



1918

TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL
TALLINN UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Keskkonnatehnika instituut

Töövõtulepingu 4-1.1/279 lõpparuanne

**Põllumajanduse hajukoormuse piiramise meetmete
väljatöötamine ja nende tõhususe hindamine. Hinnang pinna-
ja põhjavee hea seisundi saavutamise ja veesäästu võimaluste
kohta**

..... Enn Loigu

Vastutav täitja

Arvo Iital
Karin Pachel
Kristjan Piirimäe

Lepingu aruande koostajad

Tallinn 2011

SISUKORD

Sissejuhatus	2
1. Eestis seni kasutatud hajureostuse vähendamise meetmed	5
1.1. Maaelu arengukava meetmed	5
1.2. HELCOM-I kokkuleppe lisa III meetmed	5
1.3. Euroopa Komisjoni meetmekataloog veeraamdirektiivis seatud eesmärkide täitmiseks	6
2. Ettepanekud Eestis sobivate meetmete rakendamiseks Euroopa Komisjoni hajureostuse meetmekataloogile tuginedes.	14
2.1. Põllumajandustootmisest pärineva fosfori hajukoormuse vähendamiseks sobivad meetmed	15
2.2. Põllumajandustootmisest pärineva lämmastiku hajukoormuse vähendamiseks sobivad meetmed	17
2.3. Meetmete kirjeldus ja hinnang	20
2.3.1. Meede: Põllu tasandi ja põllumajandusettevõtte taimetoitainete bilanss	20
2.3.2. Meede: Veekaitsevöönd (puhervöönd)	24
2.3.3. Meede: Avaveeline tehismärgala/settebassein	33
2.3.4. Meede: Seadedrenaaž (reguleeritud drenaaž)	37
2.3.5. Meede: Talvine taimkate	40
2.3.6. Meede: Fosfori indeksi rakendamine	42
2.3.7. Meede: Põldude lupjamine	48
2.3.8. Meede: Parim tehnika sõnniku laotamiseks (Sõnniku viimine otse mulda)	50
2.4. Kokkuvõtte meetmetest	52
3. Prognoos hea pinnavee seisundi saavutamise võimaluste kohta	54
4. Prognoos hea põhjavee seisundi saavutamise võimaluste kohta	64
5. Prognoos põhja-ja pinnaveekogumite kohta, kus hea seisundi saavutamine pole võimalik	72
6. Eksperthinnang veekasutamise kohta põllumajanduses ja veesäästu võimalused	77
Kokkuvõtte	82
Viidatud allikad	84
Lisa I: EL meetmekataloogi meetmete loetelu seisuga november 2011	86
Lisa II: Veekogumite kaardimaterjal	93

Sissejuhatus

HELCOM-i Läänemere tegevuskava (HELCOM, 2007) kohaselt tuleb Läänemere hea veekvaliteedi saavutamiseks oluliselt vähendada selle valgalt tulevat toitainete koormust. Eesti peab sellega seoses aasta keskmist fosfori koormust Läänemerele vähendama vähemalt 220 ja lämmastiku koormust 900 tonni võrra, mis moodustab umbes 22% P ja 3% N keskmisest aasta koormusest merele. Nende eesmärkide saavutamiseks peavad liikmesriigid koostama tegevuskava, millega määratletakse sobivaimad ja tulupõhised meetmed toitainete koormuse ja ohtlike ainete heitkoguste vähendamiseks. EÜ Veepoliitika Raamdirektiivi täitmiseks ja vähemalt hea veekvaliteedi tagamiseks tuleb ellu viia veemajanduskavade meetmeprogrammid, mis on enam keskendunud punktreostusallikatest tuleva koormuse vähendamisele. Uuring lämmastiku ja fosfori koormuse vähendamise võimalustest erinevate stsenaariumide korral tõi välja, et kõiki reoveepuhastusele esitatud HELCOM-i soovitusi järgides ja Eesti reostustundlikkust arvestades on punktkoormust rannikumerale ja siseveekogudele võimalik vähendada kuni 68 tonni P ja 352 tonni N võrra, mis moodustab vaid umbes kolmandiku kogu vähendamiseks seatud sihtarvust (Pachel, 2010). Koormuse vähendamise potentsiaal on suurem kõige väiksematest ja väga suurtest (fosfori osas > 100000 IE) asulatest. Sellest tingituna on vajalik toitainete koormuse edasine vähendamine hajusatest allikatest, eelkõige põllumajandusliku hajukoormuse alandamine, mis praegu moodustab umbes 60% kogu lämmastiku ja 33% fosfori hajukoormusest Eesti siseveekogudele.

Koormuse alandamise ja veekvaliteedi tagamise edukus sõltub valitud meetmetest ja nende tõhususest, kas üksikuna või kombineerituna. Punktallikate puhul ei ole erilisi eriarvamusi selle kohta, kuidas reostuskoormust alandada. Meetmete arv on piiratud, millest peamisteks on heitveepuhastuse kasutamine või tõhustamine ning parima võimaliku tehnika rakendamine. Pealegi summeeruvad erinevate meetmetega saavutatud reostuskoormuse vähenemised, mis täielikult erineb olukorrast, mida võib saavutada hajukoormuse meetmete rakendamisega. Niisamuti on punktallikate puhul suhteliselt lihtne arvestada meetme kulukust konkreetse punktallika kohta. Hajukoormuse korral on täiendavalt vaja näiteks arvestada ka toitainetega mis leostuvad pinnasesse, aga samuti isepuhastusprotsessidega (Zanou, 2006).

Põllumajandusest pärit hajukoormuse ohjamise poliitika ja meetmed võib jagada kolme suurde gruppi:

1. Juhendmaterjalid keskkonnakaitseliselt parimaks majandamiseks;
2. Kohustuslikud meetmed, mis on rakendatud seaduste/määrustega;
3. Majandushoovad meetmete elluviimiseks, milleks kasutatakse makse või toetusi.

Esimeses grupis on terve rida meetmeid, mis tuginevad tasakaalustatud väetamise põhimõttele sh juhendmaterjalid laotatava sõnniku ja mineraalväetiste koguste, aja ja meetodite ning sõnniku hoiustamise kohta, toitainete bilansside kasutamine jne. Osa nimetatud meetmetest võivad olla ka kohustuslikud. Majandushoovad sisaldavad toetusi meetmete rakendamiseks ja on täienduseks kohustuslikele. Kohustuslike meetmete mitterakendamisel on võimalik kasutada sanktsioone, sh rahalisi.

Sellisest jagunemisest lähtuvalt võivad hajukoormuse vähendamise meetmed olla kas tehnilised (valdav osa meetmeid), horisontaalsed (nt. nõuandeteenistus, hea põllumajandustava) või spetsiifilised instrumendid (majandushoovad nt. toitainetega kauplemise süsteem, väetise aktsiis, vee erikasutustasu). Meetmeid rakendatakse kas põllu, põllumajandustootja, valgla, regiooni või riigi tasandil, mistõttu ka nende mõju võib olla kohalik või laiaulatuslikum. Samuti erineb meetmete rakendamiseks kuluv aeg ja mõju avaldumise kiirus pärast selle rakendamist. Ka erinevad meetmete rakendamise ja käigushoidmise kulud.

Meetmete rakendamine on edukas, kui need on tõhusad (näiteks toitainete koormuse vähendamisel) ja asjakohased (ei kutsu esile negatiivseid kõrvalmõjusid). Lisaks peavad meetmed olema aktsepteeritud (põllumajandustootjad on valmis neid rakendada) ja kontrollitavad (meetmete rakendamist on võimalik mõõta). Lisaks sellele võivad meetmete rakendamise edukust vähendada veel muudki asjaolud, sest:

1. hinnangud meetmete tõhususe kohta toitainete kadude majanduslikult efektiivselt vähendamiseks sisaldavad siiani palju ebamäärasust;
2. keeruline on omavahel seostada põllumajandustootmises ja maakasutuses rakendatavaid meetmeid ning muutusi pinna ja põhjavee lämmastiku ja fosfori sisalduses ja trendides;
3. majanduslik surve põllumajandustootjale vähendada kulusid ja muuta tootmine intensiivsemaks on sageli konfliktis poliitikaga vähendada samal ajal toitainete kadusid põllumajandusest;
4. suhteliselt suured toitainete kaod on seotud intensiivloomakasvatuse farmidega, meetmed selle vähendamiseks ei ole aga olnud piisavad;
5. mitmed seni rakendatud meetmed ei arvesta erinevate tegurite (meetmete) koosmõju;
6. puudub selge ülevaade soovituslike meetmete rakendamise ulatusest ning nende tõhususe kohta teame suhteliselt vähe.

Täiendatud või uued meetmed põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks peaksid soodustama erinevate sektorite ja huvirühmade vahelisi "win-win" lahendusi.

Euroopa Komisjoni tellimusel on koostatud Veeraamdirektiivis seatud eesmärkide täitmiseks vajalike meetmete kataloog, mis sisaldab 2011. aasta seisuga 85 erinevat meetet põllumajandustootmisest pärineva reostuse piiramiseks. Igale riigile sobivad meetmed tuleb välja valida kohalikest tingimustest lähtuvalt ja uurimistööde käigus. Vee raamdirektiivi artikkel 4. käsitleb juhuseid, kus head seisundit kindlaksmääratud tähtajaks pole võimalik saavutada või ei ole võimalik vältida veekogude seisundi halvenemist seda mahendavate meetmete ebamõistlikult kõrge maksumuse tõttu. Sellest tulenevalt on vajalik selgitada need põhja- ja pinnaveekogumid, kus hea seisundi saavutamine on problemaatiline ja analüüsida selle põhjuseid.

EL veepoliitika peab veekvaliteedi kõrval oluliseks ka vee säästlikuma kasutamise tagamist, mida tuleb käsitleda vesikondade veemajanduskavades. Seetõttu on vajalik hinnata vee kasutamist ka põllumajandussektoris veekasutusliikide kaupa, aga ka veesäästu võimalusi arvestades tehnilisi ja majanduslikke aspekte.

