

Tartu Ülikool
Bioloogia-geograafiateaduskond
Geograafia instituut
Loodusgeograafia ja maastikuökoloogia õppetool

Elar Põldvere

**HÜBRIIDSE TEHISMÄRGALAPUHAСТИ EFEKTIIVSUSE
ANALÜÜS KODIJÄRVE PUHAСТИ NÄITEL**

Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal

Juhendaja: prof. Ülo Mander

Tartu 2005

Sisukord

Sisukord	2
Sissejuhatus	4
1. Kodijärve tehismärgalapuhasti	5
2. Kodijärve tehismärgalapuhasti horisontaalvooluline taimestik-pinnasfilter	8
2.1. Horisontaalvoolulise filtri täitepinnas	10
2.2. Taimestik Kodijärve horisontaalvoolulises pinnasfiltris	10
3. Tehismärgalapuhastid võrdluseks	13
3.1. Kõo asula tehismärgalapuhasti.....	13
3.2. Paistu põhikooli tehismärgalapuhasti.....	13
3.3. Tveteri reoveepuhastussüsteem.....	14
3.4. Østegårdeni reoveepuhastussüsteem	15
4. Materjal ja meetodika	16
4.1. Reo- ja heitveeproovid	16
4.1.1. Reo- ja heitveeproovide analüüsimine	18
4.2. Vee vooluhulkade ja füüsikalise-keemiliste näitajate mõõtmine	19
4.3. Puhastusefektiivsuse ja puhastusmäära arvutamine	20
4.4. Andmetöötlus ja statistiline analüüs	21
5. Tulemused ja arutelu	23
5.1. Reo- ja heitvee vooluhulgad ja viibeaeg	23
5.2. Reo- ja heitvee temperatuur	24
5.3. Reo- ja heitvee pH.....	26
5.4. Hapniku küllastusprotsent reovees.....	28
5.5. Redokspotentsiaal reo- ja heitvees	29
5.6. Elektrijuhtivus reo- ja heitvees	30
5.7. Reovee tase filtrite pinnases	32
5.8. Hõljuvaine kontsentratsiooni muutused	33
5.9. BHT ₇ Kodijärve reo- ja heitvees	36
5.10. Üld- ja ammooniumlämmastiku kontsentratsioon.....	38
5.11. Nitritlämmastiku ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid	42
5.12. Üldfosfori ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid	48
5.13. Üldraua kontsentratsioon.....	50
5.14. Sulfaatiooni kontsentratsioon.....	53
5.15. Kodijärve tehismärgala puhastusprotsesside kokkuvõte.....	55
6. Soovitused tehismärgalapuhasti rekonstrueerimiseks	58
Kokkuvõte	61
Performance analysis of a hybrid constructed wetland for wastewater treatment in Kodijärve, Estonia	62
Kasutatud kirjandus	64

LISAD:

Lisa 1. Kodijärve tehismärgalapuhasti kahe perioodi proovivõtukuupäevad

Lisa 2. I ja II perioodi reo- ja heitvee reostuskomponentide analüüsikorrad

Lisa 3. I ja II perioodi veevooluhulkade ja füüsikalise-keemiliste näitajate mõõtmiskorrad

Lisa 4. Kodijärve horisontaalvoolulise filtri piesomeetritest I ja II perioodil mõõdetud füüsikalise-keemiliste näitajate keskmistatud tulemused (voolu suunas ja vooluga risti) ning standardhälbed

Lisa 5. Kodijärve horisontaalvoolulise filtri piesomeetritest I ja II perioodil mõõdetud reovee reostuskomponentide keskmistatud tulemused (voolu suunas ja vooluga risti) ning standardhälbed

Lisa 6. Hõljuvaine, BHT₇, üld-, ammoonium-, nitrit- ja nitraatlämmastiku, üld- ja fosfaatfosfori, üldraua ja sulfaatiooni kontsentratsiooni statistiliselt (Spearmani astakorrelatsioon) olulised seosed ($p < 0,001$) reoveekvaliteedi indikaatoritega.

Sissejuhatus

Käesolev magistritöö keskendub Tartu maakonnas Kambja vallas asuva Kodijärve Hooldekodu tehismärgalapuhasti puhastusefektiivsuse uurimisele. Puhastusala esimene etapp, horisontaalvooluline taimestik-pinnasfilter (filtri pindala 312,5 m²) töötab alates 1997. aastast. Peale vertikaalvoolulise filtri ja fosforieraldusvanni lisamist 2002. aasta sügisel (puhastusala teine etapp) muutus tehismärgala hübriidsüsteemiks (filtrite kogupindala 362 m²).

Magistritöös võrreldakse Kodijärve reovee-puhastusala puhastusprotsesse, mis iseloomustavad tehismärgala tööd enne (ajavahemik 31.01.2000-25.04.2002) ja peale vertikaalfiltri ning fosforieraldusvanni (ajavahemik 09.10.2002 – 28.12.2004) rajamist. Nimetatud esimest perioodi on töö autor käsitlenud ka eelnevalt, 2002. aastal kaitstud bakalaureusetöös „Kodijärve taimestik-pinnasfiltri puhastusefektiivsuse analüüs“.

Magistritöö peamiseks eesmärgiks on Kodijärve hübriidse tehismärgalapuhasti efektiivsuse analüüs biokeemilise hapnikutarbe (BHT), hõljuvaine, ammooniumlämmastiku, nitritlämmastiku, nitraatlämmastiku, üldlämmastiku, fosfaatfosfori, üldfosfori, üldraua ja sulfaatiooni sisalduse muutuste alusel reo- ja heitvee puhastusprotsessides.

Teiseks eesmärgiks oli uurida puhastusefektiivsuse seoseid puhastusala veetasemete, vooluhulkade, hapnikusisalduse, redokspotentsiaali, elektrijuhtivuse ja pH vahel.

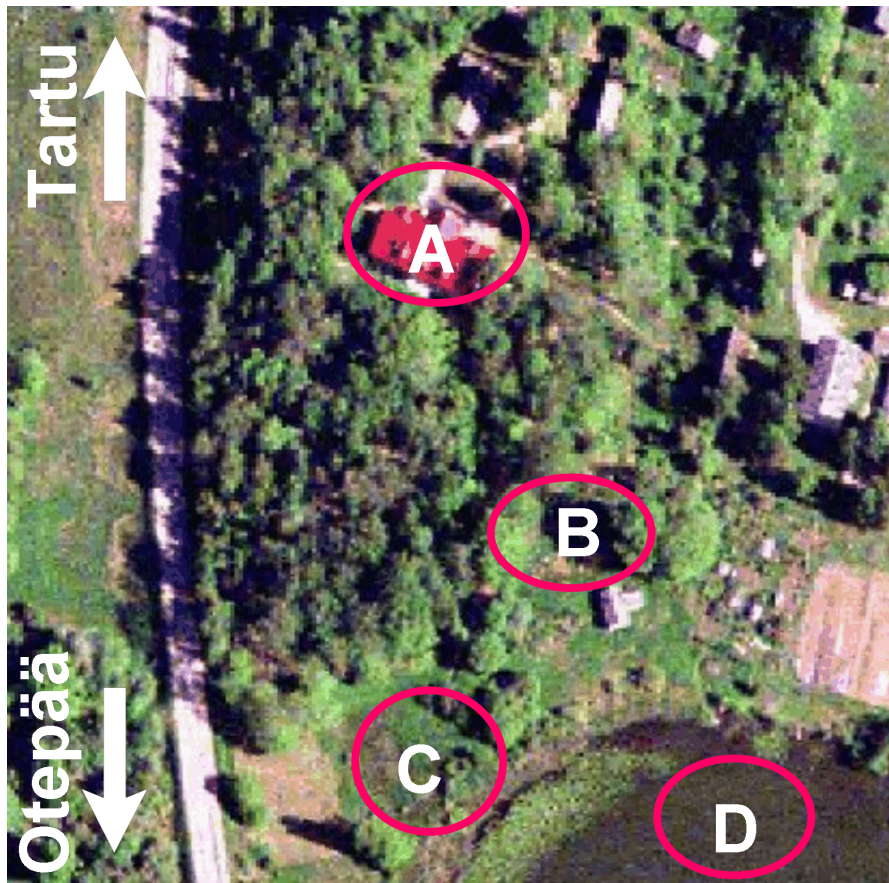
Kogutud andmete põhjal hinnatakse puhastusala töö senist efektiivsust, tehnilist seisukorda ning puhastusprotsesside efektiivsuse suurendamise võimalusi.

Kodijärve tehismärgalapuhastil läbi viidud uuringuid on finantseerinud Euroopa Liit (INCO-COPERNICUS Project No ERBIC15CT960100, Eesti-poolne koordinaator professor Ülo Mander) ja Eesti Vabariigi Haridusministeerium (sihtfinantseerimise teema No TBGGG0549, vastutav täitja prof. Ü. Mander). Alates 2001.a. finantseeriti proovide analüüsimist Euroopa Liidu 5. Raamprogrammi uurimisprojekti PRIMROSE (koordinaator prof. Ü. Mander) arvelt.

Lisaks juhendajale prof. Ü. Manderile on käesoleva magistritöö valmimisele kaasa aidanud mitmed TÜ Geograafia instituudi töötajad ja üliõpilased, kellest tahaks eriti esile tõsta: vanemteadur Krista Lõhmust, eeskätt abi eest statistilisel andmetöötlusel ning keskkonnatehnoloogia eriala doktoranti Alar Noorveed, kes on igakülgset abi osutanud nii väli- kui kameraaltöödel.

1. Kodijärve tehismärgalapuhasti

Kodijärve reovee-puhastusala (-süsteem) asub Tartu maakonnas Kambja vallas Kodijärve külas Otepää kõrgustiku põhjanõlval (joon. 1), Kodijärve Hooldekodu peahoonest ca 120 meetrit allamäge hüpertroofse Väike Kodijärve (3,5 ha) kaldal.



Joonis 1. Kodijärve Hooldekodu peahoone (A), reovee-puhastusala (B), järelpuhastuslodu (C) ja Väike Kodijärv (D).

Allikas: Maa-ameti Avaliku Teenuse Maainfo kaardirakenduse aerofoto (01.03.2005).

1996. aasta sügiseks Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskuse poolt valmis ehitatud tehismärgalapuhasti koosseisu kuulus kahekambriine betoonist septik (ca 10 m³) ja kahepeenraline horisontaalse pinnasesisese vooluga taimestik-pinnasfilter, kogupindalaga 312,5 m². Projekteeritud reostuskoormuseks oli 50 inimekvivalenti (biokeemilise hapnikutarbe järgi väljendatav inimekvivalenti (ie) väärtus on 60 g hapnikku ööpäevas) ja reovee vooluhulgaks 10 m³ d⁻¹ (Mander et al., 2000, 2001).

Reovee aereeritavuse, lämmastiku, fosfori ning üldraua ärastuse parandamiseks ehtasid 2002. aasta suvel Tartu Ülikooli geograafia instituudi keskkonnatehnoloogia tudengid

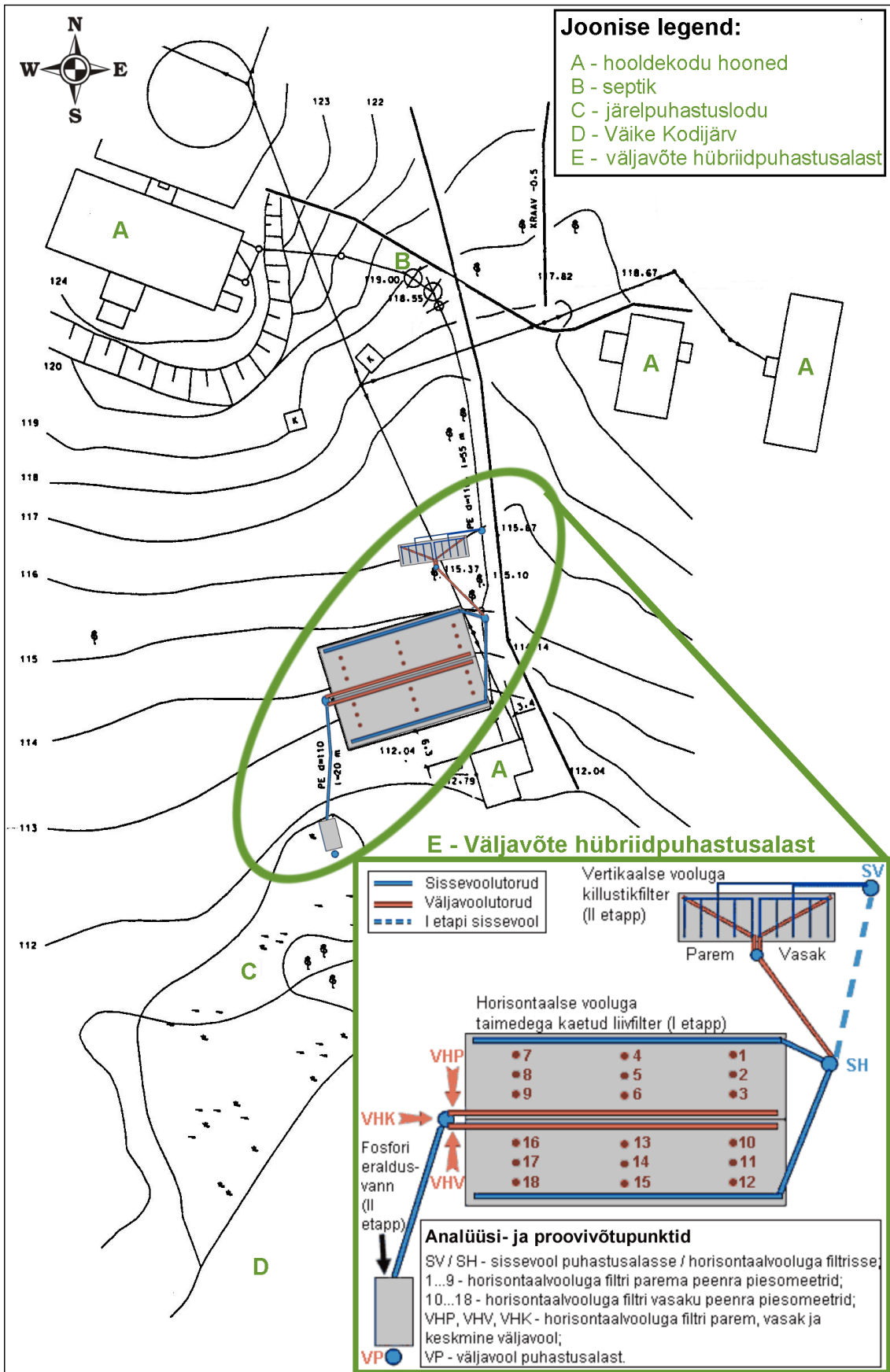
Alar Noorvee juhendamisel (Noorvee et al., 2005) horisontaalvoolulise pinnasfiltri ette vertikaalvoolulise pinnasfiltri (filtri pindala 37,4 m²) ning järele fosforisadestusvanni (pindala 11,9 m²). Statsionaarsele fosforisadestusvannile eelnes poole aastane pilootkatse plastikust (0,5x0,5x2,5 m) fosforisadestusvanniga (Vohla et al., 2005).

Peale puhastusala teise etapi rakendumist muutus tehismärgala hübriidsüsteemiks (filtrite kogupindala 362 m²), sest omavahel kombineeriti vertikaal- ja horisontaalvoolulised pinnasfiltrid ning vabaveeline fosforieraldusvann (joon. 2).

Esimesel etapil voolas reovesi sissevoolukaevust (SV, joon. 2) otse horisontaalfiltri jaotuskaevu (SH, joon. 2). Vertikaalfiltri rakendumisel muudeti endine läbivool avariivooluks, tõstes sissevoolutoru meetri võrra ning sissevoolukaevu lisati ühe anduriga sukelpump (Marina TS 300 S), mis suunab reovee vertikaalfiltri paremasse või vasakusse peenrassa (Noorvee, 2003).

Hübriidsüsteemi kuuluvad puhastusetapid (vertikaal- ja horisontaalvooluga filtrid ja fosforieraldusvann) on isevoolded ning isoleeritud ümbritsevast pinnasest polüetüleen-geomembraaniga.

Kodijärve Hooldekodu 40-50 inimese reovesi juhitakse peale puhastusala läbimist järelpuhastuslodusse, mis suubub Väike Kodijärve.



Joonis 2. Kodijärve märgalapuhasti asendiskeem. Joonisel on kasutatud Ökoloogiliste Tehnoloogiate Keskuse materjale.

2. Kodijärve tehismärgalapuhasti horisontaalvooluline taimestik-pinnasfilter

Käesolevas uurimistöös võrreldakse põhiliselt horisontaalvoolulise taimestik-pinnasfiltri tööd enne (I periood) ja pärast (II periood) vertikaalfiltri ehitamist.

Kodijärve horisontaalvooluline taimestik-pinnasfilter (joon. 3) järgneb hübriidsüsteemis vertikaalfiltrile, koosnedes kahest peenrast (kogupindalaga 312,5 m²). Filtri rajamisel on järgitud Germerswangi (Saksamaa) analoogse puhastusseadme konstruktsioonilisi ehituspõhimõtteid (Geller et al., 1991; ref. Mander et al., 2001).

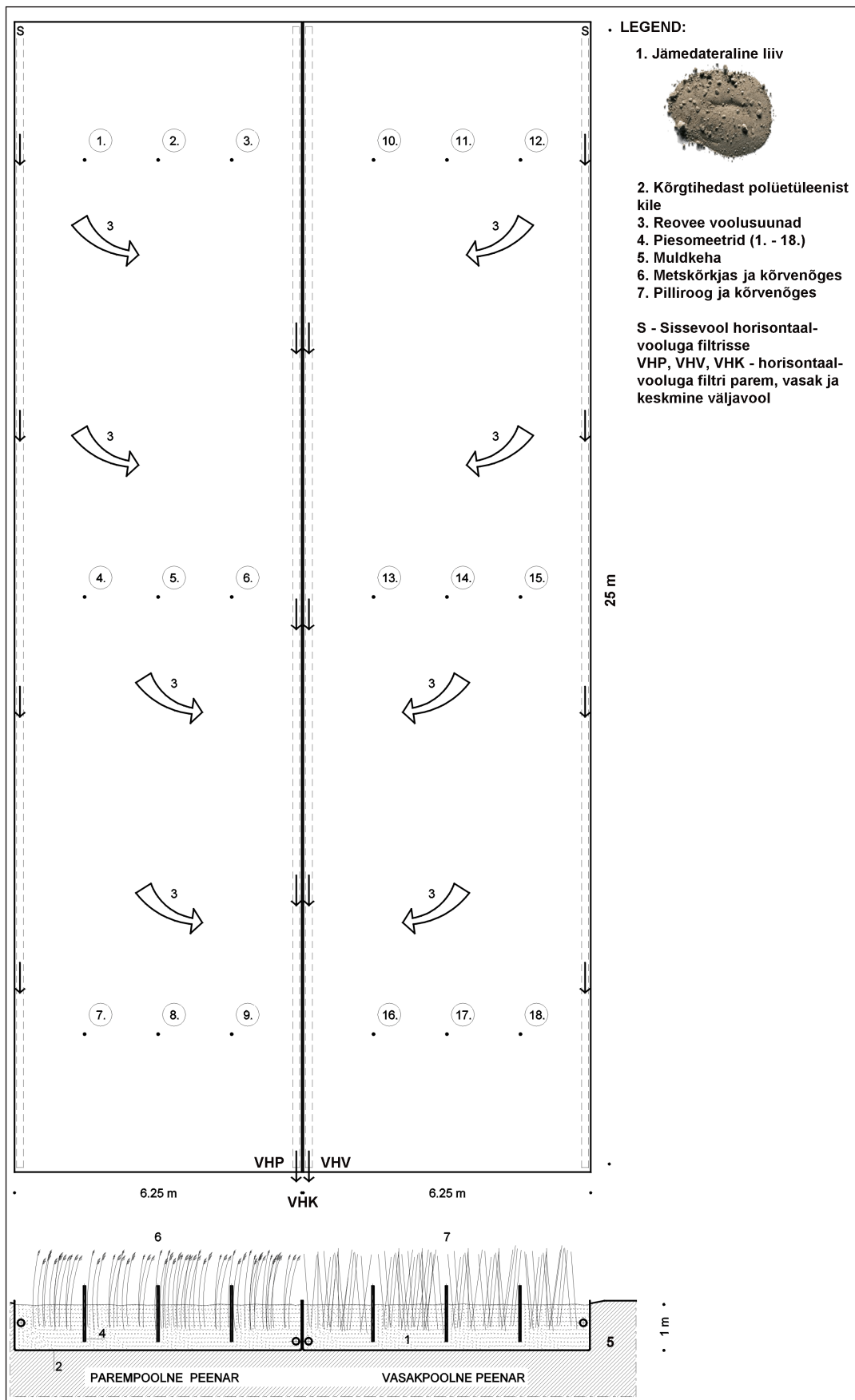
Peenardes asuva pinnasekihi paksus on 1 m. Mõlemad peenrad on teineteisest ja ümbritsevast pinnasest isoleeritud kõrgtihedast poliüetüleenist kilega (kile paksus 0,7 mm). Ühe peenra pikkuseks on 25 m ja laiuseks 6,25 m.

Reovesi, mis on horisontaalfiltri sissevoolukaevus (SH, joon. 2) võrdselt jagunenud, siseneb filtrisse peenarde väliskülgedes asuvate (ca 0,7 m kaugusel ja 0,4 m sügavusel) perforeeritud dreanaažitorude kaudu (Ø 150 mm).

Reovee proovide võtmiseks paigutati 1999. aastal mõlemasse peenrasse üheksa 40 mm läbimõõduga plastiktoru (piesomeetrit), mis ulatuvad kuni 0,9 m sügavusele.

Puhastusala läbinud reovesi kogutakse kokku peenarde sisekülgedel olevate perforeeritud dreanaažitorude kaudu. Väljavoolutorud (Ø 150 mm) asuvad 0,8 m sügavusel ja on puhastusala siseäärtest ca 0,45 m kaugusel ning suubuvad kogumiskaevu, kust muuhulgas saab reguleerida peenarde veetaset.

Kogumiskaevust suundub juba peaaegu täielikult puhastunud vesi 2002. aasta oktoobriks valminud 11,9 m² fosforisadestusvanni.



Joonis 3. Kodijärve taimestik-horisontaalvoolulise pinnasfiltri skeem pealtvaates ja läbilõikes. Kodijärve liivaproovi foto Christina Vohla, 2004.

2.1. Horisontaalvoolulise filtri täitepinnas

Horisontaalvoolulise filtri täitepinnaseks on kohalikust karjäärast pärinev liiv, mille keskmine terasuurus on 0,007 mm. Väikese sauesisaldusega, kuid Ca-, Mg- ja Fe-rikas (vastavalt 41,5; 8,0 ja 2,4 g kg⁻¹; Vohla, 2004) liiv valiti, et tagada piisav lämmastiku fikseerimine, metallide ja fosfaatide sadestumine ning adsorbeerimine (Gumbrecht, 1993; ref. Mauring, 1995).

