

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

**AVAVEELISTE TEHISMÄRGALADE POTENTSIAAL
PÕLLUMAJANDUSLIKU HAJUREOSTUSE
VÄHENDAMISEKS LÄÄNEMERE REGIOONIS**

Bakalaureusetöö keskkonnatehnoloogia erialal (12 EAP)

Keit Kill

Juhendaja: MSc Kuno Kasak

Tartu 2016

Avaveeliste tehismärgalade potentsiaal põllumajandusliku hajureostuse vähendamiseks Läänemere regioonis

Toitainete ärakanne põllumajandusmaadelt põhjustab eutrofeerumise näol Läänemeres suuri probleeme. Põllumajandusliku hajureostust tekitab peamiselt liigne väetamine ja loomakasvatus – taimede poolt omastamata toitained leostuvad pinna- ja põhjavette ning liiguvad seeläbi juba suurematesse veekogudesse. Veekogude seisundi parandamiseks ja sealse elustiku kaitseks tuleb kasutusele võtta erinevaid meetmeid. Avaveelised tehismärgalad puhastavad vett efektiivselt, on looduslähedased ning bioloogiliselt mitmekesised. Maksimaalse puhastuseefektiivsuse saavutamiseks tuleb avaveeliste tehismärgalade rajamisel lähtuda mitmetest teguritest ning projekteerida vastavalt koha iseärasustele. Soomes, Rootsis ja Norras on tehismärgalade rajamine ja uurimine levinud ning nende tulemuste järgi saab teha üldistusi, mille abil kohandada neid teistesse Läänemere äärsetesse riikidesse. Võrdlusest selgus, et tehismärgalade rajamisel on oluline märgala ja valgala pindala suhe, vee viibeaeg süsteemis, taimestatus, temperatuur ja vooluhulk. Rajamist raskendavateks teguriteks on maksumus, väike riigipoolne toetus, sobivate alade vähesus, põllumeeste vähene huvi.

Märksõnad: eutrofeerumine, põllumajanduslik hajureostus, avaveelised tehismärgalad, Läänemeri, toitained

CERCS: T270 Keskkonnatehnoloogia, reostuskontroll

Potential of free water surface constructed wetlands to reduce agricultural diffuse pollution in the Baltic Sea region

Nutrient runoff from agricultural land has been major cause of eutrophication in the Baltic Sea. It is important to reduce diffuse pollution load to surface water. Constructed wetlands are effective for improving the water quality by using natural water treatment mechanisms. In Finland, Sweden and Norway, constructed wetlands have become popular and according to their results it is possible to make abstractions for adapting these systems in other countries in the Baltic Sea region. Comparison of constructed wetlands in different countries showed that important characteristics are wetland/catchment area ratio, hydraulic retention time, vegetation, temperature and flow rate. Establishment may be problematic due to its cost, suitable areas are limited, subsidies are not sufficient and land owners are not willing to give their land to use for

this purpose. Although if all the factors above are implemented correctly, constructed wetlands are good for water purification.

Keywords: eutrophication, agricultural runoff, diffuse pollution, free water surface flow constructed wetlands, Baltic Sea, nutrients

CERCS: T270 Environmental technology, pollution control

Infoleht	
Sisukord	
Sissejuhatus	5
1. Veekogude eutrofeerumine	6
1.1 Eesti sisevete ning Läänemere seisund	7
1.1.1 Veekogusid mõjutavad koormused	10
1.1.2 Läänemere seisund ja selle koormusallikad	11
2. Põllumajanduslik hajureostus.....	15
3. Avaveelised tehismärgalad hajureostuse vähendamiseks	19
3.1 Üldine kirjeldus.....	19
3.2 Puhastusprotsessid tehismärgalas	21
3.2.1 Fosfori eemaldamine	21
3.2.2 Lämmastiku eemaldamine	22
3.2.3 Orgaanilise aine ning hõljumi eemaldamine	24
3.3 Avaveelise tehismärgala rajamine	25
4. Avaveeliste tehismärgalade puhastusefektiivsus	30
4.1 Fosfor	31
4.2 Lämmastik	32
5. Arutelu.....	35
6. Kokkuvõte	38
Summary.....	40
Kasutatud kirjandus	42
Tänuavaldused	48
LISAD	49
LISA 1.	50
Lihtlitsents	54

Sissejuhatus

Suurenev vajadus põllumajandussaaduste järgi on laiendanud väetiste kasutamist (Anderson et al., 2002; Asmala et al., 2011). Liigne või valel ajal väetamine toob aga kasu asemel kahju. Veekogude eutrofeerumine ehk kinnikasvamine on peamiselt põhjustatud toitainete ärakandest inimtekkelistest hajusallikatest, eeskätt põllumajandusest. Limiteerivateks toitaineteks veekogudes on peamiselt lämmastik ja fosfor ning lumesula veega või vihmaga pinnasest ära kantud toidained põhjustavad veekeskonda jõudes laiahaardelist taimede kasvu ja soodustavad veekogude õitsenguid (Nõges et al., 2007; Asmala et al., 2011). Eutrofeerumise tulemusel suureneb hägusus, hapnikuvaegus veekogu põhjas ja muutub liigiline koosseis. Läänemere vee kvaliteet on aastatega paranenud, kuid vee aeglase vahetuse tõttu ning toitainete vabanemine setetest ja taimestiku lagunemisest aeglustab eutrofeerumisest taastumist. Seetõttu on oluline Läänemere äärsetes riikides võtta kasutusele erinevaid meetmeid vee kvaliteedi parandamiseks (HELCOM, 2015; HELCOM 2014).

Üheks peamiseks toitainete liikumisteks Läänemerre on jõed (Nõges et al., 2007), mistõttu tuleb alustada jõgede vee kvaliteedi parandamisest. Märgalad on üheks võimaluseks reostuse vähendamiseks ning mitmeid avaveelisi tehismärgalasid on rajatud toitainete ja muude saasteainete eemaldamiseks. Tehismärgalad moodustuvad mitmesuguste keskkondadega ja veerežiimidega aladest, mis on vajalikud erinevate ainete kinni pidamiseks ja eemaldamiseks süsteemist. Tehismärgalad koosnevad kõrgema püsiva veetasemega settetiigist ning madalama veetasemega aladest, mis on osaliselt või täielikult taimestatud (Owenius & van der Nat, 2011). Peamised protsessid toitainete eemaldamiseks on settimine, filtratsioon, keemiline sadenemine, adsorptsioon, ammoniumi lendumine, nitrifikatsioon, denitrifikatsioon, mikrobioloogiline lagunemine ja taimedepoolne omastamine (Puustinen & Jormola, 2005; Koskiaho & Puustinen, 2005; Vymazal et al., 1998).

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks on analüüsida avaveeliste tehismärgalade efektiivsust Läänemere piirkonnas ning uurida võimalikku mõju Läänemere vee kvaliteedile. Kuigi tehismärgalade efektiivsus on seotud konkreetsete asukoha tingimustega ega pruugi toimida igal pool samamoodi, on sarnastes tingimustes olevad tehismärgalad siiski võrreldavad, andes üldistatud teadmised võimalikust efektiivsusest. Käesolev töö võrdleb Läänemere äärsete riikide ning sarnase kliimaga alade avaveeliste tehismärgalade efektiivsust põllumajandusliku hajureostuse eemaldamisel.

1. Veekogude eutrofeerumine

Suurenenud tööstuse ja põllumajanduse arengu tõttu kasutatakse aina rohkem lämmastikku ja fosforit sisaldavaid väetiseid, mis osaliselt jõuavad ka jõgedesse, järvedesse, meredesse, ookeanidesse ja muudesse veekogudesse, põhjustades seal eutrofeerumist (Asmala et al., 2011). Sõna eutrofeerumine tuleneb kahest kreekakeelsest sõnast “eu”, mis tähendab hästi ja “trope”, mis tähendab toitu. Kaasaegse tähenduse järgi on eutrofeerumine seotud taimetoitainete suurenenud sissekandega inimtegevuse poolt mõjutatud aladelt (põllumajandus, reoveepuhastid jne) veekogudesse, mis põhjustab veekogude järk järgulist kinnikasvamist. Euroopa Liidus on eutrofeerumine defineeritud kui „vee rikastumine toitainetega, eriti lämmastiku ja/või fosforiga, mis kiirendab vetikate kasvu ja kõrgemate taimede levikut veekogus, millega kaasneb soovimatu tasakaalu häiring olemasolevatele veetaimedele ja vee kvaliteedile (HELCOM, 2006; Asmala et al., 2011).

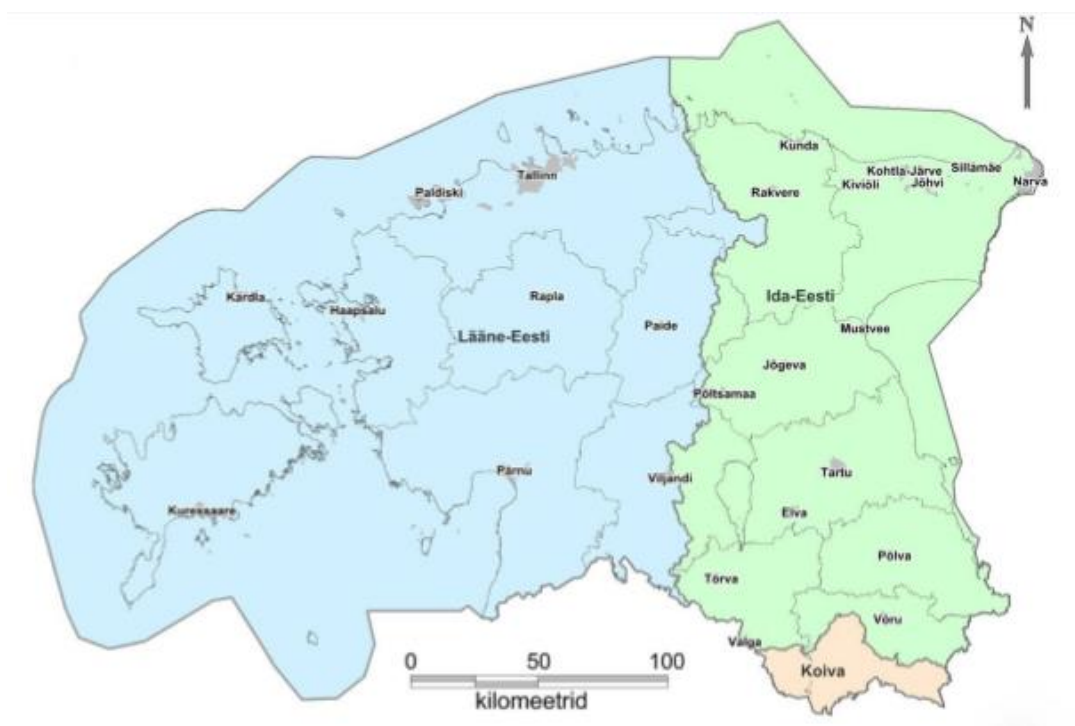
Veekogude eutrofeerumist põhjustavad sinna sattuvad limiteerivad toitained, nagu lämmastik ja fosfor. Peamised toitainete allikad ja eutrofeerumise põhjustajad on põllumajandus ja loomakasvatus, vesiviljelus, tehased, asulate reovesi, erosioon ja sadenemine atmosfäärist (Wassmann & Olli, 2004; Asmala et al., 2011). Linnade reovesi põhjustab punktreostust, samas põllumajandus tekitab peamiselt hajureostust (Monteagudo et al., 2012). Põllumajanduses on oluliseks reostusallikaks lisaks väetamisele ka lekkivad sõnniku- ja silohoidlad, mis on suureks koormuseks veekeskonnale (AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006; Piirimäe et al., 2014).

Läänemerre satuvad toitained erinevaid radu pidi. Peamisteks teedeks on jõed (Nöges et al., 2007), mis asuvad Läänemere valglas, punktreostusallikad, mis suunatakse otse merre, otsene atmosfäärist sadenemine Läänemere pinnale ning toitainete sissevool Põhjamerest (HELCOM 2015). Kõige rohkem on eutrofeerumise poolt ohustatud Läänemere sisemised rannikualad nagu fjordid ja laguunid, mida esineb Läänemere lõunaosas (Rheinheimer, 1998). Euroopa Liidu liikmed peavad põllumajandust peamiseks toitainete hajureostuse allikaks Läänemerele, mistõttu on vaja võtta kasutusele abinõusid ja parim saadaolev tehnoloogia lämmastiku ja fosfori kadude vähendamiseks põllumajandusest (Owenius & van der Nat, 2011). Põllumajandusest tulenev toitainete ärakanne on seda suurem, mida rohkem väetatakse. Suuremate riigipoolsete toetuste korral, saaks põllumees rohkem kulutada väetiste ostmisele, et saavutada maksimaalne saagikus. Põllumehele on väetise suhteline madal hind üleväetamise

ajendiks, sest sel moel väheneb risk ja ebakindlus saagikuse ja tulu osas. Seega võivad suuremad toetused potentsiaalselt suurendada toitainete ülejääki ja ärakannet (Buckley & Carney, 2013). Väetiste ostmiseks otsetoetuste vähendamine või täpsem reguleerimine avaldaks suurt mõju toitainete kadude vähendamisel, kuid see poleks põllumehel sobiv. Toitainete kadusid tuleks vähendada lisaks väetamise piiramisele ka muude meetmete abil, näiteks kasutada puhverribasid või märgalasid toitainete kinni püüdmiseks. Need meetmed vajaksid eraldi rahastust, et põllumehed neid kasutusele võtaksid (Kasak et al., 2016).

1.1 Eesti sisevete ning Läänemere seisund

Pinnavee alla kuuluvad maismaa voolu- ja seisuveekogumid ning rannikuvesi. Veekaitse korraldamise eesmärgil on kõik veekogud jagatud veekogumiteks, mille moodustamise aluseks on veekogude looduslikud või inimtekkelised tingimused ja veemajanduslik olulisus. Veekogum võib olla moodustatud nii ühe veekogu, mitme ühendatud veekogu kui ka ühe veekogu väiksema osa põhjal. Eestis on kokku moodustatud 750 pinnaveekogumit, kuhu kuuluvad ka rannikuveekogumid. Need on ära jaotatud kolme vesikonna vahel, milleks on Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond ja Koiva vesikond (Joonis 1) (Keskkonnaministeerium, 2016A,B,C).



Joonis 1. Eesti vesikondade asukohad ja piirid (Keskkonnaministeerium, 2016A,B,C).

Eesti vete seisundit hinnatakse kahe näitaja põhjal – ökoloogiline ja füüsikalisk-keemiline. Ökoloogilise seisundi klassid on määratud iga veekogu tüübi jaoks. Ökoloogilise seisundi astmed on väga hea, hea, kesine, halb või väga halb. Füüsikalisk-keemilist seisundi hinnangut mõjutavad vee taimetoitainete sisaldus, happelisus, hapniku sisaldus vees. Jõgede puhul uuritakse lämmastiku, fosfori ja ammoonium-lämmastiku sisaldust, pH-d, biokeemilist hapnikutarvet ja lahustunud hapniku küllastustaset. Järvede korral kasutatakse hinnangu andmiseks lämmastiku ja fosfori sisaldust, pH-d ning olenevalt järvest vahest ka läbipaistvust või hüppekahi paksust. Rannikuvee seisundi hindamiseks kasutatakse lämmastiku ja fosfori sisaldust ja läbipaistvust. Pinnavee koondseisund määratakse ökoloogilise ja keemilise seisundi põhjal nii, et koondseisundi määratleb nendest halvema seisundiklass (Keskkonnaministeerium, 2016A,B,C).

Veemajanduskavades esitatud pinnavee seisundi hinnangute aluseks on keskkonnaseire andmed 2013. a seisuga. Selle põhjal oli 62% Eesti pinnaveekogumitest heas või väga heas seisundis. Ülejäänud 38% veekogumite keskkonnaeesmärgid pole saavutatud ning seisundit tuleb veel parandada. Peamiselt on pinnavee mittehea seisund seotud ökoloogilise seisundiga (Keskkonnaministeerium, 2016A,B,C). Eesti pinnaveekogude peamiseks probleemiks on liigne taimetoitainete sissekanne ning sellest tingitud eutrofeerumine (Vassiljev et al., 2008).

