LATVIJAS LAUKSAIMNIECĪBAS UNIVERSITĀTE

LAUKU INŽENIERU FAKULTĀTE

VIDES UN ŪDENSSAIMNIECĪBAS KATEDRA

Mg.sc.ing. **Ainis Lagzdiņš**

Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze lauksaimniecībā izmantotajās platībās

Promocijas darbs

Promocijas darbs inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai

Vides zinātnes nozarē Vides inženierzinātnes apakšnozarē

Promocijas darba izstrāde un noformēšana līdzfinansēta no

Eiropas Savienības Sociālā fonda

Promocijas darba zinātniskais vadītājs: Profesors, Dr.sc.ing. **Viesturs Jansons**

Promocijas darbu izstrādāja: Mg.sc.ing. **Ainis Lagzdiņš**

Jelgava

2012

ANOTĀCIJA

Lagzdiņš A. Slāpekļa un fosfora savienojumu noplūdes analīze lauksaimniecībā izmantotajās platībās: Promocijas darbs inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai. Jelgava: Latvijas Lauksaimniecības universitāte, 2012. 165 lpp., 16 tabulas, 25 attēli, 146 bibliogrāfijas avoti.

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Lauksaimniecības universitātes Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā laika posmā no 2006. līdz 2012. gadam.

Darba mērķis ir noskaidrot lauksaimniecībā izmantojamo platību noteces kvalitāti pēc slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, izpētīt lauksaimnieciskās darbības radītā izkliedētā piesārņojuma cēloņsakarības un dot zinātniski pamatotus ieteikumus lauksaimniecības noteču kvalitātes klasifikācijas izveidei.

Darba mērķa sasniegšanai izvirzīti sekojoši uzdevumi:

- analizēt lauksaimniecības noteču monitoringa ilgtermiņa datus par slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, kā arī datus par agrohidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās;
- izpētīt ilgtermiņa un sezonālās slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūdes izmaiņas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām dažādos izpētes līmeņos;
- noteikt un analizēt ūdeņu piesārņojuma ar slāpekļa un fosfora savienojumiem veidošanās cēloņus dažādos Latvijas agroklimatiskajos rajonos un lauksaimniecības intensitātes apstākļos;
- aprobēt lauksaimniecības noteču kvalitātes vērtēšanas metodiku, sagatavot ieteikumus par kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju robežlielumiem ūdeņu kvalitātes klasifikācijai lauksaimniecībā izmantotajās zemēs.

Promocijas darbs strukturējums.

Ievads. Pamatota darba aktualitāte un nepieciešamība, formulēti zinātniskā darba mērķi un uzdevumi, vērtēta pētījuma novitāte, sniegts promocijas darbā iekļauto publikāciju saraksts, vērtēts autora devums promocijas darbā iekļauto publikāciju sagatavošanā, sniegts autora publikāciju un konferenču referātu saraksts par promocijas darba tematiku.

Pētījuma teorētiskās nostādnes. Nodaļā raksturota lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība un Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa sistēma.

Materiāli un metodika. Nodaļā sniegts Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa staciju un pētāmo teritoriju apraksts, definēti ūdeņu paraugu ievākšanas principi un ķīmiskā sastāva testēšanas metodes, kā arī apskatītas pētījuma gaitā izmantotās matemātiskās statistikas metodes un to pielietošanas interpretācija.

Rezultāti un Diskusija. Analizēti autora iegūtie pētījumu rezultāti par meteoroloģisko apstākļu fonu pētāmajās teritorijās, noteces kvantitatīvajiem parametriem un lauksaimniecības noteču ūdeņu kvalitāti dažādos izpētes līmeņos un lauksaimnieciskās darbības intensitātes apstākļos. Sniegti ieteikumi ūdeņu kvalitātes standartu noteikšanai lauksaimniecībā izmantojamās teritorijās.

Secinājumi. Sniegtas atbildes uz izvirzītajiem promocijas darba uzdevumiem.

Izmantotie informācijas avoti. Apkopots izmantoto informācijas avotu pilns bibliogrāfiskais apraksts.

ANNOTATION

Lagzdins A. Analysis of nitrogen and phosphorus leaching in the agricultural areas: Thesis for Doctoral Degree in Engineering Sciences (Dr.sc.ing.). Jelgava: Latvia University of Agriculture, 2012. 165 p., 16 tables, 25 figures, 146 sources of bibliography.

The research was carried out at the Department of Environmental Engineering and Water Management, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture from September 2006 up to May 2012.

The main objective of this doctoral thesis is to determine the quality of agricultural runoff based on the concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds, to study the causes of agricultural nonpoint source pollution, and to create scientifically based criteria for water quality classification in agricultural areas.

Tasks of the work:

- To analyse the long-term agricultural runoff monitoring data concerning concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds, as well as data on agrohydrological and meteorological conditions in the study sites;
- To study the long-term and seasonal trends in both concentrations and loads of nitrogen and phosphorus compounds at different spatial scales of measurement;
- To identify and to analyse the impact factors of nitrogen and phosphorus pollution in different agro-climatic regions of Latvia and under diverse intensity of agricultural management practices;
- To develop the methods for establishing water quality standards adopted for agricultural runoff and to designate the numeric criteria for water quality classes regarding concentrations of total nitrogen and total phosphorus in agricultural runoff.

The structure of the Thesis.

Introduction. The purpose of the chapter is to justify the topicality and necessity of the Thesis, to define the main objective and tasks of the research, to describe scientific novelty, to present list of scientific publications included in the Thesis, to evaluate the contribution of the author in the writing of the publications, as well as to present the list of other publications and conference attendance.

Theoretical Outline of the Research. The overview of the necessity of agricultural land drainage and agricultural runoff monitoring system in Latvia is given within this chapter.

Materials and Methods. The chapter includes the description and characteristics of agricultural runoff monitoring sites, the principles of water quality sampling and chemical analysis of water in laboratory, and the mathematical statistical methods used for data interpretation.

Results and Discussion. The chapter deals with the analysis of obtained research results on meteorological conditions and water runoff in study sites, and shows the evaluation of water quality in agricultural area within different spatial and temporal scales and under diverse intensity of agricultural management practices. The recommendations for the classification system based on nutrients concentrations in agricultural runoff are included in this chapter as well.

Conclusions. The answers to the tasks defined in Thesis are presented within this chapter.

Bibliography. The chapter presents bibliographic description of the information sources used in preparation of the Thesis.

SATURS

TABULU SARAKSTS

ATTĒLU SARAKSTS

DARBĀ LIETOTO AKRONĪMU, ABREVIATŪRU UN SIMBOLU SARAKSTS UN SKAIDROJUMS

ANO	- Apvienoto Nāciju Organizācija
ASV	- Amerikas Savienotās Valstis
att.	- attēls
ES	- Eiropas Savienība
FAO	- Pārtikas un lauksaimniecības organizācija
ha	- hektārs
HES	- hidroelektrostacija
IJT	- īpaši jutīgās teritorijas
ISO	- Starptautiskā Standartu Organizācija
kg ha^{-1}	- kilogrami no hektāra
kg	- kilograms
l	- litrs
LĢIA	- Valsts aģentūra „Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūra”
LR	- Latvijas Republika
LVĢMC	- Valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centrs”
LVS	- Latvijas standartu sistemātiskais katalogs
MA	- drenēti izmēģinājumu lauciņi, kuros netiek veikta mēslošana
Max	- maksimālā vērtība
MB	- drenēti izmēģinājumu lauciņi, kuros tiek pielietota normāla minerālmēslojuma deva
MC	- drenēti izmēģinājumu lauciņi, kuros tiek pielietota dubulta minerālmēslojuma deva
MD	- drenēti izmēģinājumu lauciņi, kuros tiek pielietoti kūtsmēsli
ME	- drenēti izmēģinājumu lauciņi, kuros tiek pielietots šķidrmēslojums
mg	- miligrams
mg l^{-1}	- miligrami litrā
Min	- minimālā vērtība
MK	- Ministru Kabinets
mm	- milimetrs
MV	- virszemes noteces izmēģinājumu lauciņš
N	- slāpeklis
N_{kop}	- kopējā slāpekļa saturs ūdenī, kas izteikts miligramos litrā
Nr.	- numurs
P	- fosfors
P_{kop}	- kopējā fosfora saturs ūdenī, kas izteikts miligramos litrā
Q	- caurplūdums, kas izteikts litros sekundē
q	- noteces apjoms no baseina laukuma vienības, kas izteikts ūdens slāņa milimetros
RTU	- Rīgas Tehniskā universitāte
SIA	- sabiedrība ar ierobežotu atbildību
t.sk.	- tai skaitā
tūkst.	- tūkstoši
VŪS	- Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedra
ZM	- Zemkopības ministrija
ZMNI	- Valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi”

IEVADS

Ūdeņu resursi ir vitāli svarīgi dzīvai dabai un ekonomiskās izaugsmes nodrošināšanai. Labas kvalitātes ūdens nepieciešams plaša spektra cilvēka vajadzību apmierināšanai, piemēram, dzeramā ūdens apgādē, rekreācijā, lauksaimniecībā, rūpniecībā, pārtikas produktu ražošanā, zivsaimniecībā, elektroenerģijas ieguvē, turklāt pieprasījums pēc tā turpina palielināties. No otras puses, intensīva cilvēka saimnieciskā darbība, līdzās dabā notiekošajiem procesiem, var tieši vai netieši izraisīt ūdeņu piesārņojumu, tādēļ jautājums par ūdeņu resursu kvalitāti un ilgtspējīgu izmantošanu kļūst arvien aktuālāks.

Ūdeņu kvalitāti iespējams novērtēt pēc ķīmiskajām, fizikālajām un bioloģiskajām īpašībām. Biogēno elementu (galvenokārt, slāpekļa un fosfora organiskie savienojumi un neorganiskie joni) saturs ūdeņos ir viens no ķīmiskā sastāva raksturojošiem kritērijiem, kura nozīmību nosaka dzīvības procesu nodrošināšana ūdenskrātuvēs un ūdenstecēs (Heathwaite, 1993; Heathwaite, 1997; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004). Paaugstinātas biogēno elementu koncentrācijas ūdenī var izraisīt eitrofikāciju, kas izpaužas kā palielināta bioloģisko procesu intensitāte, rezultātā tiek veicināta aļģu un citu ūdensaugu, tai skaitā makrofītu, attīstība, tādējādi pasliktinās ūdeņu kvalitāte un izmantošanas iespējas (SEPA, 1994; Smith et al., 1999; USGS, 1999; USEPA, 2000; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Oquist et al., 2007; HELCOM, 2009). Eitrofikācijas procesu ietekmē samazinās ūdeņu estētiskā vērtība un rekreācijas iespējas gan iekšējos ūdeņos, gan Baltijas jūrā, paaugstinātas primārās produkcijas sekas var izjaukt normālu ūdeņu ekosistēmu funkcionēšanu, piemēram, pārmērīga organiskās vielas veidošanās, palielināts skābekļa patēriņš ir cēlonis skābekļa trūkumam ūdeņos, kas negatīvi ietekmē bentisko organismu un vērtīgo zivju dzīvesvides kvalitāti un vairošanās procesus (Stålnacke, 1996; HELCOM, 2005, HELCOM, 2006).

Latvija ir ratificējusi virkni starptautiskas nozīmes dokumentu par vides kvalitātes saglabāšanu un uzlabošanu, tai skaitā, 1994. gadā Konvenciju par Baltijas jūras reģiona jūras vides aizsardzību, kas zināma arī kā Helsinku konvencija (Helsinki Convention, 2008). Lai sekmētu Baltijas jūras ekoloģisko atveseļošanu un ekoloģiskā līdzsvara saglabāšanu, cilvēku veselības, dzīvo resursu un jūras ekosistēmu aizsardzību, Baltijas jūra valstis un Eiropas Ekonomiskā Kopiena, konvencijas principu un saistību ietvaros, ir apņēmušās ar atbilstošiem likumdošanas un administratīviem līdzekļiem samazināt un novērst Baltijas jūras vides piesārņošanu (Helsinki Convention, 2008).

Kopš konvencijas parakstīšanas augu barības elementu samazinājums ūdenstecēs un Baltijas jūrā galvenokārt sasniegts uzlabojot attīrīšanu lielākajos punktveida piesārņojuma avotos, tādos kā notekūdeņu attīrīšanas ietaises un ražošanas notekūdeņu izlaides. Turpmāka piesārņojuma samazināšana būs grūtāks un dārgāks process, jo uzmanība ir jāpievērš telpiski izkliedētajam (difūzajam) piesārņojumam ar biogēnajiem elementiem, kas veidojas pārmērīgi mēslojot lauksaimniecībā izmantotās platības (HELCOM, 2007). Saskaņā ar Helsinku Komisijas jaunākā ikgadējā ziņojuma datiem daudzās Baltijas jūras reģiona valstīs lauksaimniecība ir lielākais slāpekļa un fosfora emisijas avots gan iekšējos ūdeņos, gan Baltijas jūrā. Upju slodžu sadalījumu pētījumu rezultāti liecina, ka ar noteci no lauksaimnieciskās darbības ietekmētajām teritorijām Baltijas jūrā nonāk 79% no slāpekļa un 78% no fosfora ūdeņu transportētās izkliedētā piesārņojuma slodzes (HELCOM, 2011). Baltijas jūras vides aizsardzības komisija regulāri pieprasa dalībvalstīm veidot Piesārņojuma slodzes uz Baltijas jūru apkopojumus (Pollution Load Compilation), kura izstrādāšanas metodika nosaka, ka punktveida un izkliedēto avotu radītā emisija ūdenī un gaisā ir jāmēra un jāaprēķina balstoties uz zinātniskām metodēm.

Līdz ar iestāšanos Eiropas Savienībā (ES) Latvijai kļuvušas saistošas ES ūdeņu aizsardzības likumdošanas aktu prasības. Šādas prasības ES dalībvalstīm nosaka vairākas direktīvas, piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem kontekstā kā tematiski atbilstošākās pieminamas ES Nitrātu direktīva (91/676/EEC, 1991) un ES Ūdeņu struktūrdirektīva (2000/60/EC, 2000), Jūras stratēģijas pamatdirektīva (2008/56/EC, 2008), no direktīvām izrietošās tiesību normas iekļautas Latvijas likumos, attiecīgi likumā Par piesārņojumu (Par piesārņojumu, 2001) un Ūdens apsaimniekošanas likumā (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002), un atbilstošajos Ministru kabineta noteikumos.

ES Nitrātu direktīva ir izstrādāta, lai aizsargātu cilvēku veselību un ūdens ekosistēmas, samazinātu ūdeņu piesārņojumu ar nitrātiem, kuri veidojušies lauksaimnieciskas darbības rezultātā, un novērst tālāku šāda veida piesārņojuma iespējamību. ES Nitrātu direktīva un pakārtotie Latvijas likumdošanas akti prasa izpildīt ūdeņu monitoringa programmas un rīcības programmas piesārņotajās un piesārņojuma riskam pakļautajās jeb īpaši jutīgajās teritorijās. Kritēriji riskam pakļauto teritoriju noteikšanai ir augsta nitrātjonu koncentrācija virszemes un pazemes ūdeņos (50 mg l^{-1} NO_3^- vai 11.3 mg l^{-1} N–NO_3^-) vai iekšzemes un piekrastes ūdeņu eitrofikācija. Īpaši jutīgajās teritorijās lauksaimniecībai tiek noteikti obligāti ierobežojumi un prasības saistībā ar visa veida mēslojuma pielietošanas apjomiem un izkliedes laikiem, organiskā mēslojuma uzglabāšanu un citu ūdens vides kvalitāti apdraudošu intensīvas lauksaimniecības praksi (91/676/EEC, 1991).

Ūdeņu struktūrdirektīva ir ES tiesību akts, kura mērķis ir nodrošināt ūdeņu resursu, tai skaitā iekšējo virszemes ūdeņu, pārejas ūdeņu, piekrastes ūdeņu un gruntsūdeņu, integrētu aizsardzību un ilgtspējīgu apsaimniekošanu. Direktīva prasa sakārtot dalībvalstu ūdenssaimniecību atbilstoši ES prasībām. Ūdeņu struktūrdirektīva sniedz valsts un pašvaldību iestādēm likumdošanas pamatu ūdeņu kvalitātes saglabāšanai un uzlabošanai, nosakot, ka līdz 2015. gadam nepieciešams sasniegtu labu vai augstu ekoloģisko un ķīmisko statusu visos virszemes ūdeņos. Saskaņā ar Ūdeņu struktūrdirektīvas prasībām izveidoti 4 upju baseinu apgabali (Daugavas, Lielupes, Ventas un Gaujas), noteikti priekšnoteikumi šo upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānu un pasākumu programmu izstrādei un tajos iekļaujamai informācijai, nodefinēts ūdeņu iedalījums tipos un ūdensobjektos, izstrādātas prasības sasniedzamajiem vides kvalitātes mērķiem ūdensobjektos, upju baseina apgabala informācijas sistēmai izveidei un monitoringa sistēmas veidošanai, ekoloģiskajai klasifikācijai un ķīmiskās kvalitātes vērtēšanai, izmantojot piecas klases (augsta, laba, vidēja, slikta un ļoti slikta). Upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plānu un pasākumu programmu ieviešanai ir jāveicina ilgtspējīga un racionāla ūdeņu resursu izmantošana un jānodrošina to ilgtermiņa aizsardzība, jānovērš vai jāsamazina piesārņojošo vielu novadīšana ūdeņu ekosistēmās (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002).

Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedra (VŪS) kopš 1994. gada veic lauksaimniecības noteču monitoringu. Monitoringa mērķis ir noteikt un izvērtēt lauksaimnieciskās darbības ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, pastiprinātu uzmanību pievēršot biogēno elementu iznesēm savstarpēji saistītos pētniecības līmeņos (VMP, 2010). Lauksaimniecības noteču monitoringa sistēma ietver trīs īpaši izbūvētas monitoringa stacijas (Bērze, Mellupīte, Vienziemīte) ar mērbūvēm un aparatūru, kas izvietotas dažādos Latvijas agroklimatiskajos reģionos, un Bērzes upes sateces baseina virszemes ūdeņu ķīmiskā sastāva monitoringu. Lauksaimniecības noteču monitoringa dati nepieciešami, lai sekmīgi izpildītu LR starptautiskās saistības, proti, aprēķinātu piesārņojuma slodzes uz Baltijas jūru, ņemot vērā Helsinku konvencijas prasības, reizi 4 gados atskaitītos attiecīgajām ES institūcijām par Nitrātu direktīvas izpildi, un noteiktu kritērijus lauksaimniecības noteču kvalitātes vērtēšanai Ūdeņu struktūrdirektīvas ieviešanas skatījumā.

Darba mērķis

Promocijas darba mērķis ir noskaidrot lauksaimniecībā izmantojamo platību noteces kvalitāti pēc slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, izpētīt lauksaimnieciskās darbības radītā izkliedētā piesārņojuma cēloņsakarības un dot zinātniski pamatotus ieteikumus lauksaimniecības noteču kvalitātes klasifikācijas izveidei.

Pētnieciskie uzdevumi:

- analizēt lauksaimniecības noteču monitoringa ilgtermiņa datus par slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm, kā arī datus par agrohidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās;
- izpētīt ilgtermiņa un sezonālās slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūdes izmaiņas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām dažādos izpētes līmeņos;
- noteikt un analizēt ūdeņu piesārņojuma ar slāpekļa un fosfora savienojumiem veidošanās cēloņus dažādos Latvijas agroklimatiskajos rajonos un lauksaimniecības intensitātes apstākļos;
- aprobēt lauksaimniecības noteču kvalitātes vērtēšanas metodiku, sagatavot ieteikumus par kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju robežlielumiem ūdeņu kvalitātes klasifikācijai lauksaimniecībā izmantotajās zemēs.

Darba zinātniskā novitāte:

- sistemātiskā veidā apkopoti un analizēti lauksaimniecības noteču monitoringa izpildes laikā (1995. – 2010.g.) iegūtie dati par ūdeņu kvalitāti, kvantitāti un meteoroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās (I, II, III, IV un V publikācija);
- noteikta meteoroloģisko apstākļu ietekme uz virszemes un drenu ūdeņu noteces hidroloģisko un hidroķīmisko režīmu (I, III publikācija);
- izpētīta slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu ilgtermiņa un sezonālā mainība savstarpēji pakārtotos pētniecības līmeņos (I, II, III, IV, V publikācija);
- noskaidrota dažādu augu seku un mēslojuma režīmu ietekme uz drenu ūdeņu kvalitāti (V publikācija);
- balstoties uz ilggadīgo novērojumu rezultātiem, aprobēta ūdeņu kvalitātes klasifikācijas metodika un skaitliskie kritēriji lauksaimniecības noteču kvalitātes raksturošanai pēc kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrācijām (I un IV publikācija).

Promocijas darba rezultātu aprobācija

Promocijas darba rezultāti ir iekļauti četrās publicētās zinātniskajās publikācijās un vienā monogrāfijā. Esmu korespondējošais autors I, III un IV publikācijai un piedalījies II un V publikācijas sagatavošanā. Pētījuma rezultāti prezentēti 10 zinātniskās konferencēs, no kurām 6 starptautiska mēroga, un publicēti 9 zinātnisko konferenču tēžu krājumos.

Promocijas darbā iekļautās publikācijas

Lagzdins A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. (2012) Scale Issues for Assessment of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia. *Hydrology Research,* Vol. 43, No. 4, p. 383 - 399. Publikācija pieejama IWA Publishing zinātniskās informācijas krātuvē. (I publikācija)

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. 7, p. 54 - 65. Publikācija citēta EBSCO, CSA/ProQuest, VINITI datu bāzēs. (II publikācija)

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *Scientific Journal of Riga Technical University*: *Environmental and Climate Technologies*, Series 13, Vol. 5, p. 65 - 71. Publikācija citēta EBSCO, CSA/ProQuest, VINITI datu bāzēs. (III publikācija)

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*, Nr. 21 (316), 96. - 105. lpp. Publikācija citēta CAB Abstracts un AGRIS datu bāzēs. (IV publikācija)

Jansons V., Lagzdiņš A., Abramenko K., Timbare R., Vircavs V. (2007) Lauksaimniecības izraisītā nitrātu piesārņojuma riska analīze 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, 525. - 543. lpp. Publikācija citēta AGRIS datu bāzē. (V publikācija)

Zinātnisko konferenču tēzes

Lagzdiņš A., Jansons V. (2011) Nepārtrauktu mērījumu nozīme slāpekļa savienojumu noplūdes pētījumos. **No:** *Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konferences Zemes un vides zinātņu sekcija*: *Klimats un ūdeņi*. Referātu tēzes. Rīga: Latvijas Universitāte, 144. - 146. lpp.

Lagzdins A., Jansons V. (2010) Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. **In:** *Environmental Science and Education in Latvia and Europe: From Green Projects to Green Society*. Proceedings of 4th International Conference. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 56 - 57.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Application of SWAT Model to the Berze Agricultural Catchment. **In:** *Hydrology: From Research To Water Management.* The XXVI Nordic Hydrological Conference. Nordic Hydrological Programme Report, No. 51. Riga: University of Latvia Press, p. 87.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2010) Drenu ūdeņu kvalitātes īstermiņa mainība. **No:** *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference: Klimata mainība un ūdeņi*. Rakstu krājums. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 61. - 62. lpp.

Lagzdins A., Jansons V. (2009) Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. **In:** *Research for Rural Development 2009.* Annual 15th International Scientific Conference Proceedings. Jelgava: Latvia University of Agriculture, p. 327 - 331.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008) Drenu ūdeņu kvalitāte atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma. **No:** *Latvijas Universitātes 66. zinātniskā*

konference: *Ģeogrāfija*. *Ģeoloģija*. *Vides zinātne*. Referātu tēzes. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 95. - 97. lpp.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Diffuse Phosphorus Loss: Risk Assessment, Mitigation Options and Ecological Effects in River Basins*. Proceedings of The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5). Aarhus: University of Aarhus, p. 313 - 315.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. **In:** *Proceedings of Fifth Study Conference on Baltex*. Publication No. 38. Kuresaare: International BALTEX Secretariat Publication, p. 202 - 203.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2007) Ūdeņu kvalitātes vērtēšana lauksaimniecībā izmantotajās platībās pēc biogēno elementu koncentrācijas. **No:** *Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference: Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne*. Referātu tēzes. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 292. - 293. lpp.

Piedalīšanās konferencēs promocijas darba rezultātu ziņošanai

Lagzdiņš A., Jansons V. Nepārtrauktu mērījumu nozīme slāpekļa savienojumu noplūdes pētījumos. *Latvijas Universitātes 69. zinātniskā konferences Zemes un vides zinātņu sekcija: Klimats un ūdeņi.* Rīga, Latvija, 2011. gada 2. februāris.

Lagzdins A., Jansons V. Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. *4th 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)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Application of SWAT Model to the Berze Agricultural Catchment. *The XXVI Nordic Hydrological Conference „Hydrology: From research to water management".* Riga, Latvia, University of Latvia, August 9 - 11, 2010. (Postera ziņojums)

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Drenu ūdeņu kvalitātes īstermiņa mainība. *Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference „Klimata mainība un ūdeņi".* Rīga, Latvija, 2010. gada 19. februāris. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V. Nitrate Monitoring Results in Agricultural Catchments. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2009".* Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 20 - 22, 2009.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Drenu ūdeņu kvalitāte atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma. *Latvijas Universitātes 66. zinātniskās konferences „Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne" sekcija: Hidroloģiskie procesi un ūdens vides kvalitāte.* Rīga, Latvija, 2008. gada 31. janvāris.

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Assessment of Water Quality Concerning Nutrients in Agricultural Runoff. *The 5th International Phosphorus Workshop (IPW5).* Silkeborg, Denmark, September 3 - 7, 2007. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *5th Study Conference on BALTEX (Baltic Sea Experiment).* Kuressaare, Saaremaa, Estonia, June 4 - 8, 2007. (Postera ziņojums)

Lagzdins A., Jansons V., Abramenko K. Classification of the Water Quality for Nutrients in Agricultural Runoff. *The International Scientific Conference "Research for Rural Development 2007".* Jelgava, Latvia, Latvia University of Agriculture, May 16 - 18, 2007.

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. Ūdeņu kvalitātes vērtēšana lauksaimniecībā izmantotajās platībās pēc biogēno elementu koncentrācijas. *Latvijas Universitātes 65. zinātniskās konferences „Ģeogrāfija, ģeoloģija, vides zinātne" sekcija: Klimata mainība un ūdeņi.* Rīga, Latvija, 2007. gada 30. janvāris.

Autora devums promocijas darbā iekļauto publikāciju sagatavošanā

- Scale Issues for Assessment of Nutrient Leaching from Agricultural Land in Latvia (I publikācija)

Esmu publikācijas korespondējošais autors, kas ietver lauksaimniecības noteču monitoringa datu un meteoroloģisko datu sistematizāciju un statistisko analīzi, kartogrāfiskās informācijas noformēšanu, publikācijas rezultātu grafiskā materiāla izveidi un publikācijas nodaļu tekstuālās daļas rakstīšanu, tai skaitā pētījuma rezultātu interpretāciju un apkopošanu.

- 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 (II publikācija)

Kā līdzautors esmu piedalījies publikācijas sagatavošanai nepieciešamo monitoringa datu atlasē un analīzē, kā arī grafiskā materiāla sagatavošanā un pētījuma rezultātu apkopošanā un interpretācijā.

- Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data (III publikācija)

Esmu zinātniskā raksta izstrādes korespondējošais autors, kas ietver publikācijas tematiskajai specifikai nepieciešamo lauksaimniecības noteču monitoringa datu atlasi un ūdeņu resursu pētījumos pielietoto datu statistiskās analīzes metožu izvēli un pielietošanu, publikācijas grafiskā materiāla izveidi un publikācijas nodaļu tekstuālās daļas rakstīšanu, kā arī pētījuma rezultātu un secinājumu formulēšanu.

- Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām (IV publikācija)

Esmu korespondējošais autors publikācijas sagatavošanā, kas ietver lauksaimniecības noteču monitoringa datu sistematizāciju un analīzi, publikācijas rezultātu grafiskā materiāla izveidi un publikācijas nodaļu tekstuālās daļas rakstīšanu, pētījuma rezultātu apkopošanu, ieteikumu sniegšanu un secinājumu izdarīšanu.

- Lauksaimniecības izraisītā nitrātu piesārņojuma riska analīze Latvijā (V publikācija)

Kā līdzautors esmu piedalījies publikācijas sagatavošanai nepieciešamo monitoringa datu atlasē un analīzē, kā arī grafiskā materiāla sagatavošanā un pētījuma rezultātu apkopošanā un interpretācijā.

1. PĒTĪJUMA TEORĒTISKĀS NOSTĀDNES

Nodaļā raksturota lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība Latvijā, kā arī sniegts Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa raksturojums, t.sk., monitoringa realizācijas normatīvā bāze un lauksaimniecības radītā piesārņojuma noteikšana savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos.

1.1. Lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamība Latvijā

Ūdens aprites cikls ietekmē gan dabas ūdeņu ķīmiskā sastāva, gan difūzā piesārņojuma veidošanos lauksaimniecībā izmantotajās teritorijās (Mander et al., 1998; de Vos, 2001; Randall and Mulla, 2001; Wolfe, 2001; Merrington et al., 2002; Vuorenmaa et al., 2002; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Magner et al., 2004; Bakhsh et al., 2006; Oquist et al., 2007; Bechmann et al., 2008). Ūdens apriti dabā kvantitatīvi raksturo ūdens bilance (Zīverts, 2004). Meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu ciešo savstarpējo saistību apliecina ūdens bilances vienādojums (1.) upju baseinam (Ward and Robinson, 2000; DeBarry, 2004; Zīverts, 2004):

$$P - ET - R - \Delta V = 0 \qquad (1.)$$

kur, P – nokrišņi (mm);
ET – evapotranspirācija (mm);
R – notece (mm);
ΔV – ūdens krājumu pieaugums baseinā (mm).

Notece ir ūdeņu kvantitāti raksturojošs lielums, kas būtībā ir nokrišņu un evapotranspirācijas starpība (Armstrong and Burt, 1993). Ilggadīgie novērojumu dati liecina, ka Latvijā nokrišņu pārpalikums veido vidēji 250 mm noteces slāni gadā (Šķiņķis, 1986; Stålnacke et al., 2003; Zīverts, 2004).

Piejūras klimats ar izteiktu mitruma pārpalikumu nosaka lauksaimniecības zemju nosusināšanas nepieciešamību, vairākumā gadījumu intensīva zemju lauksaimnieciskā izmantošana bez nosusināšanas Latvijā nav iespējama (Šķiņķis, 1986). Augsnes nosusināšanai izmanto drenāžu (drenu tīkls) un vaļējus grāvjus (Sauka, 1987; Turtola and Paajanen, 1995; Ritter and Shirmohammadi, 2001; Ahiablame et al., 2011). Lauksaimniecības zemju nosusināšanai ir gan pozitīvie, gan negatīvie aspekti.

Intensīvas nosusināšanas ar drenāžu galvenie ieguvumi ir saistīti ar augsnes mitruma samazināšanu un gruntsūdens līmeņa pazemināšanu (Sauka, 1987; Ritter and Shirmohammadi, 2001), kā ietekmē pavasarī iespējama ātrāka augsnes mehanizēta apstrāde. Ilgāks veģetācijas periods sekmē kultūraugu augšanu, kā arī nodrošina augstākas un stabilākas ražas (Sauka, 1987; Grazhdani et al., 1996; Oquist et al., 2007). Ar drenāžu regulējot mitruma režīmu tiek uzlabotas augsnes fizikālās un ķīmiskās īpašības. Labi attīstīta augu sakņu sistēma uzirdina augsni, sakņu atliekām sadaloties, veidojas sakņu ejas, kuras sekmē mikroorganismu un augsnes faunas darbību (Sauka, 1987). Nosusināšanas rezultātā samazinās augsnes siltumietilpība un siltumvadītspēja, augsne ātrāk iesilst (Nikodemus et al., 2008). Nosusinātas augsnes dziļāk sasalst, kas veicina tās uzirdināšanu un struktūrdaļiņu veidošanos, uzlabojās augsnes ūdenscaurlaidība (Sauka, 1987). Drenāža veicina ūdens vertikālo kustību un samazina virszemes noteces un ūdens erozijas risku, tādējādi samazinot sedimentu un fosfora nonākšanu ūdenstecēs (Zucker and Brown, 1998).

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

1.2. Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa raksturojums

Lauksaimniecības noteču monitoringa izpildes nepieciešamību nosaka Vides monitoringa programma 2009. – 2012. gadam (VMP, 2010), kas izstrādāta pamatojoties uz Vides monitoringa programmas pamatnostādnēm 2009. – 2012. gadam (VMPP, 2009). Lauksaimniecības noteču monitoringa programmas sadaļa ir iekļauta Vides monitoringa programmas 2009. – 2012. gadam Ūdeņu monitoringa programmā un tās saturu un realizāciju, saskaņā ar iepriekšminētajiem dokumentiem, reglamentē:

- LR normatīvie akti, t.sk. Vides aizsardzības likums (Vides aizsardzības likums, 2006),Ūdens apsaimniekošanas likums (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002), Likums Par piesārņojumu (Par piesārņojumu, 2001), MK noteikumi Nr. 33 „Noteikumi par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem” (Noteikumi par ūdens..., 2011), MK noteikumi Nr.92 “Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei”(Prasības virszemes ūdeņu..., 2004);
- ES direktīvas un to vadlīnijas, t.sk. Ūdeņu struktūrdirektīva (2000/60/EC, 2000) un tās vadlīnijas virszemes ūdeņu ķīmiskajam monitoringam (Guidance on Surface Water..., 2009), kā arī Nitrātu direktīva (91/676/EEC, 1991) un tās vadlīnijas monitoringam (Guidelines for the monitoring..., 2004);
- starptautiskās konvencijas, t.sk. Helsinku konvencija (Helsinki Convention, 2008).

Lauksaimniecības noteču monitoringa datus izmanto, lai gūtu priekšstatu par lauksaimniecības radīto ūdeņu piesārņojumu, tā mainības raksturu un cēloņiem, noteiktu izraisītā piesārņojuma slodzes un ietekmes uz ūdeņu resursiem, novērtētu veikto ūdeņu aizsardzības pasākumu efektivitāti, izveidotu kompleksu sateces baseina apsaimniekošanas plānu.

Lauksaimniecības noteču monitoringa programmas īstenošanas ietvaros tiek noteikta un izvērtēta lauksaimnieciskās darbības radītā telpiski izkliedētā (difūzā) un punktveida ūdeņu piesārņojuma ietekme uz virszemes un pazemes ūdeņu kvalitatīvajiem rādītājiem. Promocijas darbā tiek pētīti izkliedētā ūdeņu piesārņojuma iemesli un radītās sekas, nodalot lauksaimniecības izkliedēto piesārņojumu no lauksaimniecības punktveida vai kādas citas nozares antropogēnā piesārņojuma.

Lauksaimniecības noteču monitoringa uzdevumi, adaptējot tos promocijas darba specifikai, ir sekojoši:

- nodrošināt korektus datus par lauksaimniecības nozares nozīmi ūdeņu piesārņošanā;
- noteikt ilglaicīgā izkliedētā piesārņojuma telpiskos un laika trendus;
- nodrošināt datus par lauksaimniecības radīto fona piesārņojumu;

- noteikt atsevišķu hidroloģisku procesu ietekmi uz biogēno elementu noplūdēm (pavasara pali, epizodiski plūdi, augsnes ūdens erozija);
- izpētīt N un P savienojumu transformācijas procesus savstarpēji saistītos pētniecības līmeņos, piemēram, augsnes profils - drenu sistēma - mazais sateces baseins;
- sagatavot datus par emisijas koeficientiem, raksturīgajām biogēno elementu koncentrācijām un noteces apjomiem dažādos zemes lietojuma veidos, kas nākotnē palīdzētu pielietot un kalibrēt hidroķīmiskos un hidroloģiskos modeļus;
- vākt un apkopot datus, lai izstrādātu pamatojumu likumdošanas aktu, rīcības programmu priekšlikumiem par lauksaimniecības izraisītā piesārņojuma samazināšanu (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003).

Lauksaimniecības izkliedētā piesārņojuma veidošanos nosaka vairāku faktoru mijiedarbība, kā nozīmīgākie minami klimatiskie apstākļi, sateces baseina topogrāfija, ģeoloģija, veģetācijas sastāvs, augšņu īpašības, apsaimniekošanas veids un intensitāte, to ietekmē mainās ūdens objektu hidroloģiskais režīms un ūdeņu ķīmiskais sastāvs (Magette, 2001). Tādēļ, lai novērtētu šo un citu faktoru nozīmību, dažādās pasaules valstīs pilnvērtīgi lauksaimniecības noteču kvalitātes pētījumi noris vairākos savstarpēji pakārtotos līmeņos, kur līmeņu izvēle ir atkarīga no pētījuma problemātikas un mēroga (Armstrong and Burt, 1993; Johnes and Burt, 1993; Rekolainen et al., 1997; Magette, 2001; Nash et al., 2002; Kyllmar, 2004; Deelstra et al., 2005; Bechmann et al., 2007). Starptautiskajā praksē lauksaimniecības noteču monitoringu realizē šādos līmeņos:

1. augsnes profils (lizimetrs);
2. drenēts izmēģinājumu lauciņš;
3. drenu lauks;
4. mazais sateces baseins;
5. upe.

Latvijā lauksaimniecības izkliedētā piesārņojuma pētījumos dažādās kombinācijas tiek izmantoti četri no iepriekšminētajiem līmeņiem, augsnes profila līmenis, kurā būtu iespējams noskaidrot biogēno elementu transformācijas augsnē un augsnes ūdenī, pagaidām ir ieceres stadijā. Bērzes monitoringa objektā ūdeņu kvalitāte tiek analizēta drenu lauka – mazā sateces baseina – upes līmeņos, Mellupītē izmēģinājuma lauciņu – drenu lauka – mazā sateces baseina līmeņos, Vienziemītē drenu lauka – mazā sateces baseina līmeņos.

Drenētu izmēģinājumu lauciņu līmenī tiek noteikti augu barības elementu izskalošanās procesi augsnē, atkarībā no mēslojuma veida un devas, iestrādes laika, augu sekas un augsnes apstrādes (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003). Pētījumā uzdevums ir noteikt biogēno elementu emisijas koeficientus dažādiem kultūraugiem un mēslošanas režīmiem, kas raksturīgi Latvijā izmantotajām augu sekām (VMP, 2010). Iegūtos rezultātus iespējams izmantot modelēšanas vajadzībām. Izmēģinājumu lauciņu drenu sistēmas ir norobežotas ar kontūrdrenām, nepieļaujot ūdeņu pieplūdi no blakus esošajām teritorijām. Notece no katras drenu sistēmas tiek novadīta uz svārstīgiem kausiņiem, kas atrodas monitoringa stacijas ēkā, datu logeris fiksē svārstīgo kausiņu apgāzienu skaitu, zinot kausiņu tilpumu, tiek aprēķināts noteces apjoms. Ūdens paraugu ņemšana noris automātiski, proporcionāli caurplūdumam.

Drenu lauka līmenī tiek noteikta augu barības vielu noplūde, kuru ietekmē dažādu lauksaimniecības kultūru kopums, daudzpusīga mēslojuma pielietošana un augsnes apstrādes veidi un laiks. Noteces kvalitatīvo un kvantitatīvo mērījumu veikšana notiek monitoringa stacijas ēkā, kurā atrodas drenu kolektora izteka, mēraka un tajā nostiprināta trijstūra formas pārgāzne. Šādas pārgāznes un metodika tiek plaši izmantotas arī citu valstu zinātnieku lauksaimniecības noteču kvalitātes pētījumos (Grant et al., 1996; Deelstra et al., 1998; DeBarry, 2004; Deelstra et al., 2004; Bechmann et al., 2005; Bechmann and Stålnacke, 2005; Iital, 2005; Tanner et al., 2005; Kyllmar et al., 2006; Kløve et al., 2010). Latvijā tiek izmantotas trijstūra pārgāznes ar izgriezuma leņķi 60^o (Bērze) vai 90^o (Mellupīte, Vienziemīte), izgriezuma leņķis var būt no 20^o līdz pat 120^o. Caurplūdumu aprēķina datu logeris, ņemot vērā pārgāznes izgriezuma leņķi un ūdens līmeni uz pārgāznes. Ūdens līmeņa mērījumus veic datu logeris ik pēc 10 minūtēm, balstoties uz 6 mērījumiem tiek aprēķināts stundas vidējais ūdens līmenis, logera atmiņā tiek fiksēti 24 mērījumi diennaktī. Ūdens paraugu ņemšana noris automātiski un ir proporcionāla caurplūdumu svārstībām. Lai nodrošinātu ūdens paraugu ņemšanas proporcionalitāti caurplūdumam, regulāri jāveic iestatītā paraugu ņemšanas caurteces apjoma korekcija, it sevišķi specifiskos hidroloģiskā režīma periodos (pavasara pali, rudens lietavas, vasaras un ziemas mazūdens periodi).

Mazā sateces baseina līmenī nosaka kopējo lauksaimniecības ietekmi uz biogēno elementu noplūdēm heterogēnā sateces baseinā ar dažādiem saimniekošanas un zemes lietojuma veidiem, ar atšķirīgu reljefu un augsnēm (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003; VMP, 2010). Šajā līmenī dominējošajam zemes lietojuma veidam, vairāk kā 50% no sateces baseina teritorijas, ir jābūt lauksaimniecībā izmantojamai zemei. Ūdens līmeņu mērīšanai un caurplūduma aprēķināšanai izbūvē dažāda veida pārgāznes, visvairāk izmantotākā gan Skandināvijas valstīs, gan Latvijā ir Krampa tipa pārgāzne (Deelstra et al., 1998; Deelstra et al., 2004; Bechmann et al., 2005; Bechmann and Stålnacke, 2005). Mazā sateces baseina līmenī un drenu lauka līmenī tiek nodrošināta vienotu principu un līdzīgu mēriekārtu izmantošana ūdens līmeņa mērījumiem, datu vienību saglabāšanā logeru atmiņā un ūdens paraugu ņemšanā, līdz ar to iegūtie rezultāti ir korekti un savstarpēji salīdzināmi.

Upes līmenis ietver pētījumus maza (< 100 km^2) un vidēja sateces baseina (100 – 1000 km^2) upēs, upju baseinu iedalījums trīs grupās pēc sateces baseina platības un citiem kritērijiem noteikts LR ziņojumā par Ūdeņu struktūrdirektīvas izpildi (LVĢMA, 2005). Mazo upju līmenī (Ālaves upe) nosaka konkrēta zemes lietojuma veida ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, šajā gadījumā lauksaimniecības zemju, savukārt, vidēju upju līmenī (Bērzes upe) iespējams noteikt ūdeņu kvalitāti upes iztekā, kā arī upes daļbaseinos, kuros ir sastopami dažādi zemes lietojuma veidi (lauksaimniecības zeme, mežs, purvs), topogrāfiskie apstākļi, punktveida piesārņojuma avoti (liellopu un cūku kompleksi, apdzīvotās vietu notekūdeņu attīrīšanas ietaises), kā arī novērtējama ūdenskrātuvju ietekme uz biogēno elementu aiztures procesiem (hidroelektrostaciju uzpludinājumi un ezeri). Vidējo upju līmenis nav lauksaimniecības noteču monitoringa vispārpieņemta sastāvdaļa, taču ļauj novērtēt un salīdzināt piesārņojuma samazināšanos aiztures un atšķaidīšanās procesu ietekmē dažādos hidrogrāfiskā tīkla posmos.

Lai noskaidrotu lauksaimniecības ražošanas intensitāti izmēģinājumu lauciņu, drenu lauka un mazā sateces baseina pētniecības līmeņos, LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras darbinieki reizi gadā apseko attiecīgā baseina zemnieku saimniecības. Apsekošanas laikā tiek veikta aptauja, kurā iegūst datus par galvenajiem saimniekošanas indikatoriem, piemēram, kultūraugu seka, apsētā platība, sēšanas un ražas novākšanas datums, ražas apjoms, kūtsmēslu, minerālmēslu un augu aizsardzības līdzekļu izkliedes apjomi un termiņi.

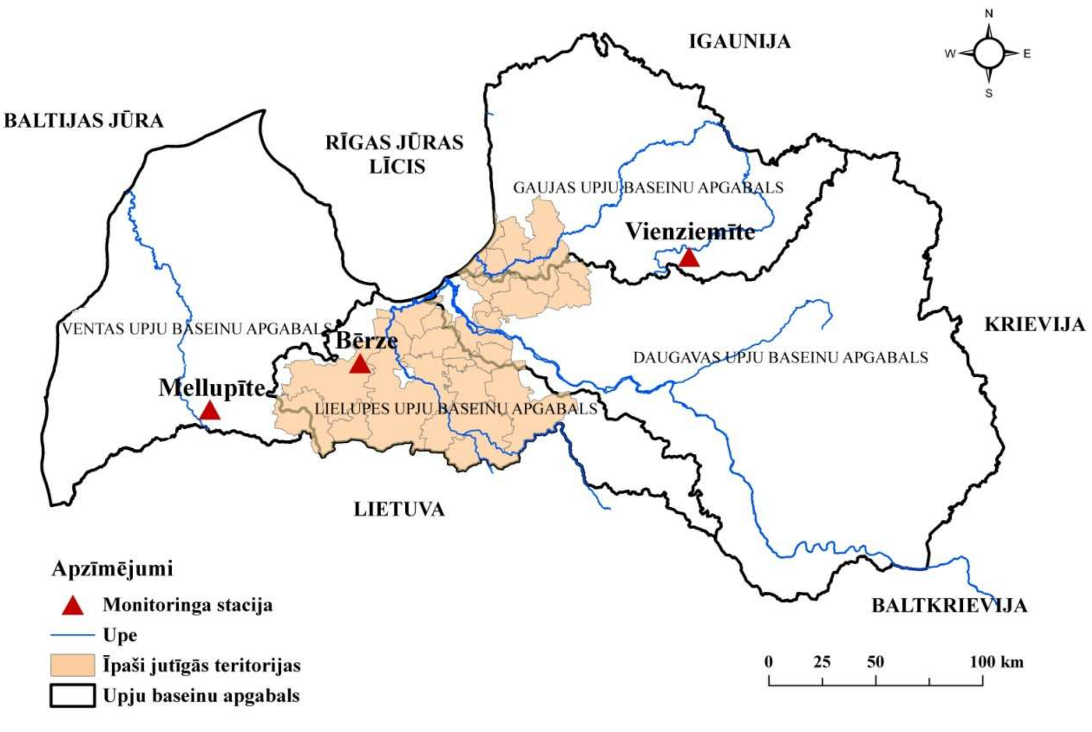
Iegūtie dati var tikt izmantoti augu barības vielu bilances pētījumos baseina saimniecībās. Slāpekļa un fosfora ieneses un izneses starpība raksturo biogēno elementu pārpalikumu vai deficītu augsnē. Pārpalikuma gadījumā pastāv ūdensteču piesārņojuma risks.

2. MATERIĀLI UN METODIKA

Nodaļā sniegts Latvijas lauksaimniecības noteču monitoringa staciju un pētāmo teritoriju apraksts, definēti ūdeņu paraugu ievākšanas principi un ķīmiskā sastāva testēšanas metodes, kā arī apskatītas pētījuma gaitā izmantotās matemātiskās statistikas metodes un to pielietošanas interpretācija.

2.1. Lauksaimniecības noteču monitoringa vietu apraksts

Veicot pētījumus par ūdeņu kvalitāti raksturojošo slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņām, kā arī par hidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem, tika izmantoti Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedras veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa dati un valsts SIA „Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas centra" (LVĢMC) meteoroloģisko novērojumu dati, kas iegūti laika posmā no 1995. līdz 2010. gadam. Izkliedētā piesārņojuma monitoringa stacijas „Mellupīte" (Saldus novads), „Bērze" (Dobeles novads) un „Vienziemīte" (Jaunpiebalgas novads) atrodas attiecīgi Ventas, Lielupes un Gaujas upju baseinu apgabalos. Monitoringa staciju atrašanās vietas norādītas 2.1. attēlā.



Avots: ZMNI un VŪS ģeotelpiskie dati

2.1. att. Lauksaimniecības noteču monitoringa staciju izvietojums un īpaši jutīgās teritorijas Latvijā.

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

2.1. tabula

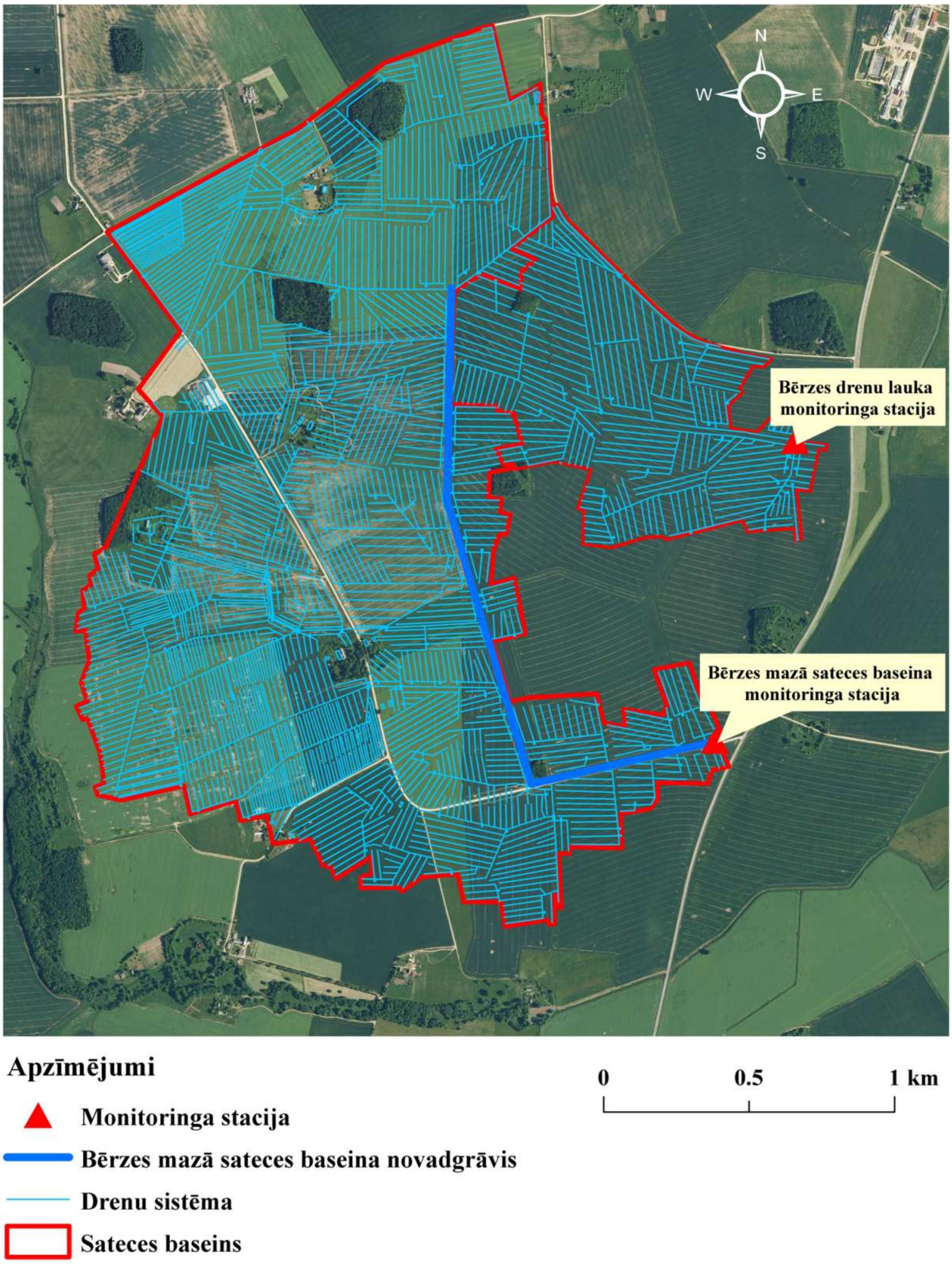
Lauksaimniecības noteču monitoringa staciju raksturojums

Monitoringa stacija	Izpētes līmenis	Platība, ha	Lauksaimniecības zemju īpatsvars, %	Dominējošās augsnes raksturojums pēc granulometriskā sastāva	Caurplūduma mērījumu aprīkojums	Ūdens paraugu ņemšanas metode	Monitoringa periods
Mellupīte	Mazais sateces baseins	960	69	Smilšmāls	Krampa pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdumam	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	12	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdumam	1995. – 2010. g.
	Drenēti izmēģinājumu lauciņi	0.12 x 16	100		Svārstīgi kausiņi	Proporcionāli caurplūdumam	1996. – 2010. g.
Bērze	Bērzes upe	87205	58	Smilšmāls, mālsmilts, smilts *	LVĢMC hidroloģiskā monitoringa stacija	Nejaušs paraugs	2005. – 2010. g.
	Ālaves upe	9368	84	Smilšmāls, putekļains smilšmāls, māls *	Mērījumi netiek veikti	Nejaušs paraugs	2005. – 2010. g.
	Mazais sateces baseins	368	98	Putekļains māls	Modificēta Krampa tipa pārgāzne ar V-veida profilu, datu logeris	Proporcionāli caurplūdumam	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	77	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Proporcionāli caurplūdumam	1995. – 2010. g.
Vienziemīte	Mazais sateces baseins	592	78	Mālsmilts	Praktiskā profila pārgāzne, datu logeris	Nejaušs paraugs	1995. – 2010. g.
	Drenu lauks (sistēma)	67	100		Trijstūra pārgāzne, datu logeris	Nejaušs paraugs	1995. – 2010. g.

* pēc Latvijas augšņu rajonu aprakstiem (Nikodemus et al., 2008).

2.1.1. Bērzes monitoringa stacija

Bērzes monitoringa stacija atrodas Latvijas centrālajā daļā (2.1. attēls), Viduslatvijas zemienes Zemgales līdzenumā. Reljefs šajā teritorijā ir līdzens, augstums virs jūras līmeņa variē no 17 m līdz 23 m. Lauksaimniecības zeme ir drenēta 1964. gadā, drenu iebūves dziļums 1.1 m, drenu attālums 18 – 32 m. Mazā sateces baseina līmenī drenēti 98% no baseina kopējās platības, drenu lauka līmenī 100%. Bērzes monitoringa stacijas mazā sateces baseina un drenu lauka ortofoto karte ar drenu sistēmām un novadgrāvi dota 2.2. attēlā.



Avots: LĢIA, ZMNI un VŪS ģeotelpiskie dati

2.2. att. Izpētes līmeņi Bērzes monitoringa stacijā.

2.2., 2.3., 2.6. attēlu veidošanā izmantota valsts aģentūras „Latvijas Ģeotelpiskās informācijas aģentūras” (LĢIA) ģeotelpiskā informācija, valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” (ZMNI) meliorācijas digitālā kadastra informācija par lauksaimniecības zemju nosusināšanas sistēmām un Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedras lauksaimniecības noteču monitoringa ģeotelpiskās informācijas datubāze.

Bērzes monitoringa stacija atrodas īpaši jutīgās teritorijās, kas noteiktas saskaņā ar Nitrātu direktīvas kritērijiem. Uz šīm teritorijām attiecas paaugstinātas prasības ūdens un augsnes aizsardzībai no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem, tai skaitā, maksimāli pieļaujamās minerālmēslu slāpekļa izkliedes normas (kg ha^{-1}) kultūraugiem.

Pētījuma periodā šajā monitoringa objektā galvenokārt audzētas cukurbietes, ziemas kvieši un ziemas rapsis. Kultūraugu procentuālais sadalījums gadu griezumā ir mainīgs un atkarīgs no tirgus pieprasījuma, subsīdiju maksājumu politikas valstī un ES Kopējās lauksaimniecības politikas un vides politikas virzieniem konkrētā laika periodā. 20. gadsimta pēdējā desmitgadē dominējošā kultūra bija cukurbietes (cukura ražošanas izejviela), savukārt, pēc iestāšanās ES palielinājās ar ziemas rapsi (rapšu eļļa kā biodīzeļdegvielas sastāvdaļa) un ziemas kviešiem apsētās platības. Par lauksaimnieciskās darbības intensitāti šajā reģionā liecina iestrādātā minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma apjoma dati, kas iegūti aptaujājot lauksaimniekus. Pētījuma laikā sateces baseina saimniecību laukos gadā uz aramzemes hektāru tika izkliedēti 51 – 224 kg slāpekļa tīrvielās, fosfora devas mainās no 24 līdz 66 kg ha^{-1} gadā.

Sateces baseina augsnes ir veidojušās uz kvartāra morēnas nogulumiem, kurus pārklāj glaciolimniskie smilšmāla, putekļaina smilšmāla un māla nogulumi. Šajā reģionā dominējošās velēnu karbonātaugsnes uz karbonātiskiem cilmiežiem ir dabīgi auglīgas un lauksaimniecības aktivitātēm piemērotas augsnes (Nikodemus et al., 2008). Saskaņā ar starptautiski izmantoto Apvienoto Nāciju Organizācijas (ANO) Pārtikas un lauksaimniecības organizācijas (FAO) augšņu klasifikācijas sistēmu Bērzes monitoringa stacijas apkaimē sastopama Calcic Cambisol augšņu grupa (FAO, 2006). Augsnes reakcija (pH) šajā pētījumu objektā ir 7.5 – 7.9. Monitoringa staciju drenu lauka izpētes līmenī konstatētais augsnes daļiņu procentuālais daudzums dažādos horizontos apkopots 2.2. tabulā.

2.2. tabula

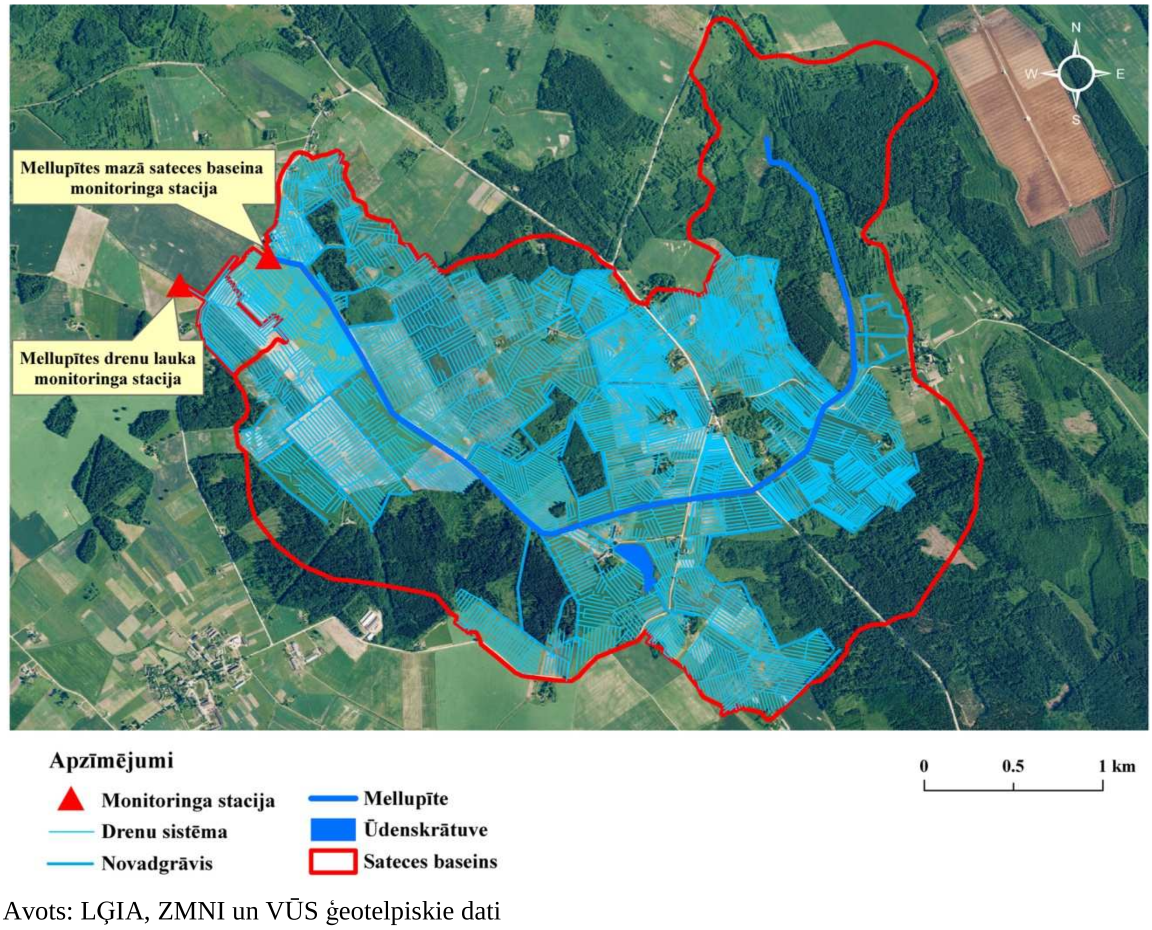
Augsnes virsējo horizontu granulometriskais sastāvs monitoringa staciju drenu lauka izpētes līmenī

Monitoringa stacija	Horizonts	Dziļums, cm	Smilts, %	Putekļi, %	Māls, %
Bērze	Ap	0 - 36	16	49	35
	Bw	36 - 50	10	54	36
	Btg	50 - 78	3	41	56
Mellupīte	Ap	0 - 26	38	45	16
	Btg1	26 - 45	21	50	29
	Btg2	45 - 60	37	37	26
	Btg3	60 - 80	48	27	25
Vienziemīte	Ap1	0 - 30	57	29	14
	Ap2	30 - 45	58	28	14
	BE	45 - 55	54	28	18
	Bt	55 - 80	47	25	28

Drenu lauka izpētes līmenī pēc granulometriskā sastāva augsne dažādos horizontos atbilst viegla putekļu māla un smaga putekļu māla pamatgrupām, mazā sateces baseina līmenī galvenokārt sastopami putekļaina māla nogulumi (Jansons et al., 1997). Augsnes granulometriskā sastāva īpašības ietekmē noteces veidošanos, piemēram, smaga granulometriskā sastāva augsnēs, kurās dominē māla daļiņas, ūdens infiltrācija ir apgrūtināta un noris lēnāk nekā viegla sastāva augsnēs, kurās ir augsts smilts un putekļu daļiņu daudzums (Braun and Kruijne, 1994; Ward and Robinson, 2000; Wolfe, 2001; Nikodemus et al., 2008), un biogēno elementu izskalošanos – mālainās augsnēs N un P savienojumu zudumi ir mazāki nekā smilšainās augsnēs (Hoffmann and Johnsson, 1999; Kronvang et al., 2002; Merrington et al., 2002; Havlin et al., 2005; Bechmann et al., 2009; USDA, 2009).

2.1.2. Mellupītes monitoringa stacija

Mellupītes monitoringa stacija atrodas valsts rietumu daļā (2.1. attēls), Viduslatvijas zemienes Vadakstes līdzenumā. Baseina dominējošā ir velēnu podzolētā (pēc FAO - Stagnic Luvisol) augsne, kuras pH ir 6.7 – 7.0. Drenu lauka izpētes līmenī granulometriskais sastāvs ir mainīgs dažādos augsnes horizontos, no smilšmāla līdz vieglam putekļu mālam (2.2. tabula), mazajā sateces baseinā dominējošie ir smilšmāla nogulumi (Jansons et al., 1997). Sateces baseinā pētījuma periodā lielākoties audzēti graudaugi – mieži un kvieši. Monitoringa stacijas ortofoto karte un nosusināšanas sistēmas redzamas 2.3. attēlā.

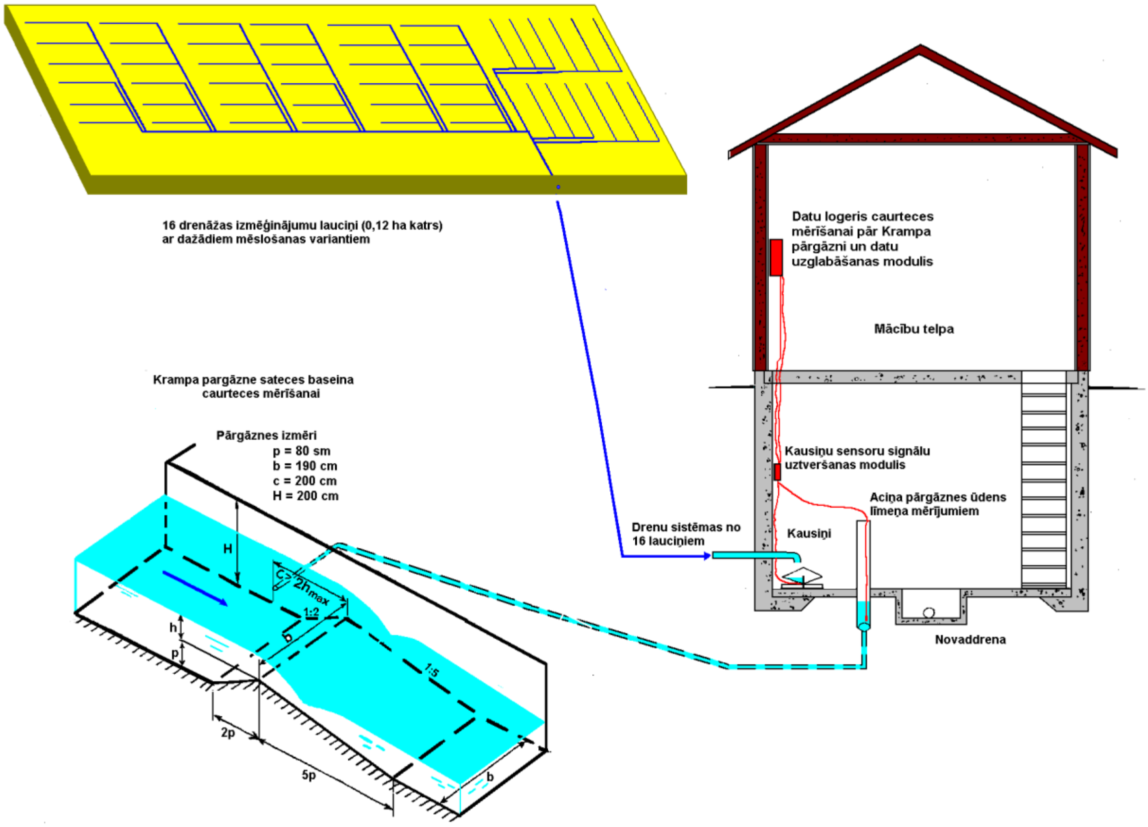


Avots: LĢIA, ZMNI un VŪS ģeotelpiskie dati

2.3. att. Izpētes līmeņi Mellupītes monitoringa stacijā.

Mellupītē lauksaimniecisko darbību var raksturot kā vidēji intensīvu, par to liecina ikgadējo zemnieku saimniecību aptauju rezultāti. Izkliedētā slāpekļa apjoms tīrvielās variē no 38 līdz 118 kg ha^{-1} gadā, savukārt, fosforam no 10 līdz 52 kg ha^{-1} gadā.

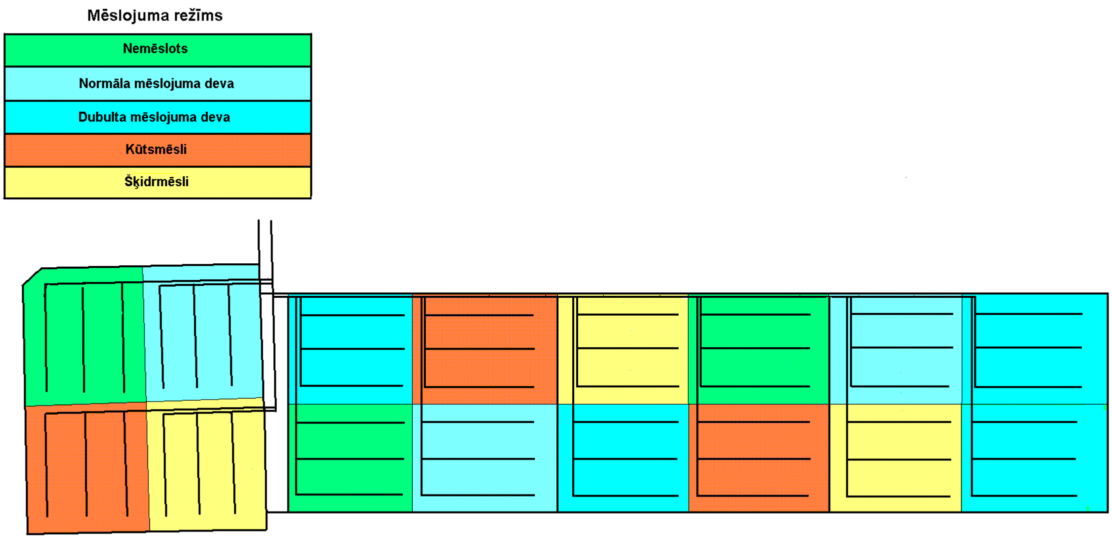
Mellupītes izmēģinājumu kompleksā, papildus mazā sateces baseina un drenu lauka līmenim, pētījumi tiek veikti arī izmēģinājuma lauciņu līmenī. Kopš 1996. gada darbojas drenu sistēmas 16 lauciņos ar vidējo drenu izbūves dziļumu 1.1 – 1.2 m, attālumu starp drenām 11 – 12 m un vienas drenu sistēmas platību 0.12 ha. Drenas pēc būtības savāc un novada augsnes šķīdumu. Drenu sistēmai jābūt pietiekoši lielai, lai varētu iegūt mērīšanai un ūdens parauga savākšanai nepieciešamo noteces apjomu (stabilu un ilgstošu caurplūdumu drenu noteces periodā). No katra lauciņa drenu sistēmas noteci novada uz monitoringa stacijas pazemes daļu ar monitoringa stacijas mēriekārtām – svārstīgiem kausiņiem ar automātisku ūdens paraugu ņemšanu. Kausiņi pieslēgti datu logerim (2.4. attēls).



Avots: VŪS katedras arhīvs

2.4. att. Mellupītes mazā sateces baseina monitoringa stacija ar pieslēgtām izmēģinājumu lauciņu drenu sistēmām.

Ik gadu izmēģinājuma lauciņos tiek izmantoti pieci mēslošanas režīmi – neměslots lauks (MA), normāla (MB) un dubulta (MC) minerālmēslojuma deva, kūtsmēsli (MD) un šķidrmēslojums (ME). Iestrādātā minerālmēslojuma daudzums un laiks ir atkarīgs no augu sekā izvēlētā kultūrauga prasībām. Šajā izmēģinājumi līmenī iespējams noteikt augu barības vielu izskalošanos atkarībā no mēslojuma veida, iestrādes laika, augu sekas un augsnes apstrādes. Shematisks izmēģinājuma lauciņu attēlojums redzams 2.5. attēlā.



Avots: VŪS katedras arhīvs

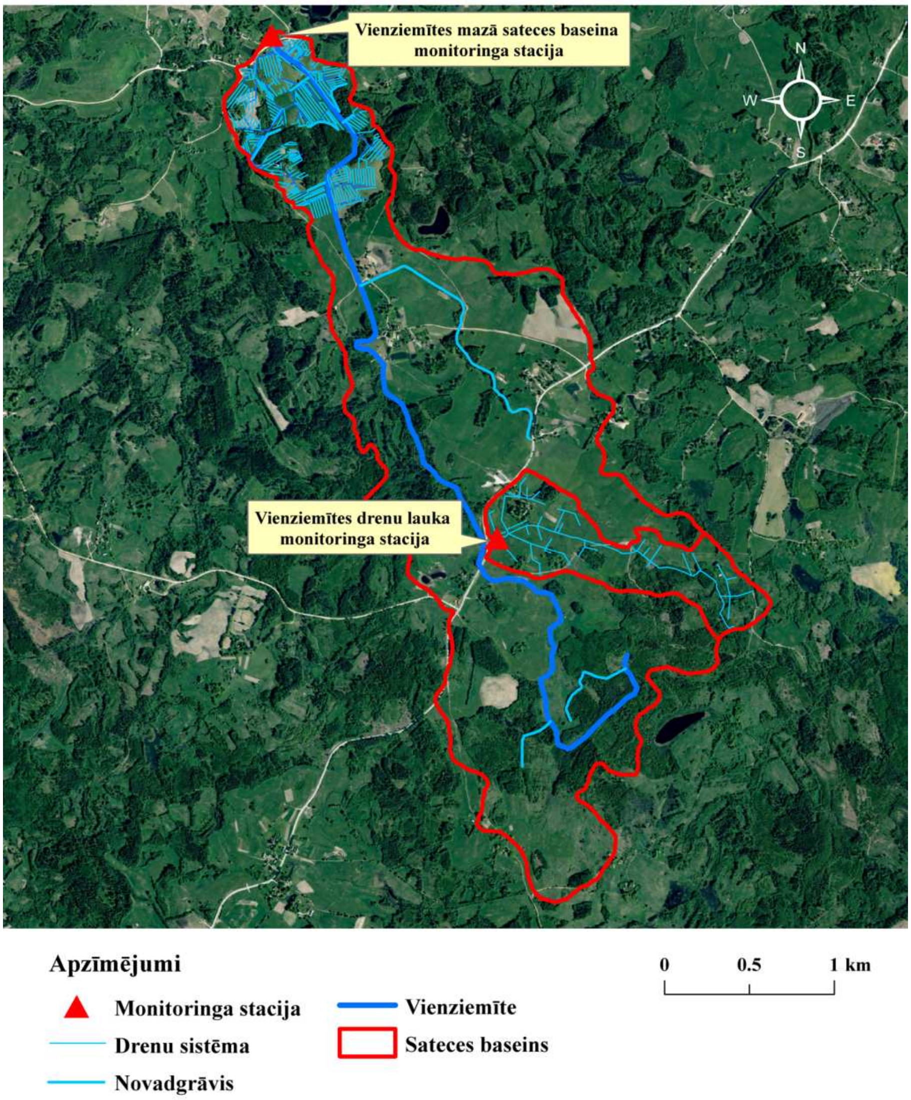
2.5. att. Drenēti izmēģinājumu lauciņi Mellupītes monitoringa stacijā.