2011. aastal koostati EL Interreg programmi raames põllumajandusliku hajukoormuse vähendamiseks sobivate valitud meetmete ülevaade, mis on tulupõhised ja Läänemere riikides kasutamiseks kõige sobivamad, täiendavalt ja ulatuslikumalt rakendamist vajavad meetmed (Owenius and van der Nat, 2011). Nendena toodi eelkõige välja kolm meetet:

1. Puhvervööndite kasutamine, millega luuakse püsiva taimkattega ja väetamata vöönd veekogude kallastel, mis toimib mehhaanilise barjäärina erosiooni, vee voolukiiruse ja toitainete ärakande vähendamisel;
2. Settebasseinide rajamine vee äravoolu ühtlustamiseks ja mullaosakestega seotud toitainete väljasettimiseks;
3. Tehismärgalad toitainete ärastamiseks settimise ning bioloogiliste ja keemiliste protsesside kaudu.

AS Maves hindas oma uuringus (Maves 2008a) põllumajanduslikke või maaparanduslikke meetmeid seisundi parandamiseks vajavateks ja praegu kesises või halvas seisundis pinnaveekogumite arvuks Eestis 92. Seisundi parandamiseks pakuti välja 15 erinevat põllumajanduslikku meetet, mille potentsiaali üldiselt ka hinnati. Teises töös (Maves, 2008b) tuuakse välja 20 pinnaveekogumit, millede kohta on nende mittehea seisundi põhjusena teada põllumajandus ja kus aastaks 2015 ei saavutata vähemalt head seisundit vaatamata alamvesikonna veemajanduskavades planeeritud meetmetele.

Ehkki Eestis on rakendatud vägagi erinevaid meetmeid hajukoormuse vähendamiseks põllumajandusest, ei kajastu see paljudel juhtudel muutustena pinnavee kvaliteedis või toitainete koormuse vähenemisena (Iital et al., 2010). Viimastel aastatel aset leidev põllumajandustootmise intensiivistumine on nitraaditundlikul alal ja mujalgi pinnaveekvaliteeti kohati isegi halvendanud, ehkki rakendatud on erinevaid meetmeid ja kehtestatud täiendavaid piiranguid põllumajandustootjatele. Vaatamata erinevate põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamisele on nende mõju veekvaliteedile ja toitainete koormusele olnud keeruline tuvastada näiteks ka Soomes (Ekholm et al., 2007), kus üheks põhjuseks on peetud põllumajandusmaa pindala üldist suurenemist, aga ka põllumajandustootmise spetsialiseerumist (teravilja, piima, lihloomade farmid) ja intensiivistumist ning kontsentreerumist selleks sobivatesse piirkondadesse (Huhtanen et al., 2009), aga ka näiteks üha ulatuslikumaks muutuvat lihloomade aastaringset väljaspidamist.

Sellest tulenevalt oli käesoleva töö eesmärgiks:

1. Anda ülevaade seni Eestis rakendatud hajukoormuse vähendamise meetmetest ja nende tõhususest;
2. Välja pakkuda stsenaariumid Eestis sobivate meetmete rakendamiseks ja hinnata orienteeruvalt nende rakendamise mahtu;
3. Prognoosida hea põhja- ja pinnavee saavutamise võimalusi meetmete rakendamise tulemusena;
4. Koostada prognoos põhja- ja pinnaveekogumite kohta, kus pole võimalik saavutada head seisundit ja analüüsida selle põhjuseid;
5. Anda hinnang veekasutamisest põllumajanduses ja veesäästu võimalustest.

1. Eestis seni kasutatud hajureostuse vähendamise meetmed

Eestis seni kohustuslike või vabatahtlikena rakendatud meetmed hajureostuse vähendamiseks põllumajandustootmisest tuginevad paljuski ja sisaldavad HELCOM-i kokkuleppe lisa III teises osas loetletud meetmeid (HELCOM, 2008) ning Euroopa Komisjoni tellimusel koostatud meetmekataloogi Veeraamdirektiivi eesmärkide täitmiseks sobivaid meetmeid. Täiendavalt on rakendatud maaelu arengukava meetmeid, mida toetatakse põllumajanduslike keskkonnatoetuste programmist.

1.1. Maaelu arengukava meetmed

Maaelu arengukavas 2007-2013 sisalduvatest meetmetest on fosfori ja lämmastiku hajukoormuse vähendamisele põllumajandusest kas osaliselt või täielikult suunatud I telje meede põllumajanduslike keskkonnatoetuste saamiseks koos kahe allmeetmega:

- keskkonnasõbralik majandamine
- keskkonnasõbralik majandamine nitraaditundlikul alal

Toetuste saamiseks tuleb täita teatavad keskkonnakaitse alased miinimumnõuded, mis muu hulgas sisaldavad:

1. Sõnnikuga haritava maa ühe hektari kohta keskmisena lubatud lämmastiku kogust, mis ei tohi ületada 170 kg aastas.
2. Mineraalväetisega antavat maksimaalset fosfori kogust haritava maa ühe hektari kohta, mis ei tohi ületada keskmisena 25 kg aastas.
3. Keeldu kasutada orgaanilisi ja mineraalväetisi 1. novembrist 31. märtsini, nagu see on sätestatud ka Veeseaduses.
4. Sõnniku- ja virtsahoidla omamist loomapidamishoonel, kus peetakse üle 10 lü loomi, vähemalt kaheksa kuu sõnniku ja virtsa mahutavusega. Kui sõnnikuhoidla kuulub enne 1. jaanuari 2002 kasutusel olnud loomakasvatushoone juurde ning asub nitraaditundlikul alal, pidi see nõue olema täidetud 31. detsembriks 2008. Muudel kui nitraaditundlikel aladel tuli nimetatud nõuet täita 1. jaanuariks 2010. Lautades, kus loomi peetakse sügavallapanul, ei ole sõnniku- ja virtsahoidlat vaja.
5. Keeldu laotada väetisi maapinnale kaldega üle 10 protsendi nitraaditundliku ala haritaval maal.
6. Sõnniku analüüsimise nõuet
7. Nõuet sõnnikuauna ja veekogu vahemaa osas, mis peab olema vähemalt 100 m.
8. Nõuet põlluraamatu pidamise kohta.

Lisaks sellele näeb Maaelu arengukava 2007-2013 II telje meetmetena ette toetusi mahepõllumajandustootmise, kaitsemetsa rajamise ja hooldamise ning põllumajandusmaa lupjamise eest, aga ka Natura 2000 alade toetusi, mis vähendavad survet põllumajandustootmise intensiivistamiseks selleks vähemsobivates piirkondades ja seeläbi potentsiaalselt vähendavad toitainete ärakannet veekogudesse.

1.2. HELCOM-I kokkuleppe lisa III meetmed

HELCOM-I kokkuleppe Lisa III (Criteria and Measures Concerning the Prevention of Pollution from Land-Based Sources) II osa, mis käsitleb reostuse vältimist põllumajandusest, kutsub üles integreerima selleks sobivad peamised meetmed riikide seadusandlusesse ja juhendmaterjalidesse ning neid järgima, arvestades parima Võimaliku Praktika ja Parima Võimaliku Tehnika põhimõtteid reostuse vähendamisel (HELCOM, 2008).

Esitatud meetmete loetelu sisaldab:

1. Loomühikute arvu piiramist eesmärgiga tagada, et sõnnikut ei toodetaks kasutava haritava maa kohta liiaga.
 2. Loomafarmide paiknemist ja kvaliteeti, et vähendada pinna- ja põhjavee reostuse riski.
 3. Sõnnikuhoidlate kvaliteeti ja mahutavust et välistada kadusid sealt ning tagada piisavat mahutavust perioodiks, mil põllule laotamine on võimatu. Samuti sisaldab see eesmärki põllumajandustootjate koostöökas sõnniku kasutamise vallas.
 4. Põllumajandusliku heitvee ning virtsa ja silomahla käitlemist ning nende säilitamist kas uriini- või sõnnikuhoidlas.
 5. Orgaaniliste väetiste (vedel- ja tahesõnnik, uriin, reoveesete, kompost jms) laotamist põllule eesmärgiga vähendada taimetoitainete kadude riski. Sellekohane meede sisaldab laotamiseks lubatava perioodi kehtestamist, laotamise keeldu veega küllastunud või külmunud ning lumega kaetud mullale. Sõnnik tuleb ka võimalikult kiiresti viia peale laotamist mulda.
 6. Maksimaalsed väetistega antavad toitainete kogused, mille määramise aluseks on prognoositav kultuuride toitainete vajadus ning selle varu mullas, eesmärgiga minimeerida toitainete kadude riski keskkonda.
Rahvusliku meetmena nähti ette väetamise alaste juhendmaterjalide koostamist, mis konkreetse meetmena kehtestavad maksimaalsed kogused sõnnikuga maale antavale toitainete kogusele, mis ei tohi ületada:
 - 170 kg/ha lämmastikku
 - 25 kg/ha fosforit
- Seejuures tuleb arvestada toitainete sisaldusega mullas, mulla karakteristikutega, põllumajanduspraktikaga ja põllumajanduskultuuri eripäraga.
7. Talvise taimkatte olemaolu
Suurema toitainete ärakande riskiga aladel tuleb tagada piisava ulatusega talvine taimkate toitainete kadude vähendamiseks.
 8. Veekaitsemeetmeid ja toitainete koormust vähendavate alade olemasolu (puhvervööndid, kaitseribad ja settebasseinid pinnavee kaitseks ning veekaitsealad põhjavee kaitseks), Spetsiifilised meetmed sisaldavad vähendatud väetamist, alade määratlemist, kus sõnniku laotamine on keelatud ning püsirohumaade rajamist. Säilitada tuleb ka märgalasid ning neid võimalusel taastada.
 10. Ammooniumlämmastiku emissioonide vähendamist.
 11. Taimekaitsevahendite hoiustamist ja kasutamist, laotamise tehnoloogiat ja selle kontrolli
 12. Farmide suurusest lähtuvat nõuet keskkonna komplekslubade omamiseks, mille tingimuseks on BAT-i nõete järgimine.
 13. Meetmete rakendamise tõhususe seire korraldamine.
 14. Harimine ja informatsiooni levitamine ning nõuandeteenistuse süsteemi rajamine.

