently, 72% of anthropogenic nitrogen load and 37% of anthropogenic phosphorus load in Lielupe river basin is caused by agricultural sector (Lielupes upju baseinu..., 2010). By exploring the dynamics of changes in livestock numbers, it is forecasted that large and strongly specialized farms as possible point source polluters will expand in the future (Lauksaimniecības rādītājū..., 2013).

Development of large farms in livestock breeding sector requires to pay special attention to controlling of nutrients losses from farm territories and manure storages. Disorganization of manure management in large farms with high livestock density is connected with point source pollution. The main sources of which are inadequate construction and exploitation of manure and slurry storages, as well as inadequately according to the deadlines and doses organised manure incorporation into the soil, which promote the losses of nutrients (Jansons, 2011). Taking into account the agricultural policy in recent years and the intensification tendency of

agricultural enterprise production, which reduces the balance between the livestock amount at the farm and the land available for incorporation of manure, the importance of point source pollution control for the provision of surface water chemical quality will remain actuality.

Monitoring of agricultural pollution impact on chemical water quality in the country is implemented by Latvia University of Agriculture (LUA), Faculty of Rural Engineering, Department of Environmental Engineering and Water Management. The necessity to objectively evaluate the data of monitoring and the impact of agriculture on water chemical quality in various cattle breeding specialisation and production conditions motivated the choice of the thesis and proposed to expand observations in the framework of already existing point source pollution monitoring programme. Agricultural production enterprise located in HVZ and specialised in livestock breeding, where the number of livestock exceeds 250 animal units (AU), has been chosen as the point source pollution object for short term observations. According to HELCOM recommendations, farms, which do not follow to the good agricultural practice, can be defined as the "hot spots", which lead to increased environmental pollution (Criteria for Inclusion ..., 2010; Wossink and Wefering, 2003).

## GOAL AND TASKS OF THE THESIS

The main objective of the doctoral thesis is to evaluate the chemical quality of surface waters in highly vulnerable zone by analysing the impact of point source pollution on nitrogen and phosphorus concentrations fluctuation caused by agricultural production.

Scientific tasks set to reach the goal of the thesis are:

- to collect the information about the specifics of agricultural production in highly vulnerable zone by characterising agricultural enterprises as possible sources of point source pollution;
- to develop a justification for selecting sites for monitoring of point source pollution influence on surface water chemical quality;
- to characterise specificities of eutrophication promoting nutrient (nitrogen and phosphorus compounds) losses formation from agricultural point pollution sources by evaluating pollution loads on water chemical quality and identifying the most significant sources of point source pollution;
- to evaluate the temporal fluctuations and trend tendencies of nutrients regarding the measures implemented in highly vulnerable zone to reduce the pollution of surface water by using the appropriate methodology of data statistical analysis;
- to adapt the methodology suitable to Latvia conditions to evaluate the risk of surface water pollution with phosphorus compounds.

## METHODOLOGY OF THE STUDY

For water chemical quality monitoring purposes the samples of surface water were taken manually once per month by considering the guidelines of agricultural run-off monitoring and surface water monitoring (Lauksaimniecības noteču ..., 2003; Cooke et al. 2005; Covalla et al., 2001; Loague and Corwin, 2005). Surface water chemical analyzes were performed in accredited laboratory "Vides audits" by using methods LVS EN ISO 11905-1 and LVS EN ISO 13395 (total nitrogen), LVS EN ISO 15681-1 (total phosphorus), LVS EN ISO 11732-1 (ammonium nitrogen), LVS EN ISO 13395 (nitrite nitrogen and nitrate nitrogen). Agrochemical soil sample testing was conducted in this laboratory as well.

Factor analysis to evaluate the characteristics of surveyed agricultural farms was used in order to clarify the most important characteristics for grouping the point source pollution objects in similar subsets (Shaw, 2003). Cluster analysis (Struyf, 1997; Johnson and Wichern, 1992) was used to group objects of database in subsets (clusters). Grubbs' Test (Finkenstadt and Rootzen, 2003) was used to evaluate the extreme values in data sets. For the comparison of data sets mean values the following non-parametrical tests were used: Mann-Whitney U test to compare mean values of 2 samples and Kruskal-Wallis test to compare mean values of more than 2 samples (Mac Berthouex and Brown, 2002; Manly, 2001). For the correlation analysis Spearman's rank correlation coefficient (Ostle and Mensing, 1975) was used. Non-parametric Mann-Kendall and Mann-Kendall seasonal test were used to analyse the time series of data sets and trend magnitude was determined by Sen's estimator of slope (Hirsch and Slack, 1984; Gilbert, 1987). Pettitt's test and *CUSUM* or cumulative sum control charts, which represent the abnormalities from some time series parameters (Chapman and El-Shaarawi, 1989) were used to analyse the time series mean value change point for data sets with no statistically significant trend. To evaluate the repetition frequency of nutrient concentrations, spectral analysis, based on Fourier transformation, were chosen by exploring periodograms, which provide the possibility to analyse the stochastic process not in the time dimension, but in frequency dimension by looking at the cyclical nature of the nutrient concentrations fluctuation (Howell, 2001). For the modelling of phosphorous index, artificial neural networks were used (Baxteretal, 2002; Diamantopoulou et al., 2005; Govindaraju and Rao, 2000; Gümrahetal, 2000; Maier, 1996, 2000).

For the statistic processing of data, hypotheses were tested by P 0.95. *SPSS*, *XLSSTAT*, *STATGRAPHICS Centurion*, *Trend and Equivalence Analysis* and *Change-Point Analyzer* as well as *MATLAB* software were used for data analysis. Data obtained from State Ltd. "Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre" (LEGMC), Latvian Geospatial Information Agency (LGIA), Agricultural Data Centre (LDC) and the Central Statistical Bureau (CSB) were used in the research.

## **SCIENTIFIC NOVELTY OF THE RESEARCH**

Scientific novelty of thesis includes the following positions:

- performed inspection of the largest livestock farms in highly vulnerable zone; as a result certain criteria for the grouping of farms according to their impact on the environment were determinated;
- for the first time the largest livestock farms evaluation was done by the cluster analysis with the main aim to found basis for determination of point source pollution monitoring sites;
- for the first time the chemical quality of surface water at surrounding of farms with more than 250 animal units (AU) were analyzed; short term observation (2006-2008) results were compared with diffuse pollution monitoring data in order to examine point source loads of nitrogen and phosphorus in small catchment basin level;
- statistical information about the chemical quality of surface water, its seasonal fluctuations and trends has been analysed according to agricultural run-off long-term monitoring data (1996-2010) by determining appropriate methodology of data statistical analysis;
- for the first time based on the results of empirical observations, phosphorus index to evaluate the risk of phosphorus losses from agricultural fields was adapted and tested to the conditions of Latvia;
- methods of artificial intellect, including the approach of artificial neural networks, were used and evaluated to develop phosphorus index.

## **PRACTICAL VALUE OF THE RESEARCH**

The most appropriate data processing approaches have been set for the monitoring data analysis, which allow to identify the significant changes of monitoring results in time series. The prototype of phosphorous index model as the calculator for phosphorus losses risk identification has been developed for practical use at farms.

## **APPROBATION OF THE RESULTS**

The results of the thesis are published in ten scientific articles:

Eriksson A., Ulén B., **Berzina L.**, Iital A., Jansons V., Sileika A., Toomsoo A. (2013) Phosphorus in Agricultural Soils Around the Baltic Sea – Comparison of Laboratory Methods as Indices for Phosphorus Leaching to Waters. *Soil Use and Management*, Vol.29 (s1) p. 5-14. (ind. Scopus)

Jansons V., Lagzdins A., **Berzina L.**, Sudars R., Abramenko K. (2011) Temporal and Spatial Variation of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia: Long Term Trends in Retention and Nutrient Loss in a Drainage and Small Catchment Scale. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 54-56.

**Berzina L.**, Jansons V., Sudars R. (2010) The Application of Cluster Analysis for Identification of Monitoring Sites to Assess Potential Agricultural Point Source Pollution in the Animal Farms. *Water Management Engineering, Transactions of the Lithuanian University of Agriculture*, Vol. 36 (56), p. 64-73. (ind. CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) Seasonal Characterization and Trends Study of Nutrient Concentrations in Surface Water from Catchments with Intensive Livestock Farming. *Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 8-15.

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) The Concept of Phosphorus Index for Identification of Phosphorus Loss Risk I. The Literature Review. *Proceedings of Latvia University of Agriculture*, Vol. 25 (320), p. 13-26. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R. (2010) The Concept of Phosphorus Index for Identification of Phosphorus Loss Risk II. Application of Phosphorus Index to Estimate the Risk of Off-Site Agricultural Phosphorus Loss to Water Bodies. *Proceedings of Latvia University of Agriculture*, Vol. 25 (320), p. 27-35. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Zujevs A., Sudars R. (2009) Neural Network Approach in Risk Assessment of Phosphorus Loss. In: *Research for Rural Development 2009*. Annual 15<sup>th</sup> International Scientific Conference Proceedings. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 320-326. (ind. ISI Web of Science with Conference Proceedings Citation Index; CABI full text; CAB Abstracts)

Jansons V., Abramenko K., Timbare R., **Berzina L.** (2009) Risk Assessment of the Agricultural Pollution with Nitrates in Latvia. *Latvijas Lauksaimniecības Universitātes Raksti*, Vol. 22 (316), p. 1-11. (ind. CABI Full Text, CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Sudars R., Jansons V. (2008) Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. *Vandens Uolio Inzinerija*, Vol. 34 (54), p. 106-117. (ind. CAB Abstracts)

**Berzina L.**, Zujevs A. (2008) Design of Phosphorous Index Model as Environmental Risk Assessing Tool. In: *Proceedings of 4<sup>th</sup> International Conference on Information & Communication Technologies in Bio & Earth Sciences*. Athens: Agricultural University of Athens Greece, p. 70-77.

The results of the thesis are published in six periodical issues and proceedings of conferences, as well as in one monograph:

**Berzina L.** (2010) The Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. In: *Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society*. Proceedings of 4<sup>th</sup> International Conference. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 48-49.

Jansons V., Lagzdins A., **Berzina L.** (2008) Assessment of the Environmental Risks of Agricultural Impact on Water Quality. *NJF Report Risk Assessment of Global Agrifood Production Chains*, Vol.4 (7), p. 58-62.

**Berzina L.**, Sudars R. (2007) Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen from Point Sources in Latvia. In: *Trends and Perspectives in Agriculture*. NJF 23<sup>rd</sup> Congress Proceedings. Copenhagen: University of Copenhagen, p. 299-300.

Arhipovs S., **Berzina L.** (2006) Object Oriented Modeling of Pollutant Loading from Agricultural Waste Storage Outlet to Water Body. In: *Proceedings of the International Scientific Conference Information Technologies for Rural Development*, Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 85-93.

**Berzina L.** (2004) Rural Development by Statistical Data Analysis of Agriculture and Environmental Protection Sector in Latvia. In: *Proceedings of the International Scientific Conference Information and Telecommunications Technologies for Rural Development*, Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 110-116.

**Bērziņa L.** (2003) Analysis of Territorial Differences Describing Agricultural Development and Environmental Protection in Latvia. In: *Latvian Journal of Agronomy*, Nr. 5, p.77-85.

**Bērziņa L.**, Zujevs A., Sudārs R., Jansons V., Lagzdiņš A. (2007) The Applications of Phosphorus Index of Farmland Phosphorus Loss Risk Assessment in Latvia (in Latvian). In: *Risk Assessment in Agriculture and Food Production : Monograph*. Latvia University of Agriculture. Food and Veterinary Service of Ministry of Agriculture. Department of Modeling and Simulation of Riga Technical University. Jelgava: [Latvia University of Agriculture], p.504-524.

The results of the thesis are presented in fourteen scientific conferences and seminars:

**Berzina L.**, Rudusa I. Fluctuation Analysis of Nutrient Concentrations in Surface Water Near Intensive Agricultural Production. “8<sup>th</sup> World Congress in Probability and Statistics”. Istanbul, Turkey, Bernoulli Society and the Institute of Mathematical Statistics 9-14 July, 2012.

**Berzina L.** The Impact of Intensive Livestock Farming on Surface Water Quality in Latvia. 4<sup>th</sup> International Conference “Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 22, 2010.

**Bērziņa L.** Time Series Analysis of Surface Water Pollution Evaluation (in Latvian). “Faculty of Rural Engineering Scientific and Practical Conference on Environment and Water Management Problems”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, March 31, 2010.

**Bērziņa L.**, Sudārs R., Osadčuks V. Artificial Neural Network and Statistical Methods for Risk Evaluation of Phosphorus Losses (in Latvian). “Faculty of Rural Engineering Scientific and Practical Conference on Environment

*and Water Management Problems*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, April 8, 2009.

**Berzina L.**, Zujevs A., Sudars R. Neural Network Approach in Risk Assessment of Phosphorus Loss. “*15<sup>th</sup> International Conference Research For Rural Development 2009*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 20-22, 2009.

**Berzina L.**, Zujevs A. Design of Phosphorous Index Model as Environmental Risk Assessment Tool. “*HAICTA 2008 4<sup>th</sup> International Conference on Information & Communication Technologies in Bio & Earth Sciences*”. Athens, Greece, September 18-20, 2008.

**Berzina L.** Agriculture and Water Quality: Estimation of Point Source Pollution in Latvia Nitrate Vulnerable Zones. “*14<sup>th</sup> International Conference Research For Rural Development 2008*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 21-23, 2008.

**Bērziņa L.** Analysis of Surface Water Quality Seasonal Changes in Vulnerable Zone. “*Faculty of Rural Engineering Scientific and Practical Conference on Environment and Water Management Problems*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, March 19, 2008.

Zujevs A., **Berzina L.** Designing Phosphor Index Estimation Model by Multiobjective Optimization Genetic Algorithms. “*NJF seminar 398 Modelling in Agriculture*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 18-20, 2007

**Berzina L.** Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen from Point Sources in Latvia. “*23<sup>th</sup> NJF Congress Trends and Perspectives in Agriculture*”. Copenhagen, Denmark, June 26-29, 2007

**Berzina L.** Time Series Analysis with Applications to Water Pollution with Nitrogen in Nitrate Vulnerable Zones. “*1<sup>th</sup> Nordic-Baltic Biometric Conference*”. Viborg, Denmark, June 6-8, 2007

**Berzina L.** Object Oriented Modeling of Pollutant Loading from Agricultural Waste Storage Outlet to Water Body. “*International scientific conference Information Technologies for Rural Development*”. Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, October 19-20, 2006

**Berzina L.** Assessment of Agricultural Point Source Polluters Using Cluster Analysis. “*HAICTA 2006 3<sup>th</sup> International Conference on Information Systems in Sustainable Agriculture, Agroenvironment and Food Technology*”. Volos, Greece, September 20-23, 2006

**Berzina L.** Farming at Nitrate Vulnerable Zones in Latvia. “*NJF seminar 373 Transport and Retention of Pollutants from Different Production Systems*”. Tartu, Estonia, June 11-14, 2006

### **Researc Projects:**

National Program Support for Implementation of Doctoral Programs and Post-doctoral Research. Project Support for Doctoral Studies and Post-doctoral Studies in Engineering, Agricultural Engineering and Forestry Science

Nr.2004/0004/VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1./0005/0067 Contribution of Agricultural Point Source Pollution influence on the Surface Water Quality in Vulnerable Zone, 2005-2008.

Project of Latvia Council of Science 06.00.40.1.4. Management of Risk and Crises in Agriculture of Latvia. Sub-task: Environmental Risk and Crises, 2009.

Project of Latvia University of Agriculture XP114 Developing of Phosphorus Losses to Surface Water Risk (Phosphorus Index) Evaluation Model for Latvia conditions, 2008.