Mellupīte ir vienīgā monitoringa stacija, kurā tiek veikti virszemes noteces kvalitātes pētījumi (turpmāk tekstā tiek lietots apzīmējums MV). Blakus izmēģinājuma lauciņiem, atrodas virszemes noteces mērīšanas lauciņš, kura platība ir 0.55 ha. Lauciņš ar vaļņiem ir norobežots no Mellupītes, notece tiek novadīta uz svārstīgu kausiņu, kas reģistrē virszemes noteces apjomu. Papildus hidroloģiskajiem novērojumiem svārstīgais kausiņš tiek izmantots, lai proporcionāli caurplūdumam akumulētu ūdens paraugu. Ierasti virszemes noteces veidošanās gadījumi ir saistīti ar pavasara atkušņiem un intensīvām lietusgāzēm.

2.1.3. Vienziemītes monitoringa stacija

Vienziemītes monitoringa stacija atrodas Latvijas ziemeļaustrumu daļā, Vidzemes augstienes Piebalgas paugurainē. Vienziemītes upes baseinā tīrumu izmēri, augsne, reljefs un tirgus apstākļi ir mazāk piemēroti lauksaimniecībai un tikai divās saimniecībās ražo tirgus produkciju, galvenokārt kartupeļus un bietes. Minētās saimniecības atrodas sateces baseina vidusdaļā.

Vidējais baseina platībā iestrādātais minerālmēslojuma apjoms 4 – 5 kg N ha^{-1} gadā. Tā kā aramzemes platības pēdējos gados nepārsniedz 5 – 10% no sateces baseina kopplatības un lielākajā daļā no lauksaimniecības zemēm tiek audzēti daudzgadīgie zālāji un ganīti mājlopi, tad Vienziemītes baseins var kalpot kā piemērs ekstensīvai lauksaimniecībai un izmantojams, lai novērtētu fona noplūdes (koncentrācijas) no lauksaimniecības teritorijām. Vienziemītes apkārtnē sastopama paugurainajam apvidum raksturīgā augšņu kopa – paaugstinātās vietās velēnu podzolaugsne, ieplakās palielināta mitruma apstākļos velēngleja augsne (Nikodemus et al., 2008), kuras pH ir 6.8 – 7.0. Pēc FAO klasifikācijas tā atbilst Chromic Cambisol augsnes tipam. Šajā monitoringa objektā salīdzinājumā ar Bērzi un Mellupīti ir vieglāka granulometriskā sastāva augsne, proti, mālsmilts (Jansons et al., 1997). Sateces baseins attēlots 2.6. attēlā. Diemžēl šajā sateces baseinā, atšķirībā no Bērzes un Mellupītes, valsts SIA „Zemkopības ministrijas nekustamie īpašumi” meliorācijas digitālā kadastra informācija ir nepilnīga un sniedz vispārīgu ieskatu drenu sistēmu izvietojumā.



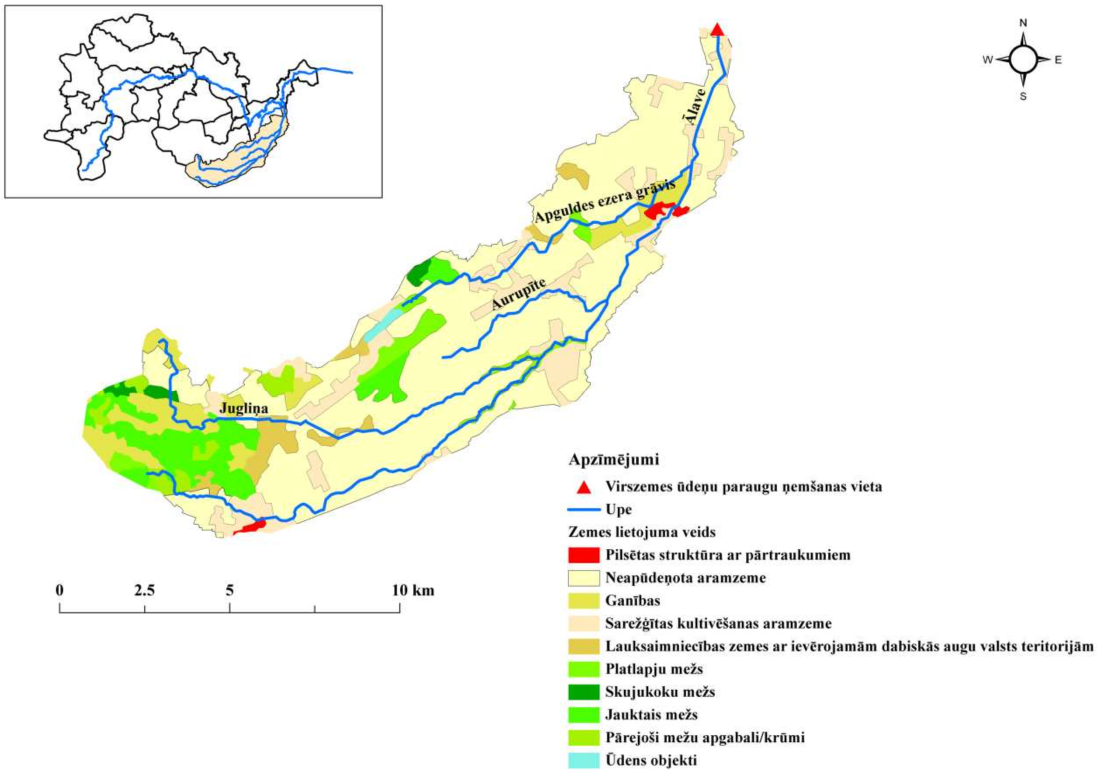
Avots: LĢIA, ZMNI un VŪS ģeotelpiskie dati

2.6. att. Izpētes līmeņi Vienziemītes monitoringa stacijā.

2.1.4. Ālaves upe

Ālave ir Bērzes upes labā krasta pieteka. Tās garums ir 24 km, sateces baseina platība 93.68 km^2, upes kritums 1.7 m / km. Upe gan augštecē, gan lejtecē ir regulēta un uzņem meliorācijas sistēmu ūdeņus (Kavacs, 1994). Ālavē ietek 3 pietekas – Jugliņa (15 km), Apguldes ezera grāvis (11 km) un Aurupīte (6 km). Ālaves upes baseinā pēc *CORINE Land Cover 2000 Latvija* (2003) datiem lauksaimniecības zemes aizņem 84.3% no kopējās baseina platības, mežiem klāti 14.7%. Tādējādi šis sateces baseins var kalpot par lauksaimniecības radītā difūzā piesārņojuma izpētes objektu. Ālaves upes sateces baseinā sastopamie zemes lietojuma veidi parādīti 2.7. attēlā.

Punktveida piesārņojuma slodzi uz upi rada četras apdzīvotas vietas – Penkule, Ķirpēni, Apgulde un Krimūnas. Upes vietām ir stipri aizaugusi, to veicina augu barības vielu izskalošanās no lauksaimniecības zemēm, turklāt arī vēsturiski upe ir tikusi piesārņota un kā galvenais piesārņojuma avots minams Padomju Savienības laikā celtais kolektīvās saimniecības „Penkule” cūku komplekss, no kura ilgus gadus Ālavē regulāri ieplūda virca. Kopš pagājušā gadsimta beigām komplekss vairs nedarbojas.

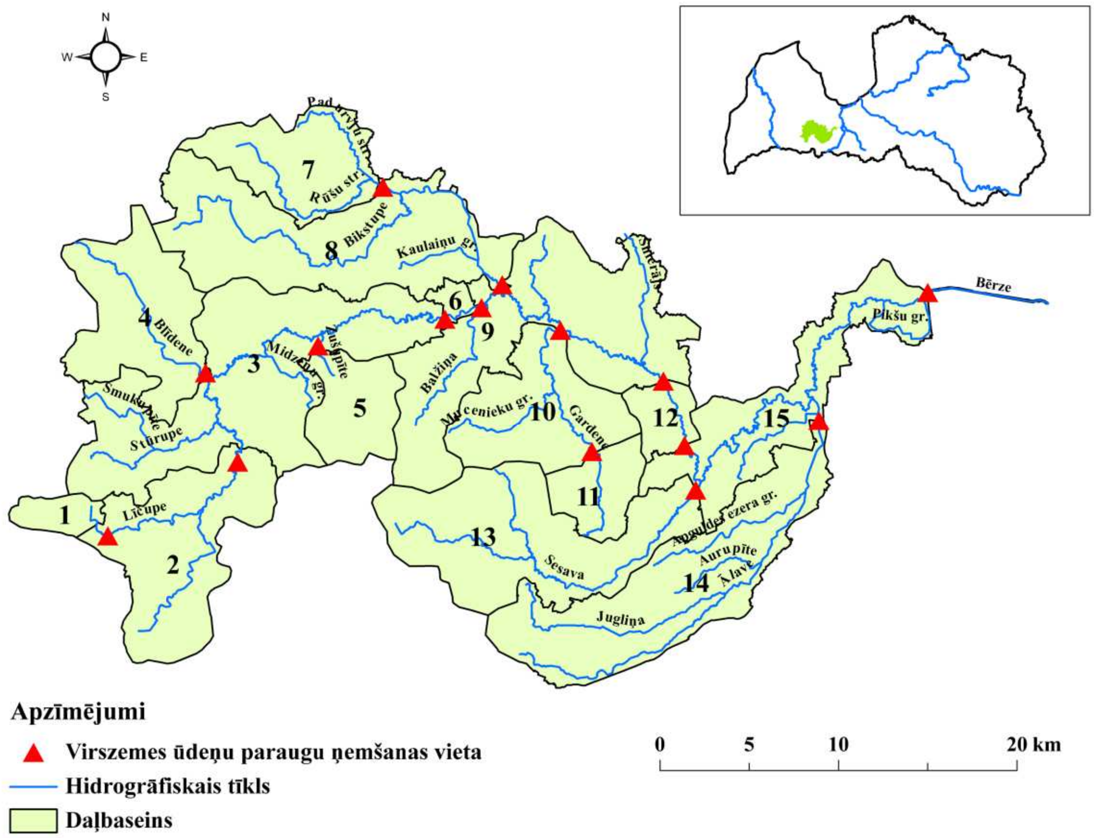


Avots: ZMNI, CORINE Land Cover 2000 un VŪS ģeotelpiskie dati

2.7. att. Zemes lietojuma veidi Ālaves upes sateces baseinā.

2.1.5. Bērzes upe

Bērzes upes sateces baseins atrodas Latvijas centrālajā daļā. Bērze ir Svētes upes pieteka, kas tālāk ietek Lielupē. Upes garums ir 117 km, sateces baseina platība 872.05 km^2, upes kritums 1 m / km. Lielākās kreisā krasta pietekas ir Bikstupe (32 km) un Līčupe (14 km), labā krasta – Ālave (24 km), Sesava (24 km) un Gardene (17 km). Bērzes upe sākas Austrumkursas augstienes dienvidu daļā, Lielauces paugurainē, aptuveni 120 m virs jūras līmeņa, viegli paugurainā apvidū, augštecē upei stāvi un apauguši krasti (Kavacs, 1994). Upes hidroloģisko režīmu ietekmē aizsprosti, kas izbūvēti mazo hidroelektrostaciju darbības nodrošināšanai, tai skaitā „Bērzes dzirnavu HES" (ūdenskrātuves virsmas laukums pie normāla uzstādinājuma līmeņa ir 9.8 ha, vidējais dziļums 1.23 m), „Bikstu – Palejas ūdensdzirnavu HES" (platība 11.3 ha, vidējais dziļums 1.55 m), „Dobeles HES" (platība 3 ha, vidējais dziļums 1.50 m) un „Annenieku HES" (platība 28.8 ha, vidējais dziļums 2.8 m) (Glazačeva, 2004). Biogēno elementu saturu Bērzes upes ūdeņos ietekmē ne tikai difūzais, bet arī punktveida piesārņojums, ko rada pilsētu un apdzīvotu vietu attīrīto notekūdeņu ievadīšana ūdenstecē. Galvenie punktveida piesārņotāji sateces baseinā ir Dobele (~ 650 tūkst. m^3 gadā), Jaunpils (~ 115 tūkst. m^3 gadā), Gardene (~ 40 tūkst. m^3 gadā), Annenieki (~ 40 tūkst. m^3 gadā) un Kaķenieki (~ 35 tūkst. m^3 gadā). Bērzes upes ūdeņu hidroķīmiskās kvalitātes monitorings ietver paraugu ņemšanu 15 daļbaseinos (2.8. attēls).



Avots: ZMNI un VŪS ģeotelpiskie dati

2.8. att. Bērzes upes daļbaseini un ūdeņu paraugu ņemšanas vietas.

Polderu nosusināšanas sistēmu izbūves laikā Bērzes gultne tika regulēta un iedambēta, sākot no Līvbērzes apdzīvotās vietas, 6.5 km pirms ietekas Svētē. Upē tiek ievadīti lielu meliorācijas sistēmu ūdeņi (Kavacs, 1994). Bērzes upes lejteces daļbaseinu teritorijās Zemgales līdzenumā tiek īstenota augstas intensitātes lauksaimnieciskā darbība. Upes daļbaseinos ir sastopama zemes lietojuma veidu dažādība (2.3. tabula), tādējādi iespējams noteikt un raksturot daļbaseinā dominējošā zemes lietojuma veida ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, respektīvi, noteikt zemes lietojuma veidiem raksturīgās biogēno elementu koncentrācijas.

2.3. tabula

Zemes lietojuma veidi Bērzes upes daļbaseinos

Sateces baseina identifikācijas numurs	Zemes lietojuma veids (% no sateces baseina platības)				
	Lauksaimniecība	Mežs	Purvs	Ūdens	Apdzīvotas vietas
1	12.8	59.3	27.9	0.0	0.0
2	51.6	48.4	0.0	0.0	0.0
3	59.5	38.7	1.1	0.7	0.0
4	38.7	59.1	1.0	1.1	0.0
5	28.9	52.5	1.2	17.4	0.0
6	86.7	7.1	0.0	6.2	0.0

2.3. tabulas turpinājums

Sateces baseina identifikācijas numurs	Zemes lietojuma veids (% no sateces baseina platības)				
	Lauksaimniecība	Mežs	Purvs	Ūdens	Apdzīvotas vietas
7	65.8	34.2	0.0	0.0	0.0
8	60.3	37.3	1.1	0.3	0.9
9	61.3	36.1	0.7	0.9	1.0
10	41.2	56.5	1.1	1.2	0.0
11	27.5	72.5	0.0	0.0	0.0
12	55.4	12.3	0.0	0.0	32.2
13	45.2	53.3	0.5	0.7	0.3
14	84.3	14.7	0.0	0.4	0.6
15	88.8	10.1	0.0	0.0	1.1

Avots: CORINE Land Cover 2000 informācija un VŪS ģeotelpiskie dati

Lauksaimnieciskās darbības ietekmi uz ūdeņu kvalitāti visprecīzāk iespējams novērtēt 14. daļbaseinā, purvu un mežu ietekmi attiecīgi 1. un 11. daļbaseinos, pilsētvides ietekmi – 12. daļbaseinā.

2.2. Ūdeņu paraugu ievākšanas principi un ķīmiskā sastāva testēšanas metodes

Ūdeņu paraugu ievākšana noris atbilstoši tehniskajām iespējām visos monitoringa līmeņos noteikta režīma ietvaros (2.1. tabula). Ūdeņu paraugu ķīmiskā sastāva analizēšana nepieciešama, lai noteiktu slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijas ūdenī un raksturotu šo savienojumu noplūdes un procesus ūdeņu ekosistēmās. Katrs ūdeņu paraugs tiek identificēts ņemšanas brīdī un tā identifikācijas numurs (kods) tiek saglabāts līdz analītiskā procesa beigām ķīmijas laboratorijā un rezultātu ievadīšanai datu bāzēs. Ūdeņu paraugu savākšanas vietā tiek novietoti polietilēna konteineri, kuros automātiskā režīmā, proporcionāli caurplūdumam, tiek iesūknēts un akumulēts kopējais ūdens paraugs, kas raksturo noteiktu laika posmu. Konteineri pēc vidējā parauga noņemšanas rūpīgi iztīrāmi no sanešiem un izskalojami ar tā paša sastāva ūdeni, kuru atbilstošajā parauga ņemšanas vietā savāc paraugu ņemšanas iekārta. Manuāla paraugošanas režīma gadījumā ūdeņu paraugi tiek ņemti noteiktā vietā vienu reizi mēnesī. Ūdens paraugus savāc 0.5 l polietilēna pudelēs. Paraugus pirms transportēšanas uz laboratoriju uzglabā ledusskapī 2^o – 4^o C temperatūrā. Par paraugu noņemšanu izdara atzīmes lauku novērojumu žurnālā. Ūdeņu paraugu ievākšana noris saskaņā ar Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa rokasgrāmatā minēto metodiku (Lauksaimniecības noteču..., 2003). Ūdens paraugu testēšana tiek veikta akreditētās laboratorijās. No 1995. g. līdz 2005. g. un kopš 2008. g. ūdens paraugi tika testēti Latvijas Hidroekoloģijas institūta (LHEI) Hidroķīmijas laboratorijā, savukārt, no 2005. g. līdz 2007. g. LVĢMC Vides laboratorijā. Ūdens ķīmiskā sastāva analīzes izpildītas ievērojot nosakāmajam parametram atbilstošas testēšanas metodes (2.4. tabula). Laboratorijās izmantotās testēšanas metodes ir savstarpēji pielīdzināmas, līdz ar to iegūtie rezultāti var tikt apvienoti vienā datu kopā.

2.4. tabula

Ūdeņu ķīmiskā sastāva testēšanas metodes

Parametrs	Normatīvi tehniskās dokumentācijas Nr.	Analīzes metode
$N\text{-}NO_2^- + N\text{-}NO_3^-$	LVS EN ISO 13395:1996 * LVS EN ISO 13395:2004 **	Spektrofotometrija, nitrītu slāpekļa, nitrātu slāpekļa un to summārā satura noteikšana ar plūsmas analīzes metodi Spektrofotometrija, nitrītu slāpekļa, nitrātu slāpekļa un to summārā satura noteikšana ar plūsmas analīzes metodi
$N\text{-}NH_4^+$	LVS ISO 7150-1:1984 * LVS EN ISO 11732:2005**	Spektrofotometrija, indofenola metode Spektrofotometrija, nepārtrauktas plūsmas indofenola metode
N_{kop}	LVS EN ISO 11905-1:1998	Mineralizācijas metode, oksidējot ar peroksidisulfātu
$P\text{-}PO_4^{3-}$	LVS EN ISO 6878:2005, 4. daļa	Spektrofotometrija, amonija molibdāta metode
P_{kop}	LVS EN ISO 6878:2005, 7. daļa	Spektrofotometrija, molibdāta metode pēc parauga oksidēšanas ar peroksidisulfātu

* LHEI Hidroķīmijas laboratorija
** LVĢMC Vides laboratorija

Intensīvas lauksaimnieciskās produkcijas ražošanas apstākļos zemju apsaimniekotāji tiecas pēc maksimāli augstām kultūraugu ražām, kas ir galvenais iemesls nepamatoti augstām neorganiskā minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma izkliedes devām. Šāda veida saimniekošana palielina slāpekļa (N) un fosfora (P) savienojumu izskalošanās risku (Ritter and Bergstrom, 2001; Hatch et al., 2002; Bechmann and Stålnacke, 2005). Tādēļ lauksaimniecības noteču monitoringa kontekstā būtiski ir pievērst uzmanību tieši biogēno elementu noplūdēm no lauksaimniecībā izmantojamām platībām (Lauksaimniecības noteču (noplūdes)..., 2003; VMP, 2010).

2.3. Lauksaimniecības noteču monitoringa rezultātu aprēķinu metodika

Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes monitoringa stacijās mazā sateces baseina un drenu lauka izpētes līmenī datu logeris veic nepārtrauktus mērījumus reizi 10 minūtēs. Logeris automātiski izrēķina stundas vidējos rezultātus un saglabā tos logera atmiņas iekārtā. Logera atmiņas iekārta ļauj uzkrāt datus par ilgstošu laika periodu. Reizi mēnesī tiek pārbaudīta logera darbība un apkopotie dati lejuplādēti datorā. Iegūtie dati ir transformējami un analizējami ņemot vērā datu apstrādes programmatūras specifiku. Datu logeris veic sekojošus nolasījumus - datums, laiks, iekšējās baterijas stāvoklis, vidējā ūdens temperatūra, vidējais ūdens līmenis, caurplūdums, iesūknētais ūdeņu paraugu skaits, maksimālais un minimālais ūdens līmenis, ūdens līmeņa korekcija un elektrovadītspēja.

Augu barības elementu (N_{kop}, P_{kop}) noplūde mērījumu periodam tiek aprēķināta summējot diennakts vidējo caurplūdumu reizinājumu ar attiecīgā augu barības elementa vidējo diennakts koncentrāciju ūdenī (2. vienādojums).

$$L = 0.01 \Sigma C_i * Q_i \qquad (2.)$$

kur, L – augu barības elementu noplūde (kg ha^{-1});
C_i – augu barības elementa vidējā diennakts koncentrācija (mg l^{-1});
Q_i – vidējais diennakts noteces slānis (mm).

Elementa vidējo dienas koncentrāciju (C_i) iegūst atbilstošam laika periodam interpolējot atsevišķo mēnešu ūdens paraugu koncentrācijas, ja ūdens paraugi tiek ņemti epizodiski reizi mēnesī, vai attiecinot koncentrācijas vērtību uz visu aprēķina periodu, ja ūdens paraugus ņem nepārtrauktā režīmā (Lauksaimniecības noteču..., 2003).

2.4. Matemātiskās statistikas metodes lauksaimniecības noteču monitoringa datu apstrādei

Uzkrājoties kvantitatīviem mērījumu datiem par ūdeņu kvalitāti ietekmējošajiem faktoriem (nokrišņu daudzums, noteces apjoms, gaisa temperatūra), kā arī ķīmiskā sastāva analīžu rezultātiem, rodas nepieciešamība pēc datu statistiskās analīzes un interpretācijas. Šajā darbā izmantotās statistiskās metodes nosaka datu rindu īpašības.

Pēc Helsela and Hirša (Helsel and Hirsch, 2002) ūdeņu resursu zinātnieku analizētie dati ierasti atbilst sekojošām īpašībām :

- zemākā vērtība ir nulle. Nav iespējamas negatīvas vērtības;
- reti, tomēr regulāri ir novērojamas ekstrēmas vērtības – datu kopas vērtības, kuras ir ievērojami augstākas vai zemākas nekā vairums;
- datu sadalījuma asimetrija attiecībā pret aritmētisko vidējo. Tiek attēlotas pētāmās pazīmes vērtības un tām atbilstošie atkārtošanās biežumi. Asimetrija sagaidāma, ja ekstrēmās vērtības atrodas vienā virzienā (augstas vai zemas);
- dati neatbilst normālajam sadalījumam. Daudzi statistiskie testi pieņem, ka dati atbilsts normālajam sadalījumam, taču ūdeņu resursu datiem ierasti piemīt labā vai kreisā asimetrija;
- sezonāls raksturs. Dažādās gada sezonās vērtībām ir tendence būt augstākām vai zemākām.

Zemāk minēto uzdevumu izpildei izmantota datu statistiskās apstrādes un analīzes pakete SPSS 15.0 for Windows – „The Statistical Package for Social Science”. Pētījuma izstrādes gaitā analizētie dati par nokrišņu daudzumu (mm) un gaisa temperatūru (^oC), noteces slāņiem (mm), biogēno elementu koncentrācijām (N_{kop} mg l^{-1} un P_{kop} mg l^{-1}) pētāmajās teritorijās.

Aprakstošā statistika. Aprakstošā statistika izmanto informāciju par visiem kādas datu kopas elementiem, lai aprēķinātu izlases raksturlielumus – vidējie lielumi (aritmētiskais vidējais, mediāna), izkliedes rādītāji (variācijas koeficients), sadalījuma rādītāji (asimetrija, ekscess), kvartiles (25%, 50% un 75%).

Kolmogorova – Smirnova tests *(One-Sample Kolmogorov-Smirnov Test)*. Kolmogorova – Smirnova metodi izmanto, lai pārbaudītu eksperimentālajā pētījumā iegūto datu jeb empīriskā sadalījuma atbilstību normālajam sadalījumam (Van Herpe and Troch, 2000; Helsel and Hirsch, 2002; Stenger et al., 2002; Taylor et al., 2005; Varol and Şen, 2009; Zhao et al., 2009; Fu et al., 2010). Empīriskā sadalījuma novirze no normālā sadalījuma ar varbūtību P=0.95 tiek uzskatīta par būtisku, ja p-vērtība ir mazāka par 0.05. Nulles hipotēze gadījumā empīriskais sadalījums būtiski neatšķiras no normālā sadalījuma (H_0: Xemp.=Xteor.; H_1: Xemp.≠Xteor.). Iegūtie rezultāti nosaka parametrisko vai neparametrisko metožu pielietojumu turpmākajā datu apstrādē.

Manna-Vitneja U tests *(Mann-Whitney U Test).* Manna-Vitneja U tests ir alternatīvā metode t-testam divu nesaistītu paraugkopu vidējo vērtību salīdzināšanai, ja tās neatbilst normālajam sadalījumam (Paura and Arhipova, 2002). Manna-Vitneja U tests ir veiksmīgi izmantots vairākos citu autoru ūdeņu kvalitātes pētījumos (Warner, 2000; Van Herpe and Troch, 2000; Stenger et al., 2002; Borin et al., 2005; Heathwaite et al., 2006; Zhao et al., 2009; Huang et al., 2010). Šajā pētījumā tests ar būtiskuma līmeni α=0.05 pielietots, lai salīdzinātu N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas dažādos pētniecības līmeņos. Ja p-vērtība pārsniedz būtiskuma līmeni α, tad var uzskatīt, ka datu kopas būtiski neatšķiras.

Spīrmena rangu korelācija *(Spearman's Rank Correlation).* Spīrmena rangu korelācijas procedūru izmanto, lai analizētu korelāciju (ne vienmēr lineāru) starp datu kopu rādītājiem, kas neatbilst normālajam sadalījumam (Warner, 2000; Stenger et al., 2002; Borin et al., 2005; Donohue et al., 2005; Duchemin and Hogue, 2009; Varol and Şen, 2009; Moreno-Mateos et al., 2010; Delpla et al., 2011). Korelācijas koeficients (r_s) var būt robežās no -1 līdz +1, negatīvs koeficients norāda, ka viena rādītāja augstās vērtības ir saistītas ar otra rādītāja zemajām vērtībām jeb palielinoties viena rādītāja vērtībām otra samazinās. Jo tuvāk koeficents ir 1, jo ciešāka ir korelācija starp diviem mainīgajiem. Neliela r_s vērtība arī var norādīt uz ievērojamu saistību starp mainīgajiem, tas atkarīgs no p-vērtības. Ja p-vērtība ir mazāka par būtiskuma līmeni (α=0.05), tad nulles hipotēzi, ka korelācija nav (r_s=0) var noraidīt, un aprēķināto korelācijas koeficentu uzskatīt par statistiski nozīmīgu. Salīdzinot ar atbilstošo parametrisko testu, Spīrmena rangu korelācijas efektivitāte ir 91% (Zar, 1984; Warner, 2000). Spīrmena rangu korelācijas analīze tika izmantota, lai pētītu nokrišņu ietekmi uz noteces veidošanos, jo hidroloģiskais cikls ir cieši saistīts ar izkliedētā piesārņojuma rašanās iemesliem, kā arī, lai noskaidrotu noteces un biogēno elementu koncentrāciju savstarpējo korelāciju.

Manna–Kendala tests *(Mann-Kendall Test).* Manna-Kendala tests un tā modifikācijas, piemēram, Seasonal Kendall test (Hirsch and Slack, 1984) tiek plaši izmantotas ūdeņu kvalitātes pētījumos (Stålnacke et al., 1999; Räike et al., 2003; Stålnacke et al., 2003; Donohue et al., 2001; Bechmann and Stålnacke, 2005; Granlund et al., 2005; Kronvang et al., 2005; Kyllmar et al., 2006; Iital et al., 2010). Šīs neparametriskās metodes dod iespēju novērtēt datu rindu, kas neatbilst normālajam sadalījumam, ilgtermiņa mainības raksturu (Gilbert, 1987; Migliaccio et al., 2011). Helsels and Hiršs (2002) formulē, ka Manna-Kendala tests nosaka Y vērtību tendenci, proti, pozitīvs, negatīvs vai nav monotons trends, saistībā ar mainīgo X. Testa pielietošanas ietvaros tiek aprēķināts statistiskais rādītājs S, kura skaitliskā vērtība raksturo trendu. Ja rādītājs S ir pozitīvs, tad iespējams apgalvot, ka Y vērtībām ir tendence palielināties, ja S ir negatīvs, tad novērojama Y vērtību samazināšanās noteiktā laika periodā, savukārt, ja S ir 0, tad nav novērojams monotons trends nevienā virzienā. Manna-Kendala trendu analīze tika veikta izmantojot datorprogrammu Time Trends 3.1 (Time Trends, 2010). Šajā pētījumā Manna-Kendala tests ar statistiskā būtiskuma līmeni α=0.05 tika izmantots, lai analizētu lauksaimniecības noteču monitoringa realizācijas laikā konstatēto biogēno elementu koncentrāciju izmaiņas laikā.

3. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

Nodaļā aprakstīti promocijas darba rezultāti par analizēto meteoroloģisko, hidroloģisko un slāpekļa un fosfora savienojumu datu kopu statistisko sadalījumu, meteoroloģiskiem un hidroloģiskajiem apstākļiem pētāmajās teritorijās, kā arī raksturota ūdeņu kvalitāte savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos, t.sk., slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu mainība atkarībā no monitoringa staciju un izpētes līmeņu specifikas. Nodaļā doti ieteikumi ūdeņu kvalitātes standartu noteikšanai pēc slāpekļa un fosfora savienojumiem lauksaimniecībā izmantojamās teritorijās.

3.1. Datu kopu statistiskā sadalījuma raksturojums

Kolmogorova – Smirnova tests tiek plaši izmantots, lai noteiktu eksperimentālajā pētījumā posmā iegūto datu (empīriskais sadalījums) atbilstību normālajam sadalījumam (Van Herpe and Troch, 2000; Stenger et al., 2002; Helsel and Hirsch, 2002). Empīriskā sadalījuma novirze no normālā sadalījuma tiek uzskatīta par būtisku, ja p-vērtība ir mazāka par α=0.05. Iegūtie rezultāti nosaka to, kuras būs pareizākās statistiskās datu apstrādes metodes turpmākajā lauksaimniecības noteču monitoringa rezultātu analīzē – parametriskās vai neparametriskās.

Nokrišņu un gaisa temperatūru paraugkopu analītiskā pārbaude atbilstībai normālajam sadalījumam ar Kolmogorova – Smirnova testu sniedz sekojošu rezultātu – visas paraugkopas neatbilst normālajam sadalījumam. Pēc Kolmogorova – Smirnova testa rezultātiem nulles hipotēzi var noraidīt, jo visos gadījumos $p < 0.05$.

Monitoringa staciju mazā sateces baseina un drenu sistēmu pētniecības līmeņos novēroto noteču datu kopu analītiskās pārbaudes rezultāti par atbilstību normālajam sadalījumam norāda, ka nulles hipotēzi pēc Kolmogorova – Smirnova testa var noraidīt visu paraugkopu gadījumos, jo $p < 0.05$. Noteču datu kopas neatbilst normālajam sadalījumam.

3.1. tabulā apkopoti rezultāti par N_{kop} un P_{kop} datu kopu analīzi atbilstībai normālajam sadalījumam, izceltas p-vērtības, kas lielākas par 0.05. Nulles hipotēzi pēc Kolmogorova – Smirnova testa rezultātiem nevar noraidīt Bērzes un Mellupītes sateces baseinu N_{kop} datu kopām, Mellupītes drenu lauka un MB izmēģinājuma lauciņa N_{kop} datiem, kā arī izmēģinājuma lauciņu MA, MC, MD N_{kop} un P_{kop} datu kopām, visos gadījumos $p \geq 0.05$. Pārējās biogēno elementu datu kopas neatbilst normālajam sadalījumam, jo $p < 0.05$.

Tālākai datu apstrādei normālā sadalījuma gadījumā būtu izmantojamas parametriskās datu apstrādes metodes. Gadījumos, kad netiek apstiprināta datu atbilstība normālajam sadalījumam, izmantojamas neparametriskās datu apstrādes metodes. Neparametriskiem testiem nav svarīgs datu sadalījums, tie var tikt izmantoti mazām datu kopām, lai izmantotu parametriskās metodes nepieciešams precīzi zināt datu sadalījumu (Marques de Sá, 2007). Tā kā pētījumā turpinājumā tiek salīdzinātas un analizētas gan normālajam sadalījumam atbilstošas, gan neatbilstošas datu kopas, tad izmantojamas neparametriskās datu apstrādes metodes. Neparametriskie testi, tādi kā Manna-Kendala, Manna-Vitneja U un Spīrmena rangu korelācija, var tikt izmantoti gadījumos, kad parametrisko testu pieņēmumi ir pārkāpti. Šie testi nepieprasa mainīgo atbilstību normālajam sadalījumam vai viendabīgu datu izkliedi (Morgan et al., 2004).

3.1. tabula

N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju datu kopu atbilstības normālajam sadalījumam analītiskā pārbaude

Monitoringa stacija	Pētniecības līmenis	Parametrs	p-vērtība
Bērze	Baseins	N_{kop}	**0.23**
		P_{kop}	0.00
	Drenu sistēma	N_{kop}	0.00
		P_{kop}	0.00
Mellupīte	Baseins	N_{kop}	**0.06**
		P_{kop}	0.00
	Drenu sistēma	N_{kop}	**0.13**
		P_{kop}	0.00
	MA	N_{kop}	**0.05**
		P_{kop}	**0.25**
	MB	N_{kop}	**0.06**
		P_{kop}	0.01
	MC	N_{kop}	**0.11**
		P_{kop}	**0.05**
	MD	N_{kop}	**0.12**
		P_{kop}	**0.05**
	ME	N_{kop}	0.01
		P_{kop}	0.00
	MV	N_{kop}	0.00
		P_{kop}	0.00
Vienziemīte	Baseins	N_{kop}	0.00
		P_{kop}	0.00
	Drenu sistēma	N_{kop}	0.00
		P_{kop}	0.00

3.2. Meteoroloģiskie apstākļi pētāmajās teritorijās

Monitoringa staciju ģeogrāfiskais novietojums Latvijas teritorijā nosaka meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu īpatnības, kuras ietekmē saņemtā Saules starojuma daudzums, atmosfēras cirkulācija, Baltijas jūras un Rīgas jūras līča tuvums, kā arī reljefs (Kļaviņš et al., 2008). Pētāmā perioda (1995. – 2010. g.) un ilgtermiņa (1948./1950. – 2010. g.) atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru dati iegūti LVĢMC novērojumu stacijās Dobelē, Saldū un Zosēnos, raksturo meteoroloģiskos apstākļus attiecīgi Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes sateces baseinos. Analizētie pētāmā perioda dati parāda meteoroloģisko apstākļu fonu monitorētajās teritorijās, kas ietekmē hidroloģisko un ūdeņu kvalitatīvo rādītāju rezultātus. Pētāmā perioda un ilgtermiņa datu salīdzinājums sniedz ieskatu klimata mainības raksturā.

3.2.1. Atmosfēras nokrišņi

Meteoroloģisko staciju novērojumu dati liecina, ka lauksaimniecības noteču monitoringa staciju teritorijās pastāv zīmīgas atšķirības izkritušo atmosfēras nokrišņu daudzumos (3.2. tabula). Pētāmajā laika periodā vidēji gadā visvairāk nokrišņu novēroti Vienziemītē (729 mm), mazāks nokrišņu daudzums konstatēts Mellupītē (668 mm) un Bērzē (594 mm). Latvijas Universitātes zinātnieku pētījumos par nokrišņu daudzumu Latvijas teritorijā noteiktais gada vidējo nokrišņu daudzuma sadalījums neatšķiras no šajā pētījumā novērotā, proti, Vidzemes un Rietumkursas augstienēs ir sastopams lielāks nokrišņu daudzums nekā Viduslatvijas zemienē un Latgales augstienē (Kļaviņš et al., 2008).

3.2. tabula

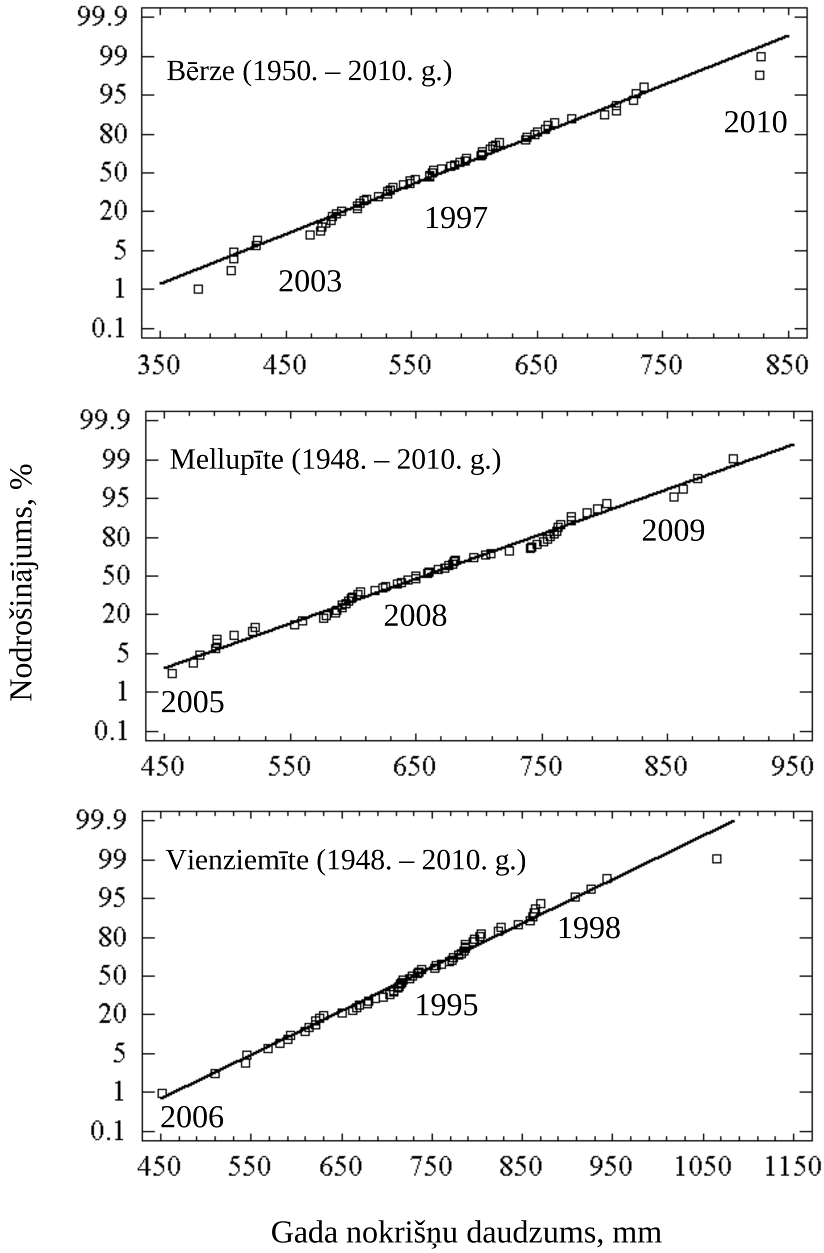
Gada nokrišņu daudzums pētāmajās teritorijās

Gads	Bērze	Mellupīte	Vienziemīte
1995	658	763	769
1996	524	587	581
1997	588	635	804
1998	703	740	926
1999	544	639	717
2000	507	597	670
2001	713	773	786
2002	677	595	615
2003	469	586	621
2004	616	604	725
2005	515	473	680
2006	487	579	452
2007	565	757	785
2008	531	650	826
2009	574	862	802
2010	827	855	908
Vidēji	594	668	729
Min	469	473	452
Max	827	862	926

Avots: LVĢMC meteoroloģisko novērojumu dati

Salīdzinot gada atmosfēras nokrišņu daudzumu pētāmajā laika periodā (3.2. tabula) ar ilggadīgi novērotajiem (3.1. attēls), iespējams secināt, ka lauksaimniecības noteču monitoringa realizācijas laikā eksperimentālajos objektos ir bijuši gan vidēji mitri, gan izteikti sausi, gan izteikti mitri gadi. Tādējādi analizētā nokrišņu datu rinda ir reprezentatīva, jo sniedz ieskatu dažādos mitruma apstākļos pētāmajās teritorijās. Sausam gadam atbilst 10% nodrošinājums, vidējam jeb normālam gadam 50% nodrošinājums, mitrus apstākļus raksturo 90% nodrošinājums.

Nokrišņu daudzums un to sezonālā mainība nozīmīgi ietekmē noteces veidošanos (Ward and Robinson, 2000; Randall and Mulla, 2001; Vuorenmaa et al., 2002; DeBarry, 2004; Magner et al., 2004; Bakhsh et al., 2006; Deelstra et al., 2008). Eksperimentālā perioda (1995. – 2010. g.) mēnešu vidējās nokrišņu daudzuma vērtības ir apkopotas 3.3. tabulā.



Avots: LVĢMC meteoroloģisko novērojumu dati

3.1. att. Gada nokrišņu daudzuma nodrošinājums monitoringa stacijās.

Visos pētījuma objektos ir izteikta nokrišņu izkrišanas sezonalitāte. Bērzes monitoringa stacijā lielākais nokrišņu daudzums vidēji mēnesī izkrīt jūnijā, jūlijā un oktobrī (225 mm jeb 38% no vidējās nokrišņu summas gadā), Mellupītē atbilstoši jūlijā, augustā un oktobrī (258 mm jeb 39%), turpretim Vienziemītē – jūnijā, jūlijā un oktobrī (254 mm jeb 35%). Jūlijs ir vienīgais mēnesis, kad nokrišņu daudzums visās monitoringa stacijās ir līdzīgs (Bērze – 84 mm, Mellupīte – 81 mm, Vienziemīte – 81 mm). Pārējos mēnešos ir novērojams, ka Bērzes monitoringa stacijā salīdzinājumā ar Mellupīti un Vienziemīti ir mazāks nokrišņu daudzums, savukārt, Vienziemītē vairāk nokrišņu nekā Mellupītē, sastopami arī atsevišķi izņēmumi, piemēram, Mellupītē augusta mēnesī vidēji ir 95 mm nokrišņu.

3.3. tabula

Mēneša vidējās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūras vērtības

Parametrs	Periods	Janvāris	Februāris	Marts	Aprīlis	Maijs	Jūnijs	Jūlijs	Augusts	Septembris	Oktobris	Novembris	Decembris	Gads
Bērze														
Temperatūra, °C	1950-1994	-4.4	-4.8	-1.2	5.0	10.9	15.0	16.7	15.9	11.6	6.7	1.7	-2.0	5.9
Temperatūra, °C	1995-2010	-2.9	-2.5	0.4	6.7	12.2	16.2	19.0	18.1	13.0	8.0	2.5	-1.9	7.4
Nokrišņi, mm	1950-1994	31.7	24.7	26.7	42.7	40.1	51.6	68.5	75.6	59.6	53.3	52.1	39.8	566.5
Nokrišņi, mm	1995-2010	36.0	32.6	32.2	27.1	46.8	71.3	84.0	61.9	45.4	69.6	49.3	37.5	593.7
Mellupīte														
Temperatūra, °C	1948-1994	-4.3	-4.7	-1.2	4.7	10.8	14.5	16.3	15.5	11.3	6.7	1.7	-1.9	5.8
Temperatūra, °C	1995-2010	-3.7	-3.5	-0.7	5.8	11.2	14.9	17.7	17.0	11.7	6.4	1.6	-2.7	6.3
Nokrišņi, mm	1948-1994	42.0	29.0	34.4	40.2	41.6	60.7	76.6	74.8	69.4	66.6	62.9	54.1	652.3
Nokrišņi, mm	1995-2010	41.8	35.2	34.2	36.3	49.0	60.0	80.6	95.0	59.3	82.5	52.9	41.7	668.5
Vienziemīte														
Temperatūra, °C	1948-1994	-5.8	-6.1	-2.7	4.1	10.4	14.3	15.9	14.8	10.2	5.3	0.0	-3.8	4.7
Temperatūra, °C	1995-2010	-4.9	-4.9	-1.2	5.8	10.9	14.9	17.5	16.0	10.7	5.6	0.5	-3.9	5.6
Nokrišņi, mm	1948-1994	49.6	36.6	37.3	47.0	54.1	70.8	80.4	88.6	77.9	67.1	64.6	56.4	730.4
Nokrišņi, mm	1995-2010	50.2	47.0	39.4	38.9	61.0	85.7	81.4	71.6	51.4	86.5	60.4	55.8	729.2

Avots: LVĢMC meteoroloģisko novērojumu dati

Vasaras mēnešos liels nokrišņu daudzums iztvaiko, tiek patērēts augu attīstībā un līdz ar to noteci praktiski neveido (vasaras mazūdens periods), savukārt, rudenī, pazeminoties gaisa temperatūrām, tiek limitēti evapotranspirācijas procesi un veidojas notece. Ierasti ziemas mēnešos nokrišņi sniega veidā akumulējās un pavasara periodā, strauji palielinoties gaisa temperatūrai, notiek sniega un ledus kušana un sākas pavasara pali, kas raksturojas ar gadā lielāko ūdenīgumu, ilgstoši augstiem ūdens līmeņiem un parasti arī palieņu applūšanu (Zīverts, 2004).

Detalizētākiem pētījumiem par nokrišņu ietekmi uz noteces un izkliedētā piesārņojuma veidošanos būtu nepieciešami specifiskāki dati, tādi kā nokrišņu intensitāte, ilgums, atkārtošanās, pilienu izmēri, pilienu enerģija. Apjoms un intensitāte ir svarīgākie faktori, kas ietekmē izkliedēto piesārņojumu. Piemēram, viena apjoma īslaicīgs, lielas intensitātes lietus radīs lielāku noteci, nekā ilgstošs, mazas intensitātes (Wolfe, 2001).

3.2.2. Gaisa temperatūra

Pētāmajā periodā (1995. – 2010.g.) novērotie gaisa temperatūras dati (3.3. tabula) norāda, ka gada vidējā temperatūra ir augtāka Zemgales līdzenumā (Bērze 7.4 °C) nekā Vadakstes līdzenumā (Mellupīte 6.3 °C) un Vidzemes augstienē (Vienziemīte 5.6 °C). Siltākie mēneši visās monitoringa stacijās ir bijuši pavasara un vasaras sezonās (maijs – septembris), kad vidējā gaisa temperatūra ir virs 10 °C. Aukstākie ir ziemas mēneši (decembris – februāris), kad vidējā gaisa temperatūra ir negatīva, Mellupītes un Vienziemītes gadījumā arī marta mēnesī ir novērojama negatīva temperatūra, kas liecina, ka šajos apvidos pavasaris iestājas vēlāk nekā Bērzē. Turpinot salīdzināt mēnešu vidējās gaisa temperatūras monitoringa stacijās, var secināt, ka Bērzē ir par 0.8 °C (janvāris, decembris) – 1.6 °C (oktobris) siltāks nekā atbilstošajos mēnešos Mellupītē un par 0.9 °C (aprīlis) – 2.4 °C (februāris, oktobris) siltāks nekā Vienziemītē. Mellupītē un Vienziemītē pavasara un vasaras mēnešos vidējās temperatūras ir vienādas (aprīlis, jūnijs) vai savstarpēji līdzīgas, ziemas mēnešos un rudens beigu posmā (janvāris, februāris, decembris un novembris) Mellupītē ir par 1.1 °C – 1.4°C siltāks nekā Vienziemītē.

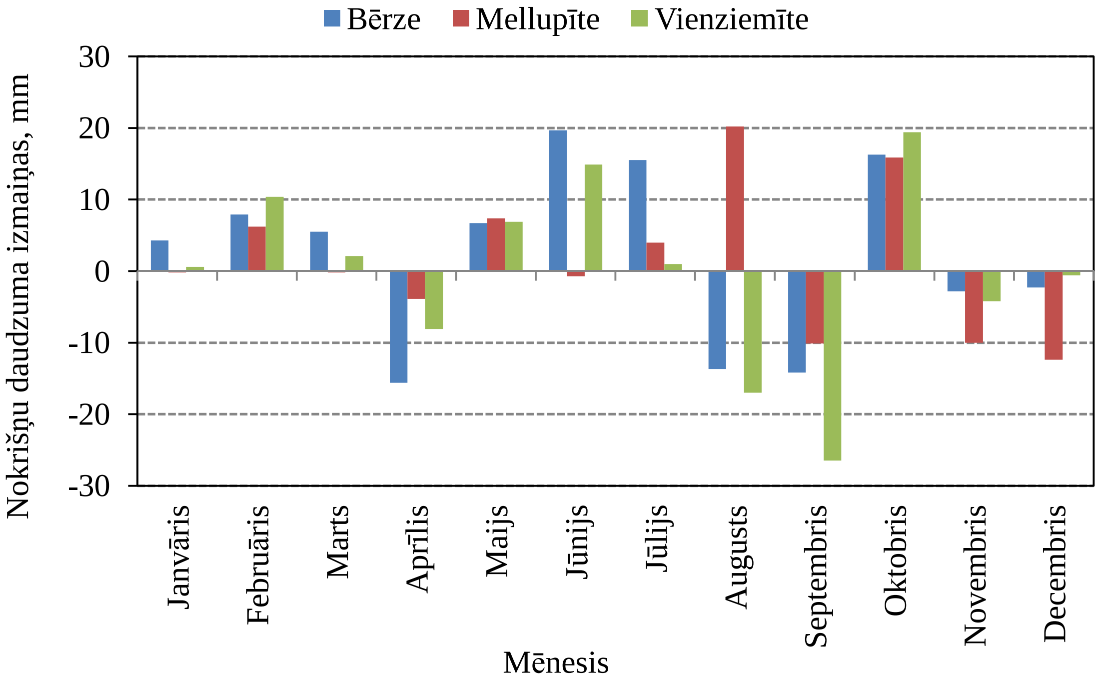
Siltāki apstākļi pavasarī nodrošina labvēlīgāku vidi ātrākai augu attīstībai, ilgākas pozitīvās temperatūras rudenī palielina veģetācijas perioda garumu. Veģetācijas perioda garums sekmē augu barības elementu izmantošanu gan uz sauszemes (kultūraugi, ganības, meži), gan ūdens vidē (virsūdens, peldlapu, zemūdens ūdensaugi, mikroorganismi), līdz ar to samazinās tas slāpekļa un fosfora savienojumu daudzums, kas varētu izskaloties. Gaisa un augsnes temperatūra ietekmē arī slāpekļa savienojumu transformācijas procesus augsnē, piemēram, nitrifikāciju (Van Miegroet and Johnson, 1993; Heathwaite et al., 1996; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Havlin et al., 2005) un denitrifikāciju (Magner et al., 2004; Nikodemus et al., 2008). Denitrifikācijas process kļūst iespējams, ja augsnes temperatūra ir vismaz 2.7°C – 10°C (Firestone, 1982), optimālā temperatūra šī procesa norisei ir virs 25 °C (Vinten and Smith, 1993). Pētījumā Zviedrijā ir konstatēts, ka sateces baseinos, kuros ir bijusi zemāka gada vidējā temperatūra, novērotas arī zemākas gada vidējās kopējā slāpekļa koncentrācijas (Kyllmar et al., 2006), jo temperatūra ir noteicošais faktors organiskās vielas un kultūraugu atlieku transformācijai mineralizācijas procesu ietvaros (Kyllmar, 2004).

Apkopojot nokrišņu un gaisa temperatūru datu analīzes rezultātus, var secināt, ka Bērzes monitoringa stacijas tuvumā, salīdzinājumā ar pārējiem objektiem, ir vissiltākie un sausākie apstākļi, turpretim Vienziemītē – visvēsākie un mitrākie.

3.2.3. Klimata mainības raksturs

Pētāmā perioda (1995. – 2010.g.) un ilgtermiņa (1948./1950. – 1994.g.) meteoroloģisko novērojumu dati par nokrišņu daudzumiem un gaisa temperatūrām var sniegt ieskatu klimata mainības raksturā eksperimentālajās teritorijās, kas nākotnē varētu ietekmēt arī hidroloģisko un augu barības elementu noplūžu režīmus.

Atmosfēras nokrišņu daudzuma mainības izvērtējums, salīdzinot pētāmā perioda un ilgtermiņa datus, parāda, ka gada vidējais nokrišņu daudzums ir palielinājies Bērzes (27 mm) un Mellupītes (16 mm) monitoringa stacijās, turpretim, Vienziemītē tas ir palicis praktiski nemainīgs (3.3. tabula). Nokrišņu mainības pētījumos būtiski ir skatīt arī sezonālo mainību, jo nokrišņu pieejamība ietekmē augu attīstību, tai skaitā lauksaimniecības kultūru (Kļaviņš et al., 2008). Nokrišņu daudzuma izmaiņas mēnešu griezumā apkopotas 3.2. attēlā, skaitliskās vērtības raksturo pētāmajā periodā novērotā izkritušo nokrišņu daudzuma starpību ar ilgtermiņā izmērīto.



Avots: LVĢMC meteoroloģisko novērojumu dati

3.2. att. Nokrišņu daudzuma mainība monitoringa stacijās.

Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes staciju teritorijās ir sastopamas gan kopīgas, gan atšķirīgas sezonālās nokrišņu daudzuma izmaiņas. Maznozīmīgas izmaiņas izkritušo nokrišņu daudzumā visos monitoringa objektos ir raksturīgas janvāra un marta mēnešiem. Pētāmajās teritorijās nokrišņu daudzuma palielināšanās ir sastopama visās sezonās: ziemā – februāris, pavasarī – maijs, vasarā – jūnijs (izņemot Bērzi) un rudenī – oktobris. Nokrišņu samazināšanās konstatēta aprīlī, augustā (izņemot Mellupīti), septembrī, novembrī un decembrī. Nākotnē, saglabājoties esošajai tendencei, nokrišņu daudzuma samazināšanās rudens beigu posmā un ziemas mēnešos ietekmēs noteces veidošanos pavasara palu laikā, jo samazināsies sniega un ledus daudzums, kas kusīs iestājoties pozitīvām temperatūrām pavasarī. Nokrišņu palielināšanās vasaras sezonā (jūnijs, jūlijs) labvēlīgi ietekmēs kultūraugu attīstību lauksaimniecības teritorijās, savukārt, samazināšanās augustā un septembrī nelabvēlīgi ietekmēs kultūraugu ražas veidošanos noslēguma fāzēs.

Salīdzinot pētāmā perioda un ilgtermiņa gada vidējās gaisa temperatūras, novērots temperatūras pieaugums visos monitoringa objektos. Bērzē palielinājums ir vislielākais (1.5 °C), Vienziemītē 0.9 °C, savukārt, Mellupītē noteikts viszemākais temperatūras pieaugums 0.5 °C. Bērzē visos gada mēnešos gaisa temperatūra ir paaugstinājusies, sākot no 0.1 °C decembrī līdz pat 2.3 °C februārī. Mellupītē temperatūra ir pieaugusi periodā no janvāra līdz septembrim, turpretim oktobrī, novembrī un decembrī temperatūra ir pazeminājusies. Vienziemītē visos gada mēnešos, izņemot decembri, kurā ir kļuvis aukstāks par 0.1 °C, ir konstatēts temperatūras pieaugums. Visizteiktāk temperatūra ir palielinājusies Bērzē, periodā no janvāra līdz oktobrim palielinājums ir lielāks par 1 °C.

Konstatētās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru izmaiņas norāda, ka nākotnē varētu būt novērojamas sekojošas tendences:

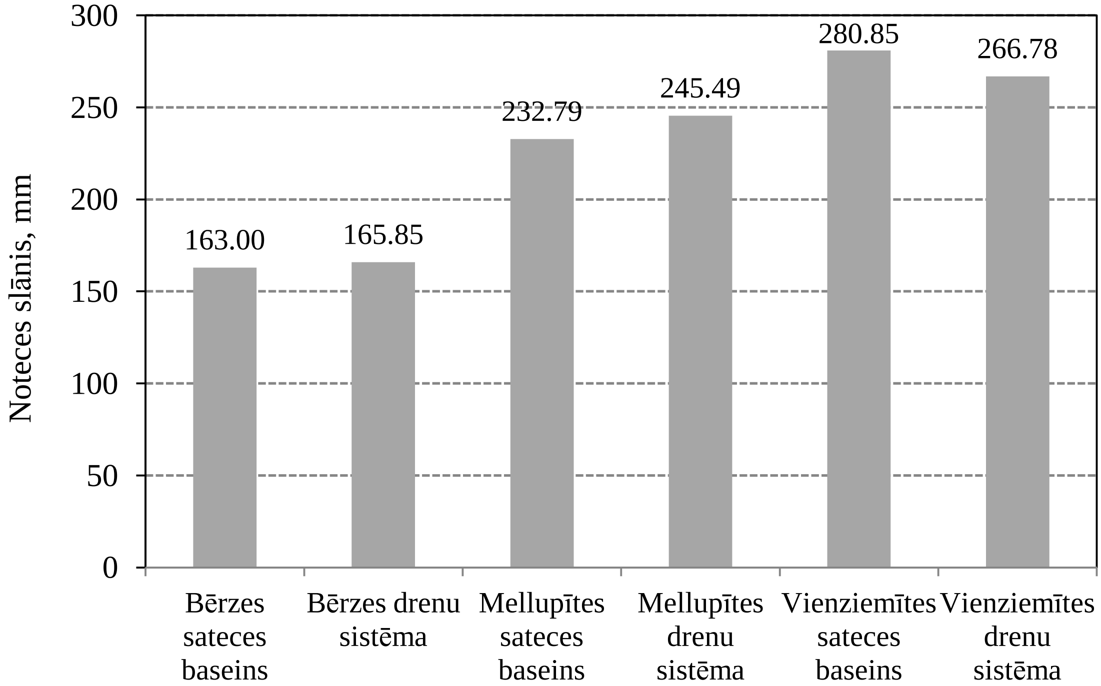
- gada noteces apjoms netiks nozīmīgi ietekmēts Bērzē un Mellupītē, jo veidojas balanss starp palielinātu nokrišņu izkrišanas daudzumu un pieaugošo gaisa temperatūru, Vienziemītē iespējama noteces samazināšanās, jo nav konstatēts nokrišņu daudzuma pieaugums;
- ziemas mēnešos visos pētniecības objektos, palielinoties gaisa temperatūrai, sagaidāms izteikts notece pieaugums ziemas mazūdens periodā, kā ietekmē palielināsies augu barības elementu izskalošanās un samazināsies pavasara palu izteiktums un ūdenīgums. Apsīte et al. (2011) pētījumā par klimata mainības ietekmi uz upju noteci Latvijā, modelēja Bērzes un Vienziemītes upju noteces pēc Starpvaldību grupa klimata izmaiņu jautājumos (The Intergovernmental Panel on Climate Change) klimata scenārijiem A2 un B2. Kā viens no pētījuma rezultātiem tiek minēts upju noteces palielināšanās ziemas mēnešos (decembris, janvāris, februāris) gan pēc A2, gan pēc B2 klimata scenārijiem.

3.3. Noteces kvantitatīvā analīze

Noteces režīma savstarpējā saistība ar ūdeņu kvalitāti ir pierādīta vairākos citu autoru pētījumos (Armstrong and Burt, 1993; Sharpley and Rekolainen, 1997; Mander et al., 1998; Stålnacke et al., 1999; Van Herpe and Troch, 2000; Donohue et al., 2001; Ritter and Bergstrom, 2001; McDowell et al., 2002; Merrington et al., 2002; Stålnacke et al., 2003; Havlin et al., 2005; Iital, 2005; Sileika et al., 2005), tādēļ ir būtiski analizēt noteci raksturojošās skaitliskās vērtības pētāmajās teritorijās. Laika periodā no 1995. līdz 2010. gadam gan sateces baseina, gan drenu līmenī Vienziemītē gada vidējais noteces slānis (q) ir lielāks nekā Bērzē un Mellupītē (3.3. attēls).

Salīdzinot monitoringa objektos konstatētās noteces, jāpatur prātā 3.2. nodaļā apskatītās atmosfēras nokrišņu un gaisa temperatūru sakarības, kur Vienziemītē vidēji gadā ir izkrituši visvairāk nokrišņu un gada vidējā gaisa temperatūra ir viszemākā. Taču noteces veidošanos procesu ietekmē ne tikai klimatiskie apstākļi, bet arī baseina virsmas faktori, tādi kā reljefs, augšņu granulometriskais sastāvs, ģeoloģiskā uzbūve, mežainums (Šķiņķis, 1986; Zīverts, 2004).

Gada vidējā notece Bērzes un Mellupītes drenu sistēmu izpētes līmenī ir lielāka nekā sateces baseinā, attiecīgi par 2.85 mm un 12.70 mm, turpretim Vienziemītes objektā lielāka notece konstatēta sateces baseina līmenī, starpība 14.06 mm (3.3. attēls).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.3. att. Gada vidējais noteces slānis monitoringa staciju izpētes līmeņos (1995. – 2010.g.).

Noteces slāņa atšķirības vienas monitoringa stacijas izpētes līmeņos nevar būt saistītas ar sateces baseinu izmēru dažādību, jo noteces slāņa aprēķinos tiek ievērtēts drenu sistēmu un mazo sateces baseinu laukums. Vienziemītes izpētes līmeņos iegūtie noteču datu rezultāti atspoguļo likumsakarīgu noteces attiecību monitoringa līmeņos, proti, baseina līmenī notece ir lielāka nekā drenu laukā. Noteci sateces baseinā veido regulāra drenu, virszemes un gruntsūdeņu pieplūde, kamēr drenu laukā galvenokārt infiltrācijas ūdeņi. Epizodiski, pavasara un rudens sezonās, drenu noteci ietekmē gruntsūdeņi, kad gruntsūdens līmenis atrodas virs drenu izbūves dziļuma. Atsevišķos gadījumos drenu noteci papildina arī virszemes notece, kas ieplūst ieplakās izvietotajās filtrakās un tālāk tiek novadīta drenu ūdeņu kolektorā, novēršot augsnes erozijas iespējamību. Šāds risinājums ir izveidots Mellupītes drenu laukā. Vienziemītes monitoringa stacijas apkārtnē ir īpaši labvēlīgi apstākļi virszemes noteces nonākšanai ūdenstecē, jo sateces baseinam raksturīgs izteikts reljefs. Bērzes sateces baseins un drenu lauks atrodas līdzenā reljefā, tādēļ virszemes noteces pieplūde ir minimāla, līdz ar to abos izpētes līmeņos noteces slāņi praktiski neatšķiras. Mellupītes sateces baseinā lauksaimniecībā izmantotās platības aizņem 69%, kas ir mazāk nekā Vienziemītē (78%). Lauksaimniecības zemēs izbūvētā drenāža sekmē mitruma pārpalikuma novadīšanu no augsnes uz ūdenstecēm, tādējādi lielāka drenēto platību procentuālā attiecība pret nedrenētajām ievērojami veicina noteces veidošanos sateces baseinā. Turklāt Mellupītes sateces baseinam ir raksturīga lielāka mežainība, kas pretēji lauksaimniecības zemēm, veicina ūdens uzkrāšanos mežu platībās, samazinot noteces veidošanos. Drenēto platību attiecība sateces baseinā un mežainums ir galvenie iemesli noteces apjomu atšķirībām Mellupītes sateces baseina un drenu sistēmas izpētes līmeņos.

Noteces datu statistiskie rādītāji (3.4. tabula) raksturo diennakts vidējo noteces slāni pētāmajās teritorijās, kā arī sniedz ieskatu ikdienas noteces datu kopas vērtībās, kas sadalītas četrās vienādās daļās. Pirmā jeb 25% kvartile norāda vērtību, līdz kurai atrodas 25% no visām vērtībām, 50% kvartile sakrīt ar mediānu, trešā jeb 75% kvartile raksturo pazīmes vērtību, līdz kurai atrodas 75% no visām vērtībām, ceturtā kvartile ir maksimālā konstatētā vērtība. Šāda detalizēta datu analīze apstiprina iepriekš noteiktās noteces veidošanās likumsakarības pētniecības objektos.

3.4. tabula

Diennakts noteces datu kopu aprakstošā statistika (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija		Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
		Baseins	Drenu sistēma	Baseins	Drenu sistēma	Baseins	Drenu sistēma
Parametrs		q, mm	q, mm	q, mm	q, mm	q, mm	q, mm
Paraugu skaits		5844	5844	5844	5844	5844	5844
Aritmētiskais vidējais		0.446	0.454	0.637	0.672	0.767	0.730
Kvartiles	25	0.011	0.000	0.056	0.020	0.050	0.030
	50	0.103	0.085	0.214	0.194	0.278	0.196
	75	0.419	0.455	0.667	0.792	0.862	0.602

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Maksimālā vērtība noteces pētījumu gadījumā, atšķirībā no pārējiem datu kopas parametriem, ataino īslaicīgu notikumu, attiecīgi, vienas diennakts laikā aiztecējušo ūdens apjomu. Vienziemītē novērotās maksimālās noteces vērtības abos monitoringa līmeņos vairākkārt pārsniedz Bērzē un Mellupītē fiksētās. 3.5. tabulā apkopotas maksimālās noteces vērtības un to cēloņi.

3.5. tabula

Maksimālās noteces cēloņi (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Izpētes līmenis	Notece, mm	Datums	Cēlonis
Bērze	Baseins	16.239	13. 04. 1996	9 dienas T > 0 °C
	Drenu sistēma	21.793	22. 03. 2010	4 dienas T > 0 °C
Mellupīte	Baseins	21.045	21. 03. 2010	3 dienas T > 0 °C
	Drenu sistēma	22.816	21. 03. 2010	3 dienas T > 0 °C
Vienziemīte	Baseins	41.595	28. 04. 2001	Nokrišņi 68.3 mm
	Drenu sistēma	55.322	14. 05. 1995	Nokrišņi 51.6 mm

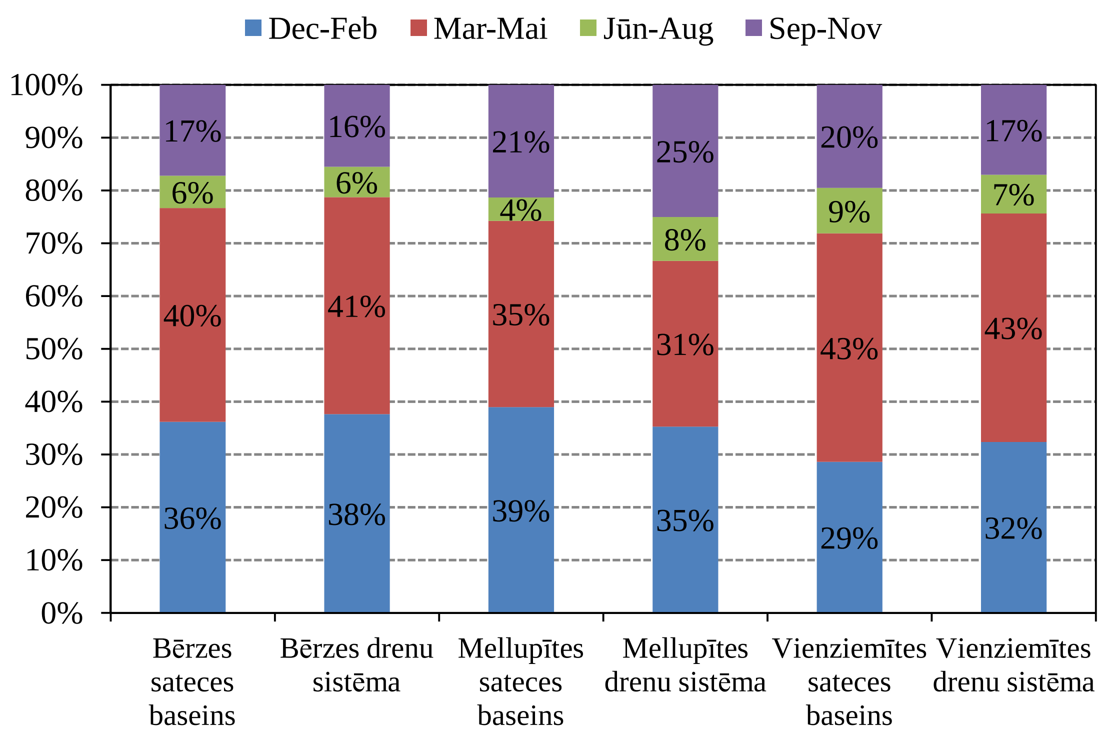
Avots: VŪS un LVĢMC dati

Vienziemītē maksimālās noteces veidošanos sekmēja divu dienu laikā izkritušo atmosfēras nokrišņu daudzums. Sateces baseina līmenī pirmās dienas nokrišņu apjoms (19 mm) akumulējās augsnē, savukārt, otrās dienas nokrišņi (49.3 mm) radīja noteci. Līdzvērtīga situācija novērota arī Vienziemītes drenu sistēmas pētījumos, kad pirmajā dienā nolija 11.2 mm nokrišņu un maksimālās noteces novērošanas dienā 40.4 mm. Zemās temperatūras Vidzemes augstienē pavasara sezonā (3.3. tabula) neveicina strauju sniega un ledus kušanu, tādēļ maksimālā notece šajā periodā neveidojas. Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās maksimālās noteces veidošanos ietekmē pozitīvu gaisa temperatūru iestāšanās pavasara sezonā, kā rezultātā notiek straujš atkusnis. Šķiņka

(1986) pētījumi norāda, ka drenētas augsnes sasaluma slānis gravitācijas ūdens plūsmu sevišķi neaiztur, tādēļ pavasarī, kūstot sniegam un ledum, ūdens filtrējās cauri augsnes profilam un veido noteci.

Vairākos pētījumos secināts, ka momentāna notece palielināšanās ir iemesls paaugstinātām slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām ūdenī (Grant et al., 1996; Laznik et al., 1999; de Vos, 2001; Magner et al., 2004; Kløve et al., 2010), taču pastāv arī pretējs viedoklis, proti, palielinātas noteces apstākļos notiek atšķaidīšanās procesi, kuru rezultātā nitrātjonu ($N\text{-}NO_3^-$) koncentrācijas samazinās (Hooda et al., 1997; McDowell et al., 2002; Bakhsh et al., 2006).

Noteces veidošanās sezonalitāte ietekmē biogēno elementu izskalošanos no augsnes, tādēļ ir svarīgi noteikt periodus, kuri šajā aspektā ir nozīmīgākie (3.4. attēls).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.4. att. Noteces sezonālais sadalījums (1995. – 2010.g.).

Ziemas periodā, kad augsne ir dziļāk vai seklāk sasalusi, aiztek 29 – 39% no gada noteces apjoma. Pavasara palu periodā veidojas 31 – 43% no gada noteces. Atšķirībā no ziemas sezonas, kad noteces apjoms akumulējas ilgstoši, pavasarī notece veidojas īsā laika periodā, pēc pavasara palu maksimuma (ierasti 2 – 3 nedēļas) notece strauji samazinās. Vasaras sezonai raksturīga minimāla notece, atsevišķos gadījumos ūdens plūsma šajā periodā izsīkst. Rudens lietavu laikā rodas 16 – 25% no noteces daudzuma. Lai gan monitoringa staciju un izpētes līmeņu starpā ir novērojamas kopīgas noteces veidošanās sezonālās iezīmes, tomēr pastāv arī zināmas procentuālā sadalījuma atšķirības, kas ir skaidrojamas ar konkrētai vietai raksturīgiem klimatiskajiem, baseina virsmas faktoriem un pētāmo platību nosusināšanas intensitātes rādītājiem (drenu dziļums un savstarpējais attālums).

Fon Storčs un Cvīrs (von Storch and Zwiers, 1999) apgalvo, ka pavasara un rudens sezonās mitras augsnes apstākļos gandrīz viss izkritušo nokrišņu daudzums pārveidojas notecē, jo minētajās sezonās ūdens saistīšanas spēja augsnē ir neliela.

Vasaras sezonā nokrišņu ūdens uzkrājas sausajā augsnē, tiek patērēts augu attīstībā vai iztvaiko, tādēļ lietus mazsvarīgi ietekmē noteces veidošanos. Skaitliski izkritušo nokrišņu daudzuma saistību ar noteces apjomu var izteikt ar Spīrmena korelācijas koeficienta palīdzību.

Bērzes monitoringa stacijā sateces baseina līmenī Spīrmena rangu korelācijas koeficients (r_s) starp diennaktī izkritušo nokrišņu daudzumu un tajā pašā laika periodā konstatēto noteci ir salīdzinoši zems, r_s=0.11, taču statistiski ticams, jo p=0.00. Drenu lauku raksturojošiem datiem koeficients ir vēl zemāks, r_s=0.06, p=0.00. Mellupītes sateces baseina līmenī r_s=0.14, p=0.00, drenu lauka datiem r_s=0.15, p=0.00. Vienziemītes sateces baseina noteces un nokrišņu datiem r_s=0.15, p=0.00, drenu lauka stacijā noteiktais r_s=0.16, p=0.00.