Adsorptsioonipotentsiaali, kui üht olulisemat reostuskomponentide eraldusvõimet arvestades oleks võidud filtermaterjaliks valida ka savi, kuid selle liigne tihedus oleks pärssinud vee liikuvust, makrofüütide kasvu ja gaasivahetust (Kadlec & Knight, 1996).

Seepärast täidetigi 1996. aastal valminud horisontaalvooluline filter ülaliseloomustatud liivaga nii, et vasakusse peenrassa paigaldati peenem ja paremasse jämedam fraktsioon.

2.2. Taimestik Kodijärve horisontaalvoolulises pinnasfiltris

Vajalike puhastusprotsesside toimumiseks on taimestik–pinnasfiltris kasvavatel taimedel täita küllaltki oluline roll (Brix, 1996):

- mõju mikrokliimale – taimed toimivad külmal perioodil isolaatorina ehk vähendavad pinnase külmumisohtu;
- toitainete (lämmastiku ja fosfori) sidumine ja vee filtreerimine ning voolukiiruse vähendamine (suureneb tahkete osakeste settimine);
- bakterite elutegevuse soodustamine;
- substraadi stabiliseerimine, antibiootikumide eritamine; hapniku juhtimine pinnasekihtidesse – suurendab orgaanilise aine lagundamist ja nitrifitseerivate bakterite hulka.

Kodijärve parempoolsesse horisontaalvoolulisse puhastuspeenrassa istutati 1997. aasta mais 360 laialehise hundinuia (*Typha latifolia*) taime, vasakpoolsesse aga sama palju kollast võhumõõka (*Iris pseudacorus*). Juunis pandi võhumõõkade vahele kasvama ka naaberjärvest pärit harilikku pilliroogu (*Phragmites australis*). Taimede valikul lähtuti (Tanner, 1996):

- ökoloogilisest sobivusest ja kiirest kasvust ning levikust;

- kõrge reoainete ja niiskusastme taluvusest;
- kõrgest reoveepuhastusvõimest keemiliste elementide (ühendite) nii otsesel kui kaudsel sidumisel, soodustades mikrobioloogilisi reaktsioone (nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon).

Vegetatsiooniperioodil omastavad Kodijärve horisontaalvoolulises pinnasfiltris kasvavad taimed puhastuspeenardesse reoveega sisenevaid toitaineid (põhiliselt lämmastikku ja fosforit). Vegetatsiooniperioodi lõppedes eraldub taimest osa lämmastikku ja fosforit tagasi vette või jääb surnud taimeosadega pinnasesse. Umbes 25–50% toitainetest juhitakse risoomidesse ja juurtesse (Gumbrecht, 1993).

Kodijärve horisontaalvoolulises pinnasfiltri peenraid pole kordagi niidetud, sest varasemate uuringute andmetel sisaldavad taimede varred ainult 10–15 protsenti kogu taimedesse seotud toitainetest (Jenssen et al., 1991). Lisaks kaasnevad taimede mehaanilise eraldamisega mitmed ohud:

- redutseerunud süsiniku assimileerumine vähendab süsivesinike ja toitainete sisaldust risoomis, mis pidurdab risoomi ja/või võsude kasvu. Suureneb niinimetatud umbrohu kasv, varjutades allesjäänud taimed (helofüüdid);
- väheneb pinnase isoleeritus, põhjustades kevadel taimede külmakahjustusi.

Kuigi niitmist pole toimunud, on siiski vahepealsetel aastatel taimestiku levikumuster palju muutunud. 2004. aasta vegetatsiooniperioodi alguses kasvasid filtris põhiliselt kõrvenõges (*Urtica dioica*), harilik pilliroog ja metskõrkjas (*Scirpus sylvaticus*).

Harilikul pillirool ja metskõrkjal on hästi välja arenenud juurestik ja risoomide süsteem, tänu millele paranevad pinnase hüdraulilised omadused, hapnikuga varustus ja toitainete assimilatsioon (Vymazal, 1996).

Kõrvenõgesele sobib samuti rammus ja lämmastikurikas muld. Looduslikuks kasvukohaks on sellel taimel tavapäraselt niiske ja viljaka mullaga jõelammid (Kuresoo et al., 2001). Kõrvenõges hakkas osaliselt levima horisontaalvoolulises taimestik-pinnasfiltris juba 2002. aasta vegetatsiooniperioodil, mil alustati kõrval asuva pargi hooldusraiega. Peale puude maharaiumist vabanes rohkesti nende juurtesse seotud toitaineid, mis soodustas kõrvenõgeste kasvu. Kõrvenõgeste kandumine horisontaalvoolulise filtri pinnasele ei olnud seetõttu enam keeruline, sest õisikud avanevad juba juunis ja talviti kanduvad seemned laiali mööda lumepinda.

Asjaolude kokkulangemisel, eeskätt tänu nõgese kiiremale levimisvõimele ja kuivematele tingimustele kui süsteemi toimimise algusaastail, ongi see liik hakanud horisontaalfiltri peenardel domineerima. Nõgese juurestik ei ole aga üldsegi nii sobilik kui eelpool nimetatud algselt istutatud helofüütidel ning seetõttu võib olla mitmete puhastusprotsesside toimimine, millest on allpool ka juttu, pärsitud.

3. Tehismärgalapuhastid võrdluseks

Selles peatükis esitan võrdluseks kahe Eestisse rajatud hübriidsüsteemi ja nelja Norra reoveepuhastussüsteemi lühiülevaated. Nende tehismärgalapuhastite puhastusefektiivsuseid võrdlen hiljem Kodijärve reoveepuhasti tulemustega.

3.1. Kõo asula tehismärgalapuhasti

Kõo asula (Viljandimaal) hübriidne tehismärgalasüsteem avati 2001. aasta juunis, et puhastada 240 elaniku olmereovett (keskmine vooluhulk $40 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). Märgala on projekteeritud Ökoloogiliste Tehnobiogiate Keskuse tehnoloogia põhjal endisele liigniiskele rohumaaale.

Süsteem koosneb ümbritsevast pinnasest eraldatud vertikaalvoolulisest taimestik-killustik-filtrist (pindala 128 m^2) ja horisontaalvoolulisest taimestik-lubjakivikillustik-filtrist (pindala 385 m^2). Viimasele järgneb kaheosaline avaveeline märgala (kogupindalaga 9100 m^2) ja 500 m^2 suurune tiik. Tehismärgalas kasvab peamiselt harilik pilliroog ja laialehine hundinui.

Puhastussüsteemi jõudev olmereovesi on osaliselt lahjenenud, eriti kevadel ning sügisel, kuna kanalisatsioonitrassid on vananenud ja renoveerimata. Samuti puudub septik, mis põhjustab sagedasi vertikaalfiltri ummistusi. Nendele probleemidele vaatamata oli hübriidse tehismärgala puhastusefektiivsus perioodil 05.10.2001 – 07.02.2002 (8 proovi) järgnev (Tooming, 2002):

- Hõljuvaine (mg l^{-1}) 74 %;
- BHT_7 ($\text{mgO}_2 \text{ l}^{-1}$) 88 %;
- N üld (mg l^{-1}) 65 %;
- P üld (mg l^{-1}) 71 %.

3.2. Paistu põhikooli tehismärgalapuhasti

Paistu põhikooli tehismärgalapuhasti asub Sultsi külas Paistu vallas Viljandimaal. Süsteemi (kogupindalaga 432 m^2), mis puhastab peamiselt 140 õpilase ja 20 õpetaja olmereovett, projekteeris OÜ Bionext ja see valmis 2002. a. suvel.

Paistu Põhikooli reovesi (projekteeritud vooluhulk $10,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) puhastatakse esmalt mehhaaniliselt rasvapüüdjas (jõudlusega 1 l s^{-1}) ja seejärel 22 m^3 septikus.

Septiku läbinud reovesi pumbatakse kaheosalisse vertikaalvoolulisse (kogupindala 216 m^2) Fibo kergkruusaga (tootja AS Optiroc) täidetud filtrisse. Vertikaalfilter on kaetud filterkanga, 20 cm huumuskihi ning muruga, et vältida talvisel perioodil (eriti koolivaheajal) külmumisohtu.

Järgmise etapina siseneb reovesi horisontaalvoolulisse, pillirooga taimestatud ning kergkruusaga täidetud filtrisse (kogupindala on 216 m^2), kust heitvesi juhitakse läbi kontrollkaevu (võimalik reguleerida ka veetaset) väljavoolukraavi. Viimasest imendub juba puhastatud heitvesi pinnasesse.

Mõlemad pinnasfiltrid on eraldatud ümbritsevast pinnasest 0,5 mm paksuse EPDM membraaniga.

Antti Toomingu seni avaldamata andmetel on puhasti töö olnud efektiivne. Võetud reo- ja heitveeproovide analüüsimisel saadud keskmine puhastusefektiivsus on olnud järgmine:

- Hõljuvaine (mg l^{-1}): 90 %;
- BHT_7 ($\text{mgO}_2 \text{ l}^{-1}$): 94 %;
- N üld (mg l^{-1}): 52 %;
- P üld (mg l^{-1}): 92 %.

Olles kogunud ka ise kirjeldatud puhastusalast reo- ja heitveeproove, võin lisada, et visuaalsete vaatluste põhjal väljus puhastusseadmest puhas vesi. Probleemideks, millega kokku puutusin, oli proovivõtmiseks mitte sobivad ülevoolukaevud ja kohati liiga vähene reo- ning heitvee hulk. Viimane oli ilmselt tingitud proovivõtmiste varajastest kellaegadest või ka sellest, et filtri pindala on liiga suur, arvestades tegelikku vooluhulkade dünaamikat.

Paistu Põhikooli veekasutust peetakse ka Viljandimaa Keskkonnateenistuse poolt sedavõrd väikeseks (alla 10 m^3), et nõutud ei ole vee erikasutusluba.

3.3. Tveteri reoveepuhastussüsteem

Tveteri pinnase sisese vooluga reoveepuhastusala asub Lõuna-Norras, Oslo maakonnas, Vestby vallas. Piirkonna keskmine õhutemperatuur on $7 \text{ }^\circ\text{C}$ (PIMROSE Database, 2003).

Puhastussüsteemi, mis on ehitatud 1992. aastal, juhitakse ööpäevas keskmiselt 1 m³ olmereovett, mis lähtub kahest elamust (reostuskoormus 10 ie).

Tehismärgala koosneb kolmest etapist. Esimeseks etapiks on 8 m³ septik, millele järgneb 20 m² vertikaalvooluline (täidetud kergkruusaga) filter, mis vähendab peamiselt BHT₇ ja hõljuvaine sisaldust reovees ning soodustab nitrifikatsiooni.

Horisontaalvoolulises filtris (100 m², täidetud samuti kergkruusaga) eraldub reoveest peamiselt fosfor. Peale selle etapi läbimist juhitakse heitvesi juba väljavoolukaevu. Horisontaalfiltris kasvab harilik pilliroog, et muuta vee puhastust veelgi efektiivsemaks.

Antud puhastusalalt saadud proovide analüüsimisel on keskmine puhastusefektiivsus olnud järgnev:

- Hõljuvaine (mg l⁻¹): 73 %;
- BHT₇ (mgO₂ l⁻¹): 78 %;
- N üld (mg l⁻¹): 48 %;
- P üld (mg l⁻¹): 95 %.

Nagu nähtub on eriti tulemusrikas just fosfori puhastus, mis on tingitud kohaliku kergkruusa suurest kaltsiumi sisaldusest, kergitades samas pikaajaliselt (ca 10 aastase töötamise jooksul) väljavoolava vee pH-d, kui filtermaterjal pole pidevalt kaetud reoveega (Christina et al, 2005).

3.4. Østegårdeni reoveepuhastussüsteem

Østegårdeni (Norra) puhastussüsteem töötab alates 1994. aastast ning puhastab olmereovett (projekteeritud reoveehulk 3 m³ d⁻¹, 15 ie).

Østegårdeni horisontaalvoolulisele rauarikkale liiv-filtrile (108 m²) eelneb septik ning väike kergkruusaga täidetud vertikaalvooluline filter. Horisontaalvoolulisel filtril kasvavad harilik pilliroog ja laialehine hundinui. Tehismärgala puhastusefektiivsus on olnud (Jenssen & Maehlum, 2003):

- BHT₇ (mgO₂ l⁻¹): 90 %;
- N üld (mg l⁻¹): 79 %;
- P üld (mg l⁻¹): 93 %.

4. Materjal ja meetoodika

Magistritöös uuritavaid tulemusi vaadeldakse kahe perioodi 31.01.2000-25.04.2002 (I periood) ja 09.10.2002 – 28.12.2004 (II periood) võrdlusena.

I perioodil töötas puhastusalal ainult horisontaalvoolne taimestik-pinnasfilter. II perioodi alguseks oli selle ette rajatud vertikaalvooluline filter ning järgi fosforieraldusvann, kuna senine lämmastiku ja fosfori puhastusefektiivsus ei olnud piisav ning horisontaalvoolulisest filtrist toimus üldraua ja sulfaatiooni väljapesu.

Lisandunud puhastusetappide efektiivsuse ja mõju hindamiseks, senini toimunud puhastusalale, jaotatigi analüüsitavad veeproovid, vooluhulgad ja füüsikalise-keemilised näitajad kahte perioodi.

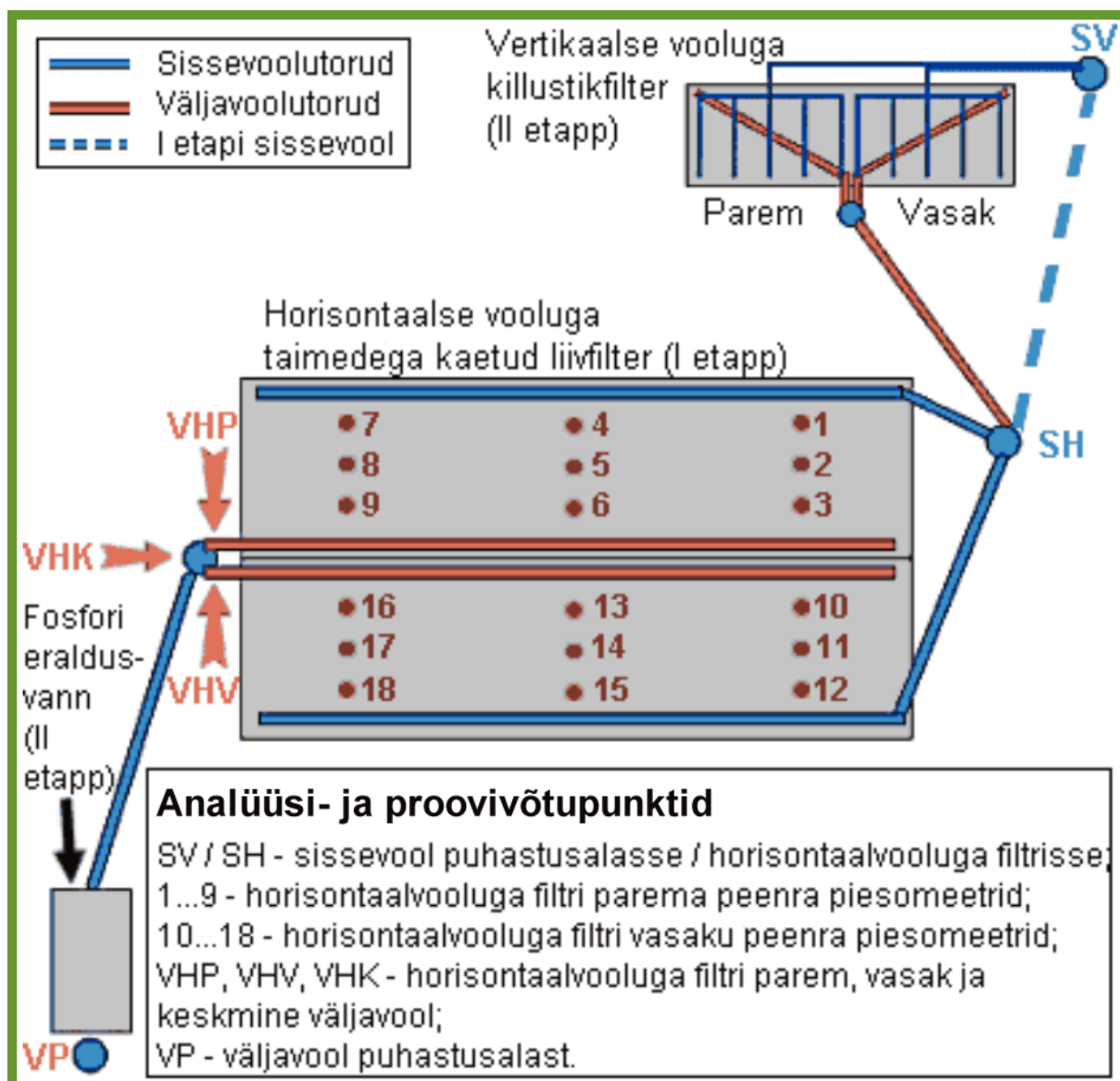
4.1. Reo- ja heitveeproovid

Käesolevas töös analüüsitakse kolmekümmend kuut reo- ja heitveeproovi (puhastist väljavoolav vesi), mis on võetud kahe analüüsitava perioodi jooksul (vt. lisa 1).

Puhastusala sisse- ja väljavooludest on reo- ja heitveeproove võetud otse torude otstest üheliitrilise anumaga, mille sisu on kallatud 1,5 l suurustesse OÜ Tartu Keskkonnauuringute laboratooriumist saadud proovipudelitesse.

Proovide võtmisel horisontaalvoolulise filtri piesomeetritest on need eelnevalt tühjendatud (100 ml plastiksüstaldega) seisnud reoveest. Taastunud reoveehorisondist on proovid kogutud samasugustesse 1,5 liitrilistesse pudelitesse.

Esimesel perioodil võeti veeproove (11 korral) puhastusala sissevoolust (SV; joon. 4) ning parema ja vasaku peenra üheksast piesomeetrist. Horisontaalvoolulise filtri peenarde (VHP ja VHV; joon. 4) väljavooludest ei saadud tehniliste probleemide tõttu vasaku peenra viie esimese proovi tulemusi, mis on hiljem leitud arvutuslikult. Joonisel 4 märgitud analüüsipunkt VHK on küll kahe peenra väljavoolu arvutuslik keskmine, kuid siiski esitatud analüüsipunktina, kuna annab ülevaate kogu horisontaalvoolulise filtri väljavoolust.



Joonis 4. Kodijärve puhastusala skeem.

Teisel perioodil, kui puhastussüsteem oli ümber kujundatud hübriidsüsteemiks, võeti veeproove (25 korral) puhastusala sissevoolust (SV), horisontaalvoolulise filtri parema ja vasaku peenra (vastavalt VHP ja VHV) ning puhastusala (VP) väljavooludest. Horisontaalvoolulise filtri uuest sissevoolust (SH) võeti kokku 22 ja mõlema peenra üheksast piesomeetrist kuus proovi (VP).

Teise perioodi mõõtekordadel märgiti üles ka esinenud probleemid, milledest esitaksin (puhastusetappide järjekorras) mõningad, et oleks võimalik paremini mõista hübriidsüsteemis toimunut. Probleemid olid järgnevad:

- Teatud proovivõtupäevadel (17.10.2003 ja 30.06.2004) oli välja lülitunud puhastusala sissevoolu (SV) kaevus oleva pumba kaitse ja perioodil (26.08.2004...07.10.2004) ei

töötanud pump elektrisüsteemi rikke tõttu. Reovesi voolas otse horisontaalvoolulisse filtrisse, läbimata vertikaalfiltrit.

- Ühel proovivõtupäeval (30.01.2004) oli horisontaalfiltri sissevoolukaevu (SH) parema peenra jaotusava üle-ujutatud ning 22.12.2003 ja 27.02.2004 olid üle-ujutatud mõlemad jaotusavad.
- Teatud proovivõtupäevadel (17.10.2003 ja 27.11.2003) oli horisontaalfiltri parema peenra tagumine (väljavoolupoolne) osa üle-ujutatud ning 22.12.2003 ja 24.03.2004 olid üle-ujutatud mõlema peenra väljavoolupoolsed otsad.
- 28.12.2004 kui proove võeti, murdus horisontaalfiltri väljavoolukaevus (VHP ja VHV) väljavoolutorusid hoidnud laud, mõjutades hetkeliselt horisontaalfiltri peenarde veetasemeid.
- Teatud proovivõtupäeval (22.12.2003) oli fosforieraldusvann lehti täis ja väljavool (VP) ummistunud.

4.1.1. Reo- ja heitveeproovide analüüsimine

Proovipudelitesse (1,5 l) kogutud reo- ja heitvee analüüsid viis läbi OÜ Tartu Keskkonnauuringud laboratoorium, mis omab Eesti Standardiameti tunnustust vastavalt EN 45001 EN ISO ja ISO/IEC Guide 25 standardite nõuetele ja osaleb rahvusvahelistel võrdluskatsetel.

Reo- ja heitveeproovides määrati pH, hõljuvainet (HA, mg l⁻¹), bioloogilist hapnikutarvet (BHT₇, mgO₂ l⁻¹), ammooniumlämmastikku (NH₄-N, mgN l⁻¹), nitritlämmastikku (NO₂-N, mgN l⁻¹), nitraatlämmastikku (NO₃-N, mgN l⁻¹), üldlämmastikku (N üld, mg l⁻¹), fosfaatfosforit (PO₄-P, mgP l⁻¹), üldfosforit (P üld, mg l⁻¹), üldrauda (Fe üld, mg l⁻¹) ja sulfaatioone (SO₄, mg l⁻¹) vastavalt tabelis 1 esitatud meetodikale.

Tabel 1. Kodijärve reo- ja heitvee analüüsimetodid.

Määratud näitaja	Metoodika	Määramispiir	Ühikud
pH	SFS 3029, elektrokeemiline määramine	1-14	
HA	SFS 3037, gravimeetriline määramine	5	mg l ⁻¹
BHT ₇	SS 02 81 43, elektrokeemiline määramine. Väljendab hapnikuhulka, mis kulub vees oleva aine biokeemiliseks oksüdeerimiseks mikroobide elutegevuse toimetel.	3	mgO ₂ l ⁻¹
NO ₂ -N	EVS-EN ISO 13395, spektrofotomeetriline määramine	0,001	mgN l ⁻¹
NO ₃ -N	SFS 5752, spektrofotomeetriline määramine	0,2	mgN l ⁻¹
NH ₄ -N	SFS 3032, spektrofotomeetriline määramine	0,005	mgN l ⁻¹

Määratud näitaja	Metoodika	Määramis-piir	Ühikud
N üld	SFS 5505, modifitseeritud Kjeldahli meetod (Devarda segu). Anorgaaniliste ja orgaaniliste lämmastikuühendite summaarne sisaldus.	1	mg l ⁻¹
PO ₄ -P	SFS 3025, spektrofotomeetriline määramine	0,002	mgP l ⁻¹
P üld	SFS 3026, spektrofotomeetriline määramine	0,004	mg l
Fe üld	SFS 3028, spektrofotomeetriline määramine	0,02	mg l
SO ₄	nefelomeetriline määramine (<i>Standard methods for Examinations of Water and Waste Water, 15th ed., 1980, APHA, AWWA, WPCF, Washington</i>)	2	mg l

Andmed pärinevad OÜst Tartu Keskkonnauuringud.

