



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL
EHITUSTEADUSKOND

Keskkonnatehnika instituut

PÕLLUMAJANDUSLIKU FOSFORI HAJUKOORMUSE VÄHENDAMINE KASUTADES FILTERMATERJALI

ABATEMENT OF PHOSPHORUS FROM DIFFUSED AGRICULTURAL SOURCES
WITH CALCIUM BASED FILTERS

EKE 60 LT

Üliõpilane: **Heidi Tiikoja**

.....

Juhendaja: **Prof. Arvo Iital**

.....

Tallinn, 2015.a.

Olen koostanud lõputöö iseseisvalt.
Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite
tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt
pärinevad andmed on viidatud.

..... (töö autori allkiri ja kuupäev)

Üliõpilase kood:

Töö vastab magistritööle esitatud nõuetele

..... (juhendaja allkiri ja kuupäev)

Kaitsmisele lubatud (kuupäev)

Kaitsmiskomisjoni esimees (allkiri)

LÕPUTÖÖ ÜLESANNE

Üliõpilase kood	105167 EAKI
Keskkonnakorralduse õppesuuna	
üliõpilasele	HEIDI TIIKOJA
Lõputöö kood:	EKE 60 LT
Lõputöö juhendaja:	ARVO IITAL
Lõputöö teema:	

PÕLLUMAJANDUSLIKU FOSFORI HAJUKOORMUSE VÄHENDAMINE KASUTADES FILTERMATERJALI

*ABATEMENT OF PHOSPHORUS FROM DIFFUSED AGRICULTURAL
SOURCES WITH CALCIUM BASED FILTERS*

Lõputöö teema kehtivusaeg: 31.09.2015

Lähteandmed:

- Linnamäe pilootprojekti veekvaliteedi ja äravoolu seire andmed;
- HELCOM;
- Varasemad analoogsed uuringud fosforfiltritest;
- Eesti Maaelu Arengukavad, veemajanduskavad jm töö seisukohast muud olulised kirjandusallikad.

Lõputöö sisu:

1. Ülevaade Läänemere ja Eesti veekogude seisundist ning peamistest meetmetest fosforisisalduse vähendamiseks.
2. Metoodika ja kogemused fosforfiltrite kasutamisest maailmas, erinevate tulemuste esitus.
3. Antud pilootprojekti iseloomustus.
4. Tulemuste esitus ja analüüs.

Seletuskiri:

Kokkuvõte eesti keeles:

Käesoleva töö eesmärk on uurida filtermaterjale kui potentsiaalset meetodit põllumajandusliku fosfori hajukoormuse vähendamiseks. Uurimise all olevad materjalid on GBS (granuleeritud põletusahju räbu), *Polonite* ja *Filtralite-P*. Töö aluseks võetud andmestik pärineb Läänemaal Oru vallas teostatud pilootprojekti mõõtetulemustest. Töös on esitatud tulemuste analüüs ning antud hinnang filtermaterjalide potentsiaalile.

Resümee inglise keeles:

The aim of the study is to discuss different Ca-based filter materials as a potential method in reducing phosphorus from diffused agricultural sources. The compared materials include GBS (granulated blast furnace slag), *Polonite* and *Filtralite-P*. The study is based on the pilot-scale project conducted at Linnamäe, Estonia during the period of July 2013 until December 2014. The analysis of the results as well as initial evaluation is presented.

Graafiline materjal:

Lõputöö konsultandid:

Töö osa nimetus	Konsultandi nimi	Konsultandi allkiri	Kuupäev
-----------------	------------------	---------------------	---------

.....
.....

Lõputöö väljaandmise kuupäev:

Juhendaja:	Arvo Iital	
Ülesande vastu võtnud:	Heidi Tiikoja	

Sisukord

Sissejuhatus.....	7
1 Nõuded toitainete koormuse vähendamiseks Läänemere regioonis ja Eestis.....	8
1.1 Toitainete koormus Läänemerele	9
1.2 Eesmärgid Läänemere toitainete koormuse vähendamiseks	10
2 Fosfori sisaldused ja suundumused põllumajanduslikes valglates	13
2.1 Fosfor põllumajanduslike valglate jõgedes	14
2.2 Fosfori sisaldused drenivees.....	15
3 Peamised meetmed fosforisisalduse vähendamiseks ja ärakande kontrolliks drenivees	18
3.1 Puhvertsoonid, veekaitsevööndid.....	19
3.2 Tehismärgalad, settebasseinid	21
3.3 Sõnniku laotamise ajastus ja sobiva tehnika kasutamine	22
3.4 Muud seadusandlikud nõuded	23
4 Fosforfiltrite kasutamise metoodika ja kogemusi maailmast.....	25
4.1 Fosforfiltrite kasutamise metoodika.....	25
4.2 Fosforfiltrite kasutamise kogemused maailmast	27
4.2.1 Fosforfiltrite Filtralite-P, GBS ja <i>Polonite</i> tulemused laboratoorsetel katsetustel.....	28
4.2.2 Fosforfiltrite Filtralite-P, GBS ja <i>Polonite</i> tulemused põllutasandi katsetustel.....	29
4.2.3 Veel uuritud filtermaterjale.....	31
5 Fosforfiltrite pilootprojekt Oru vallas	34
5.1 Seireala üldiseloomustus	34
5.2 Projekti eesmärk.....	36
5.2.1 Kasutatud filtrite valik	36
5.2.2 Seire/metoodika	40

5.2.3	Valemid ja arvutuskäigud	40
5.3	Tulemused ja võrdlus mujalt kogutud andmetega.....	42
5.3.1	Fosfori kontsentratsioonid filtrites	43
5.3.2	Fosfori ärastamise tõhusus	48
	Kokkuvõte.....	53
	Summary	55
	Kasutatud kirjandus	57
	Lisad.....	62

Sissejuhatus

Põllumajanduse intensiivistumine põhjustab sealt pärinevate toitainete, eelkõige fosfori ja lämmastiku, koormuse suurenemise veekogudele. Valdav osa toitainete koormusest jõuab Läänemere jõgedega. Veega Läänemere jõudev fosfori koormus näitab Eestis vähenemistrendi, mis on arvatavasti põhjustatud punktreostusallikate koormuse alanemisest. Viimane tingib hajukoormuse osakaalu suurenemise, mistõttu on oluline pöörata tähelepanu just hajukoormusest, eriti aga põllumajanduslikust hajukoormusest pärit fosfori koguste vähendamisele.

Et saavutada Läänemere hea keskkonnaseisund vastavalt HELCOM tegevuskava, Vee Raamdirektiivi jt nõuetele, on uuritud erinevaid toitainete koormuste vähendamise meetmeid. Kuigi rakendatavaid meetmeid on palju, pole Eesti tingimustes nende kõigi kasutamine võimalik. Samuti pole siiani rakendatud meetmed avaldanud piisavat mõju fosfori kontsentratsioonide vähendamisele veekogudes. Fosforfiltreid, kui ühte potentsiaalset meetet, on laboratoorselt uuritud juba pikemat aega, kuid põllutasandil on katseid läbi viidud vähe. USA-s, Rootsis ja Soomes teostatud uuringutest selgus, et filtermaterjalidel on potentsiaali vähendada dreniveest fosforit. Ka Eestis on põllutasandil teostatud pilootprojekt, mis annab esmast ülevaadet filtrite võimalikust potentsiaalist.

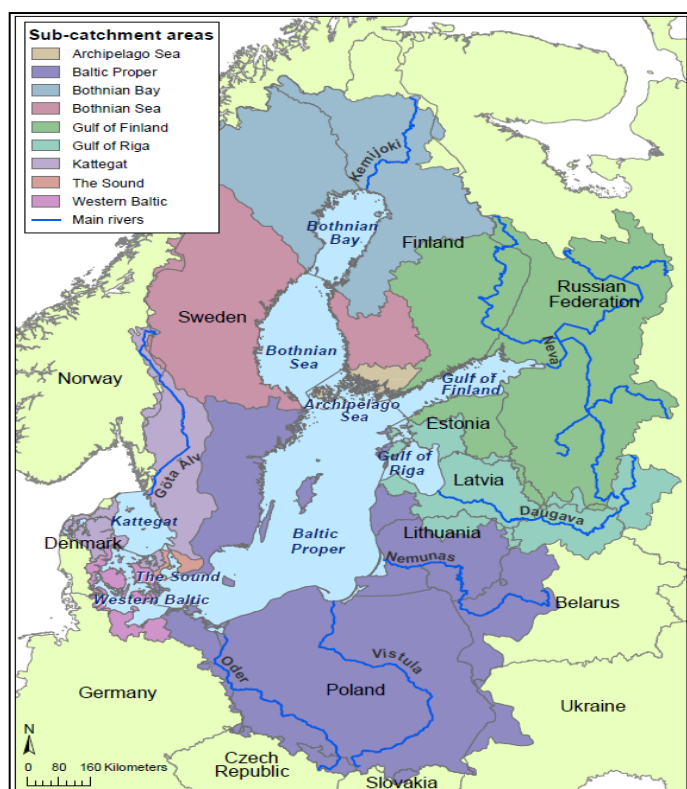
Käesoleva töö eesmärgiks on hinnata Eestis filtermaterjalide potentsiaali fosfori sisalduse ja hajukoormuse vähendamisel põllumajandusmaastike kuivendusvees. Kuna analoogseid katseid on maailmas läbi viidud suhteliselt piiratult, siis antud töö tulemused ja nende analüüs annavad edaspidiseks kasulikku teavet meetme rakendamise võimalikkusest. Teostatud analüüs tugineb Läänemaal Oru vallas läbi viidud pilootprojekti andmestikul, mille alusel on antud hinnang kasutatud filtritele.

Siinkohal avaldan tänu oma juhendajale, professor Arvo Iitalile, juhendamise ning koostöö eest. Samuti olen tänulik oma lähedastele toetuse ja kannatlikkuse eest.

1 Nõuded toitainete koormuse vähendamiseks

Läänemere regioonis ja Eestis

Läänemeri on habras ja unikaalne, mis oma valgla suurusega 1 729 500 km² [1] ja umbes 85 miljoni elanikuga on suurel määral mõjutatav inimtegevusest (Joonis 1). Suur rahvastikutihedus, kõrgelt arenenud põllumajandus- ja transpordisektor ning energia tootmine põhjustavad toitainete, eelkõige lämmastiku ja fosfori, suurenenud koormuste sisenemise Läänemeresse [2].



Joonis 1 Läänemere valgla, alamvalglate jaotus ja suuremad jõed [2].

Läänemere tundlikkus eutrofikatsioonile on tingitud kahest peamisest põhjusest. Esiteks, Läänemeri on peaaegu suletud, vähesoolane veekogu, kus veevahetus on aeglane ning seetõttu sügavamates nõgudes ei toimu hapnikuvahetust. Teiseks, vertikaalne kihistumine takistab samuti hapnikuvahetust ning sügavamad kihid jäävad seetõttu hapnikuvaegusesse, mis kutsub esile fosfori vabanemise põhjasetetest [2].

Eutrofikatsioon on üks suuremaid probleeme Läänemeres alates 20. sajandi algusest. Seda iseloomustab [3]:

- vetikate kiire kasv - ohjeldamatu niitjate vetikate ja fütoplanktoni õitseng;
- üleliigse orgaanilise aine tootmine;
- hapniku tarbimise kasv;
- hapniku puudus toitainete sisekoormuse tõttu;
- veeorganismide, sh kalade surm.

Peamised eutrofikatsiooni põhjustavate toitainete allikad on [1]:

- atmosfääri emissioon;
- punktreostusallikad;
- antropogeensed hajukoormusallikad, mis pärinevad peamiselt põllumajandusest;
- looduslik taustkoormus.

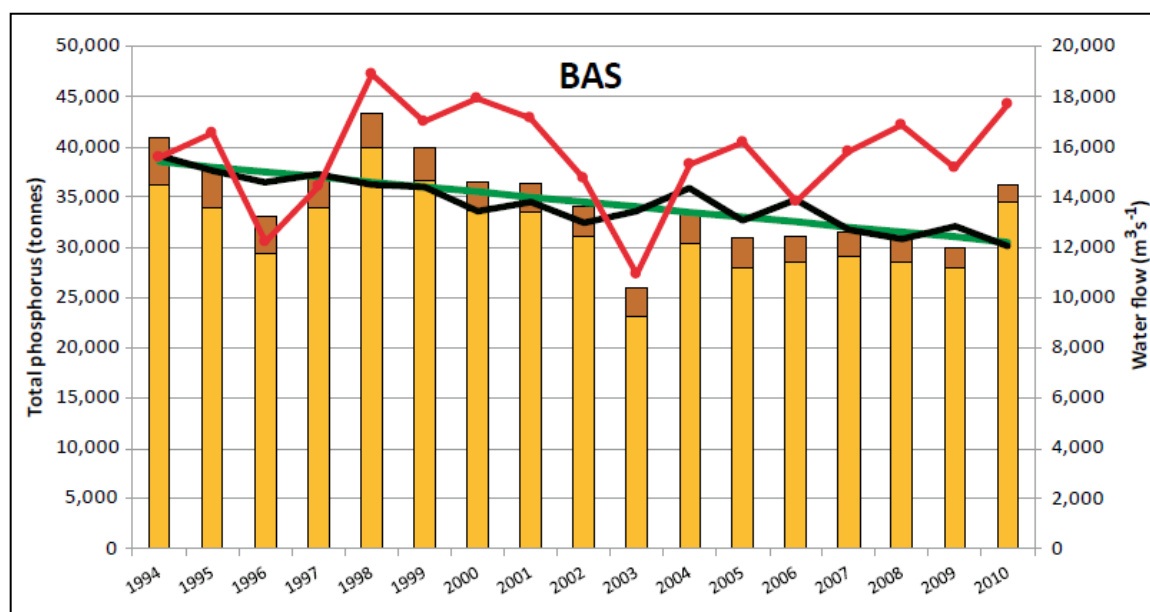
Üheks oluliseks fosforiallikaks on ka veekogu põhjasetted, kus fosfor vabaneb hapnikuvaestes tingimustes [1].

HELCOM võttis 2007. aastal vastu tegevuskava, millega liikmesriigid, k.a Eesti, kohustusid oluliselt vähendada Läänemere koormust fosfori, lämmastiku ja ohtlike ainete osas. Läänemere tegevuskava lõppeesmärgiks on merekeskkonna hea seisundi saavutamine aastaks 2021 [4]. Euroopa Liidu Veepoliitika Raamdirektiiv seab veekaitse eesmärgiks veekogude hea seisundi saavutamise 2015. Aastaks [5]. Kuna rannikuvesi on osa Läänemerest, siis sõltub rannikuvee seisund mitte ainult maismaalt tulevast koormusest, vaid ka avamere seisundist. Seega ei ole rannikuvee hea seisundi saavutamine reaalne enne, kui Läänemeri saavutab hea seisundi [4].

1.1 Toitainete koormus Läänemerele

HELCOM andmete põhjal oli 2010. aastal vee ja õhu kaudu kogu Läänemerre sisenevate toitainete kogused 977 000 tonni lämmastikku ja 38 300 tonni fosforit. Atmosfäärne fosfor moodustas 5% kogu fosfori sisendist Läänemerre [6]. Kuna atmosfäärse fosfori emissioone ei teata hästi ning ükski riik fosfori sadenemist ei modelleeri, siis kasutatakse kokkulepitult Läänemere sadenemiskoormusena piirväärtust 5 kgP/km² kohta. Peamised

atmosfäärsed fosforisisendid pärinevad maa pealt õhu kaudu leviva tolmu, õietolmu, bioloogilise materjali osakestena jm [1].



Joonis 2 Veega Läänemerre (BAS) jõudev fosfori kogus (tonnides). Normaliseeritud (vooluhulgaga keskmistatud) aastane veekaudne fosforisisend on tähistatud musta joonega, selle trend roheline joonega. Punane joon näitab vee vooluhulka (m^3/s), tumepruun tulp on punktallikate otsekoormus, helepruun jõgede koormus [1].

Fosforikogused jõuavad Läänemerre peamiselt veekaudse sisendina. Veega kanti Läänemerre 2010. aastal 36 200 tonni fosforit (Joonis 2). Kõige suuremad saastajad olid Poola ja Rootsi, kes panustasid üle poole kogu merre sisenevast fosforist ning kõige väiksem fosforikogus tuli Eesti ja Saksamaa poolt - ligi 2% kogu sisendist [1]. Veega Läänemerre kantud fosforikogused näitavad vähenemise trendi. Sisendite trend merre erineb aga riikide ja Läänemere erinevate osade kaupa [6].

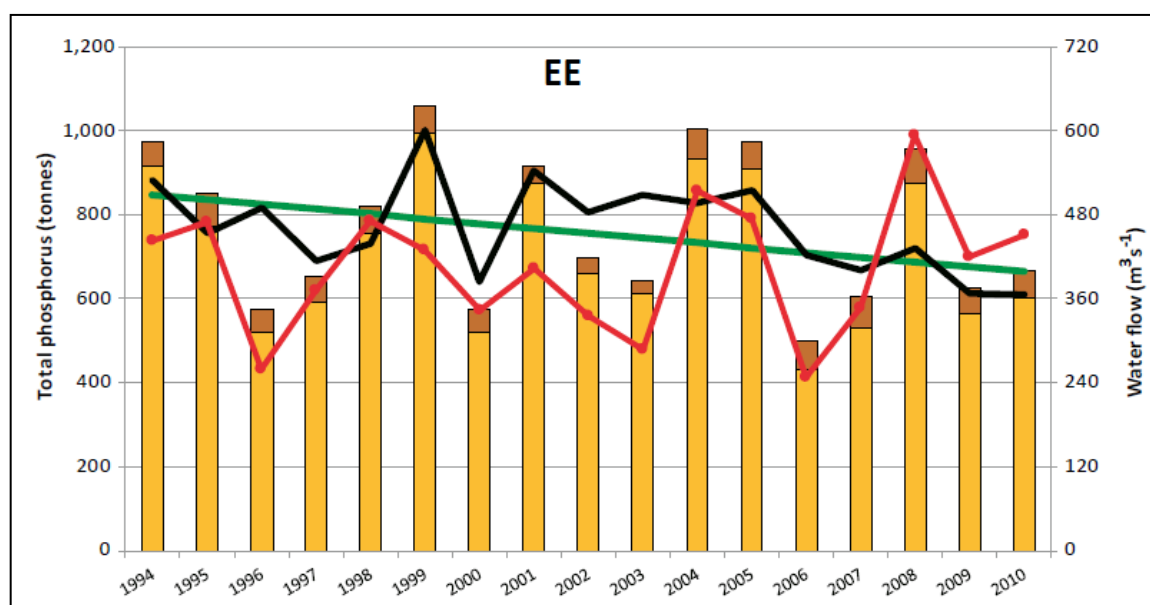
1.2 Eesmärgid Läänemere toitainete koormuse vähendamiseks

2013. aastal HELCOM Kopenhaageni ministrite koosolekul võeti Läänemere tegevuskava raames vastu uued maksimaalsed lubatavad toitainete sisendkoormused Läänemerre. Selle kohaselt umbes 21 700 tonni fosfori ja 792 200 tonni lämmastiku aastase koormuse korral on võimalik saavutada Läänemeres hea keskkonnaseisund [1]. Maksimaalsed koormused on määratud ka erinevatele Läänemere osadele, näiteks Soome

lahes on maksimaalne lubatud aastane fosforikoormus 3600 tonni ja Liivi lahes 2020 tonni [7].

Aastatel 2008 - 2010 oli vooluhulgaga keskmistatud koormus Soome lahte 6478 tonni ja Liivi lahte 2341 tonni. Võttes arvesse maksimaalseid lubatud aastaseid fosforikoormusi, tuleks Soome lahes fosforikoguseid vähendada 2909 tonni ning Liivi lahes 689 kg (aluseks on võetud 2010. aastal tegelik fosforikoormus Liivi lahte 2883 tonni) [1,7].