Analizējot iegūtos rezultātus ir jāņem vērā monitoringa staciju teritorijās sastopamo augšņu granulometriskais sastāvs, kas nosaka augsnes hidrofizikālās īpašības, noteces veidošanās kontekstā kā nozīmīgākās ir ūdenscaurlaidība un mitrumietilpība (DeBarry, 2004). Augsnes ūdenscaurlaidību raksturo infiltrācijas kapacitāte, kura ir atkarīga no augsnes porainības. Lielāka porainība vieglāka granulometriskā sastāva augsnēs veicina ūdens infiltrāciju, savukārt, samazinātas porainības apstākļos smaga granulometriskā sastāva augsnēs ūdens infiltrācija tiek būtiski ietekmēta (Ward and Robinson, 2000; Wolfe, 2001; Cameron et al., 2002; DeBarry, 2004; Nikodemus et al., 2008). Jēdziens lauka mitrumietilpība tiek lietots, lai raksturotu to ūdens daudzumu ko augsne spēj noturēt pēc gravitācijas ūdens aizplūšanas. Šādā gadījumā ar ūdeni ir pildīti ne tikai augsnes kapilāri, bet daļēji arī augsnes nekapilārās poras (Sauka, 1987). Notece veidojas, ja augsnē mitruma daudzums pārsniedz lauka mitrumietilpību (DeBarry, 2004). Tradicionāli šāds stāvoklis tiek sasniegts 2 – 3 dienas pēc lietus, atkarībā no augsnē esošā mitruma daudzuma un dziļuma, kā arī no izkritušo nokrišņu daudzuma (Wolfe, 2001). Smilšainu augšņu (smilts, mālsmilts, smaga mālsmilts) pētījumos konstatēts, ka notece veidojas, ja nokrišņu daudzums pārsniedz 9 mm (Hofer et al., 2011), turklāt šāda veida augsnēs notece var sākties pat dažas stundas pēc nokrišņu izkrišanas (Grant et al., 1996). Papildus iepriekšminētajam lauka mitrumietilpību ietekmē augsnes granulometriskais sastāvs, māla veids, organisko vielu saturs, necaurlaidīga slāņa dziļums un evapotranspirācija. Lauka mitrumietilpība gadījumā mālainas augsnes uztur vairāk ūdeni un ilgāku laika posmu nekā smilšainas (Wolfe, 2001; DeBarry, 2004).

Nokrišņu un noteces savstarpējo saistību raksturojošie Spīrmena korelācijas koeficienti skaidri attēlo vertikālās ūdeņu kustības tendences augsnes profilā monitoringa staciju apvidos. Bērzē korelācijas koeficienti zemāki, jo ūdens kustība lēna, drenu izbūves dziļumā sastopams izteikts māla saturs augsnē, lauka mitrumietilpības sasniegšanai nepieciešams ilgāks laiks nekā Mellupītē un Vienziemītē, kur attiecīgi ir mazāks māla saturs, tādēļ arī korelācijas koeficienti šajās teritorijās ir augstāki, ūdens ātrāk filtrējas cauri augsnes profilam veidojot noteci.

Salīdzinot Spīrmena korelācijas koeficientu vērtības, kas noteiktas starp nokrišņu un noteču datu kopām mēnešu griezumā, rodas secinājums, ka ciešākā saistība starp mainīgajiem visās monitoringa stacijās un abos izpētes līmeņos ir janvāra, februāra, marta, augusta un novembra mēnešos (3.6. tabula).

Izteikta mainīgo korelācija ziemas mēnešos ir saistīta ar limitētu evapotranspirāciju procesu norisi negatīvu gaisa temperatūru ietekmē un pakāpenisku nokrišņu transformāciju notecē. Šķiņķis (1986) noteces veidošanās atšķirības pa gada sezonām skaidro ar gaisa temperatūras un atmosfēras nokrišņu ietekmes sezonālo nozīmību. Tā piemēram, ziemas atkušņa laikā un pavasarī, sniegam kūstot noteces lielumu par 57 – 87% nosaka gaisa temperatūra, par 11 – 27% nokrišņi un par

0.8 – 18% saules radiācija. Turpretī rudenī minēto faktoru relatīvā ietekmē ir attiecīgi 23 – 41%, 48 – 71%, 4.5 – 22%.

3.6. tabula

Nokrišņu daudzuma un noteces savstarpējā saistība pēc Spīrmena rangu korelācijas kritērijiem (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
	Baseins	Drenu sistēma	Baseins	Drenu sistēma	Baseins	Drenu sistēma
Mēnesis	r_s	r_s	r_s	r_s	r_s	r_s
Janvāris	0.14	**0.22**	0.16	**0.21**	**0.28**	**0.22**
Februāris	**0.24**	**0.21**	**0.25**	**0.31**	**0.21**	**0.24**
Marts	**0.21**	**0.26**	**0.29**	**0.29**	**0.26**	**0.21**
Aprīlis	0.11	0.07*	0.17	0.08*	0.15	0.14
Maijs	0.01*	0.01*	0.12	0.03*	**0.22**	0.19
Jūnijs	0.18	-0.05*	0.08*	-0.04*	0.10	0.13
Jūlijs	0.19	0.13	**0.20**	0.09	0.19	**0.22**
Augusts	**0.21**	0.11	0.18	**0.23**	**0.34**	**0.34**
Septembris	0.11	0.06*	0.16	0.17	0.09*	0.04*
Oktobris	0.03*	-0.07*	0.15	**0.20**	0.17	0.16
Novembris	0.12	0.13	**0.25**	**0.28**	**0.21**	0.16
Decembris	0.02*	0.00*	**0.24**	**0.30**	0.06*	0.16

* Koeficients nav statistiski ticams, jo $p > 0.05$

Izcelti Spīrmena korelācijas koeficienti, kas lielāki par 0.2

3.4. Ūdeņu kvalitātes analīze savstarpēji pakārtotos izpētes līmeņos

Lauksaimniecības noteču monitoringa ietvaros iegūto ūdeņu paraugu ķīmiskā sastāva analīžu rezultāti sniedz ieskatu biogēno elementu izskalošanās procesos dažādos lauksaimnieciskās ražošanas intensitātes apstākļos. Paraugu skaits monitoringa stacijās un izpētes līmeņos ir savstarpēji atšķirīgs, jo vasaras mazūdens periodā drenu un virszemes ūdensteču ūdeņu plūsma atsevišķos gadījumos izsīkst.

Sauszemes augi un koki, kā arī aļģes un ūdensaugi ir spējīgi uzņemt un patērēt ūdenī izšķīdušo slāpekli, galvenokārt neorganisko amonija jonu (NH_4^+) un nitrātjonu (NO_3^-) veidā (Van Miegroet and Johnson, 1993; Ritter and Bergstrom, 2001; Hatch et al., 2002; Merrington et al., 2002; Havlin et al., 2005; Nikodemus et al., 2008). Ierasti amonija joni no augsnes izskalojās nelielā daudzumā, jo relatīvi viegli saistās ar negatīvi lādētiem augsnes māla minerāliem un organisko vielu (Hatch et al., 2002; Nikodemus et al., 2008) un ir iesaistīti vairākos transformācijas procesos, tai skaitā asimilācija, nitrifikācija, izgarošana (Ritter and Bergstrom, 2001; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Havlin et al., 2005). Tā kā nitrātjoni ir negatīvi lādēti, tie nesaistās ar augsnes un organiskajām daļiņām un ātri izskalojas no augsnes horizontiem, nonākot drenu un virszemes notecē (Merrington et al., 2002; Nikodemus et al., 2008).

Pētāmajā periodā Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās novērotā nitrātjonu ($N\text{-}NO_3^-$) procentuālā attiecība pret N_{kop} drenu ūdeņos ir vienāda - 90%, sateces baseina līmenī attiecīgi 79% un 62%. Sateces baseina līmenī attiecība samazinās, jo ūdenstecē notiek ūdeņu atšķaidīšanās un kļūst iespējams pašattīrīšanās process, kura ietvaros mikroorganismi un ūdensaugi savas attīstības nodrošināšanai izmanto pieejamās slāpekļa formas. Savukārt, Vienziemītē nav novērojamas $N\text{-}NO_3^-$ un N_{kop} attiecības atšķirības izpēte līmeņos, abos līmeņos tā ir aptuveni 45%. Attiecība ir salīdzinoši neliela, jo minimāli tiek izmantots organiskais un minerālais mēslojums, slāpekļa savienojumi veidojas ilgstošos dabiskos procesos (mobilizācija) un mazākos daudzumos. Ekstensīvas lauksaimniecības apstākļos, kur lauksaimniecības zeme tiek izmantota kā pļavas un ganības, slāpeklis ūdenī vairāk sastopams organiskajā un amonija jonu formā (Heathwaite et al., 1993). Mazo sateces baseinu pētījumos Somijā konstatēts, ka mežainos sateces baseinos N_{kop} galvenokārt veido slāpekļa organiskās formas, savukārt, lauksaimniecības ietekmētajos baseinos nitrātjonu un amonija jonu formas (Vuorenmaa et al., 2002). Iepriekšminētās procentuālās attiecības norāda, ka intensīvākos lauksaimniecības apstākļos (Bērze, Mellupīte) augiem izmantojamo slāpekļa savienojumu daudzums ir palielināts, vienlaicīgi palielināts ir arī augu barības elementu izskalošanās risks.

Fosfors augsnē un ūdenī sastopams organisko un neorganisko savienojumu formā (Sharpley and Rekolainen, 1997; Nikodemus et al., 2008). Augiem izmantojami ir ūdenī šķīstošie neorganiskie fosfātjoni: PO_4^{3-}, $H_2PO_4^-$ un HPO_4^{2-} (Leinweber et al., 2002; Merrington et al., 2002). Augsnes ūdens erozijas rezultātā tiek noskalots ar augsnes daļiņām un organisko vielu saistītais fosfors (Campbell and Edwards, 2001; Leinweber et al., 2002). Virszemes noteces veidojas gadījumos, kad izteikta reljefa apstākļos intensīvu lietusgāžu vai sniega kušanas ūdeņi nespēj infiltrēties augsnē (Šķiņķis, 1986; Sharpley and Rekolainen, 1997). Tādā veidā no lauksaimniecībā izmantotajām zemēm tiek izskaloti 60 – 90% fosfora (Pietilainen and Rekolainen, 1991; Sharpley et al., 1992; Catt et al., 1998). Lai gan lielākajā daļā gadījumu P iznese no augsnes notiek ar virszemes nevis pazemes noteci, ir atsevišķi reģioni (Florida, Rietumaustrālija, Nīderlande), kuros novērota pastiprināta P izskalošanās ar drenu ūdeņiem (Sharpley and Rekolainen, 1997). Drenu ūdeņos saistītais fosfors nonāk lietus ūdenim strauji plūstot cauri augsnes profilam pa makroporām un plaisām (Leinweber et al., 2002).

Monitoringa objektos ievākto ūdeņu paraugu analīžu rezultātos konstatētā fosfātjonu ($P\text{-}PO_4^{3-}$) procentuālā attiecība pret P_{kop} ir mainīga. Bērzē sateces baseina izpētes līmenī attiecība ir 76%, drenu lauka līmenī 71%. Paaugstinātas fosfātjonu koncentrācijas skaidrojamas ar līdzenam reljefam raksturīgo noteces veidošanās specifiku, kad virszemes notece sastopama reti un galvenais ūdenī šķīstošos fosfātjonus transportēšanas mehānisms ir vertikāla ūdens kustība cauri augsnes profilam. Mellupītē drenu sistēmas izpētes līmenī procentuālā attiecība ir 63%, kamēr sateces baseinā vien 51%, šajā līmenī izteiktāka kļūst virszemes noteces ietekme un tādējādi arī saistītā veidā esošā fosfora īpatsvars ūdenī. Vienziemītē gan sateces baseina, gan drenu sistēmu izpētes līmeņos $P\text{-}PO_4^{3-}$ procentuālā attiecība pret P_{kop} ir līdzīga, attiecīgi 50% un 54%, kas saistīts ar ekstensīvas lauksaimniecības praktizēšanu un izteikta reljefa apstākļiem šajā pētniecības objektā.

Noteiktos apstākļos slāpekļa un fosfora savienojumu mijiedarbība var kļūt par eitrofikācijas iemeslu. Aļģu attīstībai optimāla N un P daudzuma savstarpējā attiecība ūdenī ir 16:1, kas ir pazīstama kā Redfielda attiecība. Ievērojami zemāka N : P attiecības gadījumā slāpeklis ir limitējošais aļģu attīstības elements, savukārt, pie augstākas N : P attiecības par limitējošo kļūst fosfors (Merrington et al., 2002; HELCOM, 2009). Tiek uzskatīts, ka ūdens kvalitātes pasliktināšanās notiek, ja P_{kop} koncentrācijas ūdenī pārsniedz 0.05 mg l^{-1} un Redfielda attiecība N : P ir 20 : 1 vai zemāka. Taču eitrofikācijas procesu iespējamību ietekmē ne tikai N un P attiecība ūdenī, bet arī citu vides faktoru mijiedarbība, t.sk., ūdens sāļums, temperatūra, dziļums un gaismas klātbūtne (Pierzynski et al., 2000).

Mellupītes drenēto izmēģinājuma lauciņu līmenī vidējā pētījuma periodā novērotā N_{kop} : P_{kop} koncentrāciju attiecība variē no 157 :1 normālas minerālmēslojuma devas lauciņu notecē līdz 467 : 1 dubulta minerālmēslojuma izkliedes lauciņu notecē. Monitoringa staciju drenu lauku līmenī vidējā N_{kop} : P_{kop} koncentrāciju attiecība ir robežās no 50 : 1 Vienziemītē līdz 381 : 1 Bērzes drenu lauka notecē. Mazo sateces baseinu līmenī zemākā N_{kop} : P_{kop} koncentrāciju attiecība konstatēta Vienziemītē (67 : 1), augstākā Mellupītes sateces baseina notecē 116 : 1. Rezultāti norāda, ka ekstensīvos lauksaimniecības apstākļos Vienziemītes monitoringa stacijas teritorijā N_{kop} : P_{kop} koncentrāciju attiecība ir zemāka nekā intensīvas lauksaimniecības platībās Bērzē un Mellupītē, kas ir saistīts ar izteikti zemām N_{kop} koncentrācijām Vienziemītes monitoringa stacijas izpētes līmeņu notecēs. Bērzes upes daļbaseinos N_{kop} : P_{kop} koncentrāciju attiecība variē salīdzinoši plašā diapazonā, no 26: 1 lejpus Dobeles pilsētas notekūdeņu attīrīšanas iekārtām līdz 108 : 1 Ālaves upes daļbaseinā, kuram raksturīga intensīva lauksaimnieciskā darbība. Dobeles attīrīto notekūdeņu ievadīšana Bērzes upē ir cēlonis paaugstinātām P savienojumu koncentrācijām upes ūdenī (vidējā P_{kop} koncentrācija – 0.107 mg l^{-1}), kas pārsniedz iepriekšminēto aļģu un citu ūdensaugu attīstībai nepieciešamo minimālo P_{kop} koncentrāciju robežu 0.05 mg l^{-1}.

Analizējot sateces baseinu un drenu ūdeņu biogēno elementu vērtības, noteikti jāņem vērā monitoringa līmeņu specifika. Proti, atšķirībā no sateces baseina, drenu ūdeņi uzskatāmi par augsnes šķīdumu, kurā aiztures procesi praktiski nenotiek.

3.4.1. Drenētu izmēģinājumu lauciņu līmenis

Pētījums par drenu ūdeņu kvalitāti veikts Mellupītes lauksaimniecības noteču monitoringa stacijā, kur izmēģinājumu lauciņu līmenī noteikta augu barības vielu izskalošanās atkarībā no augu sekas un mēslošanas režīma. Šajā pētniecības līmenī iespējams noteikt dažādu kultūraugu spēju izmantot augsnē esošos augu barības elementus un tādējādi arī ietekmi uz biogēno elementu izskalošanos. Analizējot biogēno elementu noplūdi noteikti jāņem vērā meteoroloģiskie apstākļi pētāmajā teritorijā. Notece no 16 izmēģinājuma lauciņiem (0.12 ha katrs) tiek novadīta uz monitoringa stacijas mēriekārtām – svārstīgiem kausiņiem, ūdens paraugu ņemšana hidroķīmiskajām analīzēm tiek veikta automātiski proporcionāli caurplūdumam. Ūdeņu sastāva (N_{kop} un P_{kop}) dati iegūti laika posmā no 1996. līdz 2010. gadam.

Ik gadu izmēģinājuma lauciņos tiek izmantoti pieci mēslošanas režīmi – nemēslots lauks (MA), normāla (MB) un dubulta (MC) minerālmēslojuma deva, kūtsmēsli (MD) un šķidrmēslojums (ME). Uz lauciņiem izkliedētā minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma dati doti 3.7. tabulā. Iestrādātā mēslojuma daudzums ir atkarīgs no augu sekā izvēlētā kultūrauga prasībām.

No 3.7. tabulas var secināt, ka augu sekā tiek izmantoti dažādi kultūraugi, kas raksturīgi gan industriālajai (konvencionālajai) lauksaimniecības sistēmai (mieži, kvieši, rapsis), gan bioloģiskajai lauksaimniecībai (auzas, āboliņš, zirņi). Pirms šķidrmēslojuma un kūtsmēslu izkliedes uz attiecīgajiem izmēģinājuma lauciņiem reizi 2 – 3 gados tika ņemti paraugi un analizēts to ķīmiskais sastāvs. Analīžu rezultāti dod iespēju aprēķināt ar organisko mēslojumu izkliedēto biogēno elementu daudzumu. Uz šķidrmēslojuma lauciņiem izkliedētā deva atbilst vidēji 100 kg N ha^{-1} un 72 kg P_2O_5 ha^{-1}, savukārt, pielietotais kūtsmēslu apjoms atbilst 124 kg N ha^{-1}un 100 kg P_2O_5 ha^{-1}, kas ir gandrīz līdzvērtīgi dubulta minerālmēslojuma devai.

3.7. tabula

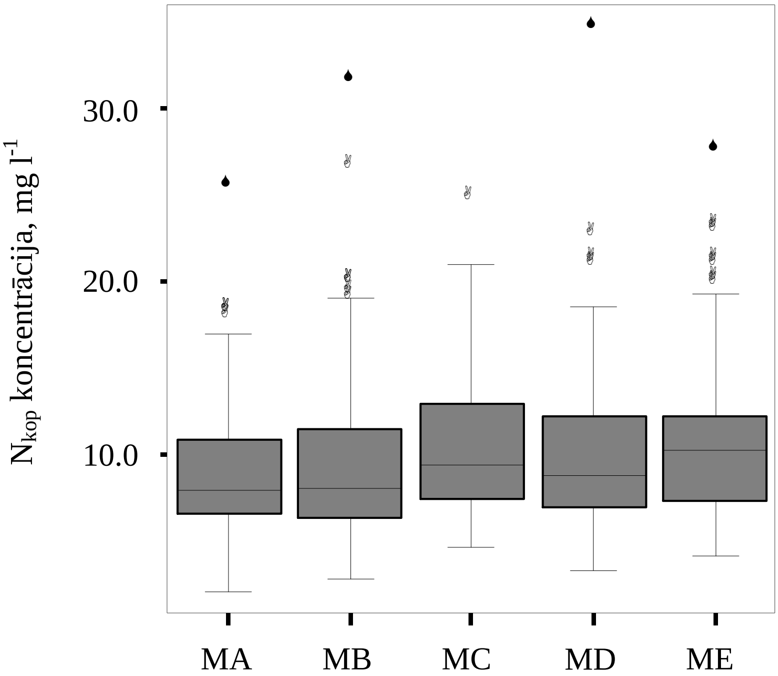
Kultūraugu rotācija un minerālmēslojuma devas izmēģinājuma lauciņos

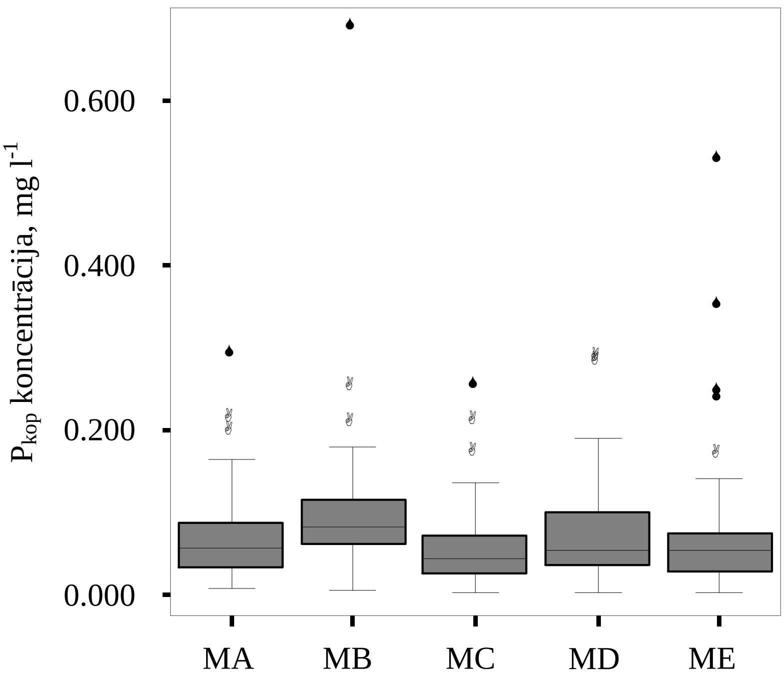
Gads	Kultūraugs	Normāla mēslojuma deva		Dubulta mēslojuma deva	
		N	P_2O_5	N	P_2O_5
		Minerālmēslojums, kg ha^{-1}			
1996	auzas + āboliņš	50	69	100	138
1997	āboliņš	-	-	-	-
1998	ziemas kvieši	70	46	140	92
1999	vasaras mieži	70	46	140	92
2000	ziemas rapsis	80	46	160	92
2001	zirņi	8	40	16	80
2002	vasaras mieži	12	46	24	92
2003	mieži + āboliņš	60	69	120	138
2004	āboliņš	-	-	-	-
2005	ziemas kvieši	30+60	46	30+120	92
2006	vasaras mieži	80	69	160	138
2007	ziemas rapsis	80	46	160	92
2008	ziemas kvieši	70	46	140	92
2009	vasaras mieži	80	69	160	138
2010	ziemas kvieši	70	46	140	92

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Augu barības vielu aprite augsnē ir atkarīga no izmēģinājuma lauciņos pielietotā mēslojuma režīma. Uz minerālmēslojuma lauciņiem izkliedētais mēslojums ūdenī ātri šķīst un ir viegli pieejamas kultūraugiem (Havlin et al., 2005). Negatīvais aspekts no ūdeņu piesārņošanas viedokļa ir saistīts ar šādu formu kustīgumu augsnē, tās ātri izskalojas cauri augsnes profilam. Šķidrmēslojumā esošais N pārsvarā ir amonija jonu veidā, kas ir ātri izmantojams augiem augšanas procesā, taču to pielietošana palielina izskalošanās risku, ņemot vērā amonija jonu transformāciju nitrifikācijas reakciju ietvaros par nitrātjoniem. Kūtsmēslos lielākā daļa N un P ir organisko savienojumu formā un augiem tiešā veidā nav pieejama, to mobilizācija par šķīstošajiem neorganiskajiem savienojumiem un izskalošanās norit pakāpeniski un lēnām (Merrington et al., 2002; Havlin et al., 2005). Kūtsmēslu pielietošana kultūraugu mēslošanā var radīt P pārpalikumu, kam ir tendence akumulēties augsnē, tādējādi atstājot ilgtermiņa ietekmi (Merrington et al., 2002). Izkliedējot organisko mēslojumu uz lauka jāņem vērā, ka daļa mēslos esošā N kļūst augiem neizmantojama, kā arī netiek pakļauta izskalošanās procesiem. Tas saistīts ar amonjaka zudumiem iztvaikojot. Šos zudumus var samazināt pēc iespējas ātrāk iestrādājot sķidrmēslus un kūtsmēslus augsnē.

Lai salīdzinātu dažādiem mēslojuma režīmiem raksturīgās biogēno elementu koncentrācijas, 3.5. attēlā apkopotas minimālās, 25% kvartiles, mediānas, 75% kvartiles, maksimālās un ekstremālās N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju vērtības. Dažādos mēslojuma režīmos konstatētās koncentrācijas norāda par biogēno elementu pārpalikumu augsnē, kas netiek izmantots kultūraugu attīstībā un ir pakļauts izskalošanās riskam (3.5. attēls).





MA – nemēslots lauks; MB – normāla minerālmēslojuma deva;
MC – dubulta minerālmēslojuma deva; MD – kūtsmēsli; ME – šķidrmēslojums.

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.5. att. N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas izmēģinājuma lauciņu notecē (1996. – 2010.g.).

Analizējot N_{kop} koncentrāciju vērtības var secināt, ka MA gadījumā salīdzinājumā ar citiem mēslošanas režīmiem ir novērota zemākā minimālā, maksimālā, kā arī vidējā vērtība (9.13 mg l^{-1}), tajā pašā laikā sastopami atsevišķi ekstrēmi. Palielinoties izkliedētā minerālmēslojuma apjomam augstākas kļūst arī minimālās, maksimālās un vidējās koncentrācijas MB un MC režīmos, vidējā vērtība MB ir 9.61 mg l^{-1}, MC – 10.54 mg l^{-1}. Organiskā mēslojuma pielietošanas lauciņos spriežot pēc vidēji izkliedētā N apjoma, kūtsmēslu izmēģinājuma lauciņos vajadzētu būt augstākām koncentrācijām nekā šķidrmēslojuma, taču 3.5. attēlā redzamie dati un aprēķinātās vidējās vērtības, attiecīgi MD – 10.45 mg l^{-1} un ME – 10.96 mg l^{-1} to neapstiprina. Tas skaidrojams ar specifiskajā organiskajā mēslojumā dominējošo N formu jūtību pret izskalošanos. Kūtsmēslos esošā organiskā N mobilizācijā noris ilgāku laika periodu nekā šķidrmēslos, turklāt šķidrmēslojumā N pārsvarā ir amonija jonu veidā, kas vieglāk pakļaujas pārvērtībām uz citām N formām (nitrifikācija) un izskalošanai.

Kopējā fosfora koncentrācijas izmēģinājuma lauciņu ūdeņos neparāda tik izteiktu saistību ar pielietotā mēslojuma veidu un devām kā kopējā slāpekļa novērojumi. MA un MB mēslojuma režīmu lauciņos konstatētās koncentrācijas atbilst izkliedēto minerālmēslu apjomam, proti, vidējā koncentrācija MA ir 0.067 mg l^{-1}, kas ir zemāka nekā MB – 0.096 mg l^{-1}. Skaidrojumam nepakļaujas dubultu minerālmēslojuma lauciņa koncentrācijas, kas ir ievērojami zemākas nekā normāla minerālmēslojuma devas lauciņos, vidējā P_{kop} koncentrācija ir 0.056 mg l^{-1}. Vidējā koncentrācija ir pat zemāka nekā nemēslotā lauciņā konstatētā. Šīs neadekvātās situācijas skaidrojumam nepieciešama detalizētāka analīze, iespējams P_{kop} izskalošanos būtiski ietekmē izmēģinājuma lauciņu mikroreljefs. Savukārt, kūtsmēslu un šķidrmēslu pielietošanas lauciņi apstiprina organiskā mēslojuma veidu satura īpatnības, kur kūtsmēsli satur vairāk fosfora nekā šķidrmēsli, līdz ar to izskalošanās MD ir nozīmīgāka.

Lai noteiktu pētījuma periodā novēroto koncentrāciju atšķirību būtiskumu izmēģinājuma lauciņos, ūdens paraugu testēšanas rezultāti tika analizēti izmantojot Manna-Vitneja U testu. Konstatēto koncentrāciju salīdzinājums apkopots 3.8. tabulā.

3.8. tabula

Izmēģinājuma lauciņu N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju atšķirību būtiskums pēc Manna-Vitneja U testa kritērijiem (1996. – 2010.g.)

Mēslojuma režīms	MA	MB	MC	MD	ME
N_{kop} koncentrācija					
MA	1				
MB	0.82	1			
MC	**0.02**	**0.04**	1		
MD	0.11	0.19	0.51	1	
ME	**0.01**	**0.03**	0.87	0.32	1
P_{kop} koncentrācija					
MA	1				
MB	**0.00**	1			
MC	0.08	**0.00**	1		
MD	0.58	**0.02**	**0.04**	1	
ME	0.24	**0.00**	0.51	0.14	1

Izceltas vērtības, kas norāda par būtisku koncentrāciju atšķirību izmēģinājuma lauciņos, $p < 0.05$.

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Pēc Manna-Vitneja U testa pielietošanas iespējams secināt, ka nemēsloto lauciņu N_{kop} koncentrācijas būtiski atšķiras no dubultas minerālmēslojuma devas un šķidrmēslojuma lauciņos konstatētajām, tāpat par būtiskām koncentrāciju atšķirībām norāda Manna-Vitneja U rādītāji normāla minerālmēslojuma lauciņus salīdzinot ar dubulta mēslojuma un šķidrmēslojuma lauciņiem. Pārējos gadījumos koncentrāciju atšķirības ir nebūtiskas.

P_{kop} koncentrāciju savstarpējais salīdzinājums dod atšķirīgus rezultātus. Šķidrmēslojuma lauciņos novērotās koncentrācijas būtiski atšķiras tikai no normāla mēslojuma devu reprezentējošajiem lauciņiem. Nemēsloto lauciņu P_{kop} koncentrācijas būtiski atšķiras tikai no normāla mēslojuma lauciņos noteiktajām.

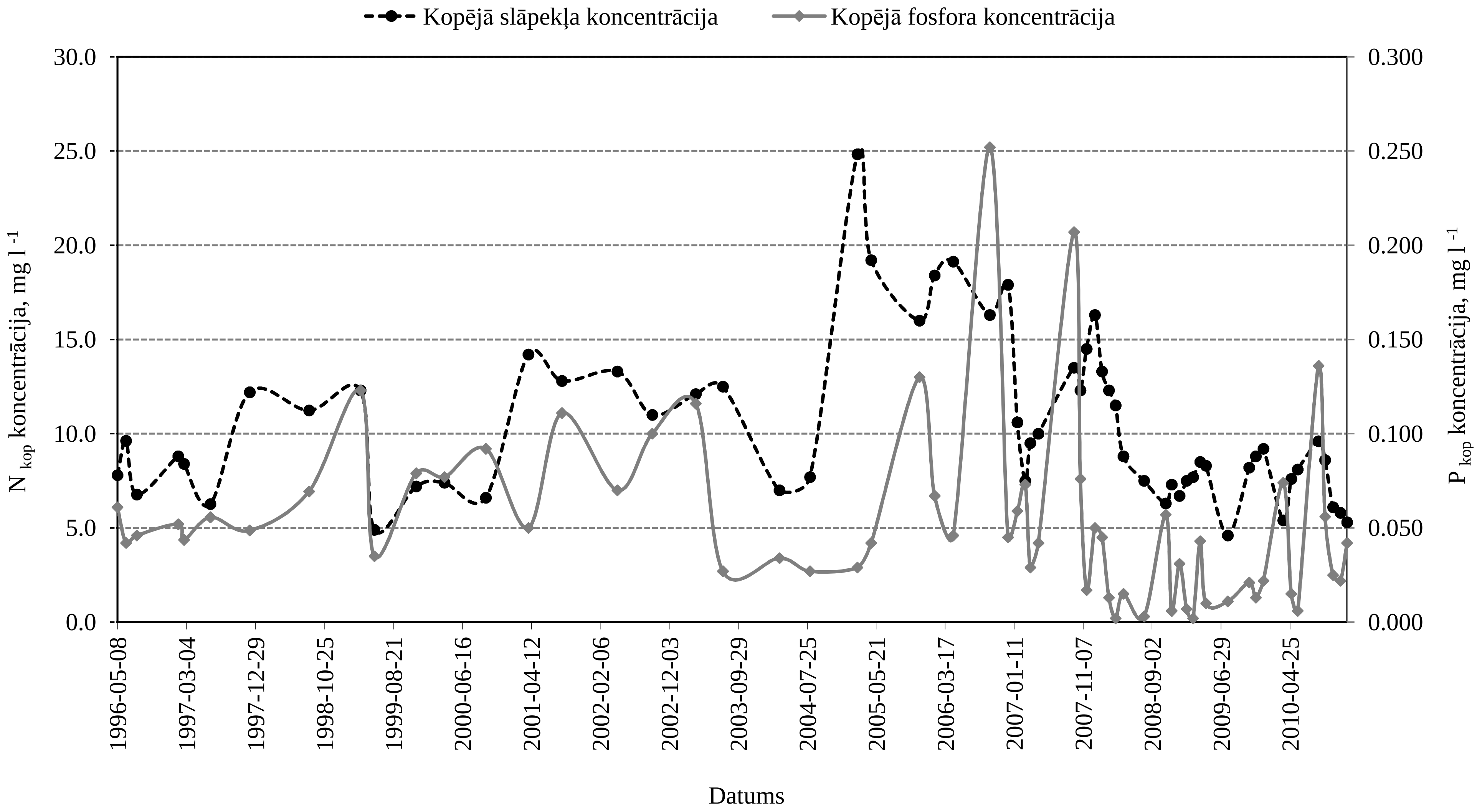
Gadījumi, kuros novērotās koncentrācijas atšķiras nebūtiski, norāda par līdzīgu biogēno elementu izskalošanās modeli. Taču gadījumos, kad sastopamas būtiskas atšķirības, augu barības elementu zudumi drenu ūdeņos ir dažādi un tiem piemīt mainīgs raksturs.

Izmēģinājuma lauciņos MA, MB, MC, un MD novērotā $N\text{-}NO_3^-$ procentuālā attiecība pret N_{kop} drenu ūdeņos ir 91 – 92%, šķidrmēslu izkliedes lauciņā attiecībā ir nedaudz lielāka – 94%. Turpretim virszemes noteces izmēģinājuma laukā iepriekšminētā procentuālā attiecība ir ievērojami mazāka 54%. Tā kā virszemes notece ir saistīta ar fosfora transporta mehānismu, tad noteikti jāizvērtē $P\text{-}PO_4^{3-}$ procentuālā attiecība pret P_{kop}. Šajā gadījumā tā ir 69%. Tātad Mellupītes sateces baseinā ar virszemes noteci fosfors tiek izskalots galvenokārt šķīstošo fosfātjonu formā. Virszemes notecei raksturīgā vidējā N_{kop} koncentrācija ir 6.53 mg l^{-1}, P_{kop} 0.548 mg l^{-1}.

Dubulta minerālmēslojuma režīmu reprezentējošie lauciņi un tajos izkliedētā mēslojuma devas var tikt uzskatītas par raksturīgām vidēji intensīvas lauksaimnieciskās ražošanas apstākļiem Latvijā. Tādēļ vērtējot augu sekas ietekmi uz biogēno elementu koncentrācijām ūdenī par piemēru izvēlēts tieši šis mēslošanas režīms (3.6. attēls).

Izvērtējot dubulta minerālmēslojuma režīma izmēģinājuma lauciņos konstatētās N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas ūdenī, novērojamas sekojošas tendences :

- āboliņa augu seka tā augšanas laikā samazina kopējā slāpekļa izskalošanos, taču āboliņa iearšana sējas gadā ievērojami papildina N daudzumu augsnē un veicina N izskalošanos nākošās augu sekas laikā, piemēram, 1997. un 2004. gads;
- ziemas rapsis efektīvi patērē augu barības elementus, ko sekmē ilgais veģetācijas perioda laiks (~ 330 dienas), līdz ar to notecē samazinās kopējā slāpekļa koncentrācijas;
- 2005. gadā novēroto augsto N_{kop} koncentrāciju (24.83 mg l^{-1}) ir ietekmējuši divi faktori. Pirmkārt, ūdeņu paraugs ir akumulējusies ziemas mēnešos, kad iesētie ziemas kvieši augsnē esošos slāpekļa savienojums uzņemt nespēj, otrkārt, āboliņš kā priekšaugs, kas spēj saistīt N no atmosfēras un fiksēt to augu saknēs, veicināja N uzkrāšanos augsnē. Viens hektārs āboliņa gada laikā var saistīt 56 - 336 kg slāpekļa (Havlin et al., 2005);
- 2006. gadā konstatētā paaugstinātā N_{kop} koncentrācija ūdenī (19.13 mg l^{-1}) reprezentē pavasara palu ietekmi, savukārt, augstākā pētījuma periodā novērotā P_{kop} vērtība (0.252 mg l^{-1}) raksturo noteces sākuma periodu pēc vasaras sausuma, kad augsne ir izžuvusi un tajā veidojas plaisas. Augusta mēnesī izkritušie nokrišņi (132.6 mm, kas ir 23% no gada normas) sekmēja P izskalošanos no augsnes.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.6. att. N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju izmaiņas ūdenī dubultas minerālmēslojuma devas pielietošanas laucinos (1996. – 2010.g.).

3.4.2. Drenu lauka līmenis

Drenu ūdeņu kvalitātes datu izpētes rezultāti atspoguļo lauksaimniecībā izmantotā minerālā un organiskā mēslojuma apjoma ietekmi. Monitoringa stacijās novēroto slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju datu kopām raksturīgie statistiskie rādītāji apkopoti 3.9. tabulā.

3.9. tabula

Drenu lauku N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju datu kopu aprakstošā statistika (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
Parametrs	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}
Paraugu skaits	162	162	154	154	191	191
Aritmētiskais vidējais (mg l^{-1})	11.83	0.063	7.18	0.070	1.56	0.042
Standartkļūda	0.74	0.01	0.21	0.01	0.08	0.00
Variācijas koeficients (%)	80	121	36	144	69	98
Asimetrija	6.12	2.84	0.78	7.35	2.78	5.51
Ekscess	54.66	9.61	1.51	72.50	11.05	45.47
Minimums (mg l^{-1})	0.06	0.005	1.60	0.003	0.32	0.005
Maksimums (mg l^{-1})	102.70	0.473	16.80	1.106	7.50	0.433
Kvartiles 25 (mg l^{-1})	7.55	0.021	5.60	0.023	0.90	0.021
50 (mg l^{-1})	10.20	0.031	6.85	0.050	1.22	0.033
75 (mg l^{-1})	14.20	0.074	8.51	0.091	1.90	0.051

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

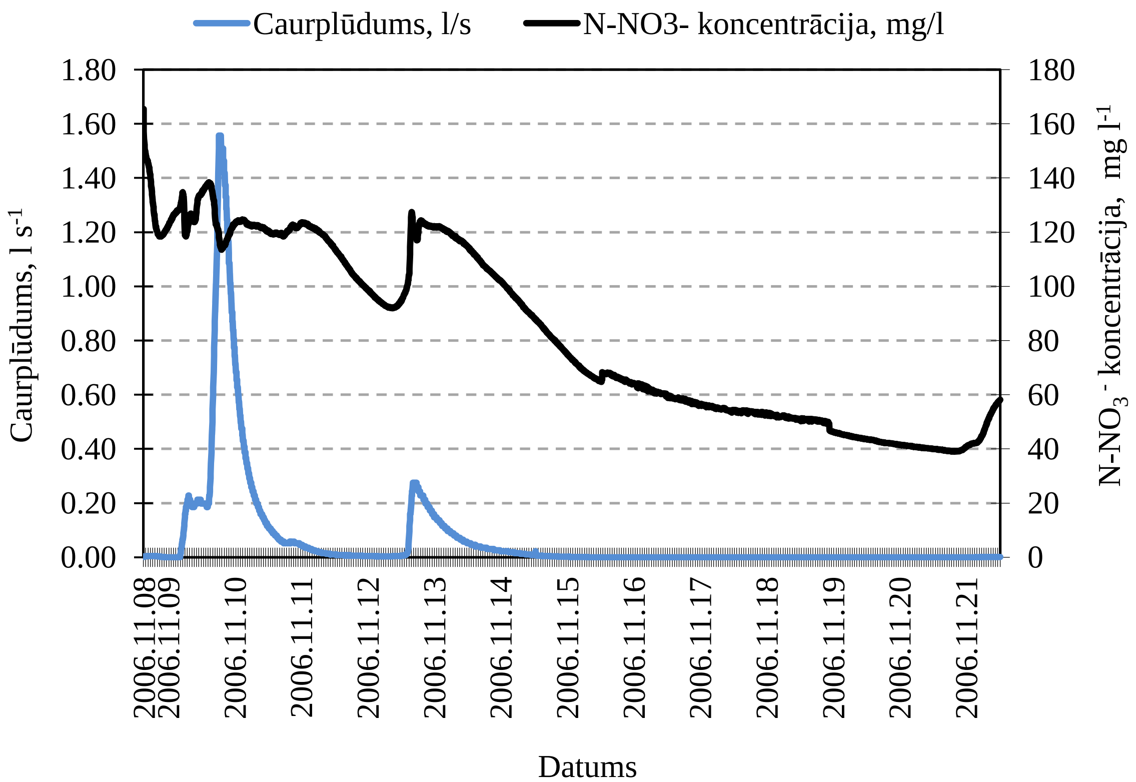
Bērzes un Mellupītes monitoringa staciju teritoriju raksturojošās vidējās N_{kop} vērtības parāda vairākkārt lielāku piesārņojumu salīdzinājumā ar Vienziemīti. Vidējā vērtība Bērzē ir 11.83 mg l^{-1}, Mellupītē – 7.18 mg l^{-1}, Vienziemītē – 1.56 mg l^{-1}. Augstākā vidējā P_{kop} koncentrācija šajā monitoringa līmenī aprēķināta Mellupītes drenu sistēmas datu kopai - 0.070 mg l^{-1}, Bērzē - 0.063 mg l^{-1}, Vienziemītē - 0.042 mg l^{-1}. Datu kopu analīze ar Manna-Vitneja U testu liecina, ka drenu lauka līmenī N_{kop} koncentrācijas atšķiras būtiski (p=0.00). P_{kop} koncentrāciju salīdzinājumā lauksaimniecības intensitātes ietekme neatspoguļojas. Būtiski atšķiras Mellupītes un Vienziemītes koncentrācijas, turpretim Bērzes – Mellupītes (p=0.19) un Bērzes – Vienziemītes (p=0.22) P_{kop} koncentrācijas savstarpēji atšķiras nebūtiski.

Variācijas koeficients, kas izteikts procentos norāda, ka Bērzes drenu laukā N_{kop} ūdeņu koncentrāciju vērtības vidēji ir vairāk izkliedētas ap aritmētisko vidējo nekā Mellupītē un Vienziemītē. Variācijas koeficienta rādītājus Bērzē šajā gadījumā ietekmē vairākas augstās N_{kop} vērtības (102.70 mg l^{-1}, 45.10 mg l^{-1}, 37.80 mg l^{-1}). P_{kop} variācijas koeficientu vērtības monitoringa stacijās ir augstākas nekā N_{kop} gadījumā, jo fosfors relatīvi cieši saistās ar augsnes daļiņām un izskalošanās, galvenokārt, ir saistīta ar gadījuma rakstura virszemes noteces radītu augsnes eroziju. Augstākais variācijas koeficients ir aprēķināts Mellupītes drenu lauka P_{kop} datu kopai, tātad konkrētajam izpētes līmenim ir raksturīga novēroto P_{kop} koncentrāciju izkliede plašā diapazonā ap aritmētisko vidējo rādītāju. Tas skaidrojams ar virszemes noteces novadīšanu drenu sistēmā caur filtraku, ūdens plūsmai nesot līdzi augsnes ūdens erozijas produktus

Mellupītes drenu lauka N_{kop} asimetrijas koeficients (0.78) raksturo, ka datu kopas vērtības ir vienmērīgi izkliedētas gan augto, gan zemo koncentrāciju virzienā, kas apstiprina, ka šī datu kopa atbilst normālajam sadalījumam. Bērzes un Vienziemītes N_{kop} asimetrijas koeficienti parāda pozitīvu asimetriju jeb koncentrāciju lielākā daļa ir zemākas nekā aritmētiskais vidējais. P_{kop} asimetrijas koeficienti visās monitoringa stacijās ir izteikti pozitīvi – koncentrāciju lielākais skaits novirzījies zemo vērtību virzienā.

Kvartiles sadala datu rindas vērtības četrās vienādās daļās. 25% kvartile parāda to vērtību, līdz kurai atrodas 25% no visām vērtībām, sākot ar minimālo. 50% kvartile sakrīt ar mediānu, 75% vērtību no novērojumiem raksturo attiecīgi 75% kvartile. Aprēķinātās kvartiles sniedz detalizētāku ieskatu procentuālajā datu kopas sadalījumā (Helsel and Hirsch, 2002).

Konstatētā P_{kop} maksimālā vērtība visaugstākā ir Mellupītes drenu laukā (1.106 mg l^{-1}), kur izbūvēts virszemes noteces uztvērējs. N_{kop} koncentrāciju maksimālā vērtība drenu lauku līmenī Bērzes stacijā (102.70 mg l^{-1}) vairākkārt pārsniedz atbilstošās vērtības Mellupītē (16.80 mg l^{-1}) un Vienziemītē (7.50 mg l^{-1}). Kā iemesls maksimālo koncentrāciju iespējamībai var tikt minēts paaugstināts augsnē esošā minerālā slāpekļa apjoms, kas sausu apstākļu ietekmē nav ticis izmantots kultūraugu attīstībā. Turklāt, augsnei vasarā strauji izžūstot veidojās dziļas makroskopiskas plaisas, kuru dziļums sasniedz 30 - 35 cm. Plaisas veicina nokrišņu ātru nonākšanu drenu sistēmā. Šādas situācijas piemērs ir konstatēts Bērzes drenu laukā 2006. gada rudenī, kad novērota iepriekšminētā maksimālā koncentrācija (3.7. attēls).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.7. att. $N\text{-}NO_3^-$ ekstremālās koncentrācijas Bērzes drenu lauka notecē (08.11.2006 – 21.11.2006).

Izmantojot tradicionālās ūdens paraugu ņemšanas metodes, piemēram, proporcionāli caurplūdumam vai pēc nejaušības principa, ir neiespējami noteikt īslaicīgas slāpekļa savienojumu izmaiņas, analizēt to gaitu un cēloņsakarības. Tādēļ nepārtrauktiem ūdens līmeņu un nitrātjonu ($N\text{-}NO_3^-$) koncentrāciju mērījumiem tiek izmantota daudzparametru zonde - YSI 6920 V2. Mērījumi veikti ar 5 minūšu intervālu aktīvas hidroloģiskās darbības periodā rudenī, kad novērojamas lielākās slāpekļa savienojumu noplūdes.

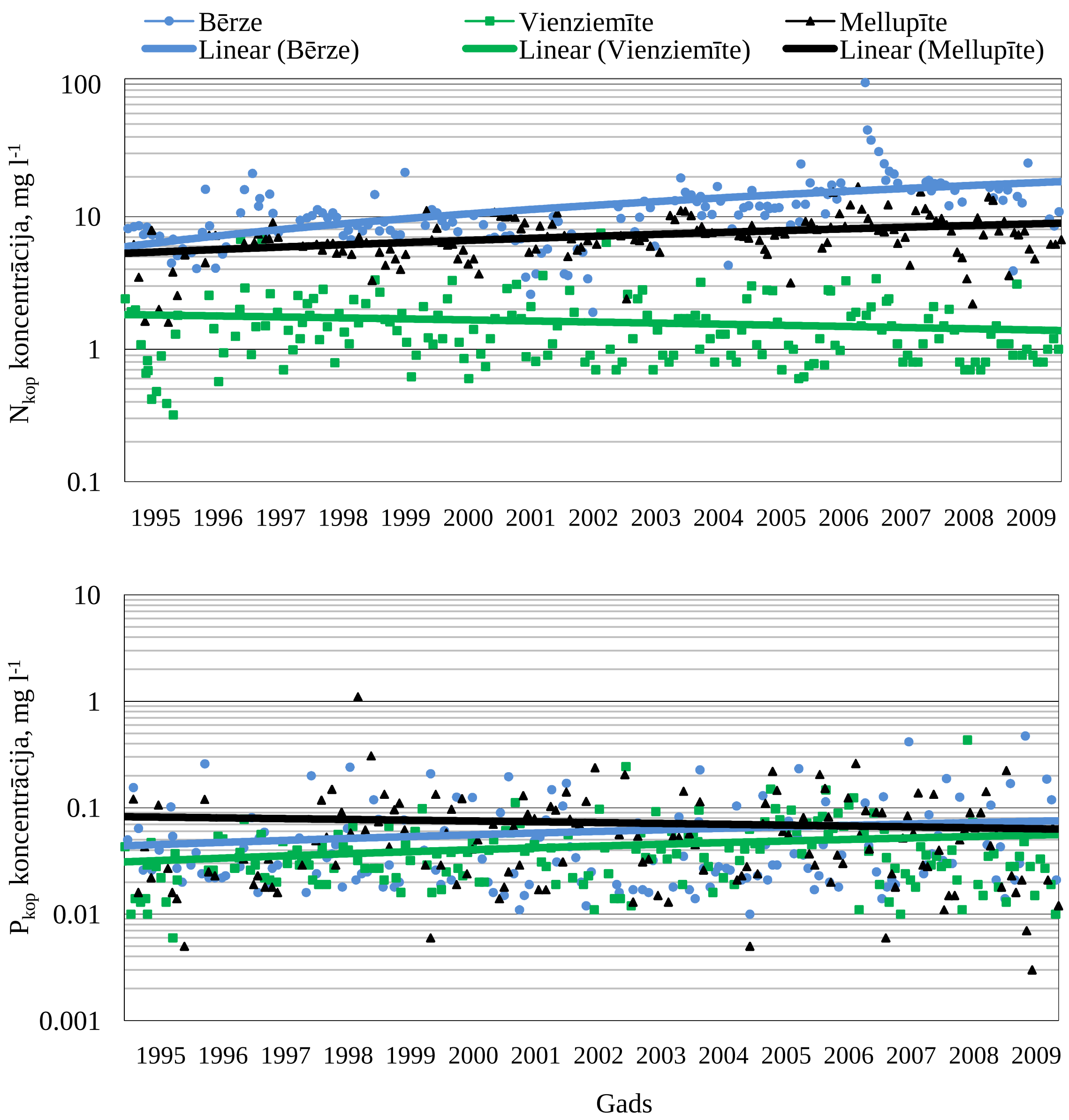
Drenu noteces sākumā zondes nitrātu sensors uzrādīja pārsteidzoši augstas koncentrācijas, vairāk nekā 150 mg l^{-1} $N\text{-}NO_3^-$. Nākošajās divās nedēļas nitrātu saturs pazeminājās līdz 40 mg l^{-1}, kas aptuveni sakrita laboratorijas ūdens analīzēs noteikto $N\text{-}NO_3^-$ koncentrāciju 41.6 mg l^{-1}, kas dod pamatu domāt, ka zondes konstatētās vērtības atbilst reālai ūdeņu kvalitātei. Iegūtie rezultāti pamato nitrātjonu un citu savienojumu izskalošanās no augsnes riska pieauguma nākotnē, jo klimata mainības attīstības scenāriji mūsu reģionam prognozē augstākas temperatūras vasarā un ziemā.

2006. gada rudenī Bērzes monitoringa objekta teritorijā VSIA „Agroķīmisko pētījumu centrs” augšņu monitoringa programmas ietvaros ievāca augsnes paraugus, kuros tika noteikts paaugstināts augsnē esošā minerālā slāpekļa daudzums. 2007. gada pavasarī veiktajās augsnes analīzēs konstatēts pazemināts augsnē esošā minerālā slāpekļa daudzums, kas skaidrojams ar iepriekšminēto slāpekļa savienojumu izskalošanos.

Noteces un biogēno elementu saistību var raksturot izmantojot Spīrmena rangu korelācijas koeficientu. Šādā kontekstā pieminēšanas vērti ir tikai statistiski ticamie koeficienti, tāpēc statistiski neticamie korelācijas koeficienti netiek norādīti. Noteces un koncentrāciju savstarpējo saistību salīdzināšanai izmantotas mēnešiem raksturīgās akumulētā noteces slāņa un koncentrāciju vērtības. Bērzes drenu laukā pētījumu periodā (1995. – 2010.g.), neņemot vērā sadalījumu mēnešos, konstatēta zema saistība starp noteci un P_{kop} koncentrācijām, Spīrmena rangu korelācijas koeficients (r_s) ir 0.21. Mēnešu griezumā vienīgā statistiski ticamā korelācija starp noteci un P_{kop} koncentrācijām ir pētījuma perioda februāra mēnešiem, r_s=0.67. Koeficients norāda, ka palielinoties notecei attiecīgajā mēnesī palielinās arī P_{kop} koncentrācijas. Mellupītē statistiski ticama un salīdzinoši augsta korelācija N_{kop} koncentrācijām ar noteci ir novērota jūnijā un oktobrī, r_s attiecīgi 0.62 un -0.73, P_{kop} koncentrāciju gadījumā maijā (r_s=0.55) un oktobrī (r_s=-0.73). Negatīvs korelācijas koeficients nosaka, ka palielinoties notecei N_{kop} koncentrācijās samazinās. Rudenī ierasti augsnē ir maz slāpekļa savienojumu (patērēti veģetatīvai augšanai un augļu attīstībai) un liela notece (izteikta atšķaidīšanās), šādos apstākļos samazinās N_{kop} koncentrācijas ūdeņos. Vienziemītes drenu laukā N_{kop} koncentrācijas un notece korelē janvārī, februārī, aprīlī un augustā, visos gadījumos $r_s > 0.59$, savukārt, neņemot vērā mēnešu sadalījumu, korelācija starp mainīgajiem ir statistiski ticama un salīdzinoši augsta (r_s=0.49). Augstie korelācijas koeficienti Vienziemītē ir saistīti ar augsnes granulometrisko sastāva īpašībām. Mālsmilts augsnē ūdenscaurlaidība ir augstāka nekā mālainās augsnēs, ūdens ātri infiltrējās cauri augsnes profilam veidojot noteci, līdz ar to ūdenī šķīstošie nitrātjoni tiek viegli izskaloti.

Ilgtermiņā apkopotie lauksaimniecības noteču monitoringa ūdeņu ķīmiskā sastāva analīžu rezultāti sniedz iespēju izvērtēt biogēno elementu koncentrāciju mainības raksturu. 3.8. attēlā grafiski attēlotas pazīmes, šajā gadījumā kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju, lineārās attīstības tendences pētījuma periodā.

Tā kā monitoringa vietām raksturīga dažāda lauksaimnieciskās darbības intensitāte, tad novērojami atšķirīgi biogēno elementu izskalošanās trendi. Trendu noteikšanai izmantots Manna-Kendala tests, kurš norāda ūdeņu kvalitatīvo rādītāju mainības virzienu. Iespējami pozitīvi un negatīvi trendi, kā monotons trenda neesamība.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.8. att. Biogēno elementu koncentrāciju ilgtermiņa mainība drenu lauku notecēs (1995. – 2009.g.).

Laika posmā no 1995. līdz 2009. gadam Bērzes un Mellupītes monitoringa staciju drenu laukos konstatēts N_{kop} koncentrāciju statistiski būtisks ($p < 0.05$) pozitīvs trends, Manna-Kendala S vērtība attiecīgi, 4452 un 2493, kamēr Vienziemītē noteikts statistiski nebūtisks ($p = 0.08$) negatīvs trends (Manna-Kendala S = -1439). Vienziemītes koncentrāciju trends norāda, ka vēsturiski šajā teritorijā ir bijusi intensīvāka lauksaimnieciskā darbība un esošā ražošana papildus N piesārņojumu nerada. Bērzē un Mellupītē lauksaimnieciskā ražošana turpina intensificēties.

P_{kop} koncentrācijām netiek novēroti tik izteikti trendi kā N_{kop} analīzē. Bērzē un Mellupītē novēroti statistiski nebūtiski ($p > 0.05$) trendi, savukārt, Vienziemītei raksturīgs statistiski būtisks pozitīvs trends (Manna-Kendala S = 1493). Pozitīvais P_{kop} koncentrāciju trends ir saistīts vairāku faktoru kombināciju. Pirmkārt, vēsturiskās lauksaimnieciskās ražošanas ietekmē augsnē ir uzkrājies P, kas turpina izskaloties arī vairākus gadus pēc organiskā mēslojuma izkliedes pārtraukšanas (Sudārs et al., 2005).

Otrkārt, šobrīd esošā lauksaimniecības panīkuma apstākļos, Vienziemītē arvien vairāk aramzemes tiek izmantotas kā ganības, kur turpinās P izkliede, kas nelabvēlīgu faktoru ietekmē var tikt noskalots ar virszemes noteci kā P saistītā veidā vai infiltrēties drenu sistēmā kā P šķīstošā formā.

3.4.3. Mazā sateces baseina līmenis

Kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrāciju vidējās vērtības (3.10. tabula) mazo sateces baseinu izpētes līmenī izteikti ataino lauksaimniecības intensitātes ietekmi. Bērzē konstatētas augstākās biogēno elementu koncentrācijas, aritmētiskais vidējais N_{kop} – 8.57 mg l^{-1}, P_{kop} 0.169 mg l^{-1}, Mellupītes sateces baseinā izskaloto augu barības vielu saturs ūdenī mazinās, N_{kop} – 3.69 mg l^{-1}, P_{kop} 0.079 mg l^{-1}, savukārt, Vienziemītē novērotas viszemākās koncentrācijas – N_{kop} 1.69 mg l^{-1}, P_{kop} 0.039 mg l^{-1}. Aritmētisko vidējo vērtību norādīto tendenci apstiprina datu analīze ar Manna-Vitneja U testu, kas statistiski ticami nosaka datu kopu atšķirību būtiskumu. Testa pielietošanas rezultāti norāda, ka monitoringa stacijās novērotās N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas savstarpēji atšķiras būtiski, jo visos gadījumos p=0.00.

3.10. tabula

Mazo sateces baseinu N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju datu kopu aprakstošā statistika (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	Bērze		Mellupīte		Vienziemīte	
Parametrs	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}	N_{kop}	P_{kop}
Paraugu skaits	180	180	184	184	196	196
Aritmētiskais vidējais (mg l^{-1})	8.57	0.169	3.69	0.079	1.69	0.039
Standartkļūda	0.39	0.02	0.18	0.01	0.08	0.00
Variācijas koeficients (%)	61	120	66	123	68	141
Asimetrija	0.84	5.96	1.39	3.18	2.26	9.81
Ekscess	0.79	49.95	3.54	12.87	7.52	117.97
Minimums (mg l^{-1})	0.13	0.018	0.53	0.004	0.01	0.003
Maksimums (mg l^{-1})	29.50	2.126	16.30	0.709	7.50	0.712
Kvartiles 25 (mg l^{-1})	4.53	0.075	1.60	0.026	1.00	0.019
50 (mg l^{-1})	7.70	0.116	3.35	0.045	1.40	0.029
75 (mg l^{-1})	11.35	0.190	4.98	0.087	1.95	0.042

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Vienziemītes stacijas N_{kop} datu kopai aprēķinātais variācijas koeficients norāda, ka novēroto vērtību izkliede ap aritmētisko vidējo ir 68%, kas ir negaidīti augsts, jo Vienziemītei raksturīgi ekstensīvi lauksaimnieciskās ražošanas apstākļi. Salīdzinoši P_{kop} variācijas koeficients visās monitoringa stacijās, līdzīgi kā drenu lauku līmenī, ir salīdzinoši augsts, tātad datu kopas neviendabīgas, novērotās koncentrācijas izkliedētas plašā diapazonā ap aritmētisko vidējo vērtību.

Asimetrijas koeficents ir statistisks rādītājs, ar kura palīdzību iespējams noteikt kāds ir ūdeņos esošo biogēno elementu koncentrāciju izvietojums pret centrālo asi, respektīvi, vai vairāk ir koncentrācijas ar zemām (pozitīva asimetrija), vai augstām vērtībām (negatīva asimetrija) (Helsel and Hirsch, 2002). P_{kop} koncentrācijām novērojama pozitīva asimetrija, tātad lielākā daļa vērtību ir zemākas nekā vidējā aritmētiskā, īpaši izteikti tas ir Vienziemītes baseina koncentrācijām, kur asimetrijas koeficients ir 9.809.

Zviedru zinātnieku pētījumos (Kyllmar et al., 2006) konstatēts, ka sateces baseinos, kuros dominējošais augšņu granulometriskais sastāvs ir mālsmilts vai smaga mālsmilts, novērotas ievērojami augstākas gada vidējās N_{kop} koncentrācijas nekā mālainu augšņu (viegls māls, māls) baseinos. Pretējais novērots saistībā ar P_{kop} koncentrācijām, kur viegla māla un māla granulometriskā sastāva augsnēs P izskalošanās ir bijusi lielāka. Latvijas apstākļos galvenais novēroto N un P koncentrāciju ietekmējošais faktors ir izkliedētā mēslojuma apjoms, nevis augsnes granulometriskā sastāva īpatnības. Tikai vienādu mēslojuma devu gadījumā augsnes granulometriskais sastāvs kļūst nozīmīgs.

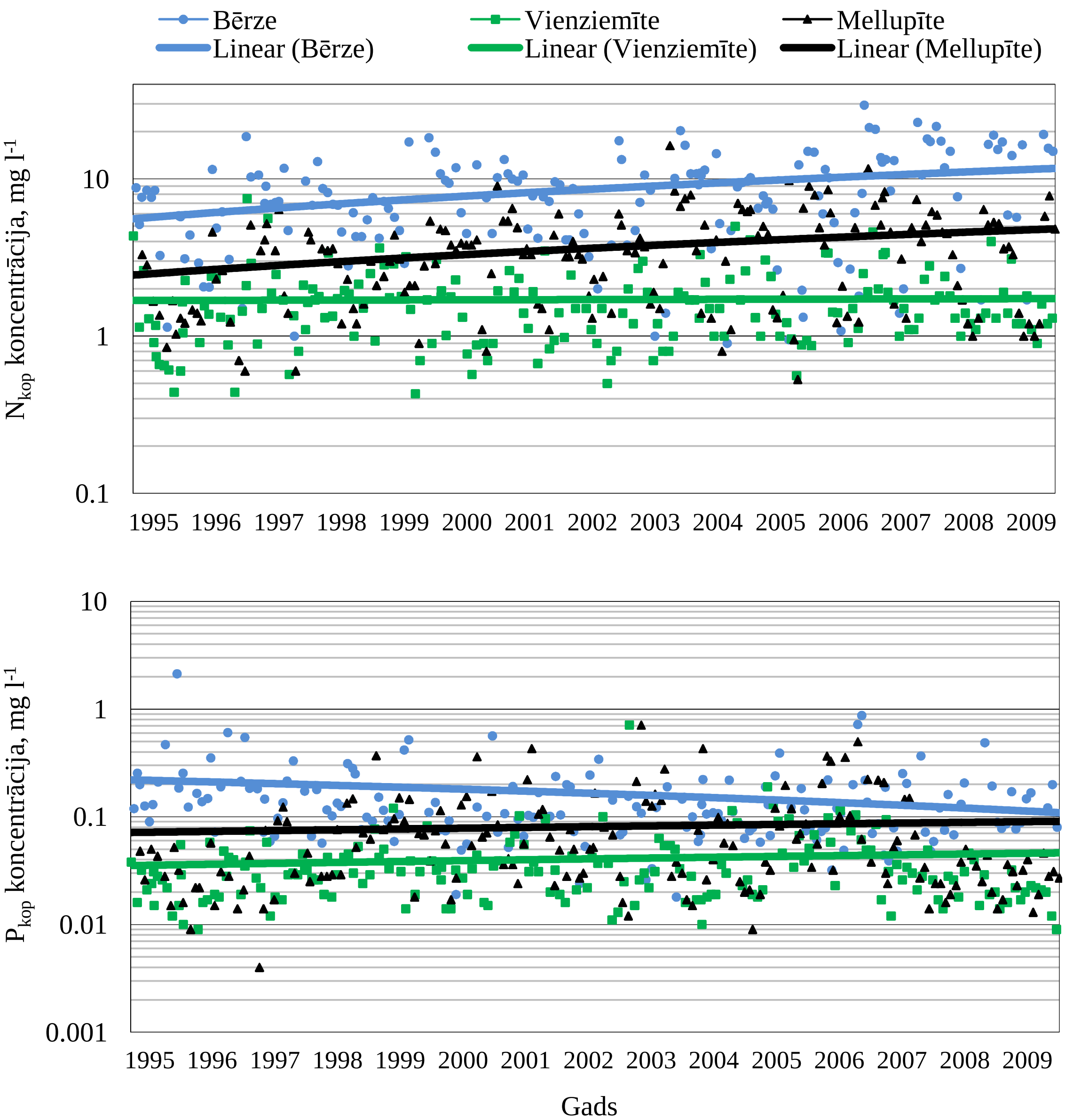
Sateces baseinos atšķirībā no drenu lauka līmeņa tikai vienā gadījumā novērota P_{kop} koncentrāciju un noteces statistiski ticama korelācija mēnešu griezumā, kuru nosaka izmantojot Spīrmena rangu korelācijas koeficientu, proti, Bērzes sateces baseinā oktobra mēnešos r_s= -0.76. Atbilstošā N_{kop} koncentrāciju kopsakarība ar noteci ir sastopama biežāk. Bērzē mainīgo savstarpējā saistība visciešākā ir jūnijā (r_s=0.57) un oktobrī (r_s=0.63), Mellupītē maijā (r_s=0.56) un augustā (r_s=0.54), Vienziemītē janvārī (r_s=0.65) un decembrī (r_s=0.74). Sateces baseinos netiek novērotas sezonāli vienojošas korelāciju tendences, Mellupītē augstākās korelācijas novērojamas maijā, kad notece pēc pavasara paliem samazinās un augstā izteikta mazūdens apstākļos, savukārt, Vienziemītē ciešākā saistība starp mainīgajiem konstatēta neveģetācijas periodā, kad notece veidošanos neietekmē ūdensteču barošanās no atmosfēras. Neņemot vērā sadalījumu mēnešos, visās monitoringa stacijās novēroti statistiski ticami pozitīvi korelācijas koeficienti starp N_{kop} koncentrācijām un noteci, attiecīgi Bērzē r_s=0.40, Mellupītē r_s=0.48 un Vienziemītē r_s=0.48. P_{kop} koncentrāciju un noteces kopsakarību analīzes rezultāti norāda, ka Bērzē un Mellupītē korelācijas koeficienti ir negatīvi, attiecīgi r_s=-0.26 un r_s=-0.25, kamēr Vienziemītē aprēķinātais korelācijas koeficients starp mainīgajiem ir pozitīvs, taču nav statistiski ticams.

I publikācijā konstatēts, ka kopumā N savienojumu koncentrāciju izmaiņām ir tendence sekot noteces režīma mainībai sateces baseinā. Augstākās N savienojumu koncentrācijas novērotas hidroloģiski aktīvākajos periodos ziemas un pavasara sezonās.

Mazo sateces baseinu līmenī konstatētās biogēno elementu ilgtermiņa izmaiņas parādītas 3.9. attēlā. Baseinu līmenī Bērzē un Mellupītē novērota statistiski būtiska ($p < 0.05$) N_{kop} koncentrāciju palielināšanās, Manna-Kendala S vērtība Bērzē ir 2511, Mellupītē 2486. Vienziemītē koncentrācija ir palielinājusies statistiski nebūtiski. Pozitīvie trendi viennozīmīgi ir saistīti ar augsto minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma lietošanas intensitāti. Mellupītē un Vienziemītē Manna-Kendala testa S vērtība norāda par pozitīvu, taču statistiski nebūtisku ($p > 0.05$), P_{kop} koncentrāciju trendu. Bērzē konstatēts statistiski būtisks ($p < 0.05$) P_{kop} koncentrāciju samazinājums, Manna-Kendala testa S = -1661. Negatīvais trends Bērzē ir skaidrojams, ar augu sekā izmantoto kultūraugu maiņu salīdzinājumā ar 90. gadu sākuma posmu, kad galvenais kultūraugs bija cukurbietes. Tradicionāli cukurbiešu teritorijās tika ir izkliedēts liels organiskā mēslojuma apjoms, kas veicināja P koncentrāciju palielināšanos. Samazinoties cukurbiešu pieprasījumam, augu sekā par galvenajiem kultūraugiem kļuva kvieši, mieži un rapsis, kuru veģetatīvajai attīstībai nav nepieciešami palielināts P daudzums, un kuri ir prasīgāki pret N.

Salīdzinot biogēno elementu trendus lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās Skandināvijas valstīs, iespējams secināt, ka Dānijā novērojama N_{kop} koncentrāciju samazināšanās, negatīvais trends izteiktāks smilšmāla augsnēs nekā smilšainās, savukārt

P_{kop} koncentrācijās monotons trends netiek novērots (Kronvang et al., 2005). Norvēģijā, ieviešot augsnes ūdens erozijas samazināšanas pasākumus, novērojams negatīvs N_{kop} koncentrāciju trends lauksaimniecības notecēs (Ulén et al., 2007). Zviedrijā statistiski būtisks samazinājums konstatēts nitrātjonu un fosfātjonu koncentrācijās attiecīgi septiņos un astoņos mazajos sateces baseinos, kamēr pozitīvs nitrātjonu trends novērots vienā sateces baseinā, nitrātjonu samazinājums saistīts ar samazinātu kūtsmēslu daudzumu izkliedi rudens sezonā (Kyllmar et al., 2006). Somijā lauksaimniecības ietekmētajos sateces baseinos novēroti gan pozitīvi, gan negatīvi N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju trendi, kurus nosaka lauksaimniecības intensitāte sateces baseina teritorijā un biogēno elementu aprites cikla īpatnības augsnē un ūdenstecē (Räike et al., 2003; Granlund et al., 2005).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.9. att. Biogēno elementu koncentrāciju ilgtermiņa mainība mazo sateces baseinu notecēs (1995. – 2009.g.).

3.4.4. Bērzes upes līmenis

Bērzes upes izpētes līmenis ietver procesus, kas raksturīgi lauksaimniecības teritorijām mazā sateces baseina un drenu lauka izpētes līmeņos. Papildus šajā līmenī uzmanība jāpievērš arī citiem biogēno elementu noplūdes avotiem un to ietekmes uz ūdeņu kvalitāti specifikai, piemēram, mežu un purvu teritorijas, notekūdeņu attīrīšanas ietaišu emisijas upē. Analizējot ūdeņu kvalitāti šajā izpētes līmenī noteikti jāņem vērā arī biogēno elementu aiztures procesi, kas norisinās upēs, ezeros un ūdenskrātuvēs.

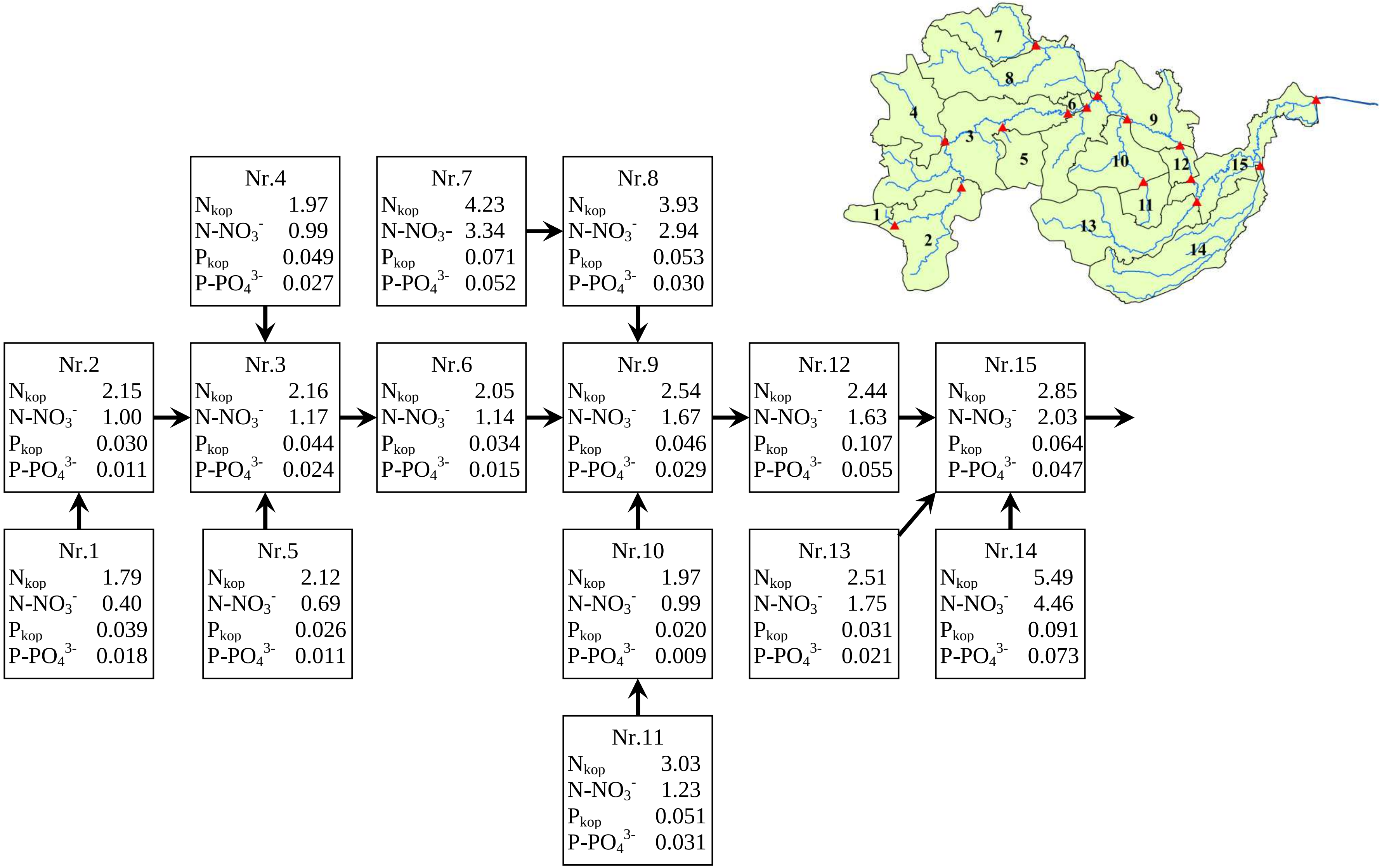
Bērzes upes daļbaseinu ūdeņu kvalitāti raksturojošās biogēno elementu vidējās vērtības (3.10. attēls) parāda, ka piesārņojumu ar slāpekļa un fosfora savienojumiem veicina minerālā un organiskā mēslojuma pielietošana intensīvas lauksaimniecības platībās, piemēram, 14. daļbaseins, kur atsevišķos gadījumos nitrātjonu koncentrācijas pārsniedz Nitrātu Direktīvas pieļauto maksimālo vērtību – 11.3 mg l^{-1} $N\text{-}NO_3^-$. Pētījuma periodā (2005. – 2010.g.) pārsniegums konstatēts četras reizes ziemas mēnešos. Šajā daļbaseinā attiecība $N\text{-}NO_3^-$ attiecība pret N_{kop} ir līdzīga kā mazo sateces baseinu izpētes līmenī – 81%. Bērzes upes baseinā, bez 14. daļbaseina, arī 6. un 15. lauksaimniecības zemju īpatsvars pārsniedz 80% robežu. 6. daļbaseins platības ziņā ir neliels, ūdens pieplūde no tā Bērzes upē ir minimāla, tāpēc netiek novērotas paaugstinātas biogēno elementu koncentrācijas.