Harvadel juhtudel esines mõlemal perioodil proovivõtupunkte, kust ei õnnestunud saada piisavas koguses reovett, et läbi viia kõikide, tabelis 1 loetletud, parameetrite analüüsi (vt. lisa 2).

4.2. Vee vooluhulkade ja füüsikalise-keemiliste näitajate mõõtmine

Kodijärve reovee-puhastusalal on mahulisel meetodil (üheliitrise mõõteanumaga) mõõdetud vee vooluhulka ja analüüsipunktidest portatiivsete vahenditega (põhiliselt, EVIKON MultiLine F/SET-3, Multiline F/SET-3, OXI 330/SET) reo- ja heitvee temperatuuri, elektrijuhtivust, hapnikusisaldust ning redokspotentsiaali. Horisontaalfiltri veetasemed tehti kindlaks mõõdulindiga, arvestades ka piesomeetrite kõrguseid filtri pinnasest (läbi viidud mõõtmiste kordi vt. lisast 3).

Uurimistöö teisel perioodil koguti veevooluhulkade andmeid ka vertikaalvoolulise pinnasfiltri sissevoolukaevu (SV, Ø 1 m, sügavus 160 cm) paigaldatud sukelpumba “Marina TS 300 S” (võimsusega 300 W; Q max 140 l/min; H max 7 m) abil. Mõõdeti pumba löögitsükleid (aega, vee hulka) ja jälgiti kulutatud elektrienergiat (Noorvee, 2003; Pirnipuu, 2004). Lisaks paigaldati 2004. aasta 28. mail elektrikilpi sukelpumba töötunnilugeja (Grässlin, taxxo 403, maht 99999,99h), kuid tehnilise rikke tõttu ei andnud nimetatud täiendus soovitud tulemusi.

Kuna uurimistöö teisel perioodil kogutud reovee vooluhulkade andmed on tehnilistel põhjustel lünklikud ja neid ei ole võimalik võrrelda I perioodi tulemustega, siis käsitlen mõlema perioodi puhul puhastusala sissevooluhulkadena Kodijärve Hooldekodu veearvesti näite (m³). Teiste analüüsipunktide puhul kasutan mahulisi mõõtetulemusi, mis on ümber arvutatud kujule m³ d⁻¹.

4.3. Puhastusefektiivsuse ja puhastusmäärade arvutamine

Töös esitatavad puhastusefektiivsused (PE, %) on leitud kogu Kodijärve reoveepuhastusala kohta, kasutades valemit

$$(C_{\text{sisse}} - C_{\text{välja}})/C_{\text{sisse}} * 100 \quad (1),$$

kus:

- C_{sisse} – sissevoolu keskmine väärtus;
- $C_{\text{välja}}$ – väljavoolu keskmine väärtus.

Puhastusmäär (PM, reoveest ööpäevas ruutmeetri eemaldatava toitainete kogus grammides ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)) on arvatud kogu Kodijärve reoveepuhastusala kohta järgnevalt (Kadlec & Knight, 1996):

$$R = S(Q_{\text{sisse}}C_{\text{sisse}} - Q_{\text{välja}}C_{\text{välja}})/A \quad (2),$$

kus:

- $S(Q_{\text{sisse}}C_{\text{sisse}} - Q_{\text{välja}}C_{\text{välja}})$ - ööpäevane puhastus;
- A - märgala pindala;
- Q_{sisse} ja $Q_{\text{välja}}$ - sissevoolu ja väljavoolu keskmised hulgad (l min^{-1});
- C_{sisse} ja $C_{\text{välja}}$ - toitainete sisse- ja väljavoolus mõõdetud toitainete sisalduse keskmine väärtus.

I ja II perioodi kogu puhastusala PE ja PM leidmisel on sissevoolupunktiks arvestatud sissevoolukaev (SV). Esimese perioodi viimaseks väljavooluks on võetud horisontaalvoolulise filtri keskmine (VHK) ja teisel perioodil väljavool puhastusalalt (VP) ehk fosforieraldusvannist.

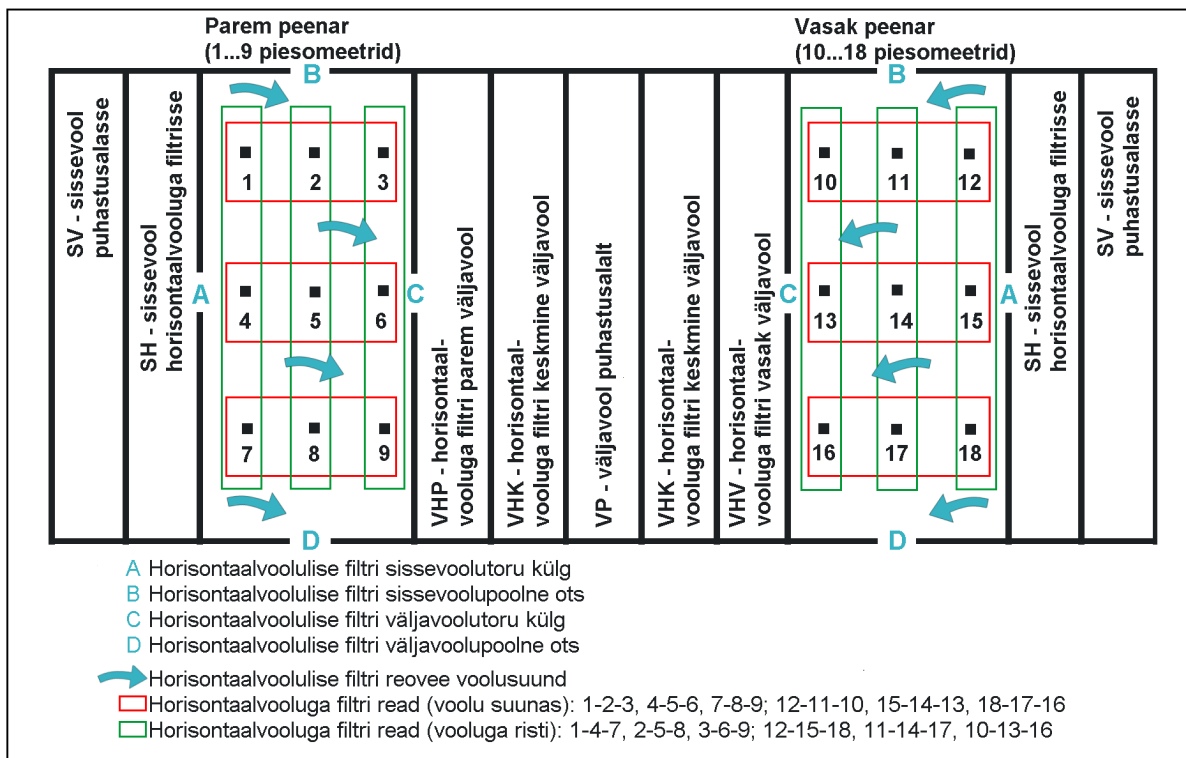
Tehismärgala kogupindalaks rehkendati I perioodil $312,5 \text{ m}^2$ ja II perioodil 362 m^2 . Puhastusmäärade arvutamisel horisontaalfiltri peenarde kohta jagati horisontaalvoolulise filtri pindala (kogu pindala $312,5 \text{ m}^2$) ja sisenev veehulk kaheks. Puhastusmäärade kohta ei ole esitatud standardhälbeid, kuna tulemused on saadud juba arvatud keskmistest väärtustest.

Esitatavate puhastusefektiivsuse ning –määrade arvutuste puhul on sissevoolava reovee ja väljavoolava heitvee kontsentratsioonid mõõdetud samal päeval. Tegelikult on aga keskmine viibeag juba horisontaalvoolulises taimestik-pinnasfiltris kaksteist ööpäeva

(Põldvere, 2002). Reovee puhastumist ning voolukiirust võivad sel ajal mõjutada palju tegureid - hüdrauliline koormus, vee tase, temperatuuri kõikumised, reoainete lendumine jne., mistõttu saab PE ning PM arvutustest teha vaid üldiseid järeldusi.

4.4. Andmetöötlus ja statistiline analüüs

Põhiline andmetöötlus viidi läbi programmiga MS Excel 2000, süstematiseerides I ja II perioodi andmed, mille alusel arvutati keskmised tulemused ning koostati graafikud (vt. joon. 5). Viienda joonise alusel koostatud graafikutel ei ole toodud I perioodil punkte SH ja VP, kuna need punktid lisandusid alles II perioodil.



Joonis 5. Kodijärve puhastusala analüüsipunktide keskmiste tulemuste esitlust illustreeriv skeem.

Töös esitatavatel andmetel, mis on saadud ainult ühe mõõtmiskorra tulemusel, ei ole esitatud standardhälbeid.

Statistiline andmetöötlus tehti programmiga Statistica 6.0. Tunnuste vastavust normaaljaotustele kontrolliti Lillieforsi ja χ^2 -testidega. Enamustel juhtudel erinesid tunnuste jaotused normaaljaotustest, mistõttu kasutati statistilisel analüüsil mitteparameetrilisi meetodeid. Seetõttu ei leitud ka parandatud korrelatsioonikordaja ruutu

(determinatsioonikordajat), mis annab nihutamata hinnangu. Vajalikud tulemused saadi mitteparameetrilise Spearmani astakkorelatsiooni kordaja R leidmisega.

MS Excelist Statistica programmi üle toodud andmetele lisati kodeeringud, mille alusel sai võrrelda kahte perioodi ning erinevates analüüsipunktidest saadud tulemusi.

Kodijärve puhastusala sisse- ja väljavoolude ning horisontaalvoolulise filtri peenarde parameetrite erinevuste väljatoomiseks, kahe perioodi vahel, kasutati mitteparameetrilise meetodina Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi ($p < 0,05$).

Mitteparameetrilist Spearmani astakkorelatsiooni kasutati puhastusalas toimuvate protsesside vaheliste seoste hindamisel. Spearmani astakkorelatsiooni aluseks on tunnuste vaheliste seoste tugevus, suund ja usaldusväärsus ehk olulisus. Oluliseks loeti seosed, mille puhul oli $p < 0,001$.

5. Tulemused ja arutelu

Selles peatükis analüüsitakse Kodijärve horisontaalvoolulise taimestik-pinnasfiltri paremas ja vasakus peenras ning kogu reovee-puhastusalas toimuvaid puhastusprotsesse ning neid mõjutavaid tegureid. Kirjeldatakse hõljuvaine, BHT₇, üldlämmastiku, ammoniumlämmastiku, nitritlämmastiku, nitraatlämmastiku, üldfosfori, fosfaatfosfori, üldraua ja sulfaatide kontsentratsioonide muutusi ja puhastusefektiivsusi, arvestades nende omavahelisi mõjutegureid ning füüsikalis-keemilisi parameetreid: reovee vooluhulgad, temperatuur, hapniku küllastusprotsent, redokspotentsiaal, elektrijuhtivus ja veetase pinnasfiltrites.

5.1. Reo- ja heitvee vooluhulgad ja viibeaeg

Kuna puhastusalasse sisenevate reoveehulkade (Q , $m^3 d^{-1}$) määramisel osutusid kõige paikapidavamateks Kodijärve Hooldekodult saadud veearvesti näidud (2000...2004. a., m^3), siis kasutasin neid tulemusi sissevoolu (SV) keskmiste arvutamisel (vt. tabel 2).

Tabel 2. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee keskmised vooluhulgad ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsi-punkt	I periood ($m^3 d^{-1}$)	Standardhälve (\pm)	II periood ($m^3 d^{-1}$)	Standardhälve (\pm)
SV	3,2	-	4,2	0,7
SH	-	-	4,1	2,3
VHP	1,9	2,6	3,4	2,4
VHV	2,0	1,6	2,9	1,6
VHK	3,9	4,0	6,3	3,7
VP	-	-	5,3	3,6

Vooluhulkade andmed: SV - Kodijärve Hooldekodu; SH, VHP, VHV, VHK, VP - mõõdetud mahulise meetodiga.

Tabelist nähtub, et I perioodi reovee keskmine vooluhulk on olnud teisest perioodist $1 m^3 d^{-1}$ võrra väiksem. Kodijärve Hooldekodu andmetel võib ka statistiliselt oluliselt suurenenud veetarve olla põhjustatud sellest, et näiteks I perioodist enam pesti hooldekodu pesu kohapeal.

II perioodiks rakendunud vertikaalvoolulisest filtrist ei voola korraga läbi kogu sinna pumbatud reovesi, kuna teatav kogus jääb filtri põhja (vt. tabel 2 ja peatükk 5.7).

Horisontaalfiltrisse voolanud vee kogused jaotusid jaotuskaevus (SH) hinnanguliselt võrdselt, I perioodil: $1,6 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, teisel perioodil $2,05 (\pm 1,15) \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Reovesi viibib horisontaalvoolulises filtris (projekteerimisel arvestatud 8 ööpäeva) 2001 aasta mõõtmiste põhjal (Pöldvere, 2002), keskmiselt 12 ööpäeva (paremas peenras 15 ja vasakus 10 ööpäeva).

Kuigi horisontaalvoolulise filtri vasaku peenra pinnas on peenema fraktsiooniga, kui parema peenra oma, võib väiksem viibeag olla põhjustatud taimestiku juurestikust. Vasakus peenras leidis kuni 2003. aasta vegetatsiooniperioodi lõpuni veel rohkelt hariliku pilliroogu ja metskõrkjat, millel on väljaarenenum juurestik ja risoomide süsteem, kui kõrvenõgesel. Kõrvenõgese maapinnapealne juurestik võib olla niisiis üheks viibeaja pikendamise põhjuseks.

II perioodil on tunduvalt, võrreldes sissevooluga (vt. tabel 2), suurenenud horisontaalfiltri väljavooluhulgad (VHP, VHV ja VP). Põhjuseks võib olla mahulise meetodi vähene usaldatavus ehk suhteliselt suured mõõtevead ning see, et analüüsipunktist VP on proove võetud vähem (ainult kümnel korral), kuna väljavoolu ava oli sageli üleujutatud.

Kindlasti ei saa välistada ka ilmastikuolude mõju. Sademete koguhulk oli 2002. aastal pikaajalisest keskmisest (632 mm) 100 mm võrra väiksem, kuid 2003. aastal seevastu 110 mm võrra suurem (Pirnipuu, 2004). Seetõttu sattus kevad- ja sügisperioodil filtrikehadele suurem hulk lumesula- ning vihmavett. Horisontaalvoolulise filtri parema peenra suuremad reovee väljavoolutulemused on põhjustatud ka sellest, et on üldise pinnasekallakuse tõttu rohkem avatud pinnasveele.

5.2. Reo- ja heitvee temperatuur

Sisse- ja väljavoolava veetemperatuure ($^{\circ}\text{C}$) mõõdeti ainult II perioodil (vt. tabel 3). Mõlemal perioodil jälgiti temperatuure aga horisontaalvoolulise filtri piesomeetrites ning joonisel 6 on toodud analüüsipunktide keskmised tulemused (vt lisa 4).

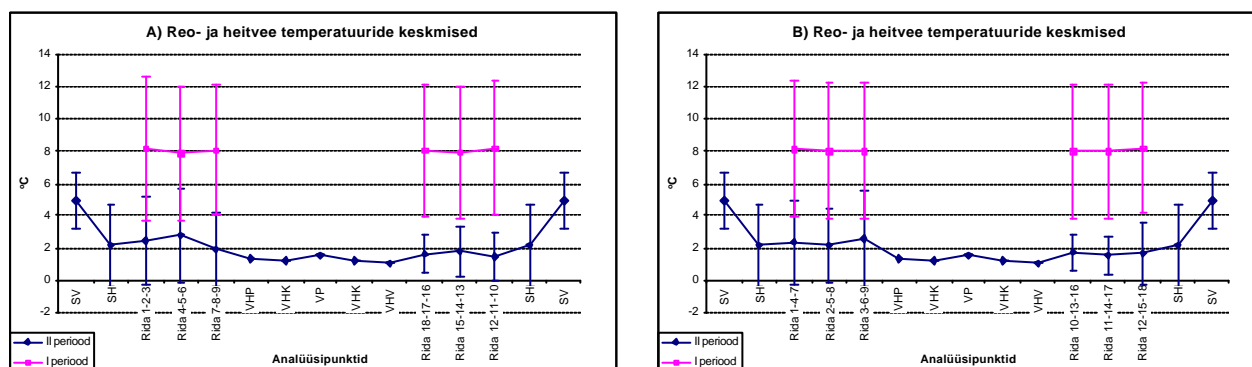
Joonisest 6 nähtub, et reo- ja heitvee temperatuurid on II perioodil horisontaalvoolulises filtris tunduvalt langenud, olles I perioodist statistiliselt oluliselt erinevad vasakus peenras. Osaliselt on see põhjustatud jahedamatel kuudel toimunud mõõtmistest, mida on olnud rohkem, kui soojematel kuudel (vt. lisa 1) ning seetõttu ei saa väita, et reovee temperatuurid on pinnasfiltrites aastaringselt nii madalad.

Tabel 3. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee keskmised temperatuurid ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood		II periood	
	Keskmine (°C)	Standardhälve (±)	Keskmine (°C)	Standardhälve (±)
SV	-	-	5,0	1,8
SH	-	-	2,2	2,5
VHP	-	-	1,3	-
VHV	-	-	1,1	-
VHK	-	-	1,2	-
VP	-	-	1,5	-

Arvestama peab, et 2002. a novembri kuu keskmine õhutemperatuur oli $-1,0\text{ }^{\circ}\text{C}$ (pikaajaline $0,3\text{ }^{\circ}\text{C}$) ja detsembris $-9,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ (pikaajaline $-4,0\text{ }^{\circ}\text{C}$). 2003. a jaanuaris oli keskmine õhutemperatuur $-7,3\text{ }^{\circ}\text{C}$ (pikaajaline keskmine $-6,1\text{ }^{\circ}\text{C}$) ning veebruaris $-6\text{ }^{\circ}\text{C}$ (pikaajaline keskmine $-5,6\text{ }^{\circ}\text{C}$; Pirnipuu, 2004). Madalamaid reovee temperatuure võisid põhjustada ka kevadel filtritesse jõudnud lumesulaveed.



Joonis 6. Reo- ja heitvee temperatuuri keskmised väärtused ja standardhälbed (vt. lisa 4) analüüsipunktides. (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

II perioodil tehtud mõõtmistest nähtub, et vertikaalvoolulises filtris, kus reovett piserdatakse ning see puutub kokku välisõhuga, alaneb vee temperatuur tunduvalt (keskmiste tulemuste põhjal $2,8\text{ }^{\circ}\text{C}$). Kuna teostatud mõõtmiste tulemustes on suur standardhälve, siis pikaajaliselt ei ole langus ilmselt nii suur, kuid siiski arvestatav.

II perioodil horisontaalvoolulisse filtrisse sisenenud reovee keskmised temperatuurid olid liiga madal, et võimaldada näiteks optimaalselt toimuvat nitrifikatsiooni ja denitrifikatsiooni (Kadlec & Knight, 1996). Minimaalsemad temperatuurivahemikud (Vymazal et al., 1998), kus *Nitrosomonas* ning *Nitrobacter* kasvavad, on $4...5\text{ }^{\circ}\text{C}$, mis oli

tagatud horisontaalvoolulise filtri mõlemas peenras I perioodil. Saadud tulemusi toetab ka Spearman'i astakorrelatsioonist järelduv, kus väga tugevate seostega ($p < 0,001$) kerkivad I perioodil paremas horisontaalvoolulises peenras esile nitrit- ($R = 0,401$) ja üldlämmastik ($R = 0,364$). Samas II perioodil on horisontaalvoolulise filtri paremast ja vasakust peenrast saadud tulemustest näha negatiivne tugev seos üld- ($R = -0,702$ / $R = -0,797$) ja ammoniumlämmastiku ($R = -0,677$ / $R = -0,832$) vahel.

Horisontaalfiltri piesomeetrite II perioodi keskmistest tulemustest nähtub (joon. 6, A), et ridades 1-2-3 ja 12-11-10 olid temperatuurid madalamad, tõustes keskmistes ridades (read 4-5-6 ja 15-14-13) ning langedes uuesti ridades 7-8-9 ja 18-17-16. Reovee jahenemine horisontaalfiltri väljavoolupoolse otsa suunas on seletatav veetasemete (vt. peatükk 5.7) tõusuga, mille tõttu oli vesi rohkem mõjutatud ka välisõhu temperatuurist.

Horisontaalse filtri veevooluga risti keskmistatud tulemused (joon. 6, B) näitavad selgelt, et varemalt soojema veekeskonnaga vasakus peenras on II perioodil toimunud reovee jahenemine. Paremas peenras on teisel perioodil järsem reovee jahenemine reas 2-5-8, mis fikseeriti piesomeetrites 2 ja 8. Mõlemas peenras tõuseb aga mõõdetud keskmine temperatuur horisontaalvoolulise filtri väljavoolutoru poolsetes ridades 3-6-9 ja 10-13-16.

Analüüsipunktides VHP, VHV, VHK ja VP läbi viidud temperatuuri mõõtmised (tõsi küll vaid ühel korral) näitavad, et peale horisontaalfiltrist väljumist jaheneb reovee temperatuur, eriti VHP-s. Analüüsipunktis VP on kevadise mõõtmistulemuse alusel täheldatav heitvee soojenemist, mis võib olla põhjustatud õhutemperatuuri tõusust, sest fosforieraldusvann on vabaveeline.

5.3. Reo- ja heitvee pH

Sissevoolava reovee pH oli mõlemal perioodil (vt. tabel 4) 7,5 ($\pm 0,1$). II perioodil, mil rakendus vertikaalvooluline pinnasfilter, tõusis horisontaalvoolulisse pinnasfiltrisse jõudva vee pH 7,6-ni ($\pm 0,2$). Kõrgema pH põhjustajaks on ilmselt lubjakivikillustikust filtermaterjal (Noorvee et al., 2005).