Eestist pärit normaliseeritud fosforikoormus Läänemerre aastatel 1997 - 2003 (referentsperiood) oli 804 tonni. Aastatel 2008 - 2010 oli keskmine normaliseeritud fosforikoormus Läänemerre vaid 648 tonni. Seega on Eesti suutnud fosforikoguseid võrreldes referentsperioodiga vähendada 19% ehk 156 tonni võrra (Joonis 3) [1].



Joonis 3 Veega Läänemerre jõudev fosfori kogus Eesti (EE) poolt (tonnides). Normaliseeritud aastane veekaudne fosforisisend on tähistatud musta joonega, selle trend roheline joonega. Punane joon näitab vee vooluhulka (m^3/s), tumepruun tulp on otsene sisend, helepruun jõgedekaudne sisend [1].

Samas Eestis läbi viidud uuringust toitainete kontsentratsioonide kohta Eesti jõgedes selgus, et seireperioodil 1984 - 2006 oli fosfori kontsentratsioonide statistiliselt usaldusväärset trendi märgata 53-st seirelävendist ainult 20-nes. Nendest 13-nes seirelävendis ilmnas langev ning seitsmes tõusev trend. Kuna enamikes seirelävendites

kindlat trendi ei täheldatud ning fosfori kontsentratsioonid olid suhteliselt stabiilsed seireperioodi vältel, siis veega Läänemerre jõudvat fosforikoormust on Eesti suutnud vähendada arvatavasti reoveekäitluse ja puhastuse tõhustamisega - uued puhastustehnoloogiad, renoveeritud suuremate linnade ja asulate puhastusseadmed, täiustatud tootmisprotsessid ning suurenenud saastetasud [8,9].

HELCOM Läänemere tegevuskava (HELCOM, 2007) kohaselt pidi Eesti vähendama aasta keskmist fosforikoormust vähemalt 220 ja lämmastiku koormust 900 tonni võrra, et panustada Läänemere hea veekvaliteedi seisundi saavutamisse [10]. 2013. aastal HELCOM ministrite koosolekul võeti aga vastu uued eesmärgid, mille kohaselt peab Eesti vähendama aastast fosforikoormust Läänemerre 320 tonni võrra [11].

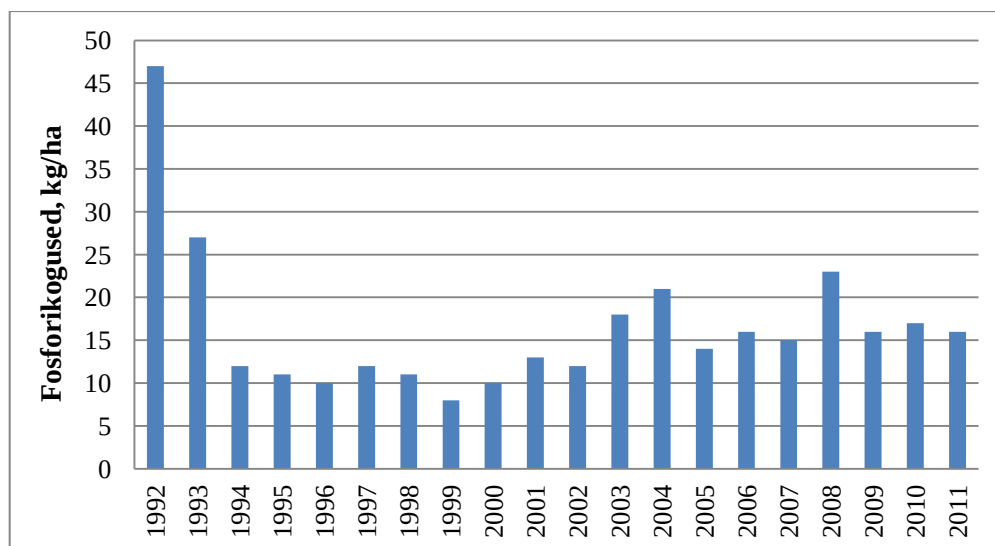
Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika instituudi 2010. aasta uurimustööst selgus, et Eestis ei ole toitainete vähenemise potentsiaal kõrge võrreldes Läänemere tegevuskavas nõutavate tasemetega. Fosfori punktkoormust rannikumererele ja siseveekogudele on võimalik vähendada kuni 68 tonni võrra [12]. Sellest tingituna on vajalik edasine toitainete koormuse vähendamine hajusatest allikatest. Kuna põllumajanduslik hajukoormus on üks suuremaid toitainete allikaid Läänemerre, moodustades umbes 33% fosfori hajukoormusest Eesti siseveekogudele, on antud valdkond hajukoormuste vähendamise seisukohast prioriteetne [3,10].

2 Fosfori sisaldused ja suundumused põllumajanduslikes valglates

Veekogude toitainete koormuse survetegurid jagunevad punkt- ja hajureostusallikateks. Punktreostusallikateks on heitveelasud (sh kalakasvandused, reoveepuhastid), mis on tavaliselt looduses selgelt positsioneeritavad [13]. Hajureostusallikad pärinevad kindla asukohata allikatest, näiteks põllu- ja metsamajandusest, maavarade kaevandamisest, turbatööstusest, sademeveest (asulate, tööstuse, farmide territooriumilt ja teedelt äravoolav vesi), kanaliseerimata hajaasustuse elanikkonnalt tulenevast koormusest jm [4].

Hajukoormus, eriti põllumajanduslik hajukoormus, on nii Eestile kui ka tervele Läänemere regiooni veemajandusele oluline survetegur. See moodustab Eestis ligikaudu 78% fosfori kogukoormusest ning põllumajanduslik hajukoormus keskmiselt 20% fosfori hajukoormusest siseveekogude [4]. Tallinna Tehnikaülikooli poolt 2010. aastal tehtud uuringu kohaselt oli kogu hajukoormus siseveekogudele 2009. aastal hinnanguliselt 710 tonni, millest põllumajanduskoormus (sh kaod sõnnikuhoidlatest) moodustas 30% [5,12]. Näiteks 2011. aastal oli põllumajandusliku hajukoormuse osakaal siseveekogudele fosfori osas 33% [10]. Hajukoormus sõltub suuresti antud aasta sademete hulgast, põllumajanduses kasutatud väetiste kogustest ning koristatud saagi suurusest [4].

Väetiste kasutamine on võrreldes 1992. aastaga Eestis märgatavalt langenud (Joonis 4). Vaatamata sellele, et 2000-ndatest aastatest alates on väetiste kasutamine taas vaikselt tõusumärke näidanud, jäävad keskmised tasemed siiski madalale [12]. Taimed suudavad väetistega antud toiteelemente omastada vaid teatud määral, ülejäänud osa seotakse mulla poolt või läheb kaduma (leostub või lendub). Eestis on fosfori kadu leostumise teel 0,1% väetisega antud kogustest [14].



Joonis 4 Mineraalväetistega pinnasesse viidud fosfor (kg/ha) perioodil 1992 - 2011. Fosforikogused on arvestatud oksiidina [15].

Kuigi väetamine Eestis on pikema perioodi peale suuresti vähenenud, siis veekogudes fosfori sisaldustes pole viimase 15 aasta jooksul olulist vähenemistrendi täheldatud, mis viitab fosforisisalduste pikale viibeaajale väetistarbe järsu vähenemise ja viimase veekogudes avaldumise vahel [16]. Seetõttu sõltuvad fosfori kontsentratsioonide muutused põllumajanduslike valglate jõgedes paljuski fosfori ärakandest põllult veekogudesse [16,17].

2.1 Fosfor põllumajanduslike valglate jõgedes

Fosforisisalduste suundumuste jälgimine on vajalik, et märgata millal muutused põllumajandustootmises ja rakendatud toitainete koormuse vähendamise meetmetes avalduvad põllumajanduslikes jõgedes. Kuna väikesed põllumajanduslikud valglat on koormuste tekkekoha vahetus läheduses, siis andmed põllumajanduslikest jõgedest ja ojadest on üha rohkem keskkonnateadlaste huviorbiidis.

Skandinaavia ja Balti riikides on uuritud fosfori kontsentratsioonide ja koormuse trendi põllumajanduslike valglate jõgedes. Uurimise all oli 34 valglat seitsmest riigist perioodil 10 (2002 - 2011) kuni 21 aastat (1989 - 2009). Tulemused näitavad suurt varieeruvust üldfosfori kontsentratsioonides ja ärakandes. Näiteks pikaajaline aasta keskmine üldfosfori koormus varieerus vahemikus 0,09 - 7,5 kgP/ha. Üldfosfori aasta keskmised

konsentratsioonid jäid seireperioodil aga vahemikku 0,04 - 0,68 mgP/l. Eesti põllumajanduslikes jõgedes seiratud üldfosfori konsentratsioonid jäid vahemikku 0,044 - 0,095 mgP/l ning lahustunud fosfori konsentratsioonid 0,023 - 0,065 mgP/l.

Uuritud valglatest ainult kuus näitasid üldfosfori koormuse statistiliselt usaldusväärset langevat trendi ning üks valgla tõusvat trendi. Kaheksas valgla täheldati langevat trendi üldfosfori konsentratsioonides. Valglate fosforkoormuste ja -konsentratsioonide langev trend on arvatavasti seotud vähenenud punktallikate koormuse ja tõhusama väetisekasutusega.

Statistiliselt usaldusväärsete trendide vähesus võib olla seletatav vee äravoolu dünaamikaga. Suurenenud vee äravool võib põhjustada fosfori konsentratsiooni tõusu ja suurendada mullaosakestega seotud fosfori ärakannet. Seejuures varieerub vee äravool suuresti aastaegade ja ka aastate lõikes. Samas on täheldatud, et seos äravoolu dünaamika ja fosfori koormuse vahel on kehtiv just suurema ärakande korral - valglatel, kus keskmine aastane fosforikoormus seireperioodil oli alla 1 kgP/ha, oli ainult 18% üldfosfori koormuse varieeruvusest seletatav äravoolu dünaamikaga.

Kuigi statistiliselt usaldusväärseid trende oli vähe, siis uuringu tulemused näitavad, et vajalik on ulatuslikumate fosforikoormuse mõju vähendamise strateegiate kasutuselevõtt, mis võib märgatavalt parandada vee kvaliteeti väikestes põllumajanduslikes jõgedes [18].

2.2 Fosfori sisaldused drenivees

Eesti kliimatingimustes peab olema tagatud maaparandussüsteemide nõuetekohane toimimine üle poole põllumajandusmaal ja umbes poolel metsamaal, et seda maad saaks sihipäraselt kasutada. Eelnevatel aastatel on kasutusel olevast põllumajandusmaast kuivendatud 420 000 ha ehk umbes pool, mille kuivendussüsteemide toimimisvõime tuleb säilitada. Maaülikooli poolt 2005. aastal teostatud maaparandusuuringu tulemustest selgus, et kuivendatud põllumajandusmaast on 11% heas, 63% rahuldavas ja 26% puudulikus kuivendusseisundis [19].

Dreeniveed annavad keskkonnavalast informatsiooni väikeste põllumassiivide, põllumajandustava ja tootmise intensiivsuse kohta. Fosfori ärakande selgitamiseks on vajalikud andmed dreenivee äravoolust ja kvaliteedist. Neid andmeid kogutakse vastava seire raames [16].

Eesti Põllumajandusuuringute Keskus on üle kümne aasta uurinud toiteelementide kontsentratsiooni dreenivees järgnevatel seirepõldudel (Tabel 1) [8,17]:

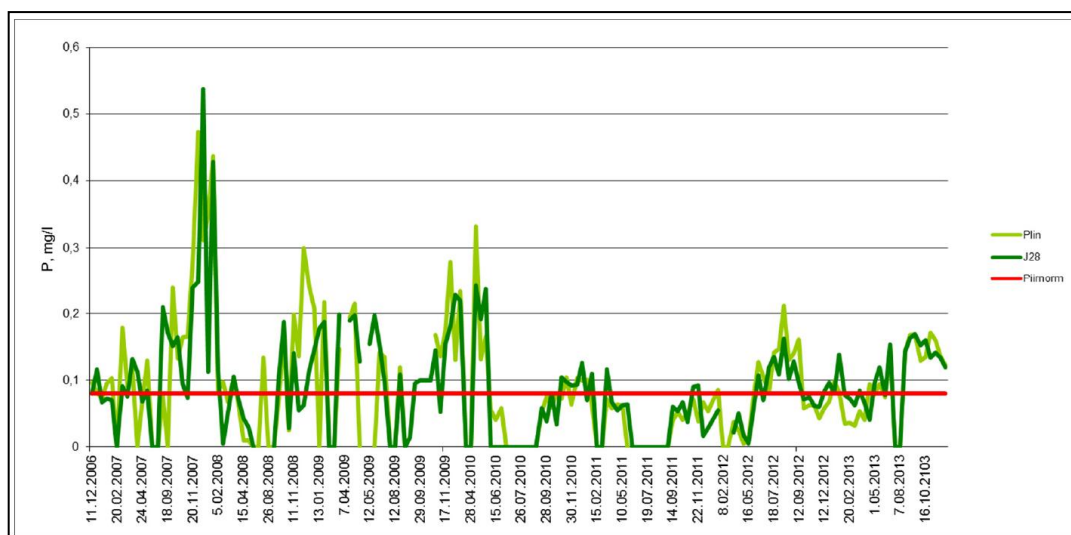
- Tartumaal (seirepõllud T1 ja T2), tootmistüüp KSM;
- Läänemaal (seirepõllud J28 ja P_{lin}), tootmistüüp KSM;
- Läänemaal (seirepõld LA), tootmistüüp MAHE;
- Raplamaal (K1), tootmistüüp ÜPT.

Seirepõldudel tootmine varieerus tavatootmisest (ÜPT) keskkonnasõbraliku majandamise (KSM) ja mahepõllumajandusliku tootmiseni (MAHE) [8].

Tabel 1 Seireperioodide keskmised fosforisisaldused (mg/l) dreenivees aastatel 2006 - 2013 [17].

P, mg/l	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13
T1 (KSM)	0,12	0,07	0,20	0,16	0,11	0,11	0,15
T2 (KSM)	0,10	0,06	0,18	0,11	0,11	0,08	0,08
P _{lin} (KSM)	0,10	0,18	0,17	0,16	0,08	0,08	0,07
J28 (KSM)	0,09	0,16	0,14	0,15	0,08	0,07	0,08
K1 (ÜPT)	0,06	0,09	0,11	0,10	0,04	0,08	0,09
LA (MAHE)				0,19	0,13	0,14	0,18

Fosforisisalduse poolest on pinnaveekogumite seisundiklasside hea ja kesise kvaliteediklassi piirväärtus 0,08 mgP/l. Pinnaveekogumite seisundiklassidega võrreldes jäi aruandeperioodil fosfori kontsentratsioon enamikes dreeniveest võetud veeproovides kesisesse või halba kvaliteediklassi. Veeproovide keskmise fosforisisalduse poolest jäi seireperioodil heasse kvaliteediklassi vaid Läänemaa (seirepõld J28) dreenivesi (Joonis 5, Tabel 1) [17].



Joonis 5 Fosfori sisaldus (mg/l) Läänemaa seirepõldude (P_{lin} , J28) drenivees perioodil 2006 - 2013 [17].

Eesti põllumajanduslike valglate jõgedes on üldfosfori kontsentratsioonid üldiselt madalad, varieerudes 90% tõenäosusega vahemikus 0,043 - 0,135 mgP/l. See teeb pikaajalise keskmise äravoolu (280 mm) korral üldfosfori aastaseks ärakandeks 0,12 - 0,38 kgP/ha (Tabel 2). Rasketel savimuldadel (mis on iseloomulikud Lääne - Eestis) võib fosfori ärakanne ulatuda isegi 1,0 kgP/ha/a, sõltumata põllumajanduse intensiivsuse tasemest [8].

Tabel 2 Fosfori ärakanne (kg/ha) seirepõldudelt aastatel 2006 - 2013 [17].

P, mg/l	2006/07	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13
T1 (KSM)	0,30	0,13	0,22	0,03	0,06	0,11	0,12
T2 (KSM)	0,13	0,08	0,25	0,24	0,09	0,11	0,14
P_{lin} (KSM)	0,19	0,56	0,38	0,10	0,11	0,24	0,46
J28 (KSM)	0,18	0,64	0,30	0,28	0,17	0,21	0,10
K1 (ÜPT)	0,14	1,08	0,75	0,29	0,03	0,22	0,40
LA (MAHE)					0,03	0,07	0,15

Kuna Linnamäe seireala asub Läänemaa seirepõldude läheduses, siis antud keskmised fosfori kontsentratsioonid ja ärakande väärtused drenidest on võrreldavad Linnamäelt saadud seiretulemustega.

3 Peamised meetmed fosforisisalduse vähendamiseks ja ärakande kontrolliks drenivees

Veekogude hajukoormus tekib enamasti põllumajandustootmise käigus [20]. Kuna toitainete kaod hajusatest põllumajanduslikest allikatest muutuvad üha aktuaalsemaks, siis erinevad kulutõhusad insenerlahendused, näiteks märgalad, settebasseinid fosfori setitamiseks, põhjavee taseme reguleerimine jne, on vajalikud, et pikendada vee viibeaega ja parandada toitainete eemaldamist veekogudest [9].

Hajukoormuse leviku vähendamiseks tuleb kasutada esmajoones ennetavaid meetmeid (agrotehnilisi, administratiivseid, organisatsioonilisi) ning järgida head põllumajandustava [20]. Eestis on siiani kohustuslikuna või vabatahtlikuna rakendatud HELCOM kokkuleppe lisa III teises osas loetletud meetmeid (HELCOM, 2008) ning Euroopa Komisjoni tellimisel koostatud meetmekataloogi Veepoliitika Raamdirektiivi eesmärkide täitmiseks sobivaid meetmeid. Lisaks sellele on rakendatud maaelu arengukava meetmeid, mida toetatakse põllumajanduslike keskkonnatoetuste programmist [10]. Kuigi võimalike meetmete hulk on suur, siis põllumajandusest ärakantava fosfori vähendamise meetmed, mis just Eesti oludes pakuksid täiendavat võimalust lähi- ja ka kaugemas tulevikus, oleksid alljärgnevad [10,13,14]:

- toiteelementide tasakaal põllumajandusettevõtte ja põllu tasandil;
- parim tehnika sõnniku laotamiseks (sõnniku viimine otse mulda);
- talvine taimkate, mis vähendab lämmastiku ja fosfori leostumist ning mullaerosiooni, kaitseb põldude pealiskihti sademe-, sula- ja äravooluveest tingitud erosiooni eest ning aitab parandada mullastruktuuri, suurendades orgaanilise aine hulka põldude pealiskihis (fosforikadude vähenemine 25 - 35%);
- veekaitsevööd (puhvervöönd);
- fosfori indeksi rakendamine;
- põldude lupjamine, mis muudab mulla fosfori stabiilsemaks ning vähenevad kaod keskkonda;
- reguleeritud drenaaž, kus põhjavee taseme reguleerimise abil vähendatakse drenitud põllumaalt toitainete ärakannet (fosforikadude vähenemine kuni 35%);
- avaveelised tehismärgalad (settebasseinid).

Samuti on võimalik rakendada järgnevaid meetmeid põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks [10,13,14]:

- põllumajandustegevuse piiramine suurema nõlvakaldega aladel, kus on olulised kindlad maaharimisvõtted ning väetamise kord (fosforikadude vähenemine olenevalt pinnasest 25 - 35%);
- optimeeritud väetamissüsteem ja väetamise vähendamine, kus vajalik kogus esmatahtsaid taimetoiteelemente oleksid saadaval siis, kui kasvatatav põllukultuur neid vajab (fosforikadude vähenemine 20%);
- veekogude loodusläheduse taastamine vooluveekogude looklevuse taastamisega (Eestis on meede tõhus ainult piiratud aladel);
- veekogude saneerimine - uuringud, sette kõrvaldamine, lisanduva koormuse vältimine ja vähendamine;
- põllumajandusmaa metsastamine, kus vähenevad toiteelementide kaod maa põllumajanduslikust kasutusest väljalangemise tõttu (väetamise lõpetamine) ning kasvavad puud tarbivad/püüavad suures koguses toiteelemente;
- põllumajandustootmise integreerimine, mis pakub kogu farmi ja süsteemi katvat juhtimise lahendust (toimiva keskkonnajuhtimissüsteemi rakendamine).