15. daļbaseina ūdeņu paraugi raksturo Bērzes upes un to pieteku ūdeņu kvalitāti, paraugs tiek ņemts pirms ietekas Svētē. Tādēļ šajā daļbaseinā noteikt lauksaimniecības zemju ietekmi uz ūdeņu kvalitāti ir apgrūtinoši. Pēc Ūdeņu struktūrdirektīvas ieviešanas ziņojumos (Carl Bro, 2004; LVĢMA, 2005) lietotajiem robežlielumiem un lauksaimniecības noteču monitoringa veiktajiem pētījumiem Bērzes upes ūdeņu kvalitāte pirms ietekas Svētē, vērtējot pēc vidējās koncentrācijas pētījuma periodā, vērtējama kā laba gan pēc N_{kop}, gan P_{kop} rādītājiem. Lai gan 8 reizes šajā ūdeņu paraugu ņemšanas vietā novērotas arī ļoti sliktai kvalitātes klasei atbilstošas N_{kop} koncentrācijas.

Sākotnēji prognozētā nozīmīgā slāpekļa savienojumu koncentrāciju samazināšanās Annenieku HES ūdenskrātuvē (Nr.3 – Nr.6) neapstiprinājās, N_{kop} koncentrācijas samazinās vidēji par 5%, kopējā fosfora aizture ir ievērojamāka – 23%, tas skaidrojams ar ātro ūdens apmaiņas laiku ūdenskrātuvē. Galvenokārt P_{kop} aizture ir novērojama laika posmā no maija līdz oktobrim – vidēji 29%. Laika posmā no 2005. – 2010. gadam tikai 2 paraugu ņemšanas reizēs nav konstatēta P_{kop} aizture, savukārt N_{kop} koncentrāciju samazinājumam konkrēts gada periods nav raksturīgs.

Zemākā vidējā N_{kop} koncentrācija novērota 1. daļbaseinā, kur dominējošas ir purvu un mežu platības. Izteikti mežiem klātās teritorijas raksturo 11. daļbaseins, vidējā N_{kop} koncentrācija ir 3.03 mg l^{-1} un P_{kop} 0.051 mg l^{-1}. Mežu un purvu daļbaseinu notecēs novērojama zemākā nitrātjonu koncentrācijas procentuālā attiecība pret kopējo slāpekli, 11. daļbaseinā tā ir 41%, savukārt, 1 daļbaseinā 22%.

Dobeles pilsētas notekūdeņu attīrīšanas ietaišu emisija upes ūdenī būtiski ietekmē P_{kop} koncentrāciju, augšpus pilsētas vidējā koncentrācija ir 0.046 mg l^{-1}, savukārt, lejpus attīrīšanas ietaisēm 0.107 mg l^{-1}. Tādējādi var secināt, ka Dobeles pilsētas attīrīšanas iekārtas efektīvi samazina tikai slāpekļa savienojumu koncentrācijas ūdenī.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.10. att. Vidējās N un P savienojumu koncentrācijas (mg l^{-1}) Bērzes upes daļbaseinos (2005. – 2010.g.).

3.4.5. Slāpekļa un fosfora savienojumu aiztures procesi

Ierasti pētījumi par drenu (de Vos, 2001; Bakhsh et al., 2006) un mazo sateces baseinu (Sileika et al., 2005; Gelbrecht et al., 2005; Kyllmar et al., 2006) ūdeņu kvalitāti lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās tiek veikti atsevišķi, savstarpēji nesaistīti. Šajā pētījumā analizēti visi iespējamie pakārtotie monitoringa līmeņi.

Bērzē drenu lauka līmenī novērotas augstākas vidējās N_{kop} koncentrācijas (11.83 mg l^{-1}) nekā sateces baseinā (8.57 mg l^{-1}), Ālaves upē (5.49 mg l^{-1}) un Bērzes upē pirms ietekas Svētē (2.85 mg l^{-1}). Slāpekļa zudumu atšķirības dažādos monitoringa līmeņos ir saistītas ar ūdeņu atšķaidīšanos un aiztures procesiem, kas notiek ūdenstecē, kā arī augsnes piesātinātajā un nepiesātinātajā zonā (Iital and Loigu, 2001). Turpretim P_{kop} vidējās vērtības augstākas ir mazā sateces baseina līmenī (0.169 mg l^{-1}), Ālaves upē (0.091 mg l^{-1}) un Bērzes upē (0.064 mg l^{-1}) nekā drenu laukā (0.063 mg l^{-1}). P savienojumu izskalošanās sateces baseinos ir atkarīga no virszemes noteces ūdeņu pieplūduma, kam pārsvarā ir gadījuma raksturs. Drenu ūdeņos P koncentrācija ir zema, jo filtrējoties cauri augsnes profilam P tiek piesaistīts pie augsnes daļiņām. Izņēmums ir smilšainas augsnes, kur P saistīšanas spēja ir zema (Tunney et al., 1997).

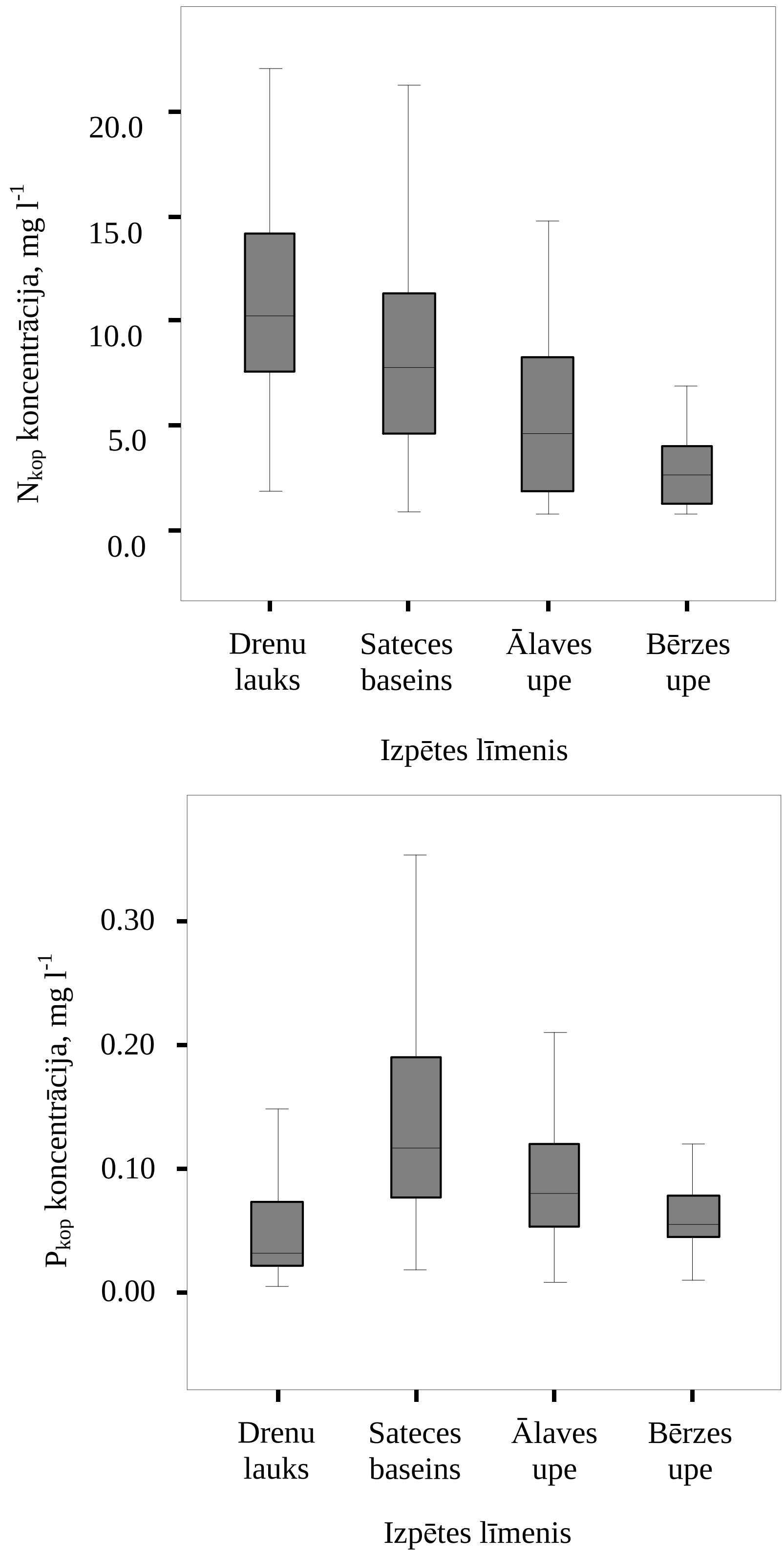
Variācijas koeficienta rādītāji N_{kop} Bērzes drenu laukā (80%) ir augstāki nekā sateces baseina līmenī (61%), kas norāda, ka drenu laukā ir izteikta koncentrāciju izkliede plašā diapazonā ap aritmētisko vidējo. P_{kop} koncentrāciju vērtības ir vienlīdz izkliedētas abos līmeņos, attiecīgi 121% drenu notecē, 120% baseina. Tas liecina, ka virszemes noteces ietekme šajā monitoringa objektā nav novērojama.

Lai detalizēti raksturotu biogēno elementu aiztures procesus izpētes līmeņos, izveidots 3.11. attēls, kurā redzamas minimālās, 25% kvartiles, mediānas, 75% kvartiles un maksimālās N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju vērtības. Ekstremālās vērtības tika izslēgtas no analizējamās datu kopas, jo tās liecina par gadījuma rakstura biogēno elementu izskalošanos.

Bērzes monitoringa objektā N_{kop} koncentrāciju salīdzinājums izpētes līmeņos parāda izteiktu aiztures un atšķaidīšanās procesu ietekmi. Palielinoties izpētes līmenim N_{kop} koncentrācijas samazinās. Ūdenstecēs N savienojumi tiek transformēti gāzveida formā denitrifikācijas reakcijās, organiskais N uzkrājas sedimentos, augi un mikroorganismi savā attīstībā patērē šķīstošās N formas, īpaši veģetācijas periodā (Heathwaite, 1993; Kļaviņš un Cimdiņš, 2004; Birgand et al., 2007).

P_{kop} koncentrāciju izmaiņas (3.11. attēls) tik racionālam skaidrojumam kā N_{kop} gadījumā nepakļaujas. Drenu laukā fosfora koncentrācijas zemas, jo, ūdeņiem gravitācijas spēku ietekmē plūstot cauri augsnes profilam, saistītā veidā ar augsnes un organiskajām daļiņām esošais P izskalojās maz vai tiek akumulēts. Sateces baseinā pašattīrīšanās procesi ir tikko sākušies, līdz ar to P_{kop} koncentrācijas salīdzinoši augstas. Palielinoties izpētes līmenim P_{kop} koncentrācijas samazinās, līdzīgi kā tas novērots N_{kop} rādītāja analīzē.

Mellupītes monitoringa objektā aprēķinātās N_{kop} vidējās vērtības drenu lauka līmenī (7.18 mg l^{-1}) ir augstākas nekā sateces baseinā noteiktajās (3.69 mg l^{-1}). P_{kop} vidējās vērtības baseina līmenī ir 0.079 mg l^{-1}, kamēr drenu laukā – 0.070 mg l^{-1}. Salīdzinājumā ar Bērzi, samazinoties lauksaimniecības intensitātei, samazinās arī N_{kop} un P_{kop} vidējās koncentrācijas.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.11. att. N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas ūdenī Bērzes monitoringa stacijas izpētes līmeņos.

N_{kop} datu variācijas koeficientu vērtības Mellupītes drenu laukā (36%) un sateces baseinā (66%) ir zemas un savstarpēji tuvas. Tas nozīmē, ka koncentrāciju izkliede ap aritmētisko vidējo ir neliela, nav sastopamas ekstrēmi augstas koncentrācijas. P_{kop} variācijas koeficienti ir augsti, tātad koncentrāciju dati izliedēti abos monitoringa līmeņos, koeficients drenu laukā – 144%, sateces baseinā – 123%. Maksimālās vērtības N_{kop} drenu laukā (16.80 mg l^{-1}) un sateces baseinā (16.30 mg l^{-1}) ir savstarpēji tuvas.

Aiztures procesu analīze iespējama arī šajā monitoringa stacijā. Izpētes līmeņos novērotās minimālās, 25% kvartiles, mediānas, 75% kvartiles un maksimālās N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju vērtības vizualizētas 3.12. attēlā. Dubulta minerālmēslojuma izmēģinājumu lauciņš izvēlēts aiztures procesu salīdzināšanai, jo tas raksturo tipisku minerālmēslojuma devu pielietošanu Mellupītes sateces baseina saimniecībās.

Mellupītes izpētes līmeņos N_{kop} aizture ir ievērojama, salīdzinot gan minimālās, gan maksimālās, gan mediānu vērtības. Vidējā vērtība izmēģinājumu lauciņos ir 10.55 mg l^{-1}, kas ir 32% vairāk nekā drenu laukā un 65% vairāk nekā sateces baseinā konstatētās.

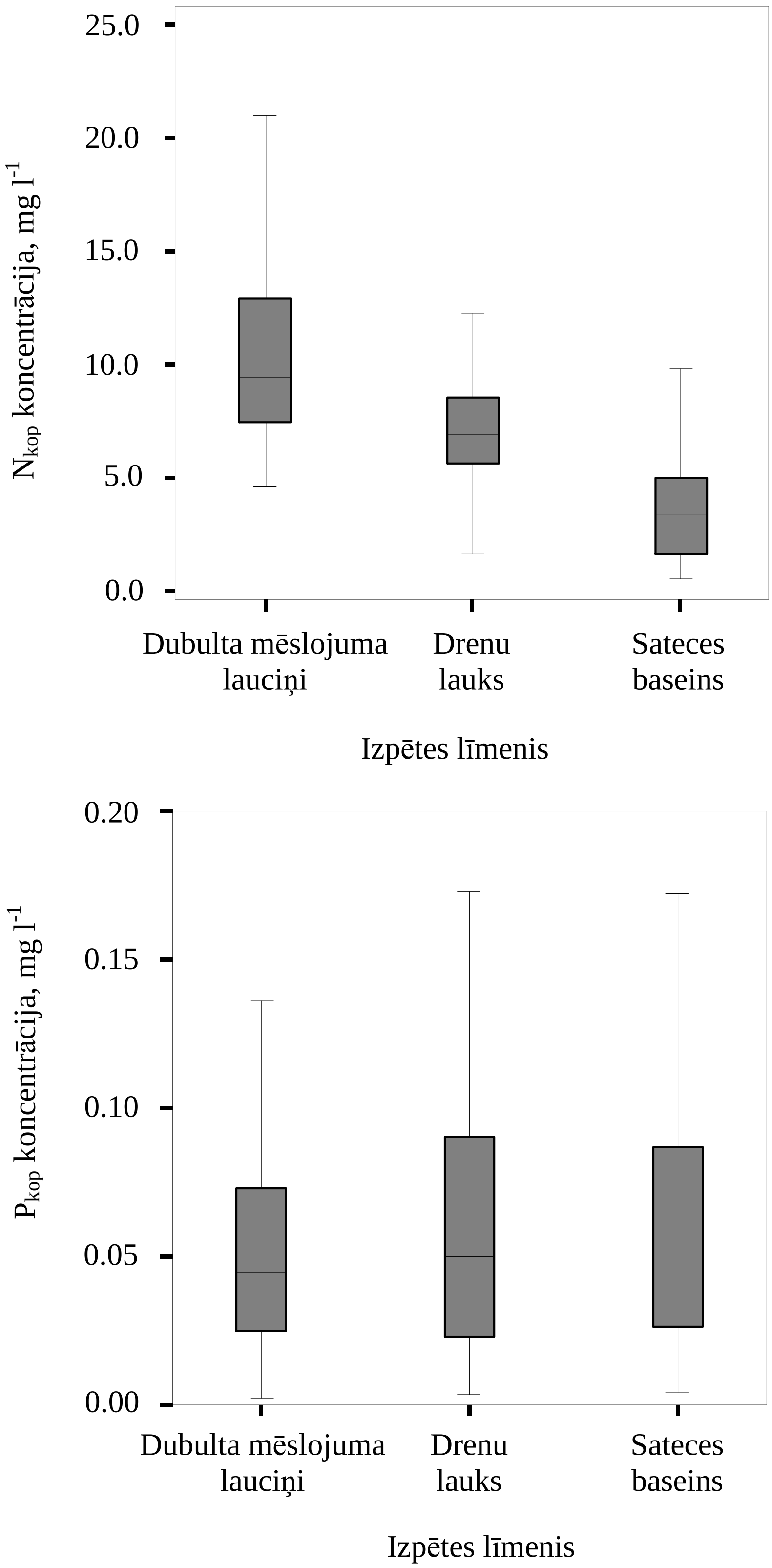
Analizējot P_{kop} koncentrāciju izmaiņas izpētes līmeņos, iespējams secināt, ka aiztures procesi šajā monitoringa objektā ir neviennozīmīgi. Sateces baseinā novēroto koncentrāciju vidējā vērtība (0.079 mg l^{-1}) ir augstākas nekā drenu laukā (0.070 mg l^{-1}) un izmēģinājuma lauciņos (0.056 mg l^{-1}). Savukārt, P_{kop} koncentrāciju diapazons plašāks un mediānas vērtība ir augstāka drenu laukā nekā izmēģinājuma lauciņos un sateces baseinā. Drenu laukā sastopama virszemes ūdeņu un saistītā fosfora pieplūde, kas atšķirībā no sateces baseina līmeņa, neizgulsnējās un neakumulējās ūdensteces sedimentos. Tādējādi virszemes ūdeņu plūsmas uztvērēji, nozīmīgi ietekmē P_{kop} koncentrāciju palielināšanos ūdeņos.

Vienziemītes N_{kop} vidējās koncentrācijas, atšķirībā no Bērzes un Mellupītes, ir augstākas sateces baseina līmenī (1.69 mg l^{-1}), kamēr drenu laukā (1.56 mg l^{-1}). Vidējās P_{kop} koncentrācijas, tāpat kā N_{kop}, ir zemas un savstarpēji tuvas, sateces baseinā 0.039 mg l^{-1}, drenu laukā 0.042 mg l^{-1}. Tā kā Vienziemīte ir ekstensīvas lauksaimniecības piemērs, tad šo objektu raksturojošās vērtības var tik uzskatītas par piesārņojuma dabisko jeb fona līmeni.

Variācijas koeficients N_{kop} koncentrāciju datu kopām ir neliels abos monitoringa līmeņos. P_{kop} datus reprezentējošie variācijas koeficienti parāda nozīmīgu koncentrāciju izkliedi baseina līmenī (141%) un samazinātu drenu laukā (98%). Fosfora koncentrāciju izkliedi līmeņos nosaka jūtība pret virszeme noteces veidošanos izteikta reljefa apstākļos, lielāka virszemes noteces ūdeņu pieplūdes iespējamība ir sateces baseina līmenī.

N_{kop} koncentrāciju maksimālās vērtības gan sateces baseinā līmenī gan drenu laukā ir 7.50 mg l^{-1}. Tas raksturo, ka ekstensīvas lauksaimniecības apstākļos maksimālās N_{kop} vērtības abos līmeņos ir vienlīdzīgas. P_{kop} maksimālās vērtības sateces baseinā (0.712 mg l^{-1}) ir lielāka nekā drenu laukā (0.433 mg l^{-1}), to nosaka sateces baseina ūdeņu kvalitātes saistība ar virszemes noteces ietekmi.

Bērzes monitoringa stacijas datu analīze ar Manna-Vitneja U testu norāda, ka novērotās N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju vērtības sateces baseinā un drenu laukā atšķiras būtiski, abos gadījumos p=0.00. Mellupītes monitoringa stacijā abos monitoringa līmeņos N_{kop} atšķiras būtiski, p=0.00, savukārt, P_{kop} vērtības būtiski neatšķiras, p=0.50, kas norāda, ka P_{kop} izskalošanās procesi monitoringa līmeņos ir līdzīgi. Vienziemītes N_{kop} koncentrācijas gan sateces baseinā, gan drenu laukā atšķiras būtiski, p=0.03, P_{kop} datu kopu salīdzinājumam p-vērtība arī ir 0.03, kas ir tuvu būtiskuma līmenim, līdz ar to viennozīmīgus secinājumus izdarīt nav iespējams.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.12. att. N_{kop} un P_{kop} koncentrācijas ūdenī Mellupītes monitoringa stacijas izpētes līmeņos.

3.5. Biogēno elementu noplūde

Pētījuma veikšanas laikā (1995. – 2010.g.) konstatētas izteiktas biogēno elementu noplūdes variācijas monitoringa objektos, izpētes līmeņos un laikā. Noplūde raksturo izskaloto biogēno elementu daudzumu izteiktu kg ha $^{-1}$, tas ir noteiktā laika periodā novēroto koncentrāciju un noteces apjomu reizinājums. Sateces baseinos un drenu laukos noteiktā N_{kop} un P_{kop} noplūde gadā no hektāra apkopota 3.11. tabulā.

Bērzes monitoringa stacijas sateces baseina līmenī novērota lielākā vidējā N_{kop} un P_{kop} noplūde no hektāra gadā, attiecīgi 14.90 kg ha $^{-1}$ un 0.20 kg ha $^{-1}$. Mellupītes sateces baseina līmenim vidēji gadā aprēķināta 10.20 kg N_{kop} un 0.17 kg P_{kop} noplūde no hektāra. Vienziemītē N_{kop} noplūde šajā pašā līmenī ir aptuveni trīs reizes mazāka nekā Bērzē un aptuveni divas reizes mazāka nekā Mellupītē. Ekstensīvos lauksaimnieciskās darbības apstākļos N_{kop} noplūde Vienziemītē sateces baseina līmenī vidēji gadā ir 5.74 kg ha $^{-1}$, P_{kop} – 0.11 kg ha $^{-1}$. Samazinoties lauksaimniecības intensitātei samazinās arī noplūdes amplitūda, piemēram, Vienziemītē N_{kop} noplūde variē robežās no 3.14 kg ha $^{-1}$ līdz 9.04 kg ha $^{-1}$ gadā.

Latvijā konstatētā N noplūde lauksaimniecības ietekmētajos mazajos sateces baseinos ir līdzvērtīga Lietuvā novērotajai, kur 3 sateces baseinos N noplūde gadā ir 5.7 – 15 kg ha^{-1} (Sileika et al., 2005), kas skaidrojams ar līdzīgiem saimniekošanas apstākļiem. Savukārt, Zviedrijā N noplūde atsevišķos sateces baseinos ir ievērojami lielāka nekā Latvijā novērotā, 27 sateces baseinos N noplūde variē no 2 līdz 41 kg ha^{-1} gadā (Kyllmar, 2004). Tāpat ievērojami lielāka N noplūde ir konstatēta Norvēģijas lauksaimniecības sateces baseinos (Deelstra et al., 2008). P noplūde mazo sateces baseinu izpētes līmenī Lietuvā ir robežās no 0.146 līdz 0.318 kg ha^{-1} gadā (Sileika et al., 2005), Norvēģijā variē no 0.3 līdz 2.6 kg ha^{-1} gadā, Anglijā 0.2 – 6.0 kg ha^{-1} gadā, Zviedrijā 0.09 – 0.83 kg ha^{-1} gadā, Īrijā 0.3 – 1.6 (Ulén et al., 2007). Tā kā P savienojumi ūdenstecēs nonāk galvenokārt ar virszemes noteci, kad tiek transportēts saistītā veidā esošais fosfors (Heathwaite et al., 1996; Merrington et al., 2002; DeBarry, 2004), tad nozīmīgs faktors šajā kontekstā ir reljefs. Relatīvi līdzena reljefa apstākļos Latvijā virszemes notece veidojās reti, līdz ar to P noplūde ir zemāka nekā vairumā apskatīto Eiropas valstu.

Drenu lauka izpētes līmenī lauksaimniecības intensitātes ietekme samazinās. Bērzē un Mellupītē N_{kop} noplūdes atšķirība ir minimāla, vidēji gadā 0.2 kg ha^{-1}. Noplūde Vienziemītē (5.06 kg ha $^{-1}$ vidēji gadā) ir vairāk kā trīs reizes mazāka nekā Bērzē (18.06 kg ha $^{-1}$) un Mellupītē (17.86 kg ha $^{-1}$). P_{kop} noplūde no drenu laukiem lielākā ir Mellupītē (0.18 kg ha $^{-1}$), kam seko noplūde Bērzē (0.14 kg ha $^{-1}$) un Vienziemītē (0.11 kg ha $^{-1}$).

Salīdzinot novērotās noplūdes monitoringa līmeņos, jāsecina, ka Bērzes un Mellupītes drenu laukos N_{kop} noplūde ir lielāka nekā sateces baseinā, Vienziemītē noplūde abos līmeņos ir līdzīga. Mazāka N_{kop} noplūde sateces baseinu līmeņos ir skaidrojama ar biogēno elementu aiztures (ūdensaugu un mikroorganismu spēja piesaistīt, izgulsnēšanās, transformācijas) un atšķaidīšanās procesu intensīvāku norisi salīdzinājumā ar drenu laukā notiekošajiem procesiem. P_{kop} noplūde vidējā gadā Bērzē ir lielāka sateces baseinā nekā drenu laukā, Mellupītē un Vienziemītē abos līmeņos noplūde atšķiras minimāli (0.01 kg ha $^{-1}$) vai ir vienāda. Bērzes monitoringa objektā, neskatoties uz līdzeno reljefu, sateces baseina līmenī novērojama epizodiska virszemes ūdeņu pieplūde, kas ir noteicošais apstāklis lielākām P_{kop} noplūdēm šajā līmenī salīdzinājumā ar drenu lauku, kur virszeme notece neveidojas. Mellupītē P_{kop} noplūdes abos monitoringa līmeņos ir līdzīgas, jo gan sateces baseinā, gan drenu laukā (virszemes ūdeņu filtraka) novērojama virszemes noteces pieplūde.

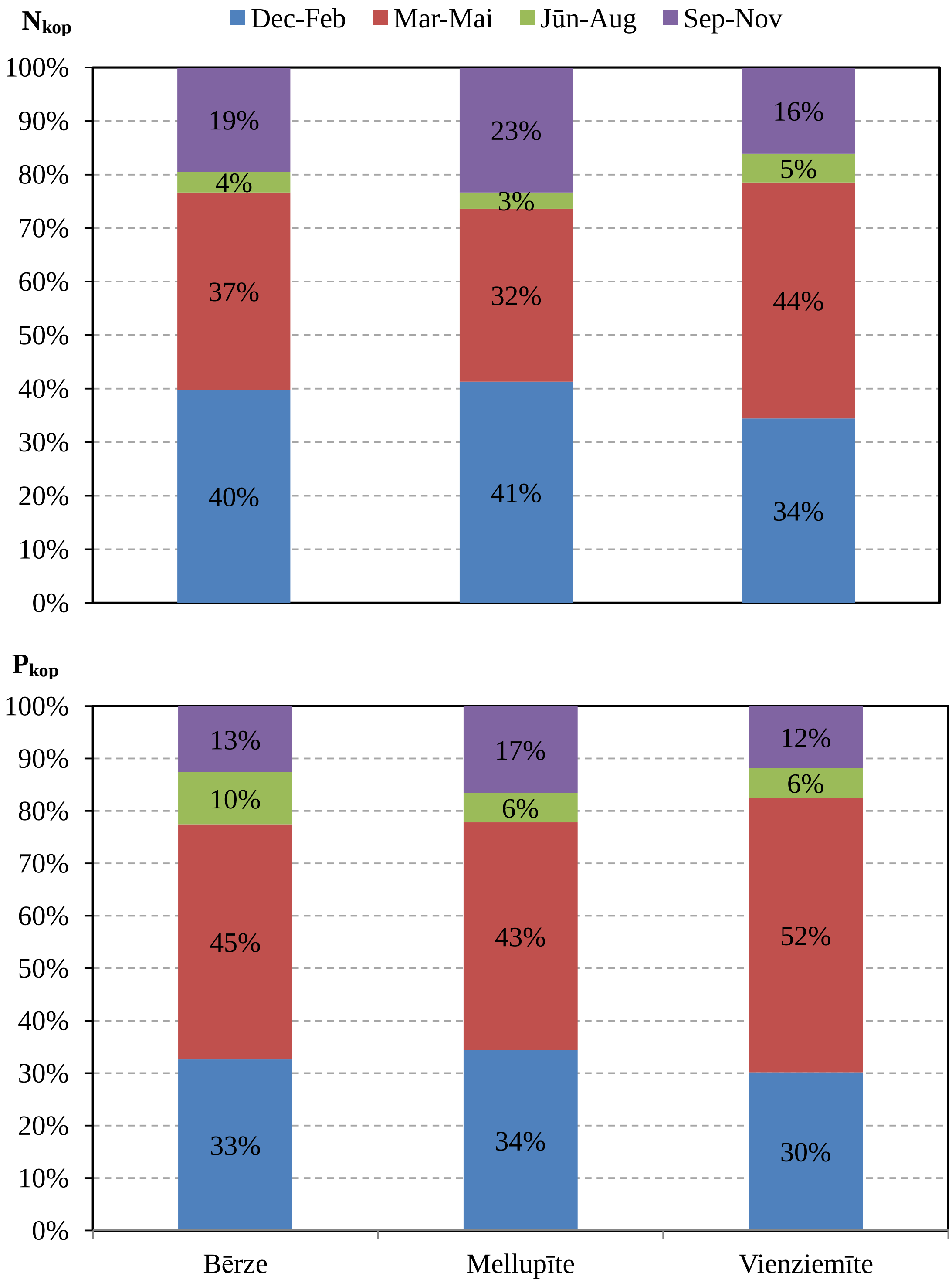
3.11. tabula

N_{kop} un P_{kop} noplūde no lauksaimniecībā izmantotajām platībām (1995. – 2010.g.)

Monitoringa stacija	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	Vidējais
N_{kop} noplūde (kg ha^{-1} gadā)																	
Bērze																	
Baseins	10.51	17.10	16.56	14.73	18.90	12.58	21.36	11.93	12.11	16.92	13.07	5.27	12.83	17.57	14.80	22.18	14.90
Drenu sistēma	19.62	21.77	26.77	24.22	14.57	10.81	12.53	6.01	7.91	21.37	11.65	11.29	37.28	25.76	13.35	24.05	18.06
Mellupīte																	
Baseins	8.06	7.09	11.16	9.56	8.32	7.02	10.90	10.11	7.22	10.10	8.23	11.82	15.93	8.71	11.07	17.84	10.20
Drenu sistēma	16.14	11.49	19.75	20.72	14.38	17.92	22.42	16.50	12.42	13.04	10.16	18.40	29.27	19.79	17.70	25.69	17.86
Vienziemīte																	
Baseins	8.17	3.68	7.49	8.74	5.82	4.97	5.05	6.01	3.66	3.45	5.64	3.14	9.04	7.40	4.40	5.11	5.74
Drenu sistēma	6.98	3.26	7.17	5.33	6.93	4.93	4.86	5.28	3.60	5.82	5.55	2.94	4.98	4.48	4.31	4.48	5.06
P_{kop} noplūde (kg ha^{-1} gadā)																	
Bērze																	
Baseins	0.41	0.52	0.23	0.26	0.19	0.12	0.28	0.15	0.08	0.16	0.20	0.03	0.05	0.10	0.11	0.34	0.20
Drenu sistēma	0.23	0.23	0.13	0.15	0.11	0.06	0.14	0.11	0.03	0.13	0.06	0.05	0.11	0.14	0.13	0.50	0.14
Mellupīte																	
Baseins	0.23	0.14	0.10	0.24	0.27	0.09	0.13	0.15	0.16	0.32	0.06	0.36	0.22	0.04	0.08	0.12	0.17
Drenu sistēma	0.20	0.12	0.11	0.77	0.18	0.10	0.13	0.26	0.11	0.10	0.09	0.18	0.21	0.10	0.12	0.13	0.18
Vienziemīte																	
Baseins	0.12	0.04	0.09	0.14	0.15	0.09	0.17	0.10	0.09	0.08	0.22	0.09	0.16	0.08	0.05	0.04	0.11
Drenu sistēma	0.08	0.04	0.08	0.10	0.13	0.08	0.16	0.09	0.08	0.16	0.20	0.11	0.11	0.10	0.07	0.10	0.11

Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

Biogēno elementu noplūdi nosaka N un P savienojumu koncentrācijas ūdenī un noteces apjoms. Monitoringa staciju sateces baseinu līmenī vislielākā notece ir konstatēta ziemas un pavasara sezonās (3.4. attēls). Nozīmīgāko N_{kop} un P_{kop} noplūdes veidošanās periodu izvērtēšanai izveidots 3.13. attēls, kurā ilustrēta noplūdes sezonālā mainība.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.13. att. N_{kop} un P_{kop} noplūdes sezonālais sadalījums mazo sateces baseinu līmenī (1995. – 2010.g.).

Noplūdes sezonālās variācijas norāda, ka laika posmā no decembra līdz maijam aizplūst lielākā daļa (73% – 82%) slāpekļa un fosfora savienojumu no lauksaimniecībā ietekmētajām teritorijām. Tādēļ, lai samazinātu biogēno elementu noplūdi iepriekšminētajā periodā un novērstu lauksaimnieciskās darbības negatīvo ietekmi uz vidi, nepieciešams ievērot labas lauksaimniecības prakses nosacījumus, piemēram, agronomiski pamatota augu maiņa un augseka, neveģetācijas periodā daļu aramzemes klāj zaļās platības, starpkultūru izmantošana, mēslojuma neizkliedēšana uz sasalušas, pārmitras vai ar sniegu klātas augsnes, ar daudzgadīgiem zālājiem klātas aizsargjoslas gar ūdenstecēm ūdens erozijas mazināšanai (Bušmanis et al., 1999).

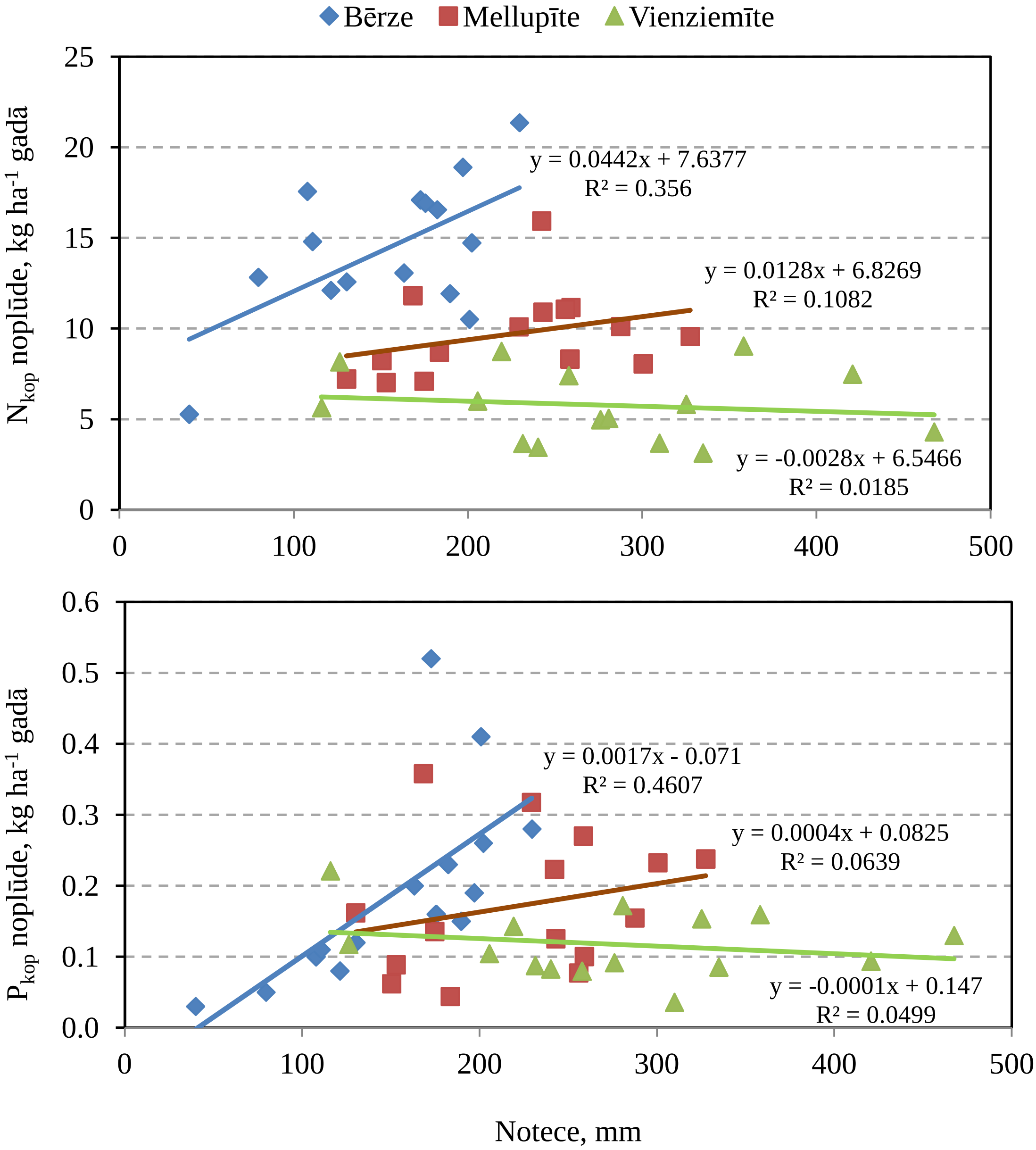
Noteces ietekmi uz biogēno elementu noplūdi iespējams analizēt ne tikai sezonāli, bet arī gadu griezumā. 3.11. tabulā, kurā apkopota N_{kop} un P_{kop} noplūde gadā no sateces baseina hektāra, sastopamas gan augstas, gan zemas noplūdes vērtības. Pētījumi Somijā liecina, ka šādas variācijas ir saistītas ar katra gada hidrometeoroloģiskajām īpatnībām (Vuorenmaa et al., 2002). Promocijas darba 3.2. un 3.3. nodaļās veikta monitoringa stacijās novēroto gaisa temperatūru, atmosfēras nokrišņu daudzuma un noteces analīze. Konstatēti gan sausi, gan vidēji mitri, gan mitri gadi. Atkarībā no noteces apjoma, mainās arī N_{kop} un P_{kop} noplūdes (3.14. attēls). Tā piemēram, ikgadējās N_{kop} variācijas Bērzes monitoringa stacijas sateces baseina līmenī ir no 5.27 kg ha $^{-1}$ 2006. gadā līdz 22.18 kg ha $^{-1}$ 2010. gadā. Minētā minimālā un maksimālā noplūde ir saistīta ar konkrēto gadu ūdeņainību, proti, 2006. gads ir izteikti sauss (noteces slānis 39.9 mm), savukārt, 2010. gadā konstatēts maksimālais noteces slānis (305.7 mm) kopš mērījumu sākuma.

Bērzes mazā sateces baseina līmenī intensīvas lauksaimniecības, mālainas augsnes un salīdzinoši nelielu nokrišņu un noteces apstākļos pieaugot noteces apjomam izteikti palielinās N_{kop} noplūde, lineārās regresijas vienādojums starp diviem mainīgajiem ir ar visaugstāko ticamības pakāpi, determinācijas koeficients R^2=0.36. Neskatoties uz mazāku noteci (vidēji gadā 163.0 mm) N_{kop} noplūde no Bērzes mazā sateces baseina ir lielāka nekā Mellupītē un Vienziemītē.

Mellupītē, kur tiek izmantotas mazākas mēslojuma devas, sastopamas vieglāka granulometriskā sastāva augsnes (smilšmāls) un lielāka notece nekā Bērzē, kopsakarība starp noteci un N_{kop} noplūdi ir vājāka (R^2=0.11), tomēr tendence saglabājās, palielinoties notecei palielinās arī noplūde.

Vienziemītē mazā sateces baseinā izpētes līmenī noteces un N_{kop} noplūdes saistība ir ļoti vāja (R^2=0.02), turklāt pretēji Bērzes un Mellupītes piemēriem, Vienziemītē palielinoties notecei noplūde samazinās. Tas varētu būt saistīts ar ekstensīvajiem saimniekošanas apstākļiem, salīdzinoši lielo noteci, kas veicina slāpekļa savienojumu koncentrāciju atšķaidīšanos.

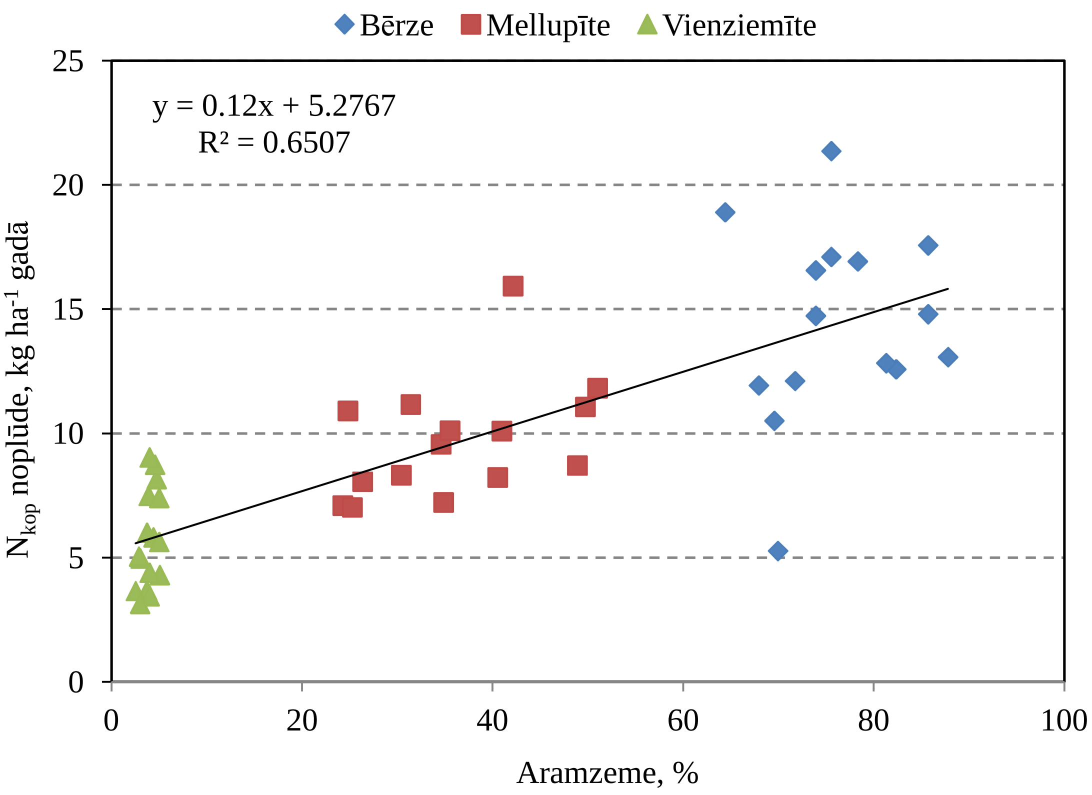
Analizējot P_{kop} noplūdes saistību ar noteces daudzumu mazajos sateces baseinos, iespējams secināt, ka Bērzē P_{kop} noplūdes kopsakarība ar noteci ir izteiktāka un ciešāka (R^2=0.46) nekā N_{kop} gadījumā. Atšķirībā no Bērzes sateces baseina Mellupītē atsevišķos gados, kad novērota maza notece, P_{kop} noplūde ir palielināta. Šāda neviennozīmība atspoguļojās lineārās regresijas vienādojuma determinācijas koeficientā (R^2), kas ir 0.06. Vienziemītē lielākajā daļā gadījumu palielinoties notecei P_{kop} noplūde samazinās. Mālainām augsnēm (Bērze) ir relatīvi augsta fosfora saistīšanas spēja, tādējādi mazas noteces gadījumā fosfors izskalojās maz, fosfora zudumi no mālainas augsnes galvenokārt notiek virszemes noteces radītās ūdens erozijas ietekmē (Turtola and Paajanen, 1995). Smilšainām augsnēm ir limitēta fosfora saistīšanas spēja, tādēļ arī nelielas noteces gadījumos fosfors tiek izskalots salīdzinoši daudz. Smilšainu augšņu sateces baseinos fosfora zudumus ietekmē nevis horizontāla ūdens kustība (virszemes notece), bet gan ar vertikāla (drenu sistēmas) (Heathwaite, 1997).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.14. att. N_{kop} un P_{kop} noplūde atkarībā no sateces baseina noteces (1995. – 2009.g.).

Lauksaimniecības noteču pētījumos Zviedrijā (Kyllmar, 2004; Kyllmar et al., 2006), Skotijā (Edwards et al., 1990; Hooda et al., 1997; Petry et al., 2002) un Beļģijā (Van Herpe and Troch, 2000), konstatēts, ka slāpekļa savienojumu koncentrācijām ūdenī un noplūdēm ir pozitīva korelācija ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā. Palielinoties aramzemes procentuālajai attiecībai pret ganībām, mežiem, atmatām, ilggadīgajiem zālājiem, palielinās slāpekļa savienojumu izskalošanās. Jansons et al. (2003) raksturojis Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes N_{kop} noplūžu un aramzemes procentuālā īpatsvara sateces baseinā kopsakarības, pētījumā izmantojot datus, kas iegūti laika posmā no 1994. līdz 1999. gadam. Promocijas darbā šāda veida analīzei ir iespējams izmantot pagarinātas datu rindas (3.15. attēls), kas precīzāk raksturotu saistību starp mainīgajiem. 3.15. attēls norāda, ka palielinoties aramzemes īpatsvaram sateces baseinā, palielinās arī N_{kop} noplūde.



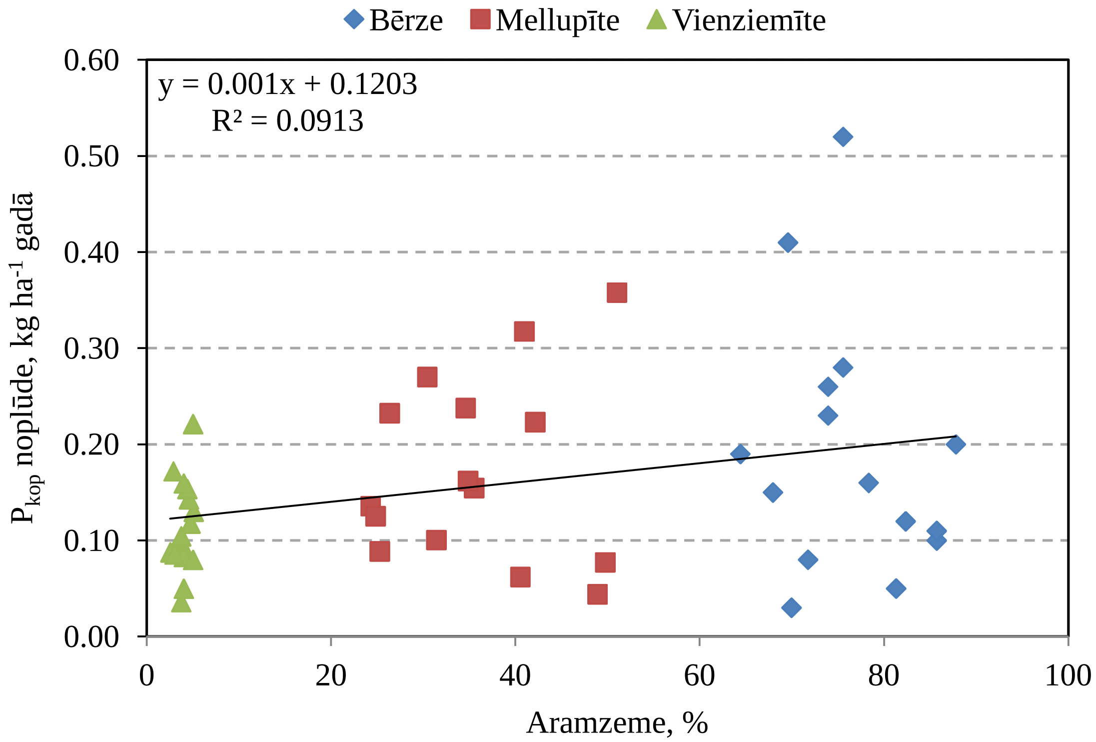
Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.15. att. N_{kop} noplūde atkarībā no aramzemes īpatsvara sateces baseinā (1995. – 2009.g.).

Salīdzinot abos pētījumos iegūtos regresijas vienādojuma determinācijas koeficientus R^2, var secināt, ka Jansons et al. (2003) aprēķinātais koeficients ir augstāks (R^2=0.71) nekā šajā promocijas darbā noteiktais (R^2=0.65). Ilgtermiņa datu izmantošana ietekmē lineārās regresijas vienādojuma piemērotību datu analīzei, palielinātas datu izkliedes gadījumā kopsakarība kļūst vājāka. Kopsakarību būtu iespējams uzlabot, ja tiktu novērsta ekstrēmo vērtību ietekme.

P_{kop} noplūdes saistība ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā ir vāja un tādējādi arī grūtāk prognozējama (3.16. attēls). Regresijas vienādojuma determinācijas koeficients R^2=0.09. P_{kop} noplūdes tendence ir tāda pati kā N_{kop} gadījumā – palielinoties aramzemes īpatsvaram sateces baseinā, palielinās arī P_{kop} noplūde.

3.16. attēls apliecina, ka fosfora savienojumu noplūde variē plašā amplitūdā. P savienojumu iznesi no augsnes gan īstermiņā, gan ilgtermiņā ietekmē drenāža, mēslojuma apjoms, izkliedes laiks un forma (neorganiskais vai organiskais mēslojums), gadījuma rakstura meteoroloģisko un hidroloģisko apstākļu kopums, piemēram, straujš atkusnis, intensīvas lietusgāzes, kā arī sateces baseina īpatnības, piemēram, ūdensteces gultne, ūdensteces krastu erozija, topogrāfija un augsnes īpašības (Heathwaite, 1997; McDowell et al., 2002; Merrington et al., 2002; Nikodemus et al., 2008).



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.16. att. P_{kop} noplūde atkarībā no aramzemes īpatsvara sateces baseinā (1995. – 2009.g.).

ASV kā viens no N un P savienojumu noplūdes samazināšanas pasākumiem tiek izmantots kontrolētā drenāža, kas salīdzinājumā ar tradicionālo drenāžu var samazināt noteces daudzumu aptuveni par 30%, N savienojumu iznesi par 45%, kā arī P savienojumu transportu ar virszemes noteci par 40%. Kontrolētajai drenāžai ir maza ietekme uz P savienojumu vertikālo kustību augsnē (Ritter and Shirmohammadi, 2001). Pētījumos Lietuvā novērots, ka kontrolētā drenāža mālsmilts augsnēs samazina noteci par 25% un nitrātjonu noplūdi par 20 – 28% (Ramoska et al., 2011). Savukārt, Zviedrijā konstatēts līdz pat 94% noteces un nitrātjonu noplūdes samazinājums, kā arī 85% P_{kop} noplūdes samazinājums kontrolētās drenāžas apstākļos salīdzinājumā ar tradicionālo drenāžu (Wesström et al., 2001). Kontrolētās drenāža palielina ūdens uzturēšanās laiku augsnē, kā ietekmē daļa ūdens iztvaiko vai tiek patērēta augu attīstībā evapotranspirācijas procesu ietvaros. Anaerobie apstākļi ietekmē bioloģisko un ķīmiskos procesus augsnē. Atkarībā no augsnes tipa, sezonas un klimata notiek nitrātjonu satura izmaiņas ūdenī un augsnē. Nitrātjonu saturs ūdenī un augsnē samazinās, jo nitrātjonus uzņem mikroorganismi un augi, denitrifikācijas procesu rezultātā tas nonāk atmosfērā jau gāzveida stāvoklī (Wesström et al., 2001).

3.6. Ūdeņu kvalitātes standartu noteikšana pēc slāpekļa un fosfora savienojumiem lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās

Nosakot ūdeņu kvalitātes klašu kritēriju robežvērtības notecei no lauksaimniecības zemēm, izmantoti lauksaimniecības noteču monitoringa hidroķīmiskie dati, kas iegūti Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās drenu sistēmu un mazo sateces baseinu izpētes līmeņos laika posmā no 1994. līdz 2006. gadam, kā arī Ālaves upes ūdeņu kvalitāti raksturojošie N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju dati, kas novēroti periodā no 2005. līdz 2010. gadam.

Sateces baseini izvēlēti, jo tie reprezentē platības ar intensīvu lauksaimniecisko darbību Latvijā, kur lauksaimniecībā izmantojamo zemju īpatsvars vairāk kā 60%. Bērzes un Mellupītes stacijās iegūtie ūdeņu kvalitātes rezultāti apvienoti vienā datu paraugkopā.

Pētījumu rezultātā iegūtie empīriskie dati apstrādāti un analizēti izmantojot matemātiskās statistiskas metodes. Monitoringa rezultātu datu paraugkopai tiek izveidotas normālā sadalījuma līknes, kuras raksturo savstarpēji saistītas skaitļu rindas, tai skaitā pētāmās pazīmes vērtības un tām atbilstošos atkārtošanās biežumus jeb frekvences. Atkarībā no novērojumu skaita ieteicamā klašu intervāla garuma noteikšanai lieto Sterdžesa (3.) vai Breksa (4.) formulu (Arhipova un Bāliņa, 1999).

Šajā pētījuma drenu lauka un mazā sateces baseina monitoringa līmeņu klašu intervāla garuma aprēķinos izmantota Breksa formula (4.), jo novērojumu skaits ir >100, savukārt, upes līmenī Sterdžesa formula (3.), jo novērojumu skaits ir < 100.

Ja $n \leq 100$, lieto Sterdžesa formulu:

$$c = \frac{x_{max} - x_{min}}{1 + 3.32 \lg(n)} \qquad (3.)$$

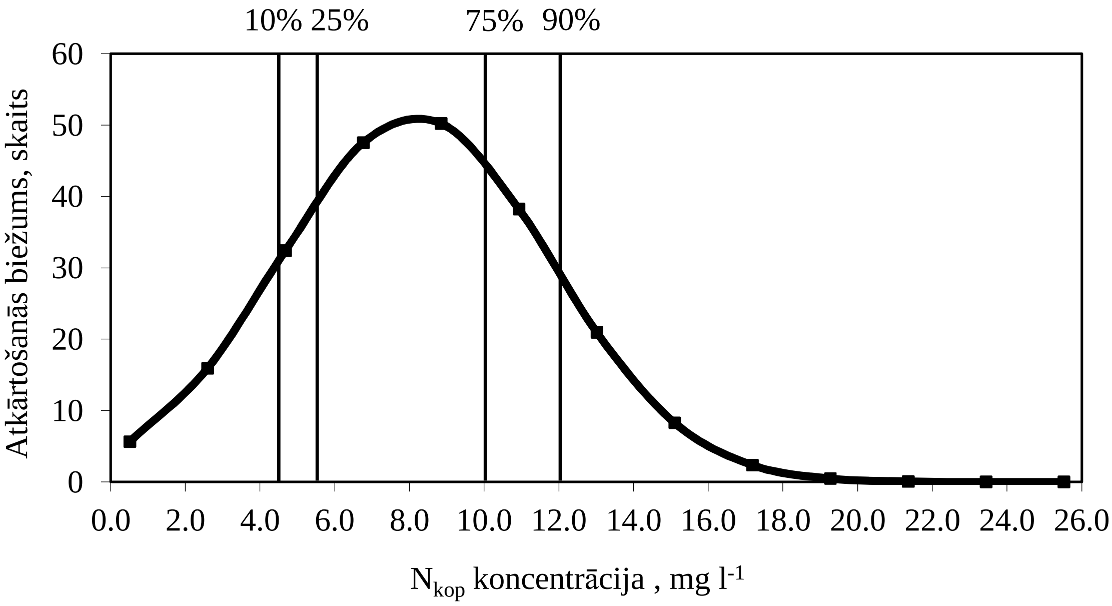
Ja $n > 100$, izmanto Breksa formulu:

$$c = \frac{x_{max} - x_{min}}{5 \lg(n)} \qquad (4.)$$

kur, n – novērojumu skaits;
c – klašu intervālu garums (mg l^{-1});
x_{max} – novērojumu paraugkopas lielākā vērtība (mg l^{-1});
x_{min} – novērojumu paraugkopas mazākā vērtība (mg l^{-1}).

Ūdeņu kvalitātes standartu / kritēriju noteikšanai pēc biogēnajiem elementiem izmantota ASV Vides aizsardzības aģentūras (*United States Environmental Protection Agency*) un Eiropas Komisijas Apvienotā (*European Commission Joint Research Centre*) pētījumu centra ieteikto metodiku, kuras pamatā ir procentuālo robežu noteikšana, izmantojot normālā sadalījuma līknes (USEPA, 2000; Cardoso et al., 2001; Rivers and Lakes..., 2003). Normālā sadalījuma līknes kombinācijā ar novēroto koncentrāciju procentuālā nodrošinājuma vērtībām sniedz iespēju noteikt robežvērtības ūdeņu piesārņojuma izvērtēšanai (3.17. attēls). Robežvērtību noteikšanai un attēlošanai iespējams izmantot arī citu sadalījumu līknes, piemēram, gamma sadalījumu. Lai noteiktu, kurš sadalījums precīzāk raksturo empīriskos datus, jāveic datu kopu analītiskā pārbaude. Šāda veida pārbaudi iespējams veikt ar STATGRAPHICS Centurion datorprogrammu. Ja novērojumu skaits ir neliels ($n \leq 30$), datu attēlošanai izmantojamas gamma sadalījuma līknes, ja $n > 30$, normālā sadalījuma līknes.

Kvalitātes klašu dalījumam izmantotās procentuālās robežas iesaka saistīt ar sekojošu aprēķinu nodrošinājumu : < 10% augsta, 10% -25% laba, 25% - 75% - vidēja, 75% - 90% slikta, > 90% ļoti slikta kvalitāte.



Avots: VŪS lauksaimniecības noteču monitoringa dati

3.17. att. Ūdeņu kvalitātes klašu robežvērtību noteikšana (drenu lauka piemērs).

Priekšlikumus ūdeņu kvalitātes dalījumam klasēs Latvijai izstrādājusi SIA „Carl Bro Latvija". Kvalitātes klases attiecināmas uz sešu tipu upēm. Upju tipi noteikti balstoties uz sateces baseina laukumu, kritumu, straumes ātrumu un gultnes raksturojumu. Šajā ūdeņu kvalitātes klasifikācijā lauksaimniecības notekas nav iekļautas. Tā kā lauksaimniecības notekām visatbilstošākās ir potomāla tipa mazās upes (t.s. Ālave), tad tieši šī tipa upju robežvērtības lietotas salīdzināšanai ar pētījumā iegūtajiem rezultātiem. SIA „Carl Bro Latvija" izveidotās robežvērtības tiek izmantotas atskaitēs par Ūdeņu struktūrdirektīvas ieviešanu Latvijā (Carl Bro, 2004; LVĢMA, 2005). Vērtējot lauksaimniecības noteces, pielietot SIA „Carl Bro Latvija" ieteikto kvalitātes rādītāju vērtēšanas skalu nebūtu ieteicams, ņemot vērā faktisko ūdeņu kvalitāti drenu sistēmās un meliorācijas sistēmu notekās lauksaimniecībā izmantojamās zemēs. Drenu sistēmu notecei un notecei no mazajiem sateces baseiniem nevar piemērot upju notecei izstrādātās ūdeņu kvalitātes standartu vērtības. Hidrogrāfiskā tīkla sākumā (drenu sistēmas, novadgrāvji, mazie sateces baseini) biogēno elementu koncentrācijas ūdenī parasti ir paaugstinātas salīdzinājumā ar upēm. Vadoties pēc šiem rādītājiem, drenu sistēmu un mazu sateces baseinu līmenī izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu „sasniegt labu ūdens kvalitāti" nevarēs. Par to liecina pētījumu rezultātā izveidotais ūdeņu kvalitātes klašu dalījums (3.12. tabula).

3.12. tabula liecina, ka salīdzinājumā ar SIA „Carl Bro Latvija" ieteikumiem drenu noteces kvalitātes vērtēšanai pēc kopējā slāpekļa koncentrāciju kritērija nepieciešams vairākkārt samazināt prasības visu klašu ietvaros un daļēji samazināt prasības mazo sateces baseinu un upju noteces kvalitātes vērtēšanai (vidējas, sliktas un ļoti sliktas kvalitātes klasēs). Novērtējot ūdeņu kvalitāti pēc kopējā fosfora koncentrācijām, drenu sistēmu un mazo sateces baseinu notecei var noteikt pat stingrākus vērtēšanas kritērijus augstas un labas kvalitātes klasēs nekā SIA „Carl Bro Latvija" priekšlikumos minētās robežvērtības, kas noteiktas potomāla tipa mazām upēm (Carl Bro, 2004; LVĢMA, 2005).

3.12. tabula

Ūdeņu kvalitātes klašu robežvērtības pēc N $_{kop}$ un P $_{kop}$ koncentrācijām

N_{kop} (mg l^{-1})				
Kvalitātes klase	Drenu lauks	Sateces baseins	Upe	SIA „Carl Bro Latvija”
Augsta	< 4.5	< 1.5	< 1.0	< 1.5
Laba	4.5 - 5.5	1.5 - 2.5	1.0 - 1.5	1.5 - 2.5
Vidēja	5.5 - 10.0	2.5 - 7.5	1.5 - 8.5	2.5 - 3.5
Slikta	10.0 - 12.0	7.5 - 10.5	8.5 - 11.0	3.5 - 4.5
Ļoti slikta	> 12.0	> 10.5	> 11.0	> 4.5
P $_{kop}$ (mg l^{-1})				
Augsta	< 0.015	< 0.025	< 0.050	< 0.045
Laba	0.015 - 0.020	0.025 - 0.050	0.050 - 0.075	0.045 - 0.090
Vidēja	0.020 - 0.075	0.050 - 0.150	0.075 - 0.125	0.090 - 0.135
Slikta	0.075 - 0.135	0.150 - 0.250	0.125 - 0.150	0.135 - 0.180
Ļoti slikta	> 0.135	> 0.250	> 0.150	> 0.180

Lai gan gada griezumā dabā notiekošie procesi ir mainīgi (veģetācijas attīstība, nokrišņu daudzums, gaisa temperatūra, noteces apjoms) un atstāj ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, tomēr, izstrādājot ūdeņu kvalitātes vērtēšanas standartus, tos nevajadzētu ņemt vērā, jo nebūtu vēlams atsevišķi klasificēt ūdeņu kvalitāti dažādos gada periodos.

Autora pētījuma gaitā izstrādāto ūdeņu kvalitātes standartu ieviešana ļautu objektīvāk izvērtēt šo ūdensteču kvalitāti, noteikt piesārņojuma līmeni, kā arī sekmētu rīcības programmas izstrādi, lai uzlabotu ūdeņu stāvokli lauksaimniecībā izmantotajās platībās.

SECINĀJUMI

1. Ilggadīgie lauksaimniecības noteču monitoringa dati (1995. – 2010. g.) pierāda, ka lauksaimniecības ietekmētajās teritorijās difūzais ūdeņu piesārņojums ar slāpekļa un fosfora savienojumiem ir atkarīgs no antropogēnās ietekmes (lauksaimniecības zemju izmantošanas intensitāte), dabiskajiem faktoriem (meteoroloģiskie un hidroloģiskie apstākļi), kā arī no pētniecības līmeņa (drenēti izmēģinājuma lauciņi, drenu lauks, mazais sateces baseins, upe).
2. Pētījumā novērotajām slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrācijām un noplūdēm ir raksturīga liela mainība monitoringa staciju ietvaros, kā arī sezonālā, ikgadējā un ilgtermiņa griezumā. Augstākās vidējās biogēno elementu koncentrācijas un noplūdes ir konstatētas Bērzes monitoringa stacijā, zemākās Vienziemītes. Atšķirības nosaka augsnē iestrādātā minerālmēslojuma un organiskā mēslojuma daudzums sateces baseina saimniecībās. Sezonālās un ikgadējās slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņas ir saistītas attiecīgi ar noteces režīmu un apjomu. Lielākie slāpekļa un fosfora savienojumu zudumi no augsnes ierasti notiek pavasara palu laikā un neveģetācijas periodā, kad augi maz uzņem augsnē esošās augu barības vielas. Ilgtermiņā intensīvas lauksaimnieciskās ražošanas apstākļos slāpekļa savienojumu koncentrācijām ir tendence palielināties.
3. Ciešākā korelācija starp noteci un N_{kop} koncentrācijām, kā arī starp nokrišņu un noteces datiem pēc Spīrmena rangu korelācijas aprēķiniem novērota Vienziemītes monitoringa stacijā, savukārt, zemākā savstarpējā saistība Bērzes monitoringa stacijā. Mainīgo kopsakarību atšķirības saistītas ar augsnes granulometriskā sastāva īpatnībām pētāmajās teritorijās. Bērzē korelācijas koeficienti nokrišņiem un noteci zemāki, jo ūdens plūsma augsnē ir lēna, drenu iebūves dziļumā augsnē sastopams augsts māla daļiņu saturs, lauka mitrumietilpības sasniegšanai nepieciešams ilgāks laiks nekā Mellupītē un Vienziemītē, kur attiecīgi ir mazāks māla saturs, tādēļ arī korelācijas koeficienti šajās teritorijās ir augstāki. Vieglāka granulometriskā sastāva augsnēs ūdens ātrāk infiltrējās cauri augsnes profilam veidojot noteci, līdz ar to ūdenī šķīstošie nitrātjoni tiek viegli izskaloti, tādēļ Vienziemītē pastāv cieša korelācija starp noteci un N_{kop} koncentrācijām nekā Bērzē un Mellupītē.
4. Monitoringa staciju mazajos sateces baseinu izpētes līmenī konstatēts, ka slāpekļa savienojumu noplūdēm ir cieša pozitīva korelācija ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā. Palielinoties aramzemes procentuālajai attiecībai pret ganībām, mežiem, atmatām, ilggadīgajiem zālājiem, palielinās slāpekļa savienojumu izskalošanās. P_{kop} noplūdei ir epizodisks raksturs un saistība ar aramzemes īpatsvaru sateces baseinā ir vāja un tādējādi arī grūtāk prognozējama.
5. Biogēno elementu koncentrāciju analīze izpētes līmeņos norāda, ka palielinoties izpētes līmenim slāpekļa savienojumu koncentrācijas samazinās aiztures, atšķaidīšanās un savstarpējās transformācijas procesu ietekmē. Fosfora koncentrāciju mainība izpētes līmeņos ir neviennozīmīga un atkarīga no virszemes noteces ūdeņu pieplūduma drenu sistēmu un mazo sateces baseinu līmeņos un punktveida piesārņojuma slodzes upju līmenī.
6. Uzstādot pārāk augstas prasības lauksaimniecības notecei, zemniekiem būs grūti izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu – „2015. gadā sasniegt labu ūdens kvalitāti”. Pētījuma rezultāti ļauj secināt, ka lauksaimniecības zemju drenu sistēmās par labu ūdeņu kvalitātes robežlielumu, vērtējot pēc kopējā slāpekļa koncentrācijas, varētu pieņemt 4.5 – 5.5 mg l^{-1}, mazos sateces baseinos

1.5 – 2.5 mg l^{-1}, potomāla tipa mazās upēs 1.0 – 1.5 mg l^{-1}. Savukārt, vērtējot pēc kopējā fosfora koncentrācijas, par labu ūdeņu kvalitātes robežlielumu drenu sistēmās varētu uzskatīt 0.015 – 0.02 mg l^{-1}, mazos sateces baseinos 0.025 – 0.05 mg l^{-1}, savukārt, mazajās upēs 0.05 – 0.075 mg l^{-1}.

7. Lauksaimniecības noteču monitorings dažādos izpētes līmeņos ir noderīgs instruments, lai noteiktu un paredzētu lauksaimniecības nozares ietekmi uz ūdeņu kvalitāti un novērtētu agrovides pasākumu efektivitāti piesārņojuma samazināšanai, kuru realizācija nepieciešama saskaņā ar Ūdeņu struktūrdirektīvas un Nitrātu direktīvas ieviešanu Latvijā.

PATEICĪBA

Vēlējos izteikt patiesu pateicību un atzinību promocijas darba vadītājam, profesoram Viesturam Jansonam, kurš pēc maģistrantūras studijām iedvesmoja mani turpināt ūdeņu kvalitātes pētījumus arī doktorantūras līmenī. Paldies, Viestur, ka palīdzējāt iesaistīties un iejusties zinātnes pasaulē, kā arī par laiku, ko veltījāt mana pētnieciskā darba vadīšanai.

Tāpat gribētu pateikties Vides un ūdenssaimniecības katedras kolēģiem, īpaši Kasparam Abramenko, Laimai Bērziņai, Dr. Ēvaldam Dreimanim, Lindai Grinbergai, Ingai Grīnfeldei, Ritai Kiseļunai, Uldim Kļaviņam, Jadvigai Radziņai, Dr. Ritvaram Sudāram, † Dr. Jānim Švarcbaham, Dr. Jānim Valteram, Artūram Veinbergam,Valdim Vircavam, † Dr. Ansim Zīvertam, par dažāda veida uzmundrinājumiem, zināšanām, padomiem un atbalstu, kas stimulēja mana promocijas darba sagatavošanu.

Vēlējos pieminēt un pateikties Bioforsk (Norwegian Institute for Agricultural and Environmental Research) pārstāvjiem Johannes Deelstra un Per Stålnacke par iespēju stažēties Norvēģijā un uzlabot angļu valodas prasmes.

Ļoti īpašu pateicību veltu sievai Lienei un bērniem Ancei un Krišjānim par atbalstu, ko saņēmu visā doktorantūras studiju un promocijas darba sagatavošanas periodā, kā arī par pacietību manas prombūtnes laikā.

Promocijas darba izstrāde un publicēšana veikta ar Eiropas Sociālā Fonda nacionālās programmas „Atbalsts doktorantūras programmu īstenošanai un pēcdoktorantūras pētījumiem” projekta „Atbalsts doktorantūras studijām un pēcdoktorantūras pētījumiem inženierzinātnēs, lauksaimniecības inženierzinātnēs un mežzinātnē” (līguma Nr. VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1/0005/0067) finansiālu atbalstu, kā arī ar Eiropas Sociālā Fonda apakšaktivitātes „Atbalsts doktora studiju programmu īstenošanai” projekta „Atbalsts LLU doktora studiju īstenošanai” (vienošanās Nr. 2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017) mērķfinansējuma atbalstu.

IZMANTOTĀ LITERATŪRA

1. 2000/60/EC (2000) Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, No. L327, 72 p.

2. 2008/56/EC (2008) Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. *Official Journal of the European Communities*, No. L164, 22 p.

3. 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.

4. Ahiablame L.M., Chaubey I., Smith D.R., Engel B.A. (2011) Effect of tile effluent on nutrient concentration and retention efficiency in agricultural drainage ditches. *Agricultural Water Management*, Vol. 98, p. 1271 - 1279.

5. Apsīte E., Bakute A., Elferts D., Kurpniece L., Pallo I. (2011) Climate change impacts on river runoff in Latvia. *Climate Research*, Vol. 48, p. 57 - 71.

6. Arhipova I., Bāliņa S. (1999) *Statistika ar Microsoft Excel 97 ikvienam.* 1. daļa. Rīga: Datorzinību Centrs. 168 lpp.

7. Armstrong. A. C., Burt. T. P. (1993) Nitrate Losses from Agricultural Land. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 239 - 267.