Eestis on kõik need meetmed kohustuslike või vabatahtlikuena ühel või teisel määral (kas üleriigiliselt või nitraaditundlikul alal) rakendamist leidnud.

1.3. Euroopa Komisjoni meetmekataloog veeraamdirektiivis seatud eesmärkide täitmiseks

Euroopa Komisjoni tellimisel on koostatud meetmekataloog, mis sisaldab 09.03.2011 seisuga 85 erinevat meetet hajureostuse piiramiseks (Lisa 1). Nendest tuleb igale riigile sobivad meetmed kohalikest tingimustest lähtuvalt ja uurimistööde käigus välja valida. Eestis on ühel või teisel määral, kas kohustuslike või vabatahtlikuena nendest rakendatud vähemalt 52 meetet (Tabel 1). Üle-euroopaline loetelu sisaldab ka terve rea selliseid meetmeid, mis

meie tingimustes ei ole spetsiifiliselt põllumajandusliku hajukoormuse vähendamisel eemärgipärased, ehkki võivad olla Eestis rakendatud (nt. vee ressursimaksu kasutamine veesäästu meetmena, kuna niisutuseks kasutatava vee tarbimine ei ole maksustatud). Rakendamata on 34 meetet, mida ei ole nõutud ei kehtestatud seaduste-määrustega, ega pakutud välja ka soovituslike meetmetena sh. Hea põllumajandustava juhendis või MAK-i meetmena, mille alusel oleks võimalik kompenseerida keskkonnakaitselistel eesmärkidel tehtavaid tegevusi. Lisas 1 leiduvad meil rakendamata meetmed sisaldavad mitmeid niisutamise keskkonnamõjuga seonduvaid, mille eesmärgiks on veeressursi säilitamine, samuti üleujutuste ja liigkuivuse negatiivsete mõjude mahendamiseks välja pakutud meetmeid aga ka näiteks lämmastikväetise aktsiisimaksu ja taimetoitainetega kauplemise süsteemi rakendamise meetet, heitvee taaskasutuse meetet, vooluveekogude looduslähedase morfoloogia taastamist ja veel mitmed, mis ei ole meie tingimustes käesoleval ajal aktuaalsed või sobivad ning ei ole seetõttu seni peetud oluliseks.

Samas sisaldub seal ka meetmeid, mille rakendamise potentsiaali Eestis tuleks kaaluda. Põhiteave selliste meetmete ja nende otstarbekuse üle on esitatud aruande järgmises osas. Eestis ühel või teisel moel rakendatavate meetmete tabelist leiab sellele vastava või sellega seonduva EL meetmekataloogi kohase numbri ning kokkuvõtte meetme eesmärgist, rakendamise meetodist (kohustuslik või/ja vabatahtlik) ja alusest ning meetme mõju tuvastamise võimalusest veeseire abil. Loetletud meetmetest suurem osa (30) on Eestis kas täielikult või osaliselt rakendatud kohustuslikena seaduste/määruste toel. Ülejäänud on rakendatud soovituslikena, mis on leidnud käsitlemist Hea põllumajandustava juhendis ja/või MAK-i I ja II telje meetmetena. Täiendavalt on tabelis 1 esitatud Eestis rakendatavad meetmed, mis ei mahu EL meetmeloetelu alla või sealt puuduvad. Sellistena on esile toodud:

- Kehtestatud nõuded sõnnikuauna asukoha ja katmise osas. Sõnniku hoiustamist põlluaunas ei käsitleta EL meetmeloetelus hajukoormust vähendava meetmena.
- Põllumajandusmaa lupjamine
- Silomahla ja reoveesette käitlemist korrastavad meetmed.

Tabel 1. Eestis kohustuslike või vabatahtlikena rakendatud meetmed Euroopa Komisjoni Veeraamdirektiivi eesmärkide täitmiseks vajalike põllumajanduskoormust vähendavate meetmete loetelust ning meetmed mida rakendatakse aga selles loetelus ei sisaldu.

Number EL meetmetabelis	Meede	Eesmärk	Kohustuslik (K) või vabatahtlik (V)	Meetme rakendamise alus	Meetme tõhusus
23	Maksimaalne loomühikule vastav loomade hulk põllumajandusmaa ühe hektari kohta aasta keskmisena kuni 2 (NTA kaitsmata põhjaveega aladel võib piirata 1,5-ni) või enam tingimusel, et on olemas nõuetekohase mahutavusega sõnnikuhoidla või sõnniku- ja virtsahoidla ning sõnniku laotamisleping või ostu-müügileping.	Tagada, et reostuspotentsiaal sõnniku ja virtsana aastas eritatavale üldlämmastiku kogusele, ei ületaks üldjuhul lubatavat taset 170 kg N põllumaa hektari kohta.	K	Veeseadus	Mõju regionaalne, meetme rakendamine operatiivne. Mõju tuvastatav.
22	Sõnnikuga on lubatud anda haritava maa ühe hektari kohta keskmiselt kuni 170 kg lämmastikku ja 25 kg fosforit aastas,	Tagada, et sõnnikuga antavad kogused, ei tekitaks toitainete suurt ülejääki mullas.	K V	Veeseadus Soovitus HPT-s allapoole majandusliku optimumi	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju veekvaliteedile tuvastatav.
22, 19	Mineraalväetistega täiendavalt antava taimetoitelementide koguse andmisel tuleb lähtuda mullas sisalduvate toitainete tasakaalu säilimisest, väetatavate taimede toitainete vajadusest, saagikusest, külvikorrast, mulla omadustest ja muudest olulistest teguritest.	Tagada, et mineraalväetistega antavad kogused, mis vastaksid taimede nõudlusele ja eeldatavale saagikusele, ei tekitaks toitainete suurt ülejääki mullas.	K V	Veeseadus Soovitus HPT-s allapoole majandusliku optimumi	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
22	Nitraaditundlikul alal on sõnniku- ja mineraalväetistega kokku lubatud anda haritava maa ühe hektari kohta keskmisena kuni 170 kg lämmastikku aastas.	Minimeerida põhja ja pinnavee nitraatreostuse riski	K V	Veeseadus Soovitus HPT-s allapoole majandusliku optimumi	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
22	Nitraaditundlikul alal tohib mineraalväetistega haritava maa ühe hektari kohta keskmisena and mitte üle 140 kg aastas. Kaitsmata põhjaveega aladel võib kogust piirata 100 kg haritava maa ühe hektari kohta	Minimeerida põhja ja pinnavee nitraatreostuse riski	K V	Veeseadus Soovitus HPT-s allapoole majandusliku optimumi	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.

22, 19	Mineraallämmastiku kogused, mis on suuremad kui 100 kilogrammi hektari kohta aastas, tuleb anda jaotatult.	Tagada, et laotatavad väetised omastatakse maksimaalselt põllukultuuride poolt, mis minimeerib nende kadude riski.	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju raskesti tuvastatav.
2	Orgaanilisi ja mineraalväetisi ei tohi laotada 1. detsembrist kuni 31. märtsini ja muul ajal, kui maapind on kaetud lumega, külmunud või perioodiliselt üleujutatud, või veega küllastunud maale	Minimeerida väetise kadude risk pindmise ärakande tõttu, mis on tõenäolisem hilissügiseste sademete ja talviste ning kevadeperioodi lumesulamise tingimustes.	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
28, 3	Väetise laotamine on keelatud haritava maal, mille maapinna kalle on üle 10 protsenti. Ning ajaliselt piiratud (1. novembrist kuni 15. aprillini) maal mille kalle on 5–10 protsenti	Minimeerida väetise kadude risk pindmine ärakande tõttu	K	Veeseadus	Mõju regionaalne, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
1	Kasvavate kultuurideta põllul tuleb sõnnik pärast laotamist mulda viia 48 tunni jooksul	Minimeerida lämmastiku kadu atmosfääri ning võimalik toitainete pindmine ärakanne	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
19	Üle 300 loomühiku loomi pidav isik, kes kasutab loomapidamishoones vedelsõnnikutehнологiat, või isik, kes lepingu alusel laotab 300-le loomühikule vastava koguse loomade vedelsõnnikut, koostab enne vedelsõnniku laotamist vedelsõnniku laotamisplaani	Tagada, et laotatava vedelsõnniku kogused ha kohta ei ületa lubatavaid tasemeid.	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne. Mõju raskesti tuvastatav.
22	Veega vahekorras 1:1 segatud silomahla ja vadakut võib ühe hektari kohta laotada kuni 30 tonni aastas	Tagada silomahlas leiduvate toitainete maksimaalne omastamine kultuuride poolt ja minimeerida nende kadude risk.	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
22	Kehtestatud on mineraalväetistega aastas haritava maa hektari kohta lubatud lämmastiku kogused sõltuvalt kasvatatavast kultuurist ja planeeritavast saagist	Võimaldab alandada toitainete kadude riski	K	Valituse määruse lisa	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
3, 41, 4, 57	Allikate ja karstilehtrite ümbruses on 10 meetri (NTA-l 50 m) ulatuses veepiirist või karstilehtrite servast keelatud väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamine ja sõnniku hoidmine sõnnikuaunas, kui kaitse-eeskiri teisiti ei sätesta	Minimeerida põhjavee reostuse risk taimetoitainete ja muude põllumajanduskemikaalidega	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.