## **1. GENERAL TENDENCIES OF LIVESTOCK BREEDING DEVELOPMENT IN LATVIA**

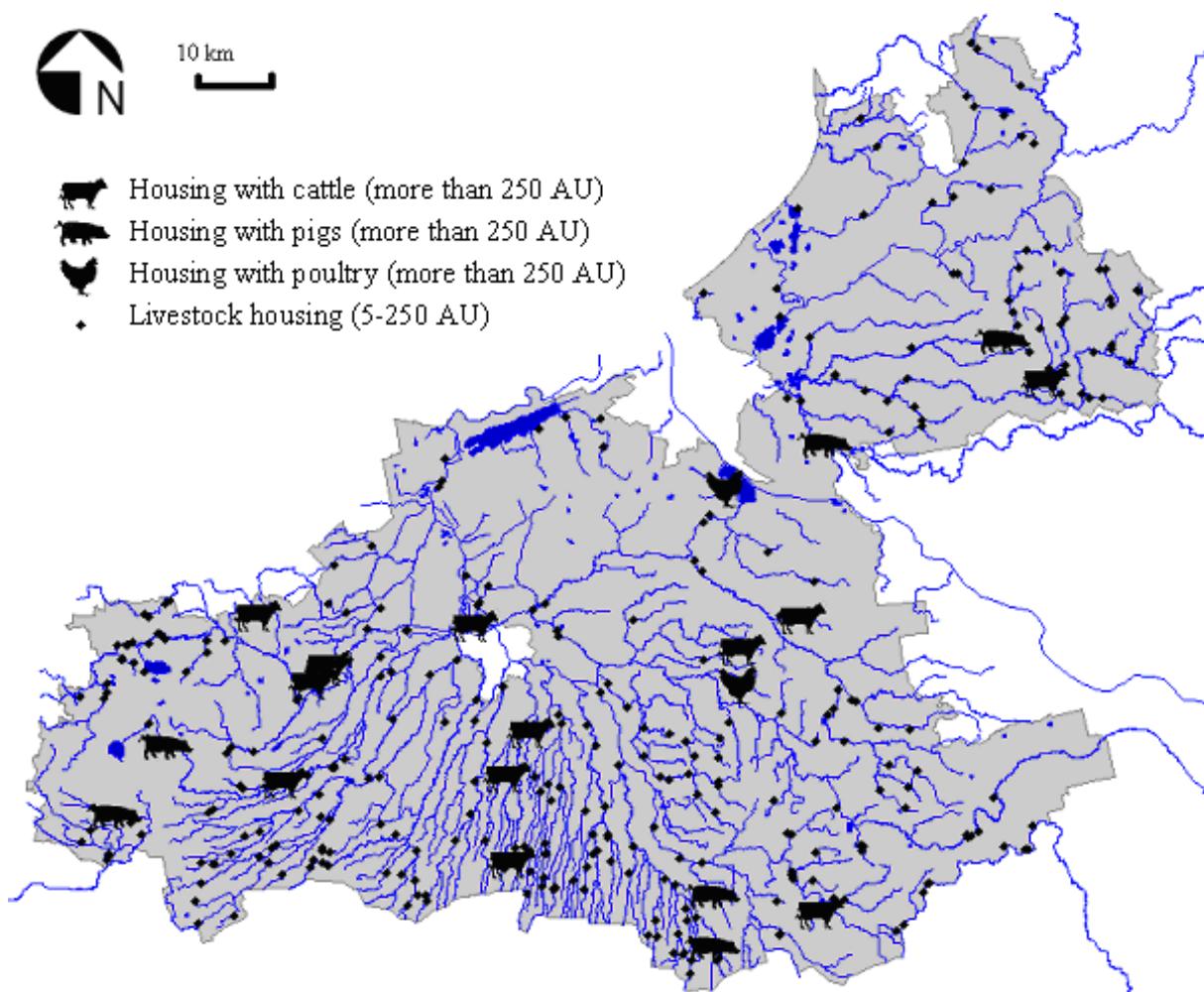
In the beginning of 1990s after gaining the independence, significant decrease of livestock number was observed in the different branches of livestock farming in Latvia. However, after Latvia joined the European Union (EU), number of livestock stabilised and it was characterised by small changes. The importance of point source pollution risk can be connected with the characterization of livestock's location and, theoretically, the importance of risk can be stated as higher in large farms, where a significant number of livestock has been located, as well as territories which have limited resources of agricultural land so forming high density of livestock.

Analysis of statistical data shows that cattle breeding mainly develops in Vidzeme and Latgale region, cattle and swine breeding – in Kurzeme region, but Zemgale and Pieriga regions concentrate more on poultry and swine breeding as those fields traditionally have the tendency to concentrate more near cities and territories where the grain industry, which ensures the basis of livestock food, is located. The highest number of cattle per farm is observed in Pieriga region – an average of 12.6 cattle. This indicator for Vidzeme and Kurzeme region is an average of 11.0 cattle per farm, but in Zemgale – 9.2 cattle per farm. The biggest number of swine per farm can be observed in Kurzeme region – 33.6 swine, followed by Pieriga region with an average of 28.8 swine, but for Zemgale – 18.3 swine per farm (2007).

According to HELCOM, animal unit (AU) describes a livestock that producing 100 kg of nitrogen per year. AU can be used for identification of possible source of agricultural point source pollution. HELCOM recommendation (Criteria for Inclusion..., 2000) states that if agricultural activity is not carried out according to good agricultural practices or other regulatory conditions, then agricultural land and farms, where animal density is greater than 1.5 AU or the number of livestock reaches 250 AU, can be considered as "hot spots". Latvia has one of the lowest livestock densities among EU countries (0.17 AU per 1 ha of agricultural land (Eurostat, 2007)). At a regional level, animal density has clear variation, which refers to livestock

concentration in separate municipalities or particular farms so emphasizing the actuality of point source pollution risk. The Cabinet of Ministers regulation No 33 "Regulation Regarding Protection of Water and Soil from Pollution with Nitrates Caused by Agricultural Activity" (11.01.2011) prescribes borders of highly vulnerable zone (HVZ) and procedures for managing the zone.

Agricultural Data Centre (ADC) information shows that 10% out of more than 40000 farms in Latvia are located in HVZ; moreover 38 of these farms should be classified as "hot spots" with more than 250 AU. Taking into account the fact, that characteristic of HVZ include compact hydrographical network, most part of farms are located in immediate vicinity of national importance surface water objects. Almost half of holdings, where the number of livestock exceeds 5 AU, are located closer than 500 meters from the national importance water objects (Figure 1).



Source: L.Bērziņa by ADC data.

**Figure 1. Livestock farms in highly vulnerable zone closer than 500 m from water objects of national importance (2011).**

## **2. RESEARCH OF AGRICULTURAL POINT SOURCE POLLUTION RISKS**

### **2.1. Controlling of point source pollution impact on surface water chemical quality**

According to the requirements of Water Management Law (2002), a water monitoring programme has been set up in Latvia, in the framework of which the impact of agriculture on surface and inner water quality is determined. The goal of the monitoring of agricultural runoff provides to assess the load of pollution caused by various agricultural operations and impact on the quality of inland water, focusing on losses of nutrients (VMP, 2009; Lauksaimniecības noteču..., 2003). One of the objectives set to achieve the goal for monitoring of agricultural runoff is to carry out studies that would provide information on episodic losses of nutrients from sources of point source pollution (Jansons, 2005).

Researchers of the chemical quality of surface waters emphasize that in catchments where large livestock breeding farms are located, concentration of phosphorus in the surface waters is increased as a result of runoff and leaching processes of phosphorus (Drewry et al., 2006; Hooda et al., 2000; Smith et al., 2013); other studies, however, show that impact of intensive livestock breeding on the chemical quality of surface waters has to be evaluated considering also other characteristics of a catchment (Bilotta et al., 2007; Alvarez-Cobelas et al., 2008; Onenema et al., 2010). It is also recommended to analyze fluctuations of pollution trends on local level for best assessment of the direct link between intensive livestock breeding and its impact on the chemical quality of surface waters (Berka et al., 2001; Kyllmar et al., 2006).

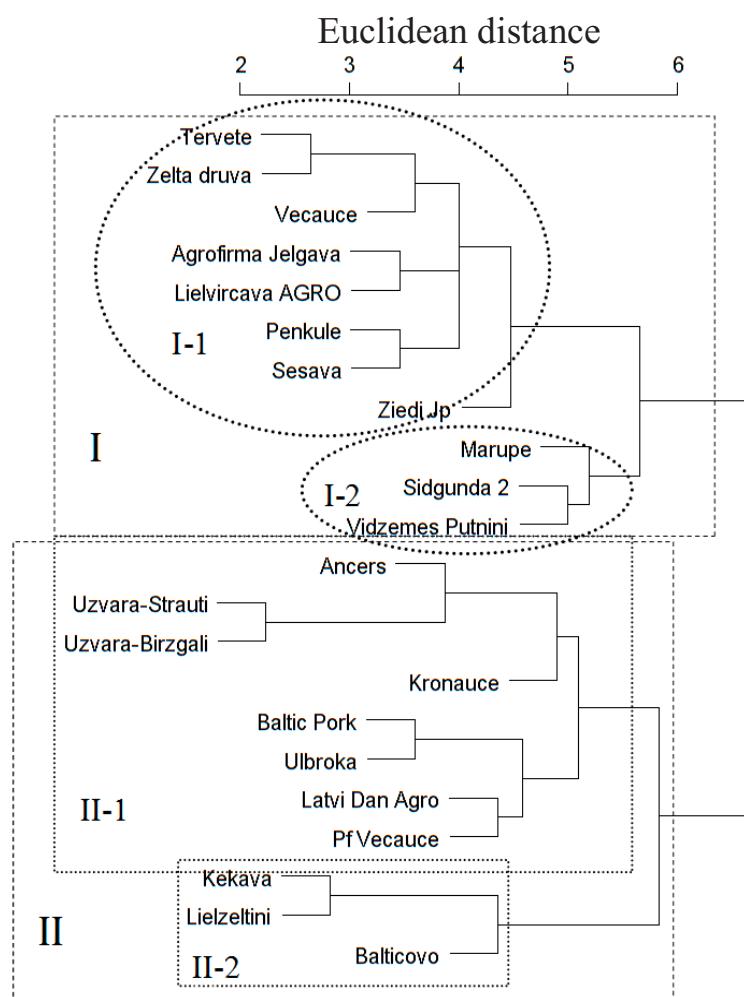
The fact that along with increase in density of animals per unit of agricultural area, load of pollution on surface waters also increases is proven by the results of agricultural point source pollution monitoring performed in Latvia (Sudārs et al., 2005). In the studies of impact of agricultural point source pollution on surface waters it has been concluded that a significant load on the surface waters is created by inappropriate storage of manure, as well as excessive use of organic manure that is primarily characteristic for farms where a large number of animals are located in limited resources of agricultural land. Samples of surface waters obtained at these areas show high concentration of phosphorus, verifying that inaccurate operations with organic manure is one of the main sources of phosphorus losses to surface water (Jansons, 2000).

### **2.2. Description of cattle-breeding farms by cluster analysis results**

By using information from database of the Agricultural Data Centre (ADC), farms specializing in dairy cattle, swine and poultry breeding were inspected in HVZ. Farms were selected according to the HELCOM Guidelines (*Procedures and*

*guidelines for inclusion and deletion of hot spots*) prescribing that farms with 250 and more AU should be included in the list of agricultural "hot spots" or potential objects of point source pollution (Wossink and Wefering, 2003). AU were calculated according to assumptions of the EU Nitrates Directive and "Code of Good Agricultural Practice" (approximately 1 AU = 1 dairy cow or 8 fattening pig or 5 sows or 100 poultry (Bušmanis and Jansons, 1999)).

During inspection of farms, information was obtained on specifics of livestock housing, management of manure and storages of manure (constructions and capacities), equipment of farms to collect and transport manure, as well as practice of application of manure on agricultural fields and interest of farmers about solving environmental problems connected with agriculture. Data obtained were processed applying cluster analysis, grouping farms by 5 complex factors: production, collecting, storing, transportation and spreading of manure. Results of cluster analysis (agglomerative hierarchical cluster algorithm, cluster division sub-method: Complete Linkage) is shown in the dendrogram highlighting similarities among the grouped objects or farms by the defined factors (Figure 2).



Source: L.Bērziņa.

Figure 2. Result of cluster analysis for inspected farms with more than 250 AU.

By describing results of cluster analysis, it is possible to divide two main farm groups or clusters. Cluster I includes farms, which are specialised in dairy or crop farming, or those farms, which mainly breed both cattle and swine. The cluster group of dairy farming can be characterised by low livestock density. Cluster II includes swine and poultry breeding farms, which have a very high livestock density per farm.

Two subgroups can be divided in each cluster. Cluster I-1 includes farms with sufficient resources of agricultural land, livestock density in this group of farms is small and varies between 0.09-0.59 AU per 1 ha agricultural land. From an environmental protection point of view, the main problem of this farm group can be linked with poor quality of manure storage facilities. Cluster I-2 characterises modernised dairy farms in Riga region, where agricultural land resources are small, but let to keep comparatively small livestock density (0.3-0.63 AU per 1 ha agricultural land).

Cluster II first subgroup (II-1) consists of swine farms with livestock density 400-2000 AU, but the second subgroup (II-2) – poultry farms with even more than 40000 AU. Considering the fact, that these farms have no own agricultural land for the spreading of manure, then agreements for this activity are signed with other farms. Two limited subgroups can be subdivided in swine farming subgroup (II-1). "Baltic Pork" and "Ulbroka" are large and modern swine farms in Riga region, while "Latvi Dan Agro" and "PF Vecauce" are the largest in Dobele region. These two farms have lagoon for slurry storage. "Baltic Pork" and "Ulbroka" farms have 4000 m<sup>3</sup> concrete tanks for slurry storage. "Ancers", "Kroņaute", "Uzvara-Strauti" and "Uzvara-Birzgāļi" according to the characteristics differ greatly; however their common feature is the use of old technologies in slurry management, which definitely should be improved by modernising storages.

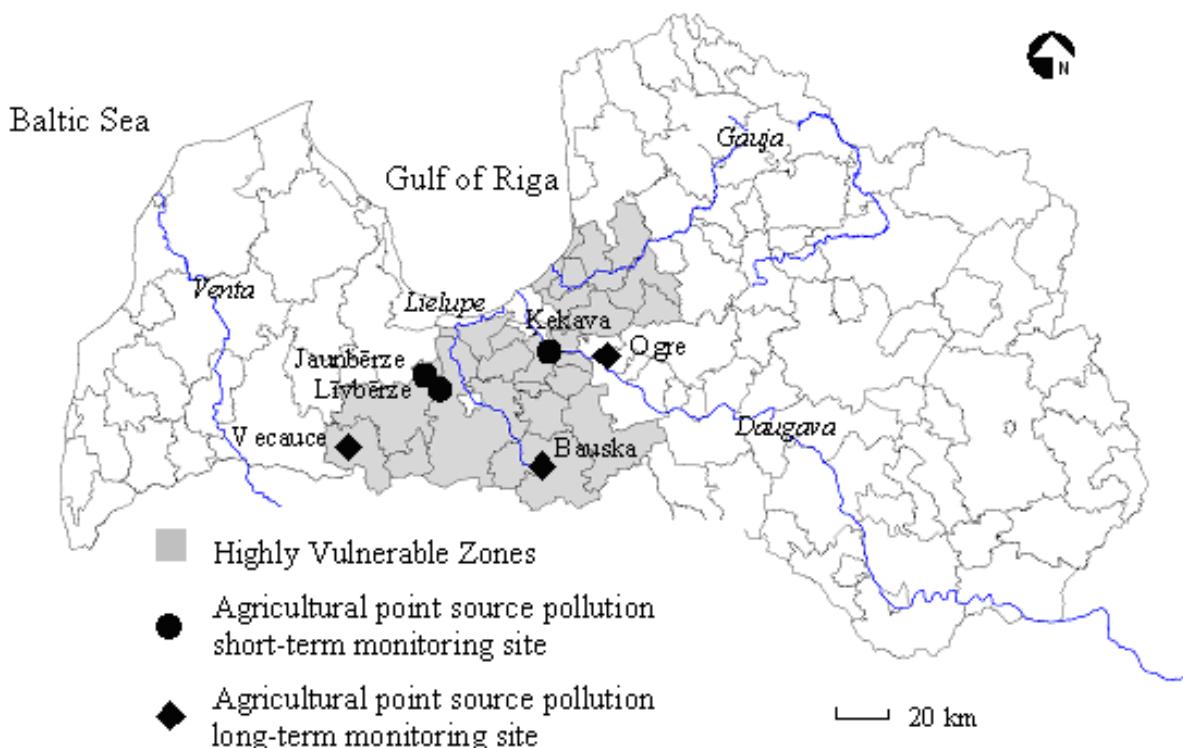
The results of cluster analysis outline the main characteristics of potential agricultural point source pollution source:

- dairy farms with respective animal density and resources to realise manure, but open manure storage with the possibility of nutrient loss;
- swine farms with modern slurry storages, but too large livestock density, which in the case of emergency could cause polluted runoff from the territory of a farm;
- poultry farms with too large livestock density, which store dry manure in open manure storage.