Ida-Eesti vesikonnas oli 2013. aastal heas või väga heas seisundis 193 veekogumit (60%). Mitteheas (kesises, halvas või väga halvas) seisundis oli 103 vooluveekogumit ning 12 järve ja mõlemad (2) rannikuveekogumid. Võrreldes eelmise veemajanduskava andmetega (2010. a) oli Ida-Eesti vesikonnas 31 veekogumi seisund paranenud ning 57 veekogumi seisund halvenenud (Keskkonnaministeerium, 2016B). Ida-Eesti vesikonna hulka kuuluvad ka Eesti kaks kõige suuremat järve – Peipsi ja Võrtsjärv. Toitainete kuhjumine neisse on vähenenud 1990-ndatest aastatest, kuid nad on endiselt eutrofeerunud. Fosfori sisaldus Peipsi järves pole märkimisväärselt vähenenud ilmselt Venemaalt tulevate toitainete tõttu. Lämmastiku vood on vähenenud suuremal hulgal kui fosfori vood, mille põhjuseks võivad olla suuremad fosfori vood asulatest (Nõges et al., 2007). Veekogude hea seisundi saavutamist takistavad survetegurid on maaparandus, põllumajandus, kanaliseerimata elanikkond, maavarade kaevandamine, jääkreostus, sisekoormus, reo- ja heitvesi, prügilate nõrgvesi, lekked sõnnikuhoidlatest, reostus endistest tööstustest, veevõtt ja paisud. Veekogu seisundi parandamiseks tuleb tegeleda surveteguritega (Keskkonnaministeerium, 2016B).

Lääne-Eesti vesikonnas oli 2013. aastal heas või väga heas seisundis 253 veekogumit (59%). Mitteheas seisundis oli 135 vooluveekogumit, 11 järve ning kõik 12 rannikuveekogumit. 4 rannikuveekogumi seisund on kesine, 9 seisund on halb ning 1 seisund on väga halb. Eelmise veemajanduskava andmetega võrreldes oli sealses vesikonnas 33 veekogumi seisund paranenud ning 93 veekogumi seisund halvenenud. Vee head seisundit takistavad olulised survetegurid on reoveepuhastid ja nende heitvesi, kanaliseerimata alad, põllumajandus, lekked loomakasvatustest, vee liikumist takistavad tõkked, vooluhulga muutused, veekogude süvendamine ja sadamad (Keskkonnaministerium, 2016A).

Koiva vesikonnas oli 2013. aastal heas või väga heas seisundis 19 veekogumit (75%). Kesises seisundis oli 5 vooluveekogumit ning 4 järve. Rannikuveekogusid Koiva vesikonnas pole. Võrreldes eelmise veemajanduskava andmetega, oli Koiva vesikonnas 4 veekogumi seisund paranenud ning 6 veekogumi seisund halvenenud. Koiva vesikonnas on olulisteks surveteguriteks heitvesi väikestest reoveepuhastitest, põllumajandus, paisud ja vee vaba voolamist takistavad tegurid, veekogu süvendamine, maaparandus (Keskkonnaministerium, 2016C). Põllumajanduslik hajukoormus on tähtsamate survetegurite hulgas, mis takistavad veekogude hea seisundi saavutamist (Piirimäe et al., 2014; Vassiljev et al., 2008).

Paljud veekogumid on võrreldes eelmise veemajanduskavaga määratud halvemas seisundiklassi tänu parematele ja objektiivsematele teadmistele veekogu mõjutavatest koormustest ning vete seisundist. Paranenud on nii seireandmed kui ka määramise meetodid, mis võimaldas anda usaldusväärsemaid hinnanguid (Keskkonnaministerium, 2016C). Pinnaveekogude halba seisundit põhjustavate toitainete sissevool on võrreldes Nõukogude Liidu ajaga oluliselt vähenenud, kuid sellegi poolest satub veekeskkonda endiselt toitaineid, mis liiguvad edasi ka Läänemerre, põhjustades seal edasist eutrofeerumist. Ajaga on toitainete juurdevool Eesti sisevetesse vähenenud, sest väetiste kasutamist on piiratud, kariloomade tihedus on vähenenud, muutunud on maakasutus kui ka hüdroloogilised tingimused ning paljud kuivenduskraavid on võsastunud, mis soodustab taimede poolt toitainete sidumist (Iital et al., 2005).

1.1.1 Veekogusid mõjutavad koormused

Pinna- ja põhjavee seisundit mõjutavad erinevad koormusallikad, mida võib nende iseloomu järgi jagada punktkoormuseks, hajukoormuseks, veevõtust tulenevaks koormuseks, vee voluhulga muutusest või hüdro-morfoloogilisest kõrvalekaldest tingitud koormuseks ning veekogude kasutamisel avalduvaks koormuseks. Pinnaveekogude peamiseks koormusallikateks võib pidada tõkestusrajatisi vooluveekogumitel, põllumajanduslikku koormust haritavalt maalt ja loomakasvatushoonetest ning punkt- ja hajukoormust reoveekäitlusest (Talpsep et al., 2012). Olulise koormuse mõju avaldub vee kvaliteedi või kvantiteedi muutustena. Vette juhitud saasteained häirivad veekogu ökoloogilist tasakaalu, põhjustades pinnaveekogudes taimestiku liigset kasvu, hapnikuvaegust, veekogude eutrofeerumist (Asmala et al., 2011; Keskkonnaministeerium, 2016A).

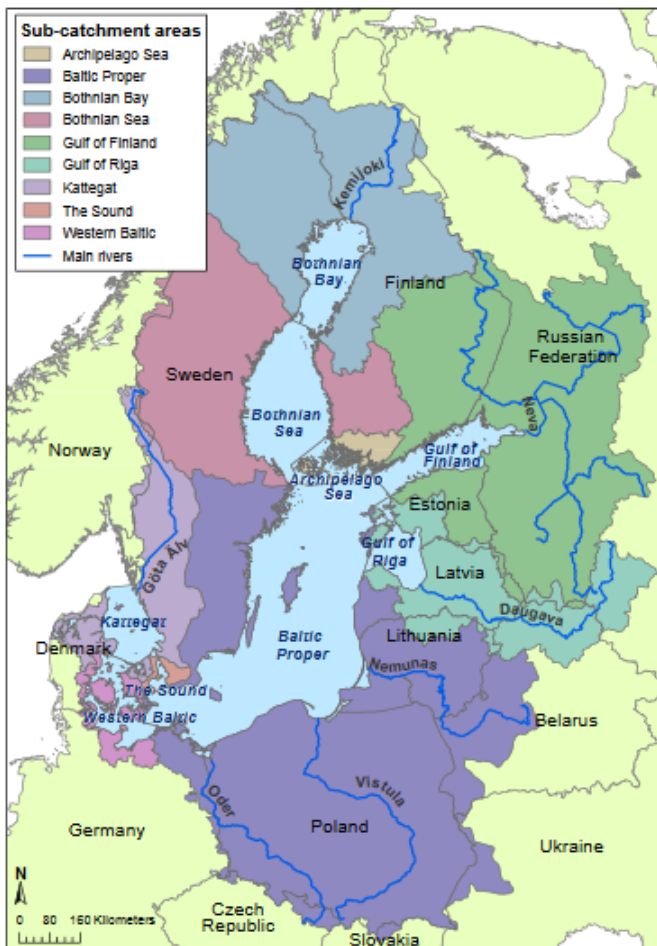
Punktkoormus pinnaveekogule tuleneb reoveepuhastitest, sademevee ülevoolust, keskkonna kompleksloa alusel tegutsevatest tööstusest (Mewes, 2012). Pinnavee hajukoormus pärineb sademevee ülevoolust, juhul kui seda pole võimalik täpsemate andmete puudumise tõttu punktkoormusena arvestada, või teedelt ja tänavatelt äravoolavast sademeveest. Hajukoormuse alla kuulub põllumajandustegevuse või metsanduse tõttu tekkiv koormus (Vassiljev et al., 2008; Mewes, 2012), sealhulgas leostumine, erosioon, liigvesi, kuivendussüsteemide kaudu juhitud vesi, samuti transpordivahenditest (laevad, rongid, autod, lennukid) ning nendega seotud infrastruktuuridest pärinev koormus ka linnapiirkonnast väljaspool. Hajukoormuse allikateks on ka mahajäetud endised tööstusalad ning heitmed olmereovee kogumise või töötlemisega seotud rajatiste lähedusest, kus puudub reovee kogumissüsteem, näiteks lekked septikutest (Keskkonnaministeerium, 2016A). Hajukoormus haritavalt maalt tuleb peamiselt toitainete leostumisest ja ärakandest ning sõnnikuhoidlatest ja loomakasvatushoonetest tulenevatest leketest. Põllumajanduslike hajureostuse allikateks on erinevate ainete edasikandumine põllumajandusmaalt mööda kuivenduskraave, mineraal- ja orgaaniliste väetiste kasutamine. Koormuseks on ka põllumajanduses vee kasutamine niisutuseks (Talpsep et al., 2012). Põllumajanduslik hajukoormus suureneb enamasti kevadel ja sügisel kui liigvesi (lumesulavesi, paduvihmad) suurendab toitainete leostumist ning ärakannet. Mida rohkem vett põllumajandusmaale tuleb, seda rohkem uhutakse sealt toitaineid välja (Vassiljev et al. 2008).

Toitainete ärakanne põllumajandusest põhjustab olulist veekvaliteedi halvenemist nii jõgedes kui järvedes (Blankenberg et al., 2008). Põllumajandusest tulenevat hajukoormust on tavaliselt

raske vähendada selle hajusa iseloomu tõttu ning toitainete ärakande vähendamiseks mõeldud meetmete rakendamine võib osutuda kulukaks (Withers et al., 2014). Põllumajanduse tõttu tekkinud hajureostus pole ühtlane ega ennustatav aastate kohta, sest see on seotud põllumajandustegevustega ning ilmastiku tingimustega. Põldudelt pärit dreanaži- või kuivenduskraavide vesi voolab otse looduslikesse ojadesse või jõgedesse, kuid nende looduslik isepuhastusvõime on vähenenud (Borin & Tocchetto, 2007) ning seetõttu liiguvad toitained suuremas koguses edasi ka Läänemerre.

1.1.2 Läänemere seisund ja selle koormusallikad

Läänemeri on riimveeline poolsuletud meri, mis on oluliselt mõjutatud inimtekkelistest allikatest pärit toitainete sissevoolust (Asmala et al., 2011). Läänemere keskosas on vee viibeaeg 25-30 aastat (Rheinheimer, 1998) ning seetõttu on igasugune reostus seal väga suur probleem. Läänemere valgala on jaotatud alamvesikondadeks (Joonis 2). Nendeks on Botnia laht, Botnia meri, Soome laht, Riia laht, Saaristomeri, Läänemere avaosa, Kattegat, Osund ja Läänebalti. Kogu Läänemere valgala suurus on 1 729 500 km², millest 93% kuulub HELCOM-iga seotud riikidele ning 7% HELCOM-iga mitte seotud riikidele. Lepingu on sõlminud ranniku äärsed riigid nagu Eesti, Soome, Venemaa, Läti, Leedu, Poola, Saksamaa, Rootsi ja Taani. Aga Läänemere seisundit mõjutavad ka riigid, mis pole HELCOM-iga seotud, nendeks on Valgevene, Ukraina, Tšehhi Vabariik, Slovakkia ja Norra (HELCOM, 2015; Iho et al., 2015). HELCOM on lühend Helsingi komisjonist ehk Läänemere merekeskkonna kaitse komisjonist, mis loodi 1974. aastal rahvusvahelise koostöö korraldamiseks, et vähendada koormusi Läänemerele, sealhulgas ka toitainete jõudmist merre (HELCOM, 2015).



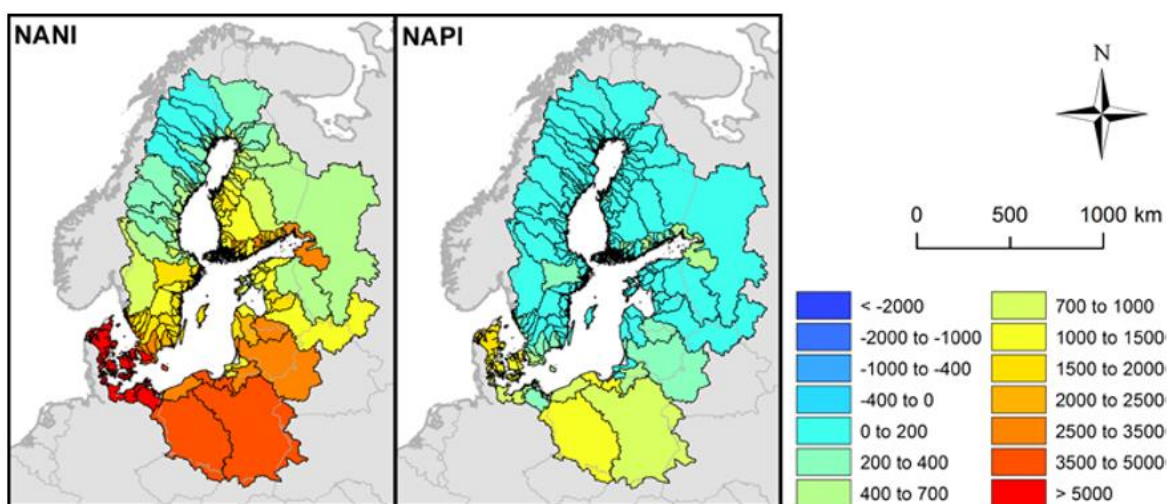
Joonis 2. Läänemere osade ja valgalade jaotus (HELCOM, 2015).

Läänemeri on endiselt kogu ulatuses mõjutatud toitainete sissekandest ning see on suures osas tingitud inimtekkelistest allikatest, kuid olulised on ka mere ja selle vesikonna geograafilised omadused (Iho et al., 2015). Lämmastiku ja fosfori sissekande tulemusena on seal tekkinud toitainete üleküllastus või nende suhete muutus, mis soodustab suuremate veetaimede kasvu, suurendab hägusust, hapnikuvaegust, liigilise koosseisu muutusi ja aitab kaasa veekogu õitsengule (Elofsson, 2010; Asmala et al., 2011). Eutrofeerumisest põhjustatud hapnikuvaegus rannikuvetes on suurenenud üle maailma, kuid eriti Läänemeres (Snickars et al., 2015). See tähendab, et kuigi Läänemere seisundi parandamiseks on võetud kasutusele abinõusid, pole eesmärke veel täidetud ning tuleb edasi pingutada parema seisundi saavutamiseks (Iho et al., 2015).

Punktreostuse allikate alla kuuluvad erinevad tööstused, mis oma reovett otse pinnaveekogusse või Läänemere suunavad, samuti hajusalt asustatud alad, kus reovett ei puhastata korralikult. Peamiseks punktreostusallikaks Läänemere puhul peetakse tiheda inimasustusega ja intensiivse

tööstusliku tegevusega linnu, kuigi efektiivne reovee käitlemine on märkimisväärselt vähendanud toitainete sissekannet (Larsson & Granstedt, 2010). 45% kogu Läänemere valgala elavatest inimestest elavad Poolas. Tihedaim asustustihedus on valgala lõunapoolses osas ning seal jõuab Läänemerre suures hulgas toitaineid nii punkt- kui hajureostus allikatest. Suurimad lämmastiku kogused pärinevad Poolast (30%), Rootsist (12%) ja Venemaalt (11%) ning suurimad fosfori kogused tulevad Läänemerre Poolast (37%), Venemaalt (16%) ja Rootsist (9%) (HELCOM, 2015). Vastavalt sellele, kust tuleb suurim toitainete reostus, on nõutud seal ka suurem toitainete kinnipidamine valglas (Elofsson, 2010). Selle kohaselt peab Poola kõige enam koormust vähendama.