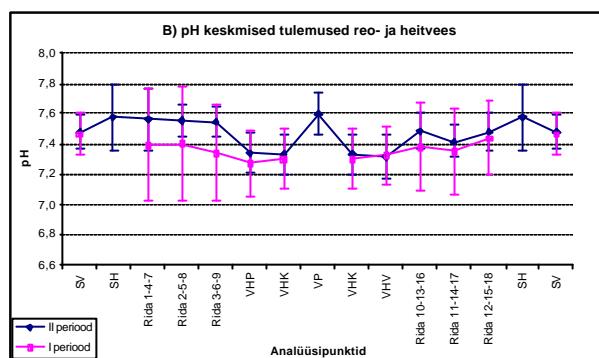
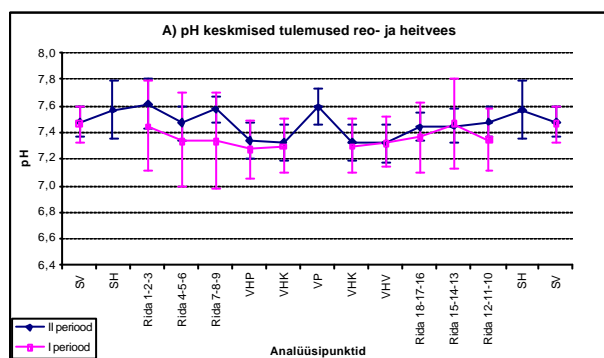
Jooniselt 7 ja lisast 4 on näha, et II perioodil horisontaalfiltrisse sisenenud reovee pH tõusis veelgi parempoolses peenras, piesomeetris 1, rida 1-2-3 (joon. 7, A), kuid vasakpoolses hoopis langes (rida 12-11-10). Samuti on näha, et I perioodil on olnud keskmiselt kõrgem pH vasakus peenras, kuid II perioodil on muutus vastupidine. pH sellist muutlikkust võib osaliselt selgitada elektrijuhtivuse muutumisega filterkehas (vt. peatükki 5.6.). Kruskal-Wallise

dispersioonianalüüsi põhjal ei ole I ja II perioodi pH horisontaalvoolulise filtri peenardes erinev.

Tabel 4. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee keskmine pH ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood		II periood	
	Keskmine (pH)	Standardhälve (\pm)	Keskmine (pH)	Standardhälve (\pm)
SV	7,5	0,1	7,5	0,1
SH	-	-	7,6	0,2
VHP	7,3	0,2	7,3	0,1
VHV	7,3	0,2	7,3	0,1
VHK	7,3	0,2	7,3	0,1
VP	-	-	7,6	0,1



Joonis 7. Reovee keskmine pH ja standardhälbed (vt. lisa 4) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

pH langeb tunduvalt mõlema peenra väljavooludes ning II perioodil on langus suurem, kui esimesel. Vee hapestumist horisontaalvoolulise filtri ridades ja puhastusala väljavoolu suunas võib seletada nitrifikatsiooni esimeses astmes (nitritlämmastiku moodustumisel) vabanevate vesinikioonidega, mis võivad muuta vee või pinnase järjest happelisemaks, kui ei ole piisaval hulgal aluselisi ioone, mis keskkonda neutraliseeriks (Kadlec & Knight, 1996). Spearmani astakkorrelatsiooni alusel ilmneb horisontaalvoolulise filtri parema peenra väljavoolus ka statistiliselt oluline ($p < 0,001$) negatiivne seos nitraatlämmastikuga ($R = -0,836$).

pH tõuseb II perioodil jällegi puhastusala väljavoolus, mis on põhjustatud peamiselt fosforieraldusvannis kasutatavast tuhaplatoo settest (Vohla et al., 2005).

Reovee-puhastusala pH jääb puhastusprotsesside toimimiseks vajalikule tasemele, mis on keskmiselt 6,5...8,0 (Vymazal, 2001). Samuti jääb väljavoolu pH Kodijärve Hooldekodule antud vee erikasutusloas sätestatud vahemikku 6...9.

5.4. Hapniku küllastusprotsent reovees

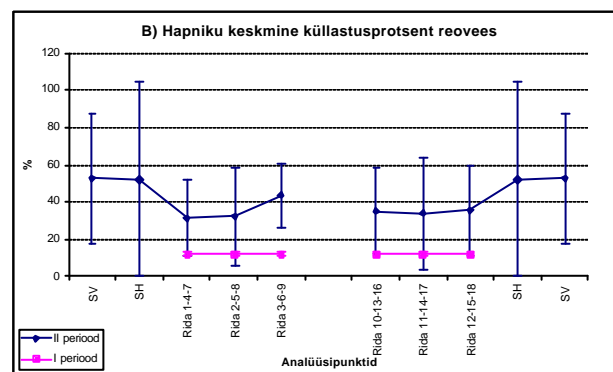
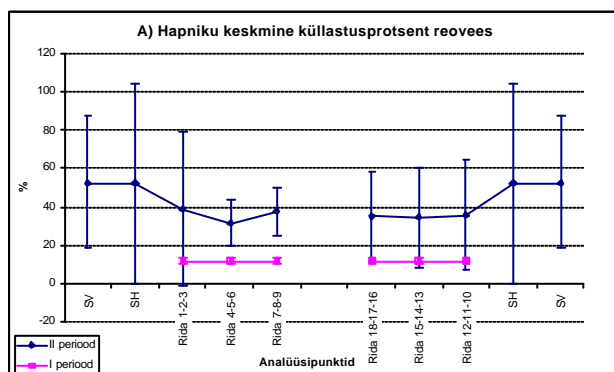
Hapniku küllastusprotsenti (O_2 , %) ei mõõdetud I perioodil sisse- ja mõlemal perioodil väljavooludest.

II perioodil saadud tulemused (vt. tabel 5, joon. 8 ja lisa 4) näitavad, et horisontaalvooluse pinnasfiltri hapnikuga varustatus on tunduvalt paranenud, kuna vee aereerimine toimub juba vertikaalvoolulises filtris. II perioodi tulemuste suured standardhälbed viitavad küll ka sellele, et aastaringne aereeritavus ei pruugi olla nii suur nagu keskmistatud tulemustest nähtub, kuid on siiski oluliselt parem, võrreldes I perioodiga. Suurte standardhälvete tõttu ei tule esile ka perioodide vahelist erinevust.

Tabel 5. Kodijärve puhastusala reovee keskmine O_2 küllastusprotsent ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood		II periood	
	Keskmine (O_2 , %)	Standardhälve (\pm)	Keskmine (O_2 , %)	Standardhälve (\pm)
SV	-	-	52,7	34,4
SH	-	-	52,4	51,8



Joonis 8. Hapniku keskmine küllastus ja standardhälbed (vt. lisa 4) reovees analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Horisontaalvoolulises filtris on kahe perioodi vahel suurem erinevus just paremas peenras (joon. 8). Nii voolu suunas (filtri väljavoolupoolne ots) kui ka risti (väljavoolutoru külge) keskmistatud piesomeetrite read 7-8-9 ja 3-6-9 näitavad hapniku küllastusprotsendi tõusu, olles mõjutatud peamiselt üheksandast piesomeetrist (väljavoolu toru külje juures), kust vee äravool on kiirem (vt. peatükki 5.7.), tõmmates osaliselt seega kaasa ka hapnikku.

I perioodil oli hapniku küllastusprotsent reovees väike, mõjutades puhastusprotsesside efektiivsusi negatiivselt, eriti BHT₇, üldlämmastiku, üldfosfori ja üldraua osas (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2001). II perioodil lähenes aga O₂ küllastusprotsent nitrifitseerivate bakterite normaalseks elutegevuseks vajaliku protsendini (vahemikus 40...60 %, Vymazal, 2001) ning samuti oli paranenud BHT₇ ja üldraua puhastusefektiivsused.

5.5. Redokspotentsiaal reo- ja heitvees

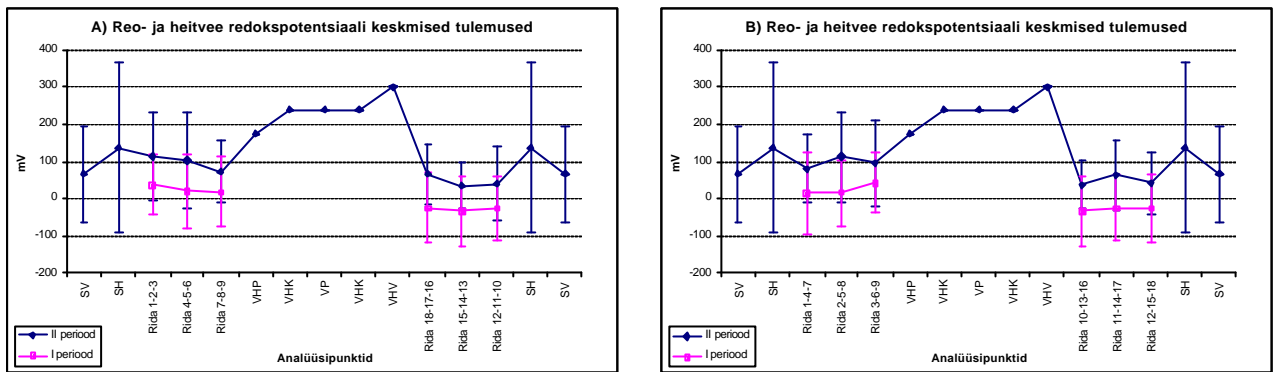
Reo- ja heitvee redokspotentsiaali (mV) ei mõõdetud puhastusala sisse- ja väljavooludest esimesel perioodil. Teisel perioodil mõõdeti portatiivsete seadmetega puhastusala väljavooludest redokspotentsiaali tulemusi ainult ühel korral. Tabel 6 annab ülevaate teise perioodi reo- ja heitvee redokspotentsiaali sisse- ja väljavoolutulemustest, joon. 9 ja lisa 4 kirjeldavad aga kogu puhastusala mõõtetulemusi.

Reovee redokspotentsiaal on II perioodi mõõtmistulemuste alusel tõusnud peale vertikaalvoolulise filtri läbimist (joon. 9). Redokspotentsiaal väheneb jällegi horisontaalvoolulises filtris, olles küll mõlemas peenras kõrgem, kui esimesel perioodil. Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi järgi ei ole kahe perioodi vaheline muutus olnud oluline ($p < 0,05$). Suured standardhälbed annavad alust väita, et redokspotentsiaal võib mõlemas peenras olla sageli ka negatiivne (näiteks II perioodil 22.12.2003 tehtud mõõtmisel).

Tabel 6. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee keskmine redokspotentsiaal ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood		II periood	
	Keskmine (mV)	Standardhälve (±)	Keskmine (mV)	Standardhälve (±)
SV	-	-	65,5	126,6
SH	-	-	138,0	229,1
VHP	-	-	175,0	-
VHV	-	-	300,0	-
VHK	-	-	237,5	-
VP	-	-	240,0	-



Joonis 9. Reo- ja heitvee keskmine redokspotentsiaal ja standardhälbed (vt. lisa 4) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite keskmised tulemused (joon. 9, A) näitavad, et kahe perioodi vahel on redokspotentsiaali muutused sarnased. Ainus erinevus on jälgitav parema peenra reas 7-8-9, kus redokspotentsiaali vähenemine on järsem, kui I perioodil.

Jooniselt 9 B on aga näha, et paremas peenras on teisel perioodil reas 2-5-8 toimunud redokspotentsiaali tõus (sarnaselt hapniku küllastusprotsendi tõusuga), kuid reas 3-6-9 jällegi langus, kuigi O₂ küllastusprotsent on veelgi kasvanud.

Horisontaalvoolulise filtri redokspotentsiaali väljavoolutulemused on kõrgemad, kuna toimub vee aereerimine, eriti vasaku peenra väljavoolus. Puhastussüsteemi väljavoolust (VP) mõõdetud redokspotentsiaal on võrdne horisontaalvoolulise filtri keskmise väljavoolutulemusega (VHK).

Keskmine redokspotentsiaal oli küll teisel perioodil mõlemas peenras positiivne, mõjutatuna vertikaalfiltrist, kuid vee oksüdeerimisvõime oli siiski madal. Hea oksüdeerimisvõime algab 300 mV ja hea redutseerimisvõime –100 mV (Kadlec & Knight, 1996).

5.6. Elektrijuhtivus reo- ja heitvees

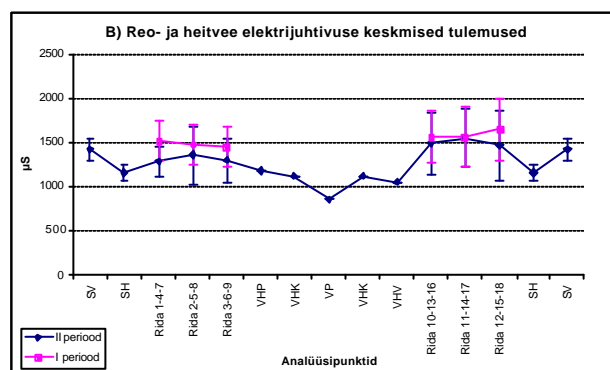
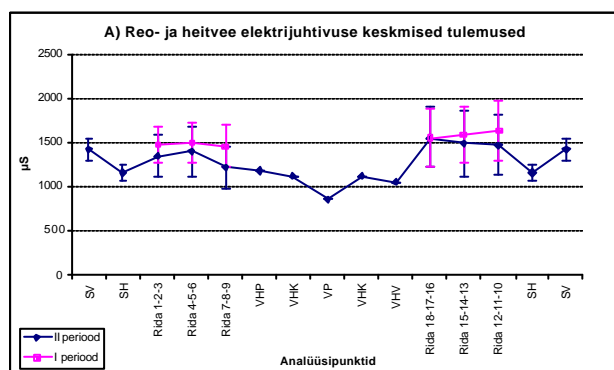
Reovee elektrijuhtivust (μS) ei mõõdetud puhastusala sisse- ja väljavooludest esimesel perioodil. Teisel perioodil mõõdeti portatiivsete seadmetega puhastusala väljavooludest redokspotentsiaali tulemusi ainult ühel korral. Tabel 7 annab ülevaate II perioodi sisse- ja väljavoolutulemustest ning joon. 10 kogu reovee-puhastusala elektrijuhtivuse mõõtetulemustest.

Tabel 7. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee keskmine elektrijuhtivus ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood		II periood	
	Keskmine (μS)	Standardhälve (\pm)	Keskmine (μS)	Standardhälve (\pm)
SV	-	-	1427,0	118,8
SH	-	-	1161,0	83,4
VHP	-	-	1187,0	-
VHV	-	-	1050,0	-
VHK	-	-	1118,5	-
VP	-	-	860,0	-

II perioodil mõõdetud elektrijuhtivus oli sissevoolus kõrgem, kui horisontaalvoolse filtri jaotuskaevus (SH), kuna juhtivust soodustavate ionide hulk vähenes. Seetõttu oli mõõdetu väiksem ka horisontaalvoolulises taimestik-pinnasfiltris (joon. 10), näidates, et horisontaalvoolulisse filtrisse jõuab ka vähem toitaineid. Mõlemal perioodil on parema peenra reovee elektrijuhtivus, erinedes I perioodist, olnud väiksem, kui vasakus peenras, olles sõltuvuses ka reovee hapniku küllastusprotsendist, temperatuurist ja redokspotentsiaalst. Statistiliselt, Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi, arvestades ei ole kahe perioodi vaheline reovee elektrijuhtivuse muutus olnud oluline ($p < 0,05$).



Joonis 10. Reo- ja heitvee keskmine elektrijuhtivus ja standardhälbed (vt. lisa 4) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Vasaku peenra 17. piesomeetri keskmised tulemused (joon. 10) näitavad, et reas 18-17-16 ja 11-14-17 on II perioodil elektrijuhtivus olnud kõige kõrgem, kuid samas I perioodil kõige madalam. Spearmani astakorrelatsiooni arvutuslike tulemuste alusel on olulise mõjutajana ($p < 0,001$) muutunud reovee temperatuur. Astakorrelatsiooni kordaja R oli esimesel perioodil positiivne ($R = 0,580$), kuid teisel perioodil negatiivne ($R = -0,668$).

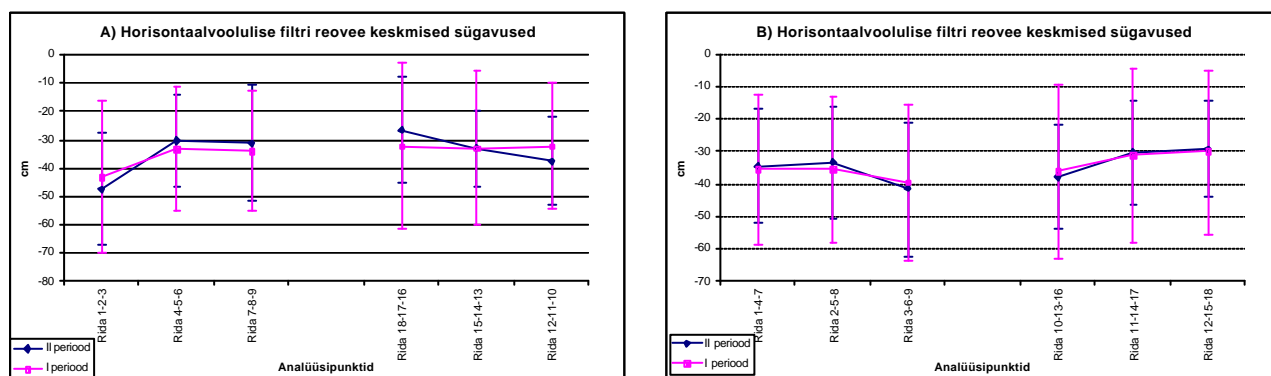
Kuigi horisontaalvoolulise filtri siseselt on elektrijuhtivus mõlemal perioodil väiksem just paremas peenras, siis langeb nimetatud tulemus tunduvalt just vasaku peenra väljavoolus. Sarnane langus on täheldatav ka pH osas, mis näitab, et juhtivust soodustavate ionide hulk vähenes ehk erinevate reoainete sidumisprotsessid toimusid vasakus väljavoolus (VHK) aktiivsemalt, kuna olid eelnevalt pärsitud. Aktiivsuse tõusu kinnitab ka redokspotentsiaali hüppeline tõus antud analüüsipunktis (vt. peatükki 5.5.).

Mõõtmistulemuste alusel kahanes elektrijuhtivus kõige enam, olles puhastusala väljavoolus 860 μS (VP). Kuna tulemus on saadud üksimõõtmisel, siis ei saa teha vastavast muutusest olulisi järeldusi.

5.7. Reovee tase filtrite pinnases

II perioodi alguseks Kodijärve reovee-puhastusosal käivitunud vertikaalfiltri veetase oli kuni kuupäevani 28.05.04 ca 4,5 cm filtri põhjast, kuid siis kergitati seda horisontaalfiltri sissevoolukaevu (SH) lisatud plastikpõlvega 13...14 sentimeetrit.

Horisontaalvoolulise pinnasfiltri veetaset on mõõdetud nii I kui ka II perioodil. Joonis 11 ja lisa 4 kirjeldavad horisontaalfiltri piesomeetritest saadud keskmiseid veetasemete tulemusi.



Joonis 11. Reovee keskmised sügavused ja standardhälbed (vt. lisa 4) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Veevoolu suunas keskmistatud piesomeetrite tulemused näitavad (joon. 11, A), et teisel perioodil tõusis vee tase horisontaalvoolulises filtri mõlemas peenras. Tõus oli märgatavam parempoolses peenras. Mõlema filtri väljavoolupoolsesse otsa kogunes kõige enam vett, kuna filter on selles suunas kaldu ning samuti kasvasid sissevoolava vee kogused.

Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi läbiviimisel ei leitud aga statistiliselt olulisi ($p < 0,05$) seoseid kahe perioodi veetasemete kõikumise vahel.

Sama joonise B osast nähtub selgesti, et mõlema peenra väljavoolutoru juures toimus piisav äravool, langetades veetaset ning olles efektiivseim mõlemal perioodil just paremas peenras, kus on kasutatud ka suurema fraktsiooniga täitematerjali.

Kuigi esitletavat keskmised tulemused ei näita suuri veetasemete muutusi, on siiski 2004. aasta toimunud mõõtmistest näha veetasemete tõusu, mida on edaspidi jälgitud visuaalselt. Ilmselt on eriti horisontaalvoolulise filtri parema peenra filtermaterjal aegade vältel rohkem ummistunud (tekkinud biokile) ja vee läbivool takistatud. Ummistusi võib olla põhjustanud ka parema peenra taimestikumustri kardinaalsem muutus, sest kõrvenõgese juurestik on maapinnapealsem ja ei soodusta veevoolukanalite teket.

Horisontaalvoolulise taimetik-pinnasfiltri väljavoolukaevus on veetase reguleeritud 32 cm kõrgusele filtri pinnast. II perioodi viimase puhastusetapi, fosforieraldusvanni, veetasemete muutusi käesolevas uurimistöös ei analüüsita.

5.8. Hõljuvaine kontsentratsiooni muutused

Olmereovees on tavaliselt märkimisväärsel hulgal suspendeerunud tahkeid osakesi (sh. orgaanilisi kemikaale) ehk hõljumit. Reovee-puhastusalas toimuvaks peamiseks hõljumi puhastusprotsessiks on settimine, sõltudes pinnasest, vee voolukiirusest ja filtris kasvavast taimestikust. Aja jooksul võib pinnasmaterjal ummistuda, mille tulemusena pinnase veejuhtivus väheneb (Kadlec & Knight, 1996). Pinnase ummistumisvõimaluste vähendamiseks peaks reovee-puhastusfiltritele eelnema septik, kus suuremad tahked osakesed välja settivad. Kodijärvel läbibki reovesi kõigepealt kahekambrilise betoonist septiku.

Puhastusalasse sissevoolava (tabel 8, SV) reovee hõljuvaine (HA, mg l^{-1}) kontsentratsioon oli esimesel perioodil suurem ($54,8 \pm 27,9 \text{ mg l}^{-1}$), kui teisel perioodil ($36,2 \pm 15,2 \text{ mg l}^{-1}$). Esimese perioodi suure standardhälbe tõttu ei olnud erinevused aga statistiliselt olulised.

Hõljuvaine vähenemise trend oli jälgitav ka horisontaalvoolulise filtri peenarde väljavooludes (VHP ja VHV) ning nende keskmistatud (VHK) tulemustes. Samuti oli II perioodi PE ja PM analüüsipunktis VHK tunduvalt suuremad, kui esimesel perioodil (vt. tabel 8). Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi alusel olid statistiliselt oluliselt ($p < 0,05$) erinevad, perioodide lõikes, ainult horisontaalvoolulise filtri vasaku peenra ja filtri peenarde keskmistatud HA väljavoolude tulemused.

Võrreldes I perioodiga vastab II perioodi hõljuvaine kontsentratsioon ka Kodijärve Hooldekodu vee erikasutusloas (nr. L.VV.TM-18483) sätestatud normile ($35,0 \text{ mg l}^{-1}$) ning seda isegi analüüsipunktis VP ($14,2 \pm 17,9 \text{ mg l}^{-1}$). Viimase punkti (tabel 8, VP) HA keskmine tulemus on kõrgem peamiselt 2003. ja 2004. aasta kevadel tehtud mõõtmiste tõttu, millal fosforieraldusvannist voolas välja sügiseste lehtedega segunenud heitvett (Spearmani astakkorrelatsiooni testiga saadud oluline seos BHT_7 ($R=0,687$)).