Applying of cluster analysis improves the selection of point source pollution observation or monitoring sites. Choosing a farm from every cluster for further analysis on the impact of point source pollution on surface water chemical quality, it is possible to generalize the obtained results to the set of farms from the particular cluster.

### 2.3. Description of point source pollution monitoring sites

In order to describe surface water quality around to the object of potential point source pollution, taking into account the results of cluster analysis, from clusters I-1, II-1 and II-2 surface water chemical quality monitoring sites "Līvbērze", "Jaunbērze" and "Ķekava" were selected. Short term observations were conducted in these sites from June, 2006 till June, 2008, with main aim to determine nutrient losses from the farm territory and manure storages. Data obtained from long-term (1996-2010) point source pollution monitoring sites "Bauska", "Vecauce" and "Ogre" established in the framework of agricultural runoff monitoring programme also were analysed. Figure 3 shows the location of short-term agricultural point source pollution monitoring sites within the HVZ and identifies location of agricultural long-term runoff monitoring sites of point source influenced pollution included in the national water monitoring programme.



Source: L.Bērziņa by LUA geospatial data.

Figure 3. Location of agricultural point source pollution monitoring sites.

Agricultural runoff monitoring system in Latvia includes three especially designed monitoring sites for agricultural point source pollution estimation. These monitoring sites describe slurry application within different acreage and characteristics of catchment, also near to old slurry lagoons in polluted territory ("Ogre"). Point source pollution monitoring sites "Bauska" and "Auce" characterize large applications of slurry and both belong to pig farming. Applied

slurry in "Bauska" slurry utilization area reached  $900 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ , but in "Auce" – on average  $200 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$  (Sudārs, 2005).

Monitoring site "Bauska" includes farm with more than 8000 swine. The produced amount of manure reaches  $10600 \text{ tons year}^{-1}$ . For the utilisation of slurry, the farm uses 50 ha agricultural land. The impact caused by farming activities on surface water chemical quality has been measured in the stream receiving runoff from the slurry utilisation field. Catchment area represents 800 ha, 95% of which is intensively used agricultural land with clay and loam soils. Additionally, water chemical quality was measured in the stream (catchment area 750 ha) affected only by agricultural diffuse pollution at the site "Bauska 2".

Monitoring site "Auce" includes swine farm with animal holding capacity for 1100 sows, 4300 piglets up to 30 kg of live weight and 1200 fattening pigs, producing  $10950 \text{ t year}^{-1}$  of slurry. Surface water chemical quality is measured in the stream within 60 ha large catchment area with a field for utilization of slurry. 90% of catchment area covers agricultural land with sandy loam soils mainly used for the crop production (Sudars et al, 2005).

Monitoring site "Ogre" represents polluted territory with old slurry lagoons and closed farm. Farm produced about 30000 swine per year. Surface water quality is measured in drainage ditch within catchment area of 300 ha. 25% of catchment area represents moderate input farming on agricultural land with sandy loam soils (Sudars et al, 2005).

Monitoring site "Līvbērze" includes dairy farm built for 700 cattle. Farm has 2359 ha agricultural land used mainly for grain cultivation. Therefore, animal density is low, about 0.2 AU per hectare of agriculture land. Straw is used for bedding and farm has manure storage with concrete basement for 6-7 month period. Twice a year during April and September manure spreading takes place on farm fields. Surface water chemical quality study samples were collected from the channel 200 meters downstream to the dairy farm. Catchment area reaches 140 ha, 80% of the land is used for intensive agriculture.

Monitoring site "Jaunbērze" includes swine farm with a capacity of 20000 swine breeding per year. Lagoon for the slurry storage has geo membrane cover and is located in farm territory. Volume ( $10\ 000 \text{ m}^3$ ) of the lagoon is sufficient for 7 month storage of slurry. The most critical issue is that the farm has only 11.7 ha of agriculture land. The acreage of agriculture land is not sufficient considering obligations for animal density –  $1.7 \text{ AU ha}^{-1}$  and that may have negative impacts on the water quality. In that context, it can be mentioned that the farm has agreements with neighboring farms on the application of manure on their land. Surface water samples were collected from the canal 30 m downstream to the farm territory. 98% of 60 ha of catchment area is covered of intensively use agricultural land with the loamy soils. Main crops in the catchment are rape and cereals. Agricultural lands receive farm slurry from for fertilization. All area is completely drained and drainage waters enter into the stream.

Monitoring site "Ķekava" includes manure storage area of intensive poultry breeding farm with 1660000 places for hens. The farm produced 36000 tons year<sup>-1</sup> of manure, stored in two open manure storages. Water sampling in "Ķekava" farm was done in the channel downstream to solid poultry manure storage with concrete foundation. It was used for composting of the manure. The manure storage was closed in 2005, but still the territory is considered as heavily polluted. 10 ha of the catchment area on sandy loam soils are surrounded by forest.

## **2.4. Surface water chemical quality assessment in short-term observations**

Surface water quality is determined by a number of factors in the drainage basin. Under agricultural production conditions, water pollution increases due to runoff from agricultural areas, which, in its turn, is related to the impact of meteorological conditions, including rainfall. In 2006, rainfall in the territory of Latvia was less than the norm (508 mm, which constitutes 82% of interannual rainfall norm). In 2007, rainfall generally exceeded the norm; however, the Lielupe river basin comparatively received the least rainfall (692 mm on average). Also in 2008, rainfall exceeded the norm, but in the Lielupe river basin it was described as slightly below the norm, showing the driest weather in all four seasons (117 mm on average in winter and spring, 175 – in summer, and 163 mm – in autumn) (Latvijas virszemes..., 2006, 2007, 2008).

The statistical analysis of short-term (2006-2008) surface water chemical quality indicators shows significant differences in nutrient concentrations at the monitoring sites. In the observation period, the highest total nitrogen ( $N_{tot}$ ) concentrations on average obtained at the monitoring sites of "Līvbērze" and "Jaunbērze", as well as at the monitoring sites of "Bauska" and "Auce" – territories characterized by intensive agricultural production. At "Jaunbērze" monitoring site, as well as at the monitoring sites "Bauska" and "Auce", where pig slurry was intensively used for field fertilization, high average nitrate nitrogen ( $N\text{-NO}_3$ ) concentrations were also detected.

According to the EU Nitrates Directive (ND), the nitrate form of nitrogen shall be used as a criterion to assess the state of all waters and characterise the impact of agriculture. In the period from 2006 to 2008, at the surface water quality monitoring sites in the territories of farms, the average nitrate nitrogen ( $N\text{-NO}_3$ ) concentrations varied from 0.18 mg l<sup>-1</sup> at "Ķekava" site to 10.78 mg l<sup>-1</sup> at "Auce" monitoring post. High maximum concentration of  $N\text{-NO}_3$  was recorded at "Jaunbērze" monitoring site (23.10 mg l<sup>-1</sup>), the same maximum concentration was also observed at "Auce" monitoring post; however, the maximum concentration at "Bauska" monitoring post reached 26.00 mg l<sup>-1</sup>  $N\text{-NO}_3$ . It should be noted that these maximum concentrations are more than two times higher than the concentration limit specified in the ND –  $N\text{-NO}_3$  11.3 mg l<sup>-1</sup>. In the observation period, the concentration limit of nitrate nitrogen was never exceeded

in any samples obtained at the sites of "Līvbērze", "Ķekava" and "Ogre", whereas in 20% of observations at "Jaunbērze" and 44% of observations at "Bauska" and "Auce" the concentration exceeded  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$  N-NO<sub>3</sub>.

While assessing the impact of pollution on surface water quality, it is important to establish the ammonium nitrogen content, since it increases with decomposition of organic substances, including manure and slurry, in the presence of heterotrophic bacteria (Burt et al., 1993). Expressively high concentrations of ammonium nitrogen N-NH<sub>4</sub> in the autumn and spring months, allows to observe the link with removal of manure for field fertilization. The highest average concentration of N-NH<sub>4</sub>  $7.82 \text{ mg l}^{-1}$  was detected at "Līvbērze" monitoring site; however, it is characterized by a very large standard deviation. A considerably lower average concentration of N-NH<sub>4</sub>  $4.89 \text{ mg l}^{-1}$  is typical to "Bauska" monitoring site. At the remaining monitoring sites, the average concentration of ammonium nitrogen was below  $0.50 \text{ mg l}^{-1}$ . These concentrations are assessed as very high, since the average concentration of N-NH<sub>4</sub> in rivers of Latvia constitutes approximately  $0.1 \text{ mg l}^{-1}$ , in the rivers of Lielupe basin – approximately  $0.3 \text{ mg l}^{-1}$  (Kokorite, 2007).

Whereas, the highest average total phosphorus ( $P_{\text{tot}}$ ) concentrations were observed at monitoring sites "Bauska" and "Ogre", as well as at "Līvbērze" monitoring site – in areas where high doses of pig slurry have been used for field fertilization or where occasional leakage from manure storage facilities occurs, around which the soil usually has high content of phosphorus. It is particularly important to identify the concentrations of phosphorous compounds, since phosphorus is considered to be one of the elements limiting the eutrophication process.

As demonstrated by the results of monitoring, the inflow of phosphorous compounds by surface runoff is significantly influenced by point sources of pollution in the drainage basin. Point source pollution of agricultural production is closely related to episodic leakage, which significantly increase the concentrations of nutrients, forming the so-called extreme values. Extreme values that are significantly different from the average values of observations are present in all data sets (except for nitrates) of nutrients in short-term observations. These values were visible in observations at "Līvbērze" and "Jaunbērze" – less visible in observations at "Ķekava" and "Ogre", where subsequent impact of point source pollution is typical and the proportion of agricultural land is relatively small in the drainage basin.

Thus, the observations performed at "Ķekava" and "Ogre" are characterized by a comparatively lower dispersion of values around the mean, relating to decline of agricultural activities. The extreme values are more often observed in the data sets of  $P_{\text{tot}}$  concentrations, and less often – in data sets of  $N_{\text{tot}}$ . Several studies have confirmed that the nature of phosphorus losses depends on the impact of a complex combination of several factors and their interdependence, which is difficult to predict (Leone et al., 2008; Sileika et al., 2005; Tunney et al., 1997). This is also confirmed by the monitoring results, which are explained in more detail in the following sections.

#### 2.4.1. Description of total nitrogen concentrations

In the observation period from 2006 to 2008, the average total nitrogen ( $N_{tot.}$ ) concentrations varied between 3.02 mg l<sup>-1</sup> at "Ķekava" monitoring site and 16.82 mg l<sup>-1</sup> at "Bauska" monitoring site. When assessing the concentration by the median, the total nitrogen concentration at "Līvbērze" site is comparatively low (4.22 mg l<sup>-1</sup>) and close to the average concentration of total nitrogen (by the median) at "Ķekava" monitoring site and "Ogre" monitoring site, where conditions of subsequent impact of point source pollution are characteristic. At "Jaunbērze" monitoring site, the total nitrogen concentrations were comparatively less varied and steadily maintained high average values 10.88 mg l<sup>-1</sup> by the arithmetic average value and 12.20 mg l<sup>-1</sup> measured by the median. The highest variation of  $N_{tot.}$  in the period of observations was typical at "Līvbērze", but the lowest variation of  $N_{tot.}$  was established at "Ogre" and "Ķekava". The Table 1 provides a report on statistical indicators describing concentrations of  $N_{tot.}$ .

Table 1  
**Total nitrogen ( $N_{tot.}$ ) concentrations (mg l<sup>-1</sup>) empirical sample (2006-2008)  
descriptive statistics**

Parameter / Site	Līvbērze	Jaunbērze	Ķekava	Bauska	Auce	Ogre
Mean	13.49	10.88	3.02	16.82	12.23	2.44
Median	4.22	12.20	3.06	16.50	11.30	2.05
Standart deviation	30.68	7.57	1.39	10.36	7.26	0.91
Skewness	3.94	0.25	0.16	0.89	2.14	1.15
Kurtosis	16.37	-0.93	0.02	0.54	7.49	0.16
Minimum value	0.85	0.89	0.31	4.00	1.87	1.60
Maximum value	144.00	26.30	5.77	41.90	39.30	4.60
Quartile	25	2.47	2.90	2.00	7.10	7.67
	75	8.45	16.50	3.76	22.55	15.30
Coefficient of variation, %	227	70	46	62	59	37

$N_{tot.}$  values can be used as an indicator for the classification of water chemical quality by concentration of nutrients in runoff from agricultural areas. At drainage basin level, excellent and good quality of surface water is characterized by  $N_{tot.}$  concentrations not exceeding 2.5 mg l<sup>-1</sup>, in waters of fair quality the typical  $N_{tot.}$  values are 2.5-7.5 mg l<sup>-1</sup>, but when the concentration of  $N_{tot.}$  exceeds 7.5 mg l<sup>-1</sup>, surface water may be associated with poor and bad water quality (Lagzdiņš et al., 2008). The assessment of  $N_{tot.}$  concentrations in surface water samples based on the thees limit values of water quality classes suggests that surface water quality is most often assessed as poor or bad at the monitoring sites where the impact of intensive livestock farming is observed. For example, 61% of samples collected at "Jaunbērze" monitoring site, 72% of samples

collected at "Bauska" monitoring site and 76% of samples collected at "Auce" site of monitoring correspond to the status of poor or bad water quality. At "Līvbērze" monitoring site, the proportion of poor water quality samples reaches 35%, but the samples collected at the monitoring sites of "Ogre" and "Ķekava" indicate good and fair water quality based on  $N_{tot}$  concentrations (Table 2).

Table 2  
**Surface water quality according to  $N_{tot}$  concentration  
(% from total water samples, n=137)**

Site	Water quality estimation by $N_{tot}$ concentration					Total
	excellent	good	fair	poor	bad	
Līvbērze	4	22	39	22	13	100
Jaunbērze	9	13	17	4	57	100
Ķekava	11	28	61	-	-	100
Bauska	-	-	28	4	68	100
Ogre	-	64	36	-	-	100
Auce	-	4	20	20	56	100
Total	4	21	32	9	35	100

The results obtained suggest that water pollution from nitrogen compounds in territories with intensive livestock farming has a significant impact on surface water quality, particularly in drainage basins, where large pig-breeding farms are located and slurry is regularly used for field fertilization.

#### 2.4.2. Description of total phosphorus concentrations

Phosphorus compounds enter into surface waters mostly due to the following: surface runoff after the distribution of fertilizers, if it is followed by adverse weather conditions or agrotechnical requirements for fertilization are not complied with, leaching of phosphorous compounds from soil, as well as erosion processes (Tunney, 1997). With the increase of water runoff, soil erosion processes intensify, as a result of which phosphorus associated with soil particles is being transported into surface waters. The limit value for the development of eutrophication under favourable conditions may be considered the  $P_{tot}$  concentrations above 0.05-0.1 mg l<sup>-1</sup> (Tunney et al., 1997), whereas its limit value is not specified in the Nitrates Directive (ND).