Peamine toitainete hajukoormuse mõjutaja on maakasutus (Mewes, 2012). Läänemere valgala põhjaosas domineerivad metsad ja metsamaad, samas suur osa Saksamaast, Taanist ja Poolast on kaetud põllumajandusmaadega. Kariloomade intensiivsus hektari kohta on kõige suurem Taanis ja Saksamaal ning kõige madalam Eestis, Lätis ja Leedus (HELCOM 2015). Kõige enam toitained inimtekkelistest allikatest tuleb Läänemerre selle lõunapoolsest valgalast (Joonis 3) (Hong et al., 2012). Toitainete emissioonid Läänemerre on küll vähenenud nii punkt- kui hajusallikatest, kuid see pole olnud piisav, et parandada Läänemere keskkonna seisundit. Hajusallikatest on emissioonid vähenenud Saksamaal, Poolas ja Balti riikides, sest seal on vähendatud loomakasvatust ja sõnniku, keemiliste väetiste kasutamist (Larsson & Granstedt, 2010).



Joonis 3. Inimtekkeliste toitainete sisend lämmastiku (NANI – inimtekkelise lämmastiku neto sisend, vasakul, kg N km⁻² a⁻¹) ja fosfori (NAPI – inimtekkelise fosfori neto sisend, paremal, kg P km⁻² a⁻¹) jaoks Läänemere valgalas (Hong et al., 2012).

Toitainete inimtekkelised hajusallikad on peamiselt põllumajandus, aga ka metsandus ja maapiirkonnad ning ka sadevee ülevool (Elofsson, 2010). Põllumajandus on olulisim reostusallikas, kust tuleb 43-55% kogu lämmastikust ning 33-44% kogu fosforist (Iho et al., 2015). Lämmastiku ja fosfori allikateks on ka atmosfääri emissioon, mis peamiselt tuleneb transpordist, energeetikast ja tööstustest. Toitained võivad lisanduda veekogudesse ka looduslikel viisidel, näiteks erosioon ja lekked majandamata aladelt (HELCOM, 2015). Kuigi hajureostuse peamiseks allikaks on põllumajandus, tekitab see ikkagi probleeme, kuna toitainete liikumist pole võimalik jälgida (Iho et al. 2015).

2. Põllumajanduslik hajureostus

Suurenenud toitainete liikumine rannikualadele ja veekogudesse kiirendab eutrofeerumist, mida algselt on peetud veekogude normaalseks vananemise protsessiks. Toitainete voog on oluliselt suurenenud inimtegevuse tagajärjel ning punktreostusest isegi olulisem on hajureostus (Anderson et al., 2002). Võrreldes punktreostusega, on hajureostuse suurem mõju just suurema veehulga korra, sõltudes muutlikest ilmastikutingimustest, näiteks paduvihmast või lume sulamisest (Koskiaho & Puustinen, 2005; Bowes et al., 2008). Hajureostus tekitab tõsisemaid probleeme oma suure ulatuse tõttu ja selle liikumist keskkonnas on raskem kontrollida (Anderson et al., 2002; Iho et al., 2015). Põllumajandusest pärinev hajukoormus on peamiselt seotud taimekaitsevahendite ja väetiste kasutamisega, aga ka loomakasvatusega. Lämmastik- ja fosforväetiste kasutamise tõttu uhutakse vihma ja lumesula veega suuri koguseid lämmastiku ühendeid ja väiksemal määral ka fosforit otse jõgedesse ning nende kaudu ka Läänemerre. Sarnaselt liiguvad toitained ka kuivendussüsteemides (Rheinheimer, 1998). Lisaks pinnaveekogudele on toitainete (eeskätt nitraadi) sisaldused suurenenud põhjavees, mis mõjutab negatiivselt ka joogivee kvaliteeti (Anderson et al., 2002). Loomakasvatused ohustavad vee kvaliteeti, kui sõnnikut laotatakse suurtes kogustes lautade läheduses olevatele põldudele või puuduvad farmis korralikud sõnnikuhoiud (Kasak et al., 2016). Toitainete liikumine pinnasest veekeskkonda on fosfori puhul peamiselt seotud mulla erosiooniga ning lämmastiku puhul leostumisega. Lämmastik nitraadina pärineb peamiselt sõnnikust, taimede ja muu orgaanilise aine nitrifikatsioonist või sünteetilistest väetistest. Lämmastiku teised vormid, nagu ammoniumlämmastik on vähem leostumisele kalduvad kui nitraat, sest on tugevamalt mulla osakestega seotud (Pärn et al., 2012).

Hajukoormuse vähendamiseks tuleb kinni pidada mürkemikaalide, sõnniku ja väetiste kasutamise keskkonnanõuetest (Keskkonnaministeerium, 2016B; AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006; Kasak et al., 2016). Sisemaa, ülemineku- ja rannikuvete ressursside peamine poliitiline kaitse põhineb vee raamdirektiivil. Eraldi põllumajandusliku lämmastiku hajureostuse kontrollimiseks on loodud nitraadi direktiiv. Direktiivide edukaks rakendamiseks on oluline vähendada toitainete kadusid põllumajandusest (Bouraoui & Grizzetti, 2014). Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) kohaselt oleks 2015. aastaks pidanud saavutama hea vee kvaliteedi kõik veekogud (pinnavesi, põhjavesi, rannikuvesi). Kuna eesmärk pole vaatamata kasutusele võetud meetmetele veel saavutatud, tuleb meetmeid tõhustada ning edasi rakendada. Siiski võrreldes varasema perioodiga (1997-

2003) on lämmastiku ja fosfori sisend Läänemere alamvesikondadesse 2008-2010. aastal vähenenud ning seda peamiselt tänu kasutusele võetud meetmetele, sealhulgas reoveekäitluse tõhustamisele, lenduvate ainete emissioonide vähendamisele ja hajureostusallikatest tulevate toitainete kadude vähendamisele (HELCOM, 2015).

Põllumajandusliku hajureostuse allikaks võib olla ka silo, millest käärimisel ja hoidmisel võivad vette ja pinnasesse nõrguda toitaineid sisaldavad vedelikud. Vältimaks silomahla sattumist keskkonda ja pinnasevee ligipääsu silole, peavad silo hoiustamise kohad olema lekke- ja veekindlad. Samuti peavad olema lekkekindlad ka sõnnikuhoidlad ning sõnniku ladustamisel tuleb vältida selle tahtmatut sattumist keskkonda (Kasak et al., 2016, AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006). Vesikonnas toimub lämmastiku transport põllumaalt pinnavette läbi pindmise äravoolu, aluspinnas leostumise ja põhjavee transpordi. Lämmastik jõuab veekogusse läbi taolise protsessi viivitusega veekompleksi keerukuse tõttu (Bouraoui & Grizzetti, 2014). Toitainete kadude leevendamiseks põldudelt on vaja teada kadude mehhanisme erinevate toitainete kohta. Ennetavad strateegiad kadude vähendamiseks keskenduvad peamiselt allikatele, mobilisatsiooni kontrollile või transpordi kontrollile või nende kombinatsioonile (Ulen et al., 2007). Hajureostuse eemaldamiseks võib kohandada väetamist vastavalt taimede toitainete omastamisele, kasutades erinevaid erosiooni vähendamise meetodeid või taimestatud puhvreid ning tehismärgalasid toitainete transpordi vähendamiseks (Kasak et al., 2016).

Aastane veehulk, kasutatud väetiste kogus ja koristatud saagi hulk mõjutab oluliselt mullaviljakust ning seoses sellega ka põllumajanduse ja hajukoormuse intensiivsust (Keskkonnaministeerium, 2016B). Põllumajandussektor on suure surve all, et säilitada või isegi suurendada majanduslikku tõhusust ja konkurentsi välisturul ning saagikuse tõstmiseks kasutatakse väetisi. Samas tuleks oma tegevusi keskkonnaalasel parandada (Buckley & Carney, 2013) ehk kasutada võimalikult vähe väetisi ning teha seda sobivaimal ajal, muidu toob väetamine lisaks kasule kahju nii loodusele, veekeskkonnale, kuid suurendab ka põllumehe rahakulu (Kasak et al., 2016). Optimaalne väetiste kasutamise määr pole niivõrd seotud taimede maksimaalse kasvuga, vaid tuleks leida kasumi jaoks rahuldav saagikuse tase, et katta oma kulud ja samas vähendada toitainete kadu keskkonda. Toitaineid (N, P ja K) sisaldavad väetised soodustavad taimede kasvu, kuid taimede nõudlust ületav väetiste kogus võib leostuda või ära kanduda pinnasest vette (Buckley & Carney, 2013) sademete või lumesula veega. See toob kaasa veetaimede ja vetikate vohamise, hapnikusisalduse languse, ohustades nii kalu kui ka muud vee-elustikku. Sõnnik, silomahl ja lämmastikku sisaldavad väetised põhjustavad

veekogudes peamiselt hapniku puudust, mille tõttu osa vee-elustikust võib hukkuda (Rooma & Valdmaa, 2007). Fosfor seostub paremini mullaosakestega ega kandu nii lihtsalt minema kui lämmastik, ent erosiooni toime muutub ka fosfor koos mullaosakestega liikuvaks. Eriti toimub taoline toitainete ärakanne künklikel aladel, tasastel aladel on fosfori kadude puhul oluline ka mullatekstuur (Chardon & Schoumans, 2007). Reostusohu suurendab väetiste laotamine külmunud, lumega kaetud, veega küllastunud või üleujutatud maapinnale, sest taimed ei omasta sel ajal toitaineid ning need võivad kanduda otse veekogusse (Kasak et al., 2016). Kasvuperioodil omastavad taimed väetiseid vaid kuni teatud vajaduse täitumiseni (Buckley & Carney, 2013; Rooma & Valdmaa, 2007).

Veekeskkondade kaitseks on loodud kaitse- või piiranguvööndeid, kus on keelatud näiteks väetiste ja sõnniku laotamine. Üldiselt on soovituslik kasutada vähem väetisi ja kemikaale veekogude läheduses olevatel põllumaadel (Rooma & Valdmaa, 2007; AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006). Koormuste vähendamiseks on kehtestatud erinevate väetiste kasutamisele kindlad reeglid. Näiteks on silomahla ja vadaku kasutamisel väetisena vaja neid veega lahjendada kindlas vahekorras ning saadud segu tohib aastas laotada ühele hektarile kuni 30 tonni (Rooma & Valdmaa, 2007). Keelatud on kindlal perioodil ja tingimustel väetamine ning need nõudeid on kohaldatud vastavalt piirkondlikele eripäradele. Oluline on erinevaid väetisi õigesti ladustada ja hoida, et vältida lekete ohtu. Väetistest tingitud koormuste kontrolli all hoidmiseks teeb keskkonnainspektsioon põllupidajate juurde kontrollid ja reide, mille käigus kontrollitakse nii kohapealset olukorda, kui ka põlluraamatut (Kasak et al., 2016). Väetiste kasutust aitab kontrollida väetamisplaan ja selle järgimine (Rooma & Valdmaa, 2007). Hajureostuse vähendamisele aitavad kaasa vabatahtlikud programmid, mis juhivad probleemile tähelepanu ning tagavad tehnilise, majandusliku ja haridusliku toetuse (Iho et al., 2015).

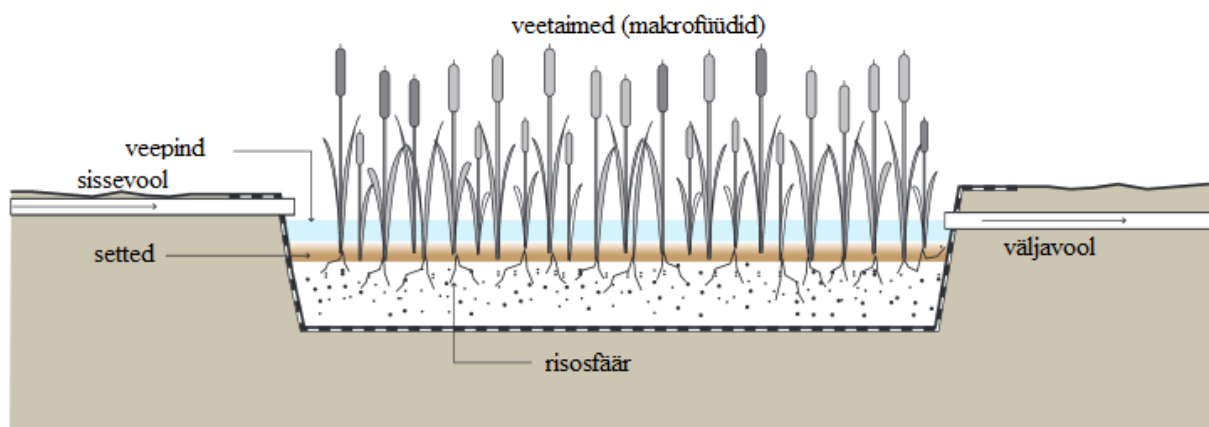
Põllumajandusliku hajureostuse vähendamist mõjutavad kasutatud väetiste kogused ning seetõttu peavad põllumehed pidama põlluraamatut, kuhu tuleb märkida haritava maa kohta vajalikud andmed, sealhulgas ka väetamise aeg, koht ja kasutatud väetise hulk. Aegajalt käiakse neid kontrollimas ning rikkumiste korral võetakse kasutusele sobivaid meetmeid (Kasak et al., 2016; Rooma & Valdmaa, 2007; Piirimäe et al., 2014). Enamus Läänemere äärsetest riikidast ning teisedki Euroopa riigid on põllumajanduslike hajureostusallikate vähendamiseks võtnud kasutusele seadusandlike ja majanduslike vahendeid koos sihtotstarbeliste teavituskampaaniatega (Ulen et al., 2007). Eestiski on koostatud mitmeid infovoldikuid ja raamatuid, et juhtida inimese tähelepanu hajureostusest tulenevatele probleemidele ning nende võimalikele lahendustele (Kasak, et al., 2016; Piirimäe et al., 2014; Talpsep et al., 2012).

Saksamaal Schleswig-Holsteini piirkonnas tehti erinevaid uuringuid kust täpsemalt ja kuidas peaks toitainete vette minekut takistama. Uuringud on tehtud üksikute farmide põhjal. Üheks toitainete vette sattumise põhjuseks, on läga laotamine põllumaale peale saagi koristust, kuid siis pole seal enam taimi, mis väetist omastaks ning nii liiguvad toidained vee ja mullaosakestega edasi. Põllumehed peavad olema huvitatud ka veekeskkonnast ning kasutama väetiseid optimaalselt. Selleks soovitatakse kasutada toitainete bilansiarvutusi. Välja on töötatud muidki meetmeid toitainete kadude vähendamiseks ja vette jõudmiseks. Üheks näiteks on märgalade loomine või taastamine, kuid oluline on sealjuures jälgida erinevaid asukohapõhiseid tingimusi, et saavutada soovitud tulemus (Holsten et al., 2012).

3. Avaveelised tehismärgalad hajureostuse vähendamiseks

3.1 Üldine kirjeldus

Avaveelised tehismärgalad on enamasti kõrgema veetaimestikuga madalaveelised (0,2-0,4 m) vabaveelised tiigid (Kadlec & Wallace, 2009) (Joonis 4), mida saab kasutada erinevat päritolu reovee puhastamiseks. Avaveelised märgalad sobivad hästi sekundaarseks või tertsiaarseks reovee puhastuseks või hajureostuse vähendamiseks. Lisaks vee puhastamisele on neil muidki häid omadusi, näiteks maastiku majandusliku ja esteetilise väljanägemise parandamine ja bioloogilise mitmekesisuse suurendamine. Talvel võivad külmema kliimaga aladel hapniku tarbivad protsessid olla veidi vähem efektiivsed, kui soojema kliimaga aladel (Noorvee et al., 2007; Kadlec & Wallace, 2009). Märgalad rajatakse enamasti tasandiku või kõrgendiku olemasolevatesse süvenditesse, et vältida looduslike märgalade ja muude veesüsteemide kahjustamist (Lesta et al., 2007). Väikeseid märgalasid on peamiselt kasutatud mullaosakeste ja toitainete ärakande vähendamiseks põllumajanduslikelt valgaladelt (Wassmann & Olli, 2004).