Eestis rakendatakse hetkel lisaks eelnevatele meetmetele [21]:

- piirangut põllumajandusloomade arvukusele põllumaa hektari kohta;
- nõudeid sõnniku hoiustamise tehnoloogiatele;
- nõudeid põllumajandusliku reovee ja silomahla käitlemisele;
- keskkonna- ja kvaliteedijuhtimissüsteemi.

Kõik ülalpool esile toodud tegevused on Eestis soovituslikud ka hea põllumajandustava kohaselt [14].

3.1 Puhvertsoonid, veekaitsevööndid

Puhvertsoonid voolusängi ääres vähendavad erosiooni ja toitainete liikumist vooluveekogudesse. Puhervööndid vähendavad reostust kahel viisil [3,14]. Esiteks on välistatud maaharimine vahetult veekogu kallastel ning seetõttu väheneb sõnniku lisakogusest tulenev otsene koormus. Teiseks, põllumaalt pidurdub pindmine ärakanne

veekogudesse [14]. Meetme rakendamine on ökonoomiliselt sobiv, kui saadav tulu veekvaliteedi ja bioloogilise mitmekesisuse tagamisega ja isegi suurenemisega kaalub üles haritava maa põllumajanduslikust kasutusest väljajäämise võimaliku kahju [10].

Puhveralad peaksid olema vaba äravooluga ja poorse pinnasematerjaliga, et kinni pidada pindmist äravoolu. Oluliseks teguriks on veekaitsevööndi laius, mis võib varieeruda 1 - 50 meetrini [10], kuid juba 10 meetri laiune puhverala vähendab efektiivselt hõljumi ja lahustunud kujul fosfori hajukoormust [3]. Fosfori ärastamine toimub intensiivsemalt kuni 5 m laiuses põllupoolses servaosas ning langeb edaspidi päris kiiresti. Seega fosfori ärakande piiramiseks ja põllult tuleva koormuse vähendamiseks sobivad suhteliselt kitsad kaitseribad [16]. Teisest küljest, just veekaitsevööndi laiuse suurendamine aitab kaasa veevoolu aeglustumisele, settimisele ja infiltratsioonile, mis on olulised omadused fosforikoguste vähendamisel [10].

Puhervöönd peaks olema laiem suurema kaldega põllu ja veekogu vahel, samuti savikate muldade korral [10]. Puhvertsoonide efektiivsus oleneb ka sademete ja äravoolu suurusest, territooriumi suurusest puhverala taga, pinnase tüübist ja tsooni taimestiku mitmekesisusest (koostis, vanus, laius) ning intensiivsusest [3,10]. Mida mitmekesisem on maastik, seda hajutatam on põllumajanduskoormus [21].

Puhverriba töötab hästi mullaga seotud lahustumata fosfori kinnipidamisel, kuid selle efektiivsus on madal lahustunud fosfori neutraliseerimisel. Taani katseandmetel on puhvri tõhusus lahustunud fosfori kinnipidamisel alla 0,5 kgP/ha aastas, lahustumata fosfori kinnipidamisel 128 kgP/ha aastas [10]. Kui fosfori kontsentratsioon puhvri sisendis langeb alla 0,15 mgP/l, siis puhveralade fosfori kinnipidamisvõime võib olla isegi negatiivne (kaitsevöönd muutub pigem fosforiallikaks) [16]. Samuti võib pikalt kasutuses olnud puhverala aja jooksul fosforist küllastuda ning selle efektiivsus väheneda - tekib lahustunud fosfori sisalduse suurenemine ja väljaleostumise oht [10].

Veekaitsevööndit on peetud isegi tulupõhisemaks toitainete ärakande vähendamise meetmeks kui märgalade rajamist. Puhvertsoon funktsioneerib Põhjamaade tingimustes aastaringselt ühtemoodi hästi, ehkki erinevatel aastatel võib puhastusefekt oluliselt varieeruda. Varieeruvuse vähendamiseks, mida põhjustavad meie kliimatingimustest

tulenevad talvised külma - sula tsüklid, saab näiteks laotada puhveralale rauda ja kaltsiumit sisaldavaid graanuleid, mille abil seotakse lahustunud fosforit [10].

Meetme rakendamise mõju avaldub kas kohalikul või valgla tasandil kiiresti ning kaudselt hinnatakse seda usaldusväärseks. Taani, Soome ja Norra uuringutes 5 - 10 meetri laiuse puhvervööndi tõhususe kohta on üldfosfori koormuse vähenemiseks saadud 42 - 96% [10]. Fosforikadude hinnanguline vähenemine on 6 m laiuse puhverriba korral umbes 40% [22].

3.2 Tehismärgalad, settebasseinid

Märgalasid kasutatakse põldude äravooluvee kinnipüüdmiseks. Need võivad olla looduslikud või tehislikud, ajutised või püsivad, staatilise või voolava veega [3]. Märgalad toimivad vee äravoolu puhvrina suurendades vee viibeaega ning toitainete omastamise perioodi taimede poolt. Äravoolu sette kinnipüüdmise ja viibeajaga vähendavad märgalad lämmastiku- ja fosforikoguseid (nii lahustunud kui ka lahustumata fosforit), samuti üleujutusi ning erosiooni [3,10].

Toitainete eemaldamise efektiivsus oleneb märgala suurusest, taimestikust, sissevoolu koormusest ja intensiivsusest [3]. Madalaveelistes ja väikese voolukiirusega veekogudes on vee kontakt märgala põhjas ja külgedel kasvavate taimede ning võsudega parem. Toimub mehaaniline settimine, lahustunud toitainete sidumine taimede biomassi ja fosfori adsorptsioon. Märgala toimimine nende erinevate protsesside kaudu on pikaajaline [10].

Tehismärgalana võib kasutada vooluveekogu sāngi laiendust või rajada eraldi märgala, milles hoitakse kuni 0,5 m sügavust veetaset. Märgala basseini pindala peaks olema lahustunud fosfori ärastuseks küllalt suur, et oleks tagatud piisavalt pikk vee viibeaeg fosfori omastamiseks vajalikeks protsessideks [10]. Sellega kaotatakse aga põllumajanduslikku maad. Kuigi märgalad vajavad hooldamist (setete ärastamist, süvendamist, vahel ka niitmist) setete ja orgaanilise aine ladestumine tõttu, on nende hooldus- ja energiakulud üsna madalad [3,10]. Lisaks suurendavad need elurikkust ja mitmekesisust maastikke. Korralikult hooldatud settebassein võib toimida vähemalt 20 - 30 aastat [10].

Eestis piirab märgalade potentsiaali nende toitainete ärastamise tõhusus just soojemal aastaajal, sest põllumajanduslikes valglates toimub suurem osa äravoolu mahust ja toitainete ärakandest kas talvisel või varakevadisel üsna külmal ajal. Lisaks sellele väheneb puhverdusvõime analoogselt puhervöönditega nii väga kõrgete kui ka väga madalate fosforkoormuste korral oluliselt. Samuti tasub settebasseine ja tehismärgalasid rajada eelkõige intensiivpõllumajandusega ja erosiooniohtlikes piirkondades, kuid Eestis ei lange märgalade rajamiseks need alad kokku [10].

Settebasseinide tõhusus võib oluliselt varieeruda, sõltudes näiteks basseini taga olevast valgla suurusest [10]. Meede on tõhus, kui 1 ha põllult tuleva äravoolu ühtlustamiseks on vähemalt 600 m² märgala [21]. Erinevad settebasseinid on kinni pidanud keskmiselt 45 - 68% hõljuvainest ning 23 - 42% üldfosforist [10]. Soomes tehtud uuringute kohaselt võivad fosforikogused väheneda kuni 48%, Rootsis tehtud uuringute kohaselt aga 90 - 100% [3]. Fosforikadude hinnanguline vähenemine on savipinnaste korral umbes 40% [22]. Eestis pole seni avaveelise tehismärgala rakendamisest ühtki edukat näidet [10].

3.3 Sõnniku laotamise ajastus ja sobiva tehnika kasutamine

Eestis on üle poole haritavatest muldadest üsna madala fosfori sisaldusega ning vajavad fosforväetise lisamist. Fosfori ärakandeks intensiivse pindmise äravoolu korral on sobivad tingimused just pärast sõnniku laotamist [16]. Sellepärast tulekski vältida mineraalväetiste või sõnniku laotamist kõrge ohuteguriga perioodidel, mil toimub suur pindmine äravool ning vee kiire märgadest muldadest drenidesse liikumine, põllukultuuride omastamisvõime on aga minimaalne. Kaod pindmise äravooluga on suured ka siis, kui sõnnikut või mineraalväetisi laotatakse vahetult enne vihmase külmutuse, lumega kaetud või veega küllastunud pinnasele [14].

Väetamise ajastus sõltub kultuurist ja väetise tüübist. Tahesõnniku kõige optimaalsem laotamise aeg on sügis. Sõnnikut tuleks laotada võimalikult hilja, kuid siiski enne maapinna külmumist ja vahetult enne künti. Vedelsõnnikut tuleks laotada kevadel enne kevadkünti või juba tärganud teraviljadele ja kasvu alustanud kõrreliste heintaimedele.

Fosfor- ja kaaliumväetisi tuleks eelistatavalt anda kevadise paikliku väetamisega või sügisel mullaharimise alla [21].

Lisaks õigele ajastusele on eesmärgiks ka sõnniku võimalikult kiire muldaviimine. Selleks kasutatakse tahesõnniku puhul kündi ning vedelsõnniku puhul otse pinnasesse viimise tehnikat (sissepritse või sissepritse piludesse). Meede aitab vältida sõnniku sattumist pindmisse äravoolu ja kadusid kuivendusvõrku. Läge pihustamisel on sõnnikus sisalduvate toitainete ärakasutamine maapinnale laotamisega võrreldes palju tõhusam ja leostumine toimub väiksemal määral [14]. Meetme eesmärgiks on sõnniku toitainete efektiivsem kasutamine ja taimedele kättesaadavamaks tegemine [10].

Väetiste, sõnniku ja vedelsõnniku laotamise vältimine kõrge ohuteguriga perioodidel võib vähendada fosforikadusid vastavalt 15%, 40% ning 35% [22]. Samas on vedelsõnniku otse mulda viimine erinevate katsete tulemusena vähendanud fosforkoormust 79 - 95% [10]. Kui sõnnikut tekib kasutatava maa kohta liiaga, võib kokkuleppel vedada sõnnikut naaberpõllumaadele. Meetme rakendamine on majanduslikult otstarbekas, kui sõnnikut ei transpordita kaugemale kui 20 km. Vedades üleliigse sõnniku naaberfarmidesse, vähendatakse fosforikadusid 50% [10,22].

3.4 Muud seadusandlikud nõuded

Põllumajanduslikud veekaitsemeetmed on Eestis kehtestatud Veeseaduse ja selle rakendusaktidega. Veeseadusega on üle võetud nii Nitraadidirektiiv (91/676/EEC), Veepoliitika Raamdirektiiv (2000/60/EC), kui ka HELCOM-i lisa III soovitused. Lisaks sellele sisaldavad põllumajanduslikke veekaitsemeetmeid Maaelu Arengukavad, Läänemere tegevuskava rakendusplaan, Nitraaditundliku ala tegevuskava, Hea põllumajandustava ja veemajanduskavad [5].

Mullas toitainete tasakaalu säilimiseks ei tohiks mineraalväetistega antavate toiteelementide kogus ületada mullas sisalduvate vajalike toitainete kogust. Eestis on väetamine piiratud mineraalväetiste osas maksimumtasemega 30 kgP/ha [16]. Et sõnnikuga antavad toitainete kogused ei tekitaks mullas suurt ülejääki, siis Veeseaduse

kohaselt on sõnnikuga lubatud anda ühe hektari haritava maa kohta keskmiselt kuni 25 kg fosforit aastas [10,16].

Veeseaduses on kohustuslikuks tehtud ka keeld kasutada orgaanilisi ja mineraalväetisi 1. novembrist kuni 31. märtsini või muul ajal, kui maapind on kaetud lumega, külmunud või veega küllastunud. Samuti on väetise laotamine keelatud 1. novembrist kuni 15. aprillini haritaval maal, mille kalle on 5 - 10%. Et minimeerida võimalikku toitainete pindmist ärakannet, tuleb kasvavate põllukultuurideta alal sõnnik pärast laotamist viia mulda 48 tunni jooksul. Toitainete bilansi hindamisel põllu ja tootja tasandil (sh toitainete kadude riski) on põllumajandusega tegelev isik kohustatud pidama põlluraamatut. Lisaks sellele on Veeseaduses kehtestatud kindlad nõuded sõnnikuhoidlatele ja -aunadele, et minimeerida toitainete leostumist keskkonda ning valel ajal sõnniku laotamist.

Kuigi Eestis on rakendatud vägagi erinevaid meetmeid põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks, on viimastel aastatel intensiivistunud ka põllumajandustootmine, mis on pinnaveekvaliteeti isegi halvendanud. Meetmete kasutamine ei kajastu paljudel juhtudel muutustena pinnavee kvaliteedi paranemises või toitainete koormuse vähenemises [10].

Ka Läänemere seisukorra parandamiseks on siiani tehtud palju tööd ning fosfori kontsentratsioone on suudetud isegi vähendada. Samas olemasoleva seadusandluse ja rahvusvaheliste kokkulepete täitmine ilma edasiste toitainete sisalduse vähendamiseta näib võimatu. Seega tuleb uurida uudseid meetodeid, nagu filtermaterjalide kasutamine, et vähendada fosfori põllumajanduslikku hajukoormust [23].

4 Fosforfiltrite kasutamise metoodika ja kogemusi maailmast

Mullas ja drenivees sisalduv fosfor esineb kas lahutunud kujul, kolloidlahuses või lahustumata kujul ning loodusliku mulla fosfori sisaldus on tavaliselt madal (0,01 - 0,2 massi %) [10,24]. Loodusvee fosfori sisaldus on enamasti < 0,05 mgP/l [16]. Katsed [25] on näidanud, et umbes 20 - 30% fosforist on lahutunud kujul, mis on vetikatele ja taimedele juba kasutatavas vormis. Siiani rakendatud meetmed, nagu puhvertsoonid põldude ääres, on suhteliselt edukalt eemaldanud mullaosakestega seotud fosforit, kuid lahutunud fosfori ärastamine on vähene [26]. Seetõttu on paljudes riikides hakatud uurima filtrite abil põllumajanduslikust dreniveest toitainete eemaldamist [27].

Kraavid üldjuhul koguvad ning suunavad hajukoormusest pärit lahutunud ja lahustumata fosforikoguseid jõgedesse ja teistesse veekogudesse, millega need ühenduses on [28]. Tänu äravoolu kokkukogumisele põllumajandusmaastikelt pakuvad drenisüsteemid häid võimalusi parandada veekvaliteeti vooluvee filtreerimise abil. Filtrite kasutamine kraavides vähendab fosforikoguseid tervelt valglalt, mistõttu peetakse seda potentsiaalseks hajukoormuse leevendamise meetmeks [29]. Mitmed filtermaterjalid on saadaval ka Läänemere-äärsetes riikides, kuid kuna reaalses tingimustes on nendega katseid läbi viidud piiratud arv, pole fosforfiltrid veel Läänemere valglas laialt levinud meede eutrofikatsiooni leevendamisel [23].

4.1 Fosforfiltrite kasutamise metoodika

Filtrid on kavandatud äravoolu/dreenivett kinni pidama ning suunama läbi nendes sisalduva materjali [30]. Fosforfiltrite sobivaks asukohaks on hüdroloogiliselt aktiivsed piirkonnad, kus eelistatavad on kõrgete lahutunud fosfori kontsentratsioonidega alad (> 0,5 mgP/l) [31]. Põllumajandustootmisest pärit fosforikoguste suurem äraanne esineb rasketelt savipinnastelt ja suurema nõlvakaldega põldudelt. Sellistel juhtudel toimub mullaosakestega seotud lahustamata fosfori äraanne pindmise äravooluga, sest infiltratsioon pinnasesse on väike [16,32].

Filtermaterjalid jagunevad vastavalt oma päritolule [23,33]:

- looduslikeks materjalideks (dolomiit, apatiit, liivad, purustatud merekarpidest liiv, lubjakivi jne);
- tööstuslikeks kõrvalproduktideks (erinevad tuhad, räbu jne);
- spetsiaalselt toodetud materjalideks (Filträ-P, Filtralite-P, LECA jne).

Materjale võib klassifitseerida ka vastavalt nende keemilisele koostisele [23,33]:

- materjalid, mis sisaldavad metalle (peamiselt rauda ja alumiiniumi);
- materjalid, mis sisaldavad kaltsiumi (Ca) ja magneesiumi (Mg);
- kahe eelneva materjali segu.

Filtermaterjalide valikul peab arvestama nende hinna, kättesaadavuse, potentsiaalsete saastajate (pH, lahustunud soolad, raskmetallid), fosfori sorptsiooni karakteristikute ja füüsikaliste omadustega [29, 33].

Lahustunud fosfori eemaldamise efektiivsus filtermaterjalide keemilise koostise poolest on seotud materjalides sisalduvate Al, Ca, Fe, ja Mg (hüdr-) oksiidide ja karbonaatidega. Alumiiniumi (Al) ja raua (Fe) lisandeid sisaldavad materjalid seovad paremini lahustunud fosforit vee lühikese viibeajaga materjalis. Nimelt kemisorptsioon, mille käigus lahustunud fosfor liitub lisandite pinnale, on kiire protsess. Seevastu Ca- ja Mg-ühenditega reageerimine toimub mõnevõrra aeglasemalt, kus lahustunud fosfor moodustab kaltsium- ja magneesiumfosfaate, mis sadenevad filtris. On leitud, et vaatamata lisandite kiirendavale mõjule, loetakse Ca/Mg materjale tõhusamaks pikema vee viibeaja ning fosfori kontsentratsioonide $< 2 \text{ mgP/l}$ korral [29,31,34].

Samuti mõjutab fosfori kinnipidamist filtermaterjalides materjalide osakeste suurus, kuju ja poorsus, mis avalduvad ka materjali eripinna ning veejuhtivuse omadustes. Fosfori sorptsiooni puhul suurema eripinnaga materjalid on võimelised rohkem fosforit kinni pidama. Filtermaterjali kõrge veejuhtivus on vajalik, et eemaldada koormusi dreniveest suurte vooluhulkade korral [23,24,27,29].

Fosfori sorptsiooni potentsiaal filtermaterjalides on proportsionaalne lähtematerjalide komponentide lahustuvusega. Kui kaltsium- ja magneesiumbaasil filtritesse siseneb liiaga

fosforit, siis moodustab see Ca- ja Mg-osakestega lahustumatuid kaltsium- ja magneesiumfosfaate. Mida rohkem fosforit sadeneb ühenditena lahusesse, seda enam lisandub Ca- ja Mg-ioone filtermaterjalist. Protsess jätkub seni, kuni süsteemis on piisavalt lahustunud fosfori- ja Ca/Mg-ioone. Laboratoorsetes tingimustes tehtud katsetes kasutatakse kõrgeid fosfori kontsentratsioone ning süsteemis ei esine materjalikadusid, mis tingivad fosforiärastuse kõrge efektiivsuse. Katsetes avatud põllusüsteemides on reaalsed fosfori sisaldused palju madalamad ning vooluvesi haarab kaasa osa lahustunud Ca- ja Mg-ühendeid, mistõttu sadenemine ei ole proportsionaalne fosforit siduvate ioonide sisaldusega [23]. Lisaks lahustunud fosfori sidumisele täidavad filtrid ka nn settetiikide funktsiooni, pidades kinni lahustamata fosforit [26].