In the observation period of 2006-2008, the highest values of  $P_{tot}$  concentrations on average are typical to "Līvbērze" monitoring site (0.55 mg l<sup>-1</sup>) and "Bauska" monitoring site (2.82 mg l<sup>-1</sup>). At these monitoring sites, high maximum values of total phosphorus concentrations have also been detected – 3.25 mg l<sup>-1</sup> at "Līvbērze" monitoring site and 11.01 mg l<sup>-1</sup> at "Bauska" monitoring site. At all monitoring sites increased

values of  $P_{\text{tot}}$  concentrations are typical to the autumn months – August, September. During this time particularly, concentrations are increasing at monitoring sites of "Līvbērze" and "Jaunbērze", as well as at monitoring posts of "Bauska" and "Auce". At "Ķekava" and "Ogre", high values of phosphorous compounds have also been observed in the first half of the year during spring flood.  $P_{\text{tot}}$  concentrations are characterized by considerable dispersion of values, high asymmetry and excess values of data sets observed. Unusually high maximum values develop in the data sets observed, except for observations at "Ķekava" and "Ogre". Table 3 provides a report on statistical indicators describing concentrations of total phosphorous.

**Table 3  
Total phosphorus ( $P_{\text{tot}}$ ) concentrations ( $\text{mg l}^{-1}$ ) empirical sample  
(2006-2008) descriptive statistics**

Parameter / Site	Līvbērze	Jaunbērze	Ķekava	Bauska	Auce	Ogre
Mean	0.55	0.17	0.20	2.82	0.03	0.44
Median	0.31	0.08	0.15	1.79	0.02	0.46
Standard deviation	0.70	0.24	0.17	3.08	0.03	0.11
Skewness	2.82	2.61	1.64	1.03	3.04	0.07
Kurtosis	9.69	6.25	1.83	0.32	10.07	-1.40
Minimum value	0.05	0.01	0.03	0.123	0.01	0.28
Maximum value	3.25	0.93	0.62	11.01	0.13	0.62
Quartile	25	0.12	0.05	0.10	0.22	0.10
	75	0.67	0.17	0.20	5.37	0.03
Coefficient of variation, %	128	144	86	109	111	26

$P_{\text{tot}}$  concentration limiting the development of eutrophication, measured by the average observed values, is exceeded at all sites of monitoring, except for "Auce" monitoring site, moreover, the limiting value has already been reached and even exceeded in the first quartile of observations in data sets. This confirms that leakage from manure storage facilities and fields intensively fertilized with slurry pose a serious risk of water pollution. At drainage basin level, excellent and good quality of surface water is characterized by  $P_{\text{tot}}$  concentrations not exceeding  $0.05 \text{ mg l}^{-1}$ , waters of fair quality –  $P_{\text{tot}}$  values  $0.05\text{-}0.15 \text{ mg l}^{-1}$ , but poor and bad water quality is characterized by  $P_{\text{tot}}$  values exceeding  $0.15 \text{ mg l}^{-1}$  (Lagzdiņš et al, 2008). When classifying the analysed water samples based on the thees limit values of water quality classes, the water quality should be assessed as poor or bad in all the samples collected at "Ogre", 92% of samples collected at "Bauska", 74% of samples collected at "Līvbērze" and 50% of samples collected at "Ķekava" (Table 4).

It is noteworthy, that at "Ogre" and "Ķekava", where a large quantity of manure was stored for long time, high  $P_{\text{tot}}$  concentrations remained in surface

waters even after the termination of agricultural activities. The highest water quality based on  $P_{tot}$  concentrations has been observed at "Auce" monitoring post, where 92% of the samples collected indicated excellent or good water quality.

Table 4

**Surface water quality according to  $P_{tot}$  concentration  
(% from total water samples, n=137)**

Site	Water quality estimation by $P_{tot}$ concentration					Total
	excellent	good	fair	poor	bad	
Līvbērze	-	4	26	17	52	100
Jaunbērze	8	21	42	13	17	100
Ķekava	-	11	39	33	17	100
Bauska	-	-	8	16	76	100
Ogre	-	-	-	-	100	100
Auce	68	24	8	-	-	100
Total	14	10	20	12	44	100

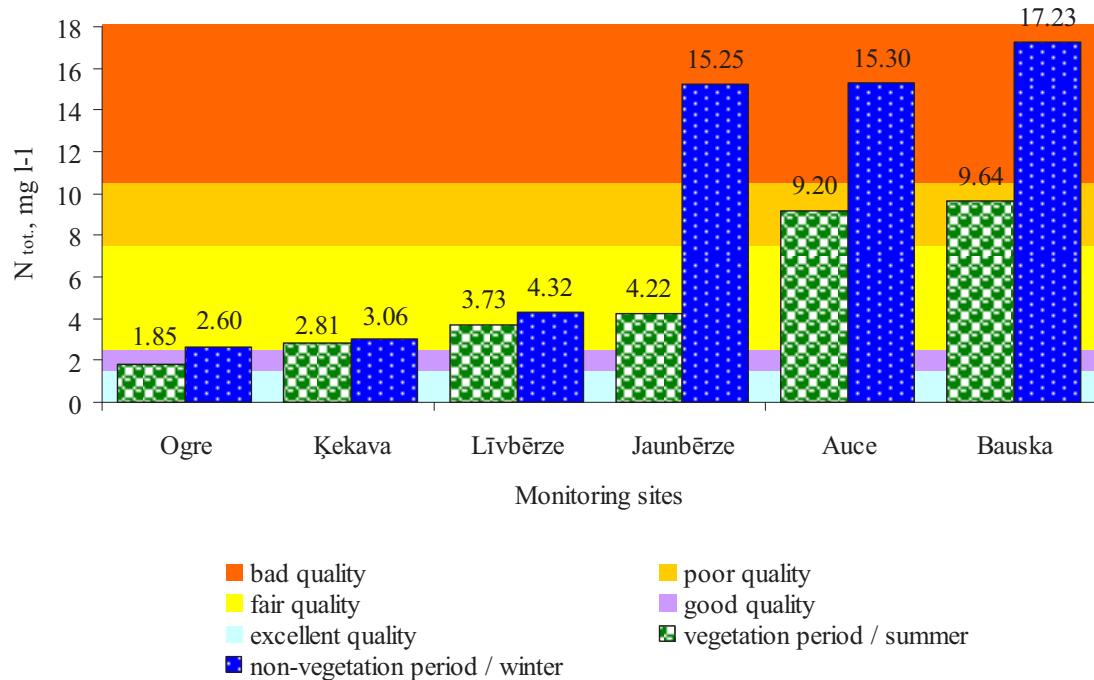
#### 2.4.3. Seasonal change description in nutrient concentrations

Fluctuations of  $N_{tot}$  concentrations are characterized by strong seasonality. Higher concentrations of nitrogen compounds are usually observed in spring at maximum water flow rates, when nitrogen is intensively leached from the soil with melting snow water. The lowest concentrations are typical to the summer period, when nitrogen is consumed by biological processes and its inflow with surface runoff is significantly smaller. The water quality characterizing data obtained in observations show significant differences between winter or non-vegetation (October-March) and summer or vegetation (April-September) periods. Figure 4 shows that seasonal change in the  $N_{tot}$  concentrations are characterized by a pronounced increase in concentration during the winter months, whereas the lowest concentrations are typical to the summer period.

When comparing the differences in medians of observation values presented with Mann-Whitney U test, the differences must be considered as significant at "Auce" monitoring site ( $p$ -value <0.000), "Jaunbērze" monitoring site ( $p$ -value 0.003) and "Bauska" monitoring site ( $p$ -value 0.028). It is noteworthy that  $N_{tot}$  concentrations are similar and statistically do not significantly differ at "Ogre", "Ķekava" and "Līvbērze" monitoring sites in the winter and summer periods. The drainage basins of "Ogre" and "Ķekava" are not characterised by intensive farming conditions, manure storage facilities are closed and no additional nitrogen reaches the drainage basin, which also suppresses the seasonal variation, whereas at "Līvbērze" drainage basin no pig slurry is being used for field fertilization.

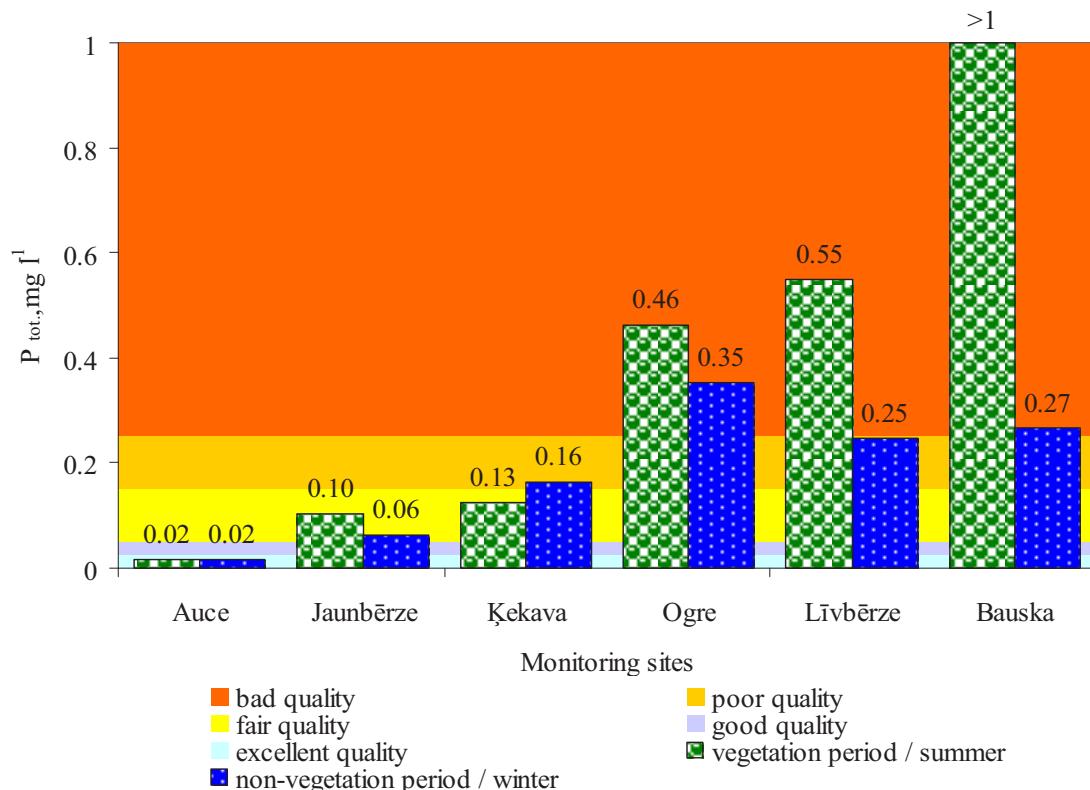
Observed values of  $P_{tot}$  concentrations at several monitoring sites have been higher during the summer period (Figure 5). However, the difference in  $P_{tot}$

concentrations from the winter and summer period can be assessed as statistically significant only at "Bauska" monitoring site (p-value 0.003).



Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

Figure 4.  $N_{tot}$ . median concentrations in winter and summer (2006-2008).



Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

Figure 5.  $P_{tot}$ . median concentrations in winter and summer (2006-2008).

The variation of the  $P_{tot}$  compounds should be theoretically similar – during intense rainfall and due to intense surface runoff, for example, during snowmelt, the erosion and intensity of weathering processes increase. However, the monitoring results do not directly confirm it. In several monitoring sites,  $P_{tot}$  concentrations significantly increase in the months of June, July, and September. The maximum value of  $P_{tot}$  concentrations at "Auce" and "Bauska" was observed in September, at "Jaunbērze" – in August, "Līvbērze" – in June, "Ķekava" – in May, and "Ogre" – in March. Increased amount of rainfall has contributed to increase in  $P_{tot}$  concentrations at "Jaunbērze" monitoring site (Spearman's correlation coefficient 0.46, p-value 0.020) and "Ķekava" monitoring site (Spearman's correlation coefficient 0.51, p-value 0.030). However, it is impossible to establish unambiguous correlations of changes in  $P_{tot}$  among the monitoring sites.  $P_{tot}$  concentrations had distinctly different variations at each site of monitoring.

During the surface water chemical quality assessment in short-term observations, when action program to reduce pollution from agricultural activities was actively introduced, it has been proven that there is a significant pressure from agricultural activities on surface water chemical quality under agricultural origin point source pollution conditions. Certain very high concentrations of nutrients values at "Līvbērze" monitoring site indicate that manure storage facilities with concrete foundation fail to protect from occasional leaks. Irregular and often increased concentrations of nutrients at "Jaunbērze" monitoring site and "Bauska" monitoring site show that the neighbouring agricultural fields receive high doses of manure while spraying the slurry. In turn, the subsequent impact of regular leaks from manure storage facilities on surface water chemical quality is also observed after the closure of a manure storage facility. For, example, relatively high concentrations of nutrients (especially phosphorus) reached the waters one year following the closure of the manure storage facility at "Ķekava" monitoring site. The mean values of  $N_{tot}$  and  $P_{tot}$  analysed in surface water samples are several times higher than the values from agricultural diffuse pollution monitoring data, observed at "Bērze" monitoring station under intensive farming conditions (Lagzdiņš et al., 2010), except for monitoring sites of "Ķekava" and "Ogre". The effects of point source pollution are mainly related to poor water quality, caused by high concentrations of phosphorus compounds, which are highly variable in time.

## 2.5. Long-term trend study of nutrients

Since 1995, Department of the Environmental Engineering and Water Management (Latvia University of Agriculture, Faculty of Rural Engineering) perform agricultural runoff monitoring program for point source pollution control at 3 monitoring sites: "Bauska", "Auce" and "Ogre". Accumulated data

during long-term observations are important source of information about pollution pressures on surface water chemical quality and nutrient concentrations fluctuation trends. However, time series observed in conditions of point source pollution tends to be specific and statistical analysis of them must be appropriate for data sets with high variation. Nutrient concentration variability is determined not only by natural events, but also the farming characteristics, which is not always be documented in details. 15-year cycle (1996-2010) is selected for surface water chemical quality analysis in conditions of point source pollution, as well as for complete interpretation of the results, data associated with diffuse pollution from control monitoring post "Bauska 2" is attached to analysis.

During observation period described before, high  $N_{tot}$  and  $P_{tot}$  concentrations formed at "Bauska" monitoring site by reaching  $11.40 \text{ mg l}^{-1}$  of  $N_{tot}$  median value and  $0.63 \text{ mg l}^{-1}$  of  $P_{tot}$  median value (Table 5). Observed median nutrient value differences were evaluated by nonparametric Mann-Whitney U test. The tests results indicated that  $N_{tot}$  concentrations are not significantly different in "Auce" and "Bauska 2" monitoring sites ( $p$ -value 0.387), and  $P_{tot}$  concentration should be considered as equivalent in "Bauska" and "Ogre" monitoring data ( $p$ -value 0.071). In all other cases, nutrient concentrations among monitoring sites should be described as significantly different.

Table 5  
**Nutrient concentrations ( $\text{mg l}^{-1}$ ) in small catchments surface waters under diffuse and point source pollution**

Parameter	$N_{tot}$			$P_{tot}$		
	Site	$\bar{x}$	Me	$V\%$	$\bar{x}$	Me
Diffuse* pollution monitoring sites						
Bērze	8.57	7.70	61	0.17	0.12	120
Mellupīte	3.69	3.35	66	0.08	0.05	123
Vienziemīte	1.69	1.40	68	0.04	0.03	141
Point source pollution monitoring sites						
Auce	7.56	6.05	76	0.02	0.02	115
Bauska	15.13	11.40	96	1.99	0.63	142
Ogre	3.29	2.70	78	0.56	0.51	67
Diffuse pollution monitoring control site						
Bauska 2	7.45	6.50	82	0.14	0.09	170

\* Diffuse pollution monitoring data (Lagzdiņš, 2012)

$\bar{x}$  – mean, Me – median,  $V\%$  – coefficient of variation

Comparing the results collected from the point source pollution monitoring conditions and agricultural diffuse pollution conditions (where "Bērze" catchment area is characterized by intensive, "Mellupīte" catchment area – medium intensive and "Vienziemīte" catchment area – extensive agricultural production conditions), it can be concluded that the major differences of mean nutrient concentrations are referable

to phosphorus . Additionally,  $N_{tot}$  concentrations in point source pollution conditions vary more than in conditions of diffuse pollution, while  $P_{tot}$  concentrations in conditions of point source pollution have higher mean values and show smaller variability. Mean and median value of  $N_{tot}$  concentration observed in "Auce" monitoring site is nearly equivalent to  $N_{tot}$  concentration observed at intensive farming conditions without influence of point source pollution.  $N_{tot}$  mean value observed at "Ogre" monitoring site is close to long term mean  $N_{tot}$  value fixed at monitoring site "Mellupīte" in medium intense agricultural production conditions without point source pollution influence.