Joonis 4. Ristlõige taimestatud avaveelisest tehismärgalast (Tilley et al., 2008 järgi).

Avaveelised märgalad asuvad tihti suuremal maa alal, mistõttu ei kasutata tavaliselt põhjavee kaitseks geomembraani, vaid valitakse enne selle rajamist sobiva pinnasega ala ning arvestatakse hüdrogeoloogilisi ja maastikulisi aspekte (Noorvee et al., 2007). Pinnasel ja taimestikul on märgala toimimisele oluline mõju eriti peale ehitust ja käivitamisel. Märgala pinnas peaks olema vettpidav, et vältida süsteemis oleva vee imbumist põhjavette ja säilitada

pidevalt üleujutatud tingimused ja olema sobiv märgalataimede istutamiseks ja kasvamiseks. Vettpidava kihi olemasolu on eriti oluline nitraaditundlikul alal, et vältida toitainete leostumist karsti ja seeläbi põhjavee reostumist (AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006). Märgalataimestik pole mitte ainult väärtuslik elupaik, vaid oluline osa vee kvaliteedi parandamises (Crumpton et al., 2008).

Märgala võimalikult suure efektiivsuse saavutamiseks peab ta olema piisava suurusega, et võimaldada piisavat vee viibeaega toitainete eemaldamiseks (Crumpton et al., 2008). Vee viibeaeg võiks märgalas olla minimaalselt 1,5 päeva. Mida suurem vee viibeaeg, seda paremini osakesed settivad ja mikroobsed protsessid toimuvad (Talpsep et al., 2012). Vee viibeaega ja koormust saab suurendada kui laiendada märgala pindala vastavalt valgale ehk arvestada märgala/valgala pindalade suhet. Märgalade minimaalne pindala võiks olla 0,5% tema taha jääva valgala suurusest (Kasak et al., 2016), kuid Soomes tehtud uuringute järgi võiks minimaalne pindala suhe jääda 0,5-2% vahemikku (Koskiaho et al., 2003), sest see on optimaalne, mis tagab puhastusefektiivsuse ning märgala pindala pole liiga suur. Toitainete eemaldamise efektiivsus võib olla seotud nii ulatusega, paigutusega maastikul, geograafilise asukohaga, koormustega, viibeaega, kontsentratsiooniga, temperatuuriga kui ka märgala/valgala suhtega (Crumpton et al., 2008).

Lisaks vee kvaliteedi parandamisele, on märgaladel positiivne mõju elurikkuse suurendamisele, eriti lindude ja kahepaiksete puhul. Märgala loob sobivaid elupaiku eelkõige veelindudele, kuna puudub konkurents kaladega toidu osas. Märgalade puhul on oluline ka nende sobivus ümbritsevasse keskkonda. Need muudavad maastiku esteetilisemaks (Koskiaho & Puustinen, 2005). Märgalad suurendavad elurikkust ning rikastavad maastikku. Soomes on mitmed märgalad muutunud atraktiivseks linnuvaatlejate ja vabaaja veetjate seas. Märgala madalaveelisel alal kalu pole, kuid settimiseks mõeldud sügavamad tiigid võib asustada ka erinevate kaladega (nt karpkala, hõbe- või kuldkoger, valgeammur jne). Samuti võib põuaperioodil ammutada tiigist kastmiskvett (Talpsep et al., 2012).

3.2 Puhastusprotsessid tehismärgalas

Märgala efektiivsus vähendada põllumajanduslikku hajureostust toitainete näol on mõjutatud mitmetest kliimaatilistest ja asukohapõhistest teguritest. Märgala sisendi puhul on oluline nii toitainete kui ka vee hulga ajaline ja ulatuslik koormus, toitainete sisaldus ja keemilised omadused. Protsentuaalselt maksimaalne toitainete vähenemine toimub vee suure viibeaja ja madala hüdraulilise koormuse korral (Crumpton et al., 2008). Toitainete muundumisel ja kinni pidamisel omab olulist mõju vee temperatuur, pinnase seisund ja taimestik. Nitraadi puhastuse määrad võivad suvekuudel olla mitu korda kiiremad kui külmal ajal talvekuudel, kevadel ja sügisel on puhastuse määrad vahepealsed (Noorvee et al., 2007).

Märgalasüsteemide peamiseks eesmärgiks on vähendada pinnaveekogude eutrofeerumist, vähendades vetikate kasvu limiteerivate toitainete koormust, nagu lämmastik ja fosfor. Samuti vähendavad need muude saasteainete, nagu orgaanika, heljumi, metallide ja patogeenide sisaldust vees (Koskiaho & Puustinen, 2005; Vymazal et al., 1998). Olulisemad toitainete eemaldamise protsessid tehismärgalades on osakeste settimine märgala põhja, filtratsioon vett läbilaskvasse pinnasesse või liikumine taimede kudedesse, oksüdeerimine, redutseerimine, bioloogiline toitainete omastamine peamiselt makrofüütide poolt, lahustunud fosfori adsorptsioon märgala pinnasesse, sadenemine ja lämmastiku nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon (Puustinen & Jormola, 2005; Koskiaho & Puustinen, 2005; Kadlec & Wallace, 2009).

3.2.1 Fosfori eemaldamine

Fosfori osakesed moodustavad märgalas olulise osa märgalataimede kuivkaalust, detriidist, mikroobidest, elusloodusest ja mullast, kuid on oluliselt väiksema osakaaluga kui lämmastik (Kadlec & Wallace, 2009). Fosfori eemaldamine märgalast toimub läbi sorptsiooni pinnasesse ja setetesse, biomassi ladestumise kui ka sadenemise reaktsioonidega (Boyd et al., 2005; Kadlec & Wallace, 2009). Märgalad eemaldavad fosforit läbi bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste protsesside. Settimine on oluline tahke anorgaanilise ja orgaanilise fosfori eemaldamiseks (Liikanen et al., 2004; Crumpton et al., 2008). Settimise tulemusena tekib märgalas ajaga uusi pinnase kihte, mis sisaldavad toitaineid. Settimine võib toimuda lõpmatuseni, kuid sorptsioonil ja biomassi ladestumisel on kindel mahutavus, peale mida need protsessid märgalast fosforit

eemaldada ei suuda (Kadlec & Wallace, 2009). Võrreldes lämmastikuga on gaasilises olekus fosfori ehk fosfiini kaod ebaolulised (Crumpton et al., 2008). Taimed omastavad fosforit läbi juurte ning transpordivad seda kasvavatesse rakkudesse. Fosfori eemaldamiseks märgalalt võib taimede biomassi lõigata vähemaks (Vymazal et al., 1998), kuid uuringud on andnud erinevaid tulemusi selle efektiivsuse osas. Osa peavad seda oluliseks, teised leiavad, et nii väikese koguse fosfori eemaldamiseks on see liialt kulukas ja keeruline (Kadlec & Wallace, 2009).

Eelnevalt pinnases olev fosfori sisaldus mõjutab sorptsiooni küllastusaega. Üle koormatud pinnasest võib fosfor vabaneda, kui märgalasse sisenev vesi sisaldab varasemast vähem fosforit. Nii võib juhtuda avaveelise märgala kasutamise alguses (Kadlec & Wallace, 2009). Samuti võivad suurveega juba settinud toitained taaskord vabaneda (Talpsep et al., 2012). Märgalapinnase mikroobikooslused on olulised orgaanilise aine lagundamisel ja toitainete ümberpaiknemisel ja ringlusel, mängides kesket rolli kogu ökosüsteemi metabolismis (Prenger & Reddy, 2004). Taimed omastavad kasvuperioodil fosforit, hiljem lagunemisel see vabaneb osaliselt tagasi süsteemi, kuid osa fosforit sisaldavatest jääkidest koguneb märgala põhja ning mattub (Kadlec & Wallace, 2009).

Fosfori omastamist tehismärgalasüsteemis mõjutavad aasta jooksul temperatuur ja taimede kasvumustrid. Taimed omastavad toitaineid kasvuperioodil, kuid sedagi teatud küllastuse piirini (Buckley & Carney, 2013). Jahedamal ajal seega fosfori ärastamine taimede poolt aeglustub ning talvel peatub. Vee temperatuur mõjutab mikroobseid protsesse, mis on seotud fosfori omastamisega või lagunemise käigus fosfori vabanemisega. Samuti mõjutab temperatuur taimede kasvu. Soojemas kliimas taimede kasv vahepeal ei peatu, samas parasvöötme aladel peatub taimede kasv talvel täielikult (Kadlec & Wallace, 2009).

3.2.2 Lämmastiku eemaldamine

Lämmastiku eemaldamise protsessid märgalades on mitmekesised ning hõlmavad endas nii füüsilisi ümberpaigutamise protsesse, nagu osakeste settimine ja segunemine, lahustunud vormide hajumine, taimedes ümberpaiknemine, taimede varisesse kogunemine, lendumine ja lahustuva lämmastiku kinnitumine pindadele. Lisaks toimuvad märgalas protsessid, kus lämmastik läheb ühest vormist teise, näiteks ammonifikatsioon, nitrifikatsioon,

denitrifikatsioon, assimilatsioon ja lagunemine (Vymazal et al., 1998; Kadlec & Wallace, 2009).

Ammonifikatsioon on bioloogiline protsess, kus orgaaniline lämmastik muudetakse mikroobide poolt ammooniumiks ning on esimene osa orgaanilise aine mineralisatsioonist. Protsess toimub nii aeroobsetes kui anaeroobsetes tingimustes (Reddy & Patric, 1984; Kadlec & Wallace, 2009). Ammonifitseerumise määr märgalas sõltub temperatuurist, pH-st, C/N suhte jäägist, toitainetest, mulla tekstuurst ja struktuurist (Vymazal et al., 1998, Reddy & Patrick 1984). Parim pH vahemik protsessi toimimiseks on 6,5 – 8,5 (Vymazal et al., 1998).

Nitrifikatsioon on ammoonium-lämmastiku oksüdeerimine nitraadiks, mis toimub läbi kahe protsessi. Algul oksüdeeritakse ammoonium bakterite poolt nitritiks, järgmiseks oksüdeeritakse saadud nitrit fakultatiivsete kemoautotroofsete bakterite poolt nitraadiks (Kadlec & Wallace, 2009; Vymazal et al., 1998). Denitrifikatsiooni käigus vähendatakse nitraadi osakaalu, muutes seda naerugaasiks või molekulaarseks lämmastikuks läbi vaheühendite nitriti ja lämmastikoksiidide kaudu (Hauck, 1984; Kadlec & Wallace, 2009). Denitrifikatsiooni aitavad läbi viia fakultatiivsed heterotroofsed organismid, mis saavad elektronaktseptorina kasutada nii hapniku kui ka nitraati. Tehismärgalasüsteemides toimub denitrifikatsioon orgaanika olemasolul vaid anaeroobsetes või anoksilistes tingimustes (Vymazal et al., 1998). Kuna denitrifikatsiooni viivad läbi heterotroofsed bakterid, sõltub protsess oluliselt süsiniku kättesaadavusest (Kadlec & Wallace, 2009). Tehismärgalade aeroobses osas saab ammoonium muutuda nitraadiks ning anaeroobses sügavamas osas saab nitraadi muuta molekulaarseks lämmastikuks, mis süsteemist väljuks (Boyd et al., 2005). Hapnikurikas mikrotsoonis juurestiku ümber saab toimuda nitrifikatsioon, samas denitrifikatsiooni reaktsioonid saavad toimuda seal samas kõrval anaeroobses pinnases (Kadlec & Wallace, 2009). Denitrifikatsioon toimub paremini soojemas vees, külmas vees on seda vähem uuritud, kuid protsess on toimunud temperatuurivahemikus 0°C...+30°C. Temperatuuri tõus 10°C kiirendab protsessi 1,5-3 korda (Koskiaho & Puustinen, 2005).

Lämmastiku omastamine taimede poolt toimub peamiselt nende kasvuperioodil ning läbi uue stabiilse jääkide kihi tekkimisel märgala põhja. Siiski võib osa seotud lämmastikku vabaneda tagasi süsteemi taimede lagunemise käigus (Kadlec & Wallace, 2009). Taimede poolt lämmastiku omastamist piirab nende kasvukiirus ja toitainete sisaldus taime kudedes (Vymazal et al., 1998; Buckley & Carney, 2013). Tehismärgalapuhasti taimed suudavad siduda suuremas koguses lämmastikku kui taimed, mis pole kokku puutunud väetiseid sisaldava reoveega.

Omastamine toimub risosoomis läbi juurte ning selleks on vajalik lämmastiku liikumine pinnasesse läbi difusiooni ja vertikaalse liikumise, mis on ajendatud aurumise voost (Kadlec & Wallace, 2009).

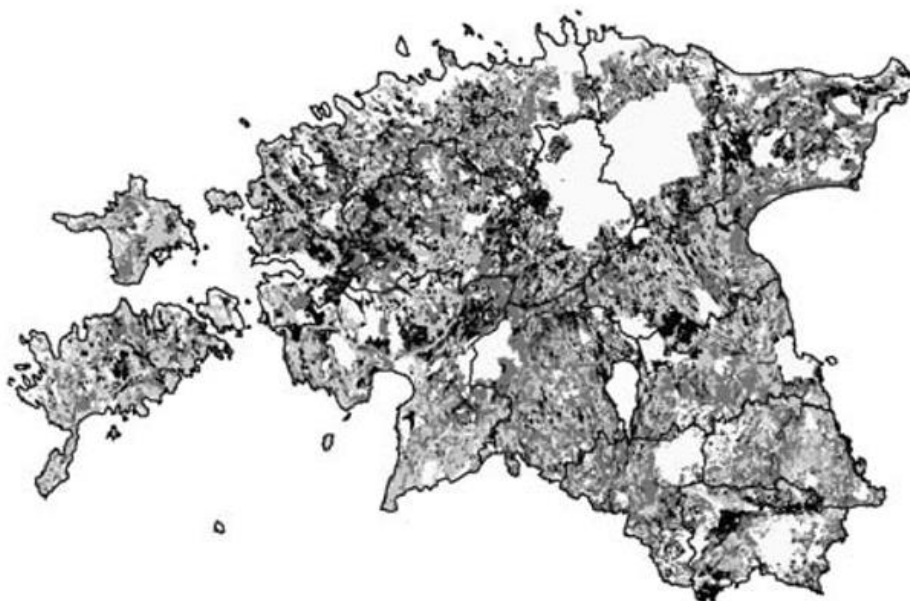
3.2.3 Orgaanilise aine ning hõljumi eemaldamine

Avaveelise märgala osas, kus vee liikumiskiirus on aeglane, toimub osakeste settimine ja nende eemaldamine süsteemist sadenemise ja filtratsiooni tulemusel (Kadlec & Wallace, 2009). Lahustunud orgaanika eemaldamine leiab aset mikroobse hõljumi kasvu arvelt või nendele kinnitumise tulemusena. Orgaanilist materjali lagundatakse nii aeroobselt kui anaeroobselt. Anaeroobne lagunemine on tunduvalt aeglasem, kuid hapniku puudusel domineeriv. Aeroobseks lagunemiseks vaja minev hapnik saadakse otse atmosfäärist difusiooni abil või hapnikku lekkest makrofüütide juurtest risosfääri. Autotroofne bakterite grupp, mis lagundavad lämmastikku sisaldavat orgaanikat on nitrifitseerivad bakterid ja protsessi nimetatakse ammonifikatsiooniks (Vymazal et al., 1998). Igasugust orgaanilist ainet aitavad eemalda märgalataimede juured, toimides kui hiiglaslik biofilter (de-Bashan & Bashan, 2004).