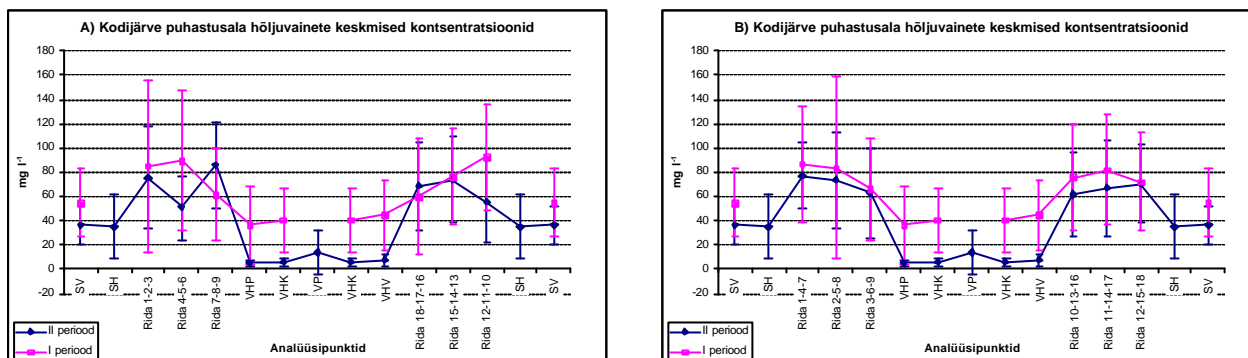
Tabel 8. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee hõljuvaine (HA, mg l^{-1}) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mg l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Keskm. (mg l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SV	54,8	27,9	-	-	-	36,2	15,2	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	43,3	49,5	-20	35	-
VHP	36,2	31,6	34	31	0,12	4,8	2,5	87	19	0,38
VHV	44,9	29,0	18	28	-0,02	7,7	5,6	79	18	0,34
VHK	40,5	25,8	26	27	0,05	6,3	3,9	83	19	0,36
VP	-	-	-	-	-	14,2	17,9	61	20	0,21

Võrreldes teiste sarnaste puhastussüsteemidega on Kodijärve I perioodi HA puhastusefektiivsus kõige madalam, kuid teisel perioodil punktis VHK on puhastusefektiivsus parem Kõo ja T veteri tehismärgalapuhastite tulemustest. Analüüsipunkti VP puhul on Kodijärve tehismärgalapuhasti teiste süsteemidega võrreldes kõige halvema hõljuvaine puhastusefektiivsusega. Ööveli (2001) poolt mainitud 80% suurune hõljuvaine kontsentratsioonide vähenemine kahanes küll esimesel perioodil pea olematuks, kuid oli siiski peaaegu taastunud (eriti horisontaalvoolulise filtri parema peenra väljavoolus) teisel perioodil. Hõljuvaine puhastusefektiivsuse paranemise üheks põhjuseks on näiteks üldraua kontsentratsioonide vähenemine väljavoolus.

II perioodil mõõdeti hõljuvaine kontsentratsioone ka vertikaalfiltri väljavoolust. Kuigi tegu on lubjakivi-killustikfiltriga, siis ei tõusnud seda filtrit läbinud reovee keskmine hõljuvainesisaldus, vaid langes $35,2 \pm 26,9 \text{ mg l}^{-1}$ (vt. joon. 12 ja lisa 5). Spearmani astakkorrelatsiooni alusel oli hõljuvaine oluliselt seotud ($p<0,001$) üldrauga ($R=0,636$).



Joonis 12. Reo- ja heitvee keskmised hõljuvaine kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Joonis 12, A alusel võib väita, et horisontaalvooluses filtris on hõljuvaine kontsentratsioon, võrreldes esimese perioodiga vähenenud. Kui I perioodil oli HA reovees vähem filtri peenarde väljavoolupoolsetes otstes, siis II perioodil, kus vee „kuhjumine“ selles suunas oli suurem, kasvas ka HA kontsentratsioon (eriti parema peenra 7. ja 9. piesomeetris). Horisontaalvoolulise filtri peenardes toimunud hõljuvaine puhastusprotsess ei aga olnud perioodi lõikes statistiliselt oluliselt erinev. Siiski erinesid Spearmani astakorrelatsiooni alusel saadud statistilised olulised ($p < 0,001$) seosed reoveeindikaatoritega (lisa 6), näidates, et II perioodil rakendunud vertikaalvooluline filter on muutnud puhastusprotsesside toimumistingimusi.

Joonis 12, B puhul joonistub eriti II perioodil välja HA sisalduse vähenemine horisontaalse filtri peenarde väljavoolutorude suunas.

I perioodi kõrgemad hõljuvaine tasemed horisontaalfiltri peenardes on põhjustatud osaliselt ka 2000. aasta suve kõrgetest veetasemetest (Spearmani astakorrelatsiooni testiga saadud oluline seos paremas peenras $R = 0,640$). Vasaku peenra pea negatiivset puhastusefektiivsust põhjustas anaeroobne keskkond (vt. lisa 6), mis muutus väljavoolus aeroobsemaks, põhjustades sellega näiteks $\text{Fe}(\text{OH})_3$ settimise ja hõljuvaine kontsentratsioonide suurenemise.

Kuna II perioodil oli horisontaalvoolulises filtris aeroobsem keskkond, siis tagati juba seal sobivad tingimused kolmevalentse raua tekkeks ning seega vähenes ka hõljuvaine sisaldus. Spearmani astakorrelatsioonianalüüs näitas siiski horisontaalvoolulise filtri vasaku peenra ja keskmistatud väljavooludes olulist ($p < 0,001$) seost üldrauga (vt. lisa 6).

5.9. BHT₇ Kodijärve reo- ja heitvees

Põhilisteks vees lahustunud anorgaanilisteks süsinikuühenditeks, mida on üldiselt vähem, võrreldes kõigi reovees esinevate süsinikuvormidega, on süsinikdioksiidid, karbonaadid ja dikarbonaadid (Kadlec & Knight, 1996). Kodijärve taimestik-pinnasfiltris moodustavad orgaanilise süsiniku nii reoveega sisenev kui ka kohapeal kasvavate taimede lagunemisel vabanev orgaanika. Sadenemise ja filtreerimise teel eemaldatakse reoveest kiiresti suuremad orgaaniliste ühendite osakesed. Mikroorganismide ülesanne on märgalades hakkama saada lahustunud orgaanilise aine lagundamisega nii aeroobselt, kui ka anaeroobselt.

Aeroobseks lagundamiseks kuluv hapnik siseneb süsteemi kas difusiooni teel otse atmosfäärist või pinnasesse juhitudena taime juurte poolt. Orgaanika aeroobne lagundamine viiakse märgalades läbi aeroobsete heterotroofsete bakterite poolt vastavalt võrrandile (Vymazal et al., 1998):



Orgaanikat lagundavate mikroorganismide (aeroobsete) elutegevus ning seeläbi orgaanika lagundamine on pärsitud, kui märgalas ei ole aga piisavalt hapnikku. Kui aga hapnikku on piisavalt, siis lagundatakse ära kogu orgaanika, mis on mikroorganismidele kättesaadav.

Niisiis laguneb orgaaniline aine märgalas mitmesuguste protsesside tulemusel gaasideks (enamasti CO₂ ja CH₄), vees lahustuvateks suurteks orgaanilisteks molekulideks – humiinaineteks ning järgi jäävad mõningad raskesti lõhustuvad ühendid, näiteks tselluloos ja ligniin, millest tekivad orgaanilised setted (Kadlec & Knight, 1996).

Kodijärve puhastusalalasse sissevoolava reovee (tabel 9) keskmine BHT₇ (mgO₂ l⁻¹) oli esimesel perioodil väiksem (113,5 ± 88,6 mgO₂ l⁻¹), kui teisel (118,4 ± 50,7 mgO₂ l⁻¹), kuid statistiliselt ei olnud erinevus oluline.

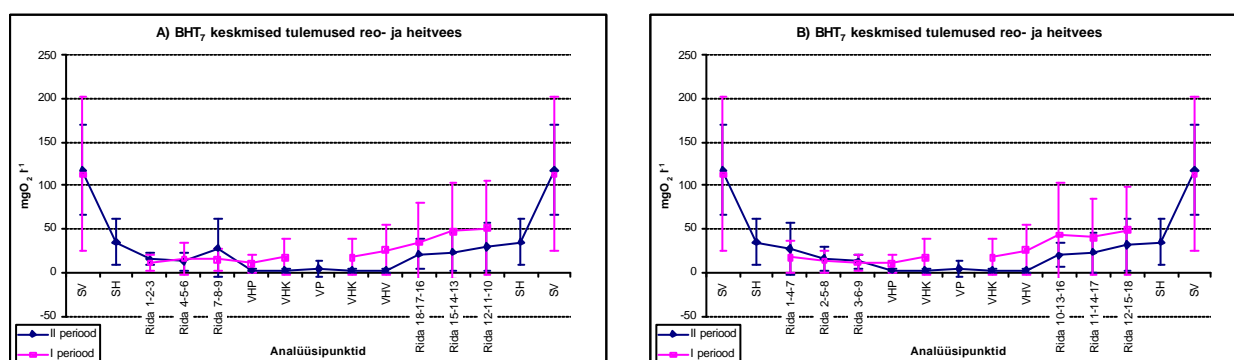
Jooniselt 13 ja lisast 5 nähtub, et II perioodil vähenes vertikaalvoolulise filtri läbinud reovee BHT₇ 35,3 ± 27,1 mgO₂ l⁻¹ korellerudes üld- ja ammooniumlämmastiku ning üld- ja fosfaatfosforiga (vt. lisa 6). Ometigi on teise perioodi horisontaalvoolulise filtri parema peenra ridade 1-2-3 ning 1-4-7 BHT₇ kõrgem, kui esimesel perioodil. Vastupidine tendents perioodide vahel on jälgitav vasakus peenras (vt. ridu 12-11-10 ja 12-15-18), olles statistiliselt oluliselt (p < 0,001) mõjutatud näiteks reovee üld- ning ammooniumlämmastikust, hõljuvainest ja redokspotentsiaalidest (vt. lisa 6).

Tabel 9. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee BHT₇ (mgO₂ l⁻¹) keskmine väärtus, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, g m⁻² d⁻¹) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsi-punkt	I period					II period				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mgO ₂ l ⁻¹)	±	Keskm. (%)	±	Keskm. (g m ⁻² d ⁻¹)	Keskm. (mgO ₂ l ⁻¹)	±	Keskm. (%)	±	Keskm. (g m ⁻² d ⁻¹)
SV	113,5	88,6	-	-	-	118,4	50,7	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	35,3	27,1	70	59	-
VHP	10,0	10,7	91	81	1,03	2,7	2,2	98	68	1,52
VHV	26,7	29,2	77	78	0,81	3,3	2,8	97	68	1,52
VHK	18,3	19,4	84	79	0,92	3,0	2,4	98	68	1,52
VP	-	-	-	-	-	4,8	8,4	96	68	1,30

Ka kirjandusallikad toetavad neid statistiliselt leitud seoseid (Kadlec & Knight, 1996): hingamine mulla aeroobses kihis, käärimine mulla anaeroobses kihis, metanogenees mulla anaeroobses kihis, sulfaadi redutseerimine mulla anaeroobses kihis, nitraadi redutseerimine (denitrifikatsioon) mulla anaeroobses kihis, raua redutseerimine mulla anaeroobses kihis – need kõik on protsessid, kus orgaaniline süsinik etendab olulist rolli. Burgoni (1993, ref. Kadlec & Knight, 1996) katse järgi pinnasesisese vooluga tehismärgalas võivad kõik eelpoolnimetatud reaktsioonid, sõltuvalt füüsikalistest ja keemilistest tingimustest, olla olulised orgaanilise süsiniku lagundamisel.



Joonis 13. Reo- ja heitvee keskised BHT₇ kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides. (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

BHT₇ sisalduste puhul on kõige suurem muutus toimunud horisontaalvoolulise filtri vasakus peenras, kuid siiski ei ole Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi alusel perioodide

vahel horisontaalvoolulise filtri peenardes toimunud puhastusprotsesside vahel statistiliselt olulisi ($p < 0,05$) erinevusi.

Kodijärve vee erikasutusloas (nr. L.VV.TM-18483) sätestatud normile $25 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$, vastavad mõlema perioodi väljavoolutulemused, mis on punktis VHK vastavalt $18,3 \pm 19,4 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$ ja $3,0 \pm 2,4 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$. Võrreldes analüüsipunktiga VHK oli analüüsipunktis VP BHT₇ keskmine tõusnud ($4,8 \pm 8,4 \text{ mgO}_2 \text{ l}^{-1}$), BHT₇ keskmise suurenemist põhjustas eeldatavasti avaveelisesse fosforivanni langenud orgaanika. Spearmani astakorrelatsioon näitas statistiliselt olulist seost ($p < 0,001$) hõljuvaineaga (vt. lisa 6).

II perioodil, mil oli rakendunud vertikaalvooluline filter, paranes mõlema horisontaalvoolulise peenra, eriti vasaku BHT₇ puhastusefektiivsus ja –määr (vt. tabel 9). Mõlema peenra vastavate näitajate osas on märgata võrdsustumise tendentsi.

Võrreldes teiste sarnaste puhastussüsteemidega oli Kodijärve I perioodi (VHK) BHT₇ puhastusefektiivsus madalam Kõo, Paistu ja Østegårdeni reovee-puhastusala tulemustest. II perioodi VHK ja VP analüüsipunkti puhastusefektiivsus oli võrreldavatest aladest parimad.

Keskmine BHT₇ puhastusefektiivsus on sellistes süsteemides tavaliselt 80-95 % (Kuusemets et al., 2001). Tagasivaateliselt võib väita, et Kodijärve puhastussüsteemi BHT₇ puhastusefektiivsus on jäänud samaks (Öövel, 2001) ja ka siseneva reovee BHT₇ ei ole oluliselt muutunud, jäädes keskmiselt vahemikku 120 mg l^{-1} .

5.10. Üld- ja ammooniumlämmastiku kontsentratsioon

Lämmastiku eemaldamine märgaladest toimub peamiselt lämmastiku lendumise, ammonifikatsiooni, mikroorganismide poolt teostatava nitrifikatsiooni-denitrifikatsiooni, taimedesse sidumise ja filtermaterjalile adsorbeerumise teel (Vymazal, 2001).

Kodijärve puhastusalasse siseneva (SV) reovee üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon (vt tabel 10) oli esimesel perioodil $103,0 \pm 17,8 \text{ mg l}^{-1}$ ning teisel $86,4 \pm 20,2 \text{ mg l}^{-1}$. Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi läbiviimisel ei leitud üldlämmastiku kontsentratsioonide muutustes statistiliselt olulisi ($p < 0,05$) erinevusi kahe perioodi vahel üheski analüüsipunktis.

Teisel perioodil analüüsipunktist SH mõõdetud keskmine N üld kontsentratsioon näitas reovee $28 \pm 27 \%$ puhastumist. Spearmani astakorrelatsioon näitas statistiliselt olulisi seoseid ($p < 0,001$) näiteks ammooniumlämmastiku ja BHT₇ –ga (vt- lisa 6).

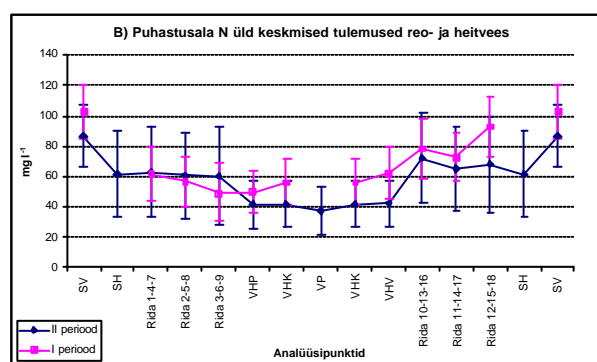
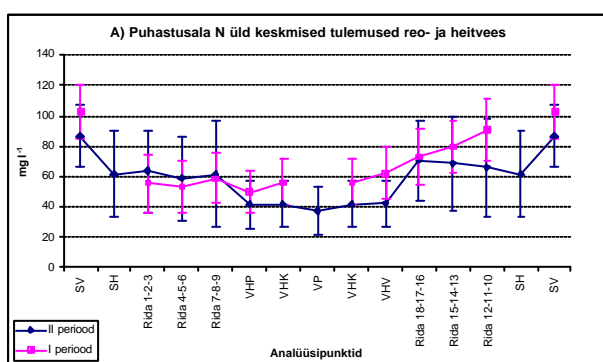
Analüüsipunktist SH saadud tulemustele vaatamata (joon. 14 ja lisa 5) oli teise perioodi horisontaalvoolulise filtri parema peenra tulemused kõrgemad, kui esimesel perioodil, olles Spearmani astakorrelatsioonist lähtuvalt negatiivselt ($R = -0,702$) mõjutatud näiteks reovee temperatuurist.

Tabel 10. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee üldlämmastiku ($\text{mg } \Gamma^{-1}$) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
SV	103,0	17,8	-	-	-	86,4	20,2	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	62,0	28,1	28	27	-
VHP	50,1	13,8	51	31	0,44	41,5	15,7	52	29	0,24
VHV	62,3	17,4	40	27	0,24	42,1	15,2	51	29	0,38
VHK	56,2	15,5	46	29	0,35	41,8	14,9	52	27	0,31
VP	-	-	-	-	-	37,5	15,5	57	30	0,45

Horisontaalvoolulise filtri vasakus peenras on aga üldlämmastiku sisaldus võrreldes I perioodiga tunduvalt vähenenud, küündides (joon. 14, A ja B) I perioodi keskmiste tulemusteni ainult ridades 18-17-16 ja 10-13-16 (olles kõrgeim 16. piesomeetris, mis jääb filtri väljavoolu toru äärde). Vasaku peenra üldlämmastiku tulemuste paranemine on seotud statistiliselt oluliselt ($p < 0,001$) näiteks ammooniumlämmastiku, BHT_7 , pH ja redokspotentsiaaliga (vt. lisa 6).



Joonis 14. Reo- ja heitvee keskmised N üld kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Üldlämmastiku keskmine kontsentratsioon on võrreldes horisontaalvoolulise filtri sees mõõdetud tulemustega langenud väljavooludes. Langus on mõlemal juhul suurem II perioodil,

kompenseerides horisontaalvoolulise filtri peenardes mõõdetud kõrgemaid tulemusi, olles mõjutatud ammooniumlämmastiku ja BHT_7 vähenemisest reovees. Saavutatud puhastusefektiivsus ei vasta aga Kodijärve vee erikasutusloas (nr. L.VV.TM-18483) sätestatud normile 15 mg l^{-1} , isegi vaatluspunktist VP mõõdetud keskmiste tulemuste ($37,5 \pm 15,5 \text{ mg l}^{-1}$) puhul.

II perioodi, mil oli rakendunud vertikaalvooluline filter, paranes mõlema peenra, eriti vasaku, keskmiste väljavoolutulemuste puhastusefektiivsus (vt. tabel 10), sealjuures peenarde vahel rohkem tasakaalustudes. Samas vähenes aga kahe peenra kogu puhastusmäär, langedes $0,04 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ võrra.

Võrreldes teiste sarnaste puhastussüsteemidega oli Kodijärve I perioodi (VHK) üldlämmastiku puhastusefektiivsus madalam Kõo, Paistu, Tveteri ja Østegårdeni puhastites mõõdetust. II perioodi VHK ja VP analüüsipunkti puhastusefektiivsus oli parem Kõo (65 %) tehismärgalapuhasti omast.

Üldlämmastiku keskmine puhastusefektiivsus sellistes süsteemides jääb tavaliselt 30-75 % vahele (Kuusemets et al., 2001). Võrreldes saadud tulemusi Kodijärve puhastussüsteemi varasemate uuringutega (Mander et al., 2001), kus üldlämmastiku keskmine puhastusefektiivsus oli 45...47 %, on puhastusefektiivsus II perioodil tõusnud ($57 \pm 30 \%$).

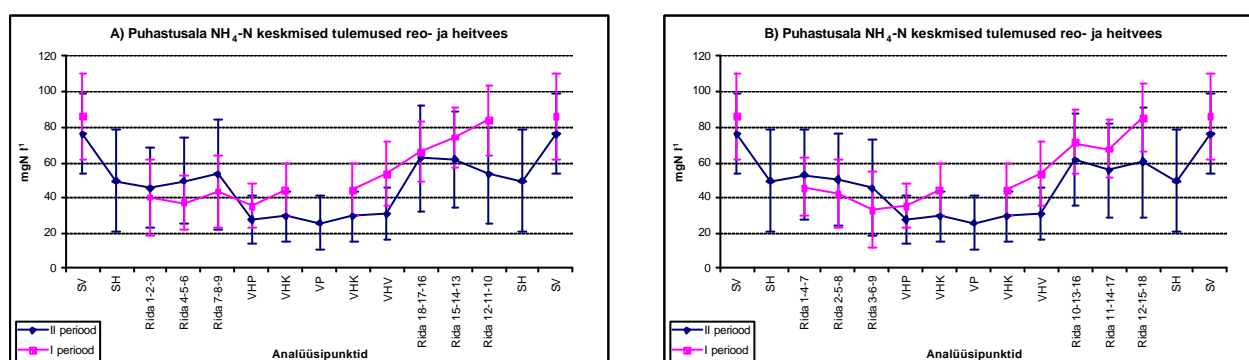
Kodijärve hübriidsüsteemi voolava reovee keskmistatud ammooniumlämmastiku tulemused näitasid üldlämmastikule sarnast trendi (vt. tabel 11), olles I perioodil suuremad ($85,9 \pm 24,8 \text{ mgN l}^{-1}$) kui teisel ($75,8 \pm 23,8 \text{ mgN l}^{-1}$), kuid statistiliselt olulisi ($p < 0,05$) erinevusi kahe perioodi vahel ei leitud üheski analüüsipunktis.

Kuna ammooniumlämmastik (NH_4^+) moodustab olmereoves üldlämmastikust enamuse (Öövel, 2001), siis oli vastav suhe I perioodil 83 % ja teisel perioodil 88 %. Ülejäänud üldlämmastikust (vastavalt 17 % ja 12 %) moodustas orgaaniline lämmastik, mis sisaldub olmereovees tavaliselt urea, aminohapete ja amiinidena (Vymazal, 2001). Niisiis oli teisel perioodil orgaanilist lämmastiku sisenevas reovees 5 % võrra vähem.

Teisel perioodil analüüsipunktist SH saadud keskmine ammooniumlämmastiku kontsentratsioon näitab lisatud vertikaalvoolulise filtri $35 \pm 29 \%$ puhastusefektiivsust. Reovee üldlämmastikust moodustas anorgaaniline lämmastik peale vertikaalvoolulise filtri läbimist 80 %.

Tabel 11. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee ammooniumlämmastiku (mgN l^{-1}) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides. Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsi-punkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
SV	85,9	24,8	-	-	-	75,8	23,0	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	49,5	28,5	35	29	-
VHP	35,3	12,7	53	33	0,45	27,5	13,6	64	31	0,41
VHV	53,3	18,2	38	27	0,18	30,6	14,7	60	30	0,45
VHK	44,3	15,1	49	29	0,32	29,0	13,8	62	30	0,43
VP	-	-	-	-	-	25,6	14,9	66	32	0,50



Joonis 15. Reo- ja heitvee keskmised ammooniumlämmastiku kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Jooniselt 15 ja lisast 5 nähtub, et kuigi vertikaalvoolulises filtris vähenes ammooniumlämmastiku kontsentratsioon, on siiski sarnaselt üldlämmastikule teisel perioodil horisontaalvoolulise filtri parema peenra keskmised tulemused kõrgemad, kui esimesel perioodil, olles mõjutatud sarnastest parameetritest, nagu üldlämmastikki (vt. lisa 6). Samas võib joonise ja lisa alusel väita, et peenardes toimuvad protsessid on muutunud ühtlasemaks, paranedes II perioodil tunduvalt vasakus peenras.