36, 4, 43, 79	Veekaitsevööndis, mille ulatus tavalisest veepiirist on 1 m (maaparandussüsteemide eesvooludel valgalaga alla 10 km ²), 10 m (järvedel, veehoidlatel, jõgedel, ojadel, allikatel, peakraavidel ja kanalitel ning maaparandussüsteemide eesvooludel) ning 20 m Läänemerel ja Peipsi järvel ning Võrtsjärvel) on üldjuhul keelatud väetise, keemilise taimekaitsevahendi ja reoveesette kasutamine ning sõnnikuhoidla või -auna paigaldamine.	Minimeerida toitainete ja muude põllumajanduslike kemikaalide sattumist voolu- ja seisuveekogudesse pindmise ärakande teel.	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
18, 57	NTA-l peab vähemalt 30 protsenti tootja kasutatavast haritavast maast olema 1. novembrist kuni 31. märtsini kaetud taimkattega (sellest 1/3 võib asendada teravilja-, rapsi- või rüsipõhu sügisese sissekänniga)	Minimeerida toitainete pindmise ärakande risk sügis-, talve- ja kevadperioodil.	K V	Veeseadus HPT MAK	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne ja mõju kiire ning tuvastatav.
22, 23, 57	Määratletud on nitraaditundlikud alad	Minimeerida põhja ja pinnavee nitraatreostuse riski	K	Veeseadus Valitsuse määrus	Mõjuregionaalne, meetme rakendamine aeganõudev. Mõju sõltub kehtestatud piirangutest.
19, 35	Põllumajandusega tegelev isik on kohustatud pidama põlluraamatut	Võimaldab hinnata toitainete bilansi põllu ja tootja tasandil ning seekaudu toitainete kadude riski	K	Veeseadus	Mõju valgla põhine, meetme rakendamine operatiivne, mõju avaldub suure viibega.
21	Kvaliteedinõuded taimekaitsevahendite hoiustamisel	Minimeerida taimekaitsevahendite keskkonnariske	K	Taimekaitseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastatav kuigi keeruline.
7	Veeressursi maks	Veesäästu tagamine ja ressursi tõhusam kasutamine	K	Keskkonnatasud e seadus Valitsuse määrus	Mõju valgla põhine, meetme rakendamine pikaajaline, mõju suure viibega. Ei oma tähtsust hajukoormusele Eestis.
9	Tavatootmissüsteemi reorganiseerimine ökoloogiliseks	Intensiivkasutuses oleva põllumaa pindala vähendamine	V	MAK	Mõju kohalik, meetme rakendamine pikaajaline, mõju suure viibega ja kaheldav.
17	Nõuandeteenistuse olemasolu ja koolitused	Teabe ja nõuande tagamine keskkonnasäästlikuks tootmiseks ja tegutsemiseks eriolukordades	K	MAK	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne, mõju võib olla kiire. Tuvastatav.
47	Märgalade säilitamine	Vee viibeaja pikendamiseks ja isepuhastusprotsesside soodustamiseks	V	HPT	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire ning tuvastatav
13	Märgalade rajamine	Vee viibeaja pikendamiseks ja isepuhastusprotsesside soodustamiseks	V	HPT	Mõju kohalik, meetme rakendamine aeganõudev, mõju kiire ning tuvastatav

20	Väetiselaoturite nõuetekohane hoiustamine ja hooldamine	Minimeerida põhja ja pinnavee nitraatreostuse riski	V	HPT	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire aga raskesti tuvastatav
49, 12	Vähese sisendiga põllumajandustootmine (minimeeritud maaharimise tehnoloogia)	Erosiooni ja väetisainete ärakanderiski vähendamine	V	HPT	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju viibega ja raskesti tuvastatav
42	Alternatiivsete meetodite kasutamine sünteetiliste taimekaitsevahendite asemel (Integreeritud taimekaitse)	Integreeritud taimekaitse edendamine bioloogiliste, biotehnoloogiliste, keemiliste, agrotehniliste ja sordiaretuse meetodite kombineeritud kasutamise kaudu	V	HPT	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastatav kuigi keeruline
30	Nõuded keskkonnamõju vähendamiseks taimekaitsevahendite kasutamisel	Minimeerida taimekaitsevahendite kasutamise riske keskkonnale ja inimesele	K V	Veeseadus Taimekaitseadus Kemikaaliseadus HPT	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire ja tuvastatav.
34	Sõnniku hoiustamine, töötlemine või kasutamine teise isiku hoidlas või töötlemiskohas	Vähendab toitainete koormust sõnniku ülejäägiga põllumajandustootjal ja toitainete hajukoormust	K	Veeseadus	Mõju regionaalne,, meetme rakendamine operatiivne, mõju viibega ja tuvastamine keeruline
26	Kuivendussüsteemi negatiivsete tagajärgede mahendamine	Taimetoitainete ärakande vähendamine vee viibeaja suurendamise ja isepuhastusprotsesside soodustamise teel	K V	Maaparandusseadus HPT	Mõju valglapõhine, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire ning tuvastatav
48	Integreeritud põllumajandustootmine	Tootmise tõhusam korraldamine sh keskkonnamõju hindamine keskkonnategevuskava koostamise kaudu	V	HPT	Mõju kohalik, meetme rakendamine pikaajaline, mõju suure viibega ja tuvastamine keeruline.
85	Piimafarmi jäätmete käitlemine	Orgaanika ja toitaineterikka heitvee keskkonnamõju vähendamine	K V	Veeseadus HPT	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastamine keeruline
75	Loomapidamishoonetel, kus üle 10 loomühiku loomi, peab olema sõnnikuhoidla või sõnniku- ja virtsahoidla.	Minimeerida riski, et sõnnikut laotatakse selleks mittelubatud ajal	K	Veeseadus	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire ning tuvastatav
75	Sõnnikuhoidla või sõnniku- ja virtsahoidla peab mahutama vähemalt kaheksa kuu sõnniku ja virtsa (ühe kuu sõnnikukogus, kui sõnniku hoiustatakse või töödeldakse teise isiku hoidlas või töötlemiskohas, Sügavallapanuga lauda kaheksa kuu sõnnikukogusest, ülejääva kogus tuleb mahutada sõnnikuhoidlasse. Kvaliteedinõuded mineraalväetiste, sõnniku- ja silohoidlatele	Minimeerida riski, et sõnnikut laotatakse selleks mittelubatud ajal. Tagada, et väetis ei satuks sademete või tuule mõjul keskkonda	K	Veeseadus Valitsuse määrus	Mõju kohalik,, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire ning tuvastatav
	Kehtestatud nõuded sõnnikuauna asukoha ja katmise osas.	Lämmastiku lendumise ning leostuvate toitainete kadude minimeerimine	K	Veeseadus Valitsuse määrus:	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastamine üldiselt keeruline.

	Silomahl tuleb suunata spetsiaalsesse hoidlasse või virtsahoidlasse. Kehtestatud on nõuded rullsilu põllul hoidmisele, silo ladustamisel maa peale ja silomahla hoidla mahutavuse osas (vähemalt 10 liitrit silomahla 1 m ³ silohoidla ruumala kohta)	Minimeerida silo kasutamise keskkonnanariske	K	Veeseadus	Mõju kohalik, meetme rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastatav
	Kehtestatud on reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise nõuded	Aitab minimeerida raskmetallide ja muude ohtlike komponentide kahjulikku mõju pinna- ja põhjaveele, mullale, taimedele, loomade ja inimeste tervisele	K	Keskkonnaministri määrus	Mõju kohalik, meetme rakendamine pikaajaline, mõju viibega ning tuvastamine keeruline
63	Kasvatatavate kultuuride mitmekesisuse suurendamine viljavahelduse teel	Minimeerida taimekahjurite ja -haiguste mõju ning tagada mullaviljakus.	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.
59, 56	Nitraaditundliku ala tegevuskava perioodiline uuendamine	Seniste meetmete hindamine ja täiendamine	K	Veeseadus	Mõju regionaalne, meetme rakendamine pikaajaline, mõju viibega. Tuvastamine keeruline.
61	Veeseiresüsteem põllumajandusmõju selgitamiseks	Seniste meetmete hindamine ja täiendamine	K	Veeseadus	Mõju regionaalne, meetme rakendamine pikaajaline, mõju viibega
5	Õhulämmastikku siduvate kultuuride kasvatamine	Lämmastiku ärakande potentsiaali vähendamine väetise vajaduse vähenemise läbi	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.
12	Erosiooni minimeerivad maaharimisvõtted	Erosiooni ja mullaosakestega seotud fosfori ärakande vähendamiseks	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju kiire ja erosioonile tuvastatav.
20	Väetiselaoturite nõuetekohane hoiustamine ja hooldamine	Toitainete kadude minimeerimine	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju kiire. Tuvastamine keeruline.
38	Loomade tasakaalustatud söötmine	Sõnniku toitainete sisalduse vähendamine	V		Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju viibeajaga.
40	Kaitsemetsa rajamine	Maastike mitmekesistamine ning vee ja tuuleerosiooni tõkestamine	V	MAK	Mõju kohalik. Rakendamine operatiivne. Mõju viibeajaga ja tuvastamine keeruline
44, 66	Integreeritud taimekaitse sh multši kasutamine	Keemiliste taimekaitsevahendite vajaduse vähendamine	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.
51	Keskkonnateadlikkuse tõstmine	Horisontaalne meede eesmärgiga soodustada spetsiifiliste tehniliste meetmete rakendamist	V	MAK HPT	Mõju valgla põhine, rakendamine aeganõudev. Mõju viibeajaga. Tuvastamine teiste meetmete rakendamise kaudu.

55	Haritava maa pindala vähendamine ja rohumaa osakaalu suurendamine.	Toitainete ärakandepotentsiaali vähendamine eelkõige varakevadel ja talvel	V	HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne. Mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.
60	Üleujutuste direktiivi rakendamine	Toitainete ja taimekaitsevahendite ärakande potentsiaali vähendamine üleujutatavatel põllumajandusmaadel	K	Üleujutuste direktiiv	Mõju kohalik, rakendamine aeganõudev. Mõju viibeajaga ja tuvastamine keeruline.
68	Maakasutuse planeerimine	Toitainete ja taimekaitsevahendite ärakande potentsiaali vähendamine	K V	KKM hinnang üldplaneeringutel e. HPT	Mõju valgla põhine, rakendamine aeganõudev.
70	Põllumajandushoonete moderniseerimine	Toitainete ärakande potentsiaali vähendamine	K V	Veeseadus MAK	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne, mõju kiire ja tuvastatav.
79	Mineraalväetiste kasutamise piirang joogiveehaarete lähistel	Toitainete kadude minimeerimine joogiveehaarete veekogudesse	K	Veeseadus	Mõju valgla põhine, rakendamine operatiivne, mõju kiire ja tuvastatav.
80	Toetused põllumajandustootjatele, kelle maadele jääb kaitstavaid alasid	Toetuste süsteemiga säilitatakse tootjate konkurentsivõime.	V	MAK	Mõju kohalik.
81	Mahetoodangu soodustamine	Põllumajandustootmise üldise intensiivsuse alandamine eesmärgiga vältida taimekaitsevahendite kadusid keskkonda ja vähendada toitainete ärakannet.	V	MAK	Mõju kohalik, rakendamine aeganõudev. Mõju viibeajaga. Tuvastamine võib olla keeruline.
84	Farmi reovee käitlemine ja puhastamine	Farmi reovee sobiv käitlemine ja võimalik kasutamine niisutuseks.	K V	Veeseadus HPT	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne. Mõju kiire ja tuvastamine võimalik.
64	Biogaasi tootmine	Vedelsõnniku keskkonnamõju vähendamine	V	MAK	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne. Mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.
54	Soovitus järgida head põllumajandustava	Horisontaalne meede. Tootmisvõtted ja -viisid, mille järgimise korral ei teki ohtu keskkonnale	V	Veeseadus	Mõju regionaalne, meetme rakendamine pikaajaline, mõju viibega. Tuvastatav.
	Põllumajandusmaa lupjamine	Toitainete kadude riski vähenemine kõrgema saagikuse tagajärjel	V	MAK	Mõju kohalik, rakendamine operatiivne. Mõju viibeajaga. Tuvastamine keeruline.