8. Bakhsh A., Kanwar R. S., Pederson C., Bailey T. B. (2006) N-source effects on temporal distribution of NO_3-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water, Air & Soil Pollution*, Vol. 181, p. 35 - 50.

9. Bechmann M. E., Berge D., Eggestad H. O., Vandsemb S. M. (2005) Phosphorus transfer from agricultural areas and its impact on the eutrophication of lakes – two long-term integrated studies from Norway. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 238 - 250.

10. Bechmann M., Deelstra J., Stålnacke P., Eggestad H. O., Øygarden L., Pengerud A. (2008) Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses. *Environmental Science & Policy*, Vol. 11, p. 102 - 114.

11. Bechmann M., Stålnacke P. (2005) Effect of policy-induced measures on suspended sediments and total phosphorus concentrations from three Norwegian agricultural catchments. *Science of the Total Environment*, Vol. 344, p. 129 - 142.

12. Bechmann M., Stålnacke P., Kværnø S. H. (2007) Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 120, p. 117 - 128.

13. Bechmann M., Stålnacke P., Kværnø S., Eggestad H. O., Øygarden L. (2009) Integrated tool for risk assessment in agricultural management of soil erosion and losses of phosphorus and nitrogen. *Science of The Total Environment*, Vol. 407, p. 749 - 759.

14. Birgand F., Skaggs R. W., Chescheir G. M., Gilliam J. W. (2007) Nitrogen Removal in Streams of Agricultural Catchments – A Literature Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, Vol. 37, 381 - 487.

15. Borin M., Vianelloa M., Moraria F., Zaninb G. (2005) Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 105, p. 101 - 114.

16. Braun H. M. H., Kruijne R. (1994) Soil conditions. **In:** Ritzema H. P. *Drainage Principles and Applications*. Wageningen, Netherlands: ILRI Publication 16 (Second Edition), p. 77 - 110.

17. Bušmanis P., Kārkliņš A., Osītis U., Sudārs R., Turka I., Jansons V., Lapiņš D., Švarcbahs J., Dzalbe I., Foged H. L., Sandal E., Sunesen N. V., Hjuler L., Fuglsang S., Fog E., Hoydal E. (1999) *Labas lauksaimniecības prakses nosacījumi Latvijā*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLU. 103 lpp.

18. Cameron K.C., Di H. J., Condron L. M. (2002) Nutrients and Pesticides Transfer from Agricultural Soils to Water in New Zealand. **In:** Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 7 - 27.

19. Campbell K. L., Edwards D. R. (2001) Phosphorus and Water Quality Impacts. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 91 - 109.

20. Cardoso, A.C., Duchemin, J., Magoarou, P., Premazzi, G. (2001) *Criteria for the identification of freshwaters subject to eitrophication*. European Commission, Joint Research Centre, Luxembourg. 88 p.

21. Carl Bro (2004) *Transposition and Implementation of the EU Water Framework Directive In Latvia*. [tiešsaiste] Technical Report No. 3: Action Plan – How to define ecological status of surface water body types. Dānijas vides aizsardzības aģentūra, LR Vides ministrija, Carl Bro a/s (Denmark) & Carl Bro SIA (Latvia), p. 50 - 60. [Skatīts 02. 02. 2012.] Pieejams:
http://www.varam.gov.lv/eng/projekti/es_vides_projekti/?doc=3315

22. Catt J. A., Howse K. R., Farina R., Brockie D., Todd A., Chambers B. J., Hodgkinson R., Harris G. L., Quinton J. N. (1998) Phosphorus losses from arable land in England. *Soil Use and Management*, Vol. 14, p. 168 - 174.

23. *CORINE Land Cover 2000 Latvija* (2003) Latvijas Vides aģentūra, Eiropas Vides aģentūra (mērogs 1:100000.)

24. de Vos J. A. (2001) Monitoring nitrate leaching from submerged drains. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, p. 1092 - 1096.

25. DeBarry P. A. (2004) *Watersheds: Processes, Assessment, and Management*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 700 p.

26. Deelstra J., Abramenko K., Vagstad N., Jansons V. (2005) Scale issues, hydrological pathways, and nitrogen runoff from agriculture - results from the Mellupite catchment, Latvia. **In:** *Proceedings of 3rd International SWAT Conference*, p. 390 - 397.

27. Deelstra J., Eggestad H. O., Iital A., Jansons V. (2008) Hydrological processes in small agricultural catchments. **In:** *Proceedings of the 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage*, p. 314 - 333.

28. Deelstra J., Vagstad N., Loigu E., Iital A., Jansons V., Abramenko K., Sileika S. A. (2004) The GEF - Baltic Sea Regional Project – Monitoring and assessment of non-point source pollution. **In:** *Nordic Hydrological Programme Report*, No. 48, Vol. 2, 393 - 405.

29. Deelstra J., Vagstad N., Loigu E., Vasilyev A., Janssons V. (1998) Interactions between hydrology and nutrient runoff in small agricultural catchments. A comparative study of Estonian, Latvian and Norwegian catchments. **In:** *Nordic Hydrological Programme Report*, No. 44, Vol. 1, 120 - 128.

30. Delpla I., Baurès E., Jung A. V., Thomas O. (2011) Impacts of rainfall events on runoff water quality in an agricultural environment in temperate areas. *Science of the Total Environment*, Vol. 409, p. 1683 - 1688.

31. Donohue I., Styles D., Coxon C., Irvine K. (2005) Importance of spatial and temporal patterns for assessment of risk of diffuse nutrient emissions to surface waters. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 183 - 192.

32. Donohue R., Davidson W. A., Peters N. E., Nelson S., Jakowyna B. (2001) Trends in total phosphorus and total nitrogen concentrations of tributaries to the Swan–Canning Estuary, 1987 to 1998. *Hydrological Processes*, Vol. 15, p. 2411 - 2434.

33. Duchemin M., Hogue R. (2009) Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 131, p. 85 - 97.

34. Edwards A. C., Pugh K.,Wright G., Sinclair A. H., Reaves G. A. (1990) Nitrate status of two major Rivers in N.E. Scotland with respect to land use and fertiliser additions. *Chemistry and Ecology*, Vol. 4, p. 97 - 107.

35. FAO (2006) *World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication* [tiešsaiste]. World Soil Resources Reports No. 103. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 145 p. [Skatīts 15.08.2011.] Pieejams: http://www.fao.org/ag/Agl/agll/wrb/doc/wrb2006final.pdf

36. Firestone M. K. (1982) Biological denitrification. **In:** Stevenson F. J. *Nitrogen in Agricultural Soils*. Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, p. 289 - 326.

37. Fu W., Tunney H., Zhang C. (2010) Spatial variation of soil nutrients in a dairy farm and its implications for site - specific fertilizer application. *Soil & Tillage Research*, Vol. 106, p. 185 - 193.

38. Gelbrecht J., Lengsfeld H., Pöthig R., Opitz D. (2005) Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 151 - 165.

39. Gilbert R. O. (1987) *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, Inc. 336 p.

40. Glazačeva L. (2004) *Latvijas ezeri un ūdenskrātuves*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Ūdenssaimniecības un zemes zinātniskais institūts. Jelgava: LLU. 217 lpp.

41. Granlund K., Räike A., Ekholm P., Rankinen K., Rekolainen S. (2005) Assessment of water protection targets for agricultural nutrient loading in Finland. *Journal of Hydrology*, Vol. 304, p. 251 - 260.

42. Grant R., Laubel A., Kronvang B., Andersen H. E., Svendsen L. M., Fuglsang A. (1996) Loss of dissolved and particulate phosphorus from arable catchments by subsurface drainage. *Water Research*, Vol. 30, Issue 11, p. 2633 - 2642.

43. Grazhdani S., Jacquin F., Sulçe S. (1996) Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania. *The Science of the Total Environment*, Vol. 191, p. 15 - 21.

44. Guidance on Surface Water Chemical Monitoring under the Water Framework Directive (2009) [tiešsaiste] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 19. European Commission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 132 p. [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams:

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidance_monitoringpdf/_EN_1.0_&a=d

45. *Guidelines for the monitoring required under the Nitrates directive* (2004) European Commission. Directorate-General XI. Environment, Nuclear Safety and Civil Protection. Directorate 0 - Environment, Quality and Natural Resources. 68. p.

46. Hatch D., Goulding K., Murphy D. (2002) Nitrogen. **In:** Haygarth P. M., Jarvis S. C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 7 - 27.

47. Havlin J. L., Beaton J. D., Tisdale S. L., Nelson W. L. (2005) *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. Upper Saddle River, New Jersey: Pearson Education, Inc. 515 p.

48. Heathwaite A. L. (1993) Nitrogen Cycling in Surface Water and Lakes. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 99 - 140.

49. Heathwaite A. L. (1997) Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture. **In:** Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 205 - 223.

50. Heathwaite A. L., Burke S. P., Bolton L. (2006) Field drains as a route of rapid nutrient export from agricultural land receiving biosolids. *Science of the Total Environment*, Vol. 365, p. 33 - 46.

51. Heathwaite A. L., Burke S. P., Trudgill S. T. (1993) Overview – the Nitrate Issue. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 3 - 21.

52. Heathwaite A. L., Johnes P. J., Peters N. E. (1996) Trends in nutrients. *Hydrological Processes*, Vol. 10, p. 263 – 293.

53. HELCOM (2005) *Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 100. 24 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep100.pdf

54. HELCOM (2006) *Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 104. 64 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep104.pdf

55. HELCOM (2007) *Activities 2006 Overview*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 112. 74 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/bsep112.pdf

56. HELCOM (2009) *Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment Proceedings, No. 115B. 148 p. [Skatīts 27. 01. 2012.] Pieejams: http://meeting.helcom.fi/c/document_library/get_file?p_l_id=79889&folderId=377779&name=DLFE-36818.pdf

57. HELCOM (2011) *Activities 2010 Overview*. [tiešsaiste] Helsinki Commission. Baltic Marine Environment Protection Commission. Baltic Sea Environment

Proceedings, No. 127. 72 p. [Skatīts 02. 08. 2011.] Pieejams: http://www.helcom.fi/stc/files/Publications/Proceedings/BSEP127.pdf

58. Helsel D. R., Hirsch R. M. (2002) *Statistical Methods in Water Resources*. [tiešsaiste] Techniques of Water-Resources Investigations, Book 4, Chapter A3. U.S. Geological Survey. 522 p. [Skatīts 02. 01. 2012.] Pieejams: http://pubs.usgs.gov/twri/twri4a3/pdf/twri4a3-new.pdf

59. Helsinki Convention (2008) Convention on the Protection of the Marine Environment of the Baltic Sea Area, 1992 (Helsinki Convention). Helsinki Commission. 45 p.

60. Hirsch R. M., Slack, J. R. (1984) A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. *Water Resources Research*, Vol. 20, p. 727 - 732.

61. Hofer M., Lehmann P., Biemelt D., Stähli M., Krafczyk M. (2011) Modelling subsurface drainage pathways in an artificial catchment. *Physics and Chemistry of the Earth*, Vol. 36, p. 101 - 112.

62. Hoffmann M., Johnsson H. (1999) A method for assessing generalised nitrogen leaching estimates for agricultural land. *Environmental Modeling and Assessment*, Vol. 4, p. 35 - 44.

63. Hooda P. S., Moynagh M., Svoboda I. F., Thurlow M., Stewart M., Thomson M., Anderson H. A. (1997) Streamwater nitrate concentrations in six agricultural catchments in Scotland. *The Science of the Total Environment*, Vol. 201, p. 63 - 78.

64. Huang F., Wang X., Lou L., Zhou Z., Wu J. (2010) Spatial variation and source apportionment of water pollution in Qiantang River (China) using statistical techniques. *Water Research*, Vol. 44, p. 1562 - 1572.

65. Iital A. (2005) *Monitoring of surface water quality in small agricultural watersheds*: Doctoral Thesis. Tallinn: Tallinn University of Technology. 109 p.

66. Iital A., Loigu E. (2001) Agricultural runoff monitoringi n Estonia. **In:** *Proceedings of the Symposium dedicated to the 40th Anniversary of the Institute of Environmental Engineering at the Tallin Technical University*, p. 67 - 75.

67. Iital A., Pachel K., Loigu E., Pihlak M., Leisk U. (2010) Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles. *Journal of Environmental Monitoring*, Vol. 12, p. 178 - 188.

68. Jansons V., Busmanis P., Dzalbe I., Kirsteina D. (2003) Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *European Journal of Agronomy*, Vol. 20, p. 173 - 179.

69. Jansons V., Bušmanis P., Zīverts A., Andersons A. (1997) *Agricultural Run-off Monitoring: Land Report of Latvia*. Baltic Environmental Agricultural Run-Off Programme, Technical Report No 2. Latvia University of Agriculture, Jelgava, Latvia. 34 p.

70. Johnes P. J., Burt T. P. (1993) Nitrate in Surface Waters. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd, p. 269 - 317.

71. Kavacs G. (1994) *Latvijas daba* : enciklopēdija. 1. sēj., A-Dom. Rīga: Latvijas enciklopēdija. 255 lpp.

72. Kløve B., Sveistrup T. E, Hauge A. (2010) Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma*, Vol. 154, p. 219 - 232.

73. Kļaviņš M., Briede A., Lizuma L., Radionovs V., Grišule G. (2008) Latvijas klimats un tā mainības raksturs. **No:** Āboliņa K., Andrušaitis A., Blumberga D., Briede A., Bruņiniece I., Grišule G., Kļaviņš M. *Klimata mainība un globālā sasilšana*. Rīga: LU akadēmiskais apgāds, 75. - 110. lpp.

74. Kļaviņš M., Cimdiņš P. (2004) *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība*. Latvijas Universitāte. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 208 lpp.

75. Kronvang B., Grant R., Laubel A. R., Pedersen M. L. (2002) Quantifying Sediment and Nutrient Pathways within Danish Agricultural Catchments. **In:** Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 281 - 301.

76. Kronvang B., Jeppesen E., Conley D. J., Søndergaard M., Larsen S. E., Ovesen N. B., Carstensen J. (2005) Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology,* Vol. 304, p. 274 - 288.

77. Kyllmar K. (2004) *Nitrogen Leaching in Small Agricultural Catchments – Modelling and monitoring for assessing state, trends and effects of counter–measures*: Doctoral Thesis. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences. 37 p.

78. Kyllmar K., Carlsson C., Gustafson A., Ulen B., Johnsson H. (2006) Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 115, p. 15 - 26.

79. 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

80. Laznik M., Stålnacke P., Grimvall A., Wittgren H. B. (1999) Riverine input of nutrients to the Gulf of Riga - temporal and spatial variation. *Journal of Marine Systems*, Vol. 23, p. 11 - 25.

81. Leinweber P., Turner B. L., Meissner R. (2002) Phosphorus. **In:** Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 29 - 55.

82. LVĢMA (2005) *Upju baseinu apgabalu raksturojums. Antropogēno slodžu uz pazemes un virszemes ūdeņiem vērtējums. Ekonomiskā analīze*. LR Vides ministrija. Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūra. 155 p.

83. Magette W. L. (2001) Monitoring. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 305 - 327.

84. Magner J. A., Payne G.A. and Steffen L. J. (2004) Drainage effects on stream nitrate-N and hydrology in south-central Minnesota (USA). *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 91, p. 183 - 198.

85. Mander Ü., Kull A., Tamm V., Kuusemets V., Karjus R. (1998) Impact of climatic fluctuations and land use change on runoff and nutrient losses in rural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, Vol. 41, p. 229 - 238.

86. McDowell R. W., Sharpley A. N., Kleinman P. J. A., Gburek W. J. (2002) Hydrological Source Management of Pollutants at the Soil Profile Scale. **In:** Haygarth P. M., Jarvis S. C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 197 - 223.

87. Merrington G., Winder L., Parkinson R., Redman M. (2002) *Agricultural Pollution: Environmental Problems and Practical Solutions*. New York: Taylor & Francis. 243 p.

88. Migliaccio K. W., Castro J., Haggard B. E. (2011) Water Quality Statistical Analysis. **In:** Li Y., Migliaccio K. W. *Water Quality Concepts, Sampling, and Analyses*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 241 - 274.

89. Moreno-Mateos D., Pedrocchi C., Comín F. A. (2010) Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering*, Vol. 36, p. 631 - 639.

90. Morgan G. A., Leech N. L., Gloeckner G. W., Barrett K. C. (2004) *SPSS for Introductory Statistics: Use and Interpretation*. Mahwah, New Jersey: Lawrence Erlbaum Associates, Inc. 223 p.

91. Nash D., Halliwell D., Cox J. (2002) Hydrological Mobilization of Pollutants at the Field/Slope Scale. **In:** Haygarth P.M., Jarvis S.C. *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 225 - 242.

92. Nikodemus O., Kārkliņš A., Kļaviņš M., Melecis V. (2008) *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. Latvijas Universitāte. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds. 256 lpp.

93. *Noteikumi par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisīta piesārņojuma ar nitrātiem* (2011): LR MK noteikumi Nr. 33. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.]. Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?id=224753

94. Oquist K. A., Strock J. S., Mulla D. J. (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 36, p. 1194 - 1204.

95. *Par piesārņojumu* (2001): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?id=6075

96. Paura L., Arhipova I. (2002) *Neparametriskas metodes: SPSS datorprogramma*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLKC. 148 lpp.

97. Petry J., Soulsby C., Malcolm I.A., Youngson A.F. (2002) Hydrological controls on nutrient concentrations and fluxes in agricultural catchments. *The Science of the Total Environment*, Vol. 294, p. 95 - 110.

98. Pierzynski G. M., Sims J. T., Vance G. F. (2000) Soils and Environmental Quality. Boca Raton, Florida: CRC Press. 584 p.

99. Pietilainen O. P., Rekolainen S. (1991) Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface waters in Finland. *Aqua Fennica*, Vol. 21, p. 127 - 136.

100.*Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei* (2004): LR MK noteikumi Nr. 92. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?id=84753

101.Räike A., Pietiläinen O. P., Rekolainen S., Kauppila P., Pitkänen H., Niemi J., Raateland A., Vuorenmaa J. (2003) Trends of phosphorus, nitrogen and chlorophyll a concentrations in Finnish rivers and lakes in 1975–2000. *The Science of the Total Environment*, Vol. 310, p. 47 - 59.

102. Ramoska E., Bastiene N., Saulys V. (2011) Evaluation of controlled drainage efficiency in Lithuania. *Irrigation and Drainage*, Vol. 60, p. 196 - 206.

103. Randall G. W., Mulla D. J. (2001) Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 30, p. 337 - 344.

104.Rekolainen S., Ekholm P., Ulen B., Gustafson A. (1997) Phosphorus Losses from Agriculture to Surface Water in the Nordic Countries. **In:** Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 77 - 93.

105.Ritter W. F., Bergstrom L. (2001) Nitrogen and Water Quality. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 59 - 89.

106. Ritter W. F., Shirmohammadi A. (2001) Agricultural Drainage and Water Quality. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution : Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 207 - 231.

107.Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems (2003) [tiešsaiste] EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document, No. 10. European Commission. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities. 94 p. [Skatīts 18. 08. 2011.] Pieejams:. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents/guidancesnos10sreference/_EN_1.0_&a=d

108. Sauka O. (1987) *Lauksaimniecības hidrotehniskā meliorācija*. Latvijas Lauksaimniecības akadēmija. Rīga: Zvaigzne. 296 lpp.

109.SEPA (1994) *Eutrophication of soil, fresh water and the sea*. Swedish Environmental Protection Agency. Värnamo: AB Fälths Tryckeri, p. 16 - 18.

110. Sharpley A. N., Rekolainen S. (1997) Phosphorus in Agriculture and Its Environmental Implications. **In:** Tunney H., Carton O. T., Brookes P. C., Johnston A. E. *Phosphorus Loss from Soil to Water*. Wallingford, United Kingdom: CAB International, p. 1 - 53.

111. Sharpley A. N., Smith S. J., Jones O. R.,Berg W. A., Coleman G. A. (1992) The transport of bioavailable phosphorus n agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, Vol. 21, p. 30 - 35.

112.Sileika A. S., Gaigalis K., Kutra G., Smitiene A. (2005) Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 102, p. 359 - 374.

113.Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C. (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, Vol. 100, p. 179 - 196.

114.Stålnacke P. (1996) *Nutrient loads to the Baltic Sea*: Doctoral Thesis. Linköping: Linköping University. 195 p.

115.Stålnacke P., Grimvall A., Libiseller C., Laznik M., Kokorite I. (2003) Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, Vol. 283, p. 184 - 205.

116. Stålnacke P., Grimvall A., Sundblad K., Wilander A. (1999) Trends in nitrogen transport in Swedish rivers. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 59, p. 47 - 72.

117. Stenger R., Priesack E., Beese F. (2002) Spatial variation of nitrate-N and related soil properties at the plot-scale. *Geoderma*, Vol. 105, p. 259 - 275.

118. Sudārs R., Jansons V., Kļaviņš U., Dzalbe I. (2005) Intensīvas lopkopības ietekme uz ūdens vidi. *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*, Nr 15 (310), 40. - 49. lpp.

119. Šķiņķis C. (1986) *Augšņu drenēšana*. Rīga: Avots. 331 lpp.

120. Tanner C. C., Nguyen M. L., Sukias J. P. S. (2005) Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, Vol. 105, p. 145 - 162.

121. Taylor G. D., Fletcher T. D., Wong T. H. F., Breen P. F., Duncan H. P. (2005) Nitrogen composition in urban runoff - implications for stormwater management. *Water Research*, Vol. 39, p. 1982 - 1989.

122. Tiemeyer B., Kahle P., Lennartz B. (2006) Nutrient losses from artificially drained catchments in North-Eastern Germany at different scales. *Agricultural Water Management*, Vol. 85, p. 47 - 57.

123. Time Trends (2010) *Trend Analysis and Equivalence Testing for Environmental Data* [tiešsaiste]. National Institute of Water & Atmospheric Research, Auckland, New Zealand. [Skatīts 03. 01. 2012.]. Pieejams: http://www.niwa.co.nz/our-science/freshwater/tools/time-trends

124. Turtola E., Paajanen A. (1995) Influence of improved subsurface drainage on phosphorus losses and nitrogen leaching from a heavy clay soil. *Agricultural Water Management*, Vol. 28, p. 295 - 310.

125. *Ūdens apsaimniekošanas likums* (2002): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?id=66885

126. Ulén B., Bechmann M., Fölster J., Jarvie H. P., Tunney H. (2007) Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, Vol. 23, p. 5 - 15.

127. USDA (2009) Agricultural Wastes and Water, Air, and Animal Resources. **In:** *Agricultural Waste Management Field Handbook.* [tiešsaiste] United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service. 29 p. [Skatīts 01. 08. 2011.] Pieejams:
http://directives.sc.egov.usda.gov/OpenNonWebContent.aspx?content=6616.wba

128. USEPA (2000) *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams* [tiešsaiste]. United States Environmental Protection Agency. Office of Water and Office of Science and Technology. 253 p. [Skatīts 01. 08. 2011.] Pieejams: http://water.epa.gov/scitech/swguidance/standards/criteria/nutrients/upload/2009_04_22_criteria_nutrient_guidance_rivers_rivers-streams-full.pdf

129. USGS (1999) *The Quality of Our Nation's Waters – Nutrients and Pesticides*. [tiešsaiste] United States Geological Survey. United States Department of the Interior, p. 32 - 50. [Skatīts 01.08.2011.] Pieejams: http://pubs.usgs.gov/circ/circ1225/pdf/nut33-50.pdf

130. Van Herpe Y., Troch P. A. (2000) Spatial and temporal variations in surface water nitrate concentrations in a mixed land use catchment under humid temperate climatic conditions. *Hydrological Processes*, Vol. 14, p. 2439 - 2455.

131. Van Miegroet H., Johnson D. (1993) Nitrate Dynamics in Forest Soils. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 75 - 97.

132. Varol M., Şen B. (2009) Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of Behrimaz Stream, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 159, p. 543 - 553.

133. *Vides aizsardzības likums* (2006): LR likums. [tiešsaiste] [Skatīts 03. 08. 2011.] Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?mode=DOC&id=147917

134. Vinten A. J. A., Smith K. A. (1993) Nitrogen Cycling in Agricultural Soils. **In:** Burt T. P., Heathwaite A. L., Trudgill S. T. *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Chichester, United Kingdom: John Wiley & Sons Ltd., p. 39 - 73.

135. VMP (2010) *Vides monitoringa programma 2009. - 2012. gadam*: LR Vides ministra rīkojums Nr. 121. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams: http://www.vvd.gov.lv/data/doc/norm.akti/monitorings/0_Sakums_190410.pdf un http://www.vvd.gov.lv/data/doc/norm.akti/monitorings/II_UDENS_190410.pdf

136. VMPP (2009) *Vides monitoringa programmas pamatnostādnes 2009. - 2012. gadam*: LR MK rīkojums Nr. 187. [tiešsaiste] [Skatīts 08. 08. 2011.] Pieejams: http://www.likumi.lv/doc.php?id=189098

137. Von Storch H., Zwiers F. W. (1999) *Statistical Analysis in Climate Research*. Cambridge: Cambridge University Press. 484 p.

138. Vuorenmaa J., Rekolainen S., Lepistö A., Kenttämies K. and Kauppila P. (2002) Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment*, Vol. 76, p. 213 - 248.

139. Ward R. C., Robinson M. (2000) *Principles of Hydrology*. Maidenhead, England: McGraw-Hill Publishing Company. 450 p.

140. Warner K. L. (2000) *Analysis of Nutrients, Selected Inorganic Constituents, and Trace Elements in Water from Illinois Community-Supply Wells, 1984–91* [tiešsaiste]. Water-Resources Investigations Report 99–4152. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey, Urbana, Illinois. 54 p. [Skatīts 03. 01. 2012.] Pieejams: http://il.water.usgs.gov/pubs/wrir99_4152.pdf

141. Wesström I., Messing I., Linnér H., Lindström J. (2001) Controlled drainage - effects on drain outflow and water quality. *Agricultural Water Management*, Vol. 47, p. 85 - 100.

142. Wolfe M. L. (2001) Hydrology. **In:** Ritter W. F., Shirmohammadi A. *Agricultural Nonpoint Source Pollution: Watershed Management and Hydrology*. Boca Raton, Florida: CRC Press, p. 1 - 27.

143. Zar J. H. (1984) *Biostatistical analysis*. Englewood Cliffs, New Jersey: Prentice-Hall. 718 p.

144. Zhao T., Xu H., He Y., Tai C., Meng H., Zeng F., Xing M. (2009) Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, Vol. 21, p. 933 - 939.

145. Zīverts A. (2004) *Hidroloģija*. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. Jelgava: LLU. 103 lpp.

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

I

SCALE ISSUES FOR ASSESSMENT OF NUTRIENT LEACHING FROM AGRICULTURAL LAND IN LATVIA

Lagzdins A., Jansons V., Sudars R., Abramenko K. (2012)

Hydrology Research, Vol. 43, No. 4, p. 383 – 399.

Scale issues for assessment of nutrient leaching from agricultural land in Latvia

Ainis Lagzdins, Viesturs Jansons, Ritvars Sudars and Kaspars Abramenko

ABSTRACT

This paper deals with water quality assessment and recommendations for a classification system based on nitrogen (N) and phosphorus (P) concentrations. In order to evaluate the influence of agricultural intensity, climate and hydrology on water quality, the long-term data (from 1995 to 2009) collected in three Latvian diffuse pollution monitoring sites (Berze, Mellupite and Vienziemite) were analysed. Measurements were carried out within areas where agriculture was the main source of diffuse nutrient loading at four spatial scales, i.e. experimental plot, drainage field, small catchment and river. The available long-term data series shows large variations in nutrient concentrations, depending on the intensity of agricultural production system and the scale of measurements. The concentrations of total N are higher at the plot scale, decreasing when the spatial scale of measurements increase. The proposed simplified classification system (five classes) was based upon the assumption that good chemical status for rivers in agricultural areas represent concentrations of total N < 1.5 mg L^{-1} and total P < 0.075 mg L^{-1}, while in small catchments total N < 2.5 mg L^{-1} and total P < 0.050 mg L^{-1} and in subsurface drainage water total N < 5.5 mg L^{-1} and total P < 0.020 mg L^{-1}.

Key words | agricultural runoff, monitoring scales, nitrogen, phosphorus, probability distribution

Ainis Lagzdins (corresponding author)
Viesturs Jansons
Ritvars Sudars
Kaspars Abramenko
Department of Environmental Engineering and Water Management,
Latvia University of Agriculture,
19 Akademijas Street,
LV-3001, Jelgava,
Latvia
E-mail: *ainis.lagzdins@llu.lv*

INTRODUCTION

Excessive amounts of nutrients can lead to eutrophication, which harms the water environment affecting water ecological status and use for human needs. In several investigations (USGS 1999; Randall & Mulla 2001; Vuorenmaa *et al.* 2002) it was reported that water balance of the humid soils causes nitrogen and phosphorus leaching from natural and agricultural sources. The nutrient concentrations in streams strongly correlate with the percentage of arable land in agriculture – the main source of diffuse pollution. This was noted in several studies concerning scale of monitoring by Jansons *et al.* (2003) in Latvia, Sileika *et al.* (2005) in Lithuania, and Kyllmar *et al.* (2006) and Ulén & Fölster (2007) in Sweden. HELCOM (2009) reported that diffuse inputs constitute 71% of the total nitrogen and 44% of total phosphorus load into surface waters within the Baltic Sea catchment area. Agriculture alone contributed about 80% of diffuse load of nitrogen. However, the role of agriculture may be somewhat more significant as a result of increased implementation of nutrient removal measures in the municipal sector.

The accelerated nutrient enrichment or eutrophication of water bodies from anthropogenic sources have become a significant water quality problem in most EU countries. In 1991, the Nitrate Directive (ND) was imposed with the aim of reducing concentrations of nitrogen in water ecosystems (EC 1991). The later European Water Framework Directive (WFD), imposed in 2000, introduced new targets for water quality at levels closer to those which may be seen under natural conditions, without considerable human impact, i.e. good water quality should be reached by 2015 (EC 2000). In view of the requirements of the ND and WFD and the future implementation of the directives, a list of possible quantitative water quality parameters will also be valuable for decision making, for water management

doi: 10.2166/nh.2012.122

planning and assessment of the efficiency of planned measures, e.g. Action Programs (ND) and Programs of Measures (WFD).

Water quality evaluation requires consideration of the water body types at different spatial and geographical scales. In humid soils this can be analysed at several different scales: (1) drainage plot scale, (2) drainage field scale, (3) small agricultural catchment scale and (4) river scale. Each scale has the following specific meaning in water quality evaluation:

1. Drainage plot scale: represents the relationships between soil, plant, nutrients and water. The nutrients leaching from farm land with different application rates and timing of mineral and organic fertilizers for various crops and soil management are studied in this scale.
2. Drainage field scale: shows integrated effects of crop rotation and application of fertilizers on the water quality. At this scale it may be possible to aggregate the results of plot studies, and to relate them to patterns of nutrient transport at the drainage field outlet.
3. Small agricultural catchment scale: represents the influence of variations in farming practices, erosion processes, soil types and topography within the catchment.
4. River scale: the impact of the climate conditions, land use distribution, different pollution sources, including point sources, and retention processes from headwaters to the downstream part of the river on water quality can be analysed.

A long-term sampling programme is necessary due to the large variability that can occur annually in the intensity of nutrient/algal problems, due to timing of weather (primarily scouring storm events or persistent low flow events with long residence time) and seasonality of nutrient runoff. Ideally, water quality monitoring programmes produce long-term datasets compiled over multiple years, to capture the natural, seasonal and year-to-year variations in nutrient concentrations.

In Latvia, the agricultural runoff monitoring programme to determine the impact of agriculture on water quality was started in 1995. Cooperation with the Nordic countries promoted the establishment of the network of monitoring stations in Berze, Mellupite and Vienziemite sites with hydraulic measurement structures and recording equipment. The Department of Environmental Engineering and Water Management of Latvia University of Agriculture is responsible for this monitoring programme (Jansons 2009).

The main objectives of the study presented in this paper were: (i) to analyse water quality data (total N and total P) obtained in different spatial scales and under different intensity of agricultural practices, (ii) to evaluate losses of total N and total P in catchment and drainage field scales, and (iii) to create scientifically based criteria for water quality classification in agricultural areas.

MATERIALS AND METHODS

General description of the monitoring sites

The selected research sites of Berze, Mellupite and Vienziemite are situated in the different parts of Latvia (Figure 1) and represent regions with various climatic conditions, soil texture, slopes and farming intensity. According to the WFD, four river basin districts have been established in Latvia. Study sites represent Lielupe, Venta and Gauja river basin districts. Under the ND, EU countries had to identify nitrate vulnerable zones (NVZ). Only Berze monitoring site is located within NVZ where the action programmes with measures concerning good agricultural practices should be implemented.

Long-term (1995–2009) variation of runoff conditions and total N and total P concentrations were analysed in four spatial scales. The small catchments studied vary in size from 368 to 960 ha and all of them are dominated by agricultural land that generally has tile-drainage (depth 1.1–1.3 m, and spacing between drains of 10–32 m). As stated by Jansons *et al.* (2003), the size of small catchments for the assessment of non-point source agricultural runoff of N and P to surface water is usually less than 10 km^2. The percentage of arable land in agriculture within catchments ranges substantially, from 5 to 10% in Vienziemite to 80 to 90% in Berze, while in Mellupite arable land represents 60 to 70%. The land in the drainage fields in Berze and Mellupite was used for arable crops. Drainage fields are situated within or nearby the catchments. The area of fields varies from 12 to 77 ha. Tile drainage has open

Figure 1 | River basin districts within Latvia and location of the study sites.

inlets for surface water in places where surface runoff is likely to accumulate. Open inlets are positioned preferably at the upstream end of the drain pipe in order to reduce the chance of the pipe being blocked by sedimentation (Ritzema 1994). Surface water inlets can be the pathway for the direct inflow of eroded soil particles during the surface runoff events. In studied sites the impacts from point sources, such as scattered households or animal farms, can be considered as negligible. Description of monitoring conditions and scales is presented in Table 1.

Berze monitoring site is situated in the central part of Latvia. The soil texture within the catchment is silt clay loam according to FAO (2006) classification. Due to natural soil fertility, this region can be characterised with relatively intensive cropping system compared with the present farming conditions in Latvia. Nitrogen fertilizer and manure application vary among catchment fields from 51 to 224 kg ha^{-1} year^{-1} while the phosphorus application ranges from 24 to 66 kg ha^{-1} year^{-1}. The landscape in this area is flat, therefore the risk of the surface runoff is rather low. During the study period the three main crop types were sugar beet, oilseed rape and winter wheat. The crop proportion within the catchment changes over the years and is influenced by market demand. Recently, winter oilseed rape has become essential for biofuel production. In addition to drainage field and small catchment scale water

Table 1 | Main characteristics of monitoring sites and scales

Monitoring site	Monitoring scale	Area (ha)	Agricultural land (%)	Flow measurement structure	Water sampling procedure
Berze	Alave River	9368	74	No measurements	Manual
	Small catchment	368	98	V-shape Crump weir	Flow proportional
	Drainage field	77	100	Triangular weir	Flow proportional
Mellupite	Small catchment	960	69	Crump weir	Flow proportional
	Drainage field	12	100	Triangular weir	Flow proportional
	Plot	0.36	100	Tipping buckets	Flow proportional
Vienziemite	Small catchment	592	78	Combined profile weir	Manual
	Drainage field	67	100	Triangular weir	Manual

quality, monitoring of the Alave River began in 2005. For Latvia, the Alave River is a small-sized river (catchment area $<100\ km^2$) with a high percentage of agricultural land in the catchment. The Alave River and Berze site are located within the same region, thus evaluation of water quality can be carried out in three spatial scales.

The Mellupite catchment represents the western part of the country. The farming in this catchment is moderately intensive and typical for the present situation in agriculture in Latvia. The average application of nitrogen within this catchment ranges from 38 to 118 kg ha^{-1} $year^{-1}$, while the phosphorus application rate varied from 10 to 52 kg ha^{-1} $year^{-1}$. The main soil texture in the catchment is loam. The main crops in the catchment are cereals, i.e. winter wheat and spring barley. Experimental drainage plots were constructed in the Mellupite site in order to estimate the impact of different fertilization treatments on the water quality. Five treatments in three replicates are applied, i.e. normal mineral fertilizer rate, double mineral fertilizing rate, unfertilized, manure and slurry applications. Normal mineral fertilizer application plots are considered to have similar fertilizing rates as in the drainage and small catchment and therefore have been chosen for our evaluation of water quality in different spatial scales.

The Vienziemite monitoring stations are located in the north-eastern part of Latvia and it is a typical example of low input agricultural land use which can be used as a reference site for water quality assessment. A large proportion of the agricultural land is pasture, used for extensive cattle farming. Almost no fertilizers (average 4–5 kg N ha^{-1} $year^{-1}$) are applied in this study site. Soil texture of this area is sandy loam which is a less favourable soil for agriculture. The landscape in the Vienziemite catchment is rather hilly for Baltic conditions.

Measurement program

The flow measurements in monitoring sites were based on fixed measurement structures and automatic data and sampling equipment for continuous water level registration and water sampling (Table 1). The water level was recorded hourly, while composite water samples were collected monthly based on a flow proportional sampling procedure, apart from the Vienziemite site where water samples were collected manually. Logger-triggered sampling frequency was usually 5–10 subsamples per day. The number of analysed water samples varied among monitoring sites and scales because sometimes monitored streams dry out during the summer. The total N and total P load (kg ha^{-1}) was calculated by multiplying the analysed concentrations of the composite water samples with the total volume of water that had discharged during the corresponding water sampling period. The linearly interpolated daily values were accumulated to calculate annual nutrient load values. Analysis of water samples for the detection of content of total N (Latvian Standards 1999) and total *P* (Latvian Standards 2005) in the water was carried out in laboratories according to Latvian Standard methods. Data of agricultural activities, such as crop rotations, timing and amount of mineral and organic fertilizers application and harvested yields, were collected from interviews with the farmers.

Long-term records at the nearest meteorological stations indicate the differences in climatic conditions. The observations were carried out by the Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre.

Statistical analysis

As stated by Warner (2000), box and whisker plots can be used for graphical presentations of the total *N* and total *P* concentrations. The box and whisker plots show the minimum value, 25th percentile, median value, 75th percentile and maximum value of data set. Side by side, these types of plots are convenient for determining differences in medians and similarity in spreads. The box and whisker plots could also be used to calculate and show outliers and extremes of data set. It has been described by Berzina *et al.* (2008) that interquartile range (IQR) can be used for the identification of outliers and extremes. IQR is the difference between the first (25th percentile) and third quartiles (75th percentile). Any observations which are more than $1.5 \times IQR$ and more than $3 \times IQR$ above the third quartile or below the first quartile can be assumed as outliers or extremes, respectively. It is well known that observations with values considerably different from the others in the data set (e.g. Helsel & Hirsch 2002) are often cause for concern. In the present context, outliers can have three causes: (i) a measurement or recording error; (ii) an observation from a population not similar to that of most of the data, e.g. a flood caused by a dam break rather than by precipitation; or (iii) a rare event from a single population that is greatly skewed. The box and whisker plots calculations and visualisations were performed by the software package SPSS (SPSS 2006).

The probability distribution functions could be used to represent a random variable and to determine the probability of occurrence. A number of probability functions, such as cumulative, normal, empirical and gamma, have been used in hydrological, climate and water quality studies by Tung & Hathhorn (1988) and von Storch & Zwiers (1999). In this study gamma distribution curves are used to illustrate nutrient concentration probability.

The Mann–Kendall test is the commonly used non-parametric method of detecting statistical trends in time series. In this study, the Mann–Kendall trend test with statistical significance $p < 0.05$ was used to analyse long-term changes in nutrient concentrations. Helsel & Hirsch (2002) stated that the Mann–Kendall test can be used as a test to determine whether Y values (concentrations) have no trend or tend to increase/decrease with X variable (time). The Mann–Kendall test involves computing a statistic (S), which is the difference between the number of pluses, the number of times the Ys increase as the Xs increase, minus the number of minuses, the number of times the Ys decrease as the Xs increase. If S is a large positive value, then there is evidence of an increasing trend in the data. If S is a large negative value, then there is evidence of a decreasing trend in the data. If the value of Mann–Kendall S is close to 0, it can be assumed that no temporal trend in concentrations is revealed. Mann–Kendall trend analysis was carried out using the software Time Trends (Time Trends 2010).

RESULTS AND DISCUSSION

Climatic conditions and discharge

Jansons et al. (2003) noted that Latvia is situated in a humid and moderately mild climatic region where rainfall exceeds evaporation, resulting in percolation losses from the soil. The highest mean annual air temperature was registered in Berze (7.5 °C), followed by Mellupite (6.4 °C) and Vienziemite (5.6 °C). The snow cover in Latvia has an average duration of 80–90 days. The heavy snow cover and low temperatures in the north-eastern part of Latvia (Vienziemite) has an impact on water discharge in springtime. In this area snow and ice starts to melt later over a longer time period compared with other monitoring sites that are located in the central (Berze) and western parts (Mellupite) of country.

There was also a gradient in precipitation among the study areas. The mean daily precipitation in Berze was 1.58 mm, while in Mellupite it was 1.80 mm and in Vienziemite it was 1.96 mm. The daily mean precipitation values designate the same tendency as annual precipitation patterns. On the annual scale mean precipitation rate range from 578 mm in Berze and 656 mm in Mellupite to 717 mm in Vienziemite.

Site specific discharge is influenced by the temporal distribution of precipitation within a particular time period. It has been studied and approved by Jaynes et al. (2001), Vanni et al. (2001), Randall & Mulla (2001) and Oquist et al. (2007). Annual discharge varied greatly among research sites and study years, following the trends in precipitation. The time series of annual precipitation and water discharge data for monitored sites during the period 1995–2009 are illustrated in Figures 2, 3 and 4. Mean annual discharge in both small catchment and drainage field scales was highest in Vienziemite, 278 mm and 261 mm, respectively, while the lowest was in Berze, 153 mm in the small catchment and 155 mm in the drainage field. A typical feature that can be discerned from precipitation and discharge patterns is that in the Mellupite site the relationship between water discharges in both monitoring scales was very similar. In contrast, the discharges in Berze and Vienziemite vary considerably among study scales.

There is clear evidence that water discharge differences between monitored sites can be explained by precipitation rates in the particular study site, for example high rainfall in Vienziemite leads to high water discharge. In addition, soil texture properties within specific regions have an important role in the amount of drainage runoff from the soil profile. Sandy soils have less water field capacity than clay or silt loam soils, therefore leaching is induced more quickly in lighter soils. Poorly drained silt clay loam soil in the Berze catchment has higher water storage capacity, thus discharge responds slowly, whereas

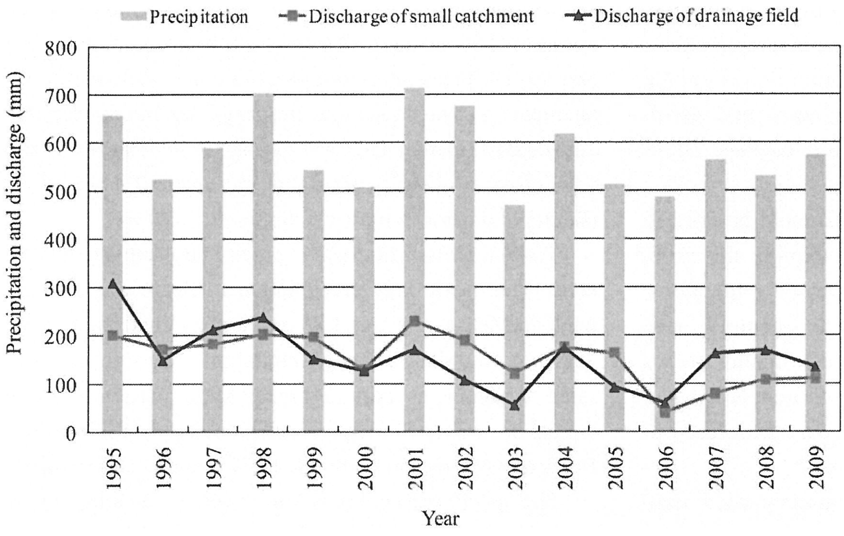


Figure 2 | Annual precipitation and water discharge in the Berze monitoring site.

well-drained sandy loam soil in Vienziemite promotes faster water percolation through soil profile which results in higher discharge volumes.

As expected in this climate, snowmelt in winter, spring floods and the rainy season in autumn were periods of highest discharge, and discharge was lowest in summer. The cumulative distribution of discharge (Figure 5) shows the time periods of intensive water flow, which also affects the nutrient losses. As described by von Storch & Zwiers (1999), in spring and autumn the wet soil has a lower capacity to store water so almost all rainfall is directly transferred to discharge. In summer the occurrence of precipitation is much more variable and the dry soil is able to store a significant amount of water. Thus, minor rain events have little impact on the discharge.

Nutrient concentrations

In several investigations (e.g. Armstrong & Burt 1993; McDowell et al. 1997; Sharpley & Rekolainen 1997;

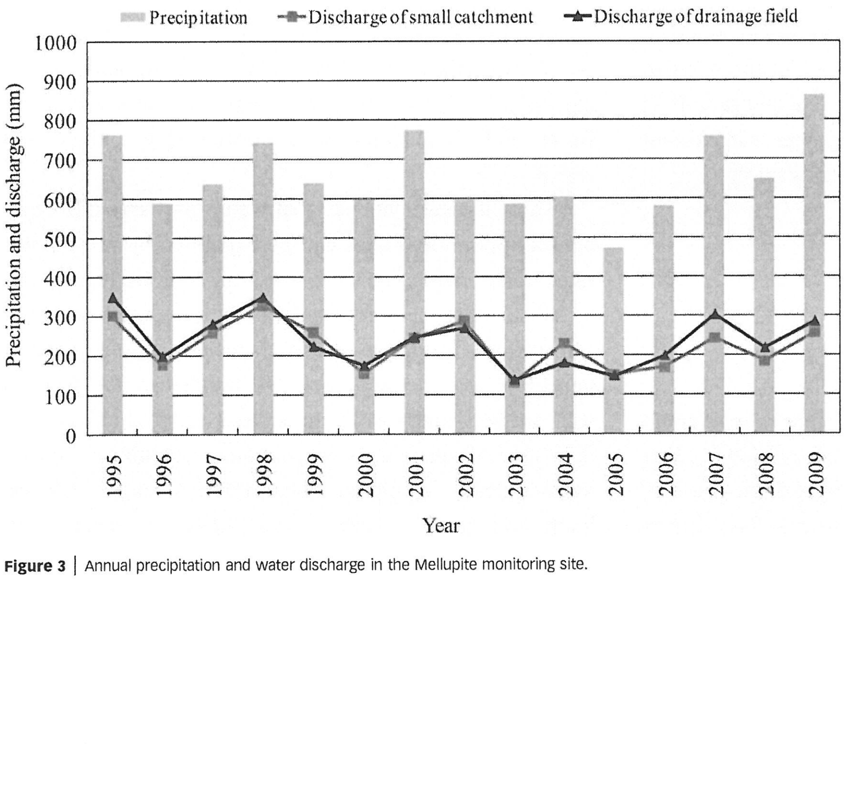


Figure 3 | Annual precipitation and water discharge in the Mellupite monitoring site.

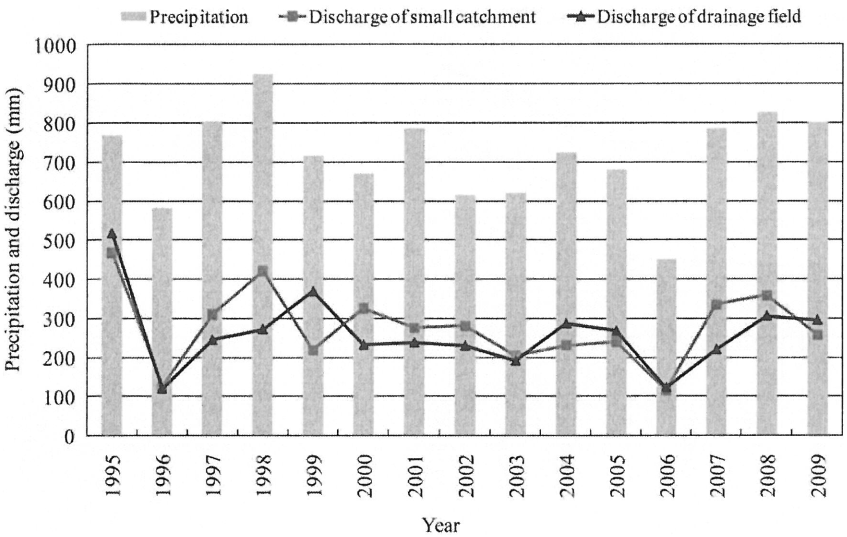


Figure 4 | Annual precipitation and water discharge in the Vienziemite monitoring site.

Van Herpe & Troch 2000; Donohue *et al.* 2001; Iital 2005; Bakhsh *et al.* 2007) it has been found that water discharge is the main transport pathway of nutrient contents from the soil profile into streams, therefore, hydrological patterns of monitoring sites must be taken into account when analysing nutrient concentrations. Both total N and total P concentrations data showed high variability over time, study sites and monitoring scales that were caused by the site specific land management activities and farming practices, including different farming intensity and application rate of mineral and organic fertilizers. Nutrient concentrations in runoff for the three monitoring sites are provided in Table 2. The results present minimum, maximum and mean values and coefficients of variation for all water samples during the monitoring period (1995–2009). The highest mean concentrations of total N were observed in plots and drainage fields compared with small catchments and rivers in the Berze and Mellupite sites, while in the Vienziemite site variation in N concentrations between monitoring scales was insignificant. The maximum concentration of total N (102.7 mg L^{-1}) was observed in the Berze drainage field in the autumn of 2006 when drainage discharge began after a very dry period in summer.

Due to the high temporal and spatial variation of total P concentrations it was difficult to draw conclusions regarding the variability of total P values in different monitoring scales. As described by Heathwaite (1997) and Sharpley & Rekolainen (1997), P may be exported via surface and subsurface hydrological pathways. Both particulate and dissolved P fractions are transported in surface runoff. Particulate P includes P adsorbed onto organic-rich clay particles and silt-sized soil fractions eroded during flow events and constitute the major proportion of P transported from cultivated land via surface runoff. Most of the subsurface transport of P is assumed to be in the soluble fraction where concentrations of soluble P percolating through soil are low, due to sorption of P by P-deficient sub-soils, exceptions occur in soils where adsorption affinity and capacity for P are low. For example, acid organic, sandy and peaty soils may have high leaching potential. In the autumn of 1998 in the drainage field scale in the Mellupite site (1.106 mg L^{-1}) and in the autumn of 1995 in the Berze small catchment (2.126 mg L^{-1}), water quality measurements showed a large increase in concentrations of P when soil erosion, due to the high surface runoff, was observed. In the Mellupite case, high concentrations of total P was a result of surface runoff inflow in the tile drainage system via open inlets.

The monthly concentrations of total N, presented as box and whisker plots (Figure 6), are used to describe seasonal variations in N leaching among study sites and scales. The variability in concentrations of total N in the Berze small

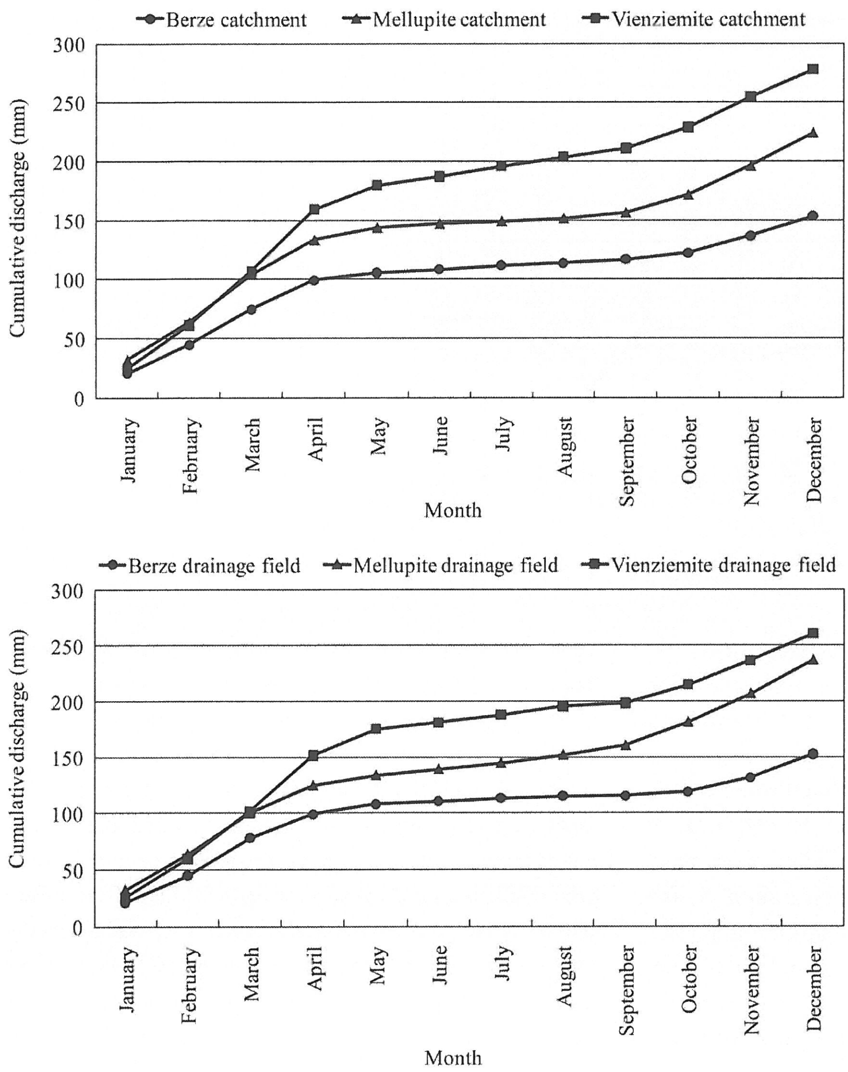


Figure 5 | Cumulative distribution of the monthly mean discharge, 1995–2009.

catchment is strongly related with the seasonal fluctuations of water discharge, while in the drainage field scale the concentrations are relatively stable over the seasons and do not follow water discharge patterns. The highest measured nitrogen concentrations of the Berze drainage field (102.7 and 45.1 mg L^{-1}) are not shown in Figure 6. High concentrations of total N in the autumn in the Mellupite drainage field outlet in the autumn season can be explained with the combination of fast response of tile drains to hydrological processes and post-harvest tillage that increase the erosion of the soil. In the Vienziemite site in both monitoring scales, the snow melt period could affect the increase of total N concentrations. In most cases data of monthly concentrations of the total N show seasonal fluctuations, with the lowest levels in the dry period of summer, and the highest from late autumn to spring. This agrees with earlier findings in large river scale studies in Latvia reported by Stålnacke et al. (2003). Thus, this study proved that within the small catchment and drainage field scales N leaching from agricultural land follows the seasonal patterns of water discharge and leaching mainly appears during the high discharge periods (autumn and spring seasons).

Table 2 | Nutrient concentrations in monitoring sites, 1995–2009

		Total N (mg l^{-1})				Total P (mg l^{-1})			
Monitoring site	**Number of samples**	**Minimum**	**Maximum**	**Mean**	**CV (%)**	**Minimum**	**Maximum**	**Mean**	**CV (%)**
Berze									
Alave River	57	0.80	19.90	5.28	82	0.032	0.243	0.097	49
Small catchment	167	0.90	29.50	8.63	62	0.018	2.126	0.165	121
Drainage field	154	1.90	102.70	12.09	79	0.010	0.473	0.060	117
Mellupite									
Small catchment	172	0.53	16.30	3.68	67	0.004	0.709	0.082	122
Drainage field	142	1.60	16.80	7.25	37	0.003	1.106	0.072	144
Plot	64	2.80	31.67	10.10	53	0.004	0.686	0.097	91
Vienziemite									
Small catchment	185	0.43	7.50	1.71	59	0.009	0.712	0.041	139
Drainage field	179	0.32	7.50	1.60	68	0.006	0.433	0.044	96

The trend analysis of nutrient concentrations was performed to characterise changes in concentrations over the study period. The results of the analysis of long-term trends of the N and P concentrations were interpreted using the Mann–Kendall test statistic. This statistical parameter is used to prove increases, decreases, or no temporal trend in the concentrations over the period of measurements. The trends in total N and total P concentrations determined in this study are presented in Figures 7–10, where time series of date are shown on the X-axis and the nutrient concentrations on the Y-axis.

In the catchment scale, statistically significant ($p < 0.05$) upward trends in total N concentrations were revealed in the Berze and Mellupite sites, Mann–Kendall S value 2511 and 2486, respectively. Within these sites agricultural activities are intensive with rather high mineral and organic fertilizers applications, in Berze up to 224 kg of N ha^{-1} year^{-1} and in Melupite up to 118 kg of N ha^{-1} year^{-1}, whereas in Vienziemite the total N concentrations had increased statistically insignificantly ($p = 0.40$), Mann–Kendall S value 730 (Figure 7). In the drainage field scale the situation was similar with a pronounced statistically significant ($p < 0.05$) upward trend in total N concentrations in Berze (Mann–Kendall S = 4452) and Mellupite (Mann–Kendall S = 2493), while in Vienzimite a statistically insignificant ($p =$ 0.08) downward trend was fixed, Mann–Kendall S = –1439 (Figure 8). A substantial increase of total N leakage in the Berze drainage field was related to changes of dominant crop type in the catchment area, from sugar beets to cereals, and with excessive application of mineral and organic fertilizers mentioned by farmers during annual interviews.

In the small catchment scale, total P concentrations had a statistically insignificant ($p > 0.05$) upward trend during the study period in Mellupite (Mann–Kendall S = 104) and Vienziemite (Mann–Kendall S = 512), in Berze a statistically significant ($p < 0.05$) downward trend was detected, Mann–Kendall S = −1661 (Figure 9). It is evident from the interviews in the Berze catchment that farmers recently had changed the type of applied mineral fertilizers from rather expensive but high quality complex fertilizers to straight nitrogen fertilizers application which may have led to soil depletion, it resulted in increasing trend in total N and decreasing in total P. Total P concentrations at the drainage field scale were relatively low and with statistically insignificant ($p > 0.05$) trends in Berze (Mann–Kendall S = 365) and Mellupite (Mann–Kendall S = −12), while in Vienziemite an upward trend in total P concentrations (Mann–Kendall S = 1493) was close to the level of statistical significance ($p =$ 0.07) (Figure 10). The specific character of total P transport, i.e. the main source of phosphorus losses was occasional erosion events induced by surface runoff, has to be taken into consideration when the trend analysis of total P concentrations is performed. Therefore, in most cases a minor temporal trend in total P concentrations can be observed.

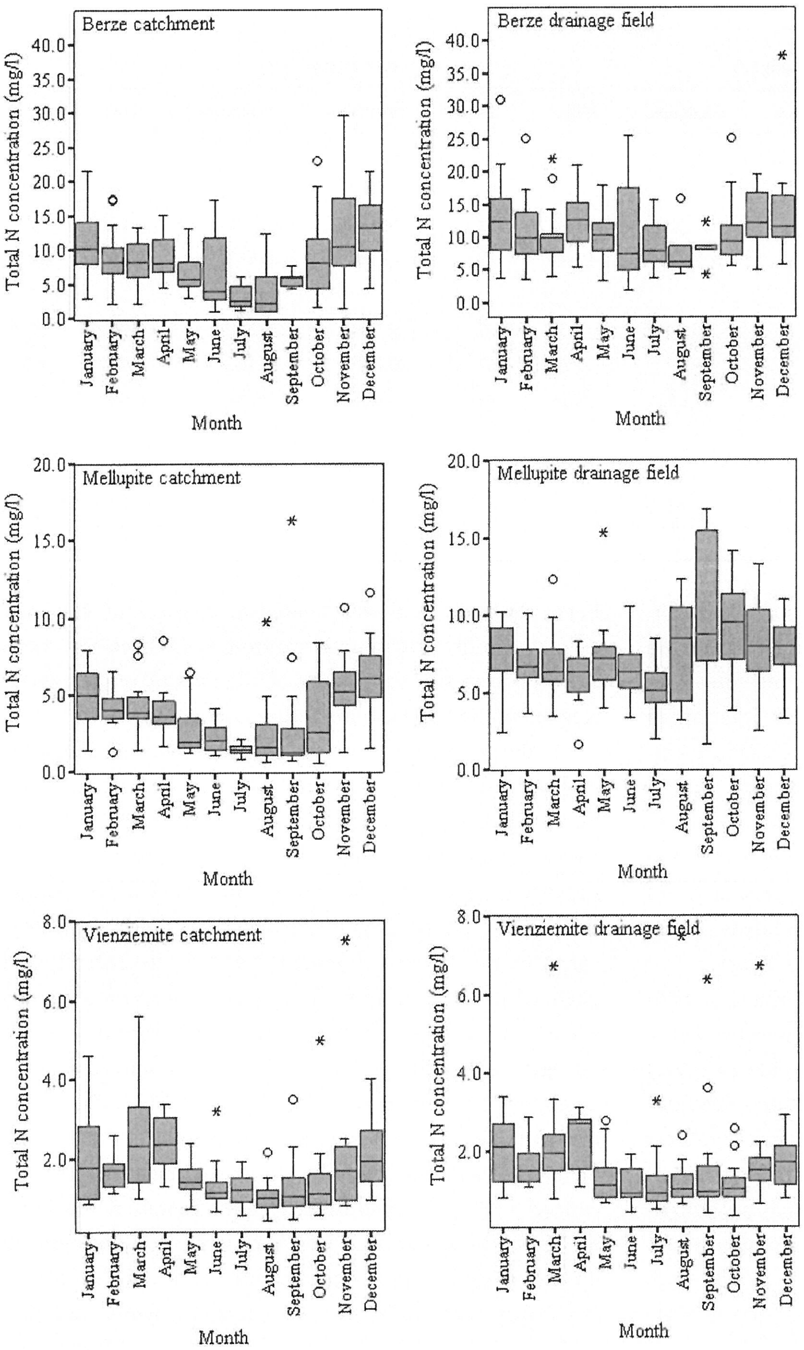


Figure 6 | Monthly minimum, 25th percentile, median, 75th percentile, maximum, outlier (○) and extreme (*) concentrations of total N, 1995–2009.

Long-term data series are required to assess agricultural runoff pollution at different spatial scales. Agricultural emissions and retention processes of total N were studied in the Berze and Mellupite sites. The box and whisker plots are used in Figures 11 and 12 to illustrate total N concentrations and retention between study scales. In the

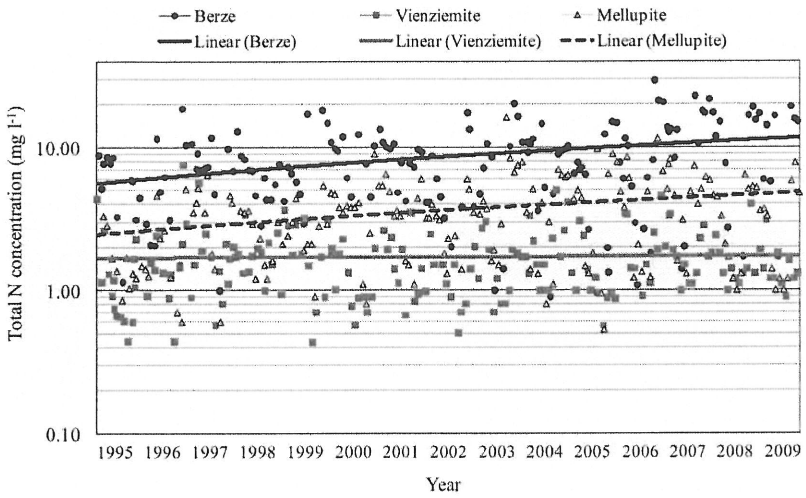


Figure 7 | Long-term trends in total N concentrations at the small catchment scale.

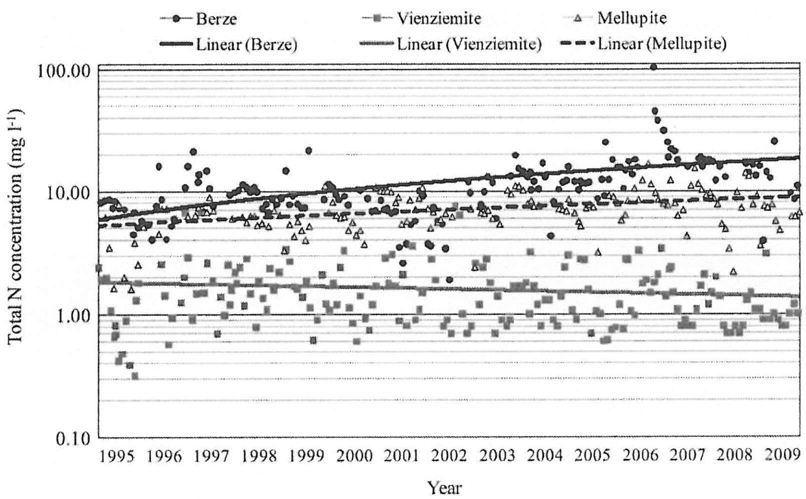


Figure 8 | Long-term trends in total N concentrations at the drainage field scale.

Berze site the highest concentrations of total N are observed in the drainage field scale, concentrations decrease when the scale of measurements increases (Figure 11). In the small catchment and Alave River total N concentrations decreased due to dilution and retention processes in streams, i.e. denitrification, organic matter storage in sediments, sediment sorption, and plant and microbial uptake, especially in the vegetation season. Extreme and outlying total N concentrations can be observed to be more frequent in plot and field scales rather than in small catchment and river scales due to vulnerability and a faster response to extreme meteorological and runoff conditions. In the Mellupite site the importance of retention processes on water quality are clearly demonstrated in Figure 12. The specific character of monitoring scales has to be taken into consideration when the analysis of water quality in different scales is performed. For example, runoff from the experimental plots can be considered as soil solution where the impact of retention processes is rather low.

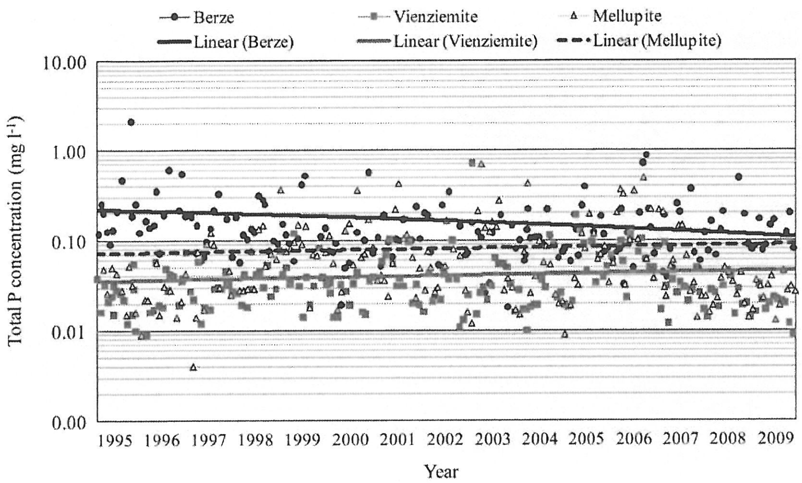


Figure 9 | Long-term trends in total P concentrations at the small catchment scale.

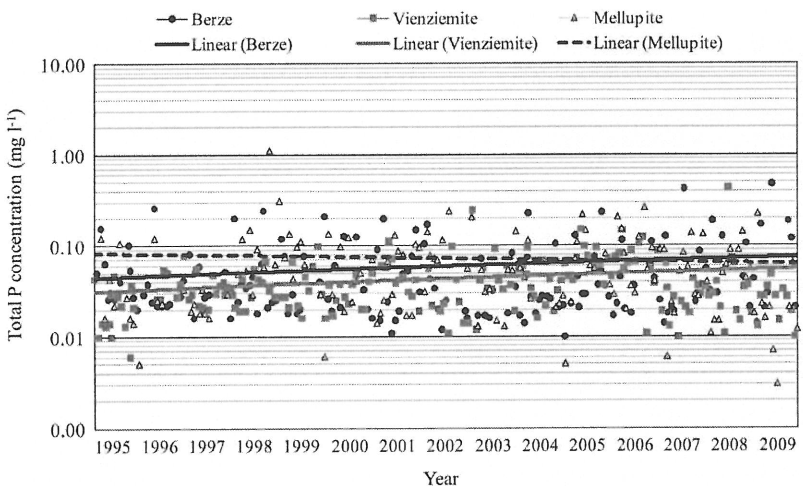


Figure 10 | Long-term trends in total P concentrations at the drainage field scale.

Nutrient losses

The study showed that large temporal variations in total N and total P losses can occur and that, over years of monitoring, they are influenced by land management, farming practices and weather conditions. The results of nutrient losses are presented in Tables 3 and 4. In the Berze catchment N load ranged from 5.27 kg ha^{-1} year^{-1} in 2006 to 21.36 kg ha^{-1} year^{-1} in 2001. For the same study site and scale annual total, P load varies from 0.03 kg ha^{-1} in 2006 to 0.52 kg ha^{-1} in 1996. Generally, large temporal variations in annual losses are determined by the variations in annual discharge. It has also been found in small agricultural catchments in Norway, Estonia and Latvia by Deelstra *et al.* (2008). The above mentioned lowest N and P losses in the Berze catchment occurred in 2006 when the lowest annual site specific discharge (39.9 mm) was measured. The highest N loss in the Berze catchment was caused by the highest measured annual discharge (229.5 mm) in 2001. The highest P loss in 1996 was a result of very fast snow melts which generated soil erosion. The measured monthly discharge and losses in April were

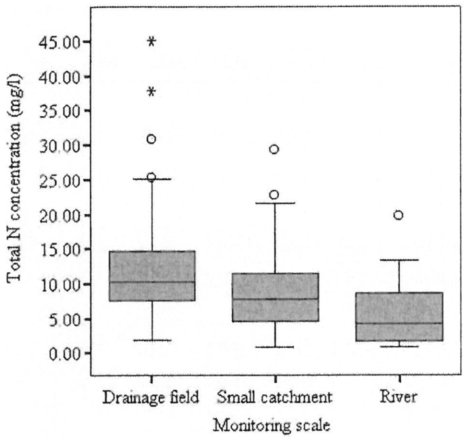


Figure 11 | Minimum, 25th percentile, median, 75th percentile, maximum, outlier (O) and extreme (*) concentrations of total N and retention at agricultural runoff monitoring scales in Berze, 1995–2009

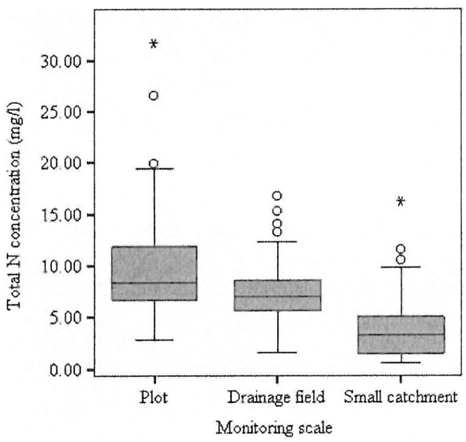


Figure 12 | Minimum, 25th percentile, median, 75th percentile, maximum, outlier (O) and extreme (*) concentrations of total N and retention at agricultural runoff monitoring scales in Mellupite, 1995–2009.

139.3 mm and 0.44 kg ha^{-1}, respectively, which was 81% of the yearly discharge and 85% of the annual P load.

There was also large spatial variation in loads between study sites. During the study period the highest and lowest mean annual nutrient losses in the catchment scale were measured in Berze (e.g. 14.42 kg ha^{-1} year^{-1} of N and 0.19 kg ha^{-1} year^{-1} of P) and Vienziemite (e.g. 5.78 kg ha^{-1} year^{-1} of N and 0.11 kg ha^{-1} year^{-1} of P), respectively. Berze is located in the central part of Latvia with the most fertile soils where intensive and high nutrient input agricultural production is common, while Vienziemite is situated in northeast of Latvia, characterized as a representative area of low input agriculture. The changes in nutrient losses can be directly related to the nutrient balance, which often shows imbalance of the inputs to the soil system (fertilizers) with its normal outputs (high yields) in many farms of the Berze and Mellupite catchments. Studies in the field scale of Berze and Mellupite indicate that situation could be improved in the future if farmers are able to introduce better nutrient management practice; timing and rate of application of mineral and organic fertilizers and agricultural technologies promoting high yields (nutrient output). Poor handling of animal manure in farms could be the reason for the increase of nutrient content in surface and subsurface water. This situation has been noted and concluded from the interviews with farmers.

In general, in the drainage field scale, total N load are higher if arable land is the dominated land use type. For example, in the Mellupite site losses of total N in the drainage field was higher than in the small catchment. The exceptions monitored in the Berze site during 1999–2003 and in 2005 are related to higher annual discharge in the small catchment which resulted in higher losses of N. Generally, higher losses of total P in the catchment scale in the majority of the monitoring years may be explained by regular surface runoff and eroded material direct inflow in the open streams, which is the main pathway of total P transport, while surface runoff inflow in drainage systems via open inlets is rare and has occasional character. It should be mentioned that N and P losses in the Berze, Mellupite and Vienziemite small catchments are lower compared with similar agricultural catchments in central southern Sweden where leaching losses from arable land of 32 kg ha^{-1} of total N and 0.31 kg ha^{-1} of total P were estimated by Ulén *et al.* (2004).