Üld- ja ammooniumlämmastiku muutuste puhul (vt. joon. 14 ja 15) horisontaalvoolulises filtris on suurim erinevus II perioodil paremas peenras, kus ammooniumlämmastiku keskmine kontsentratsioon tõusis reas 7-8-9, olles kõrgeim kaheksandas piesomeetris.

Ka vasakus peenras oli mõlemal perioodil probleemiks orgaanilise lämmastiku ammonifitseerumisprotsessi ($\text{CH}_2\text{NH}_2\text{COOH} + 1,5\text{O}_2 \rightarrow 2\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} + \text{NH}_3 + 176 \text{ kcal.}$) pärsitus, mille tulemusel ei lagundanud orgaanilist lämmastiku nitrifitseerivad bakterid. Takistuseks,

eriti esimesel perioodil, oli aeroobsete tingimuste vähesus (vt. peatükki 5.4 ja 5.5.) ning madalad veetemperatuurid (vt. peatükk 5.2.).

Sarnaselt üldlämmastikule vähenes ka ammooniumlämmastiku kontsentratsioon II perioodil horisontaalvoolulise filtri väljavooludes ning ka fosforieraldusvanni analüüsipunktis (VP) mõõdetud tulemustes (vt. joon. 15 ning lisa 5 ja 6). Paranesid nii puhastusefektiivsus kui ka puhastusmäär (vt. tabel 11).

Ammooniumi lendumine, mis toimub samuti tehismärgalapuhastites, sõltub järgnevast (Vymazal et al., 1998): NH_4^+ kontsentratsioonist vees, temperatuurist, tuule kiirusest, päikesekiirgusest, taimestikust ja süsteemi pH-st. Tegu on füüsikalise-keemilise protsessiga, kus ammooniumlämmastik on tasakaalus gaasilise ja hüdroksüülvormiga.



NH_3 kaod lendumisel on ebaolulised, kui märgalade pH jääb alla 7,5. NH_3 lendumine on oluliselt suur, kui pH on 9,3 või suurem ning ammoniaagi ja ammooniumiooni suhe on 1:1 (Reddy & Patrick, 1984; ref Vymazal et al., 1998). Kuna Kodijärve tehismärgalapuhastis ei ole ammooniumi lendumiseks sobivaid tingimusi, siis on see protsess ka minimaalne (Mander et al., 2005).

Mõlema horisontaalvoolulise filtri peenra väljavoolude keskmistatud tulemustes (VHK) oli esimesel perioodil 79 % NH_4^+ ja 21 % orgaanilise lämmastiku ning teisel perioodil 69 % NH_4^+ ja 31 % orgaanilist lämmastiku. Seetõttu võib öelda, et toimub orgaanilise lämmastiku väljakanne, sest lisaks reoveega sisenevale orgaanilisele lämmastikule tuleb seda juurde horisontaalvoolulisest liivafiltrist ja sellel kasvavate taimede elutegevusest. Orgaanilise lämmastiku väljakande intensiivsuse järgi otsustades on ammonifitseerumine olnud problemaatiline juba pikemat aega.

5.11. Nitritlämmastiku ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid

Nitrifikatsioon on kemoautotroofne protsess, mille toimumiseks vajavad bakterid tingimata hapnikku, et ammoonium-N nitritiks ja nitritit nitraadiks oksüdeerida, kasutades süsinikuallikana süsinikdioksiidi. Aeroobset kaheastmelist protsessi viivad läbi litotroofsed bakterid (peamiselt *Nitrosomonas* ja *Nitrobacter*; Laber et al., 2002). Ühe mg

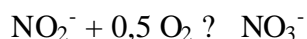
ammooniumlämmastiku oksüdeerimiseks nitraadini kulub ligikaudu 4,3 mg O₂ (Vymazal et al., 1998).

Nitrifikatsiooniprotsessi peamisteks mõjuteguriteks on hapnikuga varustus, temperatuur, pH, hüdrauliline koormus ja anorgaaniline süsinik (Laber et al., 2002).

Nitrifikatsiooni optimaalseks temperatuurivahemikuks on pinnastes 30...40 °C (Vymazal et al., 1998). Minimaalsemad temperatuurvahemikud (Vymazal et al., 1998), kus *Nitrosomonas* ning *Nitrobacter* kasvavad, on 4...5 °C. Niisiis jäid Kodijärvel mõõdetud keskmised temperatuurivahemikud vähemalt II perioodil horisontaalvoolulises filtris alla minimaalset sobivat määra.

Nitrifikatsiooni jaoks optimaalne pH vahemik on küllalt kitsas (7,5...8,6), kuid siiski toimub väljakujunenud tehismürgalasüsteemides nitrifikatsioon ka madalamate pH väärtustel.

Ammooniumist oksüdeerivad nitriti kemolitotroofsed (tingimata aeroobsed) bakterid, kellede elutegevus sõltub täielikult protsessist vabanevast energiast. Ammooniumi oksüdatsiooni kirjeldab valem (Green et al., 1997; Kadlec & Knight, 1996):



Pinnases viivad valemis kirjeldatud protsessi läbi perekondadesse *Nitrospira*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosolobus*, *Nitrosococcus* ja *Nitrosomonas* kuuluvad bakterid, tõenäoliselt järgnevalt (Hauck, 1984; ref Vymazal et al., 1998): Ammoonium (NH₃/NH₄) → hüdroksüülamiin (NH₂OH) → nitroksüül (NOH) → nitroksüülamiin (NO₂NH₂OH) → nitrit (NO₂⁻).

Nitriti oksüdatsiooni nitraadiks võimaldavad kemolitotroofsed bakterid, kes võivad lisaks nitriti kasutamisele saada energiat ka orgaanilistest ühenditest. Mõned nitritit oksüdeerivad bakterid elavad miksotroofselt nitriti ja süsinikuallikal või kasvavad ka täielikus hapnikupuuduses (Bock et al., 1986; ref Vymazal et al., 1998).

Hapnikku elektronakseptoriga asendamiseks kasutavad anaeroobsed mikroorganismid erinevaid ühendeid. Pärast hapniku tarbimist, või isegi enne selle täielikku kadumist

(Vymazal et al., 1998), hakatakse esimesena redutseerima nitraati ($\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^-$, Eh 220 mV).

Kui vaba lahustunud hapnikku veel on, siis kõigub redokspotentsiaal suhteliselt vähe (vahemikus +400 kuni +700 mV), kuid hapniku kadudes jääb redokspotentsiaal vahemikku +400 mV kuni -400 mV.

Pärast hapniku kadumist süsteemist toimub õimese anoksilise protsessina nitraadi redutseerimine molekulaarseks lämmastikuks või lämmastikugaasideks ehk denitrifikatsioon. Denitrifikatsioon on bakteriaalne protsess, kus lämmastikoksiidid (ioonsel ja gaasilisel kujul) toimivad elektronakseptorina. Denitrifikatsiooni illustreerib järgmine võrrand (Hauck, 1984; ref Vymazal et al., 1998):



Esitletud reaktsioon toimub vaid kättesaadavate orgaaniliste ühendite olemasolul anaeroobsetes või anoksilistes tingimustes (redokspotentsiaal +350 ... +100 mV) ja on pöördumatu. Süsiniku lämmastiku (C/N) suhe peab denitrifikatsiooni võimaldamiseks olema teoreetiliselt vähemalt 0,7 ja reaalses tingimustes 1,5 (Laber et al., 2002).

Puhaskultuuridega katsetades on saadud järjest rohkem tõendeid, et nitraadi reduktsioon saab toimuda ka hapniku juuresolekul. Seetõttu võib olla võimalik, et nitraadi reduktsioon algab veega küllastunud pinnastes enne, kui kogu hapnik on tarvitatud (Laanbroek, 1990; ref Vymazal et al., 1998).

Denitrifitseerimisvõimega bakterite perekondi on teada kokku seitseteistkümmend ning enamik neist on kemoheterotroofid, kes saavad energiat ainult keemiliste reaktsioonide kaudu ning kasutavad orgaanilisi ühendeid elektronidoonoritena ja süsinikuallikana (Hauck, 1984; ref Vymazal et al., 1998).

Kõige olulisemateks denitrifitseerijateks pinnastes peetakse bakterite perekondi *Bacillus*, *Micrococcus* ja *Pseudomonas*. Veekeskkonnas on olulisemad *Aeromonas*, *Pseudomonas* ja *Vibrio*.

Denitrifitseerivad bakterid oksüdeerivad enamasti orgaanilisi ühendeid CO_2 ja H_2O (Reddy & Patrick, 1984; ref Vymazal et al., 1998). Nii aeroobne hingamine (elektronakseptoriks hapnik) kui ka anaeroobne hingamine (elektronakseptoriks lämmastik) kulgeb denitrifitseerijatel sama elektrontranspordi ahelat pidi. Denitrifitseerijad bakterid saavad keskkonnatingimuste anoksiliseks muutumisel (redokspotentsiaal ~300 mV) asuda kohe denitrifitseerima ning pole vaja oodata mikroobipopulatsiooni vahetumist.

Nitraadi biokeemilised muutused gaasiliseks lämmastikuks toimuvad järgmiselt (Vymazal et al., 1998): $2 \text{NO}_3^- \rightarrow 2 \text{NO}_2^- \rightarrow 2 \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$

Veega küllastunud pinnastes toimuvad nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon paralleelselt, kuna sellistes pinnastes esineb kõrvuti nii aeroobseid, kui anaeroobseid tsoone.

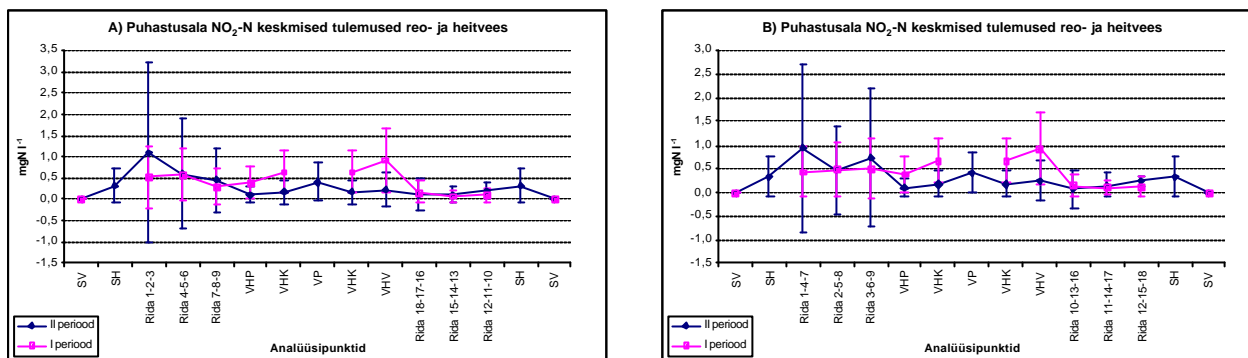
Kodijärve puhastussüsteemi voolanud vee nitritlämmastikku keskmine kogus (vt tabel 12 ja lisa 5) oli nii esimesel kui ka teisel perioodil 0,003 vastavalt $\pm 0,005$ ja $0,004 \text{ mgN l}^{-1}$. Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi alusel ei ilmnenud üheski analüüsipunktis reovee kontsentratsioonides statistiliselt olulist erinevust ($p < 0,05$) kahe perioodi vahel.

II perioodil analüüsipunkti SH mõõdetud keskmiste nitritlämmastiku tulemuste põhjal võib väita, et vertikaalvoolulise filtri läbinud reovees toimus juba aktiivne nitrifikatsioon, sest kontsentratsioon oli tõusnud reovees $0,334 \pm 0,412 \text{ mgN l}^{-1}$.

Tabel 12 Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee nitritlämmastiku (mgN l^{-1}) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.
Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SV	0,003	0,005	-	-	-	0,003	0,004	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	0,334	0,412	-10 329	0,3	-
VHP	0,392	0,382	-12 970	0,3	-0,005	0,113	0,182	-3416	0,1	-0,002
VHV	0,937	0,764	-31 138	1	-0,012	0,242	0,408	-7455	0,3	-0,004
VHK	0,665	0,476	-22 054	1	-0,008	0,177	0,283	-5436	0,2	-0,004
VP	-	-	-	-	-	0,416	0,430	-12 906	0,4	-0,006

Jooniselt 16 nähtub, et horisontaalvoolulise filtri paremas peenras toimus nitrifikatsioon mõlemal perioodil jätkuvalt aktiivsemalt kui vasakus peenras. II perioodil oli protsess paremas peenras efektiivsem ja eriti piesomeetrite ridades 1-2-3 ning 1-4-7. Nitritlämmastiku keskmised kontsentratsioonid kahanesisid II perioodil mõlema horisontaalvoolulise peenra väljavoolupoolses otsas. II perioodil oli ka vasaku peenra nitrifikatsioon efektiivsem I perioodist, olles statistiliselt oluliselt seotud ($p < 0,001$) ka rohkemate reoveekvaliteedi indikaatoritega (vt. lisa 6).



Joonis 16. Reo- ja heitvee keskmised nitritlämmastiku kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Horisontaalvooluliste peenarde väljavoolutulemustes on toimunud muutus nii vasakus kui ka paremas peenras, kus $\text{NO}_2\text{-N}$ tõus on võrreldes esimese perioodiga tunduvalt väiksem ning arvutatud puhastusefektiivsus ja -määr parem (vt. tabel 12). Üldiselt võib väita, et esimese perioodi nitritlämmastiku väga kõrge kontsentratsioon väljavoolus, eriti vasakpoolses peenras, viitas aeratsiooni puudumisele märgalas (vt. lisa 6). Kõrge nitritlämmastiku kontsentratsioon võis põhjustada nitrifikatsiooniprotsessi katkemise, sest nitrifikatsiooni teisel etapil ($\text{NO}_2\text{-st}$ $\text{NO}_3\text{-ni}$) mida viivad läbi *Nitrobacter* rühma kuuluvad mikroorganismid ja nende analoogid, on nitritlämmastik oluliseks inhibiitoriks (Vymazal, 2001).

II perioodil viimasest analüüsipunktist VP saadud keskmised tulemused näitasid $\text{NO}_2\text{-N}$ uut tõusu ($0,413 \pm 0,430 \text{ mgN l}^{-1}$), kuna vabaveelise fosforieraldusvannis oli piisavalt orgaanilist ainet.

Taimestik-pinnasfiltrisse voolava vee nitraatlämmastiku keskmine kogus (vt. tabel 13 ja lisa 5) oli mõlemal perioodil 0,3 standardhälvetega vastavalt $\pm 0,2$ ja $\pm 0,1 \text{ mgN l}^{-1}$. Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi järgi ei ilmnenud üheski analüüsipunktis reovee kontsentratsioonides statistiliselt olulist erinevust ($p < 0,05$) kahe perioodi vahel.

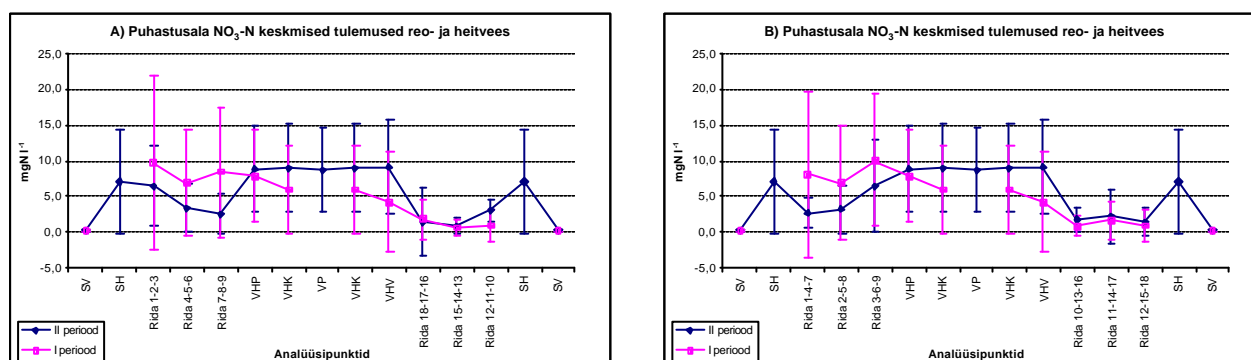
II perioodil analüüsipunktist SH saadud keskmised tulemused näitavad, et nitraatlämmastikku tekkis tunduvalt juurde ($7,1 \pm 7,3 \text{ mgN l}^{-1}$), viidates nitrifikatsiooniprotsessi efektiivsele toimimisele.

Jooniselt 17 nähtub, et II perioodil on parema peenra reovees nitraatlämmastiku kontsentratsioonid langenud horisontaalse filtri väljavoolupoolse otsa suunas ning tõusnud väljavoolutorupoelses küljes, erinedes tunduvalt I perioodil saadud keskmistest tulemustest.

Tabel 13. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee nitraatlämmastiku (mgN l^{-1}) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.
Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsi- punkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Keskm. (mgN l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
SV	0,3	0,2	-	-	-	0,3	0,1	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	7,1	7,3	-2519	6	-
VHP	7,9	6,5	-2588	6	-0,09	9,0	6,1	-3191	6	-0,19
VHV	4,3	6,9	-1365	5	-0,05	9,2	6,5	-3264	6	-0,16
VHK	6,1	6,2	-1977	5	-0,07	9,1	6,1	-3227	6	-0,18
VP	-	-	-	-	-	8,8	6,0	-3133	6	-0,12

Kuna horisontaalvoolulise filtri vasakpoolses peenras olid tingimused denitrifikatsiooniks mõlemal perioodil soodsad, siis oli nitraatlämmastiku keskmine muutus seelses reovees ka sarnane, sõltudes II perioodil küll rohkematest reoveekvaliteedi indikaatoritest. Mõlemas peenras esines Spearmani astakorrelatsioonist lähtuvalt tugev negatiivne statistiline seos ($p < 0,001$) ammooniumlämmastikuga (vt. lisa 6).



Joonis 17. Reo- ja heitvee keskmised nitraatlämmastiku kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Mõlema peenra väljavooludes tõusis II perioodil nitraatlämmastiku (mgN l^{-1}) keskmine kontsentratsioon ja langes puhastusefektiivsus ning -määr (vt. tabel 13 ja joon. 17), viidates sellele, et bakterite poolt kasutatavat orgaanilist süsinikku jäi siiski optimaalse denitrifikatsiooni läbiviimiseks puudu. Taimekõdust vabanev orgaaniline aine ei suuda aga tagada piisavat süsinikuallika kogust (Laber et al., 2002).

5.12. Üldfosfori ja fosfaatfosfori kontsentratsioonid

Kodijärve horisontaalvooluline taimestik-pinnasefilter on töötanud juba pea üheksa aastat. Vohla et al. (2005) uurimistööst nähtub, et horisontaalvoolse liivfiltril fosforisidumisvõime on kahanenud, võrreldes algusaastatega, tunduvalt.

Käesolevas töös vaadeldavatel perioodidel (vt. tabel 14 ja 15 ning lisa 5) on üldfosfori keskmine sissevool filtrisse olnud esimesel perioodil suurem ($14,5 \pm 3,8 \text{ mg } \Gamma^{-1}$) kui teisel $11,5 \pm 2,3 \text{ mg } \Gamma^{-1}$. Sarnane tendents on vaadeldav ka fosfaatfosfori tulemustes, vastavalt $13,2 \pm 3,6 \text{ mgP } \Gamma^{-1}$ ja $10,6 \pm 2,1 \text{ mgP } \Gamma^{-1}$. Fosfaatfosfori osakaal on aga teisel perioodil suurem vaid 1 % võrra (92 %, st. esimesel perioodil 91 %). Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi läbiviimisel ei ilmnenud kahe perioodi lõikes üheski analüüsipunktis üld- ja fosfaatfosfori statistiliselt olulisi erinevusi ($p < 0,05$).

Tabel 14. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee üldfosfori ($\text{mg } \Gamma^{-1}$) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SV	14,5	3,8	-	-	-	11,5	2,3	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	7,8	3,5	32	3	-
VHP	3,3	1,0	77	6	0,11	4,7	1,5	59	4	0,05
VHV	6,8	2,7	53	5	0,06	4,7	1,5	59	4	0,07
VHK	5,1	1,8	65	6	0,08	4,7	1,3	59	4	0,06
VP	-	-	-	-	-	5,3	6,3	54	6	0,06

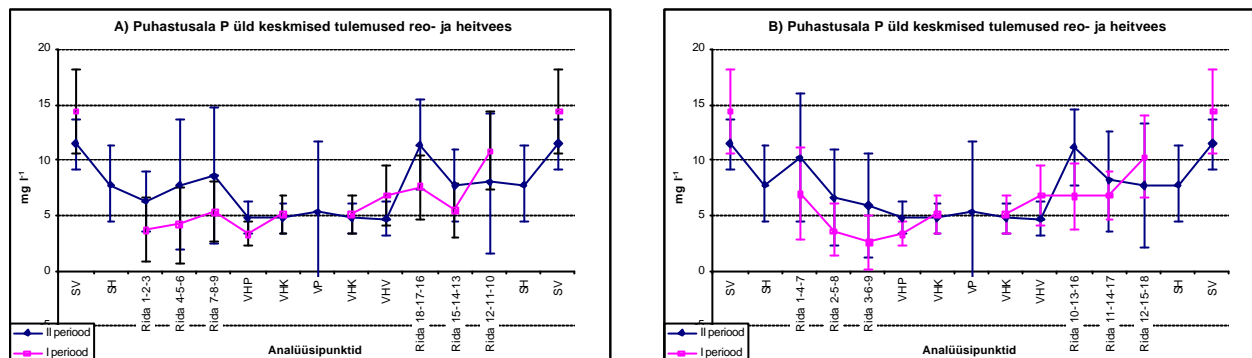
Tabel 15. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee fosfaatfosfori ($\text{mgP } \Gamma^{-1}$) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

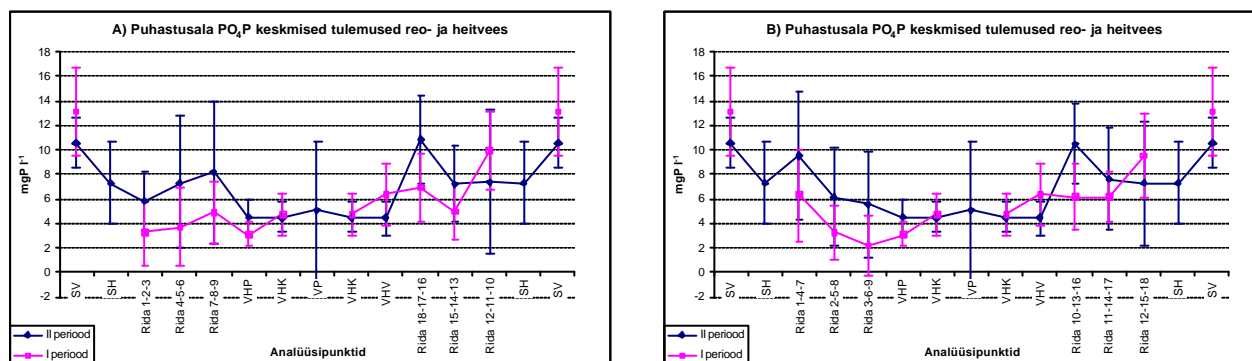
Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. ($\text{mgP } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Keskm. ($\text{mgP } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SV	13,2	3,6	-	-	-	10,6	2,1	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	7,4	3,3	31	3	-
VHP	3,1	1,0	76	6	0,10	4,5	1,4	57	4	0,04
VHV	6,4	2,5	51	5	0,05	4,4	1,4	58	4	0,06
VHK	4,8	1,7	64	5	0,07	4,5	1,3	58	4	0,05
VP	-	-	-	-	-	5,0	5,7	52	5	0,05

Teisel analüüsiperioodil mõõdetud keskmised tulemused punktis SH näitavad, et üldfosfori kontsentratsioon on vähenenud $7,8 \pm 3,5 \text{ mg } \Gamma^{-1}$ ja fosfaatfosfor $7,4 \pm 3,3 \text{ mgP } \Gamma^{-1}$,

mistõttu on suurenenud ka fosfaatfosfori (ortofosfaatse) osakaal 95 %-ni. Viimasest on ilmselt osaliselt põhjustatud ka joonistel 18 ja 19 II perioodil jälgitavate üldfosfori ja fosfaatfosfori kontsentratsioonide sarnane muutus. Spearmani astakorrelatsioonist ilmneb juba selles punktis (SH) negatiivne statistiliselt tugev seos ($R = -0,822$) sulfaatiooni sisaldusega.