2. Ettepanekud Eestis sobivate uute/täiendatud meetmete rakendamiseks Euroopa Komisjoni hajureostuse meetmekataloogile tuginedes.

Eestis sobivamate täiendavate või korrigeeritud meetmete valikul tuleb vastused leida tervele reale küsimustele:

- Kas meede on eelkõige sobiv ja eesmärgipärane lämmastiku, fosfori või mõlema ärakande või erosiooni minimeerimiseks?
- Kas meetme eesmärgiks on toitainete allika (koormuse) kontroll selle lähtekohas, või on eesmärgiks selle transpordi tõkestamine/piiramine pinnaveekogumitesse või on eesmärgiks toitainete keemilise, bioloogilise ja mehhanilise transformatsiooni soodustamine veekogudes, minimeerides sinna jõudnud toitainete mõju ja koormust suublale?
- Kas meetme mõju on kohalik, valgla või veekogumi põhine või regionaalne?
- Kas meetme rakendamine on operatiivne või ajakulukas?
- Kas meetme eeldatav mõju avaldub kiiresti pinna- ja/või põhjavee kvaliteedis?
- Kas meede on tehniline või horisontaalne või on tegemist spetsiifilise instrumendiga?
- Kas meetme rakendamine eeldab teiste meetmete rakendamist?
- Milline on meetme eluiga?
- Milline on meetme eeldatav koosmõju teiste meetmetega?
- Kas meetme rakendamine on põllumajandustootjale vabatahtlik või kohustuslik?
- Millised on meetme rakendamise ja käigushoidmisega seotud kulud ning kuivõrd on neid võimalik võrrelda saadava tuluga?
- Kas meetme rakendamiseks on vajalik toetusmehhanismi rakendamine?
- Kas meede pakub "win-win" lahendusi?

Seega on sobiva meetme valik üldjuhul komplitseeritud ja põhjalikuma teabeta veekogumi keemilisest ja ökoloogilisest seisundist ja seda mõjutavast maakasutusest, põllumajandusloomade arvust, kasutatavate toitainete kogustest ja füüsilis-geograafilistest tingimustest vägagi keeruline.

Meetmete rakendamine eeldab kulusid: (i) andmete kogumiseks sobiva meetme valikul, elluviimisel ning käigus hoidmisel, (ii) meetme rakendajate koolituseks, (iii) meetme järgimise kontrolliks ning (iv) tulemuslikkuse seireks. Meetme kuludena tuleb arvestada ka põllumajandustootja võimalikku saamata jäänud tulu nt. maakasutuse muutuse tõttu, kui seda ei kompenseerita. Need kulud määravad ära otsuse ühe või teise meetme osas, meetme rakendamise edukuse ja selle tõhususe.

2.1. Põllumajandustootmisest pärineva fosfori hajukoormuse vähendamiseks sobivad uued ja/või täiendatud meetmed

Fosfor nii nagu ka lämmastik võib soodustada pinnaveekogude ja rannikumere eutrofeerumist. Mullas on fosfor lahutunud kujul, kolloidlahuses või lahustumata kujul. Loodusliku mulla fosfori sisaldus on tavaliselt madal (0.01 - 0.2 massi %), kuid pikaajaline P lisamine, mis ületab kultuuridega eemaldatava fosfori kogust kergitab seda oluliselt kõrgemale (Sims, 1993; Sharpley et al., 1993; Sims et al., 2000), mistõttu eriti loomakasvatuseettevõtetes võib P ülejääk ettevõtte või valga bilansis olla tavaline (Sims et al., 2000). Sõnnikut laotatakse üldiselt lähtuvalt kultuuride lämmastikuvajadusest, mis lämmastiku/fosfori suhte tõttu sõnnikus võib viia viimase ülekülluseni (Sharpley et al., 1996).

Fosfori ärakannet põllult veekogudesse määrab nii ärakandemehhanism (vee äravool, infiltratsioon ja erosioon) kui ka fosfori piisavus (mulla P sisaldus, väetiste/sõnniku kogused ja maaharimisvõtted) (Sharpley et al., 1993; Daniel et al., 1998). Seejuures kontrollib erosiooniprotsess lahustamata fosfori ärakannet ning vee äravoolutingimused lahustunud fosfori ärakannet. Suur osa fosforist kantakse minema pindmise äravooluga põldudelt kui mullaosakestega seotud lahustumata fosfor, ehkki fosfori leostumine omab samuti olulist rolli veekvaliteedile mõnede mullatüüpide korral, eriti dreenitud põldudel (Beauchemin et al. 1998; Schoumans and Groenendijk, 2000; Simard et al., 2000). Mitmed uuringud on osutanud, et mullaosakestega seotud lahustamata fosfori osakaal kogu fosfori ärakandest põllumaalt võib ulatuda enam kui 60%- ni ja erandkorradel isegi 99%- ni (Owenius and van der Nat, 2011). Veet lahustamata fosfori ärakanne sõltub sademetest, vee äravoolust ja mullaharimisvõtetest, mis mõjutavad erosiooni. Lahustunud fosfori ärakanne sõltub omakorda sorptsioonist/desorptsioonist, lahustumisest ning fosfori ekstraktsioonist mullast ja taimmaterjalist vee abil. Veet lahustunud fosfori näol on tegemist taimedele koheselt kasutatava toitainega.

Mulla erosioon, mis mängib olulist rolli fosfori ärakandel põldudelt, on ulatuslikum peeneteraliste muldade korral ja on iseloomulik eelkõige aleuriitsetele (mullaosakeste läbimõõt 0,002-0,06 mm) muldadele, mis sisaldavad ka savikosakesi ($\varnothing < 0,002$ mm). Need mullad ei ole piisavalt struktureeritud ja võidakse vee poolt kergesti minema kanda. Peeneteraline struktuur vähendab mulla infiltratsioonivõimet, mis omakorda soodustab erosiooni ja toitainete pindmist ärakannet. Liivmullad on üldiselt poorsemad toimides filtrina leostuvale veele. Rasked savimullad ei ole nii erosiooniohtlikud kui aleuriitsed mullad, kleepudes kokku suuremateks osakesteks ja stabiliseerides sel moel mulda. Kuivuse korral võivad aga savimullas tekkida praod ja makropoorid, mille kaudu toimub suuremate sademete korral intensiivne toitainete ärakanne.

Eelnevalt lähtuvalt ei saa fosfori kadude potentsiaali hindamisel ja sobivate meetmete valikul selle kontrolliks piirduda ainult kõrge mulla P sisaldusega põllumassiividega, vaid tuleb keskenduda ka muudele kriitilistele P allikatele ja piirkondadele, kus väetiste ja/või sõnniku kasutamise tase on kõrge või on olemas reaalne oht fosfori pindmiseks ärakandeks. Seetõttu tuleb ka meetmed fosfori koormuse vähendamiseks fookuseerida just nendesse piirkondadesse (Gburek et al. 2000a and 2000b). Seejuures tasub silmas pidada, et lahustunud fosfori ärakanne võib olla suhteliselt suur ka ekstensiivsemalt kasutatavatest maakattetüüpidest nt. karjamaalt sinna jääva loomasõnniku tagajärjel, kust fosfor kantakse sademetega kergesti minema. Ka leiab aset P vabanemine taimejäänuste lagunemise tõttu (Haygarth and Jarvis, 1997; Sharpley and Menzel, 1987; Sharpley et al., 1992).

Meetmed

Eelnevale tuginedes on fosfori hajukoormuse kontrolliks põllumajandusest vajalik keskenduda ja meetmeid rakendada eelkõige nn riskipiirkondades, kus fosfori kadusid soodustavateks teguriteks on mulla tüüp, reljeef, mulla kõrge P sisaldus ja/või intensiivloomapidamine. Mitmetes riikides on riskipiirkondade selgitamiseks, mis vajavad täiendavaid veekaitse meetmeid, rakendatud näiteks fosfori indeksit, mis pakub informatsiooni fosfori võimaliku mobiilsuse, ärakande potentsiaali ja veereziimi kohta.

Üldiselt sisaldavad parimad praktikad ja meetmed kolme liiki tegevusi:

1. potentsiaalselt keskkonda kaotsi mineva fosfori koguse (koormuse) minimeerimine.
2. fosfori transpordi tõkestamine/piiramine pinnaveekogumitesse.
3. fosfori keemilise, bioloogilise ja mehhanilise transformatsiooni soodustamine veekogus minimeerides sinna juba jõudnud fosfori mõju.

Fosfori koormuse vähendamisel on eriti esimese grupi meetmed olnud ulatuslikult kasutuses nii kohustuslikult rakendatavatena kui vabatahtlike meetmetena. Paljud nendest on samad, mis on vajalikud lämmastiku kadude minimeerimiseks ning tuginevad toitaine tasakaalustatud ning efektiivse kasutamise põhimõttele. Nendeks on näiteks maksimaalse taseme kehtestamine kasutatavale sõnnikule ja mineraalväetistele ning loomühikute arvule ning väetiste hoiustamise nõuded, viljavahelduse rakendamine, üleujutuste mõju vähendamine ja muud.