Nutrient standards

For EU member states, the overall aim of the WFD is to achieve 'good ecological status' and 'good chemical status' in all water bodies by 2015. The WFD suggest that member states develop scientific information concerning levels of nutrients that cause water quality problems. In Latvia the issue of water quality standards has not yet been implemented in legislation.

Table 3 | Total N losses (kg ha^{-1} $year^{-1}$), 1995–2009

Monitoring site	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Mean
Berze																
Small catchment	10.51	17.10	16.56	14.73	18.90	12.58	21.36	11.93	12.11	16.92	13.07	5.27	12.83	17.57	14.80	14.42
Drainage field	19.62	21.77	26.77	24.22	14.57	10.81	12.53	6.01	7.91	21.37	11.65	11.29	37.28	25.76	13.35	17.66
Mellupite																
Small catchment	8.06	7.09	11.16	9.56	8.32	7.02	10.90	10.11	7.22	10.10	8.23	11.82	15.93	8.71	11.07	9.69
Drainage field	16.14	11.49	19.75	20.72	14.38	17.92	22.42	16.50	12.42	13.04	10.16	18.40	29.27	19.79	17.70	17.34
Vienziemite																
Small catchment	8.17	3.68	7.49	8.74	5.82	4.97	5.05	6.01	3.66	3.45	5.64	3.14	9.04	7.40	4.40	5.78
Drainage field	6.98	3.26	7.17	5.33	6.93	4.93	4.86	5.28	3.60	5.82	5.55	2.94	4.98	4.48	4.31	5.09

Table 4 | Total P losses (kg ha^{-1} $year^{-1}$), 1995–2009

Monitoring site	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	Mean
Berze																
Small catchment	0.41	0.52	0.23	0.26	0.19	0.12	0.28	0.15	0.08	0.16	0.20	0.03	0.05	0.10	0.11	0.19
Drainage field	0.23	0.23	0.13	0.15	0.11	0.06	0.14	0.11	0.03	0.13	0.06	0.05	0.11	0.14	0.13	0.12
Mellupite																
Small catchment	0.23	0.14	0.10	0.24	0.27	0.09	0.13	0.15	0.16	0.32	0.06	0.36	0.22	0.04	0.08	0.17
Drainage field	0.20	0.12	0.11	0.77	0.18	0.10	0.13	0.26	0.11	0.10	0.09	0.18	0.21	0.10	0.12	0.18
Vienziemite																
Small catchment	0.12	0.04	0.09	0.14	0.15	0.09	0.17	0.10	0.09	0.08	0.22	0.09	0.16	0.08	0.05	0.11
Drainage field	0.08	0.04	0.08	0.10	0.13	0.08	0.16	0.09	0.08	0.16	0.20	0.11	0.11	0.10	0.07	0.11

A water quality standard defines the goals for a water body by designating scientifically confirmed criteria to protect streams and establish control measures to improve existing water quality. In order to formulate water quality standards for drainage fields, small catchments and rivers influenced by agriculture, the method recommended by US Environmental Protection Agency (US EPA 2000) and the European Commission Joint Research Centre (Cardoso *et al.* 2001) was applied in this study. Agricultural runoff monitoring data collected in several scales during 1995–2009 could be used to define the criteria values for nutrients concentrations. Percentile selection of data plotted as probability distribution curves were used to establish boundaries of classes for water quality criteria. According to WFD, five classes of water quality could be designated using the following percentiles: (1) <10% excellent quality, (2) 10–25% good quality, (3) 25–75% fair quality; (4) 75–90% poor quality; and (5) > 90% bad quality. Cumulative distribution and gamma curves of total N and total P concentrations at the catchment scale are illustrated in Figures 13 and 14. The joined data set of the Berze and Mellupite nutrient concentrations was used to define water quality standard criteria. Data from Vienziemite were not included because the site can be characterized as having low input agriculture reference conditions. Nutrient values for water quality criteria determined in this study are given in Table 5. Nutrient criteria numeric ranges, developed at the national level using existing databases of agricultural runoff monitoring, could be used to derive specific criterion values of water quality used to evaluate the success of control measures and action programme of ND.

The most important finding of the research is that water quality criteria for nitrogen in the drainage water, as well as for small catchments with intensive agriculture, should be

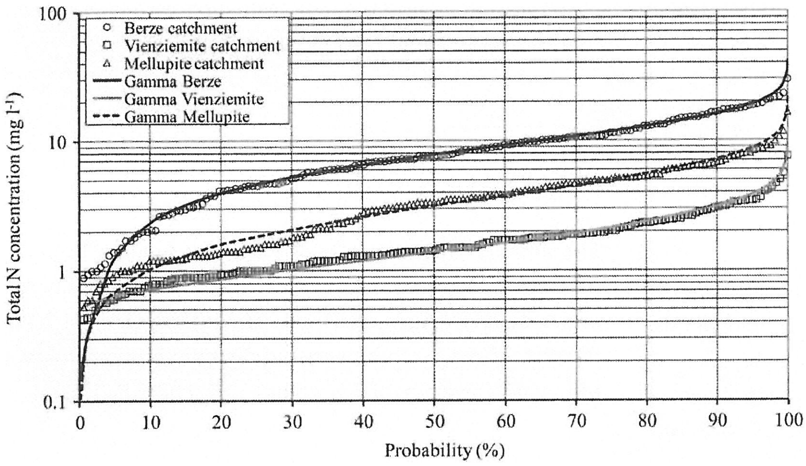


Figure 13 | Cumulative probability distribution for total N concentrations.

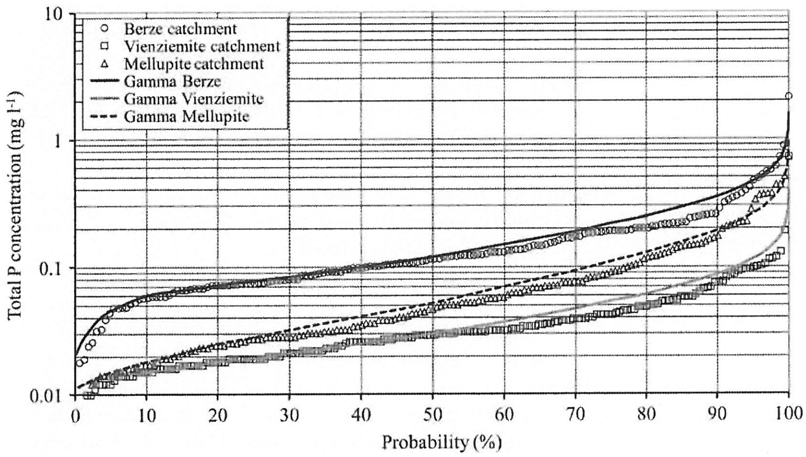


Figure 14 | Cumulative probability distribution for total P concentrations.

Table 5 | Nutrient values for water quality criteria

	Total N (mg L^{-1})			Total P (mg L^{-1})		
Quality class	**Drainage field**	**Small catchment**	**River**	**Drainage field**	**Small catchment**	**River**
Excellent	<4.5	<1.5	<1.0	<0.015	<0.025	<0.050
Good	4.5–5.5	1.5–2.5	1.0–1.5	0.015–0.020	0.025–0.050	0.050–0.075
Fair	5.5–10.0	2.5–7.5	1.5–8.5	0.020–0.075	0.050–0.150	0.075–0.125
Poor	10.0–12.0	7.5–10.5	8.5–11.0	0.075–0.135	0.150–0.250	0.125–0.150
Bad	>12.0	>10.5	>11.0	>0.135	>0.250	>0.150

less stringent than for rivers, otherwise it will not be possible to fulfill the objectives set by the WFD.

CONCLUSIONS

The main conclusions are as follows:

- The results of the study indicate that concentrations of total N vary in all study sites following the seasonal fluctuations of water discharge. In small catchment and drainage field scales, higher mean concentrations of total N were observed in Berze compared with the Mellupite and Vienziemite sites. The variations in total P concentrations are related to the large impact of occasional surface runoff events that promote P transport from soil to water.
- The concentrations of total N in agricultural areas depend on the spatial scale of measurements. In general, concentrations decrease when the scale of measurements increases. For example, in the Berze site higher concentrations of total N were found in the drainage field scale and these decreased in the small catchment and river scale. The variation in concentrations can be explained by different conditions for retention processes within spatial scales, e.g. denitrification, organic matter storage in sediments, sediment sorption, and plant and microbial uptake.
- The study showed that compared with intensively farmed area in the Berze site the nutrient losses were lower in the Mellupite and Vienziemite sites. Increased losses of total N and total P in Berze are caused by substantially higher mineral and organic fertilizer application rates, which often exceed the needs of agricultural crops.
- Long-term agricultural runoff monitoring data can be useful to develop scientifically based criteria for water quality assessment.
- The important finding of the research is that water quality standards for nitrogen in the drainage water, as well as for small catchments with intensive agriculture, should be less stringent than for rivers, otherwise it will not be possible to fulfill the objectives – good water quality status in 2015, set by the WFD. Recommended classification for values of the nutrient quality status could be used for the purpose of monitoring and evaluation agro environment measures of Rural Development Plan in Latvia.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors gratefully acknowledge the funding from EU BONUS plus project RECOCA (http://www.bonusportal.org) and ESF (Agreement No. 2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017 'Support for Doctoral Studies Program of Latvia University of Agriculture', 04.4-08/EF2.D3.25).

REFERENCES

Armstrong, A. C. & Burt, T. P. 1993 Nitrate losses from agricultural land. In: *Nitrate: Processes, Patterns and Management* (T. P. Burt, A. L. Heathwaite & S. T. Trudgill, eds). John Wiley & Sons Ltd., Chichester, pp. 239–267.

Bakhsh, A., Kanwar, R. S., Pederson, C. & Bailey, T. B. 2007 N-source effects on temporal distribution of NO_3-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water Air Soil Pollut.* **181**, 35–50.

Berzina, L., Sudars, R. & Jansons, V. 2008 Impact of intensive livestock farming on surface water quality in Latvia. *Water Manage. Eng.* **34** (54), 106–117.

Cardoso, A. C., Duchemin, J., Magoarou, P. & Premazzi, G. 2001 *Criteria For the Identification of Freshwaters Subject to Eutrophication.* Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

Deelstra, J., Eggestad, H. O., Iital, A. & Jansons, V. 2008 Hydrological processes in small agricultural catchments. Proceedings of the 10th International Drainage Workshop of ICID Working Group on Drainage, Helsinki/Tallinn, pp. 314–333.

Donohue, R., Davidson, W. A., Peters, N. E., Nelson, S. & Jakowyna, B. 2001 Trends in total phosphorus and total nitrogen concentrations of tributaries to the Swan–Canning Estuary, 1987 to 1998. *Hydrol. Process.* **15**, 2411–2434.

EC. 1991 Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official J. Eur. Communities, L* **375**, 1–8.

EC. 2000 Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official J. Eur. Communities, L* **327**, 1–72.

FAO. 2006 *Guidelines for Soil Profile Description.* Fourth edition. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

Heathwaite, A. L. 1997 Sources and pathways of phosphorus loss from agriculture. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water* (H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston, eds). CAB International, Wallingford, pp. 205–223.

HELCOM. 2009 Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. Balt. Sea Environ. Proc. No. 115B, Helsinki, Finland.

Helsel, D. R. & Hirsch, R. M. 2002 *Statistical Methods in Water Resources*. Techniques of Water Resources Investigations, Book 4, chapter A3. US Geological Survey, pp. 11–25.

Iital, A. 2005 Monitoring of surface water quality in small agricultural watersheds. Dissertation. Tallinn University of Technology, Estonia.

Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I. & Kirsteina, D. 2003 Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. *Eur. J. Agron.* **20**, 173–179.

Jansons, V. 2009 Dimensions of Agri-Environmental Research in the Department of Environmental Engineering and Water Management. In: *Proceedings of the International Scientific Conference 'Latvia University of Agriculture – 70': Research Results, Actualities, Prospects*, Jelgava, Latvia, pp. 47–58. Available from: http://llufb.llu.lv/conference/LLU-70-zin-konf/Proceeding_Latvia_Univ_Agric_70_anniversary_2009.pdf.

Jaynes, D. B., Colvin, T. S., Karlen, D. L., Cambardella, C. A. & Meek, D. W. 2001 Nitrate loss in subsurface drainage as affected by nitrogen fertilizer rate. *J. Environ. Qual.* **30**, 1305–1314.

Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulén, B. & Johnsson, H. 2006 Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden: Characterisation and trends. *Agric. Ecosyst. Environ.* **115**, 15–26.

Latvian Standards. 1999 *Water Quality – Determination of Nitrogen – Part 1: Method Using Oxidative Digestion with Peroxodisulfate*. LVS EN ISO 11905-1:1998. Catalogue of Latvian Standards, Riga, 16 pp.

Latvian Standards. 2005 *Water Quality – Determination of Phosphorus – Ammonium Molybdate Spectrometric Method*. LVS EN ISO 6878:2005 A/L. Catalogue of Latvian Standards, Riga, 33 pp.

McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A. & Gburek, W. J. 1997 Hydrological source management of pollutants at the soil profile scale. In: *Agriculture, Hydrology and Water Quality* (P. M. Haygarth & S. C. Jarvis, eds). CAB International, Wallingford, pp. 197–223.

Oquist, K. A., Strock, J. S. & Mulla, D. J. 2007 Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. *J. Environ. Qual.* **36**, 1194–1204.

Randall, G. W. & Mulla, D. J. 2001 Nitrate nitrogen in surface waters as influenced by climatic conditions and agricultural practices. *J. Environ. Qual.* **30**, 337–344.

Ritzema, H. P. 1994 Drainage principles and applications. In: *Subsurface Drainage Systems* (J. C. Cavelaars, W. F. Vlotman & G. Spoor, eds). ILRI Publication 16, Wageningen, Netherlands, pp. 827–929.

Sharpley, A. N. & Rekolainen, S. 1997 Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: *Phosphorus Loss from Soil to Water* (H. Tunney, O. T. Carton, P. C. Brookes & A. E. Johnston, eds). CAB International, Wallingford, pp. 1–53.

Sileika, A. S., Gaigalis, K., Kutra, G. & Smitiene, A. 2005 Factors affecting N and P losses from small catchments (Lithuania). *Environ. Monit. Assess.* **102**, 359–374.

SPSS 2006 *SPSS 15.0 for Windows*. SPSS Inc., Chicago, IL, USA.

Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C., Laznik, M. & Kokorite, I. 2003 Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *J. Hydrol.* **283**, 184–205.

Time Trends. 2010 *Trend Analysis and Equivalence Testing for Environmental Data*. National Institute of Water & Atmospheric Research, Auckland, New Zealand.

Tung, Y. K. & Hathhorn, W. E. 1988 Probability distribution for critical DO location in streams. *Ecol. Model.* **42**, 45–60.

Ulén, B., Carlsson, C. & Lidberg, B. 2004 Recent trends and patterns of nutrient concentrations in small agricultural streams in Sweden. *Environ. Monit. Assess.* **98**, 307–322.

Ulén, B. & Fölster, J. 2007 Recent trends in nutrient concentrations in Swedish agricultural rivers. *Sci. Total Environ.* **373**, 473–487.

US EPA. 2000 *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams*. United States Environmental Protection Agency, Washington.

USGS. 1999 *The Quality of Our Nation's Waters – Nutrients and Pesticides*. U.S. Geological Survey Circular 1225, U.S. Geological Survey, USA.

Van Herpe, Y. & Troch, P. A. 2000 Spatial and temporal variations in surface water nitrate concentrations in a mixed land use catchment under humid temperate climatic conditions. *Hydrol. Proc.* **14**, 2439–2455.

Vanni, M. J., Renwick, W. H., Headworth, J. L., Auch, J. D. & Schaus, M. H. 2001 Dissolved and particulate nutrient flux from three adjacent agricultural watersheds: A five-year study. *Biogeochemistry* **54**, 85–114.

von Storch, H. & Zwiers, F. W. 1999 *Statistical Analysis in Climate Research*. Cambridge University Press, Cambridge.

Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K. & Kauppila, P. 2002 Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environ. Monit. Assess.* **76**, 213–248.

Warner, K. L. 2000 Analysis of Nutrients, Selected Inorganic Constituents, and Trace Elements in Water from Illinois Community-Supply Wells, 1984–91. Water-Resources Investigations Report 99-4152. US Geological Survey.

First received 1 December 2010; accepted in revised form 11 April 2011. Available online 27 January 2012

II
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

Jansons V., Lagzdins A., Berzina L., Sudars R., Abramenko K. (2011)

Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies, Series 13, Vol. 7, p. 54 – 65.

Scientific Journal of Riga Technical University
Environmental and Climate Technologies
DOI: 10.2478/v10145-011-0028-9
2011
Volume 7

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

Viesturs Jansons[1], Ainis Lagzdins, Laima Berzina[3], Ritvars Sudars[4], Kaspars Abramenko[5], [1-5]*Latvia University of Agriculture*

Abstract - **Agricultural run-off monitoring and losses of nitrogen (N), phosphorus (P) from small (60 – 960 ha) catchments and drainage fields (12 – 77 ha) in Latvia were analyzed. The catchments represent areas with different agricultural production intensity, landscape, soils and climate. Results from the long-term monitoring show (i) large differences in levels of losses between the catchments and fields with different farming intensity, (ii) large annual and interannual variability due to climate impact and soil conditions, (iii) few time trends in nutrient losses. These results are discussed in relation to pollution from non-point and point sources. Besides, these data demonstrate changes in agriculture driven by large-scale changes in land-use intensity. However, despite the increased implementation of mitigation methods by farmers, improvements in water quality at the catchment scale can take a long time. Long-term monitoring programmes to detect trends are required.**

Keywords – **Agriculture, monitoring, nutrients**

I. INTRODUCTION

High nutrient levels in the surface waters can result from several agricultural pollution sources [1, 6, 7, 8, 10, 11, 14, and 26]. Non-point (diffuse) agricultural pollution or agricultural run-off is a major issue causing the pollution of surface water ecosystems in Latvia [12, 13, and 26]. The pollution of surface water due to nutrient input from diffuse sources is not easy to observe, measure and mitigate [23, 25, and 26]. Non-point agricultural pollution occurs everywhere and always, and agro-environmental measures to reduce emissions in agriculture can provide limited results. A major cause of point source agricultural pollution comes from manure management arising from large-scale animal farming. Point source pollution is commonly associated with surface run-off from farm territories, manure storage, leakage from manure and urine reservoirs and other sources of poor manure management practices [1, 7, 9, and 24]. Therefore, in an assessment of agricultural run-off, it is crucial to be able to estimate the impact of animal farming and diffuse pollution on water quality by an apportionment of both agricultural pollution sources from the other types of pollution. In order to comply with EU regulations e.g., Nitrate Directive (ND) [22] and Water Framework Directive [3], it is important to understand the effect of the leaching of nitrates and other plant nutrients on eutrophication phenomenon. Monitoring of water pollution by agricultural run-off in Latvia has been implemented by the Department of Water Management and Environmental Engineering of Latvia University of Agriculture since 1994 [12, 15].

II. MATERIAL AND METHODS

A. Monitoring of diffuse agricultural pollution

An assessment of diffuse agricultural pollution has been implemented in three monitoring stations and four sampling points (Fig. 1). Diffuse pollution monitoring stations are placed in three small catchments (river basins < 10 km2). The Bērze, Mellupīte and Vienziemīte sites are located in different parts of Latvia and represent regions with different climate, soil, slopes, crops and farming intensity [8, 10, 14]. There are no another non-agricultural pollution sources located in these catchments. The soils at the monitoring sites are imperfectly to poorly drained. Most of the agricultural land in the small catchments is drained with tile drains (depth 1.1 – 1.3 m, spacing between drains 10 – 32 m).

However, monitoring of agricultural run-off in regions with humid climate is performed at several geographical scales. Nutrient losses from arable land might be measured at a drainage field level. Field scale run-off represents a combined effect on the water quality from farming practice, crop rotation, application of fertilizers, etc.

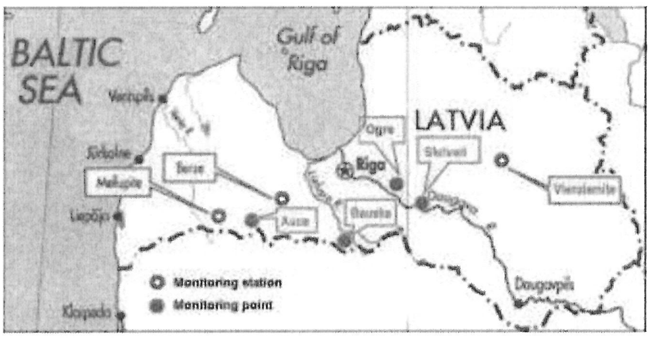


Fig. 1. Agricultural pollution monitoring stations and monitoring points in Latvia.

DOI: 10.2478/v10145-011-0028-9
2011
Volume 7

The integrated influence on nutrient run-off of variations in farming practices, erosion, soil and topography within the small drainage basin (catchment) might be studied in a better way than on the field scale. In a small catchment scale, emission rates (loads) that can contribute to the nutrient enrichment of the surface water ecosystem can be examined. The method complies with the EU ND Monitoring Guidelines [5, 19, 20], the internationally accepted practice [26, 27] and methods proposed in Latvia [19]. A description of the monitoring stations and monitoring points in Latvia can be found in Table 1. A monitoring station is a monitoring site equipped with a hydraulic structure to discharge measurements with data loggers. Permanent stations with structures and advanced equipment are used for diffuse pollution assessment in the Lielupe (Bērzes station), the Venta (Mellupītes station) and the Gauja (Vienziemītes station) river basin districts since 1994. For the apportionment of the point and non-point (diffuse) pollution sources, Skrīveri (since year 2000), Bauska (since year 1995) and Auce (since year 2004) monitoring points have been established on the small catchment scale. Monthly grab samples are collected at the monitoring points, however the discharge is modeled.

Specific hydraulic structures, i.e. Crump, V-shape Crump and combined profile weirs and data loggers for continuous and automatic measurements have been used in Bērze, Vienziemīte and Mellupīte monitoring stations. Data loggers measure the water level on the weir and calculate discharge continuously. Generally, automatic flow proportional sampling triggered by data logger was used in the stations. Based on a flow proportional sampling procedure, monthly composite water samples were collected. The grab sampling method used in the monitoring points have lower statistical power because the sampling frequency and method is less sufficient to cope with the high variability of water quality [5, 18] and the quick response to local meteorological conditions.

The parameters analysed included total N, NO_3-N, NH_4-N, total P, PO_4-P and pH. Water analyses were performed according to the standard methods.

The landscape of the Bērze site is flat lowland and 98 % of the catchment soils are cultivated. Due to natural high soil fertility, winter wheat has become the main crop in the Bērze catchment. The share of arable crops increased up to 80-90 % during 1994 - 2010. Farmers are using modern equipment, and rather intensive technology for Latvia conditions. The Bērze catchment is characterised by relatively intensive crop production and modern technologies, as compared to the present average conditions in Latvia, e.g. a fertilizer application in few fields reached 170 kg N ha^{-1} $year^{-1}$ in 2010. However, by contrast, farms in the Vienziemīte catchment apply low amounts of fertilizers (on average 4 kg N ha^{-1} $year^{-1}$). The Vienziemīte site is a typical example of low input farming and could be used as a reference site for the assessment of water quality in agricultural catchments. The Mellupīte catchment represents average farming conditions and could be considered typical for present agriculture in Latvia. Three large farms are using intensive agricultural technology, whereas a few farms produce only for self-consumption with low fertilization rates and without pesticides.

TABLE I

DESCRIPTION OF THE AGRICULTURAL POLLUTION MONITORING SITES (DIFFUSE POLLUTION)

Site, monitoring, level for water sampling	Area, ha	% cultivated	Main soil type *	Description of agriculture
Monitoring stations				
Vienziemīte, Cēsu district			Chromic Cambisol	
Small catchment	592	78	Sandy loam	Low input farming
Drainage field	67	100		Low input farming
Mellupīte, Saldus district			Stagnic Luvisol	
Small catchment	960	69	Loam, clay loam	Moderately intensive farming
Drainage field	12	100		Intensive grain farming
Bērze, Dobeles district			Calcric Cambisol Inceptsol	
Small catchment	368	98	Silty clay loam	Intensive grain farming
Drainage field	77	100		Intensive grain farming
Monitoring points				
Vecauce, Dobeles district			Gleyic Cambisol	
Small catchment	60	90	Sandy loam	Intensive grain farming
Bauska, Bauskas district.			Chromic Cambisol	
Small catchment	750	95	Silt loam	Intensive farming, mixed crops
Skrīveri, Aizkraukles district			Uutric Podzoluvisol	
Small catchment	890	40	Silty clay loam	Moderately intensive farming

* FAO soil classification

B. Monitoring of the point source agricultural pollution

Monitoring of the point source agricultural pollution in Latvia was implemented in three small catchments, where pollution from large livestock farms has an impact on water quality [1, 7, 9, and 24]. The Bauska, Vecauce and Ogre sites are characterized by large applications of animal manure (slurry). The catchments were previously a part of large state and collective farms that specialized in pig production. A description of the point source pollution monitoring sites is presented in Table 2.

The Vecauce (LLU Vecauce, "Pūpolu" farm) farm started pig production in 1990 and produces about 1 000 – 2 000 pigs per year today. In the upper part of the Vecauce farm catchment (60 ha), forest and wetlands cover 5 ha (9 %). 30 ha of the catchment area are used for slurry application. On average, 200 m3 slurry per ha and year have been applied on winter grains during the vegetation seasons from 1995 - 2010. This application rate corresponds to a nutrient supply of approximately 180 - 360 kg N ha^{-1} and 13-26 kg P ha^{-1}. Previous experience demonstrated that the main principles of good agricultural practice are used in manure handling in the Vecauce farm.

The Bauska ("Strautu") farm was established in 1970 and reached full production (12 000 fattening pigs per year, 55 000 m^3 pig slurry per year) in 1976. Until 1987 tractor-driven tankers were used for slurry application. In 1987 a slurry irrigation system (226 ha) was installed. Today the pig production is 8 000 – 10 000 fattening pigs per year, but the slurry utilization area is only 50 hectares, due to changes in land use after privatization. Slurry has been applied on grassland fields throughout the whole year. On average 900 m^3 of slurry has been applied per ha annually, representing a nutrient supply of approximately 630 kg total N ha^{-1} and 80 kg P ha^{-1} that does not meet the requirements of ND (170 kg N ha^{-1}). Simultaneous grab sampling is performed downstream from the farm and in the upstream part of the catchment to assess the impact of point agricultural pollution.

The Ogre farm was completely closed after 15 years of production in 1992. The farm produced about 30 000 pigs per year prior to its closure. Earth lagoons were used for slurry storage and still remain full of slurry at this farm. Soil in the surrounding territory of the Ogre farm is still polluted due to improper manure handling during 1977 - 1991. Slurry was applied by tractor tankers and sprinkler irrigation on 240 ha of land and several leakage accidents took place from the lagoons. Old pollution still has an impact on water quality in that catchment [1].

The measurements in Bauska, Ogre and Vecauce were based on manual water sampling at regular intervals (once per month) since year 1995.

TABLE II

DESCRIPTION OF THE AGRICULTURAL POLLUTION MONITORING SITES (POINT SOURCE POLLUTION)

Site, monitoring level	**Area, ha**	**Cultivated land, %**	**Soil**	**Description of agriculture**
Auce, monitoring point				
Small catchment in slurry application area	60	90	Sandy loam	Intensive grain farming, arable land 80 %. Slurry application on 30 ha within catchment.
Bauska monitoring point				
Small catchment in slurry application area including pig farm	800	95	Silt loam	Intensive farming, mixed crops. Slurry dumping site on 50 ha and pig farm within catchment.
Ogre monitoring point				
Small catchment in slurry application area including pig farm	300	25	Silty clay loam, Silt loam	Moderately intensive farming, old slurry lagoons and polluted territory of former pig farm within catchment, farm closed in 1992.

C. *Climate and Hydrology*

Latvia is situated in a humid and moderately mild climatic region where rainfall exceeds evaporation, resulting in percolation losses from the soil during spring and autumn. The annual precipitation in Latvia is 550 - 750 mm per year. A wide range of precipitation from 1994 - 2010 was characterized by dry years in 1996, 2006, normal years in 1994, 2004, and wet years in 2007 and 2010.

Similarly, maximum and minimum extremes were observed in the water discharge (Fig. 2) in the monitoring catchments during the period of 1994 - 2010. The year 2006 was the driest since 1974 (run-off 116 mm per year in the Vienziemīte site) and 1995 was a wet year with the run-off 467 mm per year at the same Vienziemīte monitoring site. The wide range of climatic and hydro meteorological conditions at the Bērze and Mellupīte sites was illustrated by a run-off ranging from less than 100 mm to more than 300 mm [2, 3, and 26].

To obtain values for the runoff from the manure utilization points and the Mellupīte catchment area, the METQ96 model was used. The model contains sub routines for snow accumulation and ablation, soil moisture accounting, groundwater and capillary fringe accounting, runoff generation and a simple routing procedure. Input parameters to the model are daily values for temperature, precipitation and the vapor pressure deficits which are standard meteorological data that are available in meteorological stations in Latvia. A detailed description of the model is given by A. Zīverts et al. [16].

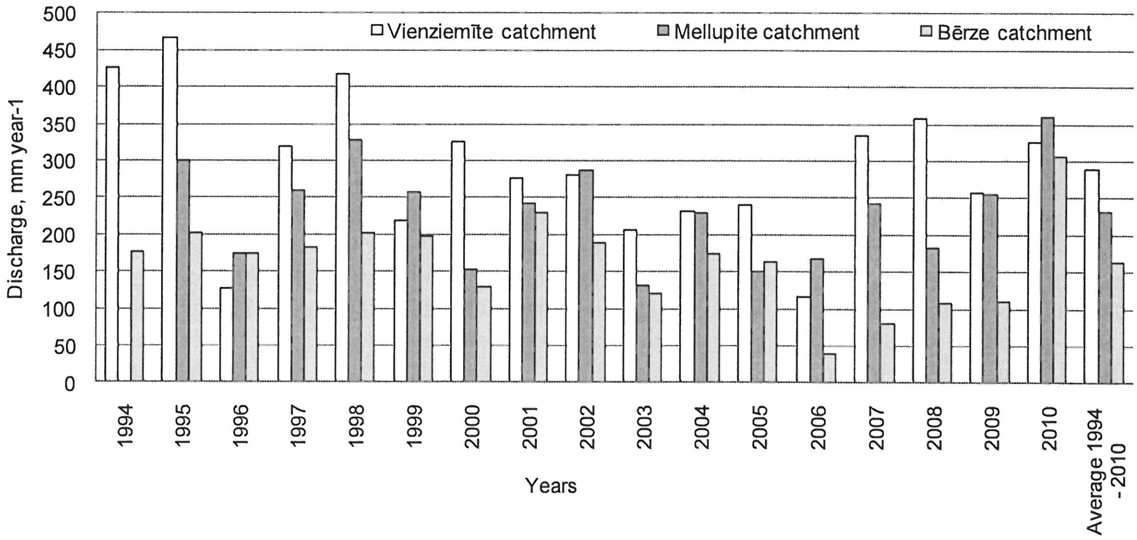


Fig. 2. Water discharge in small catchment scale in the monitoring station sites.

D. Nutrient run-off

Nutrient leakage was calculated by multiplying the nutrient (N_{tot}, P_{tot}) concentrations of the composite water samples with the total volume of water discharged during the corresponding water sampling period. The research in the small catchment scale demonstrates that the rapid response of discharge due to rainfall or snowmelt and fast changes in water quality parameters caused nutrient enrichment on a local scale in small catchment or drainage field are observed more often than at the large river scale. Usually, during the flood period more frequent water sampling could be recommended, as mentioned in ND [17, 19, 22,].

In order to calculate of nutrient run-off for the corresponding measurement period, the daily nutrient concentrations (C_i) are interpolated from monthly nutrient values [19].

$$V = 0{,}01\sum C_i * Q_i \qquad (1)$$

where

V - nutrient run-off, kg ha^{-1} $year^{-1}$;
C_i - average daily concentrations, mg l^{-1};
Q_i - average water discharge, mm.

Hourly and daily discharges (Q_i) are calculated automatically by a data logger, where water level measurements are performed every 2 - 3 minutes. Moreover, the data logger calculates the volume of the water discharged over the hydraulic structure and after bypass of certain amount of water sends a signal to the water sampling pump. Our experience shows that the logger-triggered sampling frequency could be 10 - 15 subsamples per day. One water proportional composite sample consists of a large number of subsamples gathered during a period of one month, i.e., 12 water samples were collected, if there was discharge all year around.

III. Results and Discussion

A. Nutrient concentrations

EU ND monitoring guidelines [5] for the implementation of Article 3.1 propose that long term (20 - 30 years) nitrate trends have been analyzed for:

- Yearly average values;
- Winter period values;
- Maximal concentrations of nitrates.

The guidelines [5] suggest that the presence of nitrate nitrogen (NO_3^- - N) during the winter period (October – March) better describes the potential amount of available nitrogen resulting in eutrophication in summer. When analyzing nutrient impact during the vegetation season, it is more useful to measure the total nitrogen (N_{tot}).

However, EU Water directives and guidelines [4, 20, 21, 22] do not explain what values of nitrate concentrations should be used (e.g., average annual, winter or maximum peak nitrate) to compare the limit value for nitrates established by ND – 50 mg l^{-1} NO_3^- or 11.3 mg l^{-1} NO_3^- - N [5, 22]. Therefore, the assessment of nitrate concentrations was performed for maximum peak NO_3^- - N, winter concentrations of the NO_3^- - N and summer concentrations of the N_{tot}.

B. Nitrate concentrations

Limit values of nitrate (11.3 mg l^{-1}) established by the Directive were often exceeded in the small catchment and drainage run-off from fields with intensive farming in the Bērze monitoring site since the year 1996 (Fig. 3 and 4). Generally, drainage field run-off has higher nitrate concentrations and a higher risk that threshold values of ND could be exceeded.

Surprisingly, high nitrate values in the Bērze drainage field run-off were found in November 2006, when drainage run-off appeared after the dry summer - autumn period. As shown in Fig. 3, the nitrate concentration may be extremely high. The VSIA "Centre for Agrochemical Research" has analyzed mineral nitrogen in several fields. Data of the soil mineral nitrogen, presented in, provide the information on soil leakage potential in the autumn of 2006 resulting in high concentrations when drainage run-off started in November. Run-off transported a considerable amount of nitrogen that was accumulated in the soil during the summer and early autumn due to the dry and hot weather conditions [13]. In addition, the soil had many cracks and macro pores. In the small catchment scale (Fig. 4), long-term concentration trends of different nitrogen compounds show an increase by 50 - 90% during 1994 - 2010.

Due to the extremely high nitrate values in 2006/2007 in the drainage field scale (Fig. 3), trends are impossible to evaluate. However, summer N_{tot} concentration values increased by 20%.

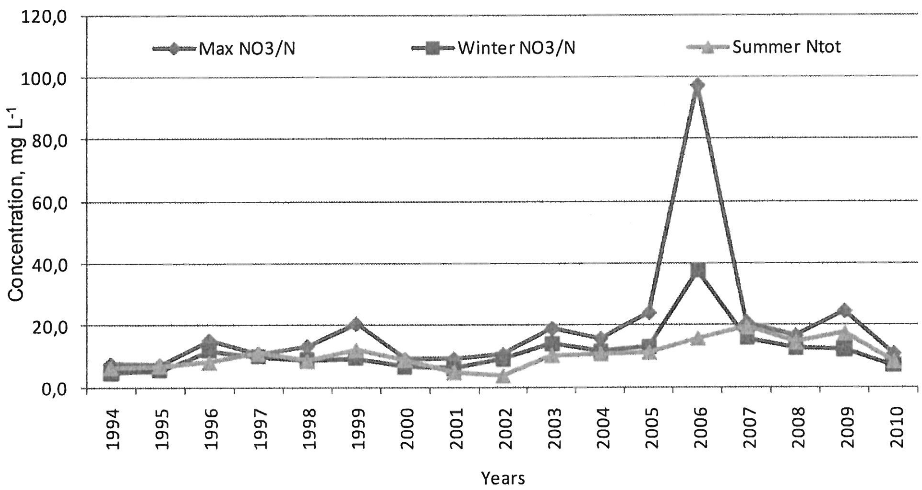


Fig. 3. Annual average nitrogen concentrations in drainage field run-off, Bērze monitoring station.

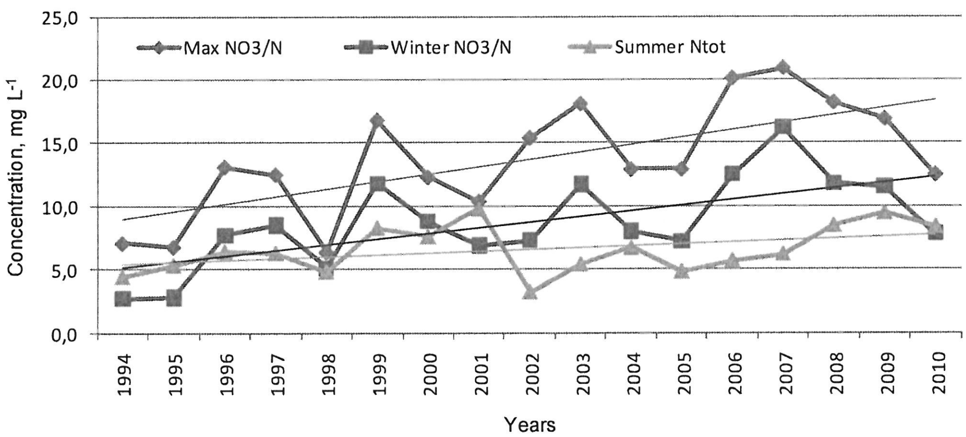


Fig. 4. Annual average nitrogen concentrations in small catchment run-off, Bērze monitoring station.

With regard to the Nitrate Directive, it should be noted that the limit values of nitrate (11.3 mg l^{-1}) established by the Directive were exceeded in the drainage field of the Mellupīte site during 2006 - 2008 (Fig. 5). Similarly to the Bērze site in that the field farmer used intensive technologies and farming methods. In the small catchment scale (Fig. 6) in the Mellupīte site, the limit concentrations of nitrates were exceeded only during 2003. Both on the catchment and the field scale, long-term nitrate concentrations show an upward trend (Fig. 6). In the Vienziemīte site, which could be used as a reference site with low input agriculture, both on the catchment and the drainage field scale, during the period of 1994 – 2010, nitrogen concentrations close to the limit values of ND were not determined. Annual average concentrations in plot and field scale have a relatively small difference (Fig. 7 and 8), which could be attributed to normal variation. Long-term trends show no significant increase or decrease of nitrogen compounds in the Vienziemite site during 1994 - 2010.

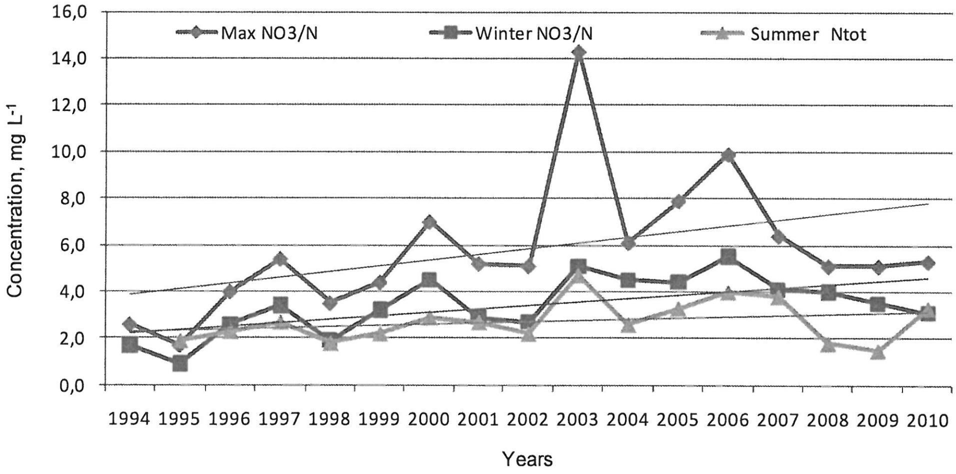


Fig. 5. Annual average nitrogen concentrations, Mellupīte drainage field.

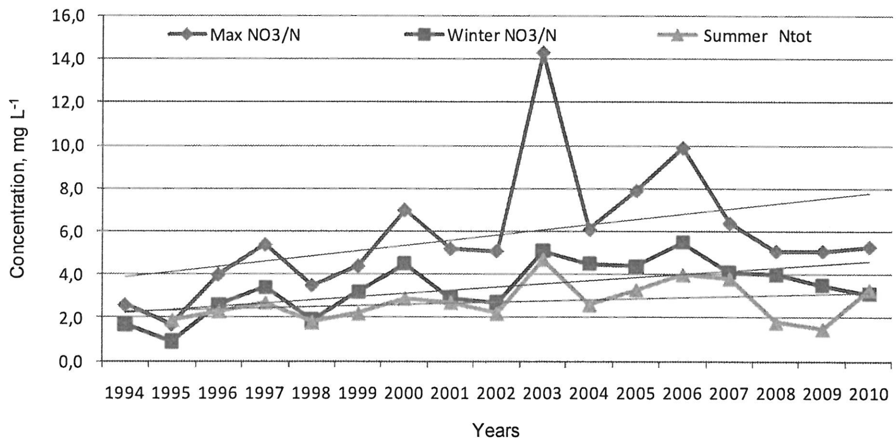


Fig. 6. Annual average nitrogen concentrations, Mellupīte small catchment.

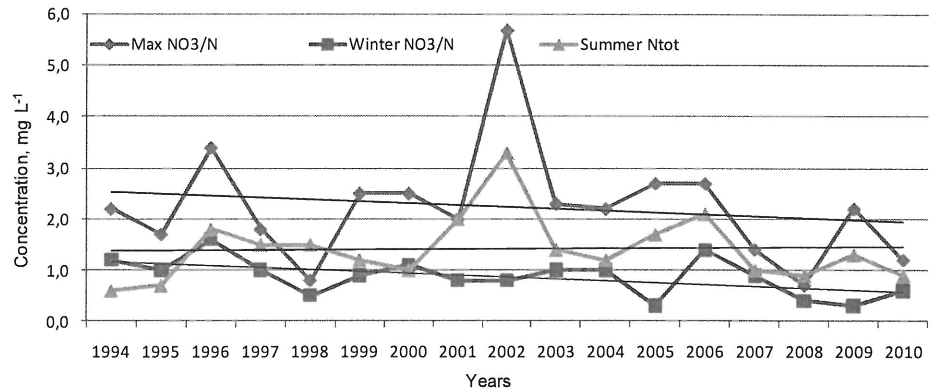


Fig. 7. Annual average nitrogen concentrations, Vienziemīte field drainage.

DOI: 10.2478/v10145-011-0028-9
2011
Volume 7

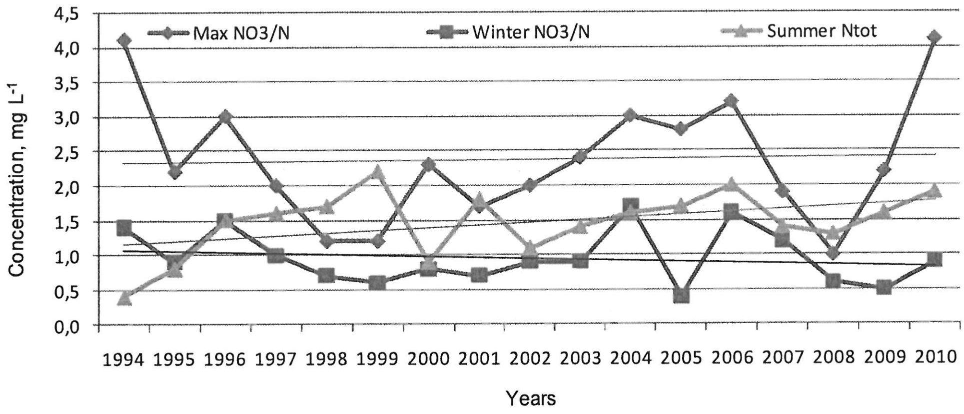


Fig. 8. Annual average nitrogen concentrations, Vienziemīte small catchment.

C. Nutrient run-off in the diffuse pollution monitoring sites

Nutrient run-off from diffuse pollution monitoring sites is presented in Fig. 9, 10 and 11. Monitoring results have demonstrated the evident influence of water discharge on nutrient run-off. High precipitation rates determined continuous discharge on the small catchment scale during the wet years of 2007 and 2010. Even field drainage has a short period without discharge in June at the Bērze site. The results indicated that the highest nitrogen leakage was measured in the years 2007, 2008 and 2010. The research has shown that, despite high nitrogen concentrations in field drainage in the Bērze station, high nitrogen run-off was observed in the Mellupīte site. This was accompanied by an increase in discharge in the Mellupīte drainage systems. On the small catchment scale, relatively intensive farming in the Zemgale region (Bērze) contributed to a higher nutrient run-off (Table 3). Relatively low nutrient levels were measured in Vienziemīte, in the site with low input agriculture.

TABLE III

ANNUAL AVERAGE DISCHARGE AND NUTRIENT RUN-OFF FROM DIFUSSE POLUTION SOURCES

Monitoring station	**Discharge, mm**	**Run-off N_{tot}, kg/ha year**	**Run-off P_{tot}, kg/ha year**
Vienziemīte monitoring station			
Small catchment, 592 ha	290	5.6	0.11
Field drainage, 67 ha	251	4.6	0.13
Mellupīte monitoring station			
Small catchment, 960 ha	233	10.2	0.12
Field drainage, 12 ha	246	17.9	0.13
Bērze monitoring station			
Small catchment, 368 ha	164	14.6	0.34
Field drainage, 76 ha	332	17.8	0.50

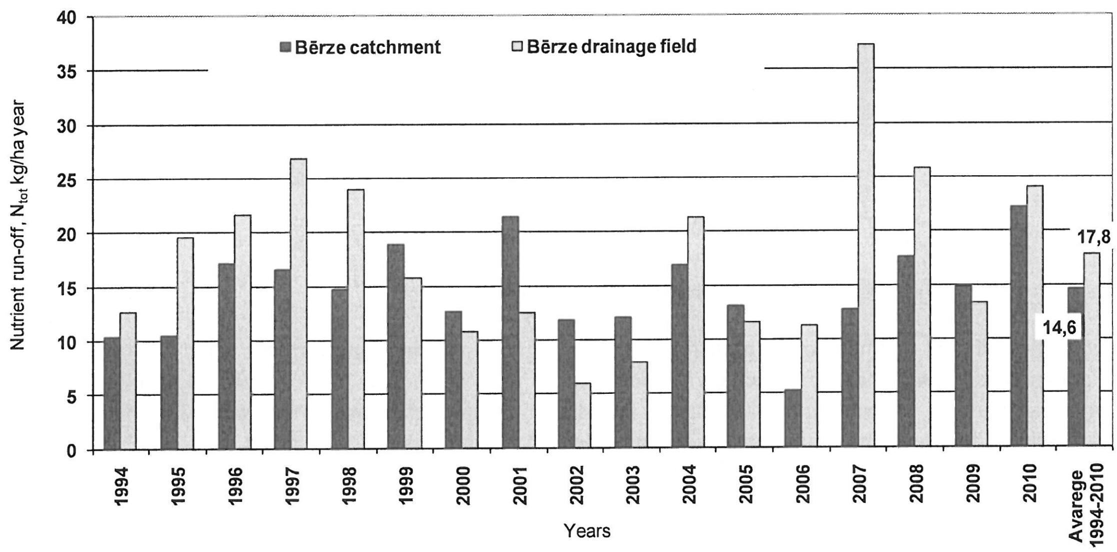


Fig. 9. Nitrogen run-off from diffuse pollution sources, Bērze monitoring station.

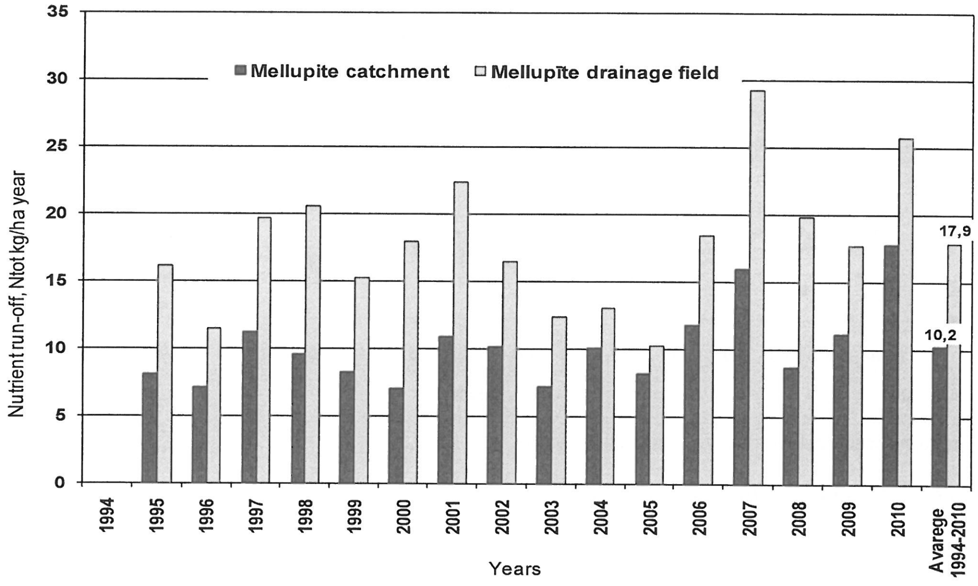


Fig 10. Nitrogen run-off from diffuse pollution sources, Mellupīte monitoring station.

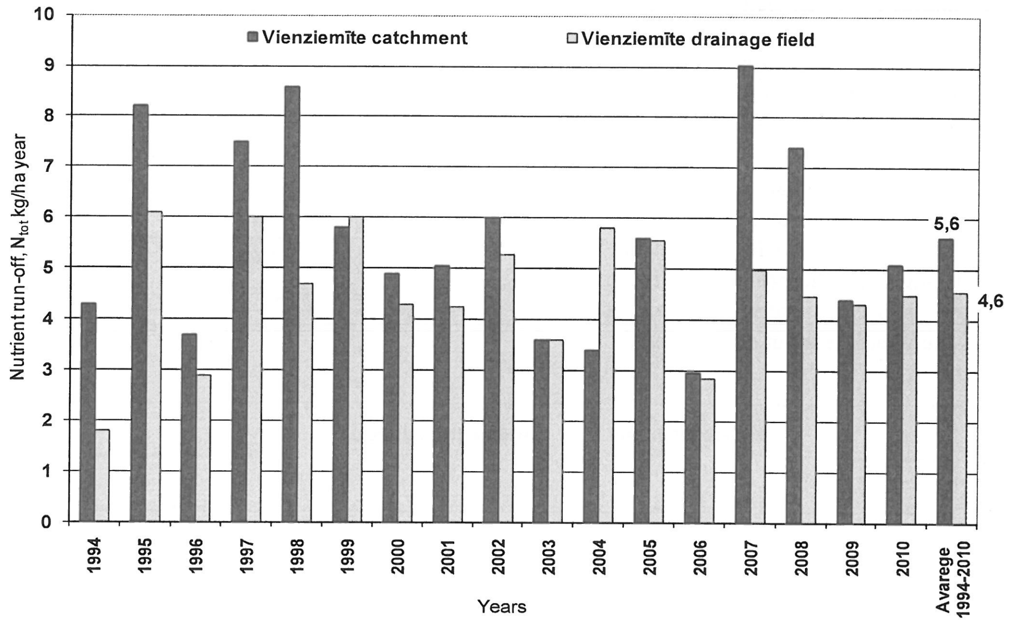


Fig 11. Nitrogen run-off from diffuse pollution sources, Vienziemīte monitoring station.

Our study showed that, compared with diffuse nitrogen pollution, phosphorus run-off has no direct correlation with the intensity of agriculture. In the case of phosphorus, nutrient problems are related to excess precipitation and/or snowmelt which can lead to surface runoff induced erosion and nutrient loss, causing deteriorating water quality in the field drainage and catchment scale. During 1994 to 2010 the highest phosphorus run-off was observed in the Bērze site (Fig. 12 and 13) during the spring flood.

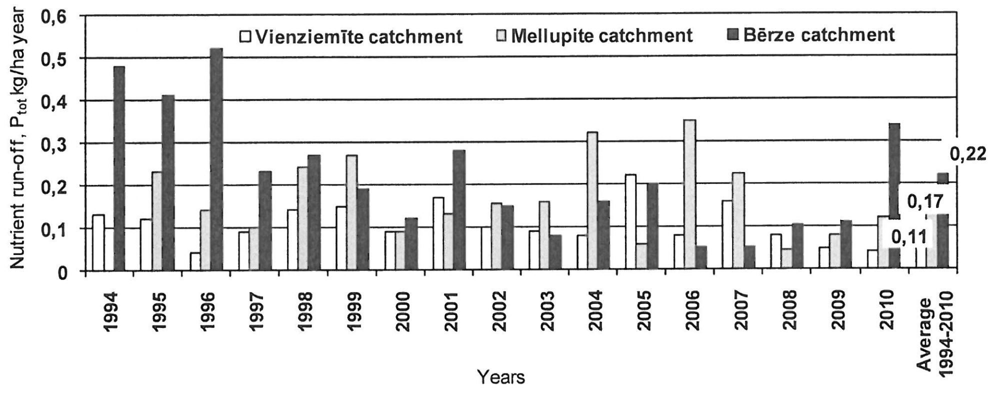


Fig. 12. Phosphorus run-off from diffuse pollution sources in small catchment scale, Bērze, Mellupīte, Vienziemīte monitoring stations.

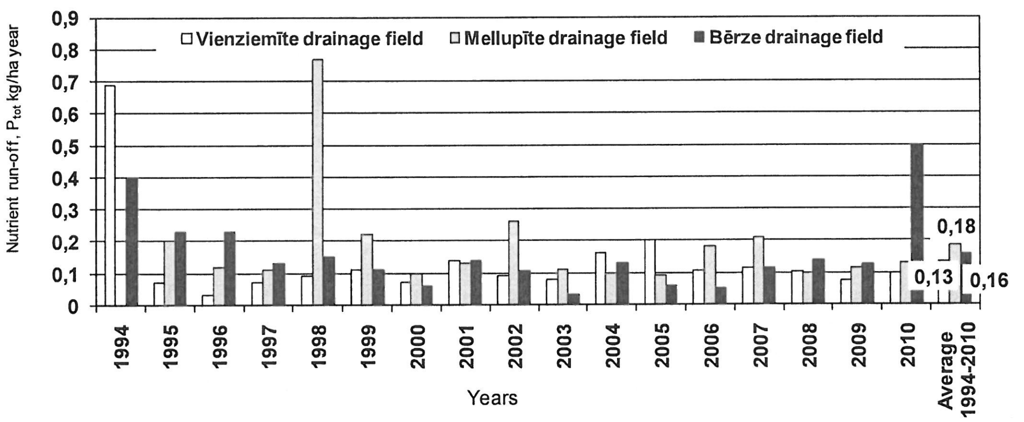


Fig. 13. Phosphorus run-off from diffuse pollution sources in field drainage scale, Bērze, Mellupīte, Vienziemīte monitoring stations.

D. Nutrient run-off in the point source pollution monitoring points

Nutrient run-off from agricultural point sources (animal farm) for the Bauska monitoring point is presented in Fig. 14 and 15. Overloading fields with manure from too many animals or using improper manure handling practices caused an average nitrogen leaching of about 2 times higher (49 kg ha^{-1} N_{tot} year) than leaching from diffuse pollution catchment. Compared with diffuse pollution catchment, phosphorus run-off was more than 10 times higher, reaching extremely high values (16.9 kg ha^{-1} P_{tot} year) in 2009. High phosphorus leaching was still observed in the Ogre farm that was closed in 1992 [7, 24].

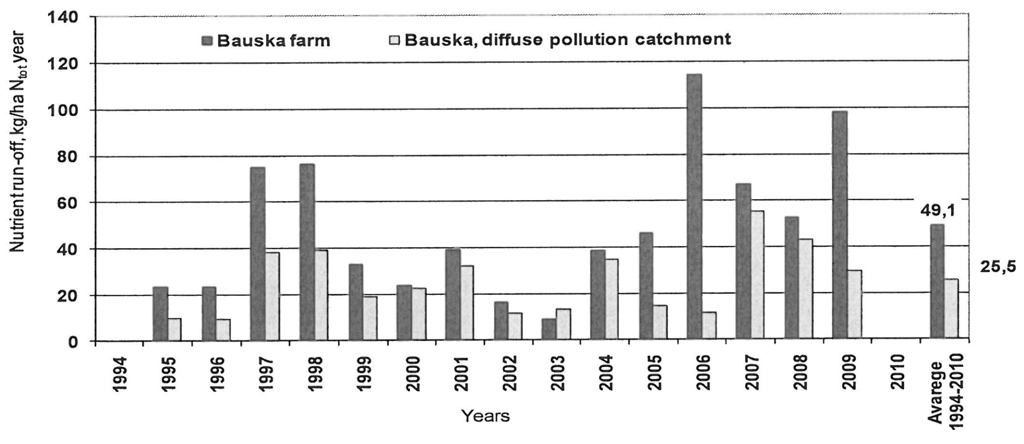


Fig. 14. Nitrogen run-off from point source pollution, Bauska farm monitoring point.

DOI: 10.2478/v10145-011-0028-9

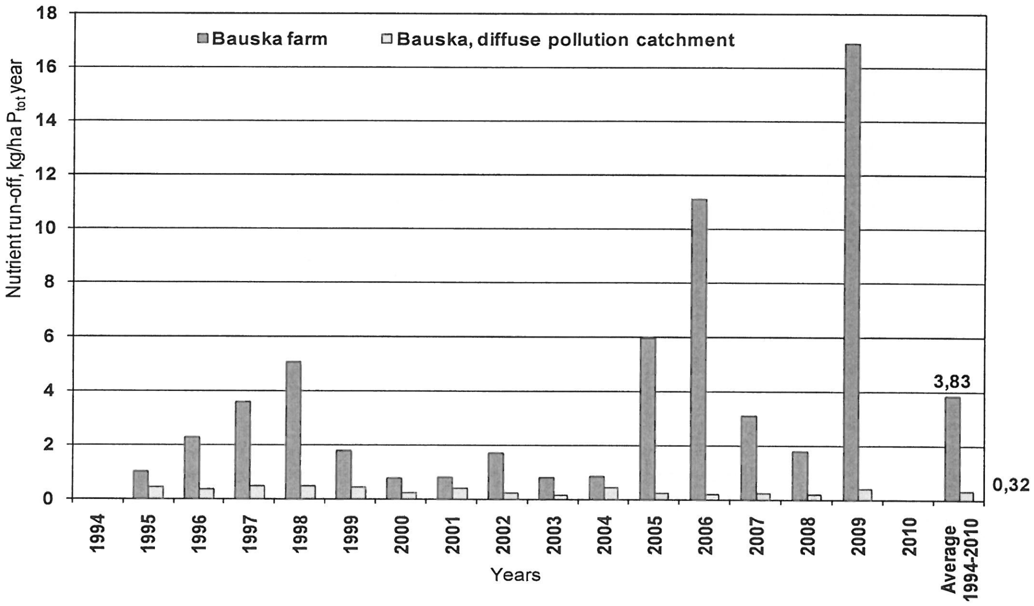


Fig. 15. Phosphorus run-off from point source pollution, Bauska farm monitoring point.

IV. Conclusions

Our research demonstrates how many nutrients may be released into the water environment by leaching in Latvia. It is essential that the relevant monitoring methods and long term monitoring programs are implemented for the assessment of agricultural pollution sources. Due to the climatic conditions, the available data show a high variation in the water quality in both spatial and temporal terms. The total nutrient run-off greatly depends on nutrient concentrations and water discharge, especially in flood periods. On the field drainage scale, nitrate concentrations are often higher than the nitrate limit value set by the Nitrate Directive.

The increased intensity of farming has resulted in an upward trend in both nutrient concentrations and nutrient run-off. Weather-driven hydrology, agricultural land use (acreage of arable land) and fertilizer application are the main factors which impact diffuse source nutrient run-off.

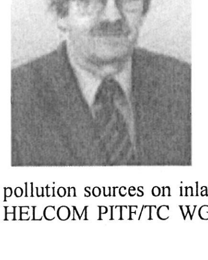
Poor manure handling practices could substantially increase the point source nutrient runoff from agriculture, e.g., as regards to phosphorus leaching, it could be increased more than 10 times, compared with diffuse pollution sources.

National agricultural policy and support measures should integrate agro-environmental requirements to mitigate nutrient pollution of inland water ecosystems.

References

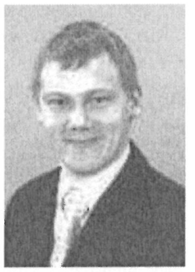
1. **Berzina, L., Sudars, R.., Jansons, V.**Impact of intensive livestock farming on surface water quality in Latvia. Water Management Engineering, Transactions of the Lithuanian University of Agriculture, water Management Institute of Lithuania. 2008. (34), ISSN 1382-2335, p.106-117.
2. **Deelstra, J., Eggestad, H.O., Iital, A., Jansons, V.** Hydrology in small agricultural catchments; pathways and their impact on nutrient and soil loss. In: Hermann, A. & Schumann, S. (Eds). International Workshop on Status and perspectives of Hydrology in Small basins. Hahnenklee, Germany, 2009. ISBN 978-3-89720-996-1, p. 75 – 79.
3. **Deelstra, J., Eggestad, H.O., Iital, A., Jansons, V. & Barkved L. J.** Time resoslution and hydrological characteristics in agricultural catchments. IAHS Publ. 336, 2010. ISBN 978-1-907161-08-7, p. 138 – 143.
4. **Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.** Official Journal of the European Communities. 22.12.2000. p. L327/1-L327/72.
5. **Draft Guidelines for the Monitoring Required under the Nitrates Directive,** updated 26/03/2003. Nitrate Commission. Brussels.
6. **Iital, A., Pachel, K., Loigu, E., Pihlak, M., and Leisk, U.** Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles. Journal of Environmental Monitoring. 12 (2010), p. 178–188.
7. **Haraldsen,T.K., Jansons, V., Spricis, A., Sudars, V, and Vagstad, N.** Influence of long-term heavy applications of pig slurry on soil and water quality in Latvia. In: Towards Sustainable Land Use. Advances in GeoEcology 31. Reiskirchen, Germany. 1998. p. 621-628.
8. **Jansons V. (1996). Lauksaimniecības notečų monitorings Latvijā** [Monitoring of agricultural run-off in Latvia]. LLU raksti Nr. 6 (283), Jelgava, 109-115. lpp. (in Latvian).
9. **Jansons V., Vagstad N., Deelstra., J.** Nutrient losses from agricultural areas in Latvia. In: Agriculture and the Environment. Challenges and Conflicts for New Millenium. Turner, S; Alford, D. (ed.). Proceedings of ADAS conference 14-16 April 1999. University of Warwick, England. p. 83-92.
10. **Jansons, V., Vagstad, N., Sudars, R., Deelstra, J., Dzalbe, I., Kirsteina D.** Nutrient Losses from Point and Diffuse Agricultural Sources in Latvia. Landbauforschnung Volkenrode. Volume 1, (52/1). 2002.p 9-17.
11. **Jansons, V., Busmanis P., Dzalbe I. and Kirsteina D.** Catchment and drainage field nitrogen balances and nitrogen loss in three agriculturally influenced Latvian watersheds. European Journal of Agronomy 2003. Volume 20. p.173-179.
12. **Jansons, V., Sudars, R., Kļaviņš, U.** Vides risku vadība lauksaimniecībā. [Management of the Environmental Risk in Agriculture]. In: Monogrāfija: Lauksaimniecības un pārtikas risku vadība. 2007. Jelgava. 494.-503. lpp. (in Latvian).

13. **Jansons, V., Abramenko, K., Timbare, R., A.Lagzdiņš., Vircavs, V.** Lauksaimniecības izraisītā nitrātu piesārņojuma riska analīze Latvijā. (Risk assessment of the agricultural pollution with nitrates in Latvia). Monogrāfija: Lauksaimniecības un pārtikas risku vadība. 2007. Jelgava, ,p.525-543. (in Latvian).
14. **Jansons, V., Abramenko, K., Timbare, R., Bērziņa, L.** Risk assessment of the agricultural pollution with nitrates in Latvia. In: Proceedings of Latvia University of Agriculture 2009. No. 22 (316), ISSN 1407-4427. p.1-11.
15. **Jansons, V., Sudars, R.** Dimensions of Agri-Environmental Research in the Department of Environmental Engineering and Water Management. In: Proceedings of the International Scientific Conference. Latvia University of Agriculture – 70. 2009. ISBN 978-9984-48-007-7, Jelgava. p. 47 – 58.
16. **Krams, M., Ziverts, A.** 1993. Experiment of conceptual mathematical ground water dynamics and run-off modeling in Latvia. Nordic Hydrology, vol.24, No.4.
17. **Lagzdiņš, A., Jansons, V., Abramenko, K.** Setting of the Water Quality Standards for Nutrients in Runoff from Agricultural Land (Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām). LLU Raksti 21 (315), 2008; p. 96-105 (in Latvian).
18. **Lagzdins, A., Jansons V.** Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data. Scientific Journal of Riga Tehnical University: Environmental and Climate Tehnologies, 2010. Series 13, Vol. 5, ISSN 1691-5208, p. 65-71.
19. **Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa rokasgrāmata.** [Quidelines for monitoring of agricularal run-off] LVA . 2003. 34. lpp. LVĢMC mājas lapa http://www.meteo.lv/public/27998.html, (in Latvian)
20. **LR MK noteikumi Nr. 92. (ar groz. 27.01.2009.)** Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei
21. **LR MK noteikumi Nr. 33. "**Par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisītā piesārņojuma ar nitrātiem" (2011.gada 11.janvārī.).
22. **Nitrate Directive No 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. 31.12.91. p. L375/1-L375/8.
23. **Stalnacke P., Vagstad N., Tamminen T., Wassmann P., Jansons V, and Loigu E.** Nutrient runoff and transfer from land and rivers to the Gulf of Riga. Hydrobiologia 410. 1999. p.103-110.
24. **Sudars, R., Jansons, V., Kļaviņš, U., Dzalbe, I..** Intensīvas lopkopības ietekme uz ūdens vidi [Impact of the intense animal farming on water environment]. Latvijas Lauksaimniecības universitātes raksti. Nr 15 (310), 2005. Jelgava. 40. - 49. lpp. (in Latvian).
25. **Vagstad, N., Jansons, V., Loigu, E., and Deelstra.** Nutrient losses from agricultural areas in the Gulf of Riga drainage basin. Ecological Engineering, 14, 2000. p. 435-441.
26. **Vagstad N., Stalnacke P., Andersen, H.E., Deelstra, J., Gustafson, A., Ital, A., Jansons, V., Kyllmar, K., Loigu, E. and Rekolainen, S.** Nutrient Losses from Agriculture in the Nordic and Baltic Countries. TemaNord 2001: 591. Nordic Council of Ministers, 2001. Copenhagen, ISSN 0908-6692. p.74.
27. **Vagstad, N., Stalnacke, P., Andersen, H.E., Deelstra, J., Jansons, V., Kyllmar, K., Loigu, E., Rekolainen, S. and Tumas, R.** Regional variations in diffuse nitrogen losses from agriculture in the Nordic and Baltic regions. Hydrology and Earth System Sciences, 8 (4). 2004. p. 651-662.



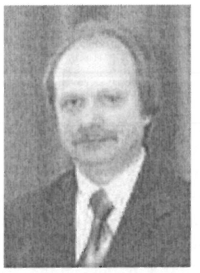
Viesturs Jansons, Dr.sc.ing., professor, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture. V.Jansons is a member of academic staff of the Department of Environmental Engineering and Water Management since 1975. He has an experience of 17 years in monitoring and assessment of impact of agriculture on surface water quality, monitoring of the agricultural run-off (non-point pollution) in different geographical scales. Since 1994, he has been involved in many national and international projects (BEAROP, Gulf of Riga and BSRP) concerning impact of agricultural pollution sources on inland water quality in Latvia. He represented Latvia in HELCOM PITF/TC WG on Agriculture and HELCOM TFSA for BA21 in the Agricultural Sector. He was member (2004-2006) of Environment Security panel of NATO Science for Peace Programme. As a teacher, besides LLU courses, he is involved in Baltic University programme and NOVA-BOVA MSc and PhD courses.

Address: 19 Akademijas Street, Jelgava, LV-3001
Phone: +371 630 29851
E-mail: viesturs.jansons@llu.lv



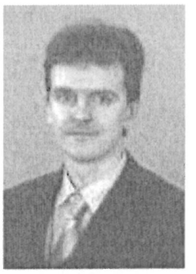
Ainis Lagzdins, Mg.sc.ing., lecturer, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture. A. Lagzdins started to work as academic staff in the Department of Environmental Engineering and Water Management, Latvia University of Agriculture in 2005. He has Bachelor's degree in Environmental Science (2004) and Master's degree in Environmental Engineering (2006). Since 2006 he is a doctoral student of study program „Environmental Engineering". The theme of PhD thesis is „Analysis of the water quality concerning nutrients in the agricultural runoff". The main research topics are water quality of agricultural runoff in different agro-climatic regions of Latvia and modeling of the water quality and quantity. A. Lagzdins has been involved in several national and Nordic/Baltic cooperation projects on assessment and modeling of nutrients leakage.

Address: 19 Akademijas Street, LV-3001, Jelgava, Latvia
Phone: +371 630 29851
E-mail: ainis.lagzdins@llu.lv



Ritvars Sudars, Dr.sc.ing., professor, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture. R.Sudars is a part of academic staff of the Department of Environmental Engineering and Water Management since 1981 and dean of Faculty of Rural Engineering since 2002. The main research area is point source nutrient run-off from agricultural areas for slurry utilisation. PhD thesis "Influence of slurry application on the water quality in Latvia" was defended in Latvia University of Agriculture (1998). He has participated in different local and international projects related to the agricultural run-off, as well as he is author of more than 40 publications.

Adress: 19 Akademijas Street, Jelgava, LV-3001
Phone: + 371 63027709
E-mail: Ritvars.sudars@llu.lv



Kaspars Abramenko, Mg.sc.ing., lecturer, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture. Since 2000 he is among the academic staff in the Department of Environmental Engineering and Water Management. In 2002 he graduated MSc studies on Environmental Engineering Science. Experience of 13 years research in agricultural impact assessment on water bodies and water quality modeling is connected to his PhD thesis "Agricultural diffuse source pollution in Latvia". He mainly deals with multi scale agricultural run-off monitoring data collection in Latvia to estimate pollution source apportionment within river basins. As a scientist he is involved in national water monitoring programmes and international research projects BEAROP, BSRP, COST, RECOCA concerning nutrient losses from agricultural land. Since 2010 he participates in the ESF project „Establishment of interdisciplinary scientist group and modeling system for groundwater research".

Address: 19 Akademijas Street, LV-3001, Jelgava, Latvia
Phone: +371 630 29908
E-mail: kaspars.abramenko@llu.lv

Laima Berzina, Mg.Sc., lecturer, Latvia University of Agriculture, Department of Environmental Engineering and Water management since 2008. Laima Berzina is also a part of academic staff of Faculty of Information Technologies, Latvia University of Agriculture since 2001. The main research area is point source water pollution from agricultural sources and statistical analysis of

DOI: 10.2478/v10145-011-0028-9 2011
Volume 7

environmental pollution. She has participated in several local projects, international and local conferences related to environmental pollution risk analysis. She is writing PhD thesis "Point Source Water Pollution from Agricultural Activities in Nitrate Vulnerable Zones".
Address: Liela street 2, LV-3001, Riga, Latvia
Phone: +371 630 29908
E-mail: laima.berzina@llu.lv

Viesturs Jansons, Ainis Lagzdiņš, Laima Bērziņa, Ritvars Sudars, Kaspars Abramenko. Augu barības vielu izskalošanās no lauksaimniecības zemēm Latvijā mainība laikā un telpā: Noplūdes un aiztures ilggadīgie trendi mazos sateces baseinos un drenu sistēmās
Lauksaimniecība var izsaukt paaugstinātu ūdeņu vides piesārņojumu. LLU uzsāka lauksaimniecības piesārņojuma monitoringu 1994.g., izveidojot monitoringa sistēmu lauksaimniecības difūzā un punktveida piesārņojuma noteikšanai. Augu barības elementi - slāpekļa un fosfora savienojumi ūdeņos var nonākt no dažāda rakstura piesārņotājiem. Difūzais piesārņojums dod galveno slāpekļa piesārņojuma daļu Latvijas virszemes ūdeņos. Difūzais piesārņojums ar slāpekļa un fosfora savienojumiem eksistē vienmēr un visur, to var tikai daļēji samazināt ar agro-vides pasākumiem. Punktveida piesārņojums lauksaimniecībā saistīts ar nesakārtotu kūtsmēslu saimniecību lielajās lopkopības fermās. Parasti lauksaimniecības intensifikācija un šaura specializācija noved pie paaugstinātas vides piesārņošanas, kuras novēršanai vajadzīgie finanšu resursi var būt lielāki, kā īslaicīgais ieguvums no ražošanas intensifikācijas. ES un Latvijas likumdošanas akti prasa kontrolēt lauksaimniecības ietekmi uz ūdens vidi, lai samazinātu piesārņojumu ar slāpekli un citiem biogēniem elementiem. Darbā apskatīti ilggadīga (1994.g. - 2010.g.) lauksaimniecības piesārņojuma monitoringa rezultāti, kas parāda, ka nitrātu slāpekļa koncentrācijas ir atkarīgas no monitoringa sistēmas līmeņa (drenu lauks, mazais sateces baseins) un lauksaimnieciskās ražošanas intensitātes. Izmantojot ilggadīgās datu rindas, novērtēta biogēno elementu koncentrāciju mainība un atšķirības drenētos laukos un mazos sateces baseinos. Mazo sateces baseinu līmenī nitrātu robežvērtība visbiežāk tiek pārsniegta Bērzes monitoringa stacijā, platībās ar intensīvu lauksaimniecību. Ilggadīgi novēroto (1994. - 2010.g.) slāpekļa savienojumu trendu analīze uzrāda koncentrāciju pieaugumu Bērzes un Mellupītes stacijās un nenozīmīgas izmaiņas Vienziemītes stacijā. Bērzes monitoringa stacijā, intensīvas lauksaimnieciskās ražošanas apstākļos, atsevišķos gadījumos (ziemas periods) nitrātu koncentrācijas ievērojami pārsniedza Nitrātu direktīvas noteiktos robežlielumus. Vienziemītes stacijā (ekstensīva lauksaimniecība) slāpekļa koncentrācijas ir zemas un tuvas dabiski tīriem ūdeņiem. Augstākās slāpekļa un, it sevišķi, ūdeņu ekosistēmām bīstamā fosfora koncentrācijas novērotas punktveida piesārņojuma monitoringa posteņos Bauskā un Ogrē.