Et eemaldada fosforit dreniveest, peavad filtermaterjalid vastu võtma madala fosforisisaldusega vett suhteliselt lühikese perioodi vältel (erinevalt näiteks fosfori eemaldamisest heitveest). Seega on oluline testida filtermaterjale vastavates tingimustes [24]. Oluline on ka fosforühendite kindel sidumine filtermaterjaliga, et tingimuste muutudes (näiteks tugevate vihmasadude ajal või külmumise ja sulamise vaheldudes) ei leiaks aset fosfori väljakanne filtermaterjalist [35,36].

Kui materjal on fosforist küllastunud, saab seda asendada uue filtermaterjaliga [30]. Erinevalt puhvertsoonide ja märgalade meetodist eemaldatakse seeläbi üleliigne fosforikogus süsteemist [29,30,31]. Katsete tulemusena on saadud filtermaterjalide kasulikuks tööeks umbes 15 - 24 kuud [31,37]. Näiteks Filtralite-P puhul on kasulikuks tööeks leitud kõigest 5 kuud. Filter eemaldab veest lahustunud fosforit ka pärast tööperioodi lõppu, kuid suur osa kinnihoitud fosforist kantakse filtrist desorptsiooni käigus välja [36]. Ca/Mg-baasil filtermaterjale saab pärast eksploatatsiooni taaskasutada väetisena happelistel muldadel. Selline lahendus aitaks kaasa kulude kokkuhoiule filtrite transpordilt, paigaldamiselt ja hoolduselt [29,37].

4.2 Fosforfiltrite kasutamise kogemused maailmast

Erinevaid filtermaterjale on testitud peamiselt laboratoorsetes tingimustes, mõned katsed on läbi viidud ka põllu tasandil. Võrreldes katsetega põllu tasandil toimuvad laboratoorsed katsed kontrollitavates tingimustes ning võivad anda ebareaalseid tulemusi

fosfori kinnipidamise võimes sõltuvalt vee viibeajast. Laboratoorsed katsed on aga esmane samm filtertehnoloogiate väljaarendamises ning materjalide potentsiaali määramisel. Samas on vajalikud ka põllu tasandil katsetused, eriti pikaajaline seire, et hinnata fosfori eemaldamise tehnoloogiaid reaalsetes tingimustes [23]. Erinevate filtrite fosforkoguste eemaldamist ja sidumist on raske võrrelda varieeruvate seireperioodide, vee viibeagade, sisenevate fosforkoguste ning erinevate filtermaterjalide tõttu [32].

4.2.1 Fosforfiltrite Filtralite-P, GBS ja Polonite tulemused laboratoorsetel katsetustel

Taanis tehtud katsetest selgus, et 1,5 minutiga suudavad kõige peenemad Filtralite-P osakesed (0,05 - 0,5 mm) testveest eemaldada olulise osa lahustunud fosforist, 24 minutiga suudavad filtermaterjali 0,05 - 1 mm fraktsiooniga osakesed eemaldada peaaegu kogu lahustunud fosfori ning pikendades katseaega 48 tunnini seovad 1 - 2 mm osakesed lõplikult kõik lahustunud fosforkogused. Kiire sorptsioon on arvatavasti tingitud lahustunud fosfori ja Ca/Mg-oksiidide ning Fe/Al-lisandite reaktsioonist. Samas on ka materjali desorptsioon suur. Antud katses võeti filtrisse siseneva testvee kontsentratsiooniks 1,52 mgP/l ning selle tulemusel saadi filtermaterjali efektiivsuseks 33 - 70%. Kuigi laboratoorsetes katsetes näitas Filtralite-P väga häid tulemusi, siis loodusliku dreeneveega katsetes jäi vastav fosfori vähenemisprotsent väga madalaks (Tabel 3). Põhjuseks võib olla laboratoorse ja loodusliku dreenevee koostise ja kontsentratsiooni muutus kui ka pH langus looduslikus dreenevees [24,36].

Poolas tehtud katsete käigus uuriti 17 potentsiaalset filtermaterjali fosfaatfosfori sisalduste vähendamiseks veest. Materjalide fraktsioonid varieerusid 0,25 - 17 mm ja katse pikkus oli 15 minutit. Nendest materjalidest parimate tulemustega oli *Polonite* (fraktsioonisuurusega 2 - 5 mm), mis suutis vähendada fosfaatfosfori kontsentratsiooni 98 - 99% võrra testvee kontsentratsiooni 5 - 10 mgP/l juures. Kontsentratsiooni 50 mgP/l juures langes aga materjali efektiivsus 24%-ni. Sellele järgnesid purustatud merekarpidest liiv ja lubjakivi [33]. Ka Rootsis tehtud katsete käigus jõuti järeldusele, et *Polonite* ja Filtra-P (Tabel 4) on tõhusaimad materjalid eemaldamaks lahustunud fosforit prooviveest. Eksperiment kestis 68 nädalat ning selle aja jooksul oli *Polonite* (fraktsioonisuurusega 2 -

5,6 mm) fosfori ärastus 97% ning Filtra-P (fraktsioonisuurusega 2 - 13 mm) fosfori ärastus 98% [38].

4.2.2 Fosforfiltrite Filtralite-P, GBS ja *Polonite* tulemused põllutasandi katsetustel

Katsetustel Leedus saadi seireperioodi (16 kuud) keskmiseks kraavivee üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonideks vastavalt 0,446 mg/l ja 0,374 mg/l. Üldfosfori kontsentratsioonid pärast filtreid olid vastavalt *Polonite* filtri korral 0,253 mg/l, Filtralite-P korral 0,334 ning GBS korral 0,287 mg/l. Fosfaatfosfori kontsentratsioonid pärast filtreid olid vastavalt 0,236 mg/l, 0,315 ning 0,268 mg/l. Nende tulemuste alusel on arvutatud seireperioodi keskmised filtrites vähenenud fosfori sisaldused (Tabel 3). Keskmise vooluhulga 0,03 - 0,04 l/s juures oli vee viibeaeg filtris 5,5 - 10 tundi. Seireperioodi jooksul vähendasid filtrid üldfosforit vahemikus 96 - 208 g ning fosfaatfosforit vahemikus 20 - 124 g. Võttes aluseks fosforkoguste vähendamise võime oli Leedus tehtud katsete tingimustes tõhusaimaks kaltsiumfiltermaterjaliks *Polonite*, millele järgnes GBS ja Filtralite-P. Samas seireperioodi jooksul filtrite efektiivsus varieerus suuresti - suvekuudel esines filtrites fosfori vabanemine, külmal perioodil efektiivsus osaliselt taastus [34].

Katsed Rootsis näitasid, et filtermaterjalid GBS, Filtralite-P ja *Polonite* peavad kinni 33 - 49% filtreid läbinud fosforikoormusest (Tabel 3). Mõõtmisi teostati kolmes seirejaamas - Uppsala, Rimbo ja Väringe. Suurim keskmine üldfosfori vähenemisprotsent kolme filtermaterjali peale kokku oli Uppsala seirejaamas (37,9%), Rimbo seirejaamas oli filtrite efektiivsus 31,7% ning Väringes 27,9%. Suurim keskmine fosfaatfosfori vähenemisprotsent kolme filtermaterjali peale kokku oli Rimbo seirejaamas (34,1%), millele järgnes Uppsala (28,6%) ning Väringe (24,3%). Tabelis 3 on välja toodud ka keskmised vähenemisprotsendid erinevate filtermaterjalide kaupa. Materjalide efektiivsus vähenes märgatavalt kõigil filtritel viimase seireperioodi aasta jooksul. Kuigi filtermaterjalide efektiivsus varieerus nii materjalide kui ka seirejaamade puhul, näitas GBS parimaid tulemusi üldfosfori vähendamise efektiivsuses [39].

Tabel 3 Filtermaterjalide Filtralite-P, GBS ja *Polonite* fosfori kontsentratsioonide vähenemise tulemused erinevatel väikestel põllumajanduslikel valglatel tehtud katsetes.

Riik	Filter-materjal	Seireperiood	Vooluhulk	Kraavivee PO ₄ -P konts.	Kraavivee P _{üld} konts.	PO ₄ -P vähenemine filtrites		P _{üld} vähenemine filtrites		Allikas
						mgP/l	%	mgP/l	%	
Taani	Filtralite-P	24 min		0,152			22			[24]
Leedu	Filtralite-P	16 kuud	0,04	0,374	0,446	0,059	15-27	0,112	24-31	[34]
Rootsi	Filtralite-P	4 aastat					19-24		27-40	[39]
Poola	Filtralite-P	15 kuud	0,25	0,071	0,098		4,1		2,9	[40]
Leedu	GBS	16 kuud	0,04	0,374	0,446	0,106	25-49	0,159	32-53	[34]
Rootsi	GBS	4 aastat					31-36		31-34	[39]
Poola	GBS	15 kuud	0,25	0,071	0,098		10,2		10,1	[40]
Leedu	<i>Polonite</i>	16 kuud	0,04	0,374	0,446	0,193	26-60	0,138	35-61	[34]
Rootsi	<i>Polonite</i>	4 aastat					20-42		25-41	[39]
Poola	<i>Polonite</i>	15 kuud	0,25	0,071	0,098		17		10,6	[40]
Türgi	GBS	1 aasta		4,53	6,61	2,31	44	3,43	46	[41]

Poolas kestis seireperiood 15 kuud. Keskmise vooluhulk filtrites oli umbes 0,25 l/s ning vee viibeaeg umbes üks tund. Katses näitasid kõik filtermaterjalid mõningat võimet vähendada fosforikoguseid kraaviveest. Seireperioodi tulemused on välja toodud Tabelis 3. Kuna üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid kraavivees jäid üsna madalaks, siis sõltus sellest ka filtrite efektiivsus. Kõige suurema efektiivsusega filtermaterjal oli *Polonite*, mis sidus hästi fosfaatfosforit. Seireperioodi jooksul sidus *Polonite* filter umbes 101 g üldfosforit ning 117 g fosfaatfosforit, GBS vastavalt umbes 96 g ja 70 g ning

Filtralite-P ainult 28 g üld- ja fosfaatfosforit. Kokku vähendasid 3 m³ filtermaterjale ligi 225g fosforit [40].

Filtermaterjali GBS on katsetatud tehnikult rajatud märgalal (30 m²) Türgis, Ankaras. Tehismärgalal oli GBS keskmine üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonide vähendamise efektiivsus vastavalt 46% ja 44% (Tabel 3) [41]. Kuigi katse ei olnud otseselt seotud filtritega, näitab see siiski GBS materjali töövõimet ja potentsiaali filtermaterjalina.

4.2.3 Veel uuritud filtermaterjale

Taanis laboratoorselt tehtud katsetes uuriti Filtralite-P kõrval veel lubjakivi, CDE (750 °C juures kuumutatud diatomiitkivim), purustatud merekarpidest liiva ning CFH-12 (kuivatatud raudoksiidid) (Tabel 4). Uuriti nelja erinevat fraktsioonilist vahekorda testvee kontsentratsioonidega 0 - 1.52 mgP/l ning viibeajaga 0 - 24 minutit. Tulemused näitasid, et rauapõhine CFH oli tõhusam filtermaterjal fosforikoguste vähendamisel kui kaltsiumbaasil materjalid. Kõige peenem CFH fraktsioon oli ka ainus materjal, mis suutis fosforikoguseid vähendada väga kiiresti ja suurte fosfori kontsentratsioonide korral (analoogselt suurte äravoolude korral kõrgete fosforsisaldustega drenivees) [24].

USA Marylandi linnufarmi lähedasel põllul uuritud FGD (*flue gas desulfurization*) kipsi (hüdratiseeritud kaltsiumsulfaat) keskmine fosforiärastus dreniveest oli 75% (Tabel 4). Katse käigus täheldati, et materjali veejuhtivus aja jooksul vähenes ja filtri tihedus suurenes, mis viitab vajadusele filtreid puhastada. Suurvete ajal suurem kogus veest läks filtrist mööda seda läbimata. Kips on neutraalne sool ja mõjutab vee pH taset vähesel määral. Lisaks fosforile püüavad FGD filtrid kinni ka elavhõbedat ja arseeni. Linnufarmi lähedal põllumajanduslikus drenivees oli lahustunud fosfori sisaldus 2 - 4 mgP/l ning iga - aastased fosforikaod kuni 25 kg/ha [26].

Edela - Soomes on uuritud erinevaid kaltsiumbaasil filtermaterjale intensiivse põllumajanduse ja savirikaste muldadega piirkonnas (Tabel 4). Filtritesse, kus oli eelnevalt niisutatud liiv (osakeste suurus < 3 mm), lisati lupja, mille sisaldus ulatus kuni 10 mass %-ni. Filter 1 (erinevad lubja ühendid - CaO, Ca(OH)₂, CaCO₃) asus põllu ja puhvertsooni vahel, filter 2 (lubi - CaO) asus puhvertsoonis ning filter 3 (koosnes kahest

osast: lubi - CaO ja erinevatest lubja ühenditest - CaO, Ca(OH)₂, CaCO₃) paigaldati märgalast allavoolu puhvertsooni [32].

Katsest selgus, et filtrite efektiivsus ja eluiga sõltuvad vee sissevoolu kiirusest filtritesse ja vee kvaliteedist. Filtrite visuaalne vaatlus näitas, et aja jooksul tekkisid filtrites eelistatud voolu liikumisteed, mida mööda vesi kulgeb ning vool ei jagune enam filtris ühtlaselt. Selle põhjuseks võib olla poorse materjali järkjärguline kadu või filtermaterjali ummistused. Filtreid võib ummistada kõrge hõljumisisaldus, mille vastu aitab näiteks settetiikide või märgalade rajamine enne filtreid. Soovitav on võimalikult palju tahkeid osakesi enne filtritesse jõudmist veest välja setitada. Samuti saab filtrites eelistatud voolu liikumisteed vältida kõrge vee sissevoolu vältimisega. Tuleb arvestada ka, et kaltsiumfiltrid tõstavad pH väärtust oluliselt (kuni pH väärtuseni 11 - 12) ja filtritest väljavoolav vesi muutub tugevalt aluseliseks [32].

Erinevate uuringute andmetel on ka terasetööstuses protsessi kõrvalprodukt räbu paljulubav filtermaterjal. Seirata filter rajati USA, Oklahomasse Stillwater linna, et hinnata selle tõhusust lahustunud fosfori sisaldusele drenivees (Tabel 4). Täheledata, et suurte sadude korral oli lahustunud fosfori kontsentratsioon drenivees kõrgem, mis tõstis ka filtrites fosfori kontsentratsiooni. Samuti suurendavad kõrge fosforisisaldusega mullad filtrites kontsentratsioone kiiremate vooluhulkade korral. Filtrite efektiivsust saab tõsta materjali fraktsioonide suurusi vähendades, kuid see vähendaks ka nende veejuhtivust, mis on oluline faktor suurvete ajal [30].

Tabel 4 Erinevate filtermaterjalide fosfori kontsentratsioonide vähenemise tulemused laboratoorsetel (L) ja väikestel põllumajanduslikel valglatel (PM) tehtud katses.

Riik	Filter-materjal	Katse tingimus	Seireperiood	Vooluhulk	Kraavivee PO ₄ -P	PO ₄ -P efektiivsus filtrites	P _{üld} efektiivsus filtrites	Allikas
				l/s	mgP/l	%	%	
USA, Maryland	FGD Kips	PM	3 aastat			75		[26]
Taani	Lubjakivi	L	24 min		1,520	12 - 82		[24]
Taani	Lubjakivi	PM	24 min		0,152	16		[24]
Taani	CFH	L	24 min		1,520	68 - 98		[24]
Taani	CFH	PM	24 min		0,152	47		[24]
Taani	Purustatud merekarpideest liiv	L	24 min		1,520	16 - 30		[24]
Taani	CDE	L	24 min		1,520	(-10) - 9		[24]
Soome	CaO, Ca(OH) ₂ , CaCO ₃	PM	3,5 aastat	0,06		62,6	60	[32]
Soome	CaO	PM	6 aastat	0,15		52	67	[32]
Soome	F3 - CaO	PM	1,5 aastat	0,39		46	82	[32]
USA, Oklahoma	Terase räbu	PM	5 kuud	29,8	0,5	24		[30]
Poola	Purustatud merekarpideest liiv	L	15 min		10-50	18 - 33		[33]
Poola	Lubjakivi	L	15 min		5	36		[33]
Rootsi	Filtra-P	L	17 kuud			98		[38]

Kuigi filtermeetodi rakendamiseks on materjale uuritud laboratoorsel tasandil üsna palju ning põllu tasandil mõnevõrra vähem, siis kirjandusallikates leidub suurel määral erinevate materjalide efektiivsuse tulemusi fosforkoormuse vähendamisel. Katsetusi on tehtud näiteks märgaladel filtermaterjalide lahustunud fosfori ärastuse uurimise ning väikestes asulates reoveepuhastuse eesmärgil. Seetõttu annavad ka kirjandusallikates, näiteks [23,27,42], kogutud andmed esialgset informatsiooni materjalide kasutamise potentsiaalset fosforfiltrites.

5 Fosforfiltrite pilootprojekt Oru vallas

5.1 Seireala üldiseloostus

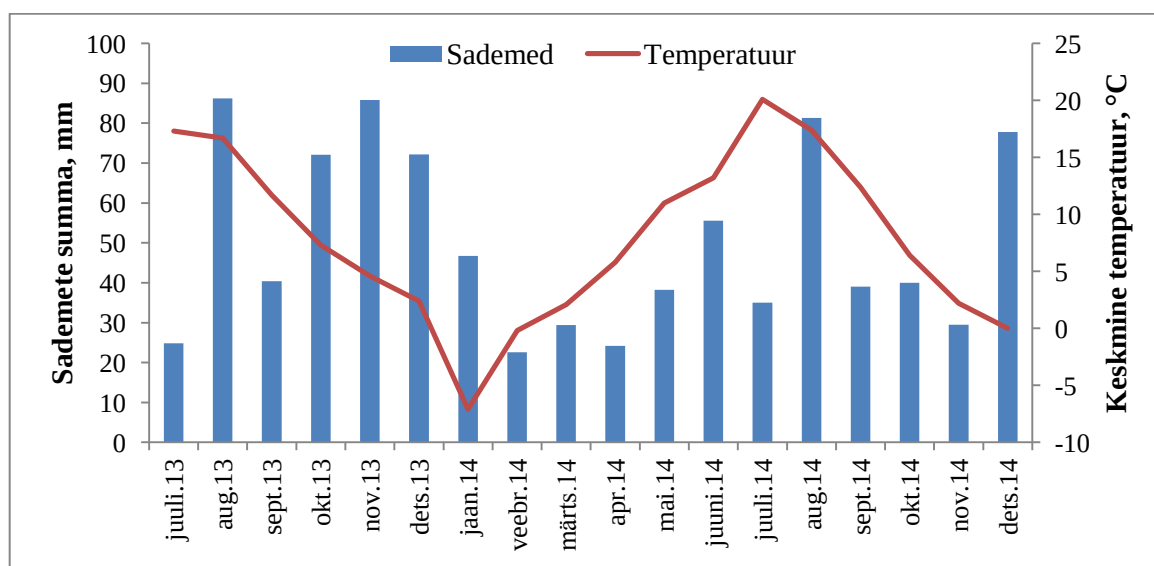
Veeseadusest ja Veepoliitika Raamdirektiivist lähtuvalt on Eestis koostatud vesikondade veemajanduskavad, mille kohaselt jaguneb Eesti territoorium kolmeks vesikonnaks (Lääne - Eesti, Ida - Eesti ja Koiva vesikond), mis omakorda jagunevad kaheksaks alamvesikonnaks (Matsalu, Läänesaarte, Harju, Pärnu, Viru, Peipsi, Võrtsjärve, Pandivere põhjavee alamvesikond) [5]. Oru valla Linnamäe piirkond kuulub Lääne - Eesti vesikonda, Matsalu alamvesikonda [4]. Täpsemalt jääb Oru vald Väinamere idakalda piirkonda, mille valgla suurus on 1299 km² [43]. Salajõgi (kuhu jõuab põldude kuivendusvesi) suubub Haapsalu lahte, mille rannikuvee seisundit on hinnatud Keskkonnaministri määruse nr 44 alusel halvaks [4].