Teise grupi meetmed sisaldavad tundlike alade määratlemist (erosiooniohtlikud), piiranguid väetamiseks pinnaveekogude lähistel, kaitsevööndite kehtestamist, sõnniku mulda viimise aja määratlemist jne.

Kolmanda grupi seni rakendatud meetmete loetelu on suhteliselt lühike sisaldades settebasseinide/märgalade rajamist/kasutamist ja ka veeseiresüsteemi olemasolu.

Täiendavalt on rakendatud horisontaalseid meetmeid, mis peaksid vähendama fosfori kadusid nii koormusallika kontrolli, transpordi tõkestamise/piiramise kui ka keemilise, bioloogilise ja mehhanilise transformatsiooni soodustamise kaudu. Nendeks on näiteks nõuandeteenistuse toimimine ja hea põllumajandustava kehtestamine.

EL meetmekataloogis nimetatud meetmetest, mis Eestis on seni kas rakendamata või rakendatud ebapiisavalt, on fosfori hajukoormuse kontrolliks esmatähtsad:

- Veekaitsevööndite kasutamine (EL kataloogis meede nr. 4, 36, 43 ja 79)
- Avaveeline tehismärgala/settebassein (EL kataloogis meede nr. 13, 62 ja 69)
- Talvine taimkate (EL kataloogis meede nr. 18)
- Parim tehnika sõnniku laotamiseks
- Põldude lupjamine

Täiendavalt ja ilmselt kaugemas perspektiivis on vajalik kaaluda ka muude, seni rakendamata meetmete potentsiaali. Nimetatud meetmeteks on:

- Seadedrenaaz (EL kataloogis meede nr. 8)
- P indeksi rakendamine riskipiirkondades (EL kataloogis puudub)

Nimetatud meetmetest on fosfori sisendi (koormuse) kontrolli ja minimeerimise eesmärgil rakendatav fosfori indeksi meetod.

Fosfori transpordi tõkestamine/piiramine pinna- ja põhjaveekogumitesse on võimalik talvist taimkatet, vöökaitsevööndeid, sõnniku laotamiseks sobivat tehnikat ning lupjamine kasutades,

Keemilise, bioloogilise ja mehhanilise fosfori transformatsiooni soodustamisele veekogus minimeerides sinna juba jõudnud fosfori mõju aitab kaasa seadedrenaazi ning avaveelise tehismärgala/settebasseini kasutamine.

Meetmete täpsema kirjelduse ja hinnangu nende tõhususe kohta leiab alapeatükist 2.3.

2.2. Põllumajandustootmisest pärineva lämmastiku hajukoormuse vähendamiseks sobivad uued ja/või täiendatud meetmed

Põllumajandustootmisest pärineva lämmastiku hajukoormuse vähendamiseks sobivate meetmete valikul tuleb omada ülevaadet neist allikatest ja protsessidest, mis määratlevad erinevate lämmastikuühendite ärakande tingimusi.

Mullas sisalduvast lämmastikust, mis on seotud orgaanilise materjaliga, sisaldub huumuses või on seotuna mullaosakestega, on vaid osa igal ajahetkel taimedele kasutatav. Orgaaniline lämmastik moodustab tavaliselt suurema osa mulla lämmastikust, mis konverteeritakse aeglaselt taimedele omastatavaks anorgaaniliseks ammoniumlämmastikuks või nitraatideks. Nitraatlämmastik on mobiilne ja võib kergesti liikuda juurestikuvööndist madalamale, seda eriti liivmuldadel. Ka jõuab osa nitraatlämmastikust pinnaveekogudesse. Ammoniumlämmastik adsorbeeritakse aga mulda ja võib kaotsi minna mullaerosiooni tagajärjel. Põllult minema kantud ja taimedele mitteomastatavas vormis lämmastik võidakse ärakande vältel või pinnaveekogus konverteerida taimedele omastatavaks lämmastikuks.

Suurem osa lahustunud nitraatidest leostub läbi mullahorisoni, ja jõuab sealt edasi kas maasisese äravooluga pinnaveekogudesse või sügavamale põhjavette. Drenaaž ja selle tihedus ning sügavus võib seetõttu oluliselt mõjutada lämmastiku ärakannet. Dreenivee nitraadisaldused on tavaliselt ka kõrgemad kui pinnavees. Lahustunud lämmastiku transport põllult võib aset leida ka pindmise äravooluga.

Lämmastiku üleküllus võib kutsuda esile eutrofeerumise kiirenemist nii siseveekogudes kui ka meres, olles seda protsessi limiteerivaks toitaineks. Seega on lämmastiku hajukoormuse roll ka merevee kvaliteedi kujunemisel väga suur, mistõttu seda aspekti tuleb silmas pidada parimate korraldusvõtete ja meetmete valikul lämmastikukoormuse vähendamiseks.

Meetmed

Parimaid praktikaid ja meetmeid lämmastiku koormuse kontrolliks ja vähendamiseks saab rakendada kolmel tasandil:

1. minimeerides potentsiaalselt keskkonda kaotsi mineva lämmastiku koguse (koormuse).
2. lämmastiku transpordi tõkestamine/piiramine pinnaveekogumitesse.
3. keemilise ja bioloogilise lämmastiku transformatsiooni soodustamine veekogus minimeerides sinna juba jõudnud lämmastiku mõju.

Esimese grupi meetmed, mis tuginevad toitainete tasakaalustatud ning tõhusa kasutamise põhimõttele, et vähendada toitainete kadude potentsiaali, on olnud ulatuslikult kasutuses nii kohustuslikult rakendatavatena kui ka vabatahtlike meetmetena. Nendeks on näiteks maksimaalse taseme kehtestamine laotatava sõnniku ja mineraalväetiste kogusele ning loomühikute arvule, väetiste ja silomahla hoiustamise nõuded, viljavahelduse rakendamine, üleujutuste mõju vähendamine ja muud.

Teise grupi meetmed sisaldavad tundlike alade määratlemist, piiranguid väetamiseks kartsilehtrite, pinnaveekogude joogiveehaarete lähistel, piiranguid väetamise ajale, kaitsevööndite kehtestamist, sõnniku mulda viimise aja määratlemist, mahetootmise rakendamist jne.

Kolmanda grupi seni rakendatud meetmete loetelu on suhteliselt lühike sisaldades märgalade rajamist/kasutamist.

Täiendavalt on rakendatud horisontaalseid meetmeid, mis peaksid vähendama lämmastiku kadusid nii koormusallika kontrolli, lämmastiku transpordi tõkestamise/piiramise kui ka keemilise ja bioloogilise lämmastiku transformatsiooni soodustamise kaudu. Nendeks on näiteks nitraaditudliku ala kehtestamine, nõuandeteenistuse toimimine ja hea põllumajandustava kehtestamine.

Kriitiline hinnang seni kasutatud meetmete ning nende asjakohasuse osas lämmastiku hajukoormuse vähendamiseks põllumajandustootmisest tuginebki nimetatud kolme grupi parimate korraldusvõtete ja meetmete analüüsile. See omakorda lähtub taimetoitainete kasutamise peamistest põhiprintsiipidest, mille üldiseks eesmärgiks on lämmastiku kadude potentsiaali minimeerimine, mis nõuab:

- Realistlikku hinnangut potentsiaalse saagi kohta soovitavalt igalt põllult;
- Arvepidamist olemasolevast ja kasutatavast lämmastikust enne täiendava koguse lisamist. Lämmastikuringe kompleksuse ja mitmete allikate olemasolu tõttu muld-taim süsteemis on arvepidamine mullas sisalduvast ja kasutatavast lämmastikust sageli kõige kriitilisem etapp lämmastikukasutuse optimeerimiseks.
- Väetamise sünkroniseerimist kultuuride vajadusega. Lämmastikku on vaja kõige enam taimede aktiivsel kasvuperioodil ning muul ajal lisatud lämmastik võib kaotsi minna.

Esimese grupi meetmed lähtuvad just nimelt nendest põhiprintsiipidest ning nende kasutamine kohustuslike või vabatahtlikena on ulatuslik. Mitme selle valdkonna meetmete rakendamise mõju kohta pinna- ja põhjavee kvaliteedile, aga ka koormuse vähenemise näol Läänemerele, on ka piisavalt teaduslikku tõetust, seda eriti olukorras, kus koormuste või veekvaliteedi näitajate baastase on kõrge

EL meetmekataloogis nimetatud meetmetest, mis Eestis seni kas rakendamata või rakendatud ebapiisavalt on lämmastiku hajukoormuse kontrolliks esmatähtsad:

- Põllumajandustootja toitainete bilansi koostamine (EL kataloogis meede nr. 15)
- Veekaitsevöönd (EL kataloogis meede nr. 4, 36, 43 ja 79)
- Parim tehnika sõnniku laotamiseks
- Tehismärgalade rajamine/kasutamine (EL kataloogis meede nr. 13 ja 47)
- Talvine taimkate (EL kataloogis meede nr. 18)

Täiendavalt ja ilmselt kaugemas perspektiivis on vajalik kaaluda seadedrenaazi rakendamise (EL kataloogis meede nr. 8) potentsiaali.

Nimetatud meetmetest on potentsiaalselt keskkonda kaotsi mineva lämmastiku koguse (koormuse) minimeerimiseks rakendatav toitainete bilansi meede.

Lämmastiku transpordi tõkestamine/piiramine pinna- ja põhjaveekogumitesse on võimalik talvise taimkatte meetmega.

Keemilise ja bioloogilise lämmastiku transformatsiooni soodustamine veekogus minimeerides sinna juba jõudnud lämmastiku mõju on võimalik seadedrenaazi rakendades, märgalaid kasutades/rajades.