Tehismärgala juurde kuulub enamasti sügavam settetiik, kus vee voolukiirus väheneb ning tänu sellele saavad tahked osakesed ja heljum settida (Kadlec & Wallace, 2009). Samuti on loodud seal head tingimused denitrifikatsiooniks (Puustinen & Jormola, 2005). Märgalasüsteemides on veel tavaliselt pikk viibeag, mis ulatub isegi mitme päevani. Seega eemaldatakse reoveest peaaegu kõik settivad ja hõljuvad osakesed. Heljumi eemaldamine leiab aset tänu settimisele, osakeste koondumisele, kinnipidamisele ja filtreerimisele (Kadlec & Wallace, 2009). Kolloidosakeste eemaldamine on osaliselt seotud bakterite kasvuga ja adsorbtsiooni käigus teiste osakestega kokku põrkumisega (Vymazal et al., 1998; Stowell et al., 1981). Settimist aitavad kiirendada ka arenevad taimed, mis vähendavad tuulest põhjustatud segunemist ja taimed suurendavad ka pinda, kuhu osakesed saaksid kinnituda või tekitavad väiksemate osakeste flokulatsiooni ning seeläbi suurendavad osakeste settimist (Kadlec & Wallace, 2009).

3.3 Avaveelise tehismärgala rajamine

Tartu Ülikooli ökoloogia ja maateaduste instituudi geograafia osakonnas on välja töötatud GIS-il põhinev metoodika, et analüüsida maastiku sobivust avaveeliste märgalade jaoks. Uuringu tegemiseks oli oluline, kui suur osa uuritavast alast on avaveelistele märgaladele sobiv, kui palju reovee allikaid asub potentsiaalse ala läheduses, mis on tulemuste strateegiline väärtus. Uuringu tulemusena on Eestis hästi sobivaid alasid 16% kogu riigi pindalast ning sobivaid alasid on 25%. Seega võiks 41% kogu Eesti pindalast olla sobiv avaveeliste märgalade jaoks (Joonis 5). Analüüsis ei arvestatud juba teadaolevaid ebasobivaid alasid, nagu Natura 2000 võrgustik, kaitse all olevad alad, nitraaditundlikud alad, asustusega kaetud alad, vääriselupaigad jm. (Lesta et al., 2007; Noorvee et al., 2007)



Joonis 5. Üldine sobivus avaveelistele märgaladele Eestis. Must – väga sobiv, tumehall – sobiv, hall – neutraalne, helehall – ebasobiv (Lesta et al., 2007).

Avaveeliste tehismärgalade rajamiseks sobivad looduslikult vettpidavad pinnased, et vältida võimalikku kuivamist soojal perioodil ning põhjavee reostusohtu. Eelistada võiks savist (Kadlec & Wallace, 2009) või turba pinnast. Parema veepidavuse loomiseks võib kasutada ka geomembraani, kuid see tõstab tehismärgala rajamise hinda. Maksumus on rajamise puhul tihti suureks takistuseks, kui riigi või ettevõtete poolne toetus puudub. Soomes on tehismärgala

rajamise tehnoloogia üks standardiseeritud keskkonnameede, mida rahastatakse ka Euroopa Liidu põllumajandustoetustest. Seetõttu on seal märgalade rajamine järjest enam levinud, samas Eestis on tehismärgalad vähe ning rahaline toetus puudub (Talpsep et al., 2012). Põhilised otsesed kulukomponendid tehismärgala rajamisel on maa ostmine või rentimine, ala uuringud ja plaani koostamine, mullatööd, vooderdus, taimed, tööd objektil (Kadlec & Wallace, 2009).

Avaveeliste tehismärgalade rajamine on raskendatud mitmete asjaolude tõttu. Ehitusloa saamiseks tuleb teha keskkonnamõjude hindamine ning enamasti taotleda ka vee erikasutusluba. Enne planeerimist on vaja teha kindlaks vee reostus ning muud võimalused reostuse eemaldamiseks või ennetamiseks, planeeritava alal peab olema sobiv lang, põhjavesi kaitstud vettpidava kihiga või geomembraani kasutades ja rajatav ala võiks olla väheväärtuslik maa, et saada kõigi maaomanike nõusolek rajamiseks (Talpsep et al., 2012). Väga oluline on saavutada kooskõla maaomanikega, sest muidu võib märgala rajamine osutuda väga keeruliseks, kalliks või üldse ära jääda. Näiteks on Rootsis põllumajanduslikele aladele märgala rajamisel takistuseks mitte sobiva maa leidmine, vaid koostöö valmis maaomanike leidmine, kes laseksid oma maad sellel eesmärgil kasutada (Arheimer & Wittgren, 2002). Põllumehed ei ole huvitatud oma maa müümisest või märgala tarbeks kasutusse andmiseks (Kadlec & Wallace, 2009), kuna ei soovi ilma jääda potentsiaalsest tulust ning kardavad üleujutusi, mida märgalad võivad põhjustada suurvee ajal. Soomes korvatakse põllumeestele märgalade hoolduskulud, kui see asub nende maal ning nad teostavad seal hooldustöid. Suuremate märgalade puhul korvatakse osaliselt ka ehituskulud, mis on maksimaalselt 11 500 eurot hektari kohta. Märgala rajajad peavad kulude kompensatsiooniks esitama taotluse (Talpsep et al., 2012). Peamised takistused tehismärgalade rajamisel on seotud maksumusega, pingutuse ulatusega ja poliitiliste ja regulatiivsete küsimustega. Majanduslik piirang tuleneb rajamise ja taastamisega seotud kuludest ning sellest, et märgala jaoks tuleb eraldada osa tootmistaast (Crumpton et al., 2008).

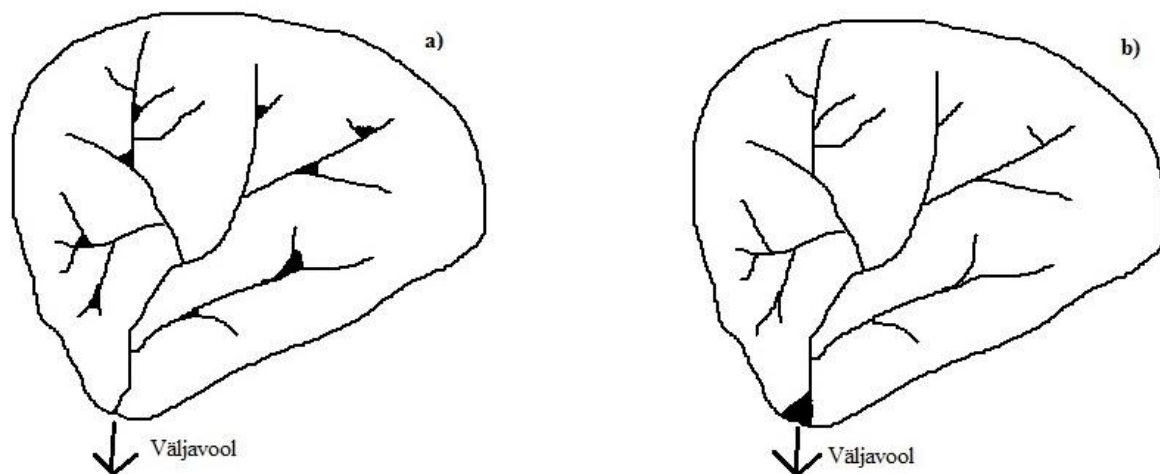
Tehismärgala rajamisel on soovitava efektiivsuse saavutamiseks vaja märgala projektoreida sobivalt valgala suurusega, kraavi nõlvade ja langu kallakusega (Talpsep et al., 2012), kuid sobiva ala leidmine võib osutuda pinnamoe tõttu keerukaks. Järsud nõlvad ja kaldad võivad raskendada konstruktsiooni töid või muuta rajamise võimatuks, kraavi suure langu korral võib märgala rajada astangutega, et vähendada vee voolukiirust ja saavutada piisav viibeaeg (Kadlec & Wallace, 2009). Märgala pikkuse/laiuse suhe mõjutab vee voolu, selle jaotumist ja vee viibeaega süsteemis (Koskiaho et al., 2003). Voolu jaotamiseks ja sobiva külgsuhte saavutamiseks võib kasutada märgala siseseid väikeseid valle voolu tee looklevaks

muutmiseks, et pindala paremini ära kasutada ja vee viibeaega suurendada (Noorvee et al., 2007; Kadlec & Wallace, 2009).

Põllumajandusest tulenev hajureostuse koormus sõltub ajast ja ilmast, sest väetamine ja seega toitainete kogunemine pinnasesse toimub kindlatel aegadel ning ärakanne sõltub sademete ja lumesula vee hulgast. Samuti sõltub reostuskoormus loomade tihedusest põllumaadel, kasutatud väetiste kogustest ja pinnasetüübist (Kadlec & Wallace, 2009). Põllumajandusliku hajureostuse koormus on suurem, kui toitaineid satub väetistega pinnasesse rohkem kui taimed omastada suudavad või väetamine toimub lühikest aega enne vihma perioodi (Stone et al., 2003). Seega tuleb märgala projekteerimisel neid tegureid arvesse võtta ning luua sobiva suuruse ja osadega märgala, mis suudaks vastu võtta erinevaid vooluhulki ja reostuskoormuseid. Liiga suure vooluhulga korral ei suuda märgala reostust efektiivselt puhastada, seega suuremate vooluhulkade korral on puhastusefektiivsus madal ning selle tõstmiseks on vaja ehitada keerukamaid ja suuremaid süsteeme (Kasak et al., 2016). Suuri koormuseid saavad märgalad on peamiselt mõeldud setete kinni pidamiseks kui saavutatakse selleks sobiv voolukiirus, madala koormusega märgalad loovad paremad tingimused toitainete eemaldamiseks mikroobsete protsesside abil ja toitainete ringluseks süsteemis (Kadlec & Wallace, 2009).

Märgalade rajamiseks tuleb valida neile sobivad alad lisaks muudele tingimustele ka valgala põhiselt, et eemaldada võimalikult palju reostust. Tehismärgalade asukoha planeerimisel on kaks võimalust, kas rajada mitu väiksemat tehismärgala ülemjooksule (Joonis 6a) või rajada alamjooksule tunduvalt vähem kuid suuremad märgalad (Joonis 6b) (van der Valk & Jolly, 1992; Koskiahho, 2006). Mitmete väiksemate märgalade eeliseks ülemjooksul on asumine koormusallikate läheduses ning sisendi lahjendamata kontsentratsioon oleks suurem. See parandab nii lämmastiku kui fosfori puhastusprotsesse. Mitme väiksema märgala korral peab leidma sobivatele tingimustele vastavaid alasid rohkem ning tegemist tuleb teha mitmete maa omanikega, kes kõik ei pruugi nõustuda oma maale märgala rajamisega. See probleem oleks hõredamalt paiknevate suuremate märgalade korral väiksem, sest potentsiaalselt märgalade jaoks sobivate aladega pole vaja teha nii palju uuringuid ning maaomanikke, kellega tuleb läbirääkimisi pidada, on samuti vähem. Alamjooksul asuvad suuremad märgalad suudaksid puhastada suurema hulga valgala äravoolust, kuid sisendi kontsentratsioonid oleksid lahjenenud vee tõttu väikesemad ning seetõttu võib puhastusefektiivsus väiksem olla. Suurte märgalade puhul tuleb läbirääkimisi pidada küll vähemate maa omanikega, kuid põllumehel tuleks loobuda suurest alast, mis võiks talle kasu sisse tuua. Samuti võivad suuremad märgalad

tõmmata rohkem avalikkuse tähelepanu, mis ei pruugi maa omanikele meeldida (Koskiaho, 2006).



Joonis 6. Põllumajandusliku valgala kaks võimalikku strateegiat vee puhastamiseks. a) palju väikseid tehismärgalasid ülemjooksul. b) vähe suuri tehismärgalasid alamjooksul. Mustad alad tähistavad tehismärgalasid (van der Valk & Jolly, 1992 ja Koskiaho, 2006 järgi).

Tehismärgalade rajamisel tuleb silmas pidada looduskaitse alasid või piirkondi, kus märgalade loomine on raskendatud või piiratud. Sellised alad on Eestis näiteks nitraadi tundlikud alad ja lisaks Eesti looduskaitsealadele ka Natura 2000 võrgustik. Tehismärgalade rajamine tuleb kooskõlastada mitmete seadustega, et saada ehitustegevuseks vajalikud load (Kadlec & Wallace, 2009; Talpsep et al., 2012). Eesti nitraaditundlikel aladel on põllumajandus väga intensiivne ning selle tõttu tuleb kaitsta nende piirkondade põhja- ja pinnaveid. Pinnaveekogud nendel aladel on eutrofeerunud või eutrofeerumisohus. Nitraadi tundlikkuse tõttu peavad nendel aladel põllumehed väetama vähem ning loomi hektari kohta võib samuti olla vähem kui mujal. Lisaks tuleb täita muid väetamisega ja selle ladustamisega seotud nõudeid (AS Maves & Keskkonnaministeerium, 2006). Märgalade suure toitainete sisalduse tõttu on nitraaditundlikele aladele nende rajamine raskendatud, selleks tuleb väga hoolega muuta märgala põhi vettpidavaks, et vältida toitainete rikka vee liikumist ohustatud põhja- või pinnaveid. Nii on ka muudel Eesti looduskaitsealadel märgalade rajamine piiratud, et vältida looduslike olude halvenemist. Lisaks peab Eesti säilitama loodusväärtusi Euroopa Liidu liikmena Natura 2000

aladel, mis osaliselt ühtivad Eesti enda looduskaitsealadega. Kuigi need kaitsevad looduslikke märgalasid, on igasugune ehitustegevus, seal hulgas ka tehismärgalade rajamine seal piiratud (Kimmel et al., 2010).

Märgala piisava efektiivsuse saavutamiseks on soovitatav märgala/valgala pindalade suhe vähemalt 2% (Koskiaho et al., 2003), kuid seda võib olla raske saavutada pinnamoe tõi toetuste puudumise tõttu ja seega loetakse minimaalseks märgala suuruseks 0,5% valgala (Kasak et al., 2016). Märgala planeerimisel on oluline valida sobiv koht valgala põhiselt ning seejärel kooskõlastada koht ka maaomanikega. Intensiivse põllumajanduse piirkondades on maa enamasti jaotatud eraomanditesse ning seetõttu on märgala planeerimine sotsiaalmajanduslikult keerukam (Koskiaho & Puustinen, 2005). Avaveelise tehismärgala puhastusefektiivsust aitavad suurendada seal kasvavad taimed. Nad loovad biokilele kinnitumiseks pinna, omastavad kasvamiseks toitaineid, samas peavad nad olema vastupidavad toitainete kõrgetele kontsentratsioonidele ning sobima pidevalt märjas pinnases kasvamiseks. Taimed peavad sobituma kohaliku kliimaga. Levinud avaveelised märgalataimed on laialehine hundinui, pilliroog, võhumõök, metskõrkjas, keraluga, harilik angervaks (Kadlec & Wallace, 2009; Talpsep et al., 2012).

4. Avaveeliste tehismärgalade puhastusefektiivsus

Läänemere valgals on põllumajanduslikku hajureostust puhastavaid avaveelisi tehismärgalaid uuritud peamiselt Soome (Koskiaho et al., 2003) ja Rootsi (Arheimer & Wittgren, 2002; Johannesson et al., 2015) lõuna-osas. Rohkelt uuringuid on sellel alal tehtud ka Norra (Braskerud et al., 2003; Braskerud, 2002; Braskerud, 2002a) lõuna- ja keskosas. Need riigid asuvad parasvöötme kliimas, kus talveperioodil on oodata miinus kraade. Sellistes olukordades on oluline säilitada siiski piisav puhastusefektiivsus, arvestades seda mõjutavaid tegureid.