Matsalu alamvesikonna maa - alast on ligikaudu 50,5% kaetud metsaga, umbes 24% on kasutatav põllumajandusmaana, millest rohumaad on 26,6% [43]. Põllumajanduskoormus määrab seal väikeste ojade ja jõgede veekvaliteedi [44]. Põllumaad asuvad valdavalt tasandikel. Väinamere idakalda piirkonna põllumajandusmaal on kraavkuivendust rajatud 1629 ha, mis on enamuses kasutusel rohumaana [43].

Väinamere idakalda piirkonnas on drenaaž rajatud valdavalt keskmises ja raskes savipinnases, liivarikkamas piirkonnas on drenaaži umbes 1500 ha (8%). Turbaalade kuivendamiseks on rajatud drenaaži 300 ha (2%), mis jääb enamasti Salajõe, Oru peakraavi ja Hõbesalu peakraavi valglatele [43].

Meteoroloogilisi andmeid kogutakse seirealale lähimas Lääne - Nigula meteoroloogiajaamas, mis asub Ääsmäe - Haapsalu - Rohuküla maantee ääres, Lääne - Nigula vallas, Turvalepa külas. Linnulennult asub see meteoroloogiajaam umbes 12 km kaugusel seirealast. Lääne - Nigula meteoroloogiajaamas mõõdeti seireperioodi jooksul kõrgeimad kuu keskmised temperatuurid juulis 2014 (20,1°C) ning madalaimad keskmised temperatuurid jaanuaris 2014 (-7°C) (Joonis 6, Lisa 1 Tabel 7). Seireperioodi summaarne keskmine sademete hulk oli 901 mm, sademeterohkeimad kuud 2013. aastal

olid august, oktoober, november, detsember ning 2014. aastal juuni, august ja detsember [45].



Joonis 6 Lääne - Nigula meteoroloogiajaamas mõõdetud keskmine õhutemperatuur (°C) ja sademed (mm) seireperioodi (2013 juuni – 2014 detsember) jooksul [45].

Eestis üldiselt oli seireperioodi jooksul oli kõige soojem kuu juuli 2014, mil keskmine õhutemperatuur oli 19,6°C. Sama aasta juuli lõpul ja augusti alguses valitses südasuvine leitsak, mil õhutemperatuuri maksimaalseimaks väärtuseks registreeriti 4. augustil Lääne - Nigulas 33,5°C. 2014. aasta külmemaks kuuks oli jaanuar, mil keskmine õhutemperatuur Eestis oli -6,3°C. Need andmed on võrreldavad Lääne - Nigula meteoroloogiajaamas mõõdetud väärtustega [46].

Eestis ületab aastane sademete hulk oluliselt aurustumise - aasta keskmine sademete hulk on 520 - 820 mm ning aurustumine 360 - 440 mm. Matsalu alamvesikonna keskmine sademete hulk on 703 mm/a, potentsiaalne aurustumine keskmiselt 608 mm/a ning äravoolumoodul on 9,5 l/s/km² [20,43].

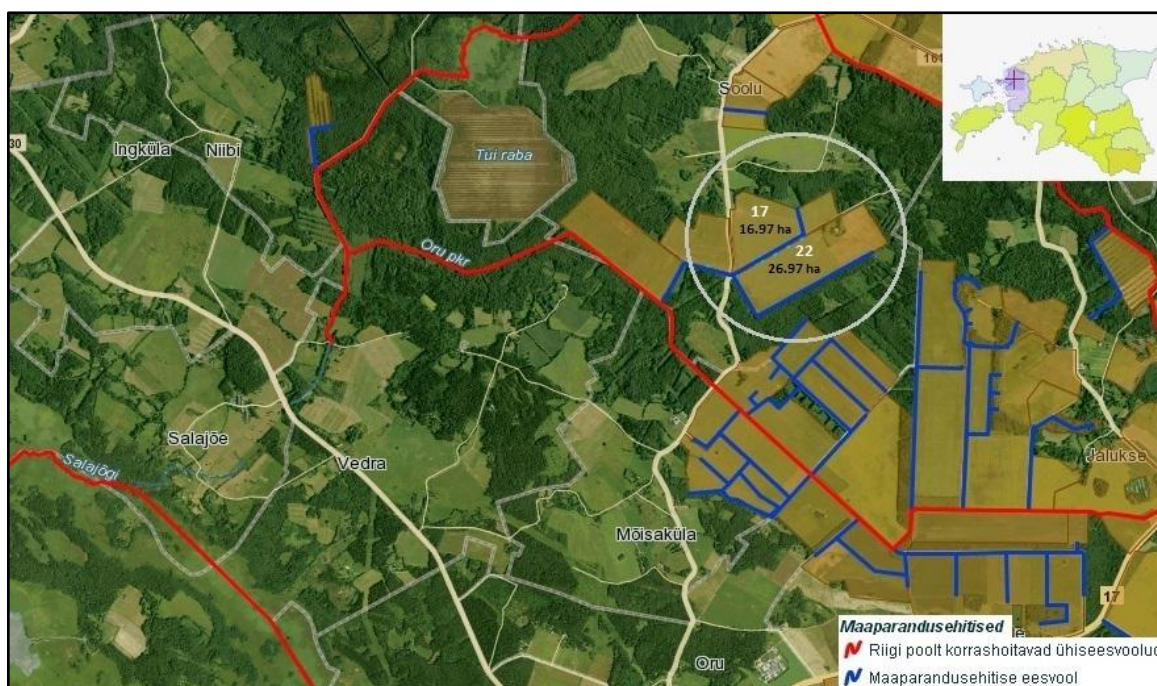
5.2 Projekti eesmärk

Pilootprojekti eesmärgiks oli määrata filtrite mõju drenivee fosforisisaldustele. Antud töö eesmärk on hinnata kaltsiumfiltrite tõhusust fosforikoguste eemaldamisel põllumajanduslikust dreniveest.

5.2.1 Kasutatud filtrite valik

Filtrite asukoht

Fosforfiltrite asukohaks oli Linnamäelt viie kilomeetri kaugusel asuv Soolu küla (Joonis 7). Filtersüsteem paigaldati Salajõe ülemjooksule Rootsiküla 21,4 ha suuruse valglaga kuivenduskraavi kaldasse.

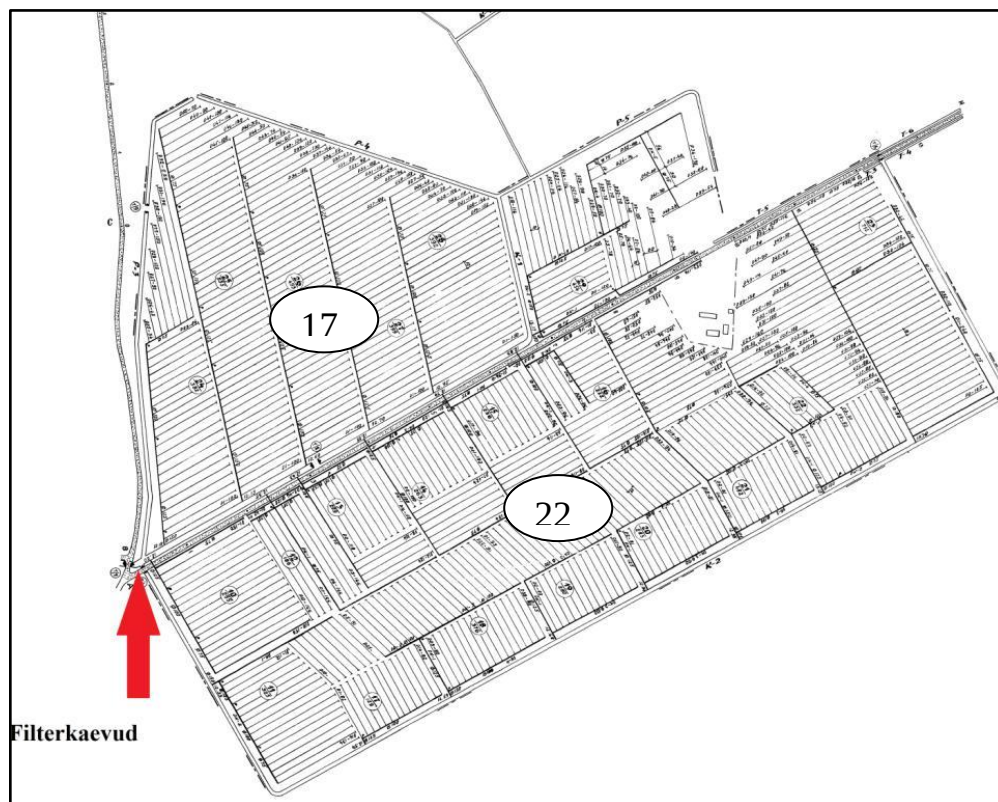


Joonis 7 Seireala asukoht (Põllumajandusamet, Maaameti Geoportaal).

Kuna fosforisisaldused Eesti pinnaveekogumites on üldiselt üsna madalad, siis sobis valitud põlluala seirepiirkonnaks tänu läheduses asuvale sigalale, mis toodab suurtes kogustes läga, millega väetatakse ka põlde filtritest ülesvoolu. Sügis - kevadine lägaga väetamine on potentsiaalne fosforireostuse allikas, suurendades fosforisisaldusi pinnases

ning kadusid kraavidesse. Samuti eeldati, et rasked savimullad soodustavad fosfori ärakannet mullalõhede kaudu.

Seireala koosneb kahest põllust - põld nr 17 (massiivinumbriga 48454470130) pindalaga 16,97 ha ning põld nr 22 (massiivinumbriga 48554307975) pindalaga 26,97 ha. Kuna ainult pooled põllu nr 22 drenidest on ühenduses antud katses seiratud kraaviga, siis tegelik valgla (mida on kasutatud ka hilisemates arvutustes) on 30,5 ha. Põldude dreniveed kogutakse kuivenduskraavi (Joonis 8). Drenaažitorud on pinnasesse paigutatud tihedusega 10 meetrit ning torude läbimõõt on 75 - 150 mm. Valdavaks on savipinnased ning mõlemal põllul kasvatatakse teravilja. Seireperioodil oli selleks kevadel maha pandud oder allapanuga (ristik). Kevadine väetamine on olnud umbes 25 kgP/ha, põldu nr 17 väetati seireperioodi 22. aprillil 2014. aastal ning põldu nr 22 väetati sama aasta 23. aprillil. Kuna kraavi filtritetagune valgla on väga tasane (kõrguste vahe on vähem kui üks meeter), siis tuli enne filterkaevude ja mõõtulevoolu paigaldamist teha vastavad mõõdistusi, et ennetada drenitorudes uputamist kraavi filtritesüsteemist ülesvoolu.



Joonis 8 Dreenitud põllud ja filtrite asukoht.

Filtrid paigaldati pinnasesse 2013. aasta märtsis. Ehitustööd viibisid lumetingimuste ja pärastise väga kõrge veetaseme tõttu. Kraavid puhastati mõõtepunktist 50 meetrit ülesvoolu ja 20 meetrit allavoolu. Kolm filterkaevu koos kogumiskaevu/veejagajaga paigaldati mõõttülevoolust allavoolu kraavi kaldale (Joonis 9, Joonis 10). Plastist filtritünnid ja torusüsteem oli kavandatud ja toodetud Eestis. Kõik vajalikud voolikud ja torud paigaldati, et vesi saaks vabalt voolata kraavist kogumiskaevu ja sealt edasi filterkaevudesse ja tagasi kraavi. Vooluhulka filterkaevudesse sai reguleerida kogumiskaevus olevate siibritega. Tasane maastik võimaldas kraavi veetaseme maksimaalset kergitamist nn V - kujulise mõõttülevoolu poolt vaid kuni 0,3 meetri võrra.





Joonis 10 Filtersüsteemi ehitus (Fotod: Argo Kuusik).

Filtrite tööpõhimõte oli järgnev - vesi kuivenduskraavist voolas läbi kogumiskaevu ning sealt edasi kolme filterkaevu, mis oli täidetud erineva filtreeriva ainega. Tünnidest jooksis kuivenduskraavi tagasi läbi filtermaterjali imbunud vesi. Filtritesse suunati vaid väike osa kraavi veest, ehkki selle osakaal sõltus äravoolust. Pealevool filterkaevudele oli reguleeritud umbes tasemele 0,08 l/s, et tagada 50 - 70 minutiline vee viibeag filtris.

Filtermaterjalide iseloomustus

Filtermaterjal toimetati kohale 2012. aasta detsembris. Testiti kolme filtermaterjali:

GBS (*granulated blast furnace slag* - granuleeritud põletusahju räbu), mis asus esimeses filterkaevus (filter 1). Räbu on terasesulatuse kõrvalprodukt, mis sisaldab lubjakivi või dolomiiti, aga ka sulatatud rauamaaki ja on võimeline adsorbeerima fosforit. Materjal koosneb peamiselt räni-, kaltsium- ja magneesiumühenditest. Fraktsiooni suurus varieerub 0 - 4 mm [34].

Filtralite-P, mis paigaldati teise filterkaevu (filter 2), on 1200°C juures kuumutatud poorne ja peeneteraline materjal (0,5 - 4 mm) suure eripinna ja fosfori sorptsiooni võimega. Kuna materjali kaltsineeritakse kõrgel temperatuuril, põhjustab see muutusi savimineraalide struktuuris, mistõttu materjal on amorfsem. Filtralite-P koosneb LECA pallidest (kergelt paisuvad/laienevad saviagregaadid), mis on keskkonnasõbralik ja looduslik toode. Materjal sisaldab lisandina Ca/Mg-oksiide, mis on absorbeerivad

ühendid filtermaterjalis. Fosfor püütakse filtris kinni sadenemise ja füüsikalis-keemilise sidumise teel [24,34].

Polonite, mis paigaldati kolmandasse filterkaevu (filter 3) on kaltsiumsilikaatsel materjalil baseeruv filtermaterjal, mida saadakse merelise päritoluga settekivimist. Tänu materjali pH-le ja kõrgele kaltsiumisisaldusele on fosforisidumine soodustatud setitamise teel. Osakeste suurus varieerus vahemikus 2 - 5,6 mm. *Polonite* materjali on kasutatud ka väikestes reoveepuhastites fosfori ärastamise ja taaskasutuse eesmärgil [34,37].

Igas filterkaevus oli umbes 0,8 m³ filtermaterjali. Filterkaevude täitmine filtermaterjaliga toimus 2013. aasta juunis.

5.2.2 Seire/metoodika

Proovide võtmine kraavist ja filterkaevudest algas 2013. aasta juulis ning kestis kuni 2014. aasta detsembrini, kokku 18 kuud. Proove võeti enamasti kord nädalas keskmise ja madala veevoolu korral ning suurema veevoolu korral teatud perioodidel tihedamini kui kord nädalas. Pikkadel suve- ja talveperioodidel esines ka veevoolu puudus, kus veeproovide võtt oli raskendatud. Samuti teistel aastaaegadel esines takistus proovide võtmisel, näiteks filterkaevude väljavoolutorude üleujutuste korral.

Võetud veeproovides analüüsiti üldfosfori (P_{üld}) ja fosfaatfosfori (PO₄-P) sisaldust. Veeproovide analüüs viidi läbi Tallinna Tehnikaülikooli akrediteeritud veekvaliteedi laboris. Vooluhulga mõõtmised ja veetaseme määramised tehti koos proovide võtmisega.

5.2.3 Valemid ja arvutuskäigud

Filtritesse siseneva kraavivee koormuste arvutamisel on lähtutud HELCOM PLC juhendis soovitatud metoodikast. Seireperioodi keskmiste koormuste arvutamisel on kasutatud arvutusmetoodikat, mille aluseks on kuu keskmised vooluhulgad ja kontsentratsioonid [47]:

$$L = \sum_{i=1}^{18} Q \cdot C_s$$

kus L – fosfori koormus/ärakanne, kg/perioodi kohta;

Q - kuu keskmine arvutatud vooluhulk, l/s;

C_s - kuu keskmine kraavivee kontsentratsioon, mg/l

Fosfori ärakanne põllumaa pindalaühiku kohta seireperioodi jooksul on arvutatud järgnevalt:

$$M = \sum_{i=1}^{18} \frac{L}{S}$$

kus M – fosfori ärakanne pindalaühiku kohta, kg/ha;

L – kuu keskmine fosfori koormus, kg;

S – valgla pindala, ha

Keskmine äravoolumoodul seireperioodi jooksul:

$$Q_v = \sum_{i=1}^{18} \frac{Q}{S}$$

kus Q_v – keskmine äravoolumoodul, l/s/km²;

Q - kuu keskmine arvutatud vooluhulk, l/s;

S – põldude pindala, km² (1 ha = 100 km²)

Fosforikoguste ärastus seireperioodi jooksul on välja arvutatud järgmiselt [39]:

$$R = 100 \cdot (1 - C_v / C_s)$$

kus R – filtrite efektiivsus, %

kus C_v – filtrist välja vee fosfori kontsentratsioon, mgP/l

C_s – filtrisse siseneva vee fosfori kontsentratsioon, mgP/l

Fosforisisaldused, mis filtermaterjalid seireperioodi jooksul kinni pidasid, on välja arvutatud järgmiselt [30]:

$$\Delta C = C_s - C_v$$

kus ΔC – filtrite seotud fosforisisaldus, mgP/l

C_s – filtrisse siseneva vee fosfori kontsentratsioon, mgP/l

C_v – filtrist väljuva vee fosfori kontsentratsioon, mgP/l

Seireperioodi jooksul filtrites kinnipeetud fosforikogused:

$$F = R \cdot L$$

kus F – filtris kinnipeetud fosfori kogus, g;

R – filtrite efektiivsus, %:

L – fosfori koormus/ärakanne, kg/perioodi kohta

5.3 Tulemused ja võrdlus mujalt kogutud andmetega

Seireperioodi jooksul, mis kestis 2013. aasta juulist kuni 2014. aasta detsembrini, koguti 52 kraavivee proovi, filter 1 puhul 41 proovi, filter 2 ning filter 3 puhul 42 proovi (Tabel 5).

Tabel 5 Seireperioodi jooksul võetud veeproovide arv ja fosforisisalduse vähenemine/suurenemine.

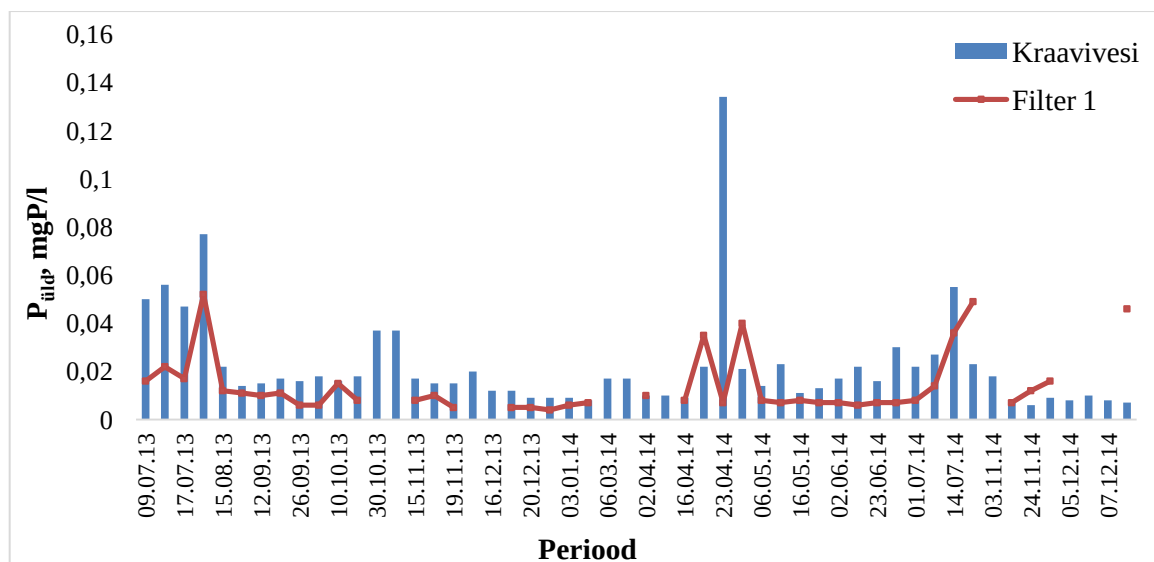
	P _{üld}			PO ₄ -P		
	Filter 1	Filter 2	Filter 3	Filter 1	Filter 2	Filter 3
Proovivõttude arv	41	42	42	41	42	42
Tulemuste arv, mil filter vähendas fosforkoormust	35	26	31	34	23	28
Tulemuste arv, mil filter suurendas fosforkoormust	6	16	11	7	19	14
Tulemuste osakaal, mil filter vähendas fosforkoormust, %	85	62	74	83	55	67
Tulemuste osakaal, mil filter suurendas fosforkoormust, %	15	38	26	17	45	33

Filter 1 (GBS) vähendas kraavivee üldfosfori sisaldust 85% juhtudest, filter 3 (*Polonite*) tegi seda 74% ning filter 2 (Filtralite-P) 62% juhtudest. Lahustunud fosfori korral vähendas filter 1 kraavivee PO₄-P sisaldust 83% juhtudest, filter 3 vähendas 67% ning filter 2 vähendas ainult 55% juhtudest.