$P_{tot}$  mean concentrations at "Bauska" and "Ogre" noticeably exceeds  $P_{tot}$  concentrations observed at diffuse pollution monitoring site with intensive farming, while the in "Auce"  $P_{tot}$  concentrations in long-term observation data sets are unusually low for point source pollution conditions. Statistically significant differences between winter and summer  $N_{tot}$  concentrations are identified at all monitoring sites (Mann-Whitney test, p-values < 0.000).  $N_{tot}$  concentrations during the winter can be evaluated as twice higher than in the summer period. Lower  $N_{tot}$  concentrations than the long-term mean value are observed from May to October at all monitoring sites. Also  $P_{tot}$  concentrations are associated with the seasonal variation at all monitoring sites showing significantly different median values for winter and summer (Mann-Whitney test, p-value of 0.020 ("Auce"), p-value of 0.008 ("Bauska"), p-value of 0.018 ("Ogre") p-value of 0.001 ("Bauska 2")). Higher  $P_{tot}$  concentrations are observed during the summer months.

Nutrient concentration long-term variability analysis plays an important role in surface water pollution trends assessment. For this purpose Mann-Kendall test is widely used in environmental sciences. The test is adapted for time series that do not meet the normal distribution, and has been modified to determine the trend in the time series with seasonal character. Nutrient concentrations long-term trend analysis framework under investigation was adopted according to the following steps:

1. Gradual change of nutrient concentrations:
  - 1.1. Mann-Kendall test for trend identification;
  - 1.2. Sen's slope estimation to determine the magnitude of trend;
2. Abrupt change of nutrient concentrations:
  - 2.1. Pettitt's test for time series homogeneity characterization;
  - 2.2. *CUSUM* or cumulative sum method for detection of step change graphically;
3. Spectral analysis for nutrient values frequency analysis and determination of the cycle.

For trend detection in nutrient time series modified Mann-Kendall test is used. The seasonal Mann-Kendall test is an extension of the nonparametric Mann-Kendall test for trend that removes seasonal cycles. The tests consist of computing of the tests statistics  $S$  and its variance  $VAR(S)$  for each season. These seasonal statistics then are summed and  $Z$  statistics is computed. This procedure is useful when the data not conform to any particular distribution.  $S_i$  is computed as follows:

$$S_i = \sum_{k=1}^{n_i-1} \sum_{l=k+1}^{n_i} \text{sgn}(x_{il} - x_{ik}), \quad (1)$$

were  $l > k$ ,

$n_i$  – number of data for season  $i$ ;

$x_{il}$  – datum for  $i$ -th season of  $l$ -th year;

$K$  – the number of seasons;

$L$  – the numbers of years and

$$\text{sgn}(x_{il} - x_{ik}) = \begin{cases} 1, & x_{il} - x_{ik} > 0 \\ 0, & x_{il} - x_{ik} = 0 \\ -1, & x_{il} - x_{ik} < 0 \end{cases}.$$

$VAR(S_i)$  is computed as follows:

$$VAR(S_i) = \frac{1}{18} \left[ n_i(n_i-1)(2n_i+5) - \sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip}-1)(2t_{ip}+5) - \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq}-1)(2u_{iq}+5) \right] + \frac{\sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip}-1)(t_{ip}-2) \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq}-1)(u_{iq}-2)}{9n_i(n_i-1)(n_i-2)} + \frac{\sum_{p=1}^{g_i} t_{ip}(t_{ip}-1) \sum_{q=1}^{h_i} u_{iq}(u_{iq}-1)}{2n_i(n_i-1)}, \quad (2)$$

were

$g_i$  – the number of groups of equal-valued data in season  $i$ ;

$t_{ip}$  – the number of equal valued data in the  $p$ -th group for season  $i$ ;

$h_i$  – the number of sampling times in season  $i$  that contain multiple data;

$u_{iq}$  – the number of multiple data in the  $q$ -th time period in season  $i$ .

Calculated  $S_i$  un  $VAR(S_i)$  are summed across the  $K$  seasons:

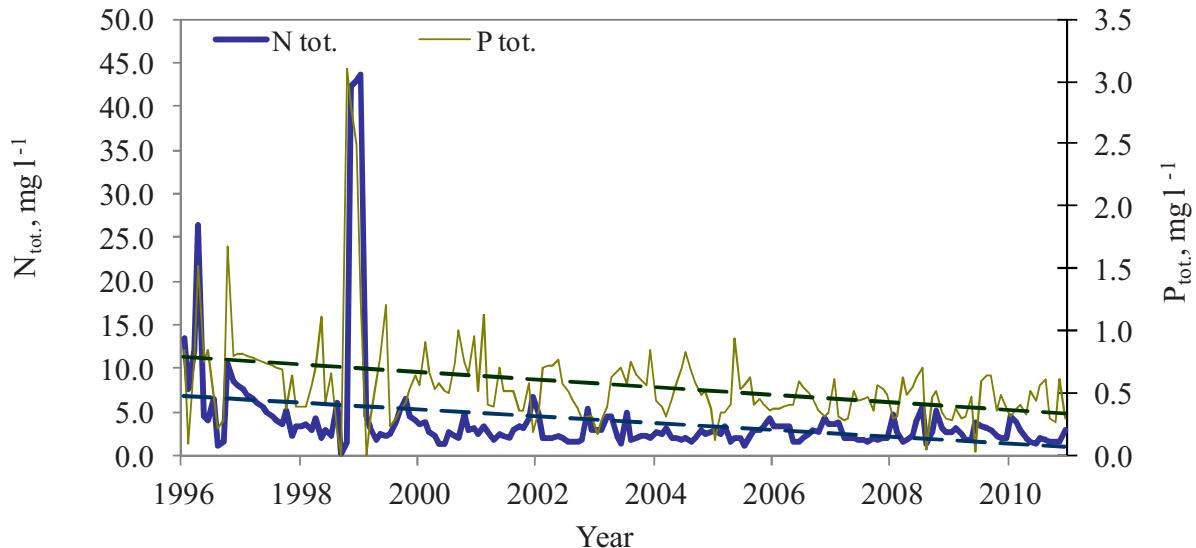
$$S = \sum_{i=1}^k S_i \text{ and } VAR(S) = \sum_{i=1}^k VAR(S_i). \quad (3, 4)$$

The standard normal variate  $Z$  is computed as:

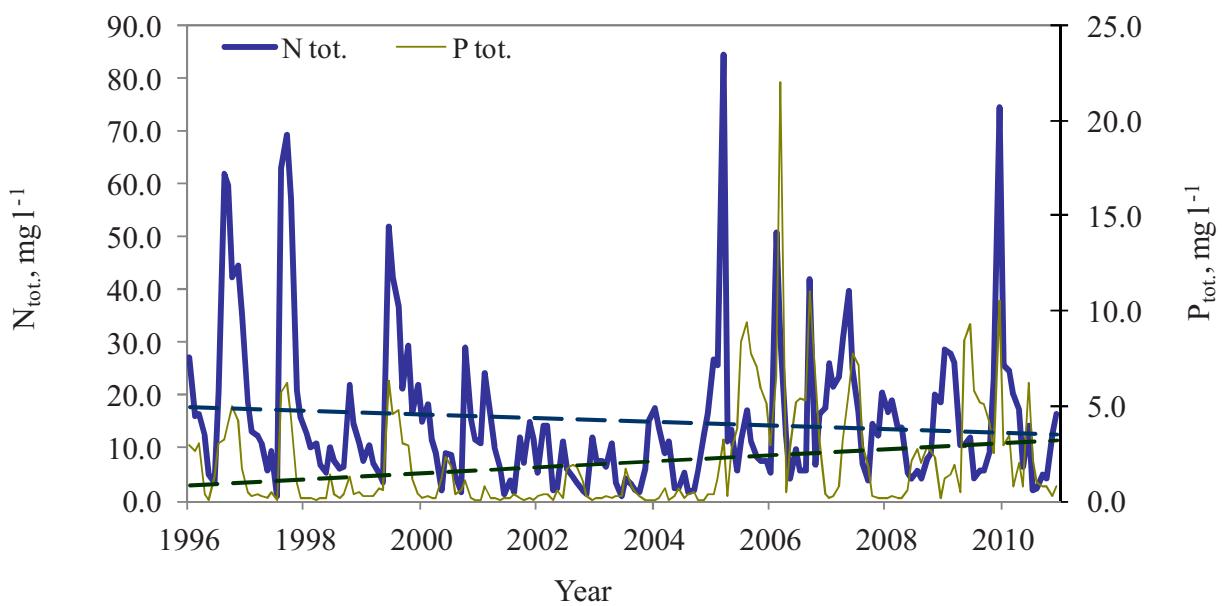
$$Z = \begin{cases} \frac{(S-1)}{\sqrt{VAR(S)}}, & S > 0 \\ 0, & S = 0 \\ \frac{(S+1)}{\sqrt{VAR(S)}}, & S < 0 \end{cases}. \quad (5)$$

Mann-Kendall test does not confirm the significant reduction of nutrients concentrations in intensive livestock farming conditions from 1996 to 2010. For example, there are positive trend of  $N_{\text{tot}}$  concentrations at "Auce" monitoring site, however this trend is not characterized as statistically significant.  $N_{\text{tot}}$  concentrations and  $P_{\text{tot}}$  concentrations at "Bauska" monitoring site also are characterized by a positive trend, which is not considered as statistically significant with  $P > 0.95$ . Statistically significant decreasing of nutrient concentrations is detected only at "Ogre" monitoring site (Figure 6).

"Ogre" monitoring site



"Bauska" monitoring site



Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

**Figure 6. Comparison of statistically significant decreasing nutrient trends in "Ogre" and statistically non-significant nutrient trends in "Bauska" monitoring site.**

Statistically significant decreasing trend of  $P_{tot}$  concentrations is also typical for monitoring site "Bauska 2". All the seasonal Mann-Kendall test results are summarized in Table 6.

Table 6  
**Mann-Kendall trend analysis results of  $N_{tot}$ . un  $P_{tot}$ . concentrations**

Nutrient	Site	p-value	Z value	Sen's slope estimator	Median
$N_{tot}$ (mg l <sup>-1</sup> )	Auce	0.247	1.273	0.090	6.050
	Bauska	0.876	-0.227	-0.030	11.400
	Ogre	<b>0.000</b>	-5.805	-0.120	2.700
	Bauska 2	0.248	-1.186	-0.070	6.500
$P_{tot}$ (mg l <sup>-1</sup> )	Auce	0.143	-2.023	<0.000	0.018
	Bauska	0.123	3.100	0.040	0.635
	Ogre	<b>&lt;0.000</b>	-5.263	-0.020	0.514
	Bauska 2	<b>0.019</b>	-3.948	<0.000	0.095

If a linear trend present, the change per time unit may be estimated by computing of the slope  $b$  by linear regression methods. However,  $b$  computed by this way can be greatly affected by outliers in data. Sen's estimator of slope is nonparametric procedure for the same purpose. Firstly, individual  $Q_i$  slope estimates for the  $i$ 'th season are computed:

$$Q_i = \frac{x_{il} - x_{ik}}{l - k}, \quad (6)$$

were

$x_{il}$  – the data for the  $i$ -th season of the  $l$ -th year;

$x_{ik}$  – the data for the  $i$ -th season of the  $k$ -th year ( $l > k$ ).

This calculation is repeated for each of the  $K$  seasons. The median of them is the seasonal Kendall slope estimator. Table 6 summarizes also median annual Sen's slopes describing nutrient quantitative changes during the year. For time series with no statistically significant trends nutrient fluctuation tendencies are determined by Pettitt's tests and CUSUM analysis, that describe change point of mean value, which gives information about nutrient concentrations fluctuation tendencies in separate sections of time series (Table 7).

Table 7  
 **$N_{tot}$ . un  $P_{tot}$ . concentrations change point analysis results**

Site	Nutrient	Pettitt's tests statistics	Change point
Auce	$N_{tot.}$	K=3281; p-value=< <b>0.0001</b>	t=91 (2003.VII)
	$P_{tot.}$	K=1803; p- value =0.801	not observed
Bauska	$N_{tot..}$	K=1954; p- value =0.030	t=51 (2000.III)
	$P_{tot..}$	K=4410; p- value =< <b>0.0001</b>	t=109 (2005.I)
Bauska 2	$N_{tot..}$	K=1556; p- value =0.135	not observed

The Pettitt's test (Kropp et al, 2011), which is an approximation for a sequence of random variables of the non-parametric method, is used to identify a change-point in a time series and can be briefly described as follows: once the change point is detected through the test, then the dataset is divided into two intervals. The intervals before and after the change point then form homogeneous groups, which take heterogeneous characteristics from each other. Pettit's tests uses a statistics  $U_{t,T}$ , that verifies if two samples of  $x_1, \dots, x_t$  and  $x_{t+1}, \dots, x_T$  are from the same population:

$$U_{t,T} = U_{t-1,T} + \sum_{j=1}^t \text{sgn}(x_t - x_j), \quad t = 2, \dots, T, \quad (7)$$

were

$$\text{sgn}(x_i - x_j) = \begin{cases} 1, & x_i - x_j > 0 \\ 0, & x_i - x_j = 0 \\ -1, & x_i - x_j < 0 \end{cases}$$

The maximum of the absolute sums gives the position of possible change point:

$$K_T = \max_{1 \leq t < T} |U_{t,T}|. \quad (8)$$

The cumulative sum or *CUSUM* is a graphically-based method for identifying step changes in time series data (Page, 1955). The most important advantage of *CUSUM* is that such changes clearly appear on the graph as changes in the slope of the *CUSUM* graph.

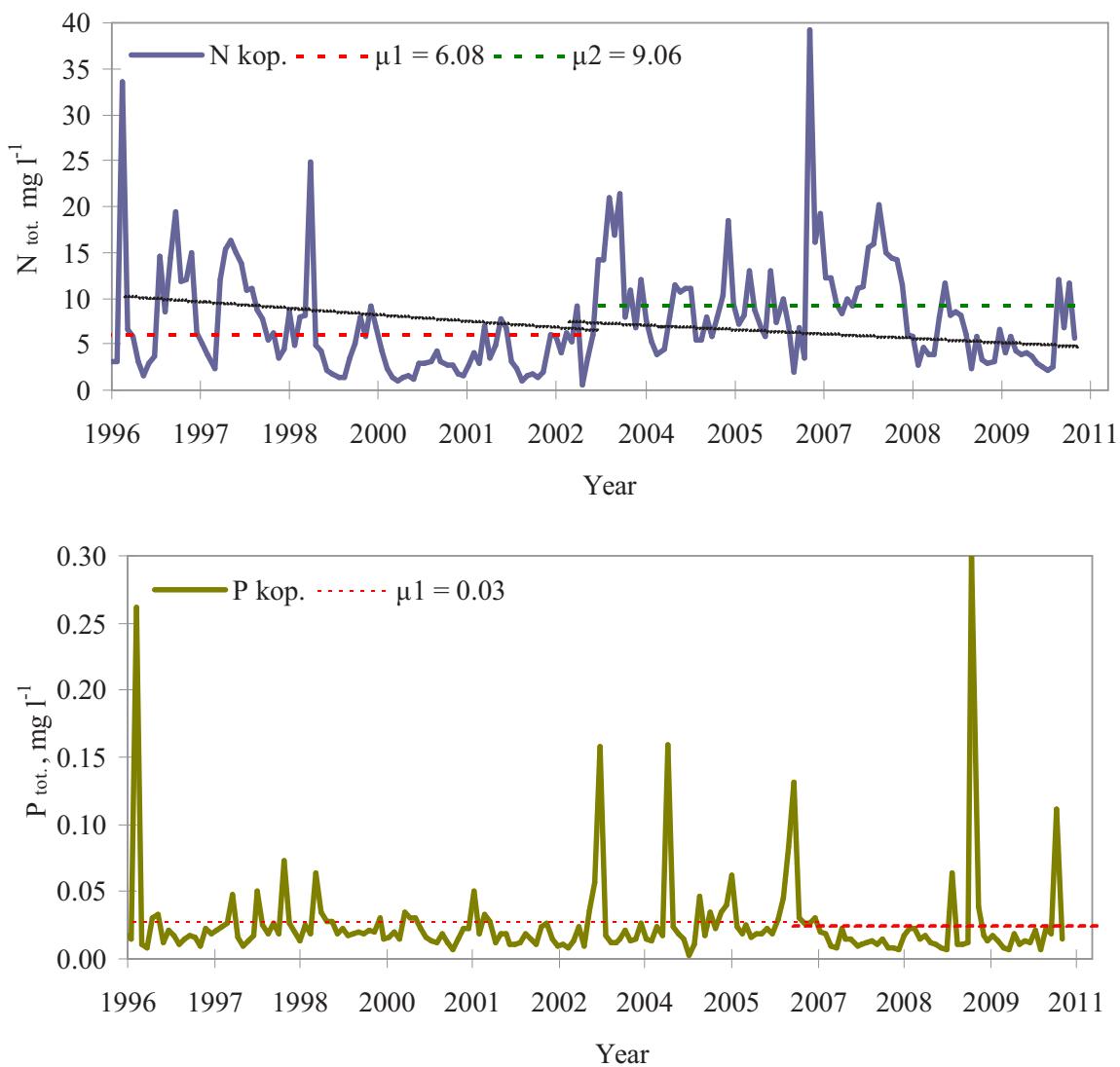
*CUSUM* is defined as:

$$\text{CUSUM} = \sum_{i=n}^t x_i - \bar{x}, \quad (9)$$

were

$\bar{x}$  - the mean of the time series.