Puhastusefektiivsust võib märgalades erineda nii ruumiliselt kui ajaliselt peamiselt veerežiimi ja taimestatusse tõttu (Arheimer & Wittgren, 2002). Kui märgalas esineb suurem voolukiirus, kui algselt projekteeritud, võib see põhjustada juba settinud osakeste kaasamist uuesti veesambasse. Puhastusefektiivsust võib ka üle- või alahinnata eeskätt kevadel kui toimub lume ja jää sulamine, mis lahjendab või suurendab märgalasse sisse tuleva vee toitainete kontsentratsiooni (Koskiaho et al., 2003). Tehismärgalas on oluline roll taimedel, mis aeglustavad vee voolukiirust märgalas ning soodustavad hõljumi settimist. Kuna enamasti on suurem osa fosforist seotud hõljumi või muude väikeste osakestega soodustab pikem vee viibeaeg märgalas fosfori eemaldamist ning selle settimist (Braskerud, 2002). Lahustunud fosforit aitab märgalasüsteemist eemaldada peamiselt taimede- ja mikroobide poolne omastamine (Koskiaho et al., 2003).

Lämmastiku puhastusefektiivsust mõjutab märgalades vee viibeaeg, sest see soodustab denitrifikatsiooni protsessi edukat toimumist. Denitrifikatsiooni puhul on oluline ka temperatuur ja taimestik, mis varustab protsessi läbiviivaid baktereid süsinikuga. Soojem keskkond soodustab denitrifikatsiooni ja taimede poolt lämmastiku ärastust, sest taimed kasvavad peamiselt soojal perioodil (Arheimer & Wittgren, 2002). Samuti on denitrifikatsiooni puhul oluline vähene hapniku sisaldus ja seda soodustavad märgala sügavamad alad. Lämmastikku eemaldatakse osaliselt märgalast ka sadenemise teel. Kõikide protsesside soovitud efektiivsuse saavutamine sõltub suuresti vee viibejast märgalasüsteemis (Koskiaho et al., 2003). Soovitud vee viibeaaja saavutamiseks on väga oluline märgala pindala/valgala pindala suhe, mis optimaalseima puhastusefektiivsuse saavutamiseks võiks olla 0,5-2% (Koskiaho, 2006; Koskiaho et al., 2003).

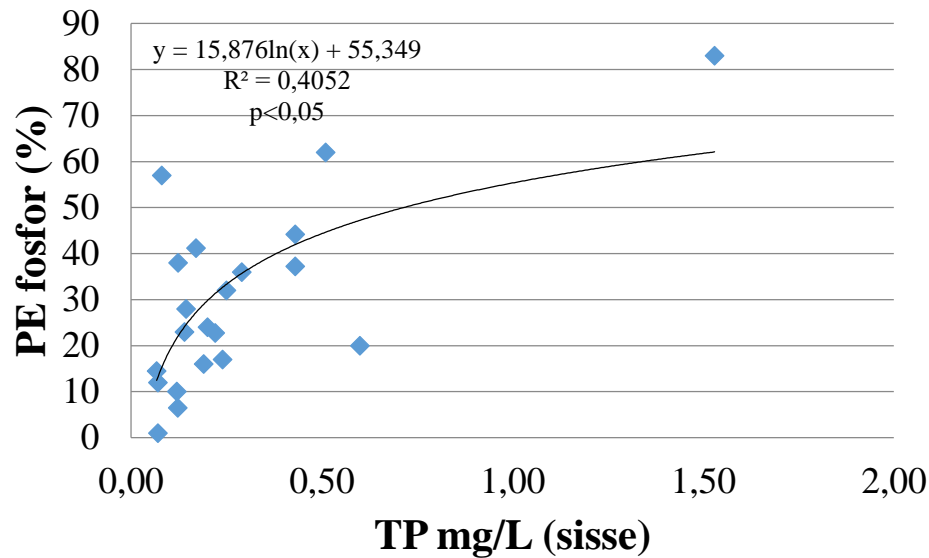
Avaveeliste tehismärgalade puhastusefektiivsuse hindamiseks on analüüsitud 32 erinevat uuringut (Lisa 1, Tabel 1), mis on läbi viidud peamiselt Läänemere regioonis, aga kaasatud on ka sarnaste kliimaatiliste tingimustega Norra märgalad. Andmetöötlus viidi läbi programmiga MS Excel 2010, millega analüüsiti katse tulemusi ning koostati graafikud. Statistilise andmetöötluse jaoks kasutati programmi Statistica 7.0 (Statsoft Inc., USA).

Statistiliselt usaldusväärsete seoste uurimiseks teostati kõigepealt normaaljaotuse kontroll kasutades Kolmogorov-Smirnovi, Lillieforsi ja Shapiro-Wilk'i teste. Kuna andmed ei olnud normaaljaotusega kasutati seoste uurimiseks mitteparameetrilist Spearmani astakorrelatsiooni analüüsi. Olulisuse nivoo oli kõigil juhtudel $p < 0,05$.

4.1 Fosfor

Läänemere valgalas ja seal läheduses asuvate märgalade võrdlusest (Lisa 1, Tabel 1) selgus, et suurima puhastusefektiivsusega oli Norra Leirvollbekki märgala (83%) ning aastas ärastati seal fosforit 1562 kg/ha/a. Kõige vähem eemaldas aastas fosforit hektari kohta Soome märgala Flytträsk (2 kg/ha/a). Üldiselt jäi aastas eemaldatud fosfori hulk ühelt hektarilt mõnesaja kilogrammi juurde. Kõigi võrreldud märgalade keskmine puhastusefektiivsus oli ~30%, jäädes vahemikku 1-83%. Keskmiseks fosfori kontsentratsiooniks märgalade sissevoolus oli 0,29 mg/l. Kõige väiksem kontsentratsioon sissevoolus oli 0,07 mg/l, mis oli Rootsi märgalades Västerby ja Edenberga ning Soome märgalas Flytträsk. Suurim sissevoolu kontsentratsioon oli 1,53 mg/l ja see esines Norra Leirvollbekki märgalas. Märgalade väljavoolus oli fosfori keskmine kontsentratsioon 0,15 mg/l, jäädes vahemikku 0,01-0,48 mg/l. Suurim kontsentratsioon väljavoolus oli Norra Lierdammeni märgalas. Väljavoolu kontsentratsioon oli väikseim Rootsi Lilla Böslid märgalas.

Võrreldes erinevaid Läänemere äärsete riikide ning sarnases piirkonnas asuvaid märgalaid (Lisa 1, Tabel 1), näitab logaritmiline seos üldfosfori (TP) kontsentratsiooni ja fosfori (P) puhastusefektiivsuse vahel (Joonis 7), et alates teatud sissevoolu kontsentratsioonist jõuab puhastusefektiivsus tõenäoliselt kindlale tasemele ning sealt edasi enam ei suurene. See näitab, et avaveelised märgalad ei suuda fosforit veest lõpmatuseni efektiivselt eemaldada ning ilmselt oleks vajalik teatud aja jooksul märgala hooldada, et eemaldada sinna kogunenud fosfor ja tõsta märgala jätkusuutlikust, et see ei muutuks ajaga hoopis toitainete allikaks.

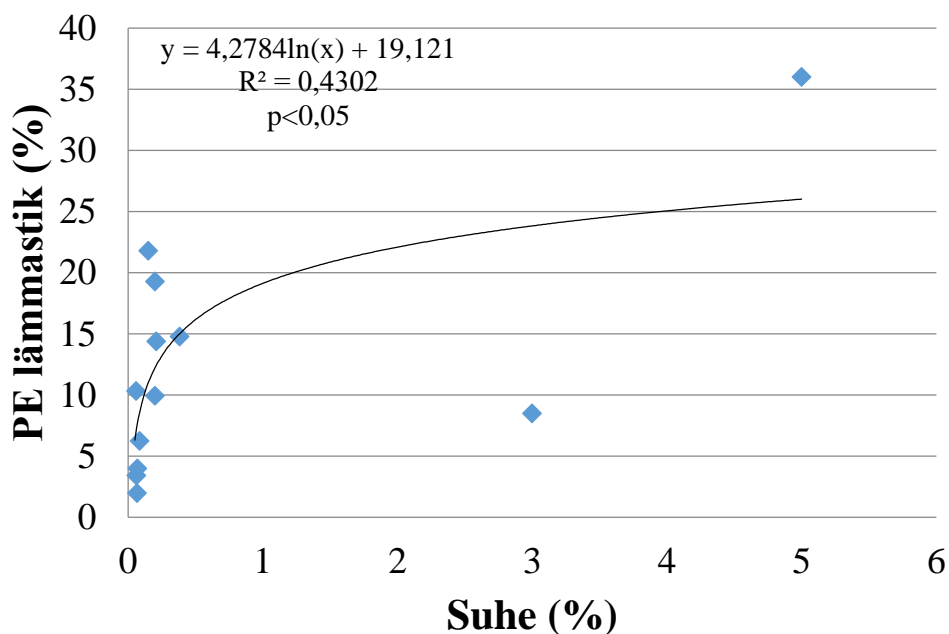


Joonis 7. Logaritmiline seos üldfosfori (TP) kontsentratsiooni ja fosfori puhastusefektiivsuse (PE) vahel.

4.2 Lämmastik

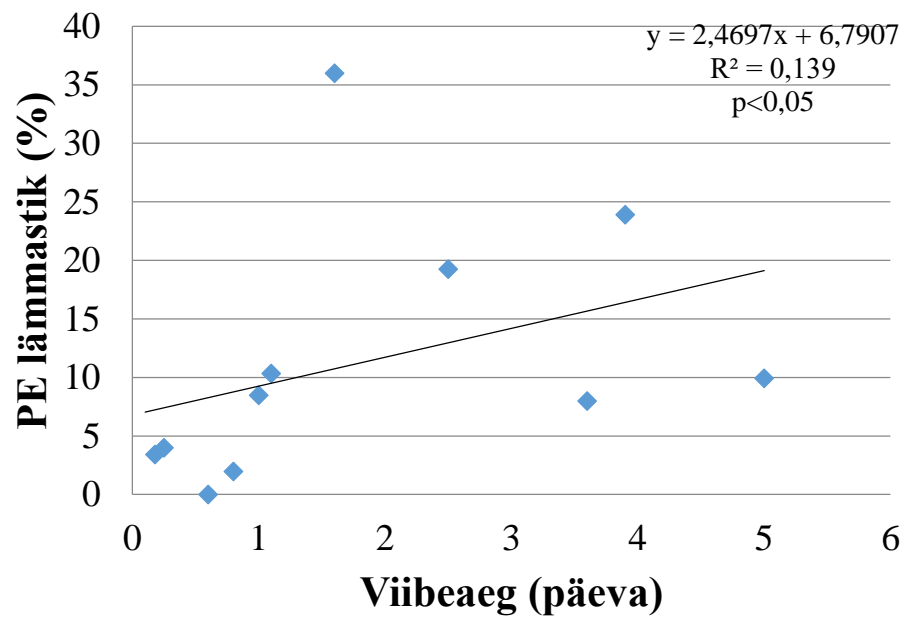
Põllumajandusest pärinevat reovett puhastavaid avaveelisi märgalasid on uuritud nii Lõuna-Soomes kui ka Lõuna-Rootsis. Rootsis on jäänud puhastusefektiivsus vahemikku 0-24% (Arheimer & Wittgren, 2002). Euroopas on avaveelisi tehismärgalasid ja nende efektiivsust põllumajandusliku hajureostuse puhastamisel uuritud ka Norras. Seal on jäänud lämmastiku puhastusefektiivsus vahemikku 3,4-21,8% (Braskerud, 2002; Braskerud, 2002a; Blankenberg et al., 2008). Kõigi võrreldud märgalade keskmine puhastusefektiivsus lämmastiku korral oli 12,2%, suurim efektiivsus (36%) oli Soome Hovi märgalas ning väiksem Rootsi Møllegardi märgalas, kus üldlämmastiku vähenemist ei täheldatud. Seal oli lämmastiku aastane ärastus samuti kõige väiksem (14 kg/ha/a). Aastas peeti kõige enam lämmastikku kinni Norra Grautholeni märgalades, kus ärastatud lämmastiku kogus oli rohkem kui 1500 kg/ha/a. Keskmine lämmastiku kontsentratsioon märgalade sissevoolus oli 7,21 mg/l jäädes vahemikku 1,6-17,1 mg/l. Väljavoolus oli lämmastiku keskmine kontsentratsioon 6,4 mg/l jäädes vahemikku 1,5-15,4 mg/l. Suurim sissevoolu kontsentratsioon esines Rootsis Tjärbi märgalas ning väiksem Norras Flattabekkeni märgalas.

Logaritmiline seos lämmastiku puhastusefektiivsuse ja märgala/valgala pindalade suhte vahel (Joonis 8) näitab, et lämmastiku ärastus on tõhusam suurema märgala/valgala pindalade suhte korral. Samas tuleb seosest välja, et nagu fosforigi puhul saavutab ka lämmastiku puhastusefektiivsus teatud ajal optimumi ning suuremal märgala/valgala pindalade suhtel pole lämmastiku puhastusefektiivsusele enam mõju. Sellest tulenevalt on leitud ka optimaalne märgala/valgala suhe, mis jääb vahemikku 0,5-2% ning mille korral, peaks märgala puhastusefektiivsus olema sobivaim (Koskiaho, 2006; Koskiaho et al., 2003).



Joonis 8. Logaritmiline seos lämmastiku puhastusefektiivsuse (PE) ja märgala/valgala pindalade suhte vahel.

Joonis 9 toob välja lämmastiku puhastusefektiivsuse sõltuvuse viibeajast. Mida pikem on viibeaeg, seda rohkem lämmastikku ärastatakse. Peamiselt on see seotud sellega, et nii taimedel kui ka mikroobidel on rohkem aega toitaineid ärastada ja protsesse läbi viia selle jaoks.



Joonis 9. Lämmastiku puhastusefektiivsuse (PE) sõltuvus vee viibeajast märgalasüsteemis.

5. Arutelu

Läänemere eutrofeerumine on tõsine probleem, mistõttu on oluline leida erinevaid meetmeid olukorra parandamiseks ja edasise koormuse vähendamiseks. Läänemere valgala asuvate riikide kliima on parasvööteline ning talve perioodil esineb miinus kraade, lund ja veekogud jäätuivad. Olenevalt sellest on oluline uurida tehismärgalade puhastusefektiivsuseid erinevatel aegadel ning mõista tegureid, mis seda mõjutavad. Mitmeid põllumajanduslikku hajureostust puhastavaid märgalaid on uuritud nii Soome (Koskiaho et al, 2003) kui ka Rootsi (Arheimer & Wittgren, 2002; Kynkäänniemi, 2014; Johannesson et al., 2015) lõuna-osas, samuti on selle alaseid uuringuid tehtud Norras (Braskerud, 2002; Braskerud, 2002a; Braskerud et al., 2003), kuna see asub kliimaatilisel sarnastes tingimustes.

Soome lõunaosas asuvates Hovi, Alastaro ja Flytträsk'i tehismärgalades on uuritud (Koskiaho et al., 2003), kuidas need põllumajandusest tulevaid toitained vees vähendavad. Fosfor on põldudel enamasti liitunud pinnaseosakestega, mis erosiooni toimel satuvad vette. Hovi märgala sissevoolus oli fosfori kontsentratsioon neist kolmest märgalast kõige suurem ning ühtlasi eemaldas ka kõige rohkem fosforit veest (Lisa 1, Tabel 1). Hovis on vee viibeag küllaltki suur (1,6 päeva) ning märgala pindala/valgala pindala suhe on teistest mitmeid kordi suurem. Tänu sellele on märgala puhastusefektiivsus suur, osakesed saavad rahulikult settida ning mikroobide poolt läbiviidavad protsesside ja taimede poolseks ärastamiseks on jäänud piisavalt aega. Vaatamata fosfori küllaltki suurele puhastusefektiivsusele Hovi märgalas, polnud lämmastiku ärastamine seal nii efektiivne, kuid kõigist võrdluses olevatest märgaladest siiski parem. Teistes Soome märgalades polnud puhastusefektiivsus lämmastiku osas väga suur, mille põhjuseks oli ilmselt lühem vee viibeag märgalasüsteemis (Koskiaho et al. 2003). Lämmastiku äratus sõltub ka temperatuurist, sest seda aitavad läbi viia mikroobikooslused, mis eelistavad soojemaid temperatuure.