Tõhusaimaks lämmastiku keskkonnamõju vähendamise täiendavaks meetmeks tuleb lugeda toitainete bilansside koostamist põllumajandustootja ja ka põllu tasandil. Selle meetme rakendamine on aluseks muude meetmete kasutamisele ja vajaduse hindamisele sõltuvalt lämmastiku ülejäägi määrast bilansis. Kui see on liiga suur, tuleb kaaluda muude täiendavate meetmete rakendamist, millest peaks olema huvitatud ka põllumajandustootja ise. Bilansi andmed annavad teavet potentsiaalselt ebaratsionaalsest ja raiskavast tootmisviisist, mis ei ole kooskõlas ei tootja majanduslike eesmärkidega ega ka üldisemate keskkonnanõuetega. Täiendavate meetmete rakendamine, kas siis toitainete sisendi vähendamiseks, lämmastiku transpordi kontrolliks või lämmastiku transformatsiooniks vajalike keemiliste ja bioloogiliste protsesside soodustamiseks veekogudes sõltuvad kohalikest tingimustest ja vajadustest, mille üle on parim ülevaade tootjal endal aga ka põllumajandusnõustajatel.

Meetmete täpsema kirjelduse ja hinnangu nende tõhususe kohta leiab alapeatükist 2.3.

2.3. Meetmete kirjeldus ja tõhususe hinnang

Suure hulga juba rakendatud või võimalike meetmete seast valiti eksperthinnangule tuginedes välja piiratud arv (8) meetmeid, mis meie oludes kas lähi- või kaugemas tulevikus pakuksid täiendavat võimalust lämmastiku ja/või fosfori kadude vähendamiseks keskkonda. Seejuures lähtuti nende rakendamise ja käigus hoidmise kulukusest ja/või teaduslikult usaldusväärse teabe olemasolust meetme tõhususe kohta meiega sarnastes füüsikaligeograafilistes tingimustes. Samuti oli valiku eelduseks üldjuhul "win-win" olukorra tekitamine, et soodustada põllumajandustootjate ja nõustajate kaasamist meetmete rakendamisel. Täpsemat käsitlemist leidnud meetmed ei ole prioritseeritud nende tõhususe, rakendamise järjekorra või mingil muul alusel.

2.3.1. Meede: Põllu tasandi ja põllumajandusettevõtte taimetoitainete bilanss

Meetme eesmärk

Meetme üldiseks eesmärgiks on eelkõige lämmastiku ülejäägi vähendamine põllumajandustootmises tuginedes tasakaalustatud väetamise põhimõttele. Riskipiirkondades võib meede olla vajalik ka fosfori tasakaalustatuma kasutamise tagamiseks. Sobival tasemel väetamine lähtuvalt põllukultuuri toitainevajadusest ja selle eeldatavast ökonoomiliselt optimaalsest saagist on eelduseks, et mullas on kättesaadav ainult see kogus toitaineid mida kultuuridele kasvuperioodil on vaja. Sellega tagatakse, et mullas liiaga sisalduv toitainete kogus on minimaalne, nende kasutamise tõhusus kõrge ning mullaviljakus säilib.

Bilansiga kogutav informatsioon võimaldab: (I) planeerida toitainete kasutamist, (II) hinnata toitainete kadusid põllumajanduses, (III) hinnata toitainete kasutamise tõhusust ja (IV) hinnata keskkonnapoliitikate ja muude meetmete tõhusust (Oenema, 1999).

Meetme indikaatoriteks on:

- toitainete ülejääk (või defitsiit) kilogrammides;
- tisendi/väljundi suhe (toitainete kasutamise efektiivsus);
- väljundi/ülejäägi suhe.

Meetme sisu

Meede võib sisaldada kahel tasandil toitainete bilansi koostamist:

- põllumajandusettevõtte toitainete bilanss;
- põllu toitainete bilanss.

Esimesel juhul hinnatakse põllumajandusettevõttesse sisenevate (väetised, sõnnik, jäätmed, loomasööt jms) ja väljuvate taimetoitainete (põllukultuuride saak, piim, liha, sõnnik jne) vahet (või suhet). See iseloomustab toitainete ülejääki või puudujääki aasta lõikes ning tulemused esitatakse kilogrammides hektari kohta aastas. Toitainete suur ülejääk indikeerib riski nende ärakandeks keskkonda ning toitainete puudujääk süsteemi jätkusuutmatust pikemas perspektiivis. Ettevõtte tasandi bilansis ei arvestata tavaliselt atmosfäärist sadeneva toitainekoormusega ega ka nt. kultuuride poolt omastatava atmosfäärilämmastikuga.

Põllu tasemel toitainete bilansi sisendi pool koosneb põllule lisatavate toitainete kogusest mineraal- ja orgaanilise väetise näol ning seemnetest. Toitainete kadudena põllult arvestatakse saagiga eemaldatevat ning veekeskkonda kaduma läinud toitaineid. Bilanss iseloomustab lisatavate ja eemaldatevat taimetoitainete koguste vahet ning kaudselt muutusi tootmistingimustes ja –praktikas. Põllu tasandi bilanss võib sisaldada sisendina ka

atmosfäärist sadestuvat ning taimede poolt omastatavat atmosfäärilämmastikku. Väljundi pool võib bilansiarvutustes sisaldada atmosfääri lenduvat ammooniumi, ehkki selle arvestamine on keeruline. Seetõttu ei tarvitse põllu tasandi toitainete bilanss tegelikku aineriinget täielikult kirjeldada. Sellist probleemi ei esine bilansi koostamisel põllumajandustootja tasandil, kus näiteks ka farmis toodetud sõnnikut, mida kultuuridele antakse, ei käsitleta sisendina ning see ei kajastu põllumajandustootja bilansis, küll aga põllu tasandi bilansist. Lisaks on muidki erinevusi kahe tasandi bilansside sisendite ja väljundite arvestamisel.

Toitainete ülejäägi määr võib oluliselt varieeruda, sõltuvalt tootmisviisist, olles üldjuhul kõrgem intensiivse loomakasvatuse ettevõtetes ja madalam teraviljakasvatuse ettevõtetes.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine	Vabatahtlik. Praktikas kasutamist ei ole leidnud v.a. MAK-i meetmete mõju seires ja valitud uuringutes.
Mõju erosioonile	Ei
Mõju lämmastiku ärakandele	Jah
Mõju fosfori ärakandele	(Jah)

Meetme rakendamise mõju ulatus on kas kohalik (põllu tasandi bilanss) või valgla põhine/regionaalne (tootjate bilanss). Meetme rakendamine on operatiivne ja mõju avaldub eriti põllu tasandi bilansi kasutamisel suhteliselt kiiresti. Meetme mõju otseselt mõõta ei ole siiski võimalik. Kaudselt, teiste meetmete kaudu hinnatakse tõhusust siiski usaldusväärseks.

Lämmastiku, aga vajadusel ka fosfori ülejäägi üldist vähenemist põllumajandustootmises on võimalik saavutada kahest eeldusest lähtuvalt:

1. põllumajandustootja vähendab vabatahtlikult toitainete sisendit arvestades bilansiarvutuse tulemusi (eeldusel, et ei õnnestu kergitada saagikuse taset) või
2. rakendatakse majandushoobasid, maksustades lubatavat taset ületavad taimetoitainete kogused.

Viimane lahendus eeldab eesmärgipärase ja keskkonnakaitseliselt aktsepteeritava toitainete ülejäägi taseme määratlemist, millele tuginedes saab põllumajandustootja toitainete kasutamist nii operatiivselt kui ka strateegiliselt planeerida. Rakendamiseks on vajalik ka teaduslikult aktsepteeritava bilansi arvutamise platvormi (tarkvara) olemasolu, mis oleks kättesaadav nt. internetis ja mida tootjad saaksid kasutada.

Toitainete bilansi koostamine ja majandushoobade rakendamine lubatavat taset ületavatele taimetoitainetele on olnud aluseks Hollandis rakendatud nn MINAS süsteemile, mille sisu seisneb kasutatavate toitainete ülejäägi maksustamises (Oenema and Roest, 1998). Süsteem tugineb põllumajandustootjate endi arvepidamisel väetisainete kasutamise üle, mida kajastatakse põlluraamatus. Selle kohaselt tuleb näiteks P ülejäägi eest põllu toitainete bilansis, mis ületab keskkonnakaitseliselt aktsepteeritavat ja mittemaksustatavat taset, tasuda alates 2003. aastast 9.1 EUR/kg kohta. Lubatavat taset on järk-järgult alandatud 20 kilogrammini P₂O₅/ha. Algselt rakendati MINAS süsteemi vaid suurtele piima- (enam kui 2,5

LÜ/ha) ning sea- ja linnufarmidele, muutudes hiljem väheste eranditega kohustuslikuks kõikidele. MINAS-e administreerimise ja kontrolli kulud on küllaltki suured.

Meetme rakendamise eeldatava tulemusena ennustati, et lämmastiku ja fosfori ülejääk põllumajandusettevõtetes väheeb ajavahemikul 1985-2008 vastavalt 58 ja 82%, mille tagajärjel keskmine nitraadisaldus sügavamates põhjveekihtides alaneb 60% võrra ning lämmastiku koormus põllumajandusmaalt 38% võrra (Oenema and Roest, 1998). Nimetatud eesmärgid peamiselt sisendi vähenemise arvelt ka saavutati, kusjuures saagikus alanes vaid minimaalselt. Arvestada tuleb, et meetme rakendamisel oli tegemist väga kõrge toitainete bilansi ülejäägi baastasemega. Inglismaal on toitainete bilansi kasutamise abil hinnatud põllumaalt tuleva lämmastiku koormuse vähenemiseks umbes 5 kg N/ha aastas ning rohumaadelt 1-5 kg/ha (piimafarm) kuni 2 kg N/ha (lihavesise farm) aastas. Hinnanguline fosfori koormuse vähenemine oli 20% (Cuttle et al, 2007).

Läänemere regioonis rakendatakse meetet kohustuslikuna Saksamaal, kus sarnaselt Hollandi MINAS süsteemiga on kehtestatud maksimaalselt lubatavad toitainete bilansi ülejäägi määrad, mis on 60 kg N/ha ja 20 kgP/ha. Soomes on meetme rakendamine vabatahtlik ja selleks on võimalik taotleda toetusi.