Figure 7 and 8 gives results of the change point analysis for "Auces" monitoring site nutrient concentrations in surface waters data. At monitoring site "Auce" high nutrient concentrations recorded during the initial period of observations, as well as from 2003 to 2008, when the nutrient concentrations exceeded the long-term observation mean concentration. Also, in this period phosphorus concentrations increased noticeably.  $N_{\text{tot}}$ . concentrations change point at "Auce" is observed at time point  $t=91$ , corresponding to July 2003. Before and after this time point it is possible to determine statistically significant negative trend (before the change point:  $p\text{-value} < 0.000$ , after the change point:  $p\text{-value} < 0.000$ ), and the mean  $N_{\text{tot}}$ . concentrations before and after change point amounting to  $6.08 \text{ mg l}^{-1}$  and  $9.06 \text{ mg l}^{-1}$ .



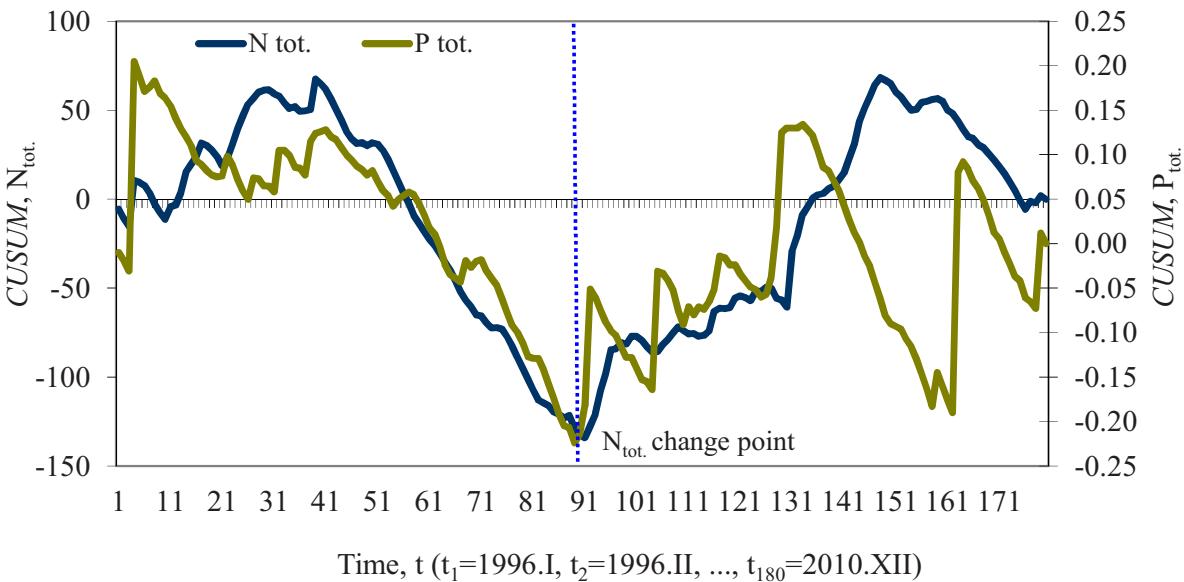
Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

**Figure 7. Change point analysis by Pettitt's tests results describing  $N_{tot}$  and  $P_{tot}$  concentrations at "Auce" monitoring site.**

It should be noted that the sharp increase in the concentrations of  $N_{tot}$  in "Auce" monitoring site occurs when the intense liquid manure incorporation into soils of the catchment area were reduced.  $P_{tot}$  concentrations at "Auce" monitoring site have no statistically significant changes from 1996 to 2010 and phosphorus changes at "Auce" monitoring site can be described as a stationary process.

Statistically significant trends of nutrient concentrations at "Bauska" monitoring site analysis period are not fixed, but relatively high concentrations there are observed in the beginning of the monitoring period, as well as from mid-2005 until 2009. Mean value change point of  $N_{tot}$  concentrations for the time series can be considered as time point  $t=51$ , which corresponds to March, 2000. This point represents decrease of  $N_{tot}$  mean concentration from  $21.10$  to  $12.81 \text{ mg l}^{-1}$ . Before this change point a trend of  $N_{tot}$  concentrations tends to be negative ( $p$ -value  $0.008$ ), but after the change point there are a positive trend ( $p$ -value  $< 0.000$ ).

At the same monitoring site time point  $t=109$  (corresponding to January, 2005) indicates the increase of mean  $P_{\text{tot}}$  concentrations from  $1.01 \text{ mg l}^{-1}$  before the change point to  $3.61 \text{ mg l}^{-1}$  after the exchange point, however, statistically significant trends for both before and after the change point can not be detected.



Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

**Figure 8. CUSUM analysis results for  $N_{\text{tot}}$  and  $P_{\text{tot}}$  concentrations at "Auce" monitoring site.**

At the "Ogre" monitoring site higher nutrient concentrations are observed in the beginning of the monitoring period from 1996 until 1998, when concentrations of nutrient achieved peaks. After the spring of 1999 (about 7 years after the closure of the farm) nutrient concentrations at "Ogre" decreased. Also time series statistical analysis detected statistically significant and negative nutrient concentrations trends for this monitoring site.

Trend and change point analysis of time series leads to the conclusion that statistically significant negative nitrogen and phosphorus trends formed under conditions of interrupted activities of intensive agriculture. At monitoring sites "Auce" and "Bauska" statistically significant nutrient concentrations trends can not be determined, but there are identified same change points of mean values. For example, at "Auce" the change point analysis allows to identify negative trends of nitrogen compounds before and after the change point, which is not characteristic of phosphorus concentration values. Despite to the fact that slurry deposition field is interrupted at "Auce", time series shows relatively high concentrations of  $P_{\text{tot}}$ . Also the increase of  $N_{\text{tot}}$  concentrations in the last few years points the long term impact of pollution or tendency to use higher fertilization rates. At the monitoring site "Bauska" change point of  $P_{\text{tot}}$  values is determined, but before and after this point statistically significant trends are not observed. This indicates long-term and relatively stable impact of phosphorus loads caused by slurry application.

Analysis of point source pollution effects on surface water chemical quality confirms the importance of phosphorus concentrations. Negative and statistically significant trends of phosphorus concentrations only formed if no direct point source gives impact on surface water ("Bauska 2") or a point source of pollution is removed ("Ogre"). Moreover, even after long period of closing of pig farm, surface waters have high concentrations of phosphorus compounds ("Ogre"). If the application technology of slurry corresponds to good agricultural practice requirements and soil is not saturated with manure, phosphorus concentrations in surface water tend to be significantly lower. In addition, phosphorus concentrations in surface water do not show rapid decrease soon after break of slurry incorporation ("Auce"). Seasonal variation of nutrient concentrations is more evident for monitoring sites where point source pollution impacts are less active. More frequently collected monitoring data, as well as information on specific parameters, such as rainfall intensity and duration are required for rainfall impact analysis on surface chemical quality (McDowell et al., 2001; Kleinman et al., 2006; Sharpley, 1995; Sharpley et al., 2001; Shigaki et al., 2007).

Spectral analysis is mathematical approach to detect regular cyclical pattern or periodicities in the times series. For spectral analysis data are transformed with a finite Fourier transformation and decomposed into waves of different frequencies. Thus the time series model is expressed in terms of sine and cosine components (Howell, 2001). The periodogram is an estimate of a theoretical quantity called a spectrum.

The continuous Fourier transform and its special case – the discrete Fourier transform (DFT) is used to transform a function of time on the frequency dimension. This makes it possible to investigate function  $f(t)$  not only in the time dimension, but also it provides frequency components of the signal composed. Function of time  $f(t)$  can be expressed as a sum of number of sine wave and cosine wave. DFT is using only discrete, periodic data obtained, for example, during a continuous variable measured at specified intervals. The input of DFT is a time variable with the same period of observations or discrete function  $f(k)$  of this variable, where  $k$  is the observation sequence number from 0 to  $N-1$ , where  $N$  is the total number of observations (Mark II, 2009; Handbook for Sampling ..., 1982). DFT is performed by using complex numbers, with key relationships as:

$$\begin{aligned} Z &= a + bj = A \cos(\theta) + jA \sin(\theta) = Ae^{j\theta} \\ A &= \sqrt{a^2 + b^2} \\ \theta &= \arctan\left(\frac{b}{a}\right) \end{aligned}, \quad (10)$$

were

$a, b$  – real numbers;  
 $j$  – imaginary unit,  $j^2 = -1$ ;  
 $\theta$  – angle in polar coordinates;  
 $A$  – length in polar coordinates.

With formula (10) is shown three forms of complex numbers: algebraic, exponential and trigonometric. DFT can be effectively used for all transformation of functions, but its performance is relatively slow: if the number of measurements increases linearly, then the number of calculations increases with the square. DFT is defined by the formula (11):

$$F(n) = \sum_{k=0}^{N-1} f(k) e^{-j \frac{2\pi}{N} nk}, \quad (11)$$

were

$N$  – number of observations;  
 $k$  – sequence number of observation,  $k = [0..N-1]$ ;  
 $f(k)$  –  $k$ -th measurement;  
 $n$  – complex frequency (DFT result) number of point,  $n = [0..N-1]$ .

According to formula (11) DFT can be obtained only for frequency component  $n$  or a point on the spectrum frequency axis. The final result of the DFT – investigated signal spectrum is obtained as:

$$\begin{pmatrix} F(0) \\ F(1) \\ F(2) \\ \vdots \\ F(N-1) \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 1 & 1 & 1 & 1 & \cdots & 1 \\ 1 & W & W^2 & W^3 & \cdots & W^{n-1} \\ 1 & W^2 & W^4 & W^6 & \cdots & W^{n-2} \\ \vdots & & & & & \\ 1 & W^{n-1} & W^{n-2} & W^{n-3} & \cdots & W \end{pmatrix} \begin{pmatrix} f(0) \\ f(1) \\ f(2) \\ \vdots \\ f(N-1) \end{pmatrix}, \quad (12)$$

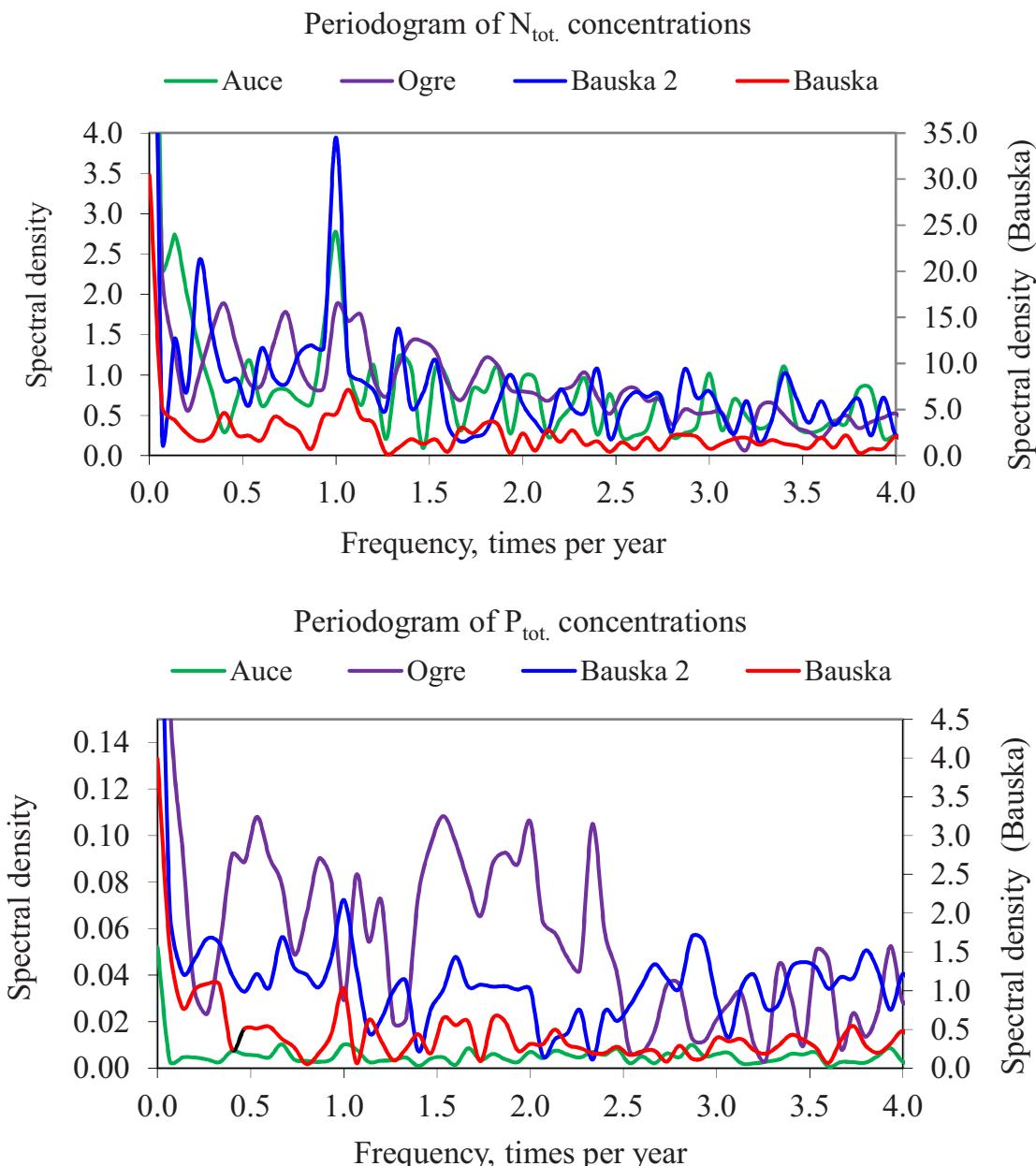
were

$$W = e^{-j \frac{2\pi}{N}}.$$

In this way, complex numbers are derived from  $F(0)...F(N-1)$ , the absolute value of these numbers are deferred on the frequency graph as the frequency amplitude components with the same unit of measurement as the original signal or time series. It should be noted that the resulting spectrum graph is symmetrical, so it usually represents arguments  $0... (N-1)/2$ .