Võrreldes riikide kaupa tehismärgalade puhastusefektiivsuseid, siis keskmiselt on fosfori ärastus suurim Norra märgalades ning lämmastiku ärastus on suurem Soome märgalades. Kõige madalamad on toitainete puhastusefektiivsused Rootsis, olles fosfori puhul keskmiselt 24,6% ja lämmastiku puhul keskmiselt 10,5%. Üldiselt jäi puhastus efektiivsus fosfori puhul 1-83% piiresse ja lämmastiku puhastusefektiivsus oli vahemikus 0-36%. Seega eemaldavad külmemas kliimas olevad tehismärgalad põllumajandusest tulevatest toitainetest paremini eemaldada fosforit kui lämmastikku. Peamiseks põhjuseks võibki pidada lämmastiku eemaldamise

protsesside tundlikkust hapniku sisalduse ja madalama temperatuuri suhtes ning taimede lühemat kasvuperioodi, sest taimed omastavad toitained peamiselt kasvuperioodil ning talvel külmaga, taimede poolt ärastamist ei toimu. Samuti võib olla lämmastiku ärastamine pärsitud liiga lühikese vee viibeaja tõttu või märgala/valgala pindalade suhte tõttu. Üldiselt soosib suurem vee viibeag ja suurem märgala/valgala pindala suhe paremat puhastusefektiivsust, kuid seda vaid teatud piirini (Joonis 8). Joonisel 9 tuleb hästi välja, et väiksemate vee viibeagadega märgaladel on ka väikesem lämmastiku puhastusefektiivsus.

Fosfori ärastamine tehismärgalades on olnud efektiivsem, kui lämmastiku ärastus. Seda ilmselt seetõttu, et fosfori eemaldamine veest toimub suures osas sadenemise teel, mis ei sõltu temperatuurist, vaid pigem vooluhulgast ja vee viibeajast märgalas. Vee viibeag võrreldavates märgalades jäi vahemikku 0,1-5 päeva ning keskmine viibeag oli 1,5 päeva. Suurim fosfori puhastusefektiivsus oli Norras Leirvollbekki märgalas (83%), mida soosis ilmselt märgala/valgala pindala suhe, mis jäi optimaalse suhte piiridesse (0,5-2%) (Koskiaho, 2006). Leirvollbekki märgala suutis aastas kinni pidada suurima koguse fosforit (1562 kg/ha/a). See sõltus ilmselt ka sellest, et märgala sissevoolus oli fosfori kontsentratsioon küllaltki suur ning tänu suurele efektiivsusele saavutati suur toitaivate peetus. Madalaim puhastusefektiivsus (1%) oli aga Rootsi Västerby märgalas, kus märgala suurus valgala suhtes oli väike (0,01%) ning seetõttu ei suutnud ilmselt sisse tulevat reostuskoormust hästi puhastada.

Vee viibeag on oluline tegur märgalasüsteemi efektiivsuse saavutamisel. Kui viibeag on liiga väike, siis pole pinnaseosakeste settimine efektiivne ning väheneb ka taimede poolne toitaivate omastamine. Lisaks võib suurema vooluhulga korral juba settinud ja tekkinud kõdu uuesti süsteemi ringlusesse minna ning seetõttu puhastusefektiivsust vähendada ja muuta märgala isegi toitaivate allikaks (Arheimer & Wittgren, 2002). Nii juhtus Soomes Alastaro märgalas, kus uuritava perioodil muutus märgala lahustunud fosfori allikaks, välja arvatud suve perioodil, mis võis olla mõjutatud taimede elutsüklist, aga ka märksa väiksemast vooluhulgast. Suvel kasvades omastavad taimed toitained, jahedamal perioodil kasv peatub ning taimed hoopis surevad ja lagunevad ning osa toitaivateid võivad tagasi ringlusesse sattuda, mistõttu on perioodiliselt oluline taimed süsteemist eemaldada (Koskiaho et al., 2003; Noorvee et al., 2007; Talpsep et al., 2012).

Märgala vee viibeag ja hüdrauliline koormus sõltub paljuski märgala disainist ja kujust (Noorvee et al., 2007). Johannesson et al. (2015) uurisid, kas Lõuna-Rootsis asuvate märgalade kuju mõjutab fosfori ja hõljumi eemaldamist. Oletati, et piklikumates ja kitsamates märgalades

toimub settimise protsess ja seega ka vee kvaliteedi parandamine efektiivsemalt. Oluliseks parameetrikse selle arvestamisel on märgala pikkuse/laiuse suhe, mis on positiivses seoses hõljumi osakeste ja fosfori kinni pidamisega. Seitsmest uuritud märgalast kolmes esines märgala alguses suurem setete hulk ning kaugusega sissevoolust setete hulk vähenes. See näitab, et piklikud ja kitsad märgalad on head sette lõksud (Johannesson et al., 2015). Tehismärgalade loomisel on erinevate aspektide tõttu oluline jälgida suuruse ja kuju parameetreid, et saavutada optimaalne puhastusefektiivsus (Talpsep et al., 2012).

Kõige enam lämmastikku oli märgalade sissevoolus Rootsis, keskmiselt 8,94 mg/l, samas Norra märgalade sissevoolus oli lämmastiku keskmine kontsentratsioon poole väiksem (4,44 mg/l). Fosforit oli kõige rohkem Norra tehismärgalade sissevoolus (0,48 mg/l), kuid Rootsis jäi keskmine fosfori kontsentratsioon sissevoolus 0,15 mg/l juurde. Sissevoolu kontsentratsiooni järgi saab öelda, kus on toitainete suurenenud sissevoolu tõttu eutrofeerumise oht kõige suurem. Uuringuid tehakse palju Läänemere põhjaosas, kuid Läänemere lõunaosas on toitainete sissekanne ja seega eutrofeerumise probleem tunduvalt suurem (Joonis 3). Peamiselt on see seotud suurema inimeste tihedusega ning intensiivse põllumajandusega. Oleks vajalik, et ka lõunapoolsemad riigid Läänemere ääres edendaksid tehismärgalade rajamist ning viiksid läbi uuringuid nende toimimise kohta, et Läänemere seisundit võimalikult kiiresti ja hästi parandada.

6. Kokkuvõte

Väetiste kasutamine on põllumajanduse arengu tõttu hoogustunud ning toonud endaga kaasa probleeme. Kuna erinevaid väetiseid lisatakse saagikuse suurendamiseks põllumaale ohtralt, on tulemuseks liigselt pandud väetise leostumine ja ärakanne veekogudesse. Põldudel ära kantud toitained põhjustavad veekogudes suurenenud taimede kasvu, hapnikuvaegust ning muid probleeme, mis on seotud eutrofeerumisega. Põllumajanduses on olulisteks koormusallikateks liigne väetamine, lekkivad sõnniku- ja silohoidlad ja ülekarjatamine. Need on peamised põllumajandusliku hajureostuse allikad, mis kahjustavad pinnavee kvaliteeti, sealhulgas ka Läänemere seisundit. Läänemere seisund on jätkuvalt kogu ulatuses halb, kuigi meetmeid selle parandamiseks on juba kasutusele võetud. Toitained ja reostus satuvad Läänemerre peamiselt jõgede kaudu, mistõttu on Läänemere seisundi parandamiseks vaja alustada selle valgala olevate pinnaveekogude kvaliteedi parandamisega. Hajureostust on keeruline mõõta, see pole ühtlane vaid sõltub ilmastikust ning selle vähendamine on keeruline ja sõltub paljuski ka kasutatavatest põllumajandustehnoloogiatest. Seda arvestades oleks hea vältida juba ette hajureostuse teket, selleks tuleb kinni pidada väetamise ja selle hoiustamise nõuetest. Kui reostuse vältimine siiski ei õnnestu, on üheks hajureostuse vähendamise võimaluseks rajada avaveelisi tehismärgalaid.

Avaveelised tehismärgalad kujutavad endast madalaveelisi taimestatud vaba veega tiike, millele võib eelneka sügavam settetiik. Eelistatult on märgala rajatud vettpidavale pinnasele või kindlustatud geomembraaniga. Lisaks vee kvaliteedi parandamisele on tehismärgaladel teisi häid omadusi, näiteks liigilise mitmekesisuse loomine ning maastiku väljanägemise parandamine. Peamised puhastusprotsessid, mis aitavad veest toitaineid eemaldada on settimine, omastamine taimede poolt, mikroobne nitrifikatsioon ja denitrifikatsioon. Protsesside toimimist ja puhastusefektiivsust mõjutavad mitmed tegurid, millega tuleb tehismärgala rajamisel arvestada. Puhastusefektiivsust mõjutab peamiselt temperatuur, sest paljud puhastusprotsessid on temperatuuri tundlikud, näiteks taimedepoolne omastamine ning mikroobne tarbimine. Taimestik on samuti oluline tegur vee puhastamisel, kuna omastab kasvuks toitaineid, vähendab voolukiirust lastes osakestel paremini settida ning suurendades veekokkupuute pinda, kuhu osakesed võiksid kinnituda. Samuti mõjutavad puhastusefektiivsust vooluhulk, toitainete kontsentratsioon sissevoolus, märgala/valgala pindalade suhe, vee viibeaeg süsteemis ja märgala paiknemine valgala.

Tehismärgalade rajamise tingimuste kohta tehtud uuringutest on selgunud, et märgala piisava efektiivsuse saavutamiseks võiks märgala moodustada 0,5-2% valgala pindalast. See tagab vee piisava viibeaja süsteemis ning aitab vastu pidada suurveeajal tulevale vee hulgale. Suurem vee viibeag süsteemis tagab parema puhastusefektiivsuse, sest taimed ja mikroobid saavad rahulikult viia läbi protsesse toitainete eemaldamiseks ning hõljumi osakesed saavad settida. Tehismärgalale sobiva koha leidmisel tuleb lisaks eelnevalt mainitud teguritele kooskõlastada plaan ka maa omanikega ning teha mitmeid uuringuid ning taotleda lubasid ehitustegevuseks. Tehismärgalade rajamisel pole takistuseks sobivate alade leidmine vaid pigem põllumeestega kokkuleppe sõlmimine, sest nad pole valmis andma oma tootlikku maad märgala tarbeks, eriti kui puuduvad riigipoolsed toetussüsteemid tehismärgalade ehitamiseks ja hooldamiseks.

Soomes kompenseeritakse osaliselt tehismärgalade ehitamine ja hooldamine, mistõttu on seal märgalade rajamine küllaltki levinud praktika. Samuti on palju tehismärgalaid loodud Rootsi ja Norrasse. Nende põhjal tehtud uuringute ja võrdluste tulemusel võib öelda, et tehismärgalad omavad küllaltki suurt potentsiaali põllumajandusliku hajureostuse puhastamisel Läänemere äärses riikides, kui need on vastavalt piirkonna eripäradele korralikult ehitatud. Külmemal perioodil on puhastusefektiivsus küll väiksem, kuid seda on võimalik kompenseerida veekogumise tiikide abil. Puhastusefektiivsus ja toitainete ärastamine oli suurim märgalades, kus oli suur märgala/valgala pindalade suhe ning pikk vee viibeag. Need soodustasid puhastusprotsesside toimimist. Soovitud puhastusefektiivsuse saavutamiseks on vajalik ka piisav toitainete kontsentratsioon sissevoolus. Siiski jõuab puhastusefektiivsus alates teatud sissevoolu kontsentratsioonist mingile kindlale tasemele, kust alates enam edasi ei suurene ning märgala maksimaalne puhastusvõime on saavutatud. Võrdluse tulemustest selgus, et külmemas kliimas olevad tehismärgalad suudavad põllumajandusest tulevatest toitainetest eemaldada paremini fosforit kui lämmastikku, mis on tingitud peamiselt lämmastikuärastuse temperatuuritundlikkusest.

Summary

Potential of free water surface constructed wetlands to reduce agricultural diffuse pollution in the Baltic Sea region

The development of agriculture has increased fertilizer usage which facilitates nutrient runoff to surface waters and causes increased plant growth, oxygen depletion and other problems. Nutrient runoff from agricultural land has been major cause of eutrophication in the Baltic Sea. Excessive fertilization, leaking manure and silo storages are the main agricultural non-point pollution sources, which damage the state of surface waters. The main path of the nutrients to the Baltic Sea is along rivers. It is important to reduce diffuse pollution load to surface water. One possibility for reducing diffuse pollution is establishing free water surface flow constructed wetlands.

Free water surface constructed wetlands are shallow vegetated ponds with areas of open water, which may be preceded by a deeper sedimentation pond. Preferably they are constructed on watertight soils or secured with geomembrane. The main treatment processes in constructed wetlands are sedimentation, plant uptake, nitrification and denitrification. Purification efficiency is influenced by several factors, for example temperature. Some processes are sensitive to temperature and plants growing season is during the warm period. Vegetation is important for water purification, because its nutrient uptake for growing, also it reduces flow and increases contact area, where particles can adhere. The purification effectiveness is also affected by the flow rate, nutrient concentration in the inflow, wetland/catchment area ratio, hydraulic retention time, and wetland location in the drainage basin. The optimal wetland/catchment area ratio should be 0,5-2%, it provides a sufficient hydraulic residence time and can manage with flood waters.

Establishment of constructed wetlands may become problematic due to its cost and suitable areas are limited. Also, it is very important to get land owners permission to build wetland on their land. If the subsidies are not sufficient, many land owners are not willing to give their land to use for this purpose, because they do not want to lose arable land or to pay in addition.

Several constructed wetlands have been established in Finland, Sweden and Norway and based on their results constructed wetlands have quite a large potential for reducing agricultural

diffuse pollution in the Baltic region, if they are properly adapted considering region factors. The treatment efficiency and nutrient removal was largest in wetlands where wetland/catchment area ratio was large and hydraulic retention time was long. Since certain inflow concentration, the treatment efficiency maintains a certain level and no longer increases, so the maximum treatment capacity is reached. The comparison showed that constructed wetlands in colder climates are able to remove more phosphorus than nitrogen, which is probably associated with processes sensitivity to temperature and oxygen content. Although if all the factors above are implemented correctly, constructed wetlands are effective for improving the water quality.

Kasutatud kirjandus

Alström, T., Holmström, K., Krook, J., Reuterskiöld, D., Torle, C., Tranvik, L., Wedding, B. 2000. Wetlands in agricultural areas – complementary measures to reduce nutrient transport to inland and coastal waters. Ekologgruppen, 61p.

Anderson, D.M., Glibert, P.M., Burkholder, J.M. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries* Vol. 25, No. 4b, pp. 704-726.

Arheimer, B., Wittgren, H.B. 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. *Ecological Engineering* 19, pp. 63-80.

AS Maves, Keskkonnaministeerium. 2006. Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlik ala, 25p.

Asmala, E., Saikku, L., Vienonen, S. 2011. Import-export balance of nitrogen and phosphorus in food, fodder and fertilizers in the Baltic Sea drainage area. *Science of the Total Environment* 409, pp. 4917-4822.

Blankenberg, A.G.B., Deelstra, J., Øgaard, A.F., Pedersen, R. 2013. Phosphorus and sediment retention in a constructed wetland. In: Bechmann, et al. *Agriculture and Environment – Long-term monitoring in Norway*, pp. 299-314.

Blankenberg, A.G.B., Haarstad, K., Søvik, A.-K. 2008. Nitrogen retention in constructed wetland filters treating diffuse agriculture pollution. *Desalination* 226, pp. 114-120.

Borin, M., Tocchetto, D. 2007. Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Science of the Total Environment* 380, pp. 38-47.

Bouraoui, F., Grizzetti, B. 2014. Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. *Science of the Total Environment* 468-469, pp. 1267-1277.

Bowes, M.J., Smith, J.T., Jarvie, H.P., Neal, C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the Total Environment* 395, pp. 125-138.