Виестурс Янсонс, Айнис Лагздиньш, Лаима Берзиня, Ритварс Сударс, Каспарс Абраменко. Изменения во времени и территории вимивания питательных веществ растений из сельхозугодий в Латвии: Многолетные тренды выноса и задержки в басейнах малого водозабора и в дренажных системах
Сельское хозяйство может способствовать повишенному загрязнению водной среды. ЛСХУ начала мониторинг сельскохозяйственного стока в 1994 году, создавая в Латвии систему мониторинга для определения диффузного и точечного загрязнения от сельского хозяйства. Питательные вещества растений – соединения азота и фосфора поступают в водные объекты от загрязнителей разного характера. Диффузное загрязнение дает основную часть загрязнения азотными соединениями, поступающими в поверхностные воды. Диффузное загрязнение азотом и фосфором существует всегда и везде, его можно только уменьшить мероприятиями по защите агросреды. Точечное загрязнение от сельского хозяйства связано с неполадками в применении органического удобрения в больших животноводческих фермах. Как правило, интенсификация сельского хозяйства и узкая специализация приводит к повышенному загрязнению среды, для устранения которого понадобятся большие финансовые ресурсы, чем временная польза от интенсификации производства. Нормы законодательства ЕС и Латвии для снижения загрязнения азотом и другими биогенными элементами, требуют установить контроль влияния сельского хозяйства на водную среду. В работе приводятся результаты многолетнего (1994 - 2010 гг.) мониторинга загрязнения от сельского хозяйства, которые показывают, что концентрации нитратного азота зависят от уровня мониторинга (бассейн малого водозабора и дренажная система) и уровня интенсификации производства. Используя данные многолетних наблюдений, оценены изменения концентрации биогенных элементов и их различия в бассейнах малого водозабора и в дренажных системах. В бассейнах малого водозабора предельные концентрации нитратного азота часто превышаются на станции мониторинга «Bērze», в угодиях с интенсивнным сельским хозяйством. Анализ трендов многолетних наблюдений (1994 - 2010 гг.) показывают прирост концентрации на станциях мониторинга «Bērze» и «Mellupīte» и незначительные изменения в «Vienziemīte». На станции мониторинга «Bērze», в условиях интенсивного сельскохозяйственного производства, в отдельных случаях (зимний период) концентрации нитратного азота существенно превышали предельные концентрации, установленные Нитратной Директивой. На станции «Vienziemīte» (экстенсивное сельское хозяйство) концентрации нитратного азота низкие и близки к фоновой концентрации природных вод. Самые высокие концентрации азота и особенно опасного для водных экосистем соединений фосфора наблюдались в постах мониторинга точечного загрязнения Bauska и Ogre.

III
APPLICATION OF STATISTICAL METHODS FOR ANALYSIS OF AGRICULTURAL RUNOFF MONITORING DATA

Lagzdins A., Jansons V. (2010)

Scientific Journal of Riga Technical University: Environmental and Climate Technologies,
Series 13, Vol. 5, p. 65 – 71.

Application of Statistical Methods for Analysis of Agricultural Runoff Monitoring Data

Ainis Lagzdins, *Latvia University of Agriculture*, Viesturs Jansons, *Latvia University of Agriculture*

***Abstract* – The paper presents a study on water quality concerning nutrients in relation to the hydrological and meteorological conditions in three agricultural catchments in Latvia. Statistical analysis, i.e., descriptive statistics, Kolmogorov–Smirnov test, Mann-Whitney U test, Spearman's Rank–Order correlation and cumulative probability function has been used to quantify relationships between variables. Results of the study could be used to evaluate the impact of agricultural intensity on water quality.**

***Keywords* – Agriculture, monitoring, nutrients, statistical analysis.**

I. Introduction

In the Baltic Sea catchment area, the major anthropogenic source of waterborne nitrogen (N_{tot}) and a significant source of phosphorus (P_{tot}) are diffuse inputs. They constitute 71% of the nitrogen and 44% of the phosphorus load in the surface waters within the catchment area. Moreover, agriculture and managed forestry are responsible for the most of the waterborne diffuse pollution that reaches Baltic Sea – agriculture alone contributed to about 80% of the N_{tot} diffuse load. Excessive amounts of nutrients can lead to eutrophication and cause accelerated growth of algae and plants, often resulting in undesirable effects [1]. In the future a reduction of nutrient loadings has to be achieved through proper implementation of national action plans and HELCOM recommendations, as well as through the implementation of European Union directives, such as the Water Framework Directive [2] and the Nitrates Directive [3].

To assess the impact of agriculture on water quality, monitoring of agricultural runoff was implemented in Latvia since 1994. Cooperation with the Nordic countries promoted the establishment of a network of monitoring stations (Berze, Mellupite, Vienziemite) with hydraulic measurement structures and recording equipment. The monitoring includes measurements in several spatial scales, i.e., small catchment and drainage fields. The study catchments vary in size from 368 to 960 ha and all of them are dominated by arable land that mainly is tile-drained. Land in drainage fields is used for arable crops. The impacts from point sources such as scattered households or animal farms can be considered as negligible.

Nutrient leaching is known to be strongly dependent on hydrology, which is influenced by seasonal patterns of meteorological conditions [4, 5, 6], therefore, monitoring data, e.g., N_{tot} and P_{tot} concentrations, water discharge, precipitation and air temperature were chosen for statistical analysis. The paper presents data collected during the period 1995-2008.

The main objectives of the study presented in this paper were: (i) to analyze water quality data (N_{tot} and P_{tot}) obtained under agricultural practices with different intensity; (ii) to evaluate the relationship between water discharge and precipitation data; and (iii) to compare N_{tot} and P_{tot} concentrations between spatial scales within one monitoring site and between different monitoring sites.

II. Materials and Methods

A. Site description

Three small catchments and drainage fields (Berze, Mellupite and Vienziemite) are located in different parts of Latvia and represent regions with various meteorological conditions, soils, slopes and farming intensity.

The Berze monitoring site is situated in the central part of Latvia and can be characterized with relatively intensive crop production in comparison with the present farming conditions in Latvia. Fertilizer and manure application in some fields has reached 160 kg N ha^{-1} year^{-1}. The soil type within the catchment is silt clay loam according to FAO [7] classification that is productive soil for agricultural activities. The landscape in this area is flat.

The Mellupite catchment represents the western part of country and the average farming situation that might be typical for the present agriculture in Latvia. The average use of mineral fertilizers and manure ranges from 10 to 40 kg N ha^{-1} year^{-1}. The main soil type in the catchment is loam.

The Vienziemite monitoring stations are located in the north-eastern part of Latvia and are a typical example of low input agricultural land use and can be used as reference site for water quality assessment. Almost no fertilizers (only 4 –5 kg N ha^{-1} year^{-1}) are applied in this study site. Soil type of this area is sandy loam which is a less favorable soil for agriculture. The landscape in the Vienziemite catchment is rather hilly for Baltic conditions. The main characteristics of the monitoring sites are presented in Table I.

The flow measurements in monitoring sites were based on fixed measurement structures and automatic data and sampling equipment for continuous water level registration and water sampling. Composite water samples were collected monthly based on a flow proportional sampling procedure in Berze and Mellupite, manually water samples was taken in Vienziemite. The number of analyzed water samples varies among monitoring sites and scales because sometimes monitored streams dry out during the summer time. Analysis of water samples was carried out in laboratories according to Latvian Standard methods for total N [8] and total P [9].

TABLE I
MAIN CHARACTERISTICS OF MONITORING SITES

Monitoring site	Monitoring scale	Location of monitoring points	Area, ha	Arable land, %	Flow measurement structure	Soil
Berze	Small catchment	Latitude 56° 42' 11.62" N Longitude 23° 22' 46.68" E	368	98	Modified Crump V-weir	Silt clay loam
	Drainage field	Latitude 56° 42' 67.57" N Longitude 23° 22' 72.82" E	77	100	Triangular weir	
Mellupite	Small catchment	Latitude 56° 29' 77.90" N Longitude 22° 14' 12.53" E	960	69	Crump weir	Loam
	Drainage field	Latitude 56° 29' 68.64" N Longitude 22° 13' 67.13" E	12	100	Triangular weir	
Vienziemite	Small catchment	Latitude 57° 08' 12.91" N Longitude 25° 54' 29.01" E	592	78	Combined profile weir	Sandy loam
	Drainage field	Latitude 57° 06' 35.44" N Longitude 25° 55' 41.55" E	67	100	Triangular weir	

B. Statistical analysis

Descriptive statistics (e.g., maximum, minimum, mean, median, skewness and quartiles) was used in the initial phase of a statistical analysis to describe the basic features of the data in a study. This type of analysis was performed for precipitation, air temperature, discharge and N_{tot} and P_{tot} concentration data.

The Kolmogorov–Smirnov test can be used [10, 11, 12] to test normality of water quality, discharge and meteorological data. If the significance level (p value) is less than 0.05, then the data cannot be considered as normally distributed, and if the p-value is greater than 0.05, there is insufficient evidence to suggest the distribution normal.

Nonparametric tests (e.g., chi-square, Spearman, Mann-Whitney) have fewer assumptions and often can be used when the assumptions of a parametric test are violated. For example, they do not require normal distribution of variables or homogeneity of variances [13].

Spearman's rank correlation procedure was used to identify monotonic (but not necessarily linear) correlations among constituents, providing a measure of the intensity of association between two variables. Spearman's correlation coefficient (r_s) is the linear correlation coefficient computed on the ranks of data instead of actual values. This coefficient ranges from -1 to 1; a negative coefficient indicates that the higher ranks of one variable are related to the lower ranks of the other variable. The closer the absolute value of r_s is to 1, the greater is the correlation between the two variables. A small r_s value, however, can still be significant, depending on the associated p value. If this p value is less than the significance level ($p<0.05$), then the null hypothesis of no correlation (or $r_s=0$) is rejected, and the correlation coefficient computed is considered statistically significant [14].

The Mann–Whitney U-test was used to compare means of two independent data sets. The test was applied to compare nutrient concentrations between the drainage field and the small catchment within one monitoring site. The comparison of N and P data between different study sites monitoring scales was done as well. Significance level (p value) helps to decide whether or not the means of two data sets are equal. If p value is less than 0.05 than the difference between data sets is significant.

Probability functions could be used to represent a random variable, e.g., nutrients concentrations, water discharge, meteorological conditions, and to determine the probability of occurrence. A number of probability functions like cumulative, normal, empirical have been used in hydrological, climate and water quality studies [12].

The statistics were carried out using the SPSS software, version 15.0, and STATGRAPHICS Centurion XV.

III. RESULTS AND DISCUSSION

A. Descriptive statistics of meteorological conditions

Latvia is situated in a humid and moderately mild climatic region where rainfall exceeds evaporation, resulting in percolation losses from the soil during the spring and autumn [15]. Long-term records at the nearest meteorological stations indicate the differences in meteorological conditions. Observations were carried out by the Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre. The results of air temperature and precipitation daily and annual data analysis for the period 1995-2008, along with the 60-year normals (1948–2008) are presented in Table II. Descriptive statistics of meteorological data shows that during the study period warmest and driest conditions were at the Berze site compared to other catchments, meanwhile in Vienziemite - the coldest and wettest. The mean daily precipitation in Berze was 1.58 mm, in Mellupite 1.76 mm and in Vienziemite 1.95 mm. The lowest mean annual rainfall during the years 1995–2008 was in Berze (578.6 mm), while in Mellupite 641.2 mm and in Vienziemite 711.2 mm which is quite close to 60-year normals for the regions.

The mean annual air temperature during the observation period was higher on the Zemgale plain (Berze 7.54°C) than on the Vadakste plain (Mellupite 6.42°C) and on the Vidzeme highland (Vienziemite 5.66°C). If these values compare with 60-year normals it may be concluded that temperature has increasing trend which varies from 0.49°C up to 1.41°C.

TABLE II

DESCRIPTIVE STATISTICS OF PRECIPITATION AND AIR TEMPERATURE DATA

Monitoring site	**Berze**	**Mellupite**	**Vienziemite**	**Berze**	**Mellupite**	**Vienziemite**
Statistics	**Precipitation, mm**			**Air temperature, °C**		
N	5114	5114	5114	5114	5114	5114
Daily mean	1.58	1.76	1.95	7.59	6.45	5.62
Daily median	0.00	0.00	0.20	7.48	6.50	5.70
Daily maximum	46.10	57.40	67.60	27.44	26.40	25.97
Daily quartiles 25	0.00	0.00	0.00	0.89	0.10	-0.78
50	0.00	0.00	0.20	7.48	6.50	5.70
75	1.60	1.60	2.20	15.15	13.92	13.53
Annual mean 1995 - 2008	578.6	641.2	711.2	7.54	6.42	5.66
Annual mean 1948 - 2008	569.3	649.7	725.9	6.31	5.93	4.93

The warmer conditions in the spring secure a more favorable environment for the faster development of plants, longer positive temperature in the autumn extend the growing season of plants. During the vegetation period when the air temperature is above + 5°C, the potential risks for enhanced nutrient leaching are reduced due to N and P uptake by agricultural crops and aquatic plants [16].

B. Descriptive statistics of discharge data

There are several processes that influence water discharge: precipitation in the drainage area, storage of water in the soil (texture, infiltration rate, etc.) and evapotranspiration rate [12, 17, 18]. The influence of the first two above mentioned processes is discussed in this study.

Descriptive statistics of discharge data are presented in Table III. During the study period, the highest mean daily water discharge within the catchment scale was measured in the Vienziemite monitoring site (0.76 mm day^{-1}), medium in Mellupite 0.61 mm day^{-1}, while the lowest in Berze (0.43 mm day^{-1}). A similar pattern of water discharge was found in the drainage field monitoring scale.

The maximum daily discharge was observed in the Vienziemite catchment (41.60 mm day^{-1}) and it was several times higher than in Berze (16.24 mm day^{-1}) and Mellupite (13.36 mm day^{-1}). The reasons for these maximum levels vary. In the Berze catchment, the maximum discharge was caused by snowmelt in April of 1996 when the air temperature for 9 days was above zero. In Mellupite and Vienziemite, the maximum discharge occurred after heavy rainfall, 60.3 mm of precipitation within 4 days in May of 1997 and 68.3 mm within 2 days the end of April of 2001, respectively.

The mean annual discharge during the observation period ranges from 156.55 mm in the Berze catchment to 279.38 mm in Vienziemite. The results show that the main water discharge occurs during the rainy period in the fall and spring flood (from October to May), while during the summer months, discharge is low and stable.

TABLE III

DESCRIPTIVE STATISTICS OF DISCHARGE DATA

Monitoring site and scale	**Berze catchment**	**Berze drainage field**	**Mellupite catchment**	**Mellupite drainage field**	**Vienziemite catchment**	**Vienziemite drainage field**
Statistics	q, mm	q, mm	q, mm	q, mm	q, mm	q, mm
N	5114	5114	5114	5114	5114	5114
Mean	0.43	0.43	0.61	0.64	0.76	0.71
Median	0.10	0.08	0.21	0.17	0.27	0.17
Max	16.24	16.13	13.36	14.26	41.60	55.32
Quartiles 25%	0.01	0.000	0.05	0.01	0.05	0.02
50%	0.10	0.08	0.21	0.17	0.27	0.17
75%	0.40	0.46	0.65	0.72	0.87	0.58
Annual mean 1995 - 2008	156.55	156.20	221.97	233.63	279.38	258.17

There is clear evidence that the water discharge differences between monitored sites can be explained by the precipitation rate in a particular study site, for example higher rainfall in Vienziemite leads to higher water discharge. In addition, soil properties within specific regions regulate water discharge. Sandy soils contain less water at field capacity than clay or silt loam soils and leaching is therefore induced more quickly in lighter soils. Poorly drained silt clay loam soil in the Berze catchment can store more water longer therefore discharge respond slowly, whereas well drained sandy loam soil in Vienziemite promotes faster water infiltration through soil profile that results in high discharge volumes.

C. Descriptive statistics of nutrient concentration data

In several investigations [11, 16, 19, 20, 21, 22] it has been found that water discharge as a transport pathway must be taken into account when analyzing trends in nutrient concentrations. The N_{tot} and P_{tot} concentration data showed high variability over time, study sites and monitoring scales.

The specific character of monitoring scales has to be taken into account when the analysis of catchment and drainage water quality is performed. Discharge from drainage fields in comparison with catchment scale can be considered as soil solution where retention processes is rather low.

Plants generally take up N as NO_3^-, or NH_4^+ from the soil solution [23]. These forms of N are leaching out in appreciable amounts by water passing through the soil profile. This is because there is no significant adsorption of soluble forms of N on soil particles [22, 24, 25]. The export from small agricultural catchments consists mostly of dissolved inorganic constituents and smaller amounts of organic N [26]. Thus NO_3^--N contributes on average 90% of the annual total N export in the Berze and Mellupite drainage field scale and in catchment scale 79% and 62%, respectively. In both monitoring scales of Vienziemite NO_3^--N and N_{tot} proportion is less significant – 45%.

The studies carried out in Finland and USA [27, 28] shows that phosphorus is transported in dissolved and particulate forms. Particulate P includes P sorbed by soil particles and organic matter eroded during flow events and constitutes the major proportion of P transported from cultivated lands (60-90%). Amounts of P transported from catchment are a function of catchment hydrology, in terms of when and where surface runoff occurs, soil P content, and amount P added as fertilizer or manure. This assumes that in most cases, P export from catchment occurs in surface rather than subsurface runoff, although it is recognized that in some regions, notably Florida, Western Australia and the Netherlands, most P is transported in drainage waters [21].

Obtained stream water concentration data clearly indicates impact of agricultural intensity on water quality. The highest mean nutrient concentrations was observed in the Berze catchment (N_{tot} 8.37 mg l^{-1}, P_{tot} 0.167 mg l^{-1}), in the Mellupite mean concentration of N_{tot} was 3.70 mg l^{-1} and P_{tot} 0.086 mg l^{-1}, while in the Vienziemite catchment the lowest concentrations were detected, N_{tot} 1.72 mg l^{-1} and P_{tot} 0.042 mg l^{-1} (Table IV).

TABLE IV

DESCRIPTIVE STATISTICS NUTRIENT CONCENTRATION DATA

Monitoring site and scale	Berze_Ca		Berze_Dr		Mellupite_Ca		Mellupite_Dr		Vienziemite_Ca		Vienziemite_Dr	
Statistics	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}	N_{tot}, mg l^{-1}	P_{tot}, mg l^{-1}
N	157	157	145	145	160	160	132	132	176	176	169	169
Mean	8.37	0.167	12.05	0.056	3.70	0.086	7.30	0.074	1.72	0.042	1.64	0.045
Median	7.64	0.116	10.20	0.030	3.30	0.051	7.00	0.054	1.50	0.030	1.39	0.035
Minimum	0.90	0.018	1.90	0.010	0.53	0.004	1.60	0.005	0.43	0.009	0.32	0.006
Maximum	29.50	2.126	102.7	0.417	16.30	0.709	16.80	1.106	7.50	0.712	7.50	0.433
Skewness	1.00	6.293	6.07	2.766	1.44	2.980	0.69	7.330	1.96	9.318	2.62	5.414
Quartiles 25	4.50	0.074	7.36	0.021	1.60	0.027	5.60	0.025	1.00	0.019	0.90	0.022
50	7.64	0.116	10.20	0.030	3.30	0.051	7.00	0.054	1.50	0.030	1.39	0.035
75	10.8	0.190	14.70	0.064	5.08	0.098	8.78	0.093	2.13	0.045	2.00	0.056

The mean nutrient concentrations at the drainage field scale represent the same influence of applied mineral and organic fertilizers as in small catchments. Mean concentrations of N_{tot} in Berze (12.05 mg l^{-1}) and Mellupite (7.30 mg l^{-1}) are several times higher than in Vienziemite (1.64 mg l^{-1}). Whereas concerning P_{tot} concentrations, such differences are not observed, P_{tot} in Berze 0.056 mg l^{-1}, in Mellupite 0.074 mg l^{-1} and in Vienziemite 0.045 mg l^{-1}.

The maximum value of N_{tot} was fixed in the fall of 2006 in the Berze drainage field (102.70 mg l^{-1}). This extreme value can be explained by the start of water discharge in tile drains after the dry period of summer. The maximum concentration of P_{tot} as well was obtained in Berze (2.126 mg l^{-1}), this time in small catchment scale. The possible reason for this extreme can be sugar beet harvesting and land tillage in combination with precipitation under high soil moisture conditions.

Hydrologic and water quality data are typically skewed, meaning that data sets are not symmetric around the mean or median, with extreme values extending out longer in one direction. When extreme values extend the right tail of the distribution it is positive skewness, in this case most of values are low, when the tail extends to the left, is called negative skew and majority of values is high [29]. Within all study sites and scales skewness coefficients that represent N_{tot} concentration data are insignificantly positively skewed which means that most of values are dispersed around mean value. At the same time, P_{tot} concentrations are importantly positively skewed, in this case a majority of concentrations are low with some outliers, for instance skewness coefficient for the Vienziemite catchment concentrations is 9.318.

The time series of small catchment N_{tot} concentrations indicated an upward trend at two study sites (Berze and Mellupite) where agricultural activities are crop production oriented. Low intensity farming practice in Vienziemite results in persistent invariable trend of concentrations (Fig. 1).

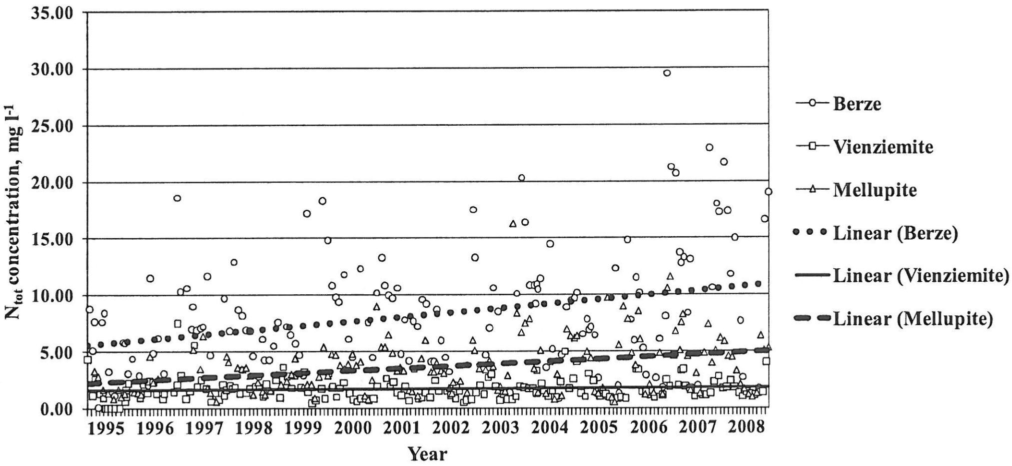


Fig. 1. Time series of N_{tot} concentrations in study catchments, 1995 – 2008.

It has been reported [30] that N_{tot} concentrations and leaching losses differ, depending on the scale of measurement, concentrations decrease when the scale of measurement increases. A decrease of N_{tot} concentration within the catchment scale in comparison with the drainage field is mainly related with retention processes in streams, i.e., denitrification, organic matter burial in sediments, sediment sorption, and plant and microbial uptake. This study approved the above mentioned statement except at Vienziemite site where N_{tot} and P_{tot} concentrations in both scales vary negligible. P_{tot} concentrations in Berze and Mellupite are higher in catchment scale due to surface runoff transport of additional P in eroded matter. P in rivers and streams although can be retained by adsorption onto streambed sediments, sedimentation, and via uptake by algae and aquatic macrophytes [16].

D. The Kolmogorov–Smirnov test

The Kolmogorov–Smirnov test is successfully used by investigators to examine the distributions of data sets [10, 11, 12, 29]. In our study tests detected an abnormal distribution of precipitation, air temperature, and water discharge data at significance level α=0.05. Normality within nutrient data sets was approved in case of Berze (α=0.196), Mellupite (α=0.073) catchment and Mellupite drainage field (α=0.305) N_{tot} concentration data. Nonparametric tests can applied on data sets that did not show a normal distribution and if compare normal and non-normal distribution data.

E. Spearman's correlation coefficients

Spearman's correlation coefficients (r_s) between precipitation and discharge show a very weak relationship in all study sites. In the small catchment of Berze, the determined r_s was 0.111 (p = 0.00), in drainage field r_s = 0.055 (p = 0.00), in Mellupite small catchment r_s = 0.121 (p = 0.00), in drainage field r_s = 0.139 (p = 0.00), and in Vienziemite catchment r_s = 0.161 (p = 0.00), in drainage field r_s = 0.161 (p = 0.00), p value indicates that the given correlation coefficients are statistically reliable. Factors that affect redistribution of moisture, and thus field capacity, i.e., soil texture, type of clay, organic matter content, depth of wetting and antecedent moisture, presence of impeding layers, and evapotranspiration, have to be considered [18]. For example, clay soils in Berze hold more water longer than sandy soils in Vienziemite. In further studies of relationships between precipitation and discharge, attention should be paid on the time that is needed to reach field capacity in specific study sites. In other words, how fast hydrology responds to rainfall events.

F. The Mann-Whitney U test

The Mann-Whitney U test can be used when it is not possible to make the assumptions required for parametric test, so it may be desirable to use a non-parametric test that can be applied under a less restrictive set of assumptions [12]. The test was applied in several other water quality studies [10, 11, 14]. The significance level 0.05 is used to determine differences between two data sets. The results of this test shows that differences between the Berze site drainage field and catchment N_{tot} and P_{tot} data sets are significant, in both cases p=0.00. Differences between drainage field and catchment concentrations are not significant in comparison to P_{tot} data sets in Mellupite site (p=0.57) that indicate simila leaching patterns of P_{tot} in both monitoring scales within this area. There are no significant differences in N_{tot} (p=0.17) and P_{tot} (p=0.06) concentrations within monitoring scales at the Vienziemite site.

On comparing nutrient concentrations between spatial scales within different monitoring sites, it can be summarized that concentrations vary widely with one exception, P_{tot} concentrations in Berze and Vienziemite drainage fields are not significantly different (p=0.97). Generally, results show that the intensity of agricultural practice increase the variability of nutrient concentrations between monitoring scales.

G. Normal probability distribution plots

Normal probability distribution plots can be used in the analysis of meteorological, discharge and water quality data. In this study an example of analysis of yearly precipitation data of the Mellupite monitoring site is discussed and presented in Fig. 2.

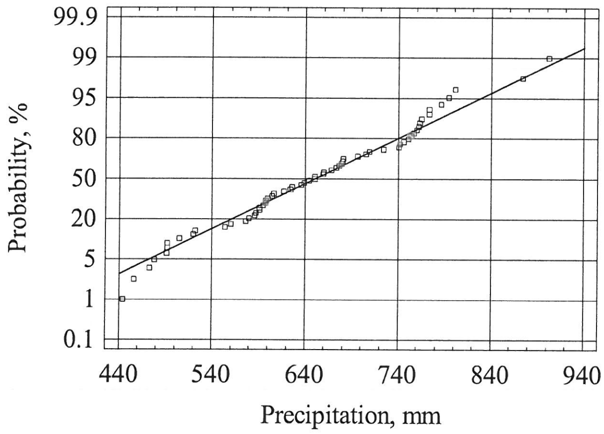


Fig. 2. Normal probability distribution of the yearly precipitation of Mellupite monitoring site, 1948 – 2008.

The evaluation of precipitation data is possible if one uses the gradation of probability percentage. For instance, 10% of probability represents dry year, 25% - semi dry year, 50% - average or normal year, 75% - semi wet year and 90% - wet year. The annual mean precipitation (641.21 or approximately 50% of probability) during the research period (1995–2008) can be evaluated as a normal or average value for the Mellupite site. Although, during the study period dry year in 2005 (472.8 mm) and wet year in 2001 (773.2 mm) is recorded.

IV. Conclusions

The main conclusions that can be drawn from the present results are as follows:

- Obtained stream water concentration data clearly indicates the impact of agricultural intensity on water quality. The highest mean nutrient concentrations during the study period within the catchment scale were observed in Berze (N_{tot} 8.37 mg l^{-1}, P_{tot} 0.167 mg l^{-1}), while the lowest in Vienziemite (N_{tot} 1.72 mg l^{-1} and P_{tot} 0.042 mg l^{-1}). The mean nutrient concentrations at the drainage field scale represent the same influence of applied mineral and organic fertilizers as in small catchments.
- Spearman's correlation coefficients between precipitation and discharge show a very weak relationship in all study sites and monitoring scales.
- The results show that the intensity of agricultural practices increase the variability of nutrient concentrations between monitoring scales and sites. Differences between drain field and catchment concentrations are not significant in comparison to P_{tot} data sets in Mellupite site (p=0.57) and both N_{tot} (p=0.17) and P_{tot} (p=0.06) concentrations within the Vienziemite site. Only P_{tot} concentrations in the Berze and Vienziemite drainage fields are not significantly different (p=0.97) in comparison to the nutrient concentrations between spatial scales within different monitoring sites.
- The main explanation of the variability in nutrient concentrations and losses among study sites is the intensity of agricultural management which is human caused activity, other natural factors, i.e. meteorological conditions, water discharge, soil type and slope, can be considered as secondary.

Acknowledgments

The author gratefully acknowledges the funding from EU and ESF (Agreement No. 2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/ IPIA/VIAA/017 „Support for Doctoral Studies Programme of Latvia University of Agriculture", 04.4-08/EF2.D3.25).

References

1. **HELCOM**. Eutrophication in the Baltic Sea – An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment and eutrophication in the Baltic Sea region. ***In:*** *Baltic Sea Environment Proceedings No. 115A*, Helsinki, Finland, 2009, p. 3–11.
2. Directive 2000/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for the Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities,* L 327, p. 1–72.
3. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources. *Official Journal of the European Communities*, L 375, p. 1–8.
4. **Bakhsh, A., Kanwar, R. S., Pederson, C.**, et. al. N-source effects on temporal distribution of NO_3-N leaching losses to subsurface drainage water. *Water, Air & Soil Pollution*, 2006, No. 181, p. 35–50.
5. **Magner, J. A., Payne, G. A., Steffen, L. J.** Drainage effects on stream nitrate-N and hydrology in south-central Minnesota (USA). *Environmental Monitoring and Assessment*, 2004, No. 91, p. 183–198.
6. **Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A.**, et. al. Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring and Assessment*, 2002, No. 76, p. 213–248.
7. **FAO**. *Guidelines for soil profile description. Fourth edition.* Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy, 2006. 97 p.
8. **Water quality** - Determination of nitrogen - Part 1: Method using oxidative digestion with peroxodisulfate. LVS EN ISO 11905-1:1998.
9. **Water quality** - Determination of phosphorus - Ammonium molybdate spectrometric method. LVS EN ISO 6878:2005 A/L.
10. **Stenger, R., Priesack, E., Beese, F.** Spatial variation of nitrate-N and related soil properties at the plot-scale. *Geoderma*, 2002, vol. 105, p. 259–275.
11. **Van Herpe, Y., Troch, P. A.** Spatial and temporal variations in surface water nitrate concentrations in a mixed land use catchment under humid temperate climatic conditions. *Hydrological Processes*, 2000, No. 14, p. 1328–1344.
12. **von Storch, H., Zwiers, F. W.** *Statistical Analysis in Climate Research.* Cambridge: Cambridge University Press, United Kingdom, 1999. 484 p.
13. *SPSS for Introductory Statistics: Use and Interpretation (Second Edition).* G.A. Morgan, N.L. Leech, G.W. Gloeckner, K.C. Barrett. Lawrence Erlbaum Associates, Mahwah, New Jersey, 2004. 211 p.

14. **Warner, K. L.** *Analysis of Nutrients, Selected Inorganic Constituents, and Trace Elements in Water from Illinois Community-Supply Wells, 1984–91.* Water-Resources Investigations Report 99–4152, U.S. Geological Survey, Urbana, Illinois, USA, 2000. 47 p.
15. **Jansons, V., Busmanis, P., Dzalbe, I.**, et. al. Catchment and Drainage Field Nitrogen Balances and Nitrogen Loss in Three Agriculturally Influenced Latvian Watersheds. *European Journal of Agronomy*, 2003, vol. 20, p. 173–179.
16. **Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C.**, et. al. Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture. *Journal of Hydrology*, 2003, vol. 283, p. 184–205.
17. **Randall, G. W., Mulla, D. J.** Nitrate Nitrogen in Surface Waters as Influenced by Climatic Conditions and Agricultural Practices. Journal *of Environmental Quality*, 2001, vol. 30, p. 337–344.
18. **Ritter, W. F., Shirmohammadi, A.** *Agricultural nonpoint source pollution: Watershed management and hydrology*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida, USA, 2001. 342 p.
19. **Donohue, R., Davidson, W. A., Peters, N. E.**, et. al. Trends in total phosphorus and total nitrogen concentrations of tributaries to the Swan–Canning Estuary, 1987 to 1998. *Hydrological Processes*, 2001, vol. 15, p. 2411–2434.
20. **Armstrong, A. C., Burt, T. P.** Nitrate Losses from Agricultural Land. ***In:*** *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom, 1993, p. 239–267.
21. **Sharpley, A. N., Rekolainen, S.** Phosphorus in Agriculture and Its Environmental Implications. ***In:*** *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, Wallingford, United Kingdom, 1997, p. 1–53.
22. **McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A.**, et. al. Hydrological Source Management of Pollutants at the Soil Profile Scale. ***In:*** *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Wallingford, United Kingdom, 1997, p. 197–223.
23. **Hatch, D., Goulding, K., Murphy, D.** Nitrogen. ***In:*** *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Wallingford, United Kingdom, 1997, p. 7–27.
24. **Vinten, A. J. A., Smith, K. A.** Nitrogen Cycling in Agricultural Soils. ***In:*** *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom, 1993, p. 39–73.
25. *Augsnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība*. O. Nikodemus, A. Kārkliņš, M. Kļaviņš, V. Melecis. Rīga: LU Akadēmiskais apgāds, 2008. 256 p.
26. **Kronvang, B., Grant, R., Laubel, A. R.**, et. al. Quantifying Sediment and Nutrients Pathways within Danish Agricultural Catchments. ***In:*** *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, Wallingford, United Kingdom, 1997, p. 281–301.
27. **Pietilainen, O. P., Rekolainen, S.** Dissolved reactive and total phosphorus load from agricultural and forested basins to surface water in Finland. *Aqua Fennica*, 1991, vol. 21, p. 127–136.
28. **Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R.**, et. al. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 1992, vol. 57, p. 1131–1137.
29. **Helsel, D. R., Hirsch, R. M.** *Statistical Methods in Water Resources*. Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey, U.S. Geological Survey, 2002, 510 p. [E-book] Available: http://water.usgs.gov/pubs/twri/twri4a3/
30. **Deelstra, J., Abramenko, K., Vagstad, N.**, et. al. Hydrological Pathways, Scale Issues and Nitrogen Runoff: a Case Study in a Latvian Catchment. ***In:*** *Nordic Hydrological Programme Report No. 48*, Tartu, Estonia, 2004, p. 219–229.

Ainis Lagzdins, PhD, assistant
Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture.
Address: 19 Akademijas Street, Jelgava, LV-3001
Phone: +371 630 21413
E-mail: ainis.lagzdins@llu.lv

Viesturs Jansons, prof., Dr.sc.ing.
Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture.
Address: 19 Akademijas Street, Jelgava, LV-3001
Phone: +371 63029908
e-mail: viesturs.jansons@llu.lv

Ainis Lagzdiņš, Viesturs Jansons. Statistisko metožu pielietojums lauksaimniecības noteču monitoringa datu analīzē
Piesārņojums ar biogēnajiem elementiem (slāpekļa un fosfora savienojumi) ir viens no ūdeņu kvalitāti raksturojošiem kritērijiem. Pastiprināts biogēno elementu satura pieaugums ievērojami palielina bioloģisko procesu intensitāti ūdenstilpēs un ūdenstecēs (eitrofikācija) un ir iemesls vairākām nevēlamām sekām. Veicot pētījumus par ūdeņu kvalitāti raksturojošo slāpekļa un fosfora savienojumu koncentrāciju un noplūžu izmaiņām, kā arī par hidroloģiskajiem un meteoroloģiskajiem apstākļiem, tika izmantoti Latvijas Lauksaimniecības universitātes Vides un ūdenssaimniecības katedras veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa dati, kas iegūti divos izpētes līmeņos Bērzes, Mellupītes un Vienziemītes objektos laika posmā no 1995. līdz 2008. gadam. Bērzes monitoringa stacijas sateces baseins raksturo intensīvus, Mellupītes – vidēji intensīvus, bet Vienziemītes – ekstensīvus lauksaimniecības apstākļus Latvijā.
Iegūto datu analīzei izmantota aprakstošā statistika, Kolmogorova–Smirnova tests, Spearman rangu korelācija, Mann-Whitney U tests. Apkopojot aprakstošās statistikas sniegto informāciju par nokrišņu daudzumu un gaisa temperatūrām, var secināt, ka Bērzes monitoringa stacijas tuvumā ir vissiltākie un sausākie apstākļi, turpretim Vienziemītē - visvēsākie un mitrākie. Kopējā slāpekļa un kopējā fosfora koncentrācijas vidējās vērtības izteikti ataino lauksaimniecības intensitāti pētāmajās teritorijās. Bērzē sateces baseina līmenī tās ir visaugstākās, aritmētiskais vidējais N_{kop} – 8.37 mg l^{-1}, P_{kop} 0.167 mg l^{-1}, Mellupītē N_{kop} - 3.70 mg l^{-1}, P_{kop} 0.086 mg l^{-1}, savukārt Vienziemītē viszemākās - N_{kop} 1.72 mg l^{-1}, P_{kop} 0.042 mg l^{-1}.
Kolmogorova–Smirnova testa rezultāti liecina, ka meteoroloģiskie un noteču dati neatbilst normālajam sadalījumam, atbilstība normālajam sadalījumam konstatēta Bērzes un Mellupītes mazās sateces baseina N_{kop} koncentrāciju datu kopām, kā arī Mellupītes drenu lauka N_{kop} datu kopai. Spearman rangu korelācijas analīze liecina, ka visās monitoringa stacijās un pētniecības līmeņos nokrišņu un noteces savstarpējā saistība ir neliela. Mann-Whitney U testa rezultāti norāda, ka Bērzē novēroto N_{kop} un P_{kop} koncentrāciju vērtības sateces baseinā un drenu laukā atšķiras būtiski, turpretim Mellupītes N_{kop} koncentrācijas, kā arī Vienziemītes N_{kop} un P_{kop} koncentrācija abos monitoringa līmeņos būtiski neatšķiras.

Айнис Лагздиньш, Виестурс Янсонс. Использование статистических методов в анализе данных сельскохозяйственного мониторинга стоков
Загрязнение биогенными элементами (азота и фосфора) является одним из критериев характеризующим качество воды. Увеличение содержание питательных веществ значительно увеличивает интенсивность биологических процессов в воде (эвтрофикация) и является причиной ряда негативных последствий. В проведение исследований на характеристики качества воды по концентрации азота и фосфора и изменения стока, а также на гидрологические и метеорологические условия были использованы данные сельскохозяйственного мониторинга стоков, который реализует Кафедра по охране среды и водному хозяйству Латвийского Сельскохозяйственного университета. Данные полученны в двух разведочных уровнях в мониторных станцыях Берзе, Мелупите и Виензиемите в периоде времени с 1995 по 2008 году. Условия земледелие в Берзе можно характеризовать как интенсивные, в Мелупите средней интенсивности, в Виензиемите – экстенсивные.
В результате анализа данных использована описательная статистика, тест Kolmogorova – Smirnova, корреляция Spearman, Mann-Whitney U тест. Подводя итоги описательной статистическе насчёт информации по количестве осадков и температуры воздуха, можно сделать вывод, что по сравнению с другими станциями мониторинга вблизи Берзе самые теплые и сухие условия, в то время как вбзи Виензиемите - холодные и влажные. Средние величины общего азота и общего фосфора представляет интенсивность сельскохозяйственных районов. Средние величины в Берзе самые вышие, общий азот - 8.37 mg l^{-1}, общий фосфор - 0.167 mg l^{-1}, в Мелупите общий азот - 3.70 mg l^{-1}, общий фосфор - 0.086 mg l^{-1}, в тоже время в Виензиемите самые низкие, общий азот - 1.72 mg l^{-1}, общий фосфор - 0.042 mg l^{-1}.
Результаты Kolmogorov – Smirnov теста указывается, что метеорологические данные и данные стока нераспределены нормально, нормального распределения обнаружено в данных азота на уровне бассейнов Берзе и Мелупите, а также в данных азота на уровне дренажых водосборов Мелупите. Корреляция Spearman показывает, что отношения между осадками и стока евляется низкими в всех станциях мониторинга и исследованых уровнях. Результаты испытаний Mann-Whitney U тестом показывают, что в Берзе концентрации общего азота и общего фосфора существенно отличается на уровне бассейна и дренажного поля. В тоже время концентрации общего азота в Мелупите на уровне бассейна, а также величины общего азота и общего фосфора в Виензиемите в обоих разведочных уровнях существенно неотличается.

IV

ŪDEŅU KVALITĀTES STANDARTA NOTEIKŠANA PĒC BIOGĒNO ELEMENTU KONCENTRĀCIJAS NOTECĒ NO LAUKSAIMNIECĪBĀ IZMANTOTAJĀM PLATĪBĀM

Lagzdiņš A., Jansons V., Abramenko K. (2008)

Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti, Nr. 21 (316), 96. – 105. lpp.

Ūdeņu kvalitātes standarta noteikšana pēc biogēno elementu koncentrācijas notecē no lauksaimniecībā izmantotajām platībām
Setting of the Water Quality Standards for Nutrients in Runoff from Agricultural Land

Ainis Lagzdiņš, Viesturs Jansons, Kaspars Abramenko
LLU Vides un ūdenssaimniecības katedra
Department of Environment Engineering and Water Management, LLU
e-mail: Ainis.Lagzdins@llu.lv

Abstract. The paper deals with surface water quality assessment and recommendations for the classification system based on nutrients concentrations. For EU Member States, the overall aim of the Water Framework Directive (WFD) is to achieve "good ecological status" and "good surface water chemical status" in all water bodies by 2015. Human activities, including the use of fertilizer and manure in agriculture, have caused widespread increase in the content of nitrogen and phosphorus in the streams. Therefore agricultural runoff is the main subject of research. To determine nutrient concentrations in drainage outlets and small catchments, water quality data was collected monthly over twelve years (1994–2006) in two agricultural monitoring sites "Berze" and "Mellupite" with the measurement structures and water sampling equipment. All available total nitrogen (N_{tot}) and total phosphorous (P_{tot}) concentration data were analyzed using normal distribution curves. According to Stergess formula, class intervals (c) depending on the number of observations (n) were calculated. Percentile selections of data plotted as frequency distribution were used to establish boundaries of water quality standards. The research showed that in small agricultural streams good chemical status represents concentrations of < 2.5 mg N_{tot} L^{-1} and < 0.05 mg P_{tot} L^{-1}, but in drainage system water – < 5.5 mg N_{tot} L^{-1} and < 0.02 mg P_{tot} L^{-1}. The most important finding of the research is that water quality standards for drainage water as well as for small catchments with intensive agriculture should be less stringent than for rivers, otherwise it will not be possible to fulfill the objectives set by the WFD.

Key words: nitrogen, phosphorous, agricultural runoff, water quality standards.

Ievads

Nodrošinājums ar augstas kvalitātes ūdens resursiem ir būtisks cilvēka saimnieciskās darbības priekšnosacījums. Pazemes un virszemes ūdeņus cilvēks izmanto ne tikai kā dzeramo ūdeni, bet arī rūpniecībā, pārtikas produktu ražošanā, elektroenerģijas ieguvē, zivsaimniecībā, lauksaimniecībā, kā arī rekreācijas vajadzībām. Vienlaicīgi ūdeņu kvalitāte ir ļoti nozīmīgs faktors gan saldūdens, gan jūras ekosistēmu funkcionēšanā.

Cilvēka saimnieciskā darbība tieši vai netieši var izraisīt ūdeņu piesārņojumu. Dažādas rūpnieciskās ražotnes, pilsētu infrastruktūra, transports un lauksaimniecība ir potenciālie piesārņojuma avoti, kuri ietekmē ūdeņu kvalitāti. Piesārņojums var tieši nonākt virszemes un pazemes ūdeņos, var lēnām pārvietoties uz dziļākiem pazemes ūdeņu horizontiem, uzkrāties virszemes ūdeņos, kā arī nogulsnēties no atmosfēras. Piesārņojums rodas no punktveida avotiem, piemēram, apdzīvotu vietu notekūdeņu attīrīšanas iekārtu izplūdes vietās, no lielfermu notekūdeņiem, kā arī no izkliedētiem (difūzajiem) avotiem – noteces no lauksaimniecības platībām vai apdzīvotām teritorijām.

Lauksaimnieciskās darbības radītā izkliedētā piesārņojuma ietekmētie mazie sateces baseini un drenu sistēmas ir hidrogrāfiskā tīkla sākuma posms, kurā iespējams novērtēt piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem (slāpeklis un fosfors) slodzi. Biogēno elementu noplūdi no difūzajiem avotiem ietekmē laika un telpas faktori, piemēram, mainīgi klimatiskie un hidroloģiskie apstākļi, ģeomorfoloģiskās īpatnības, augu seka un zemes lietojuma veids, tādēļ to salīdzinājumā ar punktveida piesārņojuma avotiem ir grūtāk kontrolēt un novērtēt (Vuorenmaa et al., 2002).

Intensīva lauksaimniecība ir viens no galvenajiem izkliedētā piesārņojuma ar biogēnajiem elementiem emisijas avotiem, kas apdraud pazemes ūdeņu kvalitāti, izraisa virszemes un jūras ūdeņu eitrofikāciju, Baltijas jūrā dziļūdens zonās skābekļa deficītu un toksīnu izdalošo zilaļģu parādīšanos. Par to liecina pētījumi ASV (The Quality of..., 1999), ES (Nutrients in European ecosystems, 1999), kā arī Baltijas jūras valstīs (Nutrient Pollution to..., 2005).

Līdz ar iestāšanos Eiropas Savienībā Latvija ir apņēmusies izpildīt ES vides aizsardzības prasības. Ūdeņu struktūrdirektīva (Directive 2000/60/EC, 2000) ir normatīvais akts, kas nosaka ūdeņu aizsardzības un ilgtspējīgas apsaimniekošanas principus un uzdevumus Eiropas Savienības dalībvalstīs. Tā paredz vienotu aizsardzību un apsaimniekošanas sistēmu visiem ūdeņiem: upēm, ezeriem, piekrastes ūdeņiem, kā arī pazemes ūdeņiem, nosakot, ka tiem jāsasniedz laba ūdeņu kvalitāte līdz 2015. gadam.

Ūdeņu struktūrdirektīva prasa sakārtot dalībvalstu ūdenssaimniecību atbilstoši ES prasībām. Latvijā direktīva ir iestrādāta Ūdens apsaimniekošanas likumā (Ūdens apsaimniekošanas likums, 2002) un vairākos atbilstošos Ministru kabineta noteikumos (MK noteikumi Nr. 118, 2002; Nr. 179, 2003; Nr. 283, 2003; Nr. 681, 2004; Nr. 736, 2003; Nr. 92, 2004; Nr. 858, 2004). Direktīva nosaka gan apzināt pašreizējo ūdeņu stāvokli un iegūt papildu datus, izpildot ūdeņu monitoringu, gan uz situācijas raksturojuma pamata izveidot rīcības programmu, kas uzlabotu ūdeņu kvalitāti.

ES direktīvas un atbilstošie Latvijas Republikas normatīvie akti nosaka tikai atsevišķus ūdens kvalitātes robežlielumus, piemēram, nitrātu saturs ūdeņos nedrīkst pārsniegt 50 mg L^{-1} NO_3^- (11.3 mg L^{-1} $N\text{–}NO_3^-$). ES dalībvalstīs kopēji ūdens kvalitātes standarti, nosakot kvalitātes dalījumu klasēs pēc augu barības elementu koncentrācijām, nav izstrādāti. Ūdeņu kvalitātes vērtēšanas sistēmas izveidošana ir priekšnosacījums ES normatīvo aktu izpildei. Latvijā nepieciešams noteikt ūdeņu kvalitātes standartus notecei no lauksaimniecībā izmantotajām platībām tā, lai tiktu nodrošināta iekšzemes ūdeņu ekosistēmas funkcionēšana, kā arī lai būtu iespējams sasniegt labas ūdeņu kvalitātes bioloģiskos rādītājus.

Darba mērķis ir analizēt datus, kas raksturo kvalitāti notecei no lauksaimniecībā izmantotajām platībām (drenu sistēmu un mazo sateces baseinu ūdeņi), un izvērtēt pašreizējās upju ūdensobjektu vērtēšanā izvēlētās biogēno elementu robežvērtības.

Pētniecības darba uzdevumi ir:

- novērtēt ūdeņu kvalitāti notecei no lauksaimniecības zemēm, izmantojot ASV un ES ieteikto metodiku,
- noteikt SIA „Carl Bro Latvija" priekšlikumu atbilstību ūdeņu sateces baseiniem ar lauksaimniecībā izmantojamo zemju īpatsvaru vairāk nekā 60%,
- dot ieteikumus drenu sistēmu un mazo sateces baseinu (meliorācijas sistēmu) ūdeņu kvalitātes klašu izveidei intensīvas lauksaimniecības apstākļos.

Materiāli un metodes

Latvijas normatīvajos aktos upju ūdeņu kvalitātes standarti vēl nav noteikti. Pagaidu klasifikācijas sistēma izveidota Dānijas un Latvijas valdību kopprojektā „ES Ūdeņu struktūrdirektīvas 2000/60/EC ieviešana Latvijā", kura izpildītājs bija dāņu konsultantu firma „Carl Bro" a/s sadarbībā ar Latvijas konsultantu firmu SIA „Carl Bro Latvija". Tika ieteiktas piecas kvalitātes klases (augsta, laba, vidēja, slikta, ļoti slikta); katru no tām raksturo noteikti bioloģiskie un ķīmiskie kritēriji – saprobitātes indekss, izšķīdušais skābeklis (minimālā koncentrācija) (mg L^{-1}), bioķīmiskais skābekļa patēriņš (BSP_5) (mg L^{-1}), kopējā fosfora saturs (P_{kop}) (mg L^{-1}), kopējā slāpekļa saturs (N_{kop}) (mg L^{-1}) un amonija slāpekļa saturs ($N\text{–}NH_4^+$) (mg L^{-1}) (Transposition and Implementation ..., 2004). Ja dati liecina, ka ūdensobjekts, ņemot vērā iepriekšminētos kritērijus, atbilst dažādām kvalitātes klasēm, to iedala attiecīgā klasē pēc vissliktākās kvalitātes parametra. Kvalitātes klases attiecināmas uz sešu tipu upēm. Upju tipi noteikti, balstoties uz sateces baseina laukumu, kritumu, straumes ātrumu un gultnes raksturojumu. Tā kā lauksaimniecības notecei visatbilstošākās ir potomāla tipa mazās upes, tad tieši šī tipa upju robežvērtības pēc SIA „Carl Bro Latvija" ieteikumiem lietotas salīdzināšanai ar pētījumā iegūtajiem rezultātiem. Biogēno elementu (N_{kop} un P_{kop}) ieteiktās robežvērtības redzamas 1. tabulā.

SIA „Carl Bro Latvija" ieteikumos, nosakot katras upju ūdeņu ekoloģiskās kvalitātes klases

1. tabula / Table 1

Upju ūdeņu kvalitātes klases pēc SIA „Carl Bro Latvija" priekšlikumiem
River water quality classes according to recommendations of „Carl Bro Latvija" Ltd

	Augsta / High	Laba / Good	Vidēja / Moderate	Slikta / Poor	Ļoti slikta / Bad
N_{kop} / N_{tot} mg L^{-1}	<1.5	1.5–2.5	2.5–3.5	3.5–4.5	>4.5
P_{kop} / P_{tot} mg L^{-1}	<0.045	0.045–0.090	0.090–0.135	0.135–0.180	>0.180

biogēno elementu robežvērtības, netika izmantotas lauksaimniecības noteču monitoringa datu bāzes un statistiskās datu apstrādes metodes, kā arī netika ņemti vērā ūdeņos pakāpeniski notiekošie procesi (noteces atšķaidīšanās, sanesu nogulsnēšanās, denitrifikācija u.c.), kuros notiek augu barības elementu aizture. Līdz ar to notecei no lauksaimniecībā izmantotajām platībām, kur tikai sākas ūdeņu kvalitātes veidošanās, ir jānosaka atšķirīgas jeb mazāk stingras kvalitātes prasības nekā upju ūdeņiem.

Vērtējot kvalitātes klašu kritēriju robežvērtību pamatotību notecei no lauksaimniecības zemēm, izmantoti LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras veiktā lauksaimniecības noteču monitoringa hidroķīmiskie dati, kas iegūti monitoringa stacijās „Mellupīte" (Saldus rajons) un „Bērze" (Dobeles rajons), attiecīgi Ventas un Lielupes upju baseinu apgabalos, laikā no 1994. līdz 2006. gadam.

Monitoringa stacijas un līdz ar to arī sateces baseini izvēlēti, jo tie reprezentē platības ar intensīvu lauksaimniecisko darbību Latvijā (lauksaimniecībā izmantojamo zemju īpatsvars vairāk nekā 60%). Monitoringa staciju un sateces baseinu raksturojums apkopots 2. tabulā. Stacijās iegūtie rezultāti apvienoti vienā datu paraugkopā.

Sateces baseina un drenu sistēmas līmenī automātiskā režīmā uz mēriekārtas tiek noteikts ūdens līmenis un izrēķināts tam atbilstošais caurplūdums. Abos monitoringa līmeņos automātiski, proporcionāli caurplūdumam, polietelēna konteineros tiek atsūknēti un uzkrāti kompozīti ūdeņu paraugi. Ne retāk kā reizi mēnesī ūdeņu paraugi tiek nogādāti Latvijas Hidroekoloģijas institūta ķīmijas laboratorijā, kur ar akreditētām testēšanas metodēm LVS 340:2001 un LVS EN 1189:1996 nosaka attiecīgi kopējā slāpekļa un kopējā fosfora savienojumu koncentrācijas. Savāktās datu rindas dod iespēju analizēt noteces apjomu un kvalitāti lauksaimniecībā izmantojamās platībās.

Pētījumu rezultātā iegūtie empīriskie dati apstrādāti un analizēti, izmantojot matemātiskās statistiskas metodes. No monitoringa rezultātu datu paraugkopas izveidotas vidējo, maksimālo un minimālo vērtību līknes, kā arī normālā sadalījuma līknes, kuras raksturo savstarpēji saistītas skaitļu rindas: pētāmās pazīmes vērtības un tām atbilstošie atkārtošanās biežumi jeb frekvences. Atkarībā no novērojumu skaita ieteicamā klašu intervāla garuma noteikšanai lieto Sterdžesa vai Breksa formulu (Arhipova, Bāliņa, 1999).

Ja n<100, lieto Sterdžesa formulu:

$$c = (X_{max} - X_{min}) \times (1 + 3.32 \lg(n))^{-1}, \qquad (1)$$

ja n>100, izmanto Breksa formulu:

$$c = (X_{max} - X_{min}) \times (5 \lg(n))^{-1}, \qquad (2)$$

kur

- n – novērojumu skaits;
- c – klašu intervālu garums, mg L^{-1};
- X_{max} – novērojumu paraugkopas lielākā vērtība, mg L^{-1};
- X_{min} – novērojumu paraugkopas mazākā vērtība, mg L^{-1}.

2. tabula / Table 2

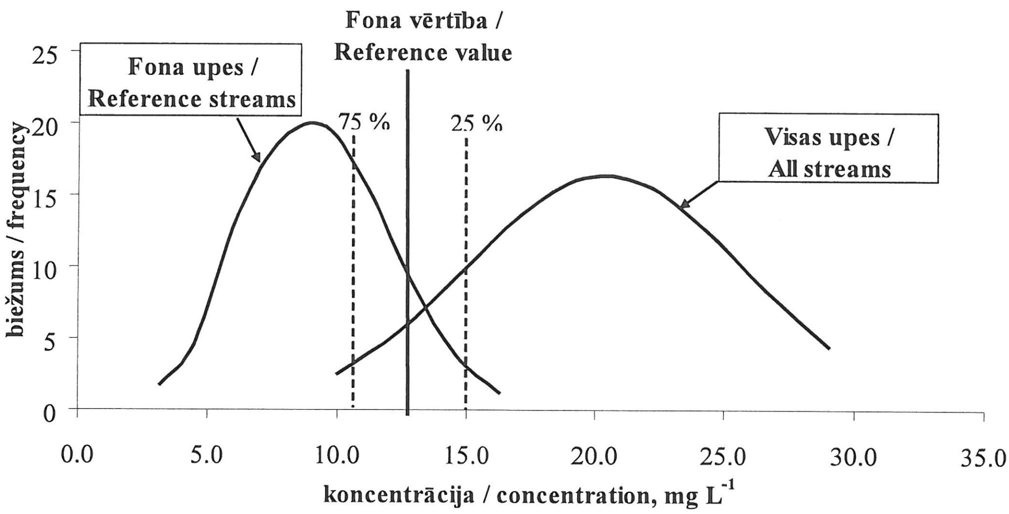
Monitoringa staciju un sateces baseinu raksturojums
Characteristics of monitoring stations and watersheds

Monitoringa stacija / Monitoring station	Līmenis / Level	Platība, ha / Area, ha	Augsne / Soil	Aprīkojums / Equipment
Mellupīte	Mazais sateces baseins / Small catchment	960	Smilšmāls / Loam	Krampa pārgāzne, datu logeris / Crump weir, data logger
	Drenu sistēma / Drainage system	12		Trijstūra pārgāzne, datu logeris / Triangular weir, data logger
Bērze	Mazais sateces baseins / Small catchment	368	Putekļains smilšmāls / Silty clay loam	Modificēta Krampa tipa pārgāzne ar V-veida profilu, datu logeris / Modified Crump V-weir, data logger
	Drenu sistēma / Drainage system	77		Trijstūra pārgāzne, datu logeris / Triangular weir, data logger

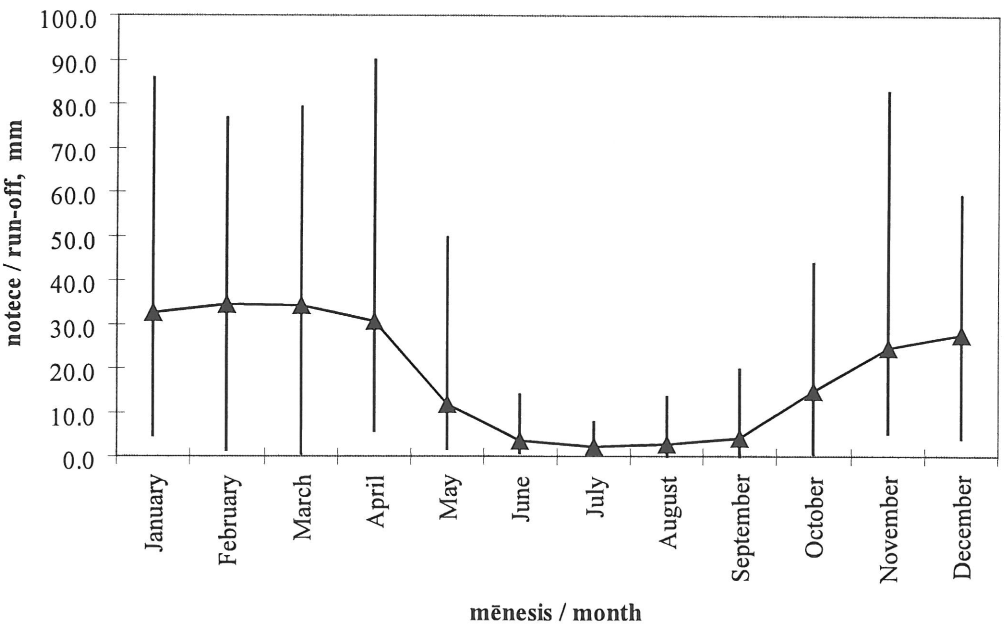
Balstoties uz ASV (Nutrient Criteria ..., 2000) un ES (Cardoso et al., 2001; River and lakes ..., 2003) ieteikto vērtēšanas metodiku, uz ūdeņu kvalitātes rādītāju normālā sadalījuma līknēm atliktas procentuālās robežas, kuras atdala ūdeņu kvalitātes rādītāju vērtības noteiktu klašu ietvaros. Par nosacīti nepiesārņotu dabas ūdeņu stāvokli (fona vērtība) iesaka uzskatīt vidējo lielumu starp nepiesārņotu upju (fona upes) kvalitātes rādītāja koncentrāciju ar 75% nodrošinājumu un pārējo upju koncentrāciju ar 25% nodrošinājumu (1. attēls). Kvalitātes klašu dalījumam izmantotās procentuālās robežas iesaka saistīt ar šādu aprēķinu nodrošinājumu: <10% – augsta, 10%–25% – laba, 25%– 75% – vidēja, 75%–90% – slikta, >90% – ļoti slikta kvalitāte.

Rezultāti un diskusija

Pētāmajā periodā, izmantojot datus no Mellupītes monitoringa stacijas, mazā sateces baseina līmenī tika noteikti mēnešu vidējie, maksimālie un minimālie noteces daudzumi (2. attēls). Konstatēto vērtību intervāli ir īpaši mainīgi gada rudens, ziemas un



1. att. Fona koncentrāciju noteikšana pēc ASV Vides aizsardzības aģentūras metodikas.
Fig. 1. USA Environmental Protection Agency method recommended for determination of reference values.



2. att. Mēnešu vidējā, maksimālā un minimālā notece (1994.–2006. g.).
Fig. 2. Monthly average, maximal and minimal runoff (1994–2006).

pavasara periodā, bet ne tik izteikti mainīgi vasaras periodā. Šādas noteces svārstības (palielināšanos) aukstajā periodā ietekmē gaisa temperatūru un atmosfēras nokrišņu nepastāvīgums, augsnes sasalšana, sniega akumulācija un kušana. Savukārt vasaras periodā, kad sastopamas augstākās pozitīvās temperatūras, noteci lielā mērā var samazināt evapotranspirācija (iztvaikošana no augsnes un augiem), ūdens uzkrāšanās augsnē un pieplūdes/ noplūdes procesi no gruntsūdeņiem.

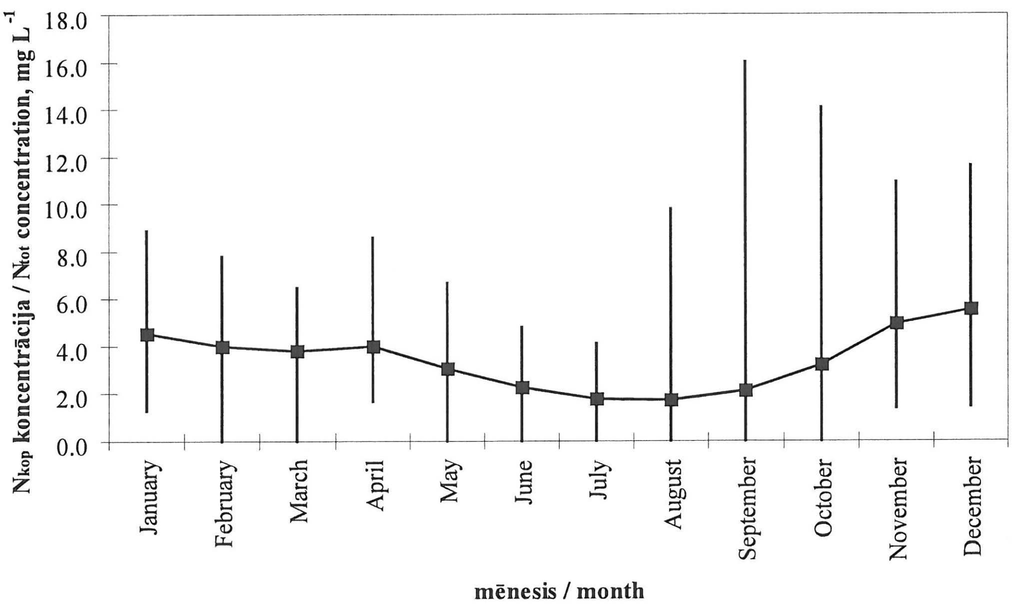
Gada griezumā ar noteci saistītie dabas procesi ir mainīgi. Veģetācijas stāvoklis, nokrišņu daudzums, gaisa temperatūra, noteces daudzums un intensitāte pa gadiem ir galvenie mainīgie, kas nosaka ūdeņu kvalitāti sateces baseinā. Kopējā slāpekļa mēnešu vidējo koncentrāciju novērojumos ir konstatētas tendences, kuras var salīdzināt ar noteces slāņa vidējo vērtību svārstībām (2. un 3. attēls). Mēnešu vidējās vērtības ir dažādas, tomēr koncentrāciju izmaiņas vasaras mēnešos nav tik izteiktas, salīdzinot ar gada mitrākajiem periodiem. Ziemas, rudens un pavasara periodos koncentrāciju vidējās vērtības ir lielākas un ar lielāku svārstību amplitūdu ilggadīgā griezumā.

Maksimālās kopējā slāpekļa koncentrācijas novērotas pārmitros rudens periodos pēc izteikti sausām vasarām. 2003. gada sausuma periods, kas ilga no augusta sākuma līdz septembra vidum, un tam sekojošais lielais noteces daudzums bija cēlonis konstatētajai maksimālajai kopējā slāpekļa koncentrācijai ūdenī – 15.97 mg L^{-1}. Savukārt, pēkšņs kopējā slāpekļa koncentrācijas paaugstinājums parasti tiek saistīts ar lietusgāzēm; šī fenomena skaidrojumam lieto terminu „skalošanas efekts" (Burt et al., 1993).

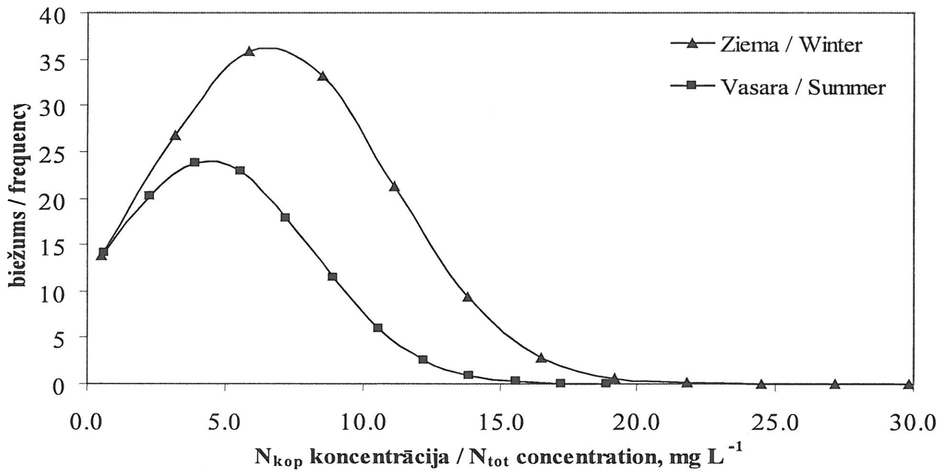
Galvenais mehānisms tam, kā fosfora savienojumi nonāk ūdenī, ir virszemes noteces procesi. No tā izriet, ka ja neveidojas virszemes notece, tad arī fosfora noplūde ir nenozīmīga (Tunney et al., 1997). Mellupītes sateces baseinā virszemes notecei ir neregulārs, gadījuma raksturs, līdz ar to monitoringa postenī konstatētās vidējās fosfora koncentrāciju vērtības ir nevienmērīgas un svārstās plašās robežās – no 0.055 mg L^{-1} līdz 0.135 mg L^{-1}.

Monitoringa stacijās „Mellupīte" un „Bērze" iegūtie sateces baseinu ūdeņu kvalitāti raksturojošie dati parāda būtiskas atšķirības starp ziemas un veģetācijas periodiem (attiecīgi oktobris–marts un aprīlis–septembris). Ziemas periodā analizēti 150 ūdeņu paraugi, veģetācijas periodā – 134. Veģetācijas periodā iegūts mazāk paraugu, jo vasarā izteikta sausuma apstākļos ūdensteces ir izsīkušas. Vērtības attēlotas, izmantojot normālā sadalījuma līknes (4. attēls). Periodi definēti saskaņā ar Nitrātu direktīvas monitoringa vadlīniju (Draft guidelines for ..., 2003) ieteikumiem.

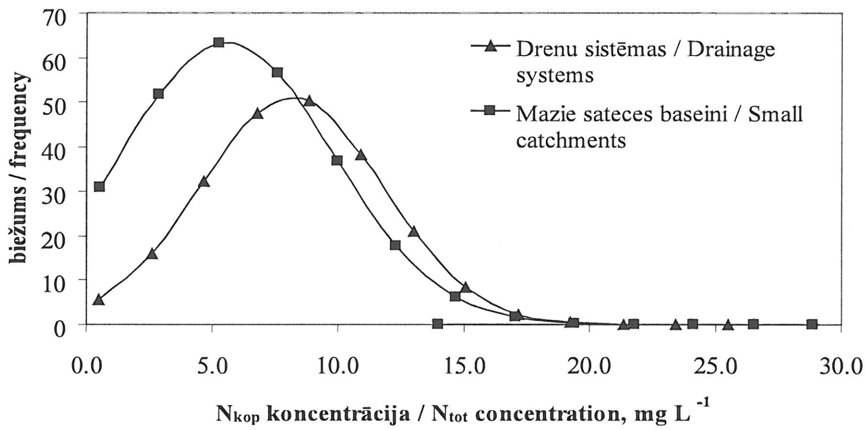
Ziemas periodā, it īpaši gados ar mainīgiem laika apstākļiem un nepastāvīgu sala periodu, tiek novērotas ievērojami augstākas kopējā slāpekļa koncentrācijas. Līdz ar to nākotnē klimata izmaiņu rezultātā varētu palielināties biogēno elementu noplūdes no lauksaimniecībā izmantotajām platībām. Veģetācijas periods ir zīmīgs ar biogēno elementu intensīvu izmantošanu augu attīstības procesos gan augsnes, gan ūdens vidē, tādēļ konstatētās kopējā slāpekļa



3. att. N_{kop} koncentrācijas mazajos sateces baseinos (1994.–2006. g.).
Fig. 3. N_{tot} concentrations in small catchments (1994–2006).



4. att. Sezonālās N_{kop} koncentrāciju atšķirības mazajos sateces baseinos.
Fig. 4. Seasonal differences in N_{tot} concentrations in small catchments.



5. att. N_{kop} koncentrāciju salīdzinājums drenu sistēmās un mazajos sateces baseinos.
Fig. 5. A comparison of N_{tot} concentrations in drainage systems and in small catchments.

vērtības ir zemākas. Salīdzinot ziemas un vasaras visbiežāk novērotās kopējā fosfora koncentrācijas, var secināt, ka vērtību atšķirības ziemā ir 0.11 mg L^{-1}, vasarā – 0.064 mg L^{-1}. Lai gan ziemas un veģetācijas periodi ir savstarpēji nesalīdzināmi (gaisa un ūdens temperatū as, nokrišņu daudzums un intensitāte, noteces slānis), tomēr mūsu pētījuma ietvaros, veidojot ūdeņu kvalitātes klašu dalījuma ieteikumus, sezonālās atšķirības netiek ņemtas vērā.

Drenāža ietekmē augsnes ūdens režīma izmaiņas, kā arī noteces kvalitāti nosusinātajās platībās, īpaši lauksaimniecībā intensīvi izmantotajās teritorijās (Burt et al., 1993). Drenāža uzlabo kultūraugu augšanas apstākļus un palielina ražu, jo iespējama ātrāka sēja pavasarī, samazinās augsnes pārmitrinājums, palielinās augsnes temperatūra, tiek veicināti aerobie procesi augsnē (Oquist et al., 2007). Aerobie procesi augsnē pastiprina organiskā slāpekļa transformāciju nitrātu slāpeklī, kas var vieglāk izskaloties no augsnes profila ar drenu noteci (Burt et al., 1993). Savukārt baseina līmenī sākas nitrātu slāpekļa aiztures procesi, īpaši veģetācijas periodā.