Spectral analysis results indicate that  $N_{tot}$  concentrations noticeably increase once per year for all monitoring sites, but rapid annual increase of  $P_{tot}$  concentrations could be directed only to monitoring sites "Bauska" and "Bauska 2" (Figure 9). At monitoring site "Ogre"  $P_{tot}$  concentrations are characterized by rapid, irregular fluctuations with no apparent periodicity. Fluctuations of  $P_{tot}$  values show distinctive changes over shorter periods of time, if to compare with variation of  $N_{tot}$  concentrations. According to Nyquist–Shannon sampling theorem, sampling rate should be greater than twice comparing to fastest possible change of variable (Mark

II, 1991). Considering, that rapid changes of  $P_{tot}$  concentrations can be observed even 3-4 times per year with no periodicity, at least 6-8 measurements per year should be provided for equitable monitoring data evaluation. In areas where concentrations of phosphorus are changing more irregular ("Auce"), measurements should be more frequent, otherwise the monitoring data may not show same high increasing of nutrient concentration in particular period of time.  $N_{tot}$  and  $P_{tot}$  concentrations fluctuation in the conditions of point source pollution are mainly described as occasional with no strong cycle, so monitoring framework should be designed with potential to make observations more frequently than once a month.



Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA.

**Figure 9. Spectral analysis results of monitoring data of  $N_{tot}$  and  $P_{tot}$  concentrations in surface water.**

### **3. APPLICATION OF PHOSPHOROUS INDEX IN ASSESSMENT OF PHOSPHOROUS COMPOUNDS RUNOFF RISK**

#### **3.1. Phosphorous index explained**

Results of agricultural runoff monitoring show that the most difficult task is to analyze, simulate and predict the regularities of changes in phosphorous compound concentrations in surface waters due to the episodic character of phosphorus runoff (Jansons, et al., 2002; Bechmann et al., 2004). Therefore the planning of surface water protection must be closely related to the causes of phosphorus losses. Phosphorous index (PI) is one of ways to assess the risks connected with phosphorus losses or phosphorous loading on agricultural land. So far the use of PI in the Baltic Sea region has not been very common which results from insufficient studies of the local situation in terms of parameters included in the index. One of the strengths of the index is its application at the farm level and calculations pertaining to a certain field thus assessing the primary source of eventual phosphorus losses.

#### **3.2. Elaboration of Phosphorous index for Latvia's situation**

Index as instrument of risk modelling in order to assess the phosphorus losses in surface waters in Latvia's situation is elaborated for the purposes of farms. It presupposes that information about parameters to be included in the index and their evaluations must be easily determined at the level of farm field. With the help of international experience and the results of Latvian agricultural runoff monitoring the PI in its initial stage had 8 parameters selected with discrete values in point evaluation system which characterize the possible risk of phosphorus runoff from the agriculture land into the surrounding surface waters: 1 – very low; 2 – low; 4 – medium; 6 – high; 8 – very high (Table 8). PI is calculated as follows: the sum of evaluated parameters of factor characterizing the phosphorous sources in the soil multiplied with the sum of evaluated parameters of factor characterizing phosphorus "transporting" or losses versions. Process of calculation of PI is characterized by formulas:

$$PI = SF \times TF; \quad (13)$$

$$SF_{(1 \dots 8)} = \sum (SP, AP); \quad (14)$$

$$TF_{(1 \dots 8)} = \sum (E, R, L, D, W, B), \quad (15)$$

were

*SF* – source factor;

*TF* – transport factor;

*SP* – rating of soil P status (points);

Table 8

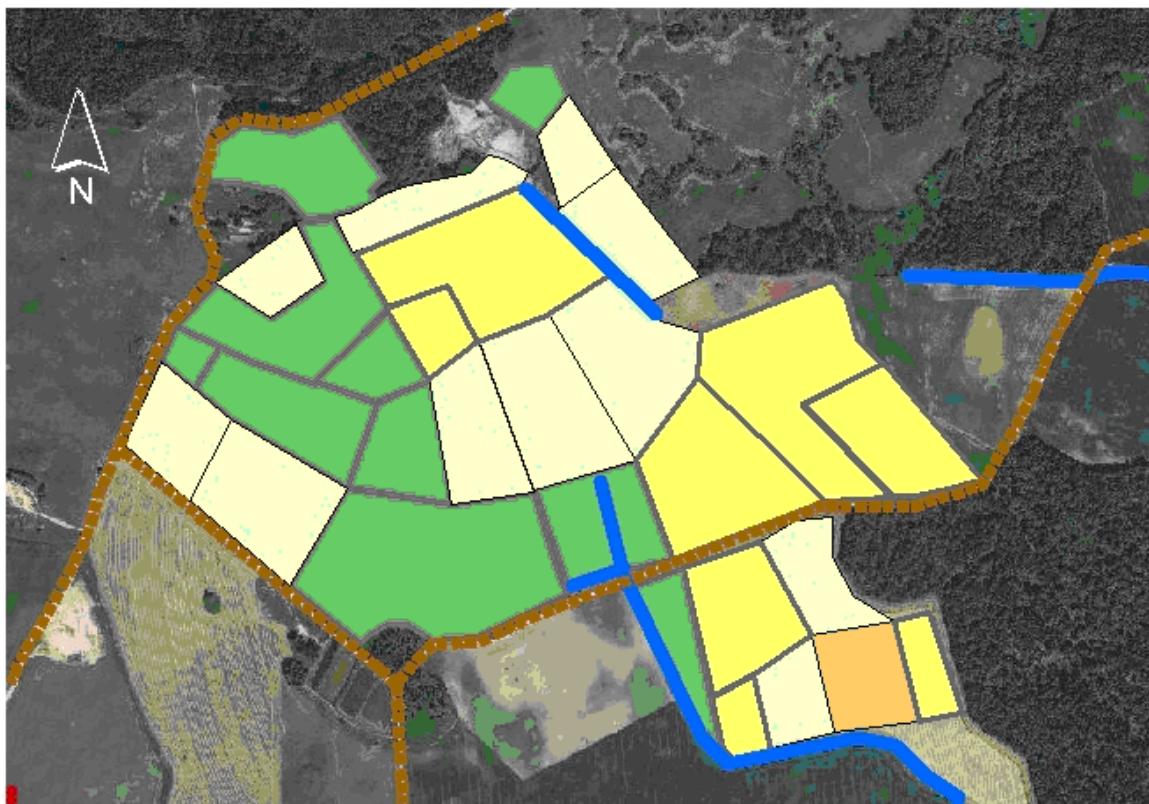
## Parameter values for PI calculation

	P loss rating value			
	Very low (1)	Low (2)	Medium (4)	High (6)
1. P source characteristics				Very high (8)
1.1. Soil test P (mg kg <sup>-1</sup> P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	< 30	30 – 60	61 – 120	121 – 250
1.2. Application of P fertilizers (for cultivated crop requirements)	no additional P	pastures	winter and spring crops	alfalfa, rape grassland potatoes, beets, vegetable
2. P transport characteristics			P loss rating value	
2.1. Risk of erosion (field slope, %)	Very low (1)	Low (2)	Medium (4)	Very high (8)
2.2. Risk of runoff (field slope, % and soil texture class)	<6	6 – 9	10 – 14	15 – 20 >20
2.3. Risk of leaching (soil textural class)	slope <0.5 and sand	slope <0.5 and loamy sand, sandy loam; slope 0.6 – 3 and sand	slope <0.5 and clay; slope 0.6 – 3 and loamy sand, sandy loam; slope >3 and sand	slope 0.6 – 3 and clay; slope >3 and loamy sand, sandy loam slope > 3 and sand
2.4. Artificial drainage	no drainage	single tile drains	systematic tile drainage	peat
2.5. Filter Wells	no filter wells on field	filter wells on field		
2.6. Buffers	at least 4 m wide buffer zone from field edge with perennial grassland	at least 1.5 m unploughed and grassed zone	no protective zone	

*AP* – rating of application of P fertilizers (points);  
*E* – rating of erosion risk (points);  
*R* – rating of runoff risk (points);  
*L* – rating of leaching risk (points);  
*D* – rating of drainage risk (points);  
*W* – rating of filter wells risk (points);  
*B* – rating of buffers(points).

Obtained risk index values are devided into 5 risk groups: very low risk (1-70); low risk (71-120); medium risk (121-170); high risk (171-300); very high risk (>300). Each risk group has applicable recommendations for field farming. For instance, if the calculated PI value for a certain field indicates at very low risk there is no need to change the farming system; low risk fields are recommended to tillage with a good agricultural management practice; for the fields falling in medium risk group it is recommended to study the possibilities of reducing the phosphorus losses and restraining from the activities fostering phosphorus runoff; in case of high risk fields it is mandatory to plan the agri-environment measures in order to restrict phosphorous losses; in very high risk fields it is recommended to restrict the intensity of agricultural output. Thus PI helps in planning the agro-environment measures as well as substantiate the need for it in various fields and farm in general. PI for the purposes of pollution risk reduction and more agriculture-friendly management should be put in use by large animal farms in the adjacent territories as well as by assessing the environment impact by the large farms in order to receive the category A permit for the performance of polluting activities (On Pollution, 2001). Determination of PI in these territories and fields should be included in subsided agro-environment measures.

Correctness of PI model result is estimated after its testing and calibrating in the conditions of a certain location. Version of PI adapted and recommended for Latvia's situation has been tested in agriculture runoff monitoring sites "Bauska" and "Auce". PI was calculated for 71 fields and assessed in relation to the concentrations of phosphorous compounds found in the surrounding surface waters. Acquired results confirm that when the risk index value for a certain field increases there is a larger possibility of relatively high phosphorous compound concentration in the nearby surface water objects. Considering the fact that in location "Auce" 70% of the inspected fields are related to very low or low phosphorus runoff risk but in location "Bauska" 90% of the inspected fields can be described as having medium, high or very high phosphorous losses risk, one can see the grounds for high total phosphorous concentrations in surface waters in "Bauska" and considerably lower in "Auce". Figure 10 shows the assessment of phosphorus losses risk from the fields contained in the catchment basin, based on the calculated PI in monitoring station "Auce". By improving the obtained PI it must be calibrated for certain territories, supplemented with the assessment of phosphorus fertilizer application methodology and assessment of the impact of each parameter or significance scale. The acquired results show that within the framework of studies the adapted PI correlates better with phosphorous compound concentrations in surface waters at catchment level than with the level of certain field.



**Legend .**

	Very low risk		Low risk		Medium risk		High risk
--	---------------	--	----------	--	-------------	--	-----------

Source: L.Bērziņa by Agricultural monitoring data of LUA and LGIA.

**Figure 10. Calculated phosphorus loss risk in "Auce" catchment.**

Precision of classification for a certain risk group of the field was tested also by means of discriminant analysis which, basing on the results of observations, determines one among other possible classes to which the object belongs. Results of discriminant analysis show that inaccuracies of classification occur most often by defining the field as falling in the low risk group. In 26.7% cases of the low risk group fields are classified as fields belonging to the medium risk group. Very low risk fields are most easy to determine.

The calculation of parameters' significance scale is important, but yet complicated. The calculation of parameters' significance during investigation is done also by multi-criteria optimization methods (where criteria functions are not defined and only their values are known) as well as determination of phosphorus risk with the artificial neural network modeling showed encouraging results. Evaluating the data series where the extreme values appear irregularly, the application of statistical methods is limited, therefore in order to solve the most difficult tasks in hydrology and assessment of pollution in environment engineering the application of artificial neural network becomes increasingly topical (Govindaraju and Rao, 2000; Maier and Dandy, 1996; Kim and Gilley, 2008).

Even though the first results show that the neural network training must be continued, its application is perspective in solving the risk issues. By applying the neural

network training algorithm *Back Propogation Learning Algorithm* and activation function *Sigmoid* (network topology 8:3:45:1, number of iterations: 2000) and test data error stood at 2%. By replacing the PI calculation algorithm with a trained neural network in order to determine the phosphorus losses it is possible to reduce the impreciseness of obtained result which is affected by deficiently shaped algorithm or evaluations of parameters defined in it. Yet it is very important to improve the phosphorus losses empirical observations when using the neural network approach in determining the risk, including the broadening of monitoring network so that the necessary data for the neural network training and determination of risk group would be obtained in possibly varied circumstances. Besides taking into consideration the irregular, episodic character of phosphorus losses the volume of monitoring data should be increased by making the observations more than once a month which would make the nature of phosphorous concentration changes in surface waters more precise. PI algorithm adjusted to Latvia's situation is prepared as a calculator prototype for calculating the PI which can be placed on web pages (Figure 11).

**Fosfora indeksa aprēķināšana**

**Fosfora avots faktors**

**Fosfora saturs augsnē ( $P_2O_5$ ,  $\text{mg kg}^{-1}$ )**

Faktors raksturo augšņu nodrošinājumu ar augiem izmantojamo fosforu

- < 30
- 30 - 60
- 61 - 120
- 121 - 250
- > 250

**Papildus pieliektais fosfors**

Atbilstoši audzējamā kultūrauga mēslošanas normām  
Faktors raksturo papildus lietotā minerālmēšlu un organiskā fosfora daudzumu kultūraugu mēslošanai

- Netiek lietots
- Ganību, plāvu mēslošanai
- Ziemāju, vasarāju mēslošanai
- Zālāju, lucernas, vasaras rapša mēslošanai
- Kartupeļu, biešu, dārzeņu mēslošanai

**Fosfora transporta faktors**

**Erozijas potenciāls (lauka nogāze, %)**

Faktors raksturo saistītā fosfora daudzumu augsnē, kas augsnēs erodēšanās jeb noārdīšanās procesos tiek nonests no lauka

- < 6
- 6 - 10
- 10 - 14
- 14 - 20
- > 20

**Noteces potenciāls (lauka nogāzes slīpums, %)**

Faktors raksturo izšķidurāšā fosfora noskalošanos no augsnēs virskārtas

- < 0.5
- 0.6 - 3
- > 3

**Ieskalošanai potenciāls**

**Augsnes granulometriskais sastāvs**

Faktors raksturo izšķidurāšā fosfora ieskalošanos augsnēs zemākajos slāņos, iekļūšanu grunts ūdeņos vai drenu sistēmās ar izteku uz ūdens avotiem

- Māla augsnē

**Drenāža**

Faktors raksturo drenu notecei ietaikmi uz fosfora noplūdēm

- Nav

Source: L.Bērziņa and programmer Z.Šablinskis.

Figure 11. Interface of calculator prototype for calculating the PI.

Participation of farmers is crucial for a successful application of PI. By calculating the PI for certain fields and by following the recommendations regarding the field management practice it is possible to achieve the main objectives of the index application for reduction of phosphorus losses in surface waters. Therefore adapting the PI approach in assessing the phosphorus losses risk for the first time in Latvia's situation, the balance between model's complicity and availability of data necessary for calculations at the level of farms was taken into consideration.

## CONCLUSIONS

1. Risks related to the agricultural point source pollution of surface waters can increase because after 1996 in Latvia it was particular for a number of farms with high livestock number ( $>250$  DV), especially from pig-breeding and poultry farming branches, to increase; besides many of them are located in the highly vulnerable zone with short distance to the water bodies of national importance.

2. In order to gather the information about the load of largest livestock farms on the surface water, it is possible to use the cluster analysis which successfully classifies the farms according to the criteria of their activity and provides scientific backgrounds for the designing of monitoring network in order to assess chemical quality of the point source pollution impact on surface water.

3. Results of long-term (1996-2010) agricultural runoff monitoring show that in the catchment basin where the large livestock farms as potential point source pollution are located, the concentrations of nitrogenous and phosphorous compounds, which are important in eutrophication processes, in the surface waters are characterized by large dispersion and very high maximum concentrations. Comparing to the  $N_{tot}$  mean value  $8.57 \text{ mg l}^{-1}$  observed during the long-term agricultural non-point source pollution monitoring, it can be evaluated as twice as higher in the conditions of active point source pollution influence. The highest mean of  $P_{tot}$  concentration in point source pollution conditions reaches  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . For comparing, under intensive farming and non-point source pollution conditions  $P_{tot}$  concentration reaches  $17 \text{ mg l}^{-1}$ .

4. Based on the chemical quality monitoring of surface water with a focus on nitrogenous and phosphorous compounds carried out from 2006-2008, quality of water most frequently was evaluated as poor. In 44% of analyzed water samples regarding  $N_{tot}$  and in 56% of water samples regarding  $P_{tot}$  concentration the quality was described as poor or very poor, besides in 20% of water samples the margin concentration of nitrate nitrogen  $11.3 \text{ mg l}^{-1}$   $\text{N-NO}_3$  indicated in the Nitrates Directive was exceeded.