- Boyd, N., Jamieson, R., Gordon, R., DeHaan, R., Cochrane, L., Glass, V. 2005. Constructed wetlands for the treatment of agricultural wastewater in Atlantic Canada. Atlantic Committee on Land and Engineering, pp. 6.
- Braskerud, B.C. 2002. Factors affecting phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 19, pp. 41-61.
- Braskerud, B.C. 2002a. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* 18, pp. 351-370.
- Braskerud, B.C., Hartnik, T., Lovstad, O. 2003. The effect of the redox-potential on the retention of phosphorus in a small constructed wetland. *Diffuse Pollution Conference Dublin 2003*, pp. 170-175.
- Buckley, C., Carney, P. 2013. The potential to reduce the risk of diffuse pollution from agriculture while improving economic performance at farm level. *Environmental science & policy* 25, pp. 118-126.
- Chardon, W.J., Schoumans, O.F. 2007. Soil texture effects on the transport of phosphorus from agricultural land in river deltas of Northern Belgium, The Netherlands and North-West Germany. *British Society of Soil Science* 23 (Suppl. 1), pp. 16-24.
- Crumpton, W.G., Kovacic, D.A., Hey, D.L., Kostel, J.A. 2008. Potential of restored and constructed wetlands to reduce nutrient export from agricultural watersheds in the Corn Belt. *Upper Mississippi River Sub-basin Hypoxia Nutrient Committee*, pp. 29-42.
- de-Bashan, L.E., Bashan, Y. 2004. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). *Water Research* 38, pp. 4222-4246.
- Elofsson, K. 2010. Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan. *Marine Policy* 34, pp. 1043-1050.
- Hauck, R.D. 1984. Atmospheric nitrogen chemistry, nitrification, denitrification, and their relationships. *Treatment wetlands*, 2nd edition, 1018p.
- Rooma, L., Valdmaa, T. 2007. Hea põllumajandustava. Põllumajandusministeerium, 104p.
- HELCOM, 2006. Development of tools for assessment of eutrophication in the Baltic Sea. *Balt. Sea Environ. Proc. No. 104*, 64p.

HELCOM, 2014. Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment. Baltic Sea Environment Proceedings No. 143, 41p.

HELCOM, 2015. Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No. 145, 143p.

Holsten, B., Ochsner, S., Schäfer, A., Trepel, M. 2012. Guidelines for the reduction of nutrient discharges from drained agricultural land. CAU Kiel, 107 p.

Hong, B., Swaney, D.P., Mörth, C.-M., Smedberg, E., Hägg, H.E., Humborg, C., Howarth, R.W., Bouraoui, F. 2012. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin. *Ecological Modelling* 227, pp. 117-135.

Iho, A., Ribaudó, M., Hyytiäinen, K. 2015. Water protection in the Baltic Sea and the Chesapeake Bay: Institutions, policies and efficiency. *Marine Pollution Bulletin* 93, pp. 81-93.

Iital, A., Stalnacke, P., Deelstra, J., Loigu, E., Pihlak, M. 2005. Effects of large-scale changes in emissions on nutrient concentrations in Estonian rivers in the Lake Peipsi drainage basin. *Journal of Hydrology* 304, pp. 261-273.

Johannesson, K. 2011. Analysis of phosphorus retention variations in constructed wetlands receiving variable loads from arable land. *Linköping Studies in Science and Technology, Thesis No. 1482*, 34p.

Johannesson, K.M., Kynkäänniemi, P., Ulen, B., Weisner, S.E.B., Tonderski, K.S. 2015. Phosphorus and particle retention in constructed wetlands – A catchment comparison. *Ecological Engineering* 80, pp. 20-31.

Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. *Treatment wetlands*, 2nd edition, 1018p.

Kasak, K., Piirimäe, K., Vahtrus, S. 2016. *Veekaitse meetmed põllumajanduses - käsiraamat tootjale*. Eestimaa Looduse Fond, 148p.

Keskkonnaministeerium, 2016A. Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2016-2021. Saadaval: http://www.envir.ee/sites/default/files/laane-estivi-vesikonna_veemajanduskava.pdf

Keskkonnaministeerium, 2016B. Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava 2016-2021. Saadaval: http://www.envir.ee/sites/default/files/ida-estivi-vesikonna_veemajanduskava.pdf

Keskkonnaministeerium, 2016C. Koiva vesikonna veemajanduskava 2016-2021. Saadaval: http://www.envir.ee/sites/default/files/koiva_vesikonna_veemajanduskava.pdf

Kimmel, K., Kull, A., Salm, J.-O., Mander, Ü. 2010. The status, conservation and sustainable use of Estonian wetlands. *Wetlands Ecol Manage* 18, pp. 375–395.

Koskiaho, J. 2006. Retention performance and hydraulic design of constructed wetlands treating runoff waters from arable land. Doctoral Thesis, 76p.

Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M. 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20, pp. 89-103.

Koskiaho, J., Puustinen, M. 2005. Function and potential of constructed wetlands for the control of N and P transport from agriculture and peat production in boreal climate. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40:6-7, pp. 1265-1279.

Kynkäänniemi, P. 2014. Small wetlands designed for phosphorus retention in Swedish agricultural areas. Efficiency variations during the first years after construction. Doctoral Thesis, 62p.

Larsson, M., Granstedt, A. 2010. Sustainable governance of the agriculture and the Baltic Sea – Agricultural reforms, food production and curbed eutrophication. *Ecological Economics* 69, pp. 1943-1951.

Lesta, M., Muring, T., Mander, Ü. 2007. Estimation of landscape potential for construction of surface-flow wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Environ Manage* 40, pp. 303–313.

Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiaho, J., Väisänen, T., Martikainen, P., Hartikainen, H. 2004. Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. *Environmental Quality*, 33, pp. 1124-1132.

Mewes, M. 2012. Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost-effectiveness analysis of water protection measures. *Ecological Indicators* 22, pp. 16-26.

Monteagudo, L., Moreno, J.L., Picazo, F. 2012. River eutrophication: Irrigated vs. non-irrigated agriculture through different spatial scales. *Water research* 46, pp. 2759-2771.

- Nõges, T., Järvet, A., Kisand, A., Laugaste, R., Loigu, E., Skakalski, B., Nõges, P. 2007. Reaction of large and shallow lakes Peipsi and Võrtsjärv to the changes of nutrient loading. *Hydrobiologia* 584, pp. 253-264.
- Noorvee, A., Mander, Ü., Karabelnik, K., Põldvere, E., Maddison, M. 2007. *Kombineeritud pinnasfiltersüsteemide ja tehismärgalapuhastite rajamise juhend*, 102p.
- Owenius, S., van der Nat, D. 2011. Measures for water protection and nutrient reduction, Baltic COMPASS. WRS Uppsala AB, 2011-05-26, 57p.
- Pärn, J., Pinay, G., Mander, Ü. 2012. Indicators of nutrients transport from agricultural catchments under temperate climate: A review. *Ecological Indicators* 22, pp. 4-15.
- Piirimäe, K., Talpsep, I., Kasak, K. 2014. Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete ruumiline planeerimine. *Eestima Looduse Fond lõpparuanne*, 78p.
- Prenger, J.P., Reddy, K.R. 2004. Extracellular enzyme activity levels in a freshwater marsh after cessation of nutrient loading. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, pp. 1796-1804.
- Puustinen, M., Jormola, J., 2005. Constructed wetlands for nutrient retention and landscape diversity. *ICID 21st European Regional Conference 2005*, 7p.
- Reddy, K.R., Patrick W.H. 1984. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 13, pp. 273-309.
- Reinhardt, M., Gachter, R., Wehrli, B., Muller, B. 2005. Phosphorus retention in small constructed wetlands treating agricultural drainage water. *Journal of Environmental Quality* 34, pp. 1251-1259.
- Rheinheimer, G. 1998. Pollution in the Baltic Sea. *Naturwissenschaften* 85, pp. 318–329.
- Snickars, M., Weigel, B., Bonsdorff, E. 2015. Impact of eutrophication and climate change on fish and zoobenthos in coastal waters of the Baltic Sea. *Mar Biol* 162, pp. 141-151.
- Stone, K.C., Hunt, P.G., Novak, J.M., Johnson, M.H. 2003. In-stream wetland design for non-point source pollution abatement. *Applied Engineering in Agriculture* 19, pp. 171-175.
- Stowell, R., Ludwig, R., Colt, J., Tchobanoglous, G. 1981. Concepts in aquatic treatment system design. *Journal of the Environmental Engineering Division-ASCE* 107, pp. 919-940.

Talpsep, I., Kasak, K., Piirimäe, K., Tamm, I. 2012. Tehismärgalad: põllumees puhastab vett. Eestimaa Looduse Fond, 72p.

Tilley, E., Lüthi, C., Morel, A., Zurbrügg, C., Schertenleib, R. 2008. Compendium of sanitation systems and technologies. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 148p.

Ulen, B., Bechmann, M., Fölster, J., Jarvie, H.P., Tunney, H. 2007. Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *British Society of Soil Science* 23 (Suppl. 1), pp. 5–15.

Uusi-Kämpä, J., Braskerud, B., Jansson, H., Syversen, N., Uusitalo, R. 2000. Buffer zones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 29, pp. 151-158.

van der Valk, A.G. & Jolly, R.W. 1992. Recommendations for research to develop guidelines for the use of wetlands to control rural nonpoint source pollution. *Ecological Engineering* 1, pp. 115– 134.

Vassiljev, A., Blinova, I., Ennet, P. 2008. Source apportionment of nutrients in Estonian rivers. *Desalination* 226, pp. 222–230.

Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P. F., Haberl, R., Perfler, R., Laber, J. 1998. Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe*, pp. 17-66.

Wassmann, P., Olli, K. 2004. Drainage basin nutrient inputs and eutrophication: an integrated approach. University of Tromsø, Norway, 325p. Saadaval: www.ut.ee/~olli/eutr/

Wedding, B. 2004. Nutrient reduction in newly constructed ponds. (In Swedish) Hölje å projektet & Kävlingeå-projektet. Ekologigruppen, Landskrona, Sweden.

Wild, U., Kamp, T., Lenz, A., Heinz, S., Pfadenhauer, J. 2001. Cultivation of *Typha* spp. in constructed wetlands for peatland restoration. *Ecological Engineering* 17, pp. 49-54.

Withers, P.J.A., Neal, C., Jarvie, H.P., Doody, D.G. 2014. Agriculture and Eutrophication: Where do we go from here? *Sustainability* 6, pp. 5853-5857.

Tänuavaldused

Soovin tänada oma juhendajat Kuno Kasakut, kes aitas mul leida bakalaureusetöö teema ning aitas, nõustas ja toetas mind töö valmimisel. Suur tänu toetuse ja minusse uskumise eest.

Samuti soovin tänada oma lähedasi ja sõpru toe ja abi eest, et te mind motiveerisite, toeks olite ning minusse uskusite.

LISAD

LISA 1.

Tabel 1. Avaveeliste tehismärgalade võrdlus Läänemere-äärsetes riikides ning Norras.

Koht	Valgala suurus (ha)	Märgala suurus (ha)	Suhe (%)	Taimed	Vee viibeaeg (päeva)	Üldfosfor				Üldlämmastik				Viide
						Sisse (mg/L)	Välja (mg/L)	pe (%)	kg/ha/a	Sisse (mg/L)	Välja (mg/L)	pe (%)	kg/ha/a	
Soome, Hovi	12	0,60	5	jah	1,60	0,51	0,19	62	24	9,80	6,27	36	280	Koskiaho et al., 2003
Soome, Alastaro	90	0,48	0,53	jah	0,25	0,12	0,11	6,5	8	8,40	8,40			Koskiaho et al., 2003
Soome, Flytträsk	2000	60,00	3	jah	1,00	0,07	0,06	14,5	2	3,10	2,84	8,5	42	Koskiaho et al., 2003
Norra, Lierdammen	80	0,12	0,15	jah		0,60	0,48	20	269	8,03	6,28	21,79	97	Blankenberg et al, 2008, 2013; Kynkäänniemi, 2014
Norra, Skuterud	460	0,23	0,05	ei	0,25	0,19	0,16	16	272					Braskerud et al., 2003; Kynkäänniemi, 2014
Norra, Berg	148	0,09	0,06	jah	0,18	0,17	0,10	41,18	400	3,21	3,10	3,43	560	Braskerud, 2002, 2002a, 2003
Norra, Kinn	50	0,03	0,07	jah	0,25	0,25	0,17	32	570	3,49	3,35	4,01	930	Braskerud, 2002, 2002a
Norra, Flatabekken	103	0,09	0,08	jah		0,22	0,17	22,73	260	1,60	1,50	6,25	500	Braskerud, 2002, 2002a
Norra, Grautholen G1	22	0,05	0,21	jah		0,43	0,27	37,21	710	5,14	4,40	14,4	2850	Braskerud, 2002, 2002a

Norra, Grautholen G2	22	0,08	0,38	jah		0,43	0,24	44,19	470	5,14	4,38	14,79	1590	Braskerud, 2002, 2002a
Rootsi, Lilla Böslid	667	0,40	0,06	jah	1,10	0,20	0,01	24	200	8,70	7,80	10,34	1004	Arheimer & Wittgren, 2002; Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Möllegard		1,00		jah	0,60					5,50	5,50	0,00	14	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, Lilla Tjärby	150	0,10	0,07	jah	0,80					15,10	14,80	1,99	391	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, S. Tjärby	150	0,30	0,2	jah	5,00					17,10	15,40	9,94	1541	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, Rabytorp	400	0,80	0,2	jah	2,50	0,12	0,11	10	16	8,30	6,70	19,28	517	Arheimer & Wittgren, 2002; Wedding, 2004; Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Karpalund		3,00		ei	3,90					4,60	3,50	23,91	1170	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, Fastmarup		0,40		jah	0,10					7,80	8,10		1053	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, Ormastrop S		0,50		jah	3,60					7,50	6,90	8	429	Arheimer & Wittgren, 2002
Rootsi, Bölarp	232	0,22	0,09	jah		0,12	0,08	38	84					Johannesson et al., 2015; Kynkäänniemi, 2014

Rootsi, Genarp	267	0,63	0,24	jah	2,90	0,14	0,10	28	27	5,60		8,8	380	Johannesson et al., 2015; Kynkäänniemi, 2014; Alström et al., 2000
Rootsi, Bergaholm	26	0,08	0,31	jah		0,29	0,19	36	91					Johannesson et al., 2015; Kynkäänniemi, 2014
Norra, Leirvollbekk	20	0,20	1	ei		1,53	0,26	83	1562					Braskerud et al., 2003; Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Slogstorp	880	0,65	0,1	jah	1,00	0,07	0,06	12	47	9,20		7,1	4110	Wedding, 2004; Kynkäänniemi, 2014; Alström et al., 2000
Rootsi, Västerby	400	0,04	0,01	ei		0,07	0,07	1	39					Uusi-Kämpä et al., 2000; Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Edenberga	96	0,22	0,23	ei		0,08	0,03	57	25					Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Sonnhof	20	0,24	1,15	ei		0,14	0,11	23	11					Reinhardt et al., 2005; Kynkäänniemi, 2014
Rootsi, Stene	96	2,10	2,18	ei		0,24	0,20	17	3					Johannesson et al., 2011; Kynkäänniemi, 2014

Rootsi, Wiggeby	121	0,05	0,04	jah					11					Johannesson et al., 2015
Rootsi, Skilleby	22	0,08	0,36	jah					25					Johannesson et al., 2015
Rootsi, Ekströmmen	160	0,69	0,43	jah					52					Johannesson et al., 2015
Rootsi, Lindevad	32	0,27	0,84	jah					29					Johannesson et al., 2015
Saksamaa, Donaumoos	3200	6,20	0,19	jah					10				292	Wild et al., 2001

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina Keit Kill

(sünnikuupäev: 11.02.1994)

annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

„Avaveeliste tehismärgalade potentsiaal põllumajandusliku hajureostuse vähendamiseks Läänemere regioonis“,

mille juhendaja on Kuno Kasak,

reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, 16.05.2016