Joonis 18. Reo- ja heitvee keskmised üldfosfori kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.



Joonis 19. Reo- ja heitvee keskmised fosfaatfosfori kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Kuigi tabelist 14 ja 15 nähtuv üld- ja fosfaatfosfori väiksem sissevool II perioodil on sellegipoolest horisontaalvoolulise paremas peenras mõlema toitaine kontsentratsioonid tõusnud, olles suuremad ka väljavoolus. Vasakus peenras on ilmselt II perioodi kõrgemate veetasemete tõttu toimunud samuti fosfori suurem väljakanne, mis on jälgitav horisontaalfiltri väljavoolu poolses otsas.

I perioodil reageeris fosfor rauaga (neutraalses ja happelises keskkonnas), olles püsiv ainult aeroobsetes tingimustes. Kuna aeroobseid tsoone oli I perioodil vähem kui teisel, siis redutseerus kolmevalentne raud kahevalentseks ning vabanes ka fosfaatfosfor.

Anaeroobsetes tingimustes võis fosfor vabaneda ka siis, kui väävelvesinik reageeris rauaga, võimaldamata enam setteis olevail rauaosakestel fosforit siduda (Kadlec & Knight, 1996).

Kuna II perioodil on aeroobseid piirkondi horisontaalvoolulises filtris rohkem, siis selle tõttu on vähenenud raua, kuid suurenenud sulfaatiooni ning ka fosfaatfosfori ja üldfosfori väljakanne (Spearmani astakorrelatsioonianalüüsiga leitud reoveekvaliteedi indikaatoreid vt. lisast 6).

Põhjuseks võib olla fosfori, mis on aegade jooksul adsorbeeritud mullaosakestele, välja uhtumine horisontaalvoolulisest filtrist suurenenud veevooluhulkade tõttu ja võimalik, et ka fosfori akumulereerimiseks vajaliku süsinikuallika puudusest. Kuna horisontaalvoolulise filtri veetasemed on ajas vähe muutuvad, siis ka see võib põhjustada väiksemat fosfori bioärastust (Nurk et al., 2005; Truu et al., 2005). Samuti ei saa välistada ka muutunud taimestiku sesoonset mõju fosfori väljakandele, eriti parempoolses peenras.

Kuigi horisontaalvoolulise filtri mõlemas peenras on II perioodil tunduvalt suurenenud üldfosfori ja fosfaatfosfori väljakanne, on siiski väljavooludes kontsentratsioonid vähenenud (ühtlustunud), kasvades küll II perioodi viimases analüüsipunktis VP (vt. tabel 14 ja 15). Kuigi filter on mõeldud fosfori ärastamiseks, annab ta üld- ja fosfaatfosforit pigem välja. Nagu puhastusefektiivsuse arvutuslikest tulemustest lähtub on tõesti järjest enam vähenemas eriti horisontaalvoolulise filtri efektiivsus.

Saavutatud puhastusefektiivsus ei vasta ka Kodijärve vee erikasutusloas (nr. L.VV.TM-18483) sätestatud üldfosfori normile 2 mg l⁻¹. Võrreldes teiste sarnaste puhastussüsteemidega oli Kodijärve I ja II perioodi üldfosfori puhastusefektiivsus madalam kõigist võrreldud reovee-puhastusala tulemustest.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et nii üld- kui ka fosfaatfosfori puhastusefektiivsus esimesel ja teisel perioodil (vt. tabel 14 ja 15) Kodijärve reovee-puhastusalal on rahuldavad, arvestades puhastussüsteemi küllaltki pikka tööiga ning horisontaalvoolulise filtri täitematerjali. Keskmise puhastusefektiivsus on sellistes süsteemides tavaliselt 30...75 % (Kuusemets et al., 2001).

5.13. Üldraua kontsentratsioon

Rauda on olmereovetes tavaliselt tunduvalt väiksemates kontsentratsioonides kui teisi reoaineid. Kuna aga raua liigne kontsentratsioon võib olla elustikule kahjulik, siis käsitletakse järgnevalt ka selle ringlust Kodijärve tehismärgalapuhastis.

Rauda leidub Kodijärvel nii kolmevalentsena (aeroobsetes tsoonides) kui ka kahevalentsena (anaeroobsetes tsoonides). Kolmevalentne raud on enamasti reovees raud (III) hüdroksiidina, -fosfaadina või –hüdroksiid-fosfaat kompleksina, samuti võib ta moodustada komplekse humusainetega (Kadlec & Knight, 1996).

Anaeroobsetes tsoonides olev kahevalentne raud lahustub vees paremini, kusjuures rauaioon ja sellega seotud olnud vaba vesinik-anioonid vabanevad vette, põhjustades näiteks elektrijuhtivuse tõusu. Kui aga vees on piisavalt väävlit, siis reageerib see kahevalentse rauaga ja tekkiv sool – raudsulfiid (FeS) on vees praktiliselt lahustumatu. Märgalades osalevad raua ainerings ka märgalas kasvavad taimed ja mikroorganismid, kes omastavad rauda peamiselt hüdroksiidina või vees lahustunud kahevalentse rauana (Kadlec ja Knight, 1996).

Puhastussüsteemi voolava vee üldraua (Fe^{2+} ja Fe^{3+}) keskmine sisaldus oli esimesel perioodil $1,3 \pm 0,7 \text{ mg l}^{-1}$ ja teisel perioodil $0,7 \pm 0,3 \text{ mg l}^{-1}$, vähenedes analüüsipunktis SH $0,5 \pm 0,4 \text{ mg l}^{-1}$ (vt. tabel 16 ja lisa 5).

Tabel 16. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee üldraua (mg l^{-1}) keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides.

Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

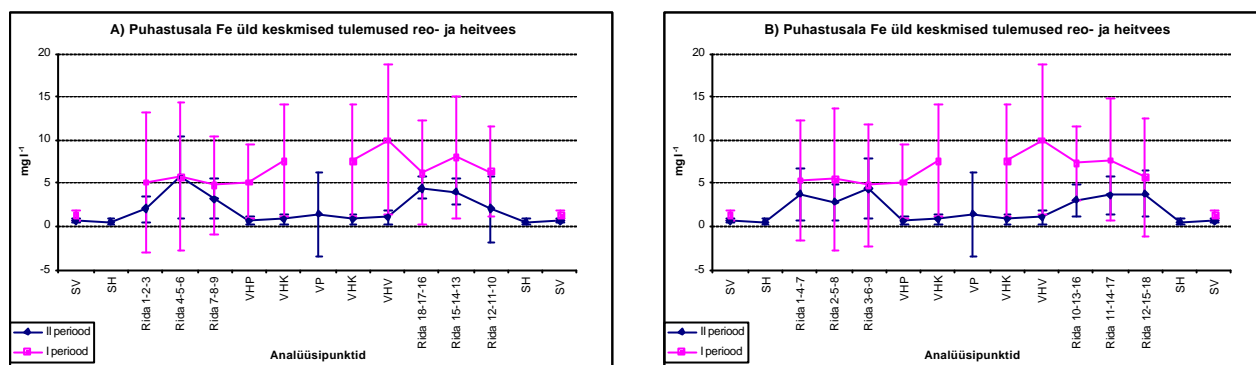
Analüüsipunkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. (mg l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)	Keskm. (mg l^{-1})	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$)
SV	1,3	0,7	-	-	-	0,7	0,3	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	0,5	0,4	23	0,4	-
VHP	5,2	4,4	-291	4	-0,049	0,6	0,5	9	0,4	-0,004
VHV	10,0	8,7	-657	8	-0,116	1,1	0,8	-63	1	-0,011
VHK	7,6	6,5	-474	6	-0,081	0,8	0,6	-27	1	-0,008
VP	-	-	-	-	-	1,5	4,8	-125	3	-0,014

Võrreldes I perioodiga on teisel perioodil võetud horisontaalfiltri reoveeproovidest saadud üldrauda palju vähem, kuid I perioodi suurte standardhälvete tõttu ei ole aga erinevus statistiliselt oluline.

Paremas peenras on üldraua kontsentratsioonide vähenemine olnud väiksem kui vasakus peenras. Parema peenra (joon. 20, A) reas 4-5-6 jõuab reovee üldraua keskmine kontsentratsioon sama kõrgele, kui I perioodil, sest 4. ja 6. piesomeetri juures on anaeroobsemad tsoonid.

Spearmani astakorrelatsiooni arvutustes ilmnes II perioodil horisontaalvoolulise filtri paremas peenras statistiliselt oluline seos ($p < 0,001$) üldfosfori ja fosfaatfosforiga (vt. lisa 6),

näidates, et võrreldes I perioodiga toimub selles peenras paremini fosfori rauaga reageerimine ning Fe^{3+} püsimine (aeroobses keskkonnas).



Joonis 20. Reo- ja heitvee keskmised üldraua kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Sarnaselt I perioodile, kuid II perioodil siiski vähem, toimub väljavoolude läheduses aeroobsete tingimuste mõjul reaktsioon $\text{Fe}_2^+ + 3\text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{e}^- + 3\text{H}^+$ (Kadlec & Knight, 1996). Raudhüdroksiid settib välja kollaka-punase settena, mis on tavaline ka soode kuivendamisel ja tundub kui “rauaooker”.

II perioodil on aga vähenenud horisontaalvoolulises filtris sulfaatiooni reageerimine kahevalentse rauaga, mille saaduseks on praktiliselt lahustumatu raudsulfiid (FeS). Sellise protsessi toimumine on vähenenud eriti vasakus peenras, kus on suurenenud aeroobsete tsoonide hulk ja sulfaatiooni kontsentratsioon.

Horisontaalfiltri väljavooludes tasakaalustub jällegi II perioodil üldraua keskmine kontsentratsioon, olles punktis VHK $0,8 \pm 0,6 \text{ mg l}^{-1}$, tõustes jällegi analüüsipunktis VP $1,5 \pm 4,8 \text{ mg l}^{-1}$.

Siiski, kuigi vähem (vt. tabel 16), jäi ka teisel perioodil domineerima negatiivne puhastusefektiivsus ja -määr, tähendades seda, et filtris toimuvate protsesside tulemusel toimub filtri substraadis oleva väheliikuva raua üleviimine liikuvasse vormi.

Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi järgi ei olnud analüüsipunktides mõõdetud reovee üldraua kontsentratsioonide keskmiste tulemuste vahel perioodide lõikes statistiliselt olulisi erinevusi.

5.14. Sulfaatiooni kontsentratsioon

Väävliit on olmereovees tavaliselt tunduvalt väiksemates kontsentratsioonides, kui eelpool käsitletud aineid. Kuna aga ka väävel on taimetoitaineline, mille liigne kontsentratsioon võib olla elustikule kahjulik, siis käsitletakse ka väävli ringlust.

Väävel on tavaliselt reovees esindatud kahe vormina: sulfaat (aeroobses) ja väävelvesinik (anaeroobses). Organismidele on väävel oluline, kuna see on komponent mitmes aminohappes. Vees olev sulfaat muudetakse enamuses väävelvesinikuks. Peamised teed selleks on järgmised. Aeroobsed organismid assimileerivad sulfaadi, kuid peale nende surma heterotroofsed bakterid vabastavad väävli väävelvesinikuna.

Teise võimalusena redutseeritakse sulfaat aeroobses keskkonnas heterotroofsete bakterite poolt (näiteks *Desulfovibrio desulphuricans*), kes kasutavad sulfaati vesiniku aktseptorina (Kadlec & Knight, 1996).

Väävelvesinik reageerib tavaliselt rauaga või siis teiste metallidega. Kui ta aga satub aeroobsesse keskkonda, siis võib ta spontaanselt oksüdeeruda tagasi sulfaadiks või kasutatakse energiaallikana väävlibakterite poolt (Kadlec & Knight, 1996). Väävelvesinik võib märgalast lenduda (Vymazal, 2001).

Puhastusalasse voolava vee sulfaatiooni keskmine kogus oli II perioodil väiksem, kui I perioodil (vt. tabel 17 ja lisa 5).

Tabel 17. Kodijärve puhastusala reo- ja heitvee sulfaatiooni ($\text{mg } \Gamma^{-1}$), keskmine kontsentratsioon, puhastusefektiivsus (PE, %), puhastusmäär (PM, $\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) ning standardhälbed analüüsipunktides. Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Analüüsi-punkt	I periood					II periood				
	Kontsentr.		PE		PM	Kontsentr.		PE		PM
	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Keskm. ($\text{mg } \Gamma^{-1}$)	\pm	Keskm. (%)	\pm	Keskm. ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)
SV	15,9	13,2	-	-	-	12,9	4,8	-	-	-
SH	-	-	-	-	-	48,1	27,3	-274	26	-
VHP	23,5	20,4	-33	15	-0,09	33,6	18,6	-161	17	-0,57
VHV	15,6	11,5	2	12	-0,04	31,2	13,1	-143	14	-0,40
VHK	18,4	13,3	-16	13	-0,07	32,4	11,4	-152	13	-0,48
VP	-	-	-	-	-	35,1	11,8	-173	14	-0,36

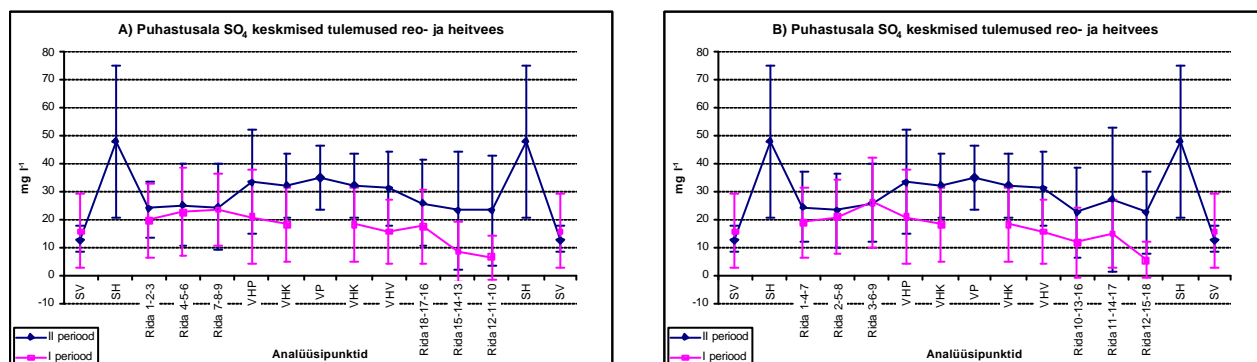
II perioodil analüüsipunktist SH kogutud andmed näitavad, et sulfaatiooni hulk reovees tõusis peale vertikaalvoolulise filtri läbimist (tabel 17 ja joon. 21), olles Spearmani astakorrelatsioonianalüüsi alusel statistiliselt tugevalt seotud üld- ja fosfaatfosforiga (vt. lisa 6).

Horisontaalvoolulise filtri kehas ning väljavooludes toimunud muutused on peaaegu vastupidised üldraua kontsentratsioonide muutustega, mida kinnitab ka II perioodi vasaku peenra tugev korrelatsioon reovee hapniku küllastusprotsendiga ($R=0,869$).

Kui paremas peenras on kontsentratsioonid jäänud võrreldes I perioodiga pea samaks, siis vasakus peenras on need tunduvalt tõusnud. Seda kinnitab ka Spearmani astakorrelatsioonianalüüs, sest vasakus peenras on statistiliselt usaldusväärne ($p<0,001$) korrelatsioonikordaja R muutunud üldfosfori osas rohkem negatiivsemaks.

Sama tendentsi võib jälgida väljavoolus, mis võib olla põhjustatud sellest, et sulfaadid ei reageeri enam kahevalentse rauaga ning ei teki raudsulfiidi (FeS), mis on vees praktiliselt lahustumatu. Kuna väävelvesinik ei reageeri aeroobsetes tsoonides ei raua ega ka fosforiga, siis seetõttu oksüdeerub ta spontaanselt tagasi sulfaadiks ning võrreldes esimesega perioodiga ongi vähenenud II perioodi puhastusefektiivsus.

Kruskal-Wallise dispersioonianalüüsi alusel ei ilmnenud üheski analüüsipunktis statistiliselt olulist erinevust ($p<0,05$) kahe perioodi vahel reovees mõõdetud sulfaatide kontsentratsioonides.



Joonis 21. Reo- ja heitvee keskmised sulfaatiooni kontsentratsioonid ja standardhälbed (vt. lisa 5) analüüsipunktides (A) horisontaalvoolulise filtri piesomeetrite read voolu suunas, (B) vooluga risti.

Kokkuvõtvalt võib öelda, et pinnasefiltris tervikuna reovesi sulfaatioonist ei vabane, pigem toimub nende kontsentratsiooni suurenemine. Sarnaseid tulemusi on saadud Kodijärve kohta ka varasemates aruannetes (Öövel, 2001).

5.15. Kodijärve tehismärgala puhastusprotsesside kokkuvõte

Kodijärve tehismärgalapuhastis I ja II perioodil toimunud puhastusprotsessidest annab võrdleva ülevaate tabel 18.

Tabel 18. Peamiste uuritud toitainete ja orgaaniliste ühendite kontsentratsioonide ja puhastusefektiivsuse (%) keskmised ning standardhälved (SH) Kodijärve tehismärgalapuhastis analüüsipunktides I ja II perioodil.
Lühendid vt. joon. 4 ja 5.

Vaadeldav komponent	Analüüsi-punkt	I periood				II periood			
		Kontsent-ratsioonid		Puhastus-efektiivsus %		Kontsent-ratsioonid		Puhastus-efektiivsus %	
		Keskmine mg l ⁻¹	SH	Keskmine	SH	Keskmine mg l ⁻¹	SH	Keskmine	SH
Hõljuvaine	SV	54,8	27,9	-	-	36,2	15,2	-	-
	VHP	36,2	31,6	34	31	4,	2,5	87	19
	VHV	44,9	29,0	18	28	7,7	5,6	79	18
	VHK	40,5	25,8	26	27	6,3	3,9	83	19
BHT₇	SV	113,5	88,6	-	-	118,4	50,7	-	-
	VHP	10,0	10,7	91	81	2,7	2,2	98	68
	VHV	26,7	29,2	77	78	3,3	2,8	97	68
	VHK	18,3	19,4	84	79	3,0	2,4	98	68
Üldlämmastik	SV	103,0	17,8	-	-	86,4	20,2	-	-
	VHP	50,1	13,8	51	31	41,5	15,7	52	29
	VHV	62,3	17,4	40	27	42,1	15,2	51	29
	VHK	56,2	15,5	46	29	41,8	14,9	52	27
NH₄-N	SV	85,9	24,8	-	-	75,8	23,0	-	-
	VHP	35,3	12,7	53	33	27,5	13,6	64	31
	VHV	53,3	18,2	38	27	30,6	14,7	60	30
	VHK	44,3	15,1	49	29	29,0	13,8	62	30
NO₂N	SV	0,003	0,005	-	-	0,003	0,004	-	-
	VHP	0,392	0,382	-12 970	0,3	0,113	0,182	-3416	0,1
	VHV	0,937	0,764	-31 138	1	0,242	0,408	-7455	0,3
	VHK	0,665	0,476	-22 054	1	0,177	0,283	-5436	0,2
NO₃N	SV	0,3	0,2	-	-	0,3	0,1	-	-
	VHP	7,9	6,5	-2588	6	9,0	6,1	-3191	6
	VHV	4,3	6,9	-1365	5	9,2	6,5	-3264	6
	VHK	6,1	6,2	-1977	5	9,1	6,1	-3227	6
Üldfosfor	SV	14,5	3,8	-	-	11,5	2,3	-	-
	VHP	3,3	1,0	77	6	4,7	1,5	59	4
	VHV	6,8	2,7	53	5	4,7	1,5	59	4
	VHK	5,1	1,8	65	6	4,7	1,3	59	4
PO₄-P	SV	13,2	3,6	-	-	10,6	2,1	-	-
	VHP	3,1	1,0	76	6	4,5	1,4	57	4
	VHV	6,4	2,5	51	5	4,4	1,4	58	4
	VHK	4,8	1,7	64	5	4,5	1,3	58	4
Üldraud	SV	1,3	0,7	-	-	0,7	0,3	-	-
	VHP	5,2	4,4	-291	4	0,6	0,5	9	0,4
	VHV	10,0	8,7	-657	8	1,1	0,8	-63	1
	VHK	7,6	6,5	-474	6	0,8	0,6	-27	1

		I periood				II periood			
		Kontsentratsioonid		Puhastus-efektiivsus %		Kontsentratsioonid		Puhastus-efektiivsus %	
Vaadeldav komponent	Analüüsi-punkt	Keskmine mg l ⁻¹	SH	Keskmine	SH	Keskmine mg l ⁻¹	SH	Keskmine	SH
SO ₄	SV	15,9	13,2	-	-	12,9	4,8	-	-
	VHP	23,5	20,4	-33	15	33,6	18,6	-161	17
	VHV	15,6	11,5	2	12	31,2	13,1	-143	14
	VHK	18,4	13,3	-16	13	32,4	11,4	-152	13

II perioodil suurenes veevool Kodijärve reovee-puhastusalasse 1 m³ d⁻¹ võrra, tõusid pH, hapniku küllastusprotsent, redokspotentsiaal ja veetasemed ning langesid keskmised temperatuurid ja elektrijuhtivus. Samuti vahetus, eriti horisontaalvoolulise filtri paremas peenras, senini kasvanud taimestik. Hariliku pilliroo ja metskõrkja asemele kasvas kõrvenõges.