5. Comparing impacts of various origins of point source pollution on the chemical quality of surface waters, the major loads come from intensive use of slurry. Runoff from the open manure storing sites and farm territories are only episodic. In order to prevent the possibility of runoff occurrence, it would suffice to arrange manure storing according to the technical standards for ensuring that the pollution level in surface waters would be evaluated similarly to the influence of diffuse pollution in intensive farming territories.

6. In locations where intensive farming is terminated ("Ķekava", "Ogre") the mean concentrations of pollutants gradually decrease until diffuse pollution level is reached (except phosphorus concentrations), however such concentrations have been observed also under circumstances when the agrotechnical standards designed for pollution prevention are complied ("Līvbērze").

7. Regardless of the measures taken at the national level in order to reduce the pollution of surface waters caused by agricultural production, the long-term agricultural point source pollution monitoring observations (1996-2010) indicate that concentrations of pollutants do not show statistically significant negative trends, except locations where farming has been terminated. Negative trends of phosphorus concentration form in circumstances when there is no direct point source impact ("Bauska 2") or pollution source has been closed for a longer period of time ("Ogre").

8. By applying the analysis of change-point of mean value of time series, it must be concluded that in monitoring site "Auce" for the long-term observation period the mean value of phosphorus concentrations remained constant, however negative  $N_{tot}$  concentration trend could be observed at this site after 2003. At monitoring site "Bauska" the phosphorus concentrations tend to increase after 2005, while concentrations of nitrogen compounds increasing since 2000.

9. Monitoring results confirm that several years after termination of livestock breeding ("Ogre") high concentrations of phosphorous compounds remain in the surface waters. Irregular fluctuations of phosphorous concentrations (results of spectrum analysis), as well as formation of sudden extreme values in data series show that its runoff depend on complex influence of various factors which is difficulty predictable.

10. Taking into consideration the complicated nature of the point source pollution, it is recommended to replace methods of data statistical analysis with methods of artificial intellect, for instance, methods based on artificial neural network training. In order to apply them, more frequent monitoring observations (in the case of phosphorous compounds – at least twice per month) are required.

11. Considering that the main reason for the poor chemical quality of surface waters in case of point source pollution is the increased concentrations of phosphorous compounds, it is important to take the appropriate measures to reduce them. In order to determine phosphorus runoff risk and to plan farming activities at the farm level the Phosphorous Index method has been adapted for Latvia's situation for the first time. The index describes the possibility of phosphorous compounds to reach surface waters from farming areas as well as allows to plan appropriate measures for pollution reduction. Application of the index in largest livestock farms should be encouraged in order implement appropriate agro-environment measures.

## IZMANTOTĀ LITERATŪRA / BIBLIOGRAPHY

1. 91/676/EEC (1991) Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, No. L375, 8 p.
2. *Agriculture – a vital activity for the Baltic region* (2013) World Wildlife Fund [tiešsaiste] [skatīts 13.11.2013.] Pieejams: [http://wwf.panda.org/what\\_we\\_do/where\\_we\\_work/baltic/threats/eutrophication/agriculture/](http://wwf.panda.org/what_we_do/where_we_work/baltic/threats/eutrophication/agriculture/)
3. Alvarez-Cobelas M., Angeler D.G., Sánchez-Carrillo S. (2008) Export of nitrogen from catchments: a worldwide analysis. *Environmental Pollution*, 156, pp. 261-269
4. Baxter C., Stanley S., Zhang Q., Smith D. (2002) Developing artificial neural network models of water treatment processes: a guide for utilities. *Journal of Environmental Engineering Science*, Vol. 1, pp. 201-211
5. Bechmann M., Deelstra J., Iital A., Jansons V. (2004) Risk assessment of phosphorus loss from agriculture in the Nordic and Baltic countries using the P index approach. In: *Selected articles of XXIII Nordic Hydrological Conference, August 8-12*, Tallinn, Estonia. pp. 159-168.
6. Berka C., Schreier H., Hall K. (2001) Linking water quality with agricultural intensification in a rural watershed. *Water, Air, & Soil Pollution*, 127 (1/4), pp. 389-401
7. Bilotta G.S., Brazier R.E., Haygarth P.M. (2007) The impacts of grazing animals on the quality of soils, vegetation, and surface waters in intensively managed grasslands. In: Donald L.S. (Ed.) *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 237-280
8. Burt T., Heatwaite A., Trudgill S. (1993) *Nitrate. Processes, Patterns and Management*. USA: John Wiley & Sons, 444 p.
9. Bušmanis P., Jansons V. (1999) *Code of Good Agricultural Practice for Latvia*. Jelgava: LLU, 96 p.
10. Chapman D.T. (1989) Statistical Methods for the Assessment of Point Source Pollution. In: *Proceedings of a Workshop on Statistical Methods for the Assessment of Point Source Pollution*. Kluwer Academic Publishers, Netherlands, 373 p.
11. Cooke S., Ahmed S., Macalpine N. (2005) *Introductory Guide to Surface Water Quality Monitoring in Agriculture*. Alberta: Conservation and Development Branch, 35 p.
12. Covalla E., Pandarinath J., Williams C., Williams J., Wingo A. (2001) *Managing Agricultural Water Impacts*. [tiešsaiste] [skatīts 09.08.2011]. Pieejams: <http://wingolog.org/writings/water/e497/e497.pdf>.

13. *Criteria for inclusion and deletion of Hot Spots: Procedures and guidelines for inclusion and deletion of Hot Spots* (2000) HELCOM PITF Working Group on Agriculture. Goslar: HELCOM, 13 p.
14. Diamantopoulou M. J., Antonopoulos V. Z., Papamichail D. M. (2005) The use of a neural network technique for the prediction of water quality parameters. *European Water*, Vol.11/12, pp 55-62
15. Drewry J.J., Newham, L.T.H., Greene R.S.B., Jakeman, A.J., Croke, B.F.W. (2006) A review of nitrogen and phosphorus export to waterways: context for catchment modelling. *Marine & Freshwater Research*, Vol. 57 (8), pp.757-774
16. Finkenstadt B., Rootzen H. (2003) *Extreme Values in Finance, Telecommunications, and the Environment*. Chapman and Hall/CRC, 2003. 432 p.
17. Gilbert R. O. (1987) *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. John Wiley & Sons, 336 p.
18. Govindaraju R., Rao A. (2000) *Artificial Neural Networks in Hydrology*. Springer Kluwer Academic Publishers, 348 p.
19. Gümrah F., Öz B., Gülerand B., Evin A. (2000) The application of artificial neural networks for the prediction of water quality of polluted aquifer. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 119, pp. 275-294
20. *Handbook for Sampling and Sample Preservation of Water and Wastewater*. Volume 1 (1982) USA, Ohio: EPA, 402 p.
21. *HELCOM Baltijas jūras rīcības plāns* (2007) [tiešsaiste] HELCOM ministru sanāksme [Skatīts 20.10.2011.] Pieejams: [http://www.varam.gov.lv/in\\_site/tools/download.php?file=files/text/Darb\\_jomas/udens//lv\\_HELCOM\\_BaltjasJurasRicibasPlans.pdf](http://www.varam.gov.lv/in_site/tools/download.php?file=files/text/Darb_jomas/udens//lv_HELCOM_BaltjasJurasRicibasPlans.pdf).
22. Hirsch R., Slack J. (1984) A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research*, Vol. 20, pp. 727-732
23. Hooda P.S., Edwards A.C., Anderson H.A., Miller A. (2000) A review of water quality concerns in livestock farming areas. *Science of the Total Environment*, 250, pp.143-167
24. Howell K. B. (2001) *Principles of Fourier Analysis*. CRC Press, 792 p.
25. Jansons V. (2000) *ES Nitrātu Direktīvas prasību ieviešanas iespēju analīze: Lauksaimniecības koncentrēta piesārņojuma avotu izvērtējums*. LLU tēma Nr. 26/00 L-55
26. Jansons V. (2005) *Lauksaimniecības noteču monitorings*. LLU tēma Nr.13/04 L-105
27. Jansons V., Vagstad N., Sudars R., Deelstra J., Dzalbe I., Kirsteina D. (2002) Nutrient Losses from Point and Diffuse Agricultural Sources in Latvia. *Landbauforschung Volkenrode*, Vol. 1(52/1), pp. 9-17.
28. Johnson R., Wichern D. (1992) *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall, 642 p.

29. Kim M., Gilley J. (2008) Artificial Neural Network estimation of soil erosion and nutrient concentrations in runoff from land application areas. *Computers and electronics in agriculture*, Vol. 64, pp. 268-275.
30. Kleinman P., Srinivasan M., Dell C., Schmidt J., Sharpley A., Bryant R. (2006) Role of rainfall intensity and hydrology in nutrient transport via surface runoff. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 35, pp. 1248-1259.
31. Kokorīte I. (2007) *Latvijas virszemes ūdeņu ķīmiskais sastāvs un to ietekmējošie faktori*. Promocijas darba kopsavilkums. Rīga, Latvijas Universitāte, 27 lpp.
32. Kropp J., Schellnhuber, H.J. (2011) *In Extremis. Disruptive Events and Trends in Climate and Hydrology*. Berlin: Springer-Verlag, 400 p.
33. Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. (2006) Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 115 (1/4), 15-26
34. Lagzdiņš A. (2012) *Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze lauksaimniecībā izmantotajās platībās*. Promocijas darba kopsavilkums. Jelgava: LLU, 85 lpp.
35. Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Seting of the Water Quality Standards for Nutrients in Runoff from Agricultural Land. *Proceedings of the Latvia University of Agriculture*, Vol. 21 (315), pp. 96-105.
36. *Latvijas virszemes ūdeņu kvalitātes pārskats* (2007) [tiešsaiste] [Skatīts 04. 08.2011.] Pieejams:  
[https://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat\\_apkopojumi/udens\\_kvalit/2007\\_Parskats\\_virszemes\\_udeni.pdf](https://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat_apkopojumi/udens_kvalit/2007_Parskats_virszemes_udeni.pdf)
37. *Latvijas virszemes ūdeņu kvalitātes pārskats* (2008) [tiešsaiste] [Skatīts 04. 08.2011.] Pieejams:  
[http://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat\\_apkopojumi/udens\\_kvalit/2008\\_VUK\\_PARSKATS.pdf](http://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat_apkopojumi/udens_kvalit/2008_VUK_PARSKATS.pdf)
38. *Latvijas Virszemes ūdeņu pārskats* (2006) LVGMC [tiešsaiste] [Skatīts 04.08.2011.] Pieejams:  
[http://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat\\_apkopojumi/udens\\_kvalit/2006\\_Virszemes\\_udeni.pdf](http://www.meteo.lv/fs/CKFinderJava/userfiles/files/Vide/Udens/stat_apkopojumi/udens_kvalit/2006_Virszemes_udeni.pdf)
39. *Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa rokasgrāmata* (2003) [tiešsaiste] Valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs”. 34 lpp. [Skatīts 09.08.2011.] Pieejams: [http://www.meteo.lv/public/rokasgramatas\\_vadlinijas.html](http://www.meteo.lv/public/rokasgramatas_vadlinijas.html)
40. *Lauksaimniecības rādītāju prognoze 2015., 2020. un 2030. gadam* (2013) Atskaite. Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 73 lpp.
41. Leone A., Ripa M., Boccia L., Porto A.L. (2008) Phosphorus export from agricultural land: a simple approach. *Biosystems engineering*, Vol. 101, pp. 270-280.

42. *Lielupes upju baseinu apgabala apsaimniekošanas plāns 2010.- 2015. gadam* (2009) VARAM [tiešsaiste] [skatīts 03.13.2012.] Pieejams: [http://www.varam.gov.lv/lat/darbibas\\_veidi/udens\\_aizsardziba/upju\\_baseini/](http://www.varam.gov.lv/lat/darbibas_veidi/udens_aizsardziba/upju_baseini/)
43. Loague, K., Corwin, D. L. (2005) Point and NonPoint Source Pollution. In: *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. USA: John Wiley & Sons. p. 1427- 1439
44. Mac Berthouex P., Brown L.C. (2002) *Statistics for Environmental Engineers*. CRC Press, 512 p
45. Maier H., Dandy G. (1996) The use of artificial neural networks for the prediction of water quality parameters. *Water Resources Research*, Vol. 32, pp. 1013-102
46. Manly B. (2001) *Statistics for Environmental Science and Management*. Boca Raton, FL: Chapman and HALL/CRC, 326 p.
47. Marks II R.J. (1991) *Introduction to Shannon Sampling and Interpolation Theory*. Springer-Verlag, NewYork, 324 p.
48. Marks II R.J. (2009) *Handbook of Fourier Analysis and Its Applications*. Oxford University Press, 800 p.
49. McDowell R., Sharpley A., Folmar G. (2001) Landscape and watershed processes phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, pp. 1587-1595.
50. *Ministerial Declaration on the implementation of the HELCOM Baltic Sea Action Plan* (2010) HELCOM [tiešsaiste] [skatīts 03.13.2012.] Pieejams: <http://www.helcom.fi/stc/files/Moscow2010/HELCOM%20Moscow%20Ministerial%20Declaration%20FINAL.pdf>
51. Oenema J., Burgers S., Verloop K., Hooijboer A., Boumans L. (2010) Multiscale effects of management, environmental conditions, and land use on nitrate leaching in dairy farms. *Journal of Environmental Quality*, 39 (6), pp. 2016-2028
52. Ostle B., Mensing W.R. (1975) *Statistics in Research*. Iowa: The Iowa state university, 596 p.
53. Page E. S. (1955) A test for a change in a parameter occurring at an unknown point. *Biometrika*, 42 (3-4): pp. 523-527
54. *Par piesārņojumu* (2001): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: <http://likumi.lv/doc.php?id=6075>
55. Sharpley A. (1995) Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological Engineering*, Vol. 5, pp. 261-279.
56. Sharpley A., McDowell R., Kleinman P. (2001) Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, Vol. 237, pp. 287–307.
57. Shaw P.J. (2003) *Multivariate statistics for the Environmental Sciences*. New York: Oxford University Press Inc., 233 p.

58. Shigaki F., Sharpley A., Prochnow L. (2007) Rainfall intensity and phosphorus source effects on phosphorus transport in surface runoff from soil trays. *Science of the Total Environment*, Vol. 373, pp. 334-343.
59. Sileika A., Gaigalis K., Kutra G., Smitsiene A. (2005) Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 102, pp. 359-374.
60. Smith A.P., Western A.W., Hannah M.C. (2013) Linking water quality trends with land use intensification in dairy farming catchments. *Journal of Hydrology*, 476, pp.1-12
61. Struyf A., Hubert M., Rousseeuw P. (1997) Integrating Robust Clustering Techniques in S-PLUS. *Computational Statistics and Data Analysis*, Vol. 26, pp. 17-37
62. Sudārs R., Jansons V., Klaviņš U., Dzalbe I. (2005) Intensīvas lopkopības ietekme uz ūdens vidi. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes raksti*, 15(310), 40-49 lpp.
63. Tunney H., Carton O., Brookers P., Johnston A. (1997) *Phosphorus loss from soil to water*. UK: CAB International, 467 p.
64. Ūdens apsaimniekošanas likums (2002) LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03.08.2011.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?id=66885>
65. Vides aizsardzības likums (2006): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03.08.2011.] Pieejams: <http://www.likumi.lv/doc.php?mode=DOC&id=147917>
66. VMP (2009) *Vides monitoringa programma*. [tiešsaiste] [Skatīts 08.08.2011.] Pieejams: [http://www.daba.gov.lv/public/lat/dati1/vides\\_monitoringa\\_programma/](http://www.daba.gov.lv/public/lat/dati1/vides_monitoringa_programma/)
67. Wossink A., Wefering F. (2003) Hot spots in animal agriculture, emerging federal environmental policies and the potential for efficiency and innovation offsets. *Agricultural Resources, Governance and Ecology*, Vol. 2, pp. 228-242.