Mellupītes un Bērzes monitoringa stacijās konstatētā nitrātu slāpekļa procentuālā attiecība pret kopējo slāpekli baseinu līmenī ir 62%, drenu sistēmu ūdeņos – 90%. Tādējādi arī kopējā slāpekļa koncentrācijas drenu ūdeņos ir augstākas (5. attēls).

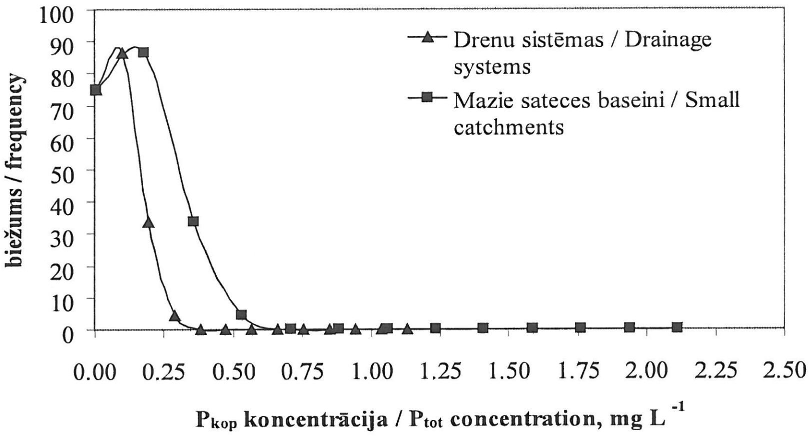
No drenu sistēmām virszemes ūdenstecē nonākušais organiskais un neorganiskais slāpeklis tiek izmantots un transformēts ūdens floras metabolisma procesos. Šajos procesos piedalās ūdens makrofīti, krastu makrofīti, aļģes, mikro-heterotrofi un denitrifikācijas baktērijas. Transformācijas procesi, tādi kā nitrifikācija un denitrifikācija, pārnes slāpekļa savienojumus no ūdens vides biotā, atmosfērā vai sedimentos (Burt et al., 1993).

Koncentrāciju samazināšanos baseinu līmenī ietekmē ne tikai transformācijas un patērēšanas procesi, bet arī virszemes noteces pieplūdums un ar to saistītā drenu noteces ūdeņu atšķaidīšana.

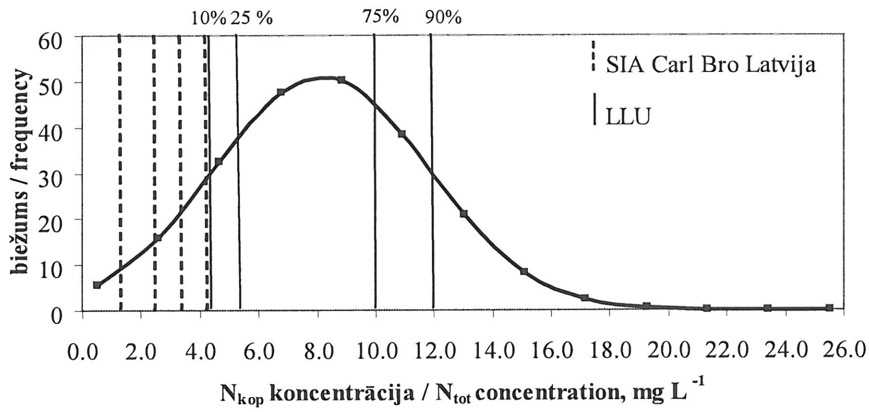
Fosfora zudumus no lauksaimniecībā izmantotajām platībām var izraisīt vairāki procesi. Svarīgākie no tiem ir ūdens izraisītā augsnes erozija, virszemes notece un notece, kas veidojas, ūdenim filtrējoties cauri augsnes profilam (izskalošanās). Lielākai daļai augšņu ir liela fosfora ķīmiskās saistīšanas spēja, tādēļ fosfora savienojumu izskalošanās no augsnes vairumā gadījumu ir niecīga (Tunney et al., 1997). Nereti vairāk nekā 90% no kopējā fosfora savienojumu daudzuma var atrasties organisku savienojumu veidā vai saistīti ar suspendēto vielu (Kļaviņš, Cimdiņš, 2004). Fosfors tiek transportēts izšķīdušā un daļiņu formā. Daļiņu formā fosfors ir saistīts ar augsni un organiskām vielām. Ūdens plūsmas veidotās augsnes erozijas rezultātā tas ir pakļauts noskalošanai un veido lielāko fosfora noplūdes daļu no lauksaimniecībā apstrādātajām platībām. Atkarībā no noskalotās augsnes īpašībām augi ir spējīgi bioloģiski uzņemt no 10% līdz 90% no daļiņu formā esošā fosfora. Notece no ganībām, drenētām platībām un mežiem satur maz sedimentu, tādēļ tur dominē izšķīdušā fosfora forma, kas ir pilnībā pieejama augu izmantošanai (Tunney et al., 1997). Salīdzinot P_{kop} koncentrācijas drenu sistēmu un mazo sateces baseinu ūdeņos (6. attēls), redzams, ka visbiežāk novērotās koncentrācijas drenu ūdeņos ir mazākas nekā sateces baseinā. Mazajos sateces baseinos drenu noteci papildina virszemes notece un augsnes ūdens erozijas produkti.

Ieteikumi

Priekšlikumus ūdeņu kvalitātes dalījumam klasēs Latvijai izstrādājusi SIA „Carl Bro Latvija"



6. att. P_{kop} koncentrācijas drenu sistēmās un mazajos sateces baseinos.
Fig. 6. P_{tot} concentrations in drainage systems and in small catchments.



7. att. Ūdeņu kvalitātes klašu robežvērtības.
Fig. 7. Water quality classification boundaries.

3. tabula / Table 3

Ieteicamais ūdeņu kvalitātes dalījums (N_{kop} un P_{kop}) pēc LLU pētījumiem
Evaluation for water quality (N_{tot} and P_{tot}) according to LLU data

Kvalitāte / Quality	N_{kop} / N_{tot}, mg L^{-1}			P_{kop} / P_{tot}, mg L^{-1}		
	Agricultural area			Agricultural area		
	Drenu sistēmas / Drainage systems	Mazie sateces baseini / Small catchments	"Carl Bro"	Drenu sistēmas / Drainage systems	Mazie sateces baseini / Small catchments	"Carl Bro"
Augsta / High	<4.5	<1.5	<1.5	<0.015	<0.025	<0.045
Laba / Good	4.5-5.5	1.5-2.5	1.5-2.5	0.015-0.020	0.025-0.050	0.045-0.090
Vidēja / Moderate	5.5-10.0	2.5-7.5	2.5-3.5	0.020-0.075	0.050-0.150	0.090-0.135
Slikta / Poor	10.0-12.0	7.5-10.5	3.5-4.5	0.075-0.135	0.150-0.250	0.135-0.180
Ļoti slikta / Bad	>12.0	>10.5	>4.5	>0.135	>0.250	>0.180

(1. tabula). Taču pielietot šo ieteikto kvalitātes rādītāju vērtēšanas skalu nebūtu ieteicams, ņemot vērā faktisko ūdeņu kvalitāti drenu sistēmās un meliorācijas sistēmu notekās lauksaimniecībā izmantojamās zemēs (LLU monitoringa rezultāti no 1994. līdz 2006. gadam stacijās „Mellupīte" un „Bērze"). Vadoties pēc šiem rādītājiem, drenu sistēmu un mazu sateces baseinu līmenī izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu „sasniegt labu ūdens kvalitāti" nevarēs. Par to liecina pētījumu rezultātā izveidotā drenu sistēmu ūdeņu kvalitātes klašu dalījuma salīdzinājums ar SIA „Carl Bro Latvija" priekšlikumiem (7. attēls).

SIA „Carl Bro Latvija" un pētījuma gaitā izstrādātie priekšlikumi apkopoti 3. tabulā. No tabulas redzams, ka, novērtējot fosfora savienojumus ūdeņos, drenu sistēmu notecei var noteikt pat stingrākus vērtēšanas kritērijus nekā upēm pēc SIA „Carl Bro Latvija" ieteikumiem. Līdzīgi varētu rīkoties ar koncentrāciju vērtējumu (augsta un laba kvalitāte) meliorācijas sistēmu novadgrāvjiem un notekām. Taču šeit būtu jāsamazina prasības vidējas, sliktas un ļoti sliktas kvalitātes ūdeņiem.

Vērtējot slāpekļa savienojumus, nepieciešams vairākkārt samazināt prasības drenu noteces kvalitātei un daļēji samazināt prasības novadgrāvju un ūdens noteku noteces kvalitātei.

Secinājumi

1. Ūdeņu kvalitātes standartu/kritēriju noteikšanai ieteicams izmantot ASV Vides aizsardzības aģentūras un Eiropas Komisijas Apvienotā pētījumu centra ieteikto metodiku, kuras pamatā ir procentuālo robežu noteikšana, izmantojot normālā sadalījuma līknes.
2. Lai gan gada griezumā dabā notiekošie procesi ir mainīgi (veģetācijas attīstība, nokrišņu daudzums, gaisa temperatūra, noteces apjoms) un atstāj ietekmi uz ūdeņu kvalitāti, tomēr, izstrādājot ūdeņu kvalitātes vērtēšanas standartus, tos nevajadzētu ņemt vērā, jo nebūtu vēlams atsevišķi klasificēt ūdeņu kvalitāti dažādos gada periodos.
3. Drenu sistēmu notecei un notecei no mazajiem sateces baseiniem nevar piemērot upju notecei izstrādātās ūdeņu kvalitātes standartu vērtības. Hidrogrāfiskā tīkla sākumā (drenu sistēmas, novadgrāvji, mazie sateces baseini) biogēno elementu koncentrācijas ūdenī parasti ir paaugstinātas salīdzinājumā ar upēm.
4. Ieviešot SIA „Carl Bro Latvija" priekšlikumus ūdeņu kvalitātes vērtēšanai drenu sistēmu un mazo sateces baseinu līmenī, izpildīt Ūdeņu struktūrdirektīvas pamatuzdevumu „sasniegt labu ūdens kvalitāti" nevarēs. LLU pētījuma gaitā izstrādāto kvalitātes standartu ieviešana ļautu objektīvāk izvērtēt šo ūdensteču kvalitāti, noteikt piesārņojuma līmeni, kā arī sekmētu rīcības programmas izstrādi, lai uzlabotu ūdeņu stāvokli lauksaimniecībā izmantotajās platībās.
5. Pētījuma rezultāti ļauj secināt, ka par labu ūdeņu kvalitātes robežlielumu, vērtējot pēc kopējā slāpekļa koncentrācijas, drenu sistēmās varētu pieņemt 4.5-5.5 mg L^{-1}, mazos sateces baseinos – 1.5-2.5 mg L^{-1}.

6. Savukārt, vērtējot pēc kopējā fosfora koncentrācijas, par labu ūdeņu kvalitātes robežlielumu drenu sistēmās varētu uzskatīt 0.015-0.020 mg L^{-1}, mazos sateces baseinos – 0.025-0.050 mg L^{-1}.

Literatūra

1. Arhipova, I., Bāliņa, S. (1999) *Statistika ar Microsoft Excel 97 ikvienam. 1. daļa.* Datorzinību Centrs, Rīga, 15-22 lpp.
2. Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (1993) *Nitrate: processes, patterns and management.* John Wiley & Sons Ltd, Chichester, England, pp. 444.
3. Cardoso, A.C., Duchemin, J., Magoarou, P., Premazzi, G. (2001) *Criteria for the identification of freshwaters subject to eitrophication.* European Commission, Joint Research Centre, Italy, pp. 39-41.
4. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for the Community action in the field of water policy. (2000) *Official Journal of the European Communities,* No. L327, pp.1-5 (22.12.2000).
5. *Draft guidelines for the monitoring required under the Nitrates directive* (91/676/EEC). (2003) European Commission, Directorate 0 – Environment quality and natural resources, XI.D.1 – Water protection, soil conservation, agriculture. Norwegian Institute for Water Research, Oslo, pp. 14.
6. Kļaviņš, M., Cimdiņš, P. (2004) *Ūdeņu kvalitāte un tās aizsardzība.* Latvijas Universitāte, Rīga, 52 lpp.
7. Ministru kabineta noteikumi Nr. 118. (2002) Noteikumi par virszemes un pazemes ūdeņu kvalitāti. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 50, 03. 04. 2002.
8. Ministru kabineta noteikumi Nr. 179. (2003) Noteikumi par upju baseinu apgabalu robežu aprakstiem. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 60, 17. 04. 2003.
9. Ministru kabineta noteikumi Nr. 283. (2003) Noteikumi par upju baseinu apgabalu apsaimniekošanas plāniem un pasākumu programmām. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 81, 30. 05. 2003.
10. Ministru kabineta noteikumi Nr. 681. (2004) Upju baseinu apgabala konsultatīvās padomes nolikums. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 176, 12. 12. 2003.
11. Ministru kabineta noteikumi Nr. 736. (2003) Noteikumi par ūdens resursu lietošanas atļauju. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 183, 30. 12. 2003.
12. Ministru kabineta noteikumi Nr. 858. (2004) Noteikumi par virszemes ūdensobjektu tipu raksturojumu, klasifikāciju, kvalitātes kritērijiem un antropogēno slodžu noteikšanas kārtību. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 168, 22. 10. 2004.
13. Ministru kabineta noteikumi Nr. 92. (2004) Prasības virszemes ūdeņu, pazemes ūdeņu un aizsargājamo teritoriju monitoringam un monitoringa programmu izstrādei. *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 30, 25. 02. 2004.
14. *Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Rivers and Streams.* (2000) United States Environmental Protection Agency, Washington, pp. A-25–A-28.
15. Nutrient Pollution to the Baltic Sea in 2000. (2005) *Baltic Sea Environment Proceedings,* No.100, Helsinki Commission, pp. 3-4.
16. *Nutrients in European ecosystems.* (1999) Office for Official Publications of the European Communities, Copenhagen, pp. 60-80.
17. Oquist, K. A., Strock, J. S., Mulla, D. J. (2007) Influence of alternative and conventional farming practices on subsurface drainage and water quality. *Journal of Environmental Quality,* 36, pp. 1194-1204.
18. *River and lakes – Typology, reference conditions and classification systems.* (2003) EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Working group 2.3 – Reference conditions for inland surface waters, Luxembourg, pp. 39-42.
19. *The Quality of Our Nation's Waters – Nutrients and Pesticides.* (1999) U.S. Geological Survey, Reston, Virginia, pp. 40-45.
20. *Transposition and Implementation of the EU Water Framework Directive In Latvia.* (2004) Technical Report No. 3: Action Plan – How to define ecological status of surface water body types. Dānijas vides aizsardzības aģentūra, LR Vides ministrija, Carl Bro a/s (Denmark) & Carl Bro SIA (Latvia), April, pp. 50-60.
21. Tunney, H., Carton, O.T., Brookes, P.C., Johnston, A.E. (1997) *Phosphorus Loss from Soil to Water.* Biddles Ltd, Guildford and King's Lynn, UK, 467 pp.
22. Ūdens apsaimniekošanas likums. (2002). *Latvijas Vēstnesis,* Nr. 140, 01.10.2002.
23. Vuorenmaa, J., Rekolainen, S., Lepistö, A., Kenttämies, K., Kauppila, P. (2002) Losses of nitrogen and phosphorus from agricultural and forest areas in Finland during the 1980s and 1990s. *Environmental Monitoring & Assessment,* 76, pp. 214.

Pateicība

Pētījums veikts ar Eiropas Savienības struktūrfondu projekta "Atbalsts doktorantūras studijām un pēcdoktorantūras pētījumiem inženierzinātnēs, lauksaimniecības inženierzinātnēs un mežzinātnē", līguma Nr. 2004/0004/VPD1/ESF/PIAA/04/NP/3.2.3.1./0001/0005/0067, atbalstu.

V
LAUKSAIMNIECĪBAS IZRAISĪTĀ NITRĀTU PIESĀRŅOJUMA RISKA ANALĪZE LATVIJĀ

Jansons V., Lagzdiņš A., Abramenko K., Timbare R., Vircavs V. (2007)

Lauksaimniecības un pārtikas risku vadīšana : monogrāfija. Latvijas Lauksaimniecības universitāte. LR ZM Pārtikas un veterinārais dienests. RTU Modelēšanas un imitācijas katedra. Jelgava: [Latvijas Lauksaimniecības universitāte], 525. – 543. lpp.

11.6. LAUKSAIMNIECĪBAS IZRAISĪTĀ NITRĀTU PIESĀRŅOJUMA RISKA ANALĪZE LATVIJĀ
RISK ASSESSMENT OF THE AGRICULTURAL POLLUTION WITH NITRATES IN LATVIA

Abstract

EU and LR legislation obligate the control and mitigation of impact of the agriculture (nitrate pollution) on environment. Assessment of the long data series (1994 – 2006), obtained from non point source agricultural run-off monitoring programme, has shown that nitrate nitrogen concentrations depends on the scale of monitoring system (drainage plots, drainage field, small catchments') and intensity of agricultural production system. The available long data series and use of variability curves allow the determination of nitrate concentration variations in the plot, drainage field and small catchments' scale. The article provides estimation of risk to reach nitrates concentrations over limits for nitrates (11.3 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3). High risk to reach nitrates concentrations over limits has been found (about 25 % of samples) in field drainage of Berze monitoring site. With regard to the small catchments' scale nitrates concentrations over limits could be expected (12% of samples) in the Berze small catchment with high intensity of agriculture.

Key words: *agriculture, nitrates, pollution risk.*

Kopsavilkums

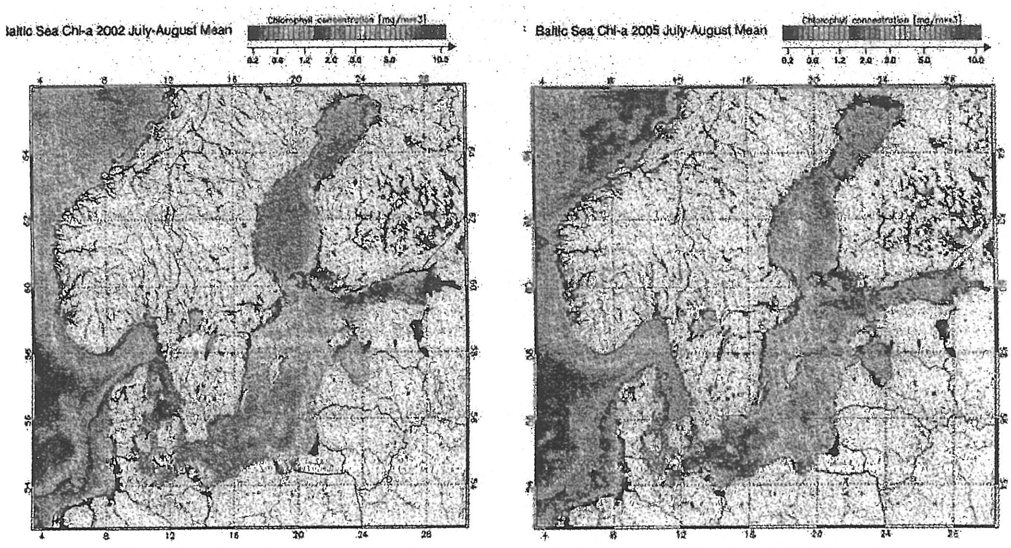
ES un LR pieņemtie likumdošanas akti prasa kontrolēt un ierobežot intensīvas lauksaimniecības (nitrātu piesārņojuma) ietekmi uz ūdens vidi. Rakstā apskatīti ilggadīga (1994. – 2006. g.) izkliedētā (difūzā) lauksaimniecības piesārņojuma monitoringa rezultāti, kas parāda, ka nitrātu slāpekļa koncentrācijas ir atkarīgas no monitoringa sistēmas līmeņa (izmēģinājumu lauciņi, drenu lauks, mazais sateces baseins) un lauksaimniecības intensitātes. Izmantojot ilggadīgās datu rindas un teorētiskās ilguma līknes, parādītas nitrātu savienojumu koncentrāciju atšķirības izmēģinājumu lauciņu, drenu lauku un mazo sateces baseinu līmeņos. Novērtēts nitrātu koncentrācijas robežlieluma (11.3 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3) pārsniegšanas risks. Augsts robežvērtības pārsniegšanas risks pastāv notecēs no drenu lauka (25% gadījumu Bērzes monitoringa stacijā). Mazo sateces baseinu līmenī nitrātu robežvērtība visbiežāk (12% gadījumu) tiek pārsniegta Bērzes monitoringa stacijā, platībās ar intensīvu lauksaimniecību.

Atslēgas vārdi: lauksaimniecība, nitrāti, piesārņojuma risks

Ievads
Introduction

Lauksaimniecība, tāpat kā jebkura cita cilvēka saimnieciskā darbība, atstāj būtisku ietekmi uz vidi, it sevišķi ūdens vides stāvokli. Drenu sistēmās, novadgrāvjos, strautos un mazajās upēs ūdeņu notece tikai šķiet tīra, faktiski tā ir augu barības elementus (N; P; K un mikroelementi) un citus savienojumus saturošs šķīdums. Noteces sastāvu un piesārņojuma risku nosaka augsnes tips, tās mehāniskais sastāvs, ar klimatiskiem apstākļiem saistītie organisko vielu mineralizācijas procesi augsnē, iestrādātais mēslojums (devas un termiņi), kultūraugu spēja izmantot augu barības vielas ražas veidošanai, noteces veidošanās apstākļi un daudzi citi faktori, kā arī šo faktoru kompleksa mijiedarbība (*Position statement., 2000)*. Protams, arī bez cilvēka saimnieciskās darbības dabā vienmēr būs novērojams ūdeņu dabiskais (fona) piesārņojums.

Baltijas jūras baseina valstīs lauksaimniecība ir nozīmīgākais slāpekļa un viens no galvenajiem fosfora savienojumu piesārņojuma avotiem (*HELCOM., 2003a, 2003b),* kas var palielināt virszemes un jūras ūdeņu eitrofikāciju (11.5. attēls) un izsauc ūdeņu piesārņojumu ar nitrātiem[1].



Avots / *Source HELCOM, 2007*

11.5. att. Baltijas jūras eitrofikācija (hlorofila vidējās vērtības) jūlijā - augustā 2002. un 2005. g.

Fig. 11.5 Eutrophication of Baltic Sea (average chlorophyll value) July – August, in 2002 and 2005

Ievērojot Eiropas Savienības (ES) likumdošanas aktus (direktīvas) Latvijai nepieciešams realizēt ES valstīm obligātos pasākumus lauksaimniecībā un ūdeņu vides aizsardzībā (*Jansons, et al.,* 2005). Šādu pasākumu izpildi no ES dalībvalstīm un kandidātvalstīm prasa Nitrātu direktīva (*Nitrate Directive, 1991),* kā arī ES Eiropas ūdens politiku reglamentējošā direktīva *(Directive 2000/60/EC, 2000)*. Nitrātu direktīva

[1] Ar terminu "nitrāti" apzīmē NO_3^{-1} jonu neatkarīgi no tā kāda savienojuma veidā tas atrodas un kāds bija tā izcelsmes avots.

(ND) pieņemta, nolūkā aizsargāt cilvēku veselību un ūdeņu ekosistēmās samazinātu ūdens piesārņojumu ar nitrātiem un citiem ūdeņu eitrofikāciju sekmējošiem augu barības elementiem no lauksaimnieciskas izcelsmes piesarņojuma noplūdes avotiem. ND un tai pakārtotie LR likumdošanas akti (LR MK noteikumi Nr. 531, 2001) prasa izpildīt ūdeņu monitoringa programmas un rīcības programmas piesārņotajās un piesārņojuma riskam pakļautajās teritorijās (*nitrate vulnerable zones*[2]), kurās nonāk vai nākotnē varētu nonākt, ja lauksaimniecībā netiek veikti atbilstošas rīcības programmas, ar slāpekļa savienojumiem piesārņoti ūdeņi. Baltijas jūras baseina valstīm, kā arī Latvijai Rīgas jūras līcī eitrofikācija (11.5. attēls) un to veicinošais piesārņojums ar slāpekļa un fosfora savienojumiem varētu būt kā viens no galvenajiem riska faktoriem, lai noteiktu piesārņojuma riskam pakļautajās teritorijas. Eksistē divas alternatīvas:

- noteikt visu valsts teritoriju kā riskam pakļautu;
- noteikt daļā valsts teritorijas vienu vai vairākas riskam pakļautās zonas.

Kritēriji riskam pakļauto teritoriju noteikšanai ir augsta nitrātu koncentrācija ūdeņos (robežvērtība 50 mg l^{-1} NO^{-1}_3 vai 11.3 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3) vai ūdeņu eitrofikācija, kuras kritērijus ES normatīvie akti neprecizē. Latvijā par riskam pakļautām teritorijām lauksaimniecībā noteikti Rīgas, Jelgavas, Dobeles un Bauskas rajoni (*Jansons, et al.,* 2005). Šajās teritorijās lauksaimniecībai tiek noteikti obligāti ierobežojumi un prasības (*Code of Good Agricultural Practice*[3]), galvenokārt attiecībā uz visa veida mēslojuma pielietošanu, organiskā mēslojuma uzglabāšanu un citu ūdens vides kvalitāti apdraudošu intensīvas lauksaimniecības praksi (LR MK noteikumi Nr. 531, 2001; *Bušmanis, et al., 1999*). Nereti šīs prasības rada papildus izdevumus un palielina lauksaimniecības produkcijas izmaksas. Saskaņā ar direktīvu ES Dalībvalstīm, jāizstrādā un piesārņojuma riskam pakļautajās teritorijas jāīsteno rīcības programmas (*action programmes*) lauksaimniecības izsauktā piesārņojuma, it sevišķi nitrātu piesārņojuma un eitrofikācijas, samazināšanai ūdeņos. Dalībvalstīm reizi četros gados jāatskaitās ES Vides direktorāta Nitrātu komisijai par ūdeņu monitoringa, rīcības programmu rezultātiem un jāpārskata riskam pakļauto teritoriju robežas pēc monitoringa programmā noteiktā nitrātu satura vai eitrofikācijas kritērija. Tādēļ svarīgi, uzkrājot ilggadīgas monitoringa datu rindas, analizēt augu barības elementu, it sevišķi nitrātu, koncentrācijas un to transformācijas procesus ūdeņu ekosistēmā, kā arī nitrātu robežlielumu pārsniegšanas risku (varbūtību).

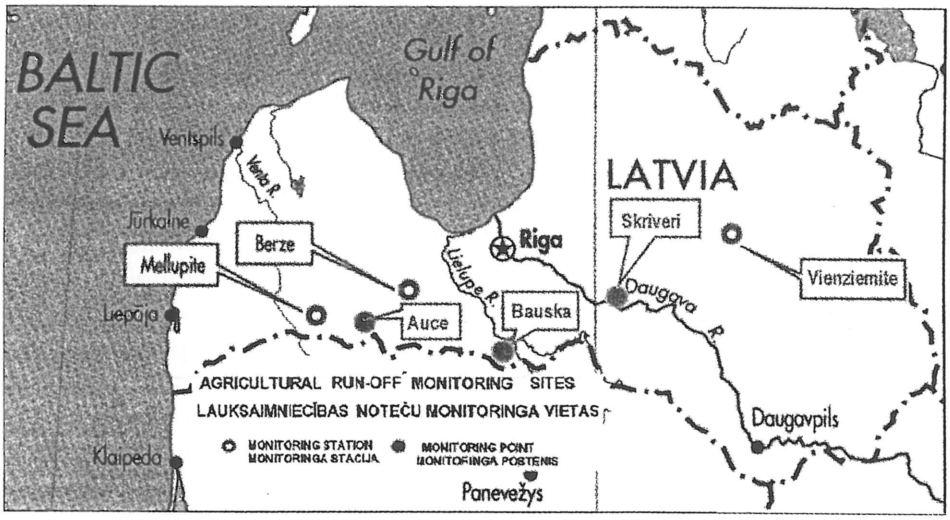
Materiāli un metodes
Materials and methods

Lauksaimniecības noteču monitorings Latvijā
Agricuktural run-off monitoring in Latvia

Viens no ES dalībvalstu uzdevumiem ir izveidot harmonizētu un mūsdienu prasībām atbilstošu ūdeņu monitoringa sistēmu lauksaimniecības izraisītā piesārņojuma

2 LR likumdošanas aktos – īpaši jutīgās teritorijas
3 LR likumdošanas aktos – Labas lauksaimniecības prakses nosacījumi

kontrolei (*Implementation of Council Directive, 2002, Nitrate Commission, 2003; Ital, 2005)*. Lauksaimniecības noteču monitoringa sistēma Latvijā, Lietuvā un Igaunijā izveidota pārņemot Zviedrijas un Norvēģijas pieredzi, metodes un tehnoloģijas (*Deelstra, 2004*, Jansons, 1996, 1998, *Vagstad, 2001*, LVA, 2003). Lauksaimniecības difūzais (izkliedētais) piesārņojums Latvijā tiek noteikts trijās, ar atbilstošām mēriekārtām aprīkotās, monitoringa stacijās un 3 ūdens kvalitātes monitoringa punktos (11.6. attēls).



Avots: LLU Vides un ūdenssaimniecības katedras dati
Source: Data of Department of Environmental Engineering and Water Management of LLU

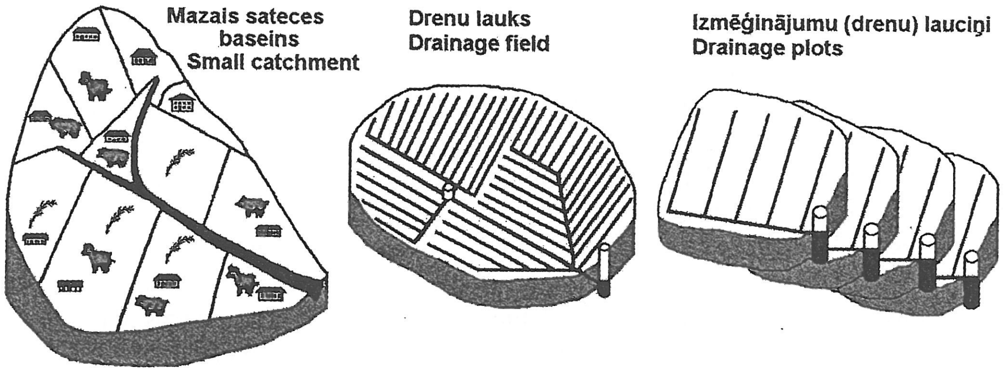
11.6. att. Lauksaimniecības izkliedētā piesārņojuma monitoringa staciju un posteņu novietojums
Fig. 11.6 Agricultural run-off monitoring stations and points

Humīdā klimata apstākļos lauksaimniecības noteces monitorings (*Jansons, 1998; Vagstad, et al., 2001; Ital, 2005; Kyllmar., et al 2006*) parasti tiek izpildīts vairākos savstarpēji pakārtotos līmeņos (11.7. attēls). Šī metodika atbilst ES ieteiktajām ND monitoringa vadlīnijām *(Nitrate Commission, 2003)*.

Pilnvērtīgs lauksaimniecības noteču monitoringa komplekss (LVA, 2003) sastāv no trijiem savstarpēji pakārtotiem līmeņiem:

1. Izmēģinājumu (drenu) lauciņu līmenis;
2. Lauka (drenēta) līmenis;
3. Mazā sateces baseina līmenis.

Drenu lauciņu līmenī tiek pētīti augu barības elementu izskalošanās procesi augsnē. Šie izmēģinājumu lauciņu ir nelieli, savā starpā norobežoti ar kontūrdrenām, regulāru drenu sistēmu bloki. Notece tiek novadīta uz monitoringa stacijas mēriekārtām – svārstīgiem kausiņiem ar automātisku ūdens paraugu ņemšanu. Kausiņu apgāšanos



11.7. att. Lauksaimniecības noteces monitoringa līmeņi
Fig. 11.7 Scales of the agriculural run-off monitoring

fiksē datu logeris un kontrolei arī mehānisks skaitītājs. Šajā izmēģinājumu līmenī var noteikt augu barības vielu izskalošanos atkarībā no kultūrauga un mēslojuma režīma. Latvijā izmēģinājumu lauciņu sistēma izveidota vienā monitoringa stacijā – Mellupītē (11.7. tabula), Saldus rajonā. Mellupītes baseina monitoringa stacijas kompleksā darbojas drenu sistēmas 15 lauciņos ar vidējo drenu izbūves dziļumu 1.2 m, attālumu starp drenām 11 m un vienas drenu sistēmas platību 0.12 ha. Pētījumu uzdevums ir noteikt noplūdes (biogēno elementu emisijas) koeficientus dažādiem kultūraugiem Latvijā tipiskās augu sekās. Mēslošanas režīms tiek noteikts atbilstoši dotās augu sekas prasībām. Ilggadīgu pētījumu rezultātā (tipiskas augus sekas aprites laiks 4 – 5 gadi) var noskaidrot ūdens kvalitātes modelēšanai nepieciešamos noplūdes koeficientus.

Drenu lauka līmenī tiek noteiktas augu barības vielu noplūdes no drenēta lauka. Noteces mērīšana notiek stacijas būves mērakā ar trijstūra pārgāzni, kur tiek mērīts caurplūdums un automātiski, proporcionāli caurtecei ņemti ūdens paraugi. Līmeņu mērījumus ar 1 mm precizitāti veic datu logeris, katras 2 – 3 minūtes nosakot caurplūdumu, aprēķina stundas vidējos, katru diennakti uzkrājot atmiņā 24 nolasījumus. Atkarībā no ieprogrammētās caurteces logeris dod signālu ūdens paraugu ņemšanas iekārtai. Pieļaujama datu logera aizstāšana ar limnogrāfu un nejaušu ūdens paraugu (*grab samples*) ņemšana reizi mēnesī, jo tehniski pilnīgi aprīkotu monitoringa staciju izbūve prasa ievērojamas izmaksas. Izvēloties paraugu ņemšanas režīmu, tie būtu jāņem proporcionāli caurplūdumu svārstībām vairākas reizes dienā. Bieža paraugu ņemšana precīzāk raksturo slāpekļa savienojumu saturu ūdeņos (*Ital, 2005;* LVA, 2003*)*. Lauka līmenī nosaka integrēto, dažādu l/s kultūru, mēslojuma un augsnes apstrādes, ietekmi uz noplūdes rādītājiem. Latvijā visās lauksaimniecības noteču monitoringa stacijās (Bērze, Mellupīte un Vienziemīte) izveidots šis monitoringa līmenis.

Nozīmīgākā monitoringa sistēmas sastāvdaļa (*Ital, 2006; Jansons, 1998;* LVA, 2003*)* ir mazais sateces baseins (*small catchment*). Baseina lielums, lai varētu uzskaitīt ražošanas intensitātei raksturojošos lielumus (zemes izmantošanas veidus, kultūru ražas, lopkopību, mēslošanu u.t.t), parasti ir 3 – 25 km^2 robežās. Bez tam, pie lielākām baseina platībām, pieaug mērāmie caurplūdumi un sadārdzinās mērbūvju konstrukcijas (*Ital, 2005;* LVA, 2003*)*. Šajā līmenī nosaka kopējo lauksaimniecības ietekmi heterogēnā sateces baseinā ar dažādām saimniekošanas metodēm un zemes lietošanas veidiem, ar dažādu reljefu un augsnēm. Baseinā nepieļauj koncentrēta piesārņojuma avotus (kanalizācija, lielas lopkopības fermas), kuri var būtiski ietekmēt noteces kvalitāti. Caurplūduma mērīšanai izbūvē pārgāznes. Mērījumus un ūdens paraugu ņemšanu veic pēc tādas pašas metodikas ar datu logeriem aprīkotām mēriekārtām, kā lauka līmeņa gadījumā. Latvijā šādus mērījumus izpilda Bērzes, Mellupītes, Vienziemītes monitoringa stacijās. Skrīveru, Vecauces un Bauskas posteņos nav mērbūves un cita tehniskā aprīkojuma, nejaušus ūdens paraugus (*grab samples*) ņem reizi mēnesī, caurplūdumus nosaka ar matemātiskās modelēšanas palīdzību izmantojot meteoroloģiskos datus (*Zīverts, et al., 1999).* Šajos posteņos ūdens kvalitātes monitorings uzsākts vēlāk, 1995. – 2004. gados, tādēļ šie dati nav apskatīti mūsu darbā.

11.7. tabula / *Table 11.7*

Lauksaimniecības noteces monitoringa staciju un posteņu raksturojums
Description of agricultural run-off monitoring stations and points

Stacija / postenis (Mērījumu sākums) Monitoringa līmenis *Station / Point (Year) Scale*	**Platība, ha (aramzemes platība %)** *Acreage, ha (arable land %)*	**Mēriekārta Paraugu ņemšanas metode[1]** *Equipment Sampling method*	**Augsne** *Soil*	**Lauksaimniecības raksturojums** *Description of agriculture*
Monitoringa stacijas / *Monitoring stations*				
Vienziemite (1994)				
Mazais baseins / *Small catchment*	592 (78)	Datu logeris Nejauši paraugi	Smilšmāls	Ekstensīva l/s, aramzeme 4 – 5 %
Drenu lauks / *Drainage field*	67 (100)	Limnogrāfs Nejauši paraugi		Ekstensīva lauksaimniecība
***Mellupīte** (1995)*				
Mazais baseins / *Small catchment*	960 (69)	Datu logeris / automātiska	Mālsmilts	Vidēji intensīva l/s, aramzeme 60-70%
Drenu lauks / *Drainage field*	12 (100)	Datu logeris / automātiska	Smilšmāls	Intensīva l/s
Izm. Lauciņi / (15 gab)	0.12 (100)	Datu logeris / automātiska		Īpaša augu seka
Bērze (1994)				
Mazais baseins / *Small catchment*	368 (98)	Datu logeris / Automātiska	Smilšmāls	Intensīva l/s, aramzeme 80-90 %
Drenu lauks / *Drainage field*	77 (100)	Datu logeris* / Automātiska		Intensīva l/s

* no 2006. g. augusta

Ūdens paraugi neatkarīgi, no to savākšanas metodes, tiek analizēti reizi mēnesī pēc standarta metodēm (LVS 340:2001, LVS 339: 2001, LVS ISO 7150/1-1984, LVS EN 1189:1996). Ūdens paraugu ķīmiskajās analīzēs tiek noteikti sekojoši parametri: N_{kop}, N/NO^-_3, N-NH_4, P_{kop}, P/PO^+_4, K, pH.

Papildus slāpekļa savienojumu noteikšanai ūdens paraugos ar ķīmiskām analīzēm laboratorijā, kopš 2006. g. sākta slāpekļa savienojumu mērīšana ar automātisku zondi, veicot automātiskus nitrātu mērījumus ar noteiktu laika intervālu. Pētījumos izmantota ASV ražotā YSI 6920-C-M zonde ar dažādiem ūdens kvalitātes parametru sensoriem. Zondes nitrātu sensora noteikšanas robežu intervāls 0 – 200 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3, sensora jūtība atkarībā no mērījumu intervāla 0.001 – 1 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3, mērījumu precizitāte ± 10%.

Kultūraugiem pieejamā augsnes minerālā slāpekļa daudzuma analīzes pēc standarta metodikas (LVS EN ISO/IEC 17025) izpildītas VSIA *Agroķīmisko pētījumu centrs.*

Rezultāti
Results

Nitrātu koncentrācijas
Nitrate concentrations

Mazā sateces baseina un drenu lauka līmenis

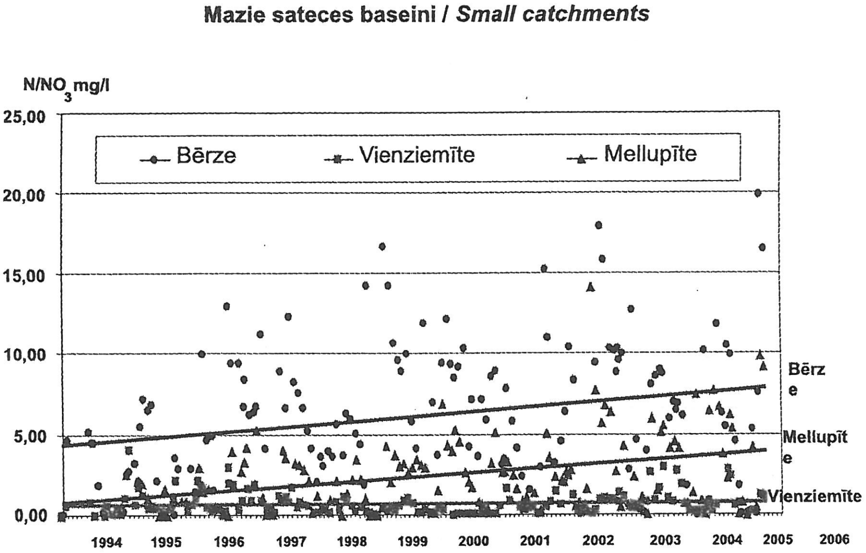
Ūdens kvalitātes paraugi lauksaimniecības noteču monitoringa stacijās apskatītajā periodā ņemti reizi mēnesī. Sausos gados sateces baseina līmenī un drenu lauka līmenī vasarā notece nav novērota. Kopējais savākto ūdens paraugu skaits 13 gadu laikā atsevišķās monitoringa stacijās ir 110 – 160 paraugi (11.8. tabula).

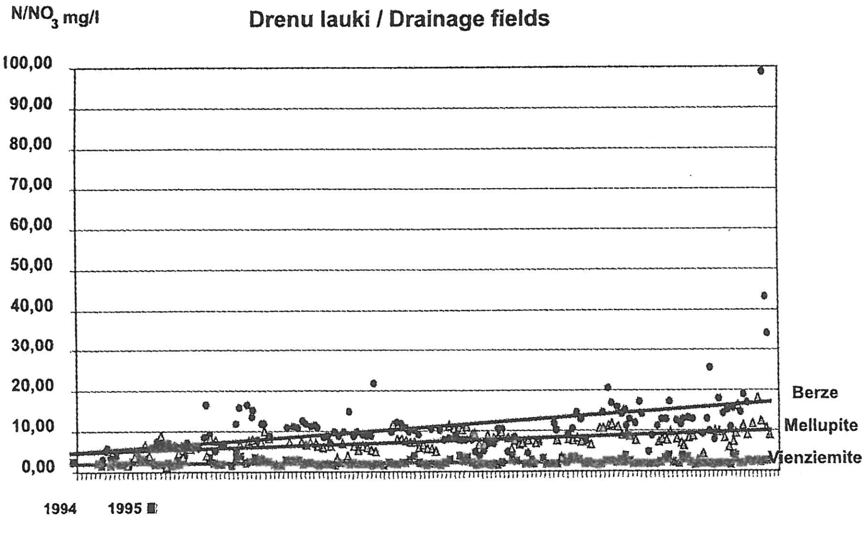
11.8. tabula / *Table 11.8*

Nitrātu koncentrācija baseina un drenu lauka notecē, 1994. – 2006. g.
Nitrate concentration in the run-off of field drainage and catchment, 1994 – 2006

Monitoringa vieta *Monitoring site*	Paraugu skaits *Number of samples*	N/NO^{-1}_3 Koncentrācijas / *N/NO^{-1}_3 Concentrations* Vidējās Average	Minimālās Minimal	Maksimālās Maximal	CV, %
		mg l^{-1}			
Mazā sateces baseina līmenis / *Small catchment scale*					
Mellupīte	137	2.62	0.01	14.30	91
Bērze	144	6.72	0.01	20.10	63
Vienziemīte	160	0.80	0.01	4.09	91
Lauka līmenis / Field drainage scale					
Mellupīte	110	6.32	0.13	16.60	42
Bērze	133	9.00	1.30	97.30	94
Vienziemīte	153	0.81	0.02	5.70	101

Augstākās vidējās nitrātu koncentrācijas novērotas Bērzes monitoringa stacijā, kur daudzos gadījumos nitrātu koncentrācijas sateces baseina un drenu lauka notecēs (11.8. attēls) pārsniedz ND noteikto robežlielumu 11.3 mg l^{-1} N/NO^{-1}_3. Mellupītes baseinā vienā gadījumā un četras reizes drenu lauka notecē pārsniegts šis robežlielums. Vienziemītes baseinā robežlielums netiek pārsniegts. Bērzes un Mellupītes monitoringa stacijās novērojama pakāpeniska nitrātu koncentrācijas palielināšanās.





11.8 att. Nitrātu koncentrācija mazajos sateces baseinos un drenu laukos, 1994. – 2006. g.

Fig. 11.8 Nitrate concentrations in small catchments and drainage fields, 1994 – 2006

533

Vienziemītes monitoringa stacijā, ekstensīvas lauksaimniecības apstākļos, koncentrāciju pieauguma tendences nav novērotas. Drenu lauka notecēs intensīvi apsaimniekotās platībās (Bērze, Mellnupīte) vidējais nitrātu saturs ir augstāks nekā no sateces baseina. Vienziemītes stacijā nitrātu saturs notecē abos monitoringa līmeņos maz atšķiras un ir tuvs dabiskā fona līmenim.

Visās monitoringa stacijās un monitoringa līmeņos novērojamas būtiskas nitrātu koncentrāciju izmaiņas laikā. Variācijas koeficients ir robežās no 42 – 101%. Augstākās koncentrācijas novērotas 2006. gada rudenī, pēc sausās un karstās 2006. gada vasaras.

Drenu izmēģinājumu lauku līmenis

Ūdens kvalitātes paraugi Mellupītes monitoringa stacijās ņemti reizi mēnesī. Ierobežotā viena drenu izmēģinājumu lauciņu platība (0.12 ha) un nelielais ūdeni uztverošo drenu cauruļvadu garums parasti saīsina drenu darbības laiku, noteces apjomu un savāko ūdens paraugu skaitu. Drenu notece parasti veidojas pavasara palu un rudens plūdu periodos. Arī izmēģinājumu lauciņu noteces nitrātu saturs (11.9. tabula) ir ļoti mainīgs.

Variācijas koeficents atkarībā no mēslošanas režīma ir robežās no 43 līdz 70%. Daļēji to var izskaidrot ar atšķirūgu augu seku un katrai mainīgo (atbilstošo) mēslošanas apjomu pa izmēģinājumu gadiem. Lai gan nitrātu vidējās vērtības atšķiras, piemēram, šķidrmēslu variantā vidējā nitrātu koncentrācija ir par 2.3 mg l^{-1} augstāka nekā variantā bez mēslošanas, pie dotā ūdens paraugu skaita un statistisko aprēķinu nozīmības līmeņa α=0,05 būtiskas atšķirības starp variantiem pierādīt vēl nevar. Tādēļ turpmākajā analīzē nitrātu saturs izmēģinājumu lauciņu līmenī uzskatīts par vienu paraugu kopu un tā salīdzināta ar drenu lauka un mazā sateces baseina nitrātu koncentrācijām.

Ekstremālās nitrātu koncentrāciju risks

Ar parastajām nitrātu mērīšanas un ūdens paraugu analīzes metodēm grūti noteikt īslaicīgās nitrātu koncentrāciju izmaiņas, to gaitu un analizēt šo izmaiņu cēloņus. 2006. gada novembrī, atjaunojoties drenu notecei Bērzes monitoringa stacijā (11.9. attēls), ar automātisko zondi veiktie mērījumi uzrādīja ļoti augstas nitrātu koncentrācijas.

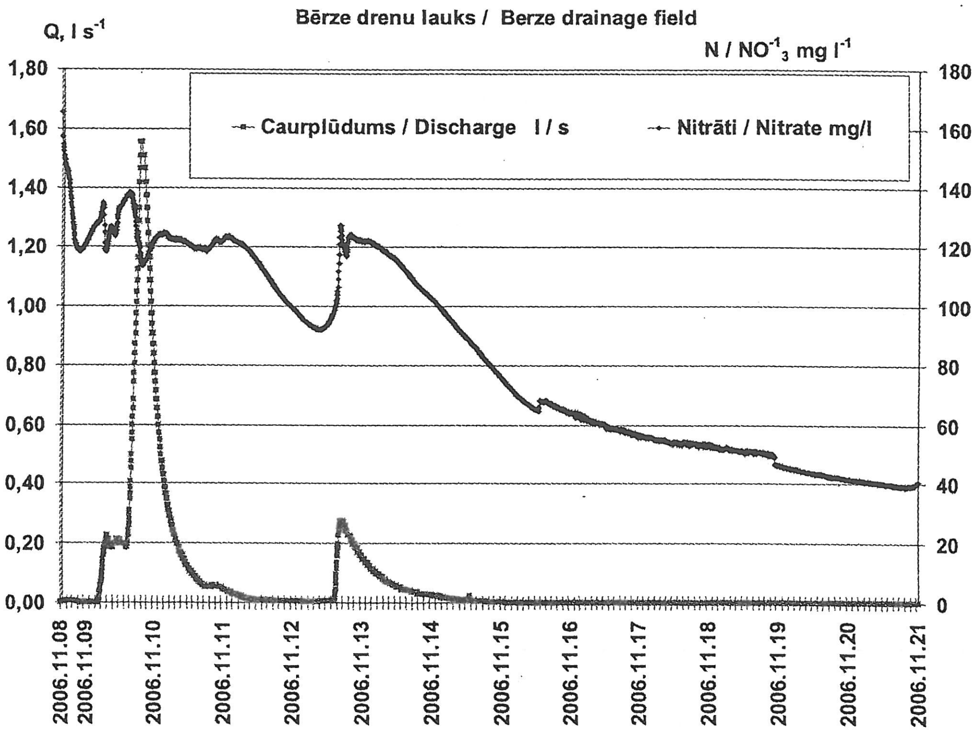
11.9. tabula / *Table 11.9*

Nitrātu koncentrācija izmēģinājuma lauciņu drenu notecē, 1994. – 2006. g.
Nitrate concentration in the run-off from drainage plots, 1994 – 2006

Mēslojums *Fertilization*	Paraugu skaits *Number of samples*	N/NO^{-1}_3 Koncentrācijas N/NO^{-1}_3 *Concentrations* Vidējās *Average*	Minimālās *Minimal*	Maksimālās *Maximal*	Standarta novirze *Standart devitation*	CV, %
		mg l^{-1}				
Bez mēslošanas *Without fertilizers*	44	9,38	3,65	23,96	4,18	45
Normāla min. mēslu deva*Normal fertilization rate*	40	10,42	3,00	30,10	5,36	51
Augsta min. mēslu deva *High fertilization rate*	40	10,51	2,31	23,76	4,54	43
Cietie kūtsmēsli / *id manure*	40	11,26	3,80	34,16	7,89	70
Šķidrmēsli / *Slurry*	40	11,57	5,00	27,00	5,44	47

Avots: LLU dati / *Source: LLU data*

[1] nejaušu ūdens paraugu (*grab sample*) ņem reizi mēnesī, datu logeris ūdens paraugu ņem automātiski proporcionāli caurplūdumam, parasti 5- 10 reizes dienā dažus ml parauga iesūknējot konteinerā.



11.9att. Nitrātu ekstremālās vērtības drenu lauka notecē, 8.XI – 21. XI. 2006
Fig. 11.9Nitrate run-off extremes in field drainage run-off, 8.XI – 21. XI. 2006

Mērījumus izpildot ar 5 minūšu intervālu, drenu noteces sākumā zondes nitrātu sensors uzrādīja pārsteidzoši augstas koncentrācijas, vairāk, kā 150 mg l^{-1}. Nākošajās divās nedēļas nitrātu saturs pazeminājās līdz 40 mg l^{-1}, kas aptuveni sakrita ar 21. XI. Laboratorijas ūdens analīzē noteikto nitrātu koncentrāciju 41.6 mg l^{-1}.

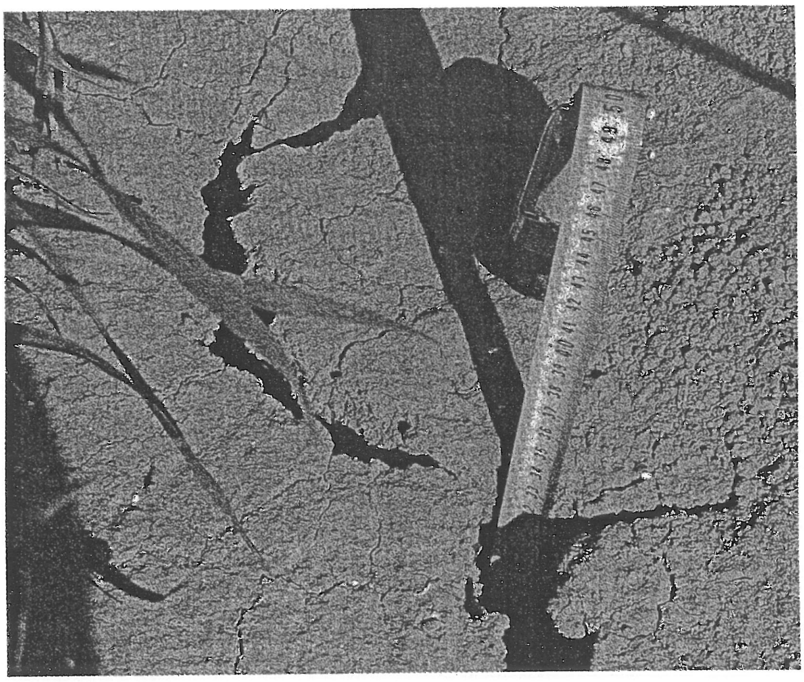
VSIA *Agroķīmisko pētījumu centrs* dažādās Jaunbērzes pagasta vietās 6 laukos augšņu monitoringa programmas ietvaros izpilda kultūraugiem pieejamā augsnes minerālā slāpekļa analīzes (11.10. tabula).

Pēc 11.10. tabulas datiem redzams, ka 2006. gadā sausās un karstās vasaras ietekmē augsnē rudenī uzkrājies ievērojams augu neizmantotais minerālā slāpekļa apjoms. Bez tam, augsnei vasarā strauji izžūstot izveidojās dziļas makroskopiskas plaisas (11.10. attēls). Plaisu izmērāmais dziļums sasniedza 30 – 35 cm.

11.10. tabula / *Table 11.10*

Minerālā slāpekļa saturs augsnē, 2006.g. rudens – 2007.g. pavasaris
Content of the soil mineral nitrogen, autumn 2006 – spring 2007

Lauka nosaukums ***Field***	**Augsnes slānis** ***Soil layer*** **(cm)**	**Minerālā slāpekļa saturs, mg kg^{-1} sausas augsnes / *Content of the mineral nitrogen, mg kg^{-1} dry soil***			
		2006.g. rudenī / *autumn*		**2007.g. pavasarī / *spring***	
		NO_3- N	**NH_4-N**	**NO_3- N**	**NH_4-N**
Silarāji	0 – 30	21.4	6.6	2.6	4.1
	30 – 60	6.8	3.3	6.1	3.1
	60 – 90	1.3	2.7	8.2	2.7
Dzelzarāji	0 – 30	2.3	3.6	2.2	3
	30 – 60	0.5	3.1	0.8	2.4
	60 – 90	0.5	2.9	0.6	2.3
Klaipiņi	0 – 30	16.6	4.1	7.1	2.9
	30 – 60	3.3	3.3	5.7	3.1
	60 – 90	0.9	3.4	5.1	2.6
Puķes	0 – 30	11.4	3.9	3.4	3.5
	30 – 60	1.7	3.1	3.1	3.2
	60 – 90	1.3	2.6	2.4	2.7
Vāverītes	0 – 30	14	4.1	3.5	3.2
	30 – 60	9.6	3.4	5.5	3.4
	60 – 90	1.9	3	4.9	3
Kāpas	0 – 30	34	3.7	5.9	3.7
	30 – 60	18.9	3.7	7.9	3.3
	60 – 90	7.1	3.2	11.3	3.1



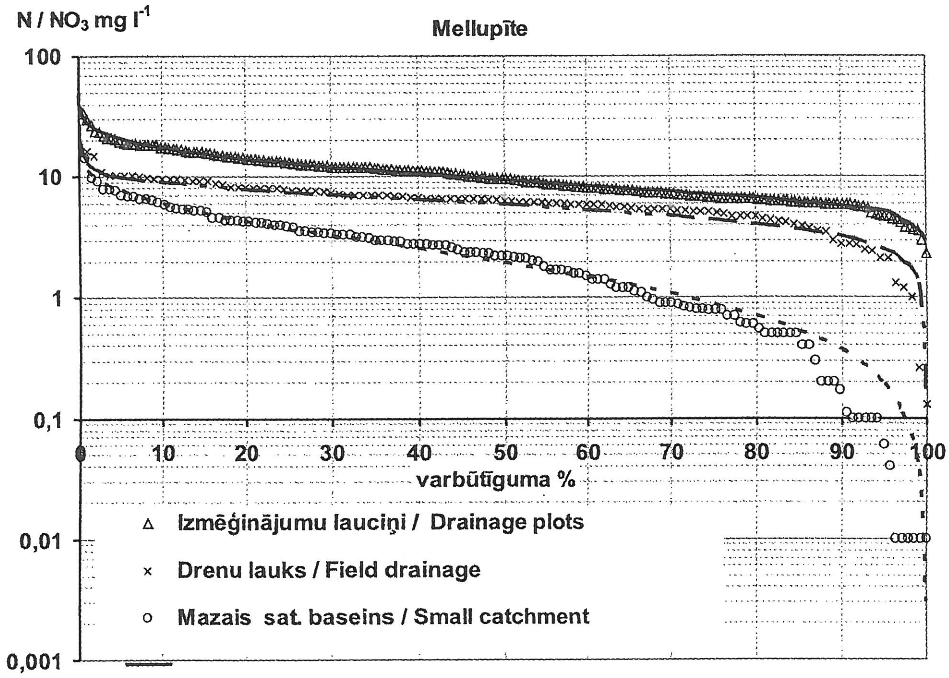
11.10. att. Augsnes plaisas drenu laukā Bērze, 19. VI. 2006
Fig. 11.10 Soil macro pores in drainage field Berze, 19. VI. 2006

Minēto apstākļu kombinācija varēja izsaukt paaugstinātu nitrātu izskalošanās risku 2006. g. rudenī, kas realizējās ar nokrišņiem bagātajā un siltajā novembra – janvāra mēnešos. Iegūtie rezultāti pamato nitrātu un citu savienojumu izskalošanās no augsnes riska pieauguma nākotnē, jo klimata mainības attīstības scenāriji mūsu reģionam prognozē karstāku vasaru un siltāku, nokrišņiem bagātāku ziemu.

Diskusija
Discussion

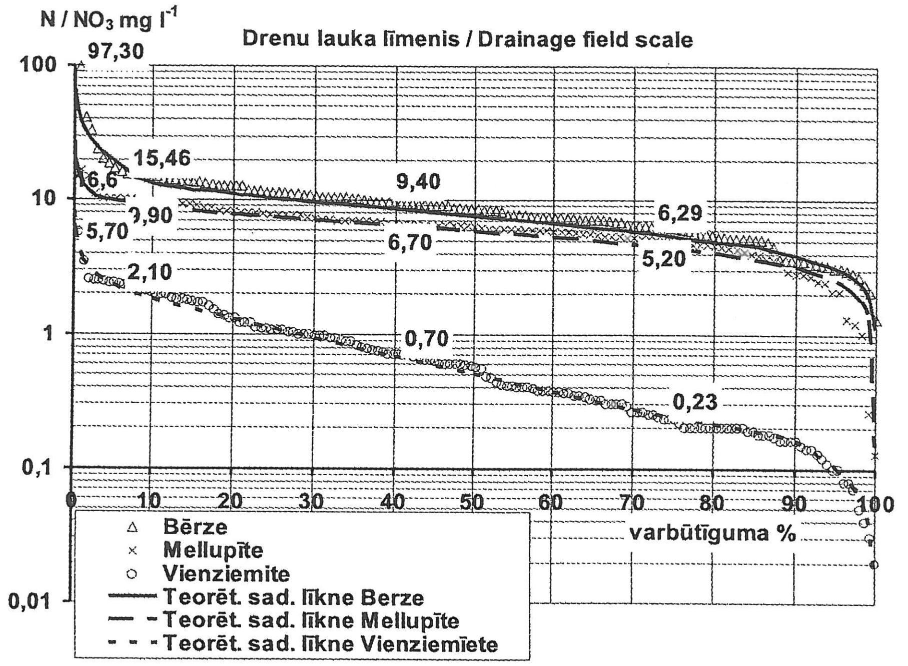
Ilggadīgo (1994. – 2006. g.) datu rindas ir pietiekamas, lai objektīvi varētu spriest par nitrātu koncentrācijām notecē. Taču koncentrācijas būtiski svārstās pa gadiem, sezonām, ir atkarīgas no metroloģisko un citu faktoru nejauša kombinācijas (*Position statement, 2000)* un tādēļ to vidējos lielumus ir grūti salīdzināt un novērtēt. Hidroloģijā ilggadīgu caurplūdumu novērojumu novērtēšanai ūdenstecēs tradicionāli izmanto empīriskās un teorētiskās ilguma līknes (*Zīverts*, 1997). Ilguma līkņu attēlošana logaritmiskā mērogā ļauj uzskatāmi salīdzināt dažādas novērojumu rindas un mainīgu lielumu kopas. Metodes pielietošanai nepieciešams pietiekami liels ilggadīgu novērojumu skaits. Mūsu gadījumā 12 novērojumu gados savākto nitrātu analīžu skaits mazos sateces baseinos un drenu laukos ir robežās no 110 līdz 160, kas uzskatāms par pietiekošu novērojumu rindu salīdzināšanai. Izmantojot šādas ilguma līknes (*Sudars,* *et al.,* 2005) uzskatāmi iespējams attēlot nitrātu savienojumu koncentrāciju atšķirības mazajos sateces baseinos un drenu laukos (11.11. un 11.12. attēls).

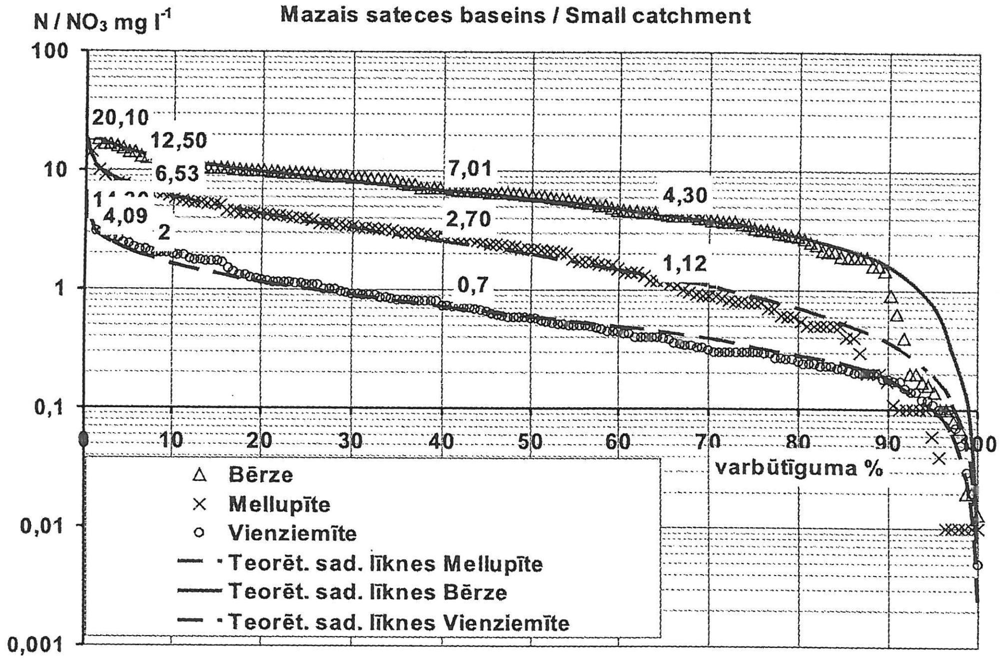
11.11. attēlā līknes parāda nitrātu koncentrāciju notecē no izmēģinājumu lauciņu drenām (noteci veido izskalošanās no augsnes profila), notecē drenu lauka līmenī (noteci veido virszemes un drenu notece) un mazā sateces baseina līmenī, kur, atkarībā no gada perioda, notece var veidoties dažādās proporcijās no virszemes noteces, drenu noteces un pazemes ūdeņu pieplūdes. Mellupītes baseina līmenī un drenu lauka līmenī robežvērtības pārsniegšanas riska varbūtība ir daži procenti. Taču izmēģinājumu lauciņu līmenī, kur drenu notece veidojas no augsnes šķīduma, nitrātu robežvērtības pārsniegšanas risks ir vairāk kā 25% (11.11. tabula).



11.11. att. Ilggadīgi novēroto N/NO^{-1}_3 koncentrāciju ilguma līknes, Mellupīte
Fig. 11.11 Probability distribution curves for N/NO^{-1}_3 concentration, Mellupite site

Līknes 11.12. attēlā parāda nitrātu koncentrācijas baseinu un drenu lauka līmeņos dažādās, pēc lauksaimniecības zemju izmantošanas intensitātes, monitoringa vietās. Zemgalei raksturīgās intensīvās lauksaimniecības apstākļos Bērzes monitoringa stacijā N/NO^{-1}_3 robežvērtību pārsniegšanas riska varbūtība ir 25 % baseina un 12% drenu lauka līmenī. Arī Mellupītes monitoringa stacijā pastāv neliela nitrātu robežvērtības pārsniegšanas riska varbūtība drenu lauka līmenī (3%) un baseina līmenī (1%). Vienziemītes baseinā ekstensīvas lauksaimniecības apstākļos robežvērtību pārsniegšanas risks nepastāv.





11.12. att. Ilggadīgi novēroto N/NO^{-1}_3 koncentrāciju ilguma līknes, Mellupīte

Fig. 11.12 Probability distribution curves for N/NO^{-1}_3 concentration, Mellupite site

11.11. tabula / *Table 11.11*

Nitrātu koncentrācijas pēc teorētiskām ilguma līknēm
Nitrate concentrations from probability distribution curves

Monitoringa vieta / līmenis *Monitoring site / scale*	**N / NO_3^{-1}, mg l^{-1}** Varbūtīgums, % / *Probability, %*						
	1	**5**	**10**	**25**	**50**	**75**	**90**
	Bērze						
Drenu lauks / *drainage field*	36.1	20.1	13.2	10.3	7.6	5.4	3.9
Mazais sateces baseins *small catchment*	19.6	14.7	12.3	8.9	5.8	3.3	1.6
	Mellupīte						
Drenu izmēģinājumu lauki *drainage plots*	28.6	20.1	17.6	13.1	9.4	7.1	5.6
Drenu lauks / *drainage field*	13.2	9.9	8.9	7.4	5.8	4.4	3.2
Mazais sateces baseins *small catchment*	11.4	7.6	5.9	3.7	5.8	4.4	3.2
	Vienziemīte						
Drenu lauks / *drainage field*	3.2	2.1	1.6	1.0	0.6	0.3	0.2
Mazais sateces baseins *small catchment*	3.7	2.3	1.8	1.1	0.5	0.2	0.15

Secinājumi
Conclusions

- Iegūtie ilggadīgu ūdens kvalitātes novērojumu dati (1994–2006. g.) lauksaimniecības noteču monitoringa vietās pierāda, ka virszemes ūdeņu piesārņošanas ar nitrātiem risks ir atkarīgs no lauksaimniecības zemju izmantošanas intensitātes un mērījumu (monitoringa) līmeņa.
- Visaugstākais nitrātu piesārņojuma robežvērtības (11.3 mg l^{-1} N/NO_3^{-1}) pārsniegšanas risks pastāv ūdens noplūdei no augsnes profila. Tālāk, pakāpeniski augu barības vielu aiztures *(retention)* procesos notiek nitrātu koncentrāciju samazināšanās. Mazā sateces baseina līmenī nitrātu piesārņojuma risks jau ir ievērojami zemāks.
- Nitrātu robežvērtības pārsniegšanas riska analīze pierāda lauksaimniecības izsauktā piesārņojuma riskam pakļauto teritoriju (Bauskas, Dobele, Jelgavas un Rīgas rajoni) noteikšanas pamatotību. Nākotnē, pieaugot lauksaimniecības intensitātei un nitrātu piesārņojuma riskam, arī citos rajonos vajadzēs pārskatīt riskam pakļauto teritoriju robežas.
- Realizējoties klimata mainības scenārijiem (karstākas, sausākas vasaras un siltākas, nokrišņiem bagātas ziemas) pieaugs nitrātu un citu savienojumu izskalošanās risks no augsnes.

Izmantotie avoti
References

1. Bušmanis, P., Jansons, V. (eds.) (1999). Code of Good Agricultural Practice for Latvia. LLU, Jelgava. 96 pp.
2. Deelstra, J., Vagstad, N., Loigu, E., Iital, A., Jansons, V., Abramenko, K., Sileika, A.S. (2004). The GEF - Baltic Sea regional project – monitoring and assessment of non-point source pollution. Selected articles of XXIII Nordic Hydrological Conference, Tallinn, Estonia 8-12 August 2004. Tartu. 2004. Volume II. pp 393-405.
3. Deelstra, J., Abramenko, K., Vagstad. N., Jansons. V. Scale issues, hydrological pathways, and nitrogen runoff from agriculture – results from the Mellupite catchment, Latvia. Proceedings of. 3rd International SWAT Conference, July 11-15, 2005, Zurich, pp.390-397.
4. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities. 22.12.2000. pp. L327/1-L327/72.
5. HELCOM. (2003a). The Baltic Marine Environment 1999 – 2002. Baltic Sea Environment Proceedings No. 87. 48. pp.
6. HELCOM. (2003b). Executive Summary of the Fourth Baltic Sea Pollution Load Compilation. (PLC-4). 12 pp.
7. HELCOM. http://www.helcom.fi:10080/dps.html (Resurss apskatīts 11.04.2007)
8. Implementation of Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. Synthesis from year 2000 Member States reports. (2002). ISBN 92-894-4103-8. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities. 51 pp
9. Ital, A., (2005). Monitoring of Surface Water Quality in Small Agricultural watersheds. Dissertation. Tallinn University of Technology. Tallinn. Estonia. 109 pp.
10. Jansons , V., Kārkliņš, A., Kiršteina, D., Bušmanis, P. (2005). Lauksaimniecības un vides riska modelēšana ar ĢIS metodēm (GIS application for modelling of environmental risk of agriculture]. Monogrāfija: Riski lauksaimniecībā un privātajā mežsaimniecībā. LLU/RTU DITF, Jelgava. 363-384 lpp. (in Latvian).
11. Jansons V. (1996). Lauksaimniecības noteču monitorings Latvijā Monitoring of agricultural run-off in Latvia]. LLU raksti Nr. 6 (283), Jelgava, 109-115. lpp. (in Latvian).
12. Jansons, V. Latvian monitoring programme. TemaNord 1998:575. Measuring runoff and nutrient losses from agricultural land in Nordic countries.1998. Editors L. Øygarden and P. Botterweg. Jordforsk/Centre for Soil and Environmental Research, Norway, pp. 82-84.
13. Kyllmar, K., Carlsson, C., Gustafson, A., Ulen, B., Johnsson H. Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden. Characterisation and trends. Agriculture, Ecosystems and Environment 115 (2006) 15 – 26.

14. European Commission, Directorate-General for Agriculture. (2003). Agriculture and the Environment. ISBN 92-894-6406-2, 12 pp
15. LVA. Lauksaimniecības noteču (noplūdes) monitoringa rokasgrāmata. (2003). 34. lpp. LVĢMA mājas lapa http://www.meteo.lv/public/27998.html, (Resurss apskatīts 10.05.2007)
16. LR MK noteikumi Nr 531. (18.12.2001. ar papildinājumiem 16.03.2004 un 27.12.2005), "Par ūdens un augsnes aizsardzību no lauksaimnieciskās darbības izraisītā piesārņojuma ar nitrātiem".
17. Nitrate Directive No 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. 31.12.91. pp. L375/1-L375/8.
18. Nitrate Directive (91/676/EEC): status and trends of aquatic environment and agricultural practice – Development guide for Member State's reports. Luxemburg, Office for Official publications of the European Communities. 2000. 42 pp.
19. Nitrate Commission (2003). Draft Guidelines for the Monitoring required under the Nitrates Directive, updated 26/03/2003. Nitrate Commission. Brussels.
20. Position statement on Agricultural nutrient Management and Environment Quality. (2000) Soil Science Society of America. Madison WI, USA, 2 pp.
21. Sudars, R., Jansons, V., Kļaviņš, U., Dzalbe, I.. (2005). Intensīvas lopkopības ietekme uz ūdens vidi [Impact of the intense animal farming on water environment]. Latvijas lauksaimniecības universitātes raksti. Jelgava. Nr 15 (310), 2005. 40. - 49.lpp. (in Latvian).
22. Vagstad N., Stalnacke P., Andersen, H.E., Deelstra, J., Gustafson, A., Ital, A., Jansons, V., Kyllmar, K., Loigu, E. and Rekolainen, S. (2001) Nutrient Losses from Agriculture in the Nordic and Baltic Countries. TemaNord 2001: 591. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, ISSN 0908-6692. 74 pp.
23. Vagstad, N., Deelstra, J., Loigu, E ., Iital, A., Jansons, V. and Sileika, A.S. (2001). Monitoring and assessment of non-point source pollution - Baltic Sea Regional Project.. Jordforsk - Norwegian Centre for Soil and Environmental Research. Project No 3348. Report 36/01. 49. pp.
24. Zīverts, A., Jauja I. Mathematical Model of Hydrological Processes METQ98 and its Applications.- Nordic Hydrology,30 (2),1999, pp.109-128.
25. Zīverts, A. (1997) Ievads hidroloģijā. LLU, Jelgava, 111 lpp.