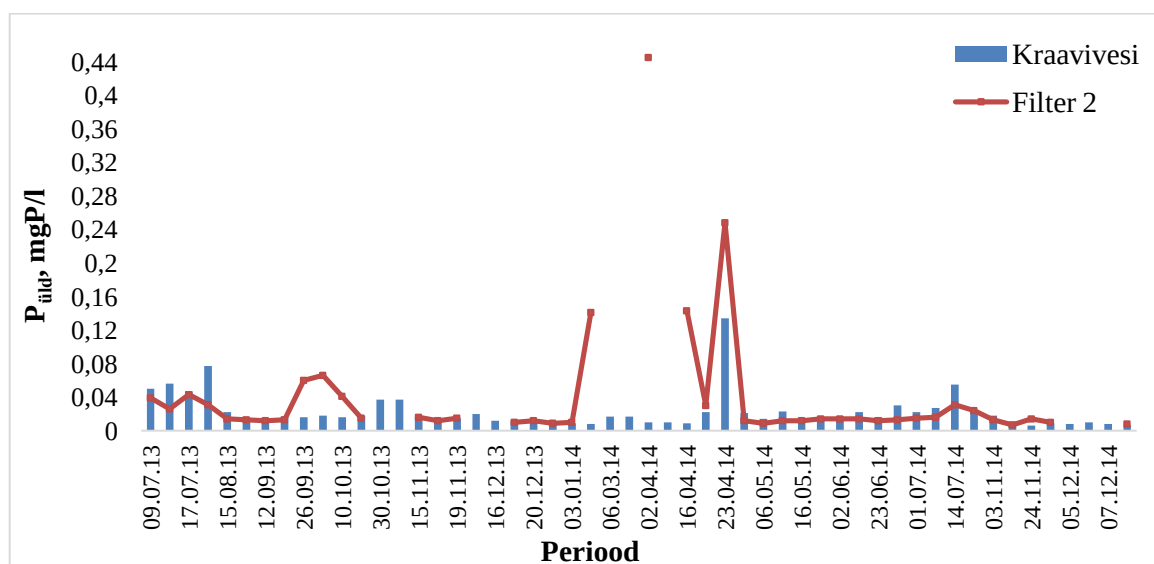
5.3.1 Fosfori kontsentratsioonid filtrites

Kraavivee üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid seireperioodi jooksul varieerusid suuresti (Joonis 11 - Joonis 16). Antud katses kraavivee kõrgemad kontsentratsioonid võivad olla põhjustatud suurenenud äravoolust, nagu seda täheldati ühes teises eksperimendis [30], kus suur äravool põhjustab mullas sisalduva, aga ka lahustunud fosfori ulatuslikku ärakannet. Kraavivee kontsentratsioonide muutused on kohati võrreldavad Lääne - Nigula meteoroloogiajaamas mõõdetud kuu keskmiste sademetega (Joonis 6), mil suuremate sademete väärtuste korral on ka kraavivee fosforisisaldused kõrgemad. Kraavivee fosforisisaldused olid märgatavalt kõrgemad 2013. aastal juulis, oktoobris ja 2014. aasta juulis. Sademeterohkemad kuud 2013. aastal olid august, oktoober - detsember ning 2014. aastal juuni, august ja detsember. Samas ei pruugi võrdlus adekvaatselt kajastada sademete mõju proovivõtmise ajal, sest kraavivee kontsentratsioone on mõõdetud teatud kuupäevadel, kuid sademete puhul on tegemist kuu keskmiste väärtustega. Seega võis sademeid mõõtepäeval olla palju, kuid ülejäänud kuu lõikes vähe, mis annabki sademetele antud kuus madala keskmise väärtuse.

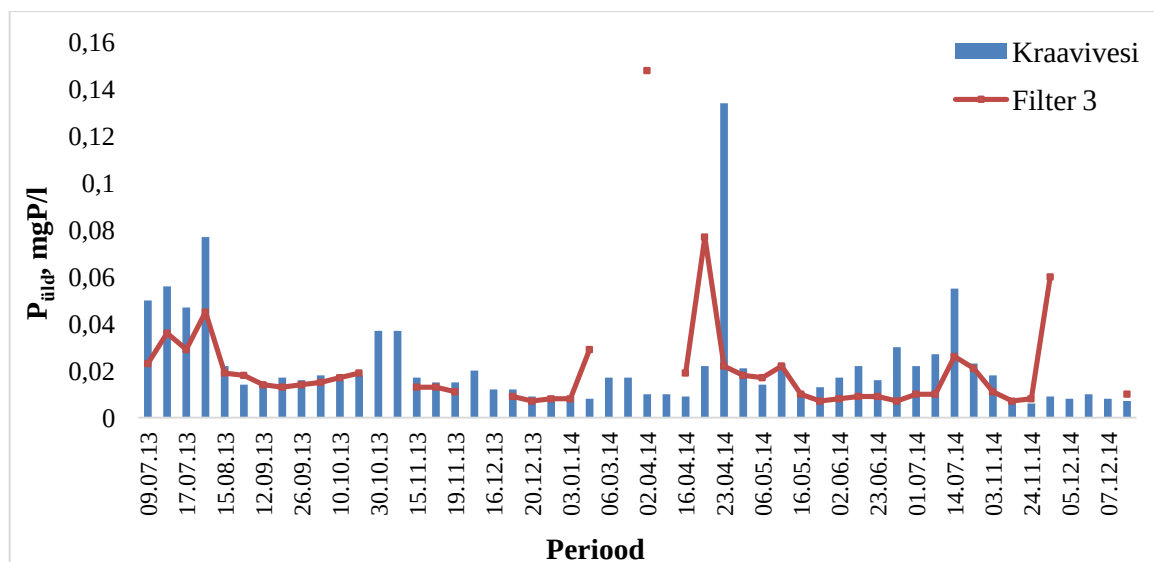
Joonistel 11 - 16 on näha 2014. aasta 23. aprilli erakordselt kõrget üld- ja fosfaatfosfori sisaldust kraavivees, mis suure tõenäosusega on tingitud põldude väetamisest vahetult enne proovivõtmist. Põldu nr 17 väetati seireperioodi 22. aprillil 2014. aastal ning põldu nr 22 väetati 23. aprillil 2014. aastal. Ka kirjanduse [16] andmetel on fosfori ärakanne suur just pärast sõnniku laotamist põldudele.



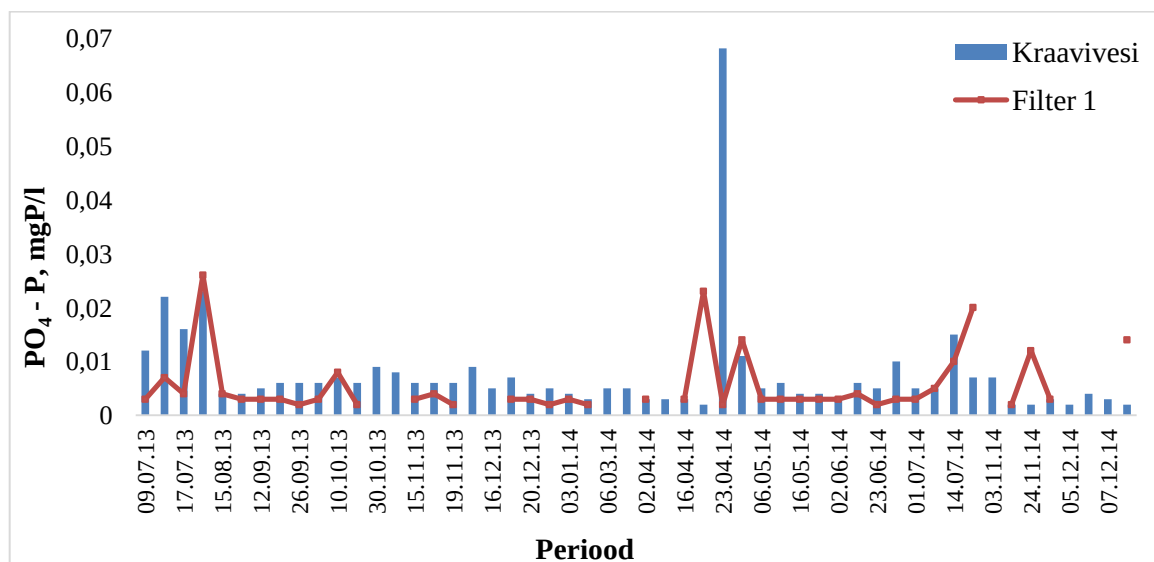
Joonis 11 Seireperioodi jooksul mõõdetud üldfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 1 - GBS) dreniives.



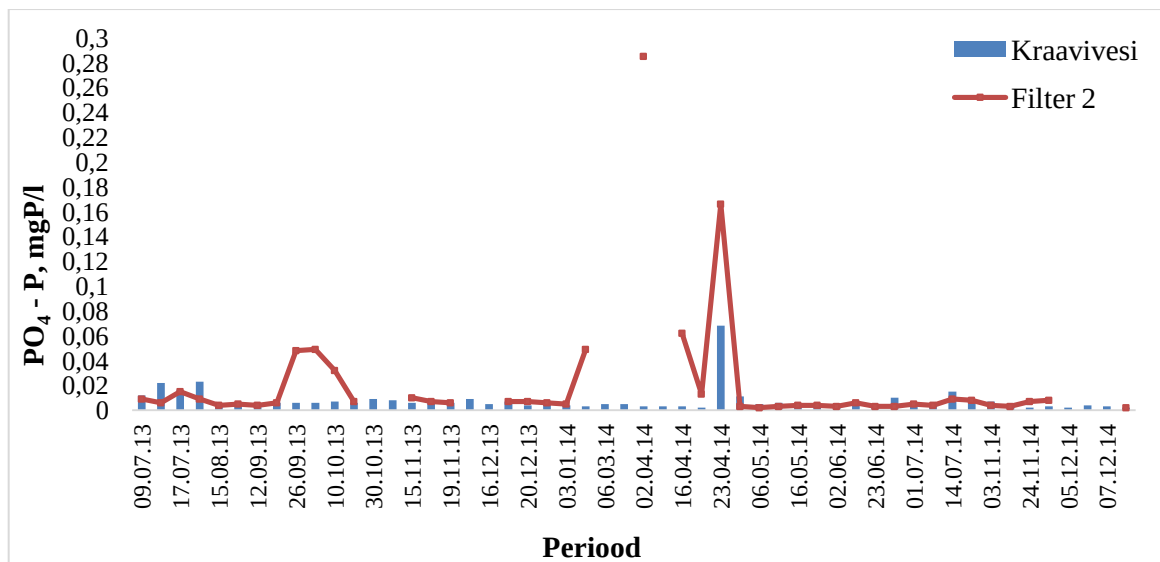
Joonis 12 Seireperioodi jooksul mõõdetud üldfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 2 - Filtralite-P) dreniives.



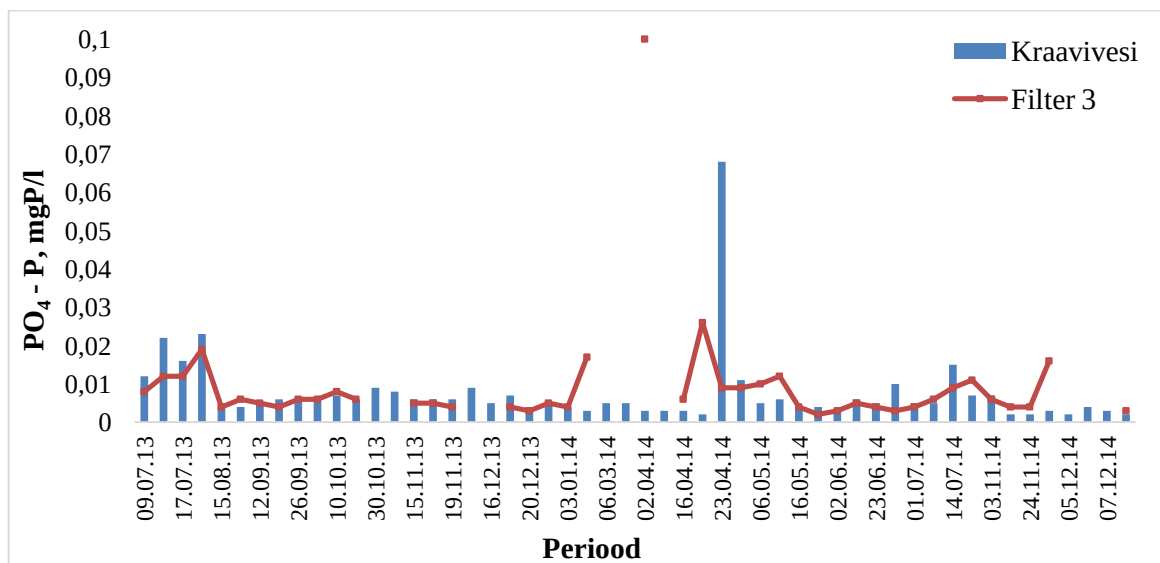
Joonis 13 Seireperioodi jooksul mõõdetud üldfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 3 - *Polonite*) drenivees.



Joonis 14 Seireperioodi jooksul mõõdetud fosfaatfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 1 - *GBS*) drenivees.



Joonis 15 Seireperioodi jooksul mõõdetud fosfaatfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 2 - Filtralite-P) drenivees.



Joonis 16 Seireperioodi jooksul mõõdetud fosfaatfosfori kontsentratsioonid (mgP/l) filtrisse sisenevas (kraavivesi) ja väljuvas (Filter 3 - Polonite) drenivees.

Filtrite töövõime üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonide vähendamisel oli 18 kuu jooksul ebahühtlane. Lisaks sellele, et paljudel juhtudel oli veeproovide võtmine filterkaevude väljavoolust raskendatud, esines kõikides filtrites seireperioodi jooksul olukordi, kus filtermaterjalid vabastasid fosforikoguseid ning fosfori kontsentratsioon filtritest väljuvas vees oli suurem võrreldes filtritesse siseneva kraavivee kontsentratsiooniga.

Seire raames ei võetud filtritest veeproove neljal selgesti eristuvajaperioodil, mis langevad kokku sügis - kevadiste suurvete aegadega. Samuti oli mõlemal aastal detsembrikuus sademete hulk suur (Joonis 6). Kuigi 2014. aasta märtsis ja aprillis sademete hulk oli suhteliselt väike, võis lume sulavesi suurendada vee vooluhulka. Proovide võtmine oli arvatavasti raskendatud filtrite üleujutuse tõttu.

Fosfori vabanemine filtermaterjalidest võis olla seotud suurenenud vooluhulgaga kevadel ja sügisel pärast pikemat kuivaperioodi. Kirjanduse [35] andmetel võivad filtermaterjali fosfori sidumisvõimet häirida filtrite üleujutamine. Samuti võib filtrite desorptsiooni põhjustada külmad ilmastikuolud. Kirjandusest [32] ilmneb, et filtermaterjali läbikülmumisel tekivad seal hapnikuvaesed tingimused, mis soodustavad fosfori vabanemist filtritest.

Katses [36] leiti, et kaltsiumfiltritel võib esineda probleeme fosfori kinnipidamisega, kui fosforisisaldused filtrisse sisenevas vees varieeruvad suuresti. See tähendab, et kõrged fosfori kontsentratsioonid suurte vooluhulkade korral vahelduvad madalate väärtustega tavaliste vooluhulkade juures. Sama tendents esineb ka käesoleva seire tulemustes.

Tulemusi, mil filter vähendas fosfori sisaldust sisenevas kraavivees, kasutati fosfori ärastamise hindamiseks (Tabel 6). Fosfori kontsentratsioonide vähenemise keskmise väärtuse arvutamisel on võetud arvesse kõiki mõõtetulemusi seireperioodi jooksul.

Tabel 6 Filtrite keskmised üld- ja fosfaatfosfori vähendatud fosfori sisaldused ning vähenemisprotsendid seireperioodi jooksul.

	P _{üld}		PO ₄ -P	
	Fosfori kontsentratsioonide vähenemine	Fosforisisalduse vähenemisprotsent*	Fosfori kontsentratsioonide vähenemine	Fosforisisalduse vähenemisprotsent*
	Δ C, mgP/l	R, %	Δ C, mgP/l	R, %
Filter 1	0,0092	46	0,0025	39
Filter 2	-0,0175	27	-0,0134	25
Filter 3	0,0019	32	-0,0015	22

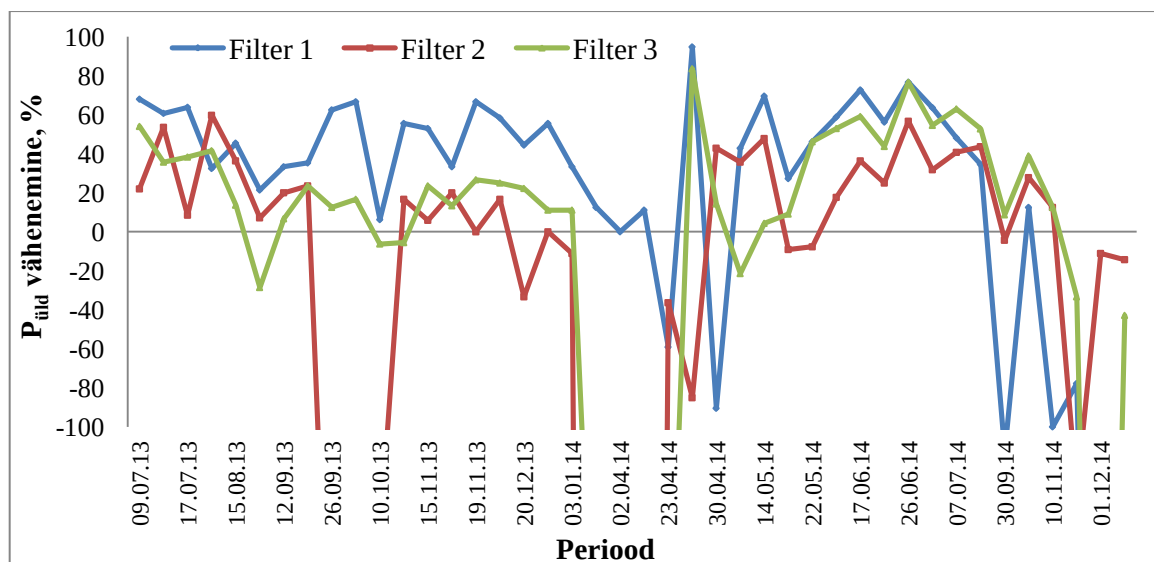
Seireperioodil mõõdetud kraavivee üld- ja fosfaatfosfori keskmine kontsentratsioon oli vastavalt 0,02 mgP/l ja 0,01 mgP/l. Need kontsentratsioonid on suhteliselt madalad, mis kirjanduse [8,18] andmetel on iseloomulikud Eestis ka põllumajanduslike valgate jõgedele. Tulemused on samuti iseloomulikud Läänemaa seirepõldudel mõõdetud aasta keskmiste drenivee fosforisisalduste väärtustele, mis võrdluses teiste seirepõldude tulemustega on ühed madalamad (Tabel 1, Joonis 5).