II perioodil langesid puhastussüsteemi voolanud reovees ka hõljuvaine, üldlämmastiku, ammoniumlämmastiku, üld- ja fosfaatfosfori, üldraua ning sulfaatiooni kontsentratsioonid. Tõusis ainult BHT₇ ning I perioodiga samale tasemele jäid nitrit- ja nitraatlämmastiku kontsentratsioonid (vt. tabel 18).

II perioodi reovee puhastustulemuste põhjal arvatud puhastusefektiivsused (PE) muutusid tänu lisandunud puhastusetapile (vertikaalvooluline filter) tunduvalt positiivsemaks (Noorvee et al., 2005) pea kõigi toitainete puhul ning tasakaalustusid horisontaalvoolulise filtri peenardes.

Tabelis 25 nähtub, et hõljuvaine PE paranes kahe horisontaalvoolulise filtri keskmisena 57 %, BHT₇ puhul 14 %, üldlämmastikul 6 %, ammoniumlämmastikul 13 %, nitritlämmastikul 16 618 %, üldraual 447 %. PE halvenes nitraatlämmastikul 1251 %, üld- ja fosfaatfosforil 6 % ning sulfaatioonil 136 %.

Tulemustest nähtub, et hõljuvaine (II perioodi keskmine kontsentratsioon moodustas I perioodi reovee sissevoolust 66%) ja eriti BHT₇ ning nitritlämmastiku puhastusefektiivsuse suurenemisega võib rahul olla. Vertikaalvoolulise filtri lisandumisega ei ole aga piisavalt paranenud üld-, ammonium- ja nitraatlämmastiku puhastusefektiivsused, olles mõjutatud peamiselt orgaanilise süsiniku vähesusest puhastussüsteemis ning reovee temperatuurilangustest vertikaalfiltris.

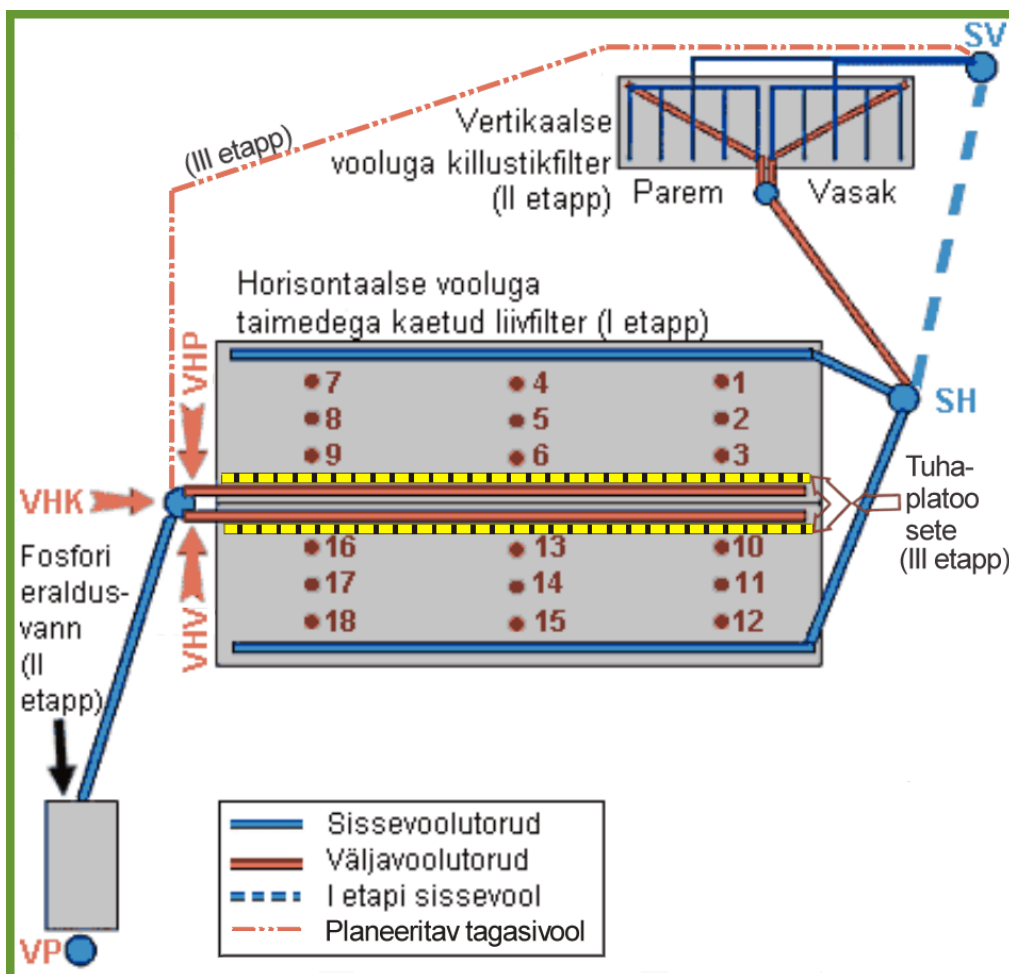
Kuigi üld- ja fosfaatfosfori ning sulfaatiooni sissevool reoveega oli teisel perioodil väiksem, siis siiski on nende toitainete PE langenud, olles põhjustatud horisontaalvoolulise filtri pinnase küllastumisest, vooluhulkade ning aeroobsemate tsoonide suurenemisest.

Kui vaadata Kodijärve reovee-puhastusala kahe perioodi vahelist toimimist, siis II perioodil on paranenud rohkemate toitainete puhastusefektiivsus ning neid mõjutavate parameetrite osakaalud.

6. Soovitused tehismärgalapuhasti rekonstrueerimiseks

Kuna jätkuvalt on vaja kindlasti parandada üld-, ammonium ja nitraatlämmastiku, üld- ja fosfaatfosfori ning sulfaatiooni puhastusefektiivsuseid, siis tuleks muuta Kodijärve reovee-puhastusalal teatavaid puhastusetappe. 2005. aasta suvel teostatavaid töid (III etapp) rahastatakse Tartu Ülikooli Tehnoloogiainstituudi ja Ettevõtluse Arendamise Sihtasutuse projektist „Kombineeritud tehismärgalasüsteemid reovee puhastamiseks“ (teaduslik juhendaja prof. Ü. Mander, tehniline direktor doktorant A. Noorvee).

Nitraatlämmastiku ja seega üld- ning ammoniumlämmastiku parema puhastusefektiivsuse saavutamiseks plaanitakse horisontaalvoolulise filtri läbinud reovesi juhtida horisontaalvoolulise filtri väljavoolukaevust tagasi reovee-puhastusala sissevoolukaevu (SV). Selleks eesmärgiks oleks vaja ehitada tagasivoolu survetorustik pikkusega ca 56 m ja Ø 50 mm (vt. joon. 22).



Joonis 22. Kodijärve reovee-puhastusala skeem koos planeeritavate muudatustega.

Reovee tagasipumpamiseks kaevu SV tuleb tõsta horisontaalvoolulise filtri väljavoolukaevu veetaset, paigaldades väljavoolutoru otsa plastikpõlve koos ca 50 mm läbimõõduga plastiktoruga. Veetaseme tõstmisel tuleb jälgida, et säiluksid horisontaalvoolulise filtri mõlema peenra väljavoolutorudest proovivõtutingimused. Arvestades praegust väljavoolutorude kõrgust (kõrgus väljavoolukaevu põhjast 68 cm) on see ka võimalik.

Samas, kui isegi on vajadus tõsta seniseid horisontaalvoolulise filtri väljavoolutorusid, siis see parandaks seelses filtris denitrifikatsiooni toimumise tingimusi. Filterkeha veega küllastumise abil luuakse anoksilised tingimused denitrifikatsiooni tarbeks (Laber et al., 2002).

Reovee tagasipumpamiseks tuleb paigaldada horisontaalvoolulise filtri väljavoolukaevu aegreleega sukelpump. Kaevu SV tagasijuhitava reovee voolutsüklite reguleerimisel võetakse arvesse senini tehtud uuringuid ja planeeritava süsteemi rakendumisel saadud tulemusi. Reovee tagasipumpamine kaevu SV tagab efektiivsema lämmastiku ärastuse (Marti et al., 2003), sest kaevus SV on denitrifikatsiooni lõpetamiseks piisavalt süsinikku ja anaeroobne keskkond.

Teostatavate uuenduste (2005. aasta suvi) raames soovitatakse vahetada välja ka horisontaalvoolulise filtri pinnas (ca 300 m³), et muuta peamiselt senist fosfori ja sulfaatiooni problemaatilist puhastusefektiivust. Hetkel ei ole veel selge, kas seda tehakse ühe peenra kaupa või kõik koos, sest pole teada, millises seisus on peenarde vaheline sein ja kas see peab vastu survele, mis võib tekkida ühe peenra pinnase eraldamisel ning teise peenraste suunatava reovee mahu suurenemisel. Üheks võimaluseks on juhtida horisontaalvoolulise filtri ehituse ajaks reovesi planeeritava tagasivoolu kaudu otse horisontaalvoolulise filtri väljavoolukaevu. Sellisel juhul tuleks aga filtrimaterjali vahetus teostada kiirelt, et tagatud oleks minimaalne reovee mittepuhastamine.

Horisontaalvoolulise filtri senise pinnase eraldamisel tuleb arvestada, et filtri põhjas ja külgedel olev geomembraan ei tohi puruneda. Eraldatud filtripinnasest võetakse proovid ja tehakse fotod ning ülejäänud transporditakse kas Aardlapalu prügilasse pinnasekihiks või siis savikate muldadega põllumaale. Osa materjali kasutatakse taimekasvuanalüüsideks. Täpsem utiliseerimismoodus selgub tööde käigus.

Horisontaalvoolulise pinnasefiltri uue täitematerjalina kasutatakse kergkruusa (Ø 2-4 mm) ning taimestamisel järgitakse 1997. aastal tehtut. Filtri sisse- ja väljavoolutorustikku

ning piesomeetreid ei muudeta, kuid väljavoolutorude külgedele lisataks vahetatavad tuhaplatoo sette kolonnid (joon. 22.), millede täpne suurus selgub teostatavate tööde käigus.

Vastavalt uuenduste programmile soovitakse vahetada ka fosforieraldusvanni sisu, muuta selle vooludünaamikat, katta filter kangaga, mis takistab puulehtede langemist sellele ja tõsta ca 10 cm väljavoolu (VP), et parandada proovide võtmistingimusi. Samuti tahetakse vertikaalvoolulise filtri sissevoolutorude killustikukatet tüsendada.

Peale uuenduste teostamist viiakse läbi ka uus reovee viibeaja mõõtmine hübriidsüsteemis.

Planeeritavad muudatused peaksid võimaldama Kodijärve Hooldekodul lülitada lähiaastatel puhastussüsteemi ka peahoone kõrval asuvad kaks väiksemat eluhoonet, kus elab hetkel 19 inimest, kelle veetarve on ca $0,1 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Nende olmereovesi juhitakse praegu kogumiskaevu, mille sisu veetakse Kambja puhastisse.

Kokkuvõte

Käesolevas magistritöös analüüsiti Kodijärve puhastussüsteemis toimunud puhastusprotsesse. Võrreldi Kodijärve tehismärgala tööd enne (ajavahemik 31.01.2000-25.04.2002) ja peale vertikaalfiltri ning fosforieraldusvanni (ajavahemik 09.10.2002 – 28.12.2004) rajamist.

Analüüsiti Kodijärve tehismärgalapuhasti efektiivsust biokeemilise hapnikutarbe (BHT), hõljuvaine, ammooniumlämmastiku, nitritlämmastiku, nitraatlämmastiku, üldlämmastiku, fosfaatfosfori, üldfosfori, üldraua ja sulfaatiooni sisalduse muutuste alusel reo- ja heitvee puhastusprotsessides. Uuriti ka puhastusefektiivsuse seoseid puhastusala veetasemete, vooluhulkade, hapnikusisalduse, redokspotentsiaali, elektrijuhtivuse ja pH vahel.

Läbiviidud töö käigus selgus, et II perioodi alguseks valminud vertikaalvooluline filter tõstis tunduvalt horisontaalvoolulise taimestik-pinnasfiltri töö efektiivsust ning tasakaalustas selle kahe peenra tööd. Paranesid järgnevate reoveega sisenenud reoainete puhastusefektiivsused:

- Hõljuvaine;
- BHT₇;
- Üldlämmastik;
- Ammooniumlämmastik;
- Nitritlämmastik;
- Üldraud.

II vaatlusperioodi andmed näitavad, et puhastusefektiivsused on paranenud ja võrreldes algse, ainult horisontaalfiltrist koosneva puhastusala, on kujunenud olukord, kus on täidetud rohkem vee erikasutuloas sätestatud tingimusi.

Siiski on üld- ja fosfaatfosfori ning sulfaatiooni puhastusefektiivsus teisel perioodil toimunud langus, olles mõjutatud horisontaalvoolulise filtri pinnase küllastumisest, vooluhulkade ning aeroobsemate tsoonide suuremisest.

Tööst saadud tulemused kinnitavad, et hübriidpuhastussüsteemid töötavad efektiivsemalt, tagades erinevate puhastusprotsesside optimaalsema ja efektiivsema toimimise. Kogutud andmete alusel rekonstrueeritakse Kodijärve tehismärgalapuhasti, et tagada paremat lämmastiku ja fosforiärastust ning likvideerida puhastusalal senini esinenud reoveepuhastuse kitsaskohad (sh. viimases puhastusetapis ehk fosforiärastusvannis).

Performance analysis of a hybrid constructed wetland for wastewater treatment in Kodijärve, Estonia

Summary

This thesis presents exploration results of a hybrid constructed wetland system consisting of a two-chamber vertical subsurface flow (VSSF) filter (established in August 2002) and a two-chamber horizontal subsurface flow (HSSF) sand-plant filter (established in October 1996). Two chambers of the HSSF filter (25x6,25x1,0 m each) are filled with coarse sand, one (left chamber) planted with reed (*Phragmites communis*) and the other (right chamber) with woody clubrush (*Scirpus sylvaticus*). This constructed wetland, founded in October 1996 by the Center for Ecological Engineering Tartu (CEET), receives a septic tank effluent of about 40 population equivalents in Kodijärve, South Estonia.

The main objective of this bachelor thesis was to find out differences in purification efficiency in both beds of the HSSF filter before and after the establishing of the VSSF filter. To obtain this objective eleven series of water sampling (from 01.03.2000 to 25.04.2002) were undertaken. The water samples were taken from the inlet and outlet to both VSSF and HSSF filters, and also from 18 piezometers (50 mm PVC pipes) installed in beds of the HSS filter (9 piezometers per bed), and analysed according to “Standard methods for the examination of water and waste water” of the American Health Organisation (APHA, 1998) in the laboratories of the Tartu Environmental Research Ltd for NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, total N, PO₄-P, total P, SO₄, total Fe, suspended solids (SS), BOD₇ and pH.

During each sampling session, the water temperature, O₂ (DO) concentration, redox potential and electric conductivity were measured using the portable equipment.

Acquired data were processed by programs: MS Excel 2000 and Statistica 6.0.

The comparison of two analysed periods shows that after the VSSF started, the measured DO, redox potential, water level and Q increased but the electric conductivity and temperature decreased.

This study shows that in the second period were the better results obtained and the several purification efficiency of the CW has been improved. It indicates that the systems with both of VSSF and HSSF work better than systems with one of these. The purification efficiency was found to increase of: Suspended solids (by 57 %), BOD₇ (by 14 %), total N (by 6 %), NH₄-N (by 13 %), NO₂-N (by 16 618 %), total Fe (by 447 %).

There were also nutrients which purification efficiency was lower than in the first period: $\text{NO}_3\text{-N}$ (by 1251 %), $\text{PO}_4\text{-P}$ (by 6 %), total P (by 6 %), SO_4 (by 136 %).

The acquired results shows that despite of higher DO in the wastewater there is a lack of organic compounds therefore the denitrification can not occur in the necessary extent. To allow the denitrification process to take place the wastewater should be recycled from the HSSF to the inlet-well.

Following reconstruction of the HSSF filter are recommended: (1) replacement of the saturated filter material (coarse sand) with more efficient Filtralite P material (a light-weight aggregate, LWA, with enhanced phosphorus sorption capacity) and oil-shale ash as alternative local filter media; (2) recycling of the wastewater from the HSSF filter outlet to the VSSF filter inlet; (3) reestablishment of the phosphorus sedimentation device at the outflow from the HSSF filter. In summer 2005 these reconstruction works are planned to be undertaken.

Kasutatud kirjandus

- Brix, H. 1996. Role of macrophytes in constructed wetlands. In: 5-th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 15-19, Vienna. Keynote Address 2.
- Geller, G., Engelmann, E., Haber, W., Kleyn, K., Lenz, A. & Netter, R. 1991. Bewachsene Bodenfilter zur Reinigung von Wässern – ein von Abwasser beeinflusstes System aus Boden und Pflanzen. *Wasser und Boden* 8: 477-495.
- Gumbricht, T. 1993. Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophyte systems. *Ecological Engineering* 2: 1-30.
- Jenssen, P. D., Krogstad, T. & Maehlum, T. 1991. Wastewater treatment by constructed wetlands in the Norwegian climate: Pretreatment and optimal design. In: Etnier, C. and Guterstam, B. (Eds.) *Ecological Engineering for Wastewater Treatment, Proceedings of International Conference 24-28 March 1991, Stensund Folk College; Bokskogen, Gothenburg, Sweden*, pp. 227-238.
- Jenssen, P. D., T. & Maehlum, T. 2003. Treatment performance of multistage wastewater constructed wetlands in Norway. In: Mander, Ü., Vohla, C. and Poom, A. (Eds.) *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale, Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, pp. 11-16.
- Marti, E., Arias, C.A., Brix, H. & Johansen, N.-H. 2003. Recycling of treated effluents enhances reduction of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. In: Mander, Ü., Vohla, C. and Poom, A. (Eds.) *Constructed and Riverine Wetlands for Optimal Control of Wastewater at Catchment Scale, Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis* 94, pp. 150-155.
- Green, M., Friedler, E., Ruskol, Y. & Safari, I. 1997. Investigation of alternative method for nitrification in constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 35 (5), 63-70.
- Kadlec, R. H. & Knight, R. L. 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, pp. 893.
- Kuresoo, R., Relve, H. & Rohtmets, I. 2001. Eesti elusloodus, 114-115, Kirjastus Varrak.
- Kuusemets V., Koppel, V., Heinsoo, A. & Sild, E. 2001. Short rotation willow plantation for wastewater purification: case study at Aarike, Estonia. *Ecosystems and Sustainable Development III*: 61-67.

- Laber, J., Haberl, R & Perfler, R. 2002. Enhanced nitrogen elimination in vertical-flow constructed wetlands in cold climates. In: Mander, Ü & Jenssen, P. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Cold Climates. Advantages in Ecological Sciences*, 11, WIT Press, Southampton, Boston, pp. 107-122.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Öövel, M., Ihme, R., Sevola P. & Pieterse, A. 2000. Experimentally Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Estonia. *Journal of Environmental Science and Health, Part A—Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.*, A35, 8, 1389-1401.
- Mander, Ü., Kuusemets, V., Öövel, M., Muring, T., Ihme, R., Sevola P. & Pieterse, A. 2001. Wastewater purification efficiency in experimental treatment wetlands in Estonia. In: J. Vymazal (Ed.) *Nutrient Transformations in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 201-224.
- Mander, Ü., Lõhmus, K., Teiter, S., Nurk, K., Muring, T. & Augustin, J. 2005. Gaseous fluxes from subsurface flow constructed wetlands for wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A — Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.* A40, 6-7. (In press).
- Muring, T. 1995. Ökotehnoloogia veekaitse. Magistritöö maastikuökoloogia ja keskkonnakaitse erialal, TÜ, Geograafia instituut, Tartu.
- Noorvee A., 2003. Puhastusprotsessid Kodijärve vertikaalvoolulises pinnasfiltris. Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal, TÜ Geograafia instituut, Tartu.
- Noorvee, A., **Põldvere, E.** and Mander, Ü. 2005. The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. *Water Science and Technology*. (In press).
- Noorvee, A., Repp, K., **Põldvere, E.** and Mander, Ü. 2005. The effects of aeration and the application of the $k-c^*$ model in a subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A — Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.* A40, 6-7. (In press).
- Nurk, K., Truu, J., Truu, M. & Mander, Ü. 2005. Microbial characteristics and nitrogen transformation in planted soil filter for domestic wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A — Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.* A40, 6-7. (In press).
- Pirnipuu T. 2004. Kodijäve pinnaspuhasti puhastustoime analüüs. Bakalaureusetöö veemajandus erialal, EPMÜ Veemajanduse instituut, Tartu.
- PIMROSE Database, 2003.
http://www.jordforsk.no/fagnat/Primrose/primrose_databasewp1.htm, 01.04.2005.

- Põldvere E.** 2002. Kodijärve taimestik-pinnasfiltril puhastusefektiivsuse analüüs. Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal, TÜ Geograafia instituut, Tartu.
- Reddy, K.R. & Patrick, W.H. 1984. Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediments. *CRF Crit. Rev. Environ. Control* 13: 273-309.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering* 7: 59-83.
- Teiter, S. & Mander, Ü. 2005. Emission of N₂O, N₂, CH₄ and CO₂ from constructed wetlands for wastewater treatment and from riparian buffer zones. *Ecological Engineering*. (In press).
- Tooming A. 2002. Tehismärgalade kasutamise võimalusi maapiirkondade reovee puhastamisel Kullamaa asula näitel. Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal, TÜ Geograafia instituut, Tartu.
- Truu, J., Nurk, K., Juhanson, J. & Mander, Ü. 2005. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A — Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.* A40, 6-7. (In press).
- Vohla C., 2004. Alternatiivsed filtermaterjalid fosfori sidumiseks heitveepuhastustehismärgalades. Magistritöö keskkonnatehnoloogia erialal, TÜ Geograafia instituut, Tartu.
- Vohla, C., **Põldvere, E.**, Noorvee, A., Kuusemets, V. & Mander, Ü. 2005. Alternative filter media for phosphorus removal in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Journal of Environmental Science and Health, Part A — Toxic/Haz. Subst. & Environmental Eng.* A40, 6-7. (In press).
- Vymazal, J. 1996. Plant species used for constructed wetlands in the Czech Republic. In: 5-th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, September 15-19, Vienna. II/5.
- Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R & Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Green, M. D. & Haberl, R. (Eds.) *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers: Leiden, pp 17-66 .
- Vymazal, J. 2001. Types of constructed wetlands for wastewater treatment: their potential for nutrient removal. In Vymazal, J., jt., *Transformations of Nutrients in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 1-96.

Öövel, M. 2001. Heitveepuhastuse efektiivsuse varieeruvus tehismärgalades Kodijärve horisontaalvoolulise pinnasfiltri ja Põltsamaa avaveelise märgalapuhastussüsteemi näitel. TÜ, Geograafia Instituut, Magistritöö keskkonnakaitse ja maastikuökoloogia erialal, Tartu.

LISAD