Kõik testitud filtermaterjalid näitasid suuremal või vähemal määral võimet vähendada fosfori sisaldust kraaviveest (Tabel 6, Joonis 11 - Joonis 16). Seireperioodi jooksul vähenes filtris 1 (GBS) üldfosfori kontsentratsioon keskmiselt 0,0092 mgP/l võrra ning fosfaatfosfori kontsentratsioon 0,0025 mgP/l võrra. Filtris 3 (*Polonite*) vähenes üldfosfori kontsentratsioon keskmiselt 0,0019 mgP/l võrra, kuid $\text{PO}_4\text{-P}$ sisalduses vähenemist ei täheldatud. Filter 2 (Filtralite-P) ei vähendanud seireperioodi peale kokku fosforisisaldust.

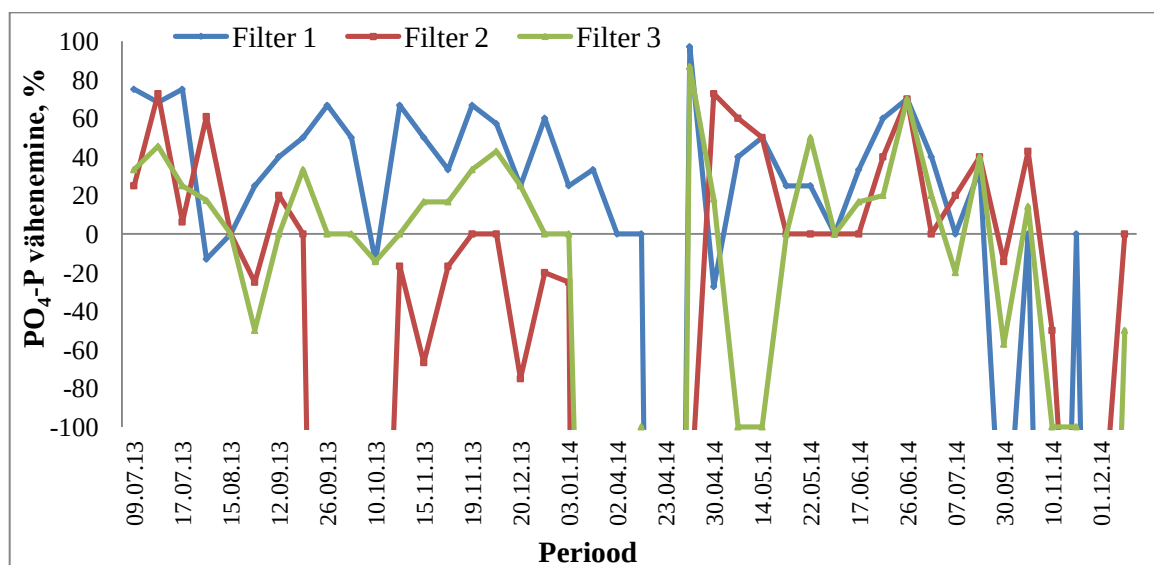
Fosfori väljakandele kaltsiumipõhistes filtrites, eriti aga Filtralite-P filtrites, on viidatud ka kirjanduses [24]. Filtralite-P madalam sorptsioonivõime ilmnes just madalamatel pH väärtustel loodusliku dreniveega katsetades, kõrgema pH juures (näiteks laboratoorsete katsete tingimustes) eemaldab materjal fosforit tõhusamalt. Kirjanduses [29] on välja toodud, et Fe/Al lisandid filtermaterjalides suurendavad lahustunud fosfori ärastamist ka vee lühikese viibeaja korral. See võib olla üheks põhjuseks, miks GBS filtermaterjal näitas paremaid tulemusi fosfori kontsentratsioonide vähendamisel kui teised filtermaterjalid.

5.3.2 Fosfori ärastamise tõhusus

Filtermaterjalide efektiivsus varieerus laias ulatuses seireperioodi jooksul (Joonised 17 - 18). Joonistelt selgub, et filtrid töötasid enam vähem efektiivselt kuni 2013. aasta lõpuni. Seejärel toimus järsk langus filtrite töövõimes - filtrid kohati isegi suurendasid fosfori kontsentratsioone väljavoolus. Filtrite töövõime taastus 2014. aasta kevadel, kuid antud aasta lõpus ei suutnud filtermaterjalid enam fosfori sisaldusi kinni hoida.



Joonis 17 Üldfosfori vähenemine (%) seireperioodi jooksul (2013 juuni - 2014 detsember) erinevates filtermaterjalides (Filter 1 - GBS; Filter 2 - Filtralite-P; Filter 3 - Polonite).

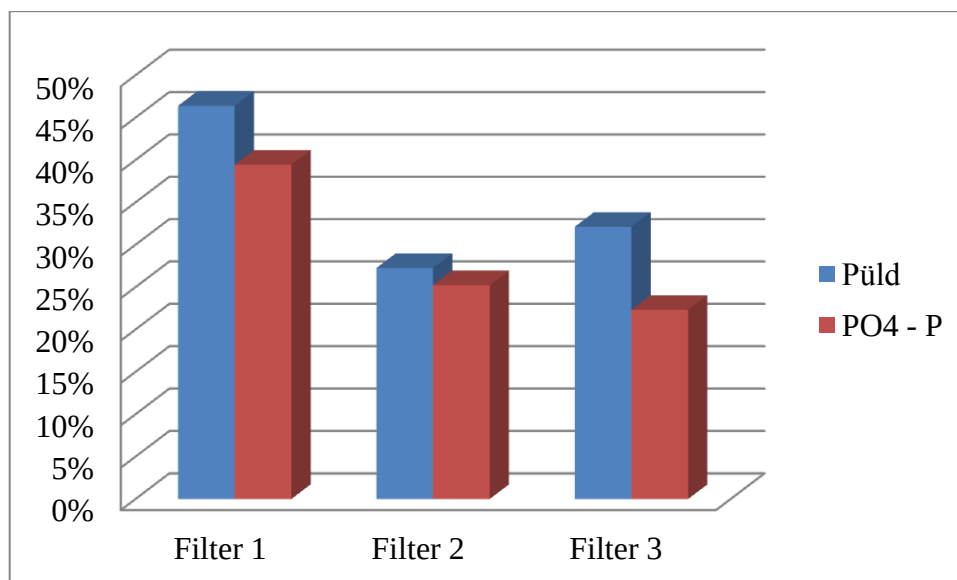


Joonis 18 Fosfaatfosfori vähenemine (%) seireperioodi jooksul (2013 juuni - 2014 detsember) erinevates filtermaterjalides (Filter 1 - GBS; Filter 2 - Filtralite-P; Filter 3 - Polonite).

Fosfaatfosfori vähendamisel on filtrite efektiivsus võrreldes üldfosforiga väiksem. Filter 2 efektiivsus langeb märgatavalt juba 2013. aasta septembrikuust ning 2014. aasta kevadkuudel on ka teiste filtrite fosfori ärastamises suuri varieerumisi. Suvekuudel filtrite efektiivsus fosfaatfosfori ärastamises taastub kuni 2014. aasta septembrikuuni.

Efektiivsuse langus võib olla seletatav vee läbivoolu tingimustega filtrites ning kraavivee üldiselt madalate kontsentratsioonidega, mis kirjanduse [23] andmetel on põllutasandil katsete fosfori ärastamise languse põhjuseks. Ka kirjanduse [34,40] andmetel filtrite efektiivsus sõltub suurel määral sissetuleva vee reostusastmest. Madalatel kontsentratsioonidel filtrite efektiivsus väheneb märgatavalt ning vee kontsentratsioonid filtritest väljavoolus on kohati suuremad kui filtritesse sissevoolus. Antud katses kraavivee üldiselt madalad üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid võisid olla filtrite madala efektiivsuse üheks põhjuseks (Lisa 1 Tabel 7).

Kui arvestada ainult olukordi, mil filtermaterjalid vähendasid kraavivee kontsentratsiooni filtritest väljavoolul, siis seireperioodi kõige efektiivsem filter 1 (GBS) vähendas üldfosfori kontsentratsiooni 46% ning fosfaatfosfori kontsentratsiooni 39% (Joonis 19). Filter 3 (*Polonite*) vähendas üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsiooni vastavalt 32% ja 22%. Filter 2 (*Filtralite-P*) vähendas küll mõnevõrra rohkem lahustunud fosforit (25%) võrreldes *Polonite* filtriga, kuid üldfosfori osas oli vähenemine 27%. Vähenemisprotsendid on küll mõnevõrra madalamad kui laboratoorses katsetes [24,33,38] saadud tulemused, kuid võrreldavad teiste põllutasandil tehtud katsete [24, 34,39,40,41] tulemustega.



Joonis 19 Filtermaterjalide efektiivsuse (R, %) võrdlus (v.a väärtused, mil filter suurendas kontsentratsiooni kraavivees).

Lahustunud fosfori osakaal üldfosfori kontsentratsioonist moodustas 34%. See väärtus peab paika ka kirjanduse [25] katsete käigus saadud tulemusega, mille alusel 20 - 30% fosforist moodustab fosfaatfosfor. Kuna lahustunud fosfori osakaal üldfosforist on tagasihoidlik, siis moodustab antud seirealal mullaosakestega seotud fosfor arvatavasti olulise osa kogu fosforist (uurimisalal domineerivate raskete savimuldade tõttu). Mullaosakestega seotud fosfor on tundlik vee - erosiooni suhtes ning see kantakse pindmise äravooluga kergesti põllult minema. Selle kinnipüüdmisel on antud filtermaterjalid mõnevõrra tõhusamad võrreldes lahustunud fosforiga.

Perioodil juuli 2013 kuni detsember 2014 oli keskmine äravoolumoodul $23,87 \text{ l/s/km}^2$. Aasta lõikes teeks see umbes 16 l/s/km^2 , mis on küllaltki suur võrreldes üldiselt selle piirkonna keskmise äravoolumooduliga ($9,5 \text{ l/s/km}^2$) kirjanduse [43] andmetel. Suur erinevus tuleneb arvatavasti 2013. aasta oktoobris mõõdetud erakordselt suurest vooluhulgast (Lisa 2 Tabel 8). Kuna seireperioodi jooksul olid vooluhulga mõõtmised ja veetaseme määramised mitmetel kordadel raskendatud ning prooviandmeid kogutud vähe, siis ka saadud tulemustes võib esineda ebatäpsusi.

Üld- ja fosfaatfosfori keskmine äraanne (L, kg) valglalt kuivenduskraavi kaudu oli seireperioodi jooksul vastavalt 3,9 kg ning 1,0 kg. Võttes arvesse filtermaterjalide efektiivsust (R, %) eeldusel, et filtritest fosforit ei vabane ning kogu kraavivesi läbib filtermaterjale, oleksid potentsiaalsed vähenemiskogused (F, g) 18 kuu jooksul GBS filtermaterjali korral üldfosfori osas 1794 g ja fosfaatfosfori osas 390 g. Filtermaterjal *Polonite* potentsiaal oleks vähendada üld- ja fosfaatfosforit vastavalt 1248 g ja 220 g ning *Filtralite-P* vastavalt 1053 g ning 250 g. Tulemused on mõnevõrra paremad võrreldes teistes katsetes [34,39,40] saadud filtrite vähenemiskogustega. Erinevate filtrite fosforkoguste eemaldamise ja sidumise võrdlemisel tuleb aga arvestada, et seireperioodid, valglate suurused, äravool ja ka fosfori sisaldused filtreeritavas vees on erinevad.

Üld- ja fosfaatfosfori keskmine äraanne valglalt (M, kg/ha) seireperioodi jooksul oli vastavalt 0,13 kg/ha ning 0,03 kg/ha. Võrreldes aastase väetise kogusega, mil põldudele anti 25 kgP/ha, oli äraanne suhteliselt tagasihoidlik. Selle üheks põhjuseks võib olla vooluhulga andmete piiratus seireperioodi jooksul, mis võis olla tingitud nii suve- kui ka talveperioodidel äravoolu puudumisest.

Võttes arvesse nii filtermaterjalide efektiivsust, vähendatud fosfori sisaldusi kui ka filtrite kinnipeetud fosfori koguseid, saab väita, et antud katsetes ja vastavatel tingimustel osutus kõige paremaks materjaliks filtris 1 sisalduv GBS, millele järgneb filtris 3 olev *Polonite*. Filtris 2 sisalduv Filtralite-P andis seireperioodi jooksul kõige kesisemaid tulemusi.

Kokkuvõte

Käesoleva töö eesmärk oli analüüsida Linnamäe pilootprojekti raames kasutatud filtermaterjale ja nende potentsiaali fosforikoguste vähendamisel põllumajanduslikust hajukoormusest. Uurimise all olevad materjalid olid GBS (granuleeritud põletusahju räbu), Filtralite-P ning *Polonite*. Töö käigus anti ülevaade Läänemere ja Eesti veekogude seisundist, erinevatest seni rakendatud meetmetest, pilootprojektist Linnamäel ning tulemustest. Töö raames ei hinnatud meetme majandusliku poolt.

Seireperioodi jooksul esines vooluhulga mõõtmisel probleeme, mille põhjuseks olid nii hüdrometeoroloogilised tingimused (pikk kuiv periood suvel ning talvine läbikülmumine) kui ka füüsikalise-geograafilised tingimused (seireala maastiku tasasuse tõttu oli veetaseme tõstmine mõõttulevooluga iseoolse fosfori ärastuse süsteemi rajamisel komplitseeritud).

Analüüsi tulemustest selgus, et seireperioodi (juuni 2013 - detsember 2014) jooksul filtermaterjalide fosforisisalduste vähendamise efektiivsus varieerus suuresti. Vähemalt kahel selgesti eristuv ajaperioodil oli kõigi filtrite efektiivsus negatiivne ning filtritest väljuva vee fosfori kontsentratsioonid suuremad kui nendesse siseneval kraaviveel. Kuna filtrite efektiivsus ei olnud pidev, siis fosfori ärastuse arvutustes jäeti välja need ajaperioodid, mil filtrites toimus fosforikoguste desorptsioon. Sellest lähtuvalt saadi filtermaterjali GBS efektiivsuseks üldfosfori osas 46% ning fosfaatfosfori osas 39%, *Polonite* potentsiaal oli vastavalt 32% ja 22%. Filtermaterjal Filtralite-P efektiivsus fosfaatfosfori osas oli küll mõnevõrra suurem (25%) võrreldes *Polonite* filtermaterjaliga, kuid üldfosfori vähenemise potentsiaal oli 27%.

Filtrite poolt vähendatud fosfori sisalduste arvutamisel on arvesse võetud kõik mõõtmistulemused. Arvutuste tulemusel vähenes GBS filtris üldfosfori kontsentratsioon keskmiselt 0,0092 mgP/l võrra ning fosfaatfosfori kontsentratsioon 0,0025 mgP/l võrra. *Polonite* filtris vähenes üldfosfori kontsentratsioon keskmiselt 0,0019 mgP/l võrra, kuid PO₄-P sisalduses vähenemist ei täheldatud. Filtralite-P filter ei vähendanud seireperioodi jooksul fosforisisaldust.

Eeldades, et filtermaterjale oleks kasutatud kogu kraavivee puhastamiseks ning filtrites ei esine fosfori desorptsiooni, oleksid potentsiaalsed vähenemiskogused 18 kuu jooksul GBS filtri korral 1794 g üldfosforit ja 390 g fosfaatfosforit, *Polonite* filtri korral vastavalt 1248 g ja 220 g ning Filtralite-P filtril vastavalt 1053 g ning 250 g. Seega kõikide eelduste kohaselt oleks filtermaterjali GBS potentsiaalne vähendamisvõime peaaegu pool sissetulevast fosfori kogusest ning *Polonite* ja Filtralite-P korral umbes kolmandik.

Kokkuvõtteks saab öelda, et kaltsiumfiltrite tehnoloogia toimib fosforikoguste vähendamisel põllumajanduslikust hajukoormusest. Pilootprojekti tulemused langevad üsna hästi kokku muude analoogsete eksperimentide tulemustega. Kõige tõhusamaks filtermaterjaliks osutus GBS, millele järgnesid *Polonite* ja Filtralite-P. Eestis võiks kahe esimese rakendamist kaaluda sobivate asukohatingimuste (kraavivee kõrged fosfori kontsentratsioonid ning savirikkad, suurema nõlvakaldega põllud) leidudes. Lisaks sobivale asukohale on filtermeetodi tõhusamaks rakendamiseks vajalik filtermaterjalide pikaajalisema seire teostamine, filtermaterjalide taaskasutusvõimaluste uurimine ning majandusliku poole analüüs.

Summary

The aim of this thesis was to analyse different filter materials and their potential used in the pilot-scale project at Linnamäe with the purpose of reducing phosphorus from diffused agricultural sources. The materials under study included GBS (granulated blast furnace slag), Filtralite-P and Polonite. A general overview of the current status of the Baltic Sea and Estonian water bodies together with the implemented measures was given. The results of the project at Linnamäe were discussed in more detail. Economic aspects were not included.

The measurement of water flows during the monitoring period was complicated due to varying weather conditions (long dry period in summer accompanied by freezing in winter) as well as geographical characteristics (since the monitoring area was flat there was a need to rise the water level with a weir in order for the self-flowing phosphorus abatement system to function).

The analysis of the results revealed that the efficiency of the filter materials in reducing phosphorus varied significantly during the monitoring period (July 2013 - December 2014). For at least two distinguishable periods the efficiency of all the filters was found negative resulting in higher phosphorus concentrations in the outlet flows compared to the inlet flows. Measurement data from such periods was left out when calculating the net efficiency values. Based on the latter, the efficiencies for reducing total phosphorus (TP, in Estonian $P_{\text{üld}}$) and phosphate phosphorus (DP, in Estonian $PO_4\text{-P}$) for GBS material was 46% and 39%, respectively and for Polonite 32% and 22%, respectively. Filter material Filtralite-P showed somewhat higher efficiency in case of phosphate phosphorus (25%) compared to Polonite, but only 27% for the total phosphorus.

For calculating the average reduced phosphorus concentrations all of the measurement data was included. The reduced values for TP and DP in case of GBS filter material were 0,0092 mgP/L and 0,0025 mgP/L, respectively. Using the Polonite filter material the reduced TP concentration was found 0,0019 mgP/L but no decrease for DP was observed. In case of the Filtralite-P filter material, the results did not show a decrease for TP as well DP concentrations during the monitoring period.

Based on the assumption that the filter materials were used for the total flow in the ditch and excluding the occurrence of desorption, the potential sorbed quantities during 18 months of operation for GBS filter would be 1794 g TP and 390 g DP. In case of Polonite filter, the potential would be 1284 g TP and 220 g DP and for Filtralite-P 1053 g and 250 g, respectively. Therefore, the overall reducing potential of phosphorus would be half of the total inlet quantity for GBS and one third for Polonite and Filtralite-P materials.

The results indicate that using Ca-based filter materials for the abatement of phosphorus from diffused agricultural sources is effective. The results of the pilot-scale project at Linnamäe mostly coincide with similar experiments from literature. On the basis of the above mentioned results the most efficient filter material is GBS followed by Polonite and Filtralite-P. Implementing the first two filter materials in Estonia is reasonable in case of suitable locations (with high ditch water concentrations and clayey, inclined arable land). In addition to the latter, long-term monitoring and recycling of the filter materials as well as economic feasibility is required for a successful future implementation of this method.

Kasutatud kirjandus

1. Svendsen, L. M., Bartnicki, J., Boutrup, S., Gustafsson, B., Jarosinski, W., Knuuttila, S., Kotilainen, P., Larsen, S. E., Pyhälä, M., Ruoho-Airola, T., Sonesten, L., Staaf, H. (2015) Updated fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145.
2. Pawlak, J. F., Laamanen, M., Andersen, J. H. (2009) Eutrophication in the Baltic Sea - An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region: Executive Summary. HELCOM, Baltic Sea Environment Proceedings No. 115A.
3. HELCOM Ministerial Meeting (2007) HELCOM Baltic Sea Action Plan.
Kättesaadav:
http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20action%20plan/BSAP_Final.pdf,
05.03.15.
4. Keskkonnaministeerium (2010) Lääne - Eesti vesikonna veemajanduskava.
Kättesaadav:
http://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/2010.04.07kinnitatudlane-eestivesikonnaveemajanduskava.pdf, 26.03.15.
5. Põllumajandusministeerium (2015) Eesti Maaelu Arengukava 2014 - 2020.
Kättesaadav: <http://www.agri.ee/et/eesmargid-tegevused/eesti-maaelu-arengukava-mak-2014-2020>, 11.04.15.
6. Svendsen, L. M., Staaf, H., Gustafsson, B., Pyhälä, M., Kotilainen, P., Bartnicki, J., Knuuttila, S., Durkin, M. (2013) Review of the Fifth Baltic Sea Pollution Load Compilation for the 2013 HELCOM Ministerial Meeting. Baltic Sea Environment Proceedings No. 141.
7. Svendsen, L. M., Pyhälä, M., Gustafsson, B., Sonesten, L., Knuuttila, S. (2015) Inputs of nitrogen and phosphorus to the Baltic Sea. HELCOM Core Indicator of Eutrophication.
Kättesaadav:
http://helcom.fi/Documents/Baltic%20sea%20trends/Eutrophication/CORE_indicator_nutrient_inputs_1995-2012.pdf, 24.03.15.
8. Loigu, E., Velner, H. - A., Iital, A., Pärnapuu, M. (2011) Hajureostuse dünaamika loodus- ja põllumaadelt 1960 - 2010. Tallinn: TTÜ Kirjastus.
9. Iital, A., Pachel, K., Loigu, E., Pihlak, M., Leisk, Ü. (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, 12, lk 178 - 188.
10. Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Piirimäe, K. (2011) Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete väljatöötamine ja nende tõhususe hindamine. Hinnang pinna ja põhjavee hea seisundi saavutamise ja veesäästu võimaluste kohta. Töövõtuleping 4-1.1/279 lõpparuanne.
 11. HELCOM Ministerial Meeting (2013) Summary report on the development of revised Maximum Allowable Inputs (MAI) and updated Country Allocated Reduction Targets (CART) of the Baltic Sea Action Plan. Kättesaadav: <http://www.helcom.fi/Documents/Ministerial2013/Associated%20documents/Supporting/Summary%20report%20on%20MAI-CART.pdf>, 17.05.15.
 12. Loigu, E., Iital, A., Pachel, K., Leisk, Ü. (2010) Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforväetistes kaadmiumi reostusohu hindamine. Lepingu 4-11/61 lõpparuanne.
 13. Kupits, K., Vreimann, T., Metsur, M. (2014) Ülevaate koostamine vesikondade veemajanduskavade meetmeprogrammide rakendamise tegevuskavade elluviimisest 2013 - 2014. AS Maves töö nr 14085.
 14. Ritso, K., Valdmaa, T., Metsur, M. (2008) Vee seisundi parandamiseks hajukoormuse mõju vähendamise meetmete hindamine ja määramine. AS Maves, töö nr 8114.
 15. Statistikaameti veebiandmebaas. Kättesaadav: http://pub.stat.ee/px-web.2001/Database/Keskkond/08Surve_keskkonnaseisundile/10Vee_saastamine/10Vee_saastamine.asp, 26.04.15.
 16. Loigu, E. (2006) Tegevused põllumajandusest ärakantava fosfori vähendamiseks. Keskkonnaministeerium. Lepingu nr. K-11-1-2006/2072.
 17. Põllumajandusuuringute Keskus (2014) Eesti Maaelu Arengukava 2007 - 2013: 2. telje püsihindamisaruanne 2013. aasta kohta. Kättesaadav: http://pmk.agri.ee/pkt/files/f32/PMK_MAK_2007-2013_2_telje_pysihindamisaruanne_2013_20.01.2015.pdf, 01.04.15.
 18. Pengerud, A., Stålnacke, P., Bechmann, M., Blicher-Mathiesen, G., Iital, A., Koskiahio, J., Kyllmar, K., Lagzdins, A., Povilaitis, A. (2015) Temporal trends in phosphorus concentrations and losses from agricultural catchments in the Nordic and Baltic countries. - Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil & Plant Science, 65:sup2, lk 173 - 185.

19. Põllumajandusministeerium (2013) Eesti Maaelu Arengukava 2007 - 2013.
Kättesaadav: <http://www.agri.ee/et/eesmargid-tegevused/eesti-maaelu-arengukava-mak-2007-2013>, 30.03.15.
20. Põllumajandusamet (2012) Lääne - Eesti vesikonna maaparandushoiukava.
Kättesaadav: http://www.agri.ee/sites/default/files/public/Laane_Eesti_VK_MHK.pdf,
08.04.15.
21. Kupits, K. (2014) Eesti põllumajanduses rakendatavad keskkonnameetmed ning nende tasuvus. AS Maves töö nr 13022.
22. Cuttle, S. P., Macleod, C. J. A., Chadwick, D. R., Scholefield, D., Haygarth, P. M., Newell-Price, P., Harris, D., Shepherd, M. A., Chambers, B. J., Humphrey, R. (2007) An Inventory of Methods to Control Diffuse Water Pollution from Agriculture (DWPA). - User Manual, Prepared as part of Defra Project ES0203.
23. Klimeski, A., Chardon, W.J., Turtola, E., Uusitalo, R. (2012) Potential and limitations of phosphate retention media in water protection: A process-based review of laboratory and field-scale tests. - Agricultural and Food Science, 21, lk 206 - 223.
24. Lyngsie, G., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. (2013) A three-step test of phosphate sorption efficiency of potential agricultural drainage filter materials. - Water Research, köide 51, lk 256 - 265.
25. Ekholm, P. (1998) Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. - Monographs of the Boreal Environment Research, nr 11.
26. Bryant, R.B., Buda, A.B., Kleinman, P.J.A., Church, C.D., Bose, S., Allen, A.L. (2011) FGD Gypsum Filters Remove Soluble Phosphorus from Agricultural Drainage Waters. Kättesaadav: <http://www.flyash.info/2011/076-Bryant-2011.pdf>, 11.02.2015.
27. Ballantine, D.J., Tanner, C.C. (2010) Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. - New Zealand Journal of Agricultural Research, 53 (1), lk 71 - 95.
28. Ulen, 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. - British Society of Soil Science, 23, lk 5 - 15.

29. Penn, C.J., Bryant, R.B., Kleinman, P.J.A., Allen, A.L. (2007) Removing dissolved phosphorus from drainage ditch water with phosphorus sorbing materials. - *Journal of soil and water conservation*, 62 (4), lk 269 - 276.
30. Penn, C.J., McGrath, J.M., Rounds, E., Fox, G., Heeren, D. (2012) Trapping Phosphorus in Runoff with a Phosphorus Removal Structure. - *Journal of Environmental Quality*, 41, lk 672 - 679.
31. Stoner, D., Penn, C., McGrath, J., Warren, J. (2012) Phosphorus Removal with By-Products in a Flow-Through Setting. - *Journal of Environmental Quality*, 41, lk 654 - 663.
32. Kirkkala, T., Ventelä, A-M., Tarvainen, M. (2012) Long-Term Field-Scale Experiment on Using Lime Filters in an Agricultural Catchment. - *Journal of Environmental Quality*, 41, lk 410 - 419.
33. Karczmarczyk, A., Bus, A. (2013) Testing of reactive materials for phosphorus removal from water and wastewater - comparative study. - *Annals of Warsaw University of Life Sciences – SGGW Land Reclamation*, 46 (1), lk 57 - 67.
34. Bastiene, N., Gasiunas, V. (2014) Investigation of ditch filters for the reduction of phosphorus leaches from agricultural land in Lithuania - Ditch filters phase 2. IVL's project No: 202576.
35. 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*, 30 (11), lk 2633 - 2642.
36. Lyngsie, G., Penn, C.J., Pedersen, H.L., Borggaard, O.K., Hansen, H.C.B. (2015) Modelling of phosphate retention by Ca- and Fe-rich filter materials under flow-through conditions. - *Ecological Engineering*, 75, lk 93 - 102.
37. Cucarella, V., Mazurek, R., Zaleski, T., Kopec', Renman, G. (2009) Effect of Polonite used for phosphorus removal from wastewater on soil properties and fertility of a mountain meadow. - *Environmental Pollution*, 157, lk 2147 - 2152.
38. Gustafsson, J.P., Renman, A., Renman, G., Poll, K. (2007) Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. - *Water Research*, 42, lk 189 - 197.
39. IVL Svenska Miljöinstitutet (2014) Åtgärder mot fosforläckage från jordbruksmark - dikesfilter och dikesdammar; FAS 2. Kättesaadav: http://www.segea.se/Slutrapport_Fas2_IVL_WEREC_TP_se.pdf, 13.05.15.

40. Institute of Technology and Life Sciences (2014) Ditch Filters Phase 2. IVL`s project No: 2936.
41. Korkusuz, E.A., Beklioglu, M., Demirer, G.N. (2007) Use of blast furnace granulated slag as a substrate in vertical flow reed beds: Field application. - Bioresource Technology, 98, lk 2089 – 2101.
42. Vohla, C., Kõiv, M., Bavor, H. J., Chazarenc, F., Mander, Ü. (2011) Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. - Ecological Engineering, 37, lk 70 - 89.
43. Põllumajandusamet (2012) Lääne-Eesti vesikonna Matsalu alamvesikonna maaparandushoiukava. Kättesaadav: [http://www.agri.ee/sites/default/files/public/juurkataloog/MAAPARANDUS/Maa parandushoiukavad/MATSALU_AV_MHK.pdf](http://www.agri.ee/sites/default/files/public/juurkataloog/MAAPARANDUS/Maa%20parandushoiukavad/MATSALU_AV_MHK.pdf), 08.04.15.
44. TÜ Eesti Mereinstituut (2012) Eesti mereala keskkonnaseisundi esialgne hindamine. Aruanne EL-i merestrateegia raamdirektiivi artikkel 8-st tulenevate riiklike kohustuste täitmiseks. Kättesaadav: http://www.envir.ee/sites/default/files/ia_aruanne.pdf, 22.04.15.
45. Keskkonnaregistri avalik teenus. Kättesaadav: <http://register.keskkonnainfo.ee/envreg/main#HTTPdQAYKxRIEu3QQPV6gGC5X1jmxkqopI>, 12.05.15.
46. Eesti riiklik keskkonnaseire programm. Kättesaadav: http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2079&Itemid=392, 12.05.15.
47. TÜ Eesti Mereinstituut (2011) Toitainete koormused Liivi lahe veekogumitesse 1995 - 2009. Tellimustöö programmi „Eesti - Läti piiri ületavate Eesti jõgede ja piirilähedaste järvede seisundiandmete kogumine koostöölastamiseks Eesti - Läti veemajanduskavades“ raames. Kättesaadav: http://veebiarhiiv.digar.ee/a/20140522042026/http://envir.ee/orb.aw/class=file/acti on=preview/id=1158889/Liivi+lahe+koormused_1.pdf, 18.04.15.

Lisad

Tabel 7 Seireperioodil mõõdetud üld- ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid (mgP/l), kuu keskmised sademete hulgad (mm) ja õhutemperatuurid (°C).

Proovivõtu kuupäev	Üldfosfor ($P_{\text{üld}}$)				Fosfaatfosfor ($PO_4\text{-P}$)				Sade- med	Kesk.Õ h.temp.
	Filter1	Filter2	Filter3	Kraav	Filter1	Filter2	Filter3	Kraav		
	C_v , mgP/l			C_s , mgP/l	C_v , mgP/l			C_s , mgP/l	mm	°C
9.07.2013	0,016	0,039	0,023	0,050	0,003	0,009	0,008	0,012	24,8	17,3
9.07.2013	0,022	0,026	0,036	0,056	0,007	0,006	0,012	0,022		
17.07.2013	0,017	0,043	0,029	0,047	0,004	0,015	0,012	0,016		
24.07.2013	0,052	0,031	0,045	0,077	0,026	0,009	0,019	0,023		
15.08.2013	0,012	0,014	0,019	0,022	0,004	0,004	0,004	0,004	86,2	16,7
5.09.2013	0,011	0,013	0,018	0,014	0,003	0,005	0,006	0,004	40,4	11,7
12.09.2013	0,010	0,012	0,014	0,015	0,003	0,004	0,005	0,005		
19.09.2013	0,011	0,013	0,013	0,017	0,003	0,006	0,004	0,006		
26.09.2013	0,006	0,060	0,014	0,016	0,002	0,048	0,006	0,006		
3.10.2013	0,006	0,066	0,015	0,018	0,003	0,049	0,006	0,006	72,1	7,3
10.10.2013	0,015	0,041	0,017	0,016	0,008	0,032	0,008	0,007		
24.10.2013	0,008	0,015	0,019	0,018	0,002	0,007	0,006	0,006		
30.10.2013				0,037				0,009		
31.10.2013				0,037				0,008		
15.11.2013	0,008	0,016	0,013	0,017	0,003	0,010	0,005	0,006	85,8	4,6
18.11.2013	0,01	0,012	0,013	0,015	0,004	0,007	0,005	0,006		
19.11.2013	0,005	0,015	0,011	0,015	<0,002	0,006	0,004	0,006		
12.12.2013				0,020				0,009	72,2	2,4
16.12.2013				0,012				0,005		
19.12.2013	0,005	0,010	0,009	0,012	0,003	0,007	0,004	0,007		
20.12.2013	0,005	0,012	0,007	0,009	0,003	0,007	0,003	0,004		
2.01.2014	0,004	0,009	0,008	0,009	0,002	0,006	0,005	0,005		
3.01.2014	0,006	0,010	0,008	0,009	0,003	0,005	0,004	0,004	46,7	-7,1
27.02.2014	0,007	0,141	0,029	0,008	0,002	0,049	0,017	0,003	22,6	-0,2
6.03.2014				0,017				0,005	29,4	2,1
26.03.2014				0,017				0,005		
2.04.2014	0,010	0,445	0,148	0,010	0,003	0,285	0,100	0,003	24,2	5,8
9.04.2014				0,010				0,003		
16.04.2014	0,008	0,143	0,019	0,009	0,003	0,062	0,006	0,003		
23.04.2014	0,035	0,03	0,077	0,022	0,023	0,013	0,026	<0,002		
23.04.2014	0,007	0,248	0,022	0,134	<0,002	0,166	0,009	0,068		

30.04.2014	0,040	0,012	0,018	0,021	0,014	0,003	0,009	0,011		
6.05.2014	0,008	0,009	0,017	0,014	0,003	0,002	0,010	0,005	38,2	11
14.05.2014	0,007	0,012	0,022	0,023	0,003	0,003	0,012	0,006		
16.05.2014	0,008	0,012	0,010	0,011	0,003	0,004	0,004	0,004		
22.05.2014	0,007	0,014	0,007	0,013	0,003	0,004	0,002	0,004		
2.06.2014	0,007	0,014	0,008	0,017	0,003	0,003	0,003	0,003	55,6	13,2
17.06.2014	0,006	0,014	0,009	0,022	0,004	0,006	0,005	0,006		
23.06.2014	0,007	0,012	0,009	0,016	0,002	0,003	0,004	0,005		
26.06.2014	0,007	0,013	0,007	0,030	0,003	0,003	0,003	0,010		
1.07.2014	0,008	0,015	0,010	0,022	0,003	0,005	0,004	0,005	35	20,1
7.07.2014	0,014	0,016	0,010	0,027	0,005	0,004	0,006	0,005		
14.07.2014	0,036	0,031	0,026	0,055	0,010	0,009	0,009	0,015		
30.09.2014	0,049	0,024	0,021	0,023	0,020	0,008	0,011	0,007	39	12,4
3.11.2014		0,013	0,011	0,018		0,004	0,006	0,007	29,5	2,2
10.11.2014	0,007	0,007	0,007	0,008	<0,002	0,003	0,004	0,002		
24.11.2014	0,012	0,014	0,008	0,006	0,012	0,007	0,004	0,002		
1.12.2014	0,016	0,010	0,060	0,009	0,003	0,008	0,016	0,003	77,8	0
5.12.2014				0,008				0,002		
6.12.2014				0,010				0,004		
7.12.2014				0,008				0,003		
18.12.2014	0,046	0,008	0,010	0,007	0,014	<0,002	0,003	<0,002		

Tabel 8 Seireperioodil mõõdetud vooluhulgad (l/s) ja veetaseme kõrgused (cm).
Arvutatud üld- ja fosfaatfosfori keskmised ärakanded (kg, kg/ha).

Proovivõtu kuupäev	Kraavivee P _{üld} konts.	Kraavivee PO ₄ -P konts.	Veetaseme kõrgus	Mõõdetud vooluhulgad	Arvutatud vooluhulgad	P _{üld} keskmine äraanne	P _{üld} keskmine äraanne	PO ₄ -P keskmine äraanne	PO ₄ -P keskmine äraanne
	Cs, mg/l	Cs, mg/l	Hl _{att} , cm	Q, l/s	Q, l/s	L, kg/kuus	M, kg/ha	L, kg/kuus	M, kg/ha
9.07.2013	0,050	0,012	46.5	0,19	0,09	0,0133	0,0004	0,0042	0,0001
9.07.2013	0,056	0,022							
17.07.2013	0,047	0,016							
24.07.2013	0,077	0,023							
15.08.2013	0,022	0,004	53		2,95	0,1738	0,0057	0,0316	0,0010
5.09.2013	0,014	0,004	47	0,16	0,15	0,0367	0,0012	0,0124	0,0004
12.09.2013	0,015	0,005	48	1,12	0,33				
19.09.2013	0,017	0,006	50	2,10	1,01				
26.09.2013	0,016	0,006	52	2,80	2,17				
3.10.2013	0,018	0,006	50	2,60	1,01	3,0295	0,0993	0,7059	0,0231
10.10.2013	0,016	0,007	52	3,00	2,17				
24.10.2013	0,018	0,006	56	4,00	6,24				
30.10.2013	0,037	0,009	73		59,67				
31.10.2013	0,037	0,008							
15.11.2013	0,017	0,006							
18.11.2013	0,015	0,006							
19.11.2013	0,015	0,006							
12.12.2013	0,020	0,009							
16.12.2013	0,012	0,005							
19.12.2013	0,012	0,007							
20.12.2013	0,009	0,004							
2.01.2014	0,009	0,005							
3.01.2014	0,009	0,004							
27.02.2014	0,008	0,003							
6.03.2014	0,017	0,005							
26.03.2014	0,017	0,005							
2.04.2014	0,010	0,003				0,2260	0,0074	0,1159	0,0038
9.04.2014	0,010	0,003							
16.04.2014	0,009	0,003							
23.04.2014	0,022	<0,002	52.5	2,65	2,54				
23.04.2014	0,134	0,068							
30.04.2014	0,021	0,011							

6.05.2014	0,014	0,005				0,0885	0,0029	0,0276	0,0009
14.05.2014	0,023	0,006	52		2,17				
16.05.2014	0,011	0,004							
22.05.2014	0,013	0,004							
2.06.2014	0,017	0,003							
17.06.2014	0,022	0,006							
23.06.2014	0,016	0,005							
26.06.2014	0,030	0,010							
1.07.2014	0,022	0,005							
7.07.2014	0,027	0,005							
14.07.2014	0,055	0,015							
30.09.2014	0,023	0,007							
3.11.2014	0,018	0,007							
10.11.2014	0,008	0,002							
24.11.2014	0,006	0,002							
1.12.2014	0,009	0,003				0,3190	0,0105	0,1139	0,0037
5.12.2014	0,008	0,002							
6.12.2014	0,010	0,004							
7.12.2014	0,008	0,003							
18.12.2014	0,007	<0,002	60.5	10,50	14,18				
Kokku						3,8868	0,1274	1,0114	0,0332
Keskmine vooluhulk, l/s			2,91	7,28					
Keskmine äravoolumoodul, l/s/km2				23,87					