Piirangud

Keskendudes eelkõige lämmastiku bilansi tagamisele on oht, et muude toitainete (P ja K) bilanss ei ole ei põllumajandustootmiseks ega keskkonnanähteliseks soodus. Arvestades N ja P sisalduse vahetõrget erinevat tüüpi sõnnikus võib näiteks haritava maa ühe hektari kohta keskmisena lubatud lämmastiku koguse korral, mis ei tohi ületada 170 kg aastas, laotatava sõnniku fosfori kogus oluliselt ületada lubatavat 25 kg/ha taset. Samuti võib bilanss tootja erinevatel põldudel ja aastatel oluliselt varieeruda. Bilansi meetodi kasutamise eelduseks on andmete olemasolu laotatava sõnniku toitainete sisaldusest. Hinnang toitainete ülejäägi olulisusele sõltub regulaarselt kogutavatest mulla analüüsi andmetest.

Hinnang ja rakendamine Eestis

Põllumajandustootja tasandil toitainete bilansi meetod on suhteliselt usaldusväärne, ja selle rakendamine potentsiaalselt operatiivne ja hõlbus. Peamine ebamäärasus lämmastiku ja fosfori voogude arvestamisel võib tuleneda siseneva ja väljuva loomasõnniku toitainete arvestamisest, kuna sõnniku kvaliteet võib oluliselt varieeruda. Seetõttu võib viga sõnniku sisendi/väljundi bilansi arvutamisel ulatuda 5-10%-ni (Oenema & Heinen, 1999).

Eestis on bilansimeetodit kasutatud valitud põllumajandusvalglates osana uuringutest ning seda tehakse käesoleval hetkel MAK II telje püsihindamise raames PKT keskkonnasõbraliku majandamise ja mahepõllumajandusliku tootmise efektiivsuseselgitamiseks põllumajandusettevõtte tasandil 103 ettevõttes (Põllumajandusuuringute keskus, 2010)

Meetme rakendamine põllumajandustootjate endi poolt eeldab investeringuid nende teavitamiseks ja juhendmaterjalide tootmiseks. Samuti on vaja investeringuid sobiva internetiplatvormi rajamiseks ja käigus hoidmiseks. Meetodit on üldiselt peetud kulutõhusaks. Bilansi andmetele tuginedes on tootjatel vabadus valida majanduslikult kõige tõhusamate ja oludesse sobivate meetmete vahel toitainete kadude vähendamiseks.

Põllumajandustootjate piisava koolituse ja nõuandeteenistuse abiga ning sellealase huvi tekitamisel ei ole meetme rakendamiseks ettevõtte ja ka põllu tasandil Eestis erilisi probleeme ette näha. Selleks on abiks veeseadusega ette nähtud põlluraamatu sissekanded

haritava maa pindala, mulla omaduste, saagi, kasutatavate väetiste ja taimekaitsevahendite liikide ja koguste ning kasutamise aja kohta. Andmete võrreldavuse huvides oleks soovitatav bilansside koostamise meetodika harmoniseerimine nii riigisiselt kui ka riikide vahel.

Viidatud allikad

Cuttle, S. P., Macleod, C. J. A., Chadwick, D. R., Scholefield, D., Haygarth, P. M., Newell-Price, P., Harris, D., Shepherd, M. A., Chambers, B. J., Humphrey, R., 2006. An Inventory of Methods to Control Diffuse Water Pollution from Agriculture (DWPA), User Manual, Prepared as part of Defra Project ES0203, Defra, London.

Oenema, O., 1999. Nitrogen cycling and losses in agricultural systems; identification of sustainability indicators. In. Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture, 25-43.

Oenema, O. , Boers, P.C.M., van Eerdt, M.M., Fraters, B., van der Meer, H.G., Roest, C.W.J., Schröder J.J., Willems, W.J., 1998. Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. Environmental Pollution, Vol. 102, 1, Supplement 1, 471-478.

Oenema, O. & Heinen, M., 1999. Uncertainties in nutrient budgets due to biases and errors. In E.M.A. Smaling, O. Oenema & L.O. Fresco, eds. *Nutrient disequilibria in agroecosystems - concepts and case studies*. Wallingford, UK, CABI Publishing.

Oenema, O. and Roest, C. W. J., 1998. Nitrogen and phosphorus losses from agriculture into surface waters; the effects of policies and measures in the Netherlands, Water Science and Technology, Vol. 37 No 3, 19–30.

2.3.2. Meede: Veekaitsevöönd (puhvervöönd)

Meetme eesmärk

Veekaitsevöönd on mitmeotsatarbeline struktuur, mille peamine eesmärk on hajukoormuse s.h põllumajandusmaalt pärinevate toitainete, taimekaitsevahendite ja erodeeritava materjali (sh sõnniku) koormuse vähendamine pinnaveekogudele. Eesmärgist tulenevalt on veekaitsevööndis kehtestatud mitmesugused piirangud, sh väetiste ja taimekaitsevahendite laotamise, maaharimise ja loomade karjatamise osas. Meetme rakendamist on peetud ökonoomiliselt sobivaks, kuna saadav tulu veekvaliteedi ja bioloogilise mitmekesisuse tagamisega/suurenemisega kaalub üles kahju mida tekitab võimalik haritava maa põllumajanduslikust kasutusest väljajäämine.

Meetme sisu

Toitainete ja erodeeritava materjali koormuse vähendamine puhervööndis on võimalik seal kasvava taimestiku ja selle tiheda juurestiku tõttu, millega püütakse kinni nii tahkeid osakesi kui ka soodustatakse lahustunud taimetoitainete sidumist. Looduslik veekaitsevöönd võib koosneda nii puistust kui ka rohumaast. Tavaliselt domineerib kunstlikult rajatavas vööndis rohumaad, ehkki ka puude ja põõsaste esinemine on teatava määran aktsepteeritav. Tehisvööndis ei tohiks puud-põõsad liigselt varja valgust, ega küllastada veekogu puu-põõsa lehtedega, et tagada veekogu elustikule vajalikud tingimused. Ka on soovituslik, et puhervöönd oleks pidev, millega tagatakse erinevate liikide elupaikade sidusus.

Loodusliku või looduslähedase taimestikuga veekaitsevööndi laius võib varieeruda 1-50 meetrini sõltuvalt valgla või veekogu suuruselt, looduslikest ja põllumajandustootmise tingimustest või keskkonnakaitseelistest eesmärkidest. Veekaitsevöönd:

1. puhverdab ja vähendab põllult pärinevate toitainete, tahkete osakeste ja taimekaitsevahendite koormust vooluveekogudele;
2. välistab või piirab teatavaid tegevusi veekogu lähistel (väetiste ja taimekaitsevahendite laotamine, maaharimine, loomade karjatamine) vähendades otsest riski veekvaliteedi halvenemisele.

Mida laiem on puhervöönd, seda suurem on kaotus põllu pindala vähenemise tõttu saamata jäänud tulu näol, kui puhvri laiust on suurendatud haritava maa arvelt, aga samas tõenäoliselt ka tulu tõhusama toitainete ja taimekaitsevahendite veekogudesse ärakande minimeerimise tõttu, ehkki veekaitsevööndi laiuse suurenemine ei taga alati selle puverdusvõime edasist paranemist (Stutter et al., 2009). Laiem peaks puhervöönd olema suurema kaldega põllu ja veekogu vahel.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine Eestis	Kohustuslik
Mõju erosioonile	Jah
Mõju lämmastiku ärakandele	Jah
Mõju fosfori ärakandele	Jah

Veekaitsevööndit on märgalade rajamise kõrval peetud isegi tulupõhisemaks toitainete ärakande vähendamise meetmeks võrrelduna näiteks loomühikute arvu piiramisega, haritava maa pindala vähendamisega ja paljude muude meetmetega. (Jacobsen et al. 2004; 2011), mis funktsioneerib ka Põhjamaade tingimustes ühetemoodi hästi aastaringselt, ehkki erinevate aastatel võib puhastusefekt oluliselt varieeruda.

Meetme rakendamine on suhteliselt operatiivne ja mõju avaldub kas kohalikul või valgla tasandil kiiresti. Meetme mõju ja tõhusust hinnatakse usaldusväärseks. Surveteguritest ja veekaitsevööndi omadustest sõltuvalt võib puhvri lämmastiku, fosfori ja taimekaitsevahendite koormust vähendav toime varieeruda suurtes piirides.

Veekaitsevööndi efektiivsus sõltub paljudest tegurites s.h. sademete ja äravoolu suuruselt, topograafiast (nõlva kalle, maakasutus ja territooriumi suurus puhvri taga), kliimatilistest tingimustest (eelkõige talvetemperatuurid) aga ka puhervööndi tüübist, mille määravad selle taimestikuline koostis, vanus ja laius (Borin et al., 2010). Puhervööndi taimeistik vähendab pindmise äravoolu mahtu ja aeglustab voolukiirust ning soodustab seeläbi infiltratsiooni ja tahkete osakeste settimist puhervööndis (Rose et al., 2003). Seeläbi peetakse kinni ka vees lahustunud või mullaosakestega seotud toitaineid.

Taani, Soome ja Norra uuringutes 5-10 m laiuse puhervööndi tõhususe kohta on üldfosfori koormuse vähenemiseks saadud 42-96%, üldlämmastikul 27-81% ning mullaosakestel 55-97% (Hoffman et al, 2009). Taani andmetel on puhvri tõhusus lahustunud fosfori kinnipidamisel madalam kui lahustumata fosfori korral olles sageli alla 0,5 kg P ha⁻¹ aastas võrrelduna 128 kilogrammiga lahustumata P ha⁻¹aastas.

Muude uuringute tulemused veekaitsevööndi efektiivsusest lämmastiku, fosfori ja taimekaitsevahendite kinnipidamisel on kokku võetud tabelis 2.

Tabel 2. Veekaitsevööndi efektiivsus lämmastiku (N), fosfori (P) ja taimekaitsevahendite (Pe) kinnipidamisel kirjandusallikate alusel (Tredanari, 2011).

Allikas	Eesmärk	Tõhusus, %	Tingimused (puhvri laius)
Borin et al. (2010)	N	~100	6 m, hajusate puudega (nitraatlämmastik)
Dillaha et al. (1988)	N	73	9,1m
Mayer et al. (2007)	N	~58	0-25m
		~71	25-50m
		~85	>50m
Gold et al. (2001)	N	>80	~10m
Syversen (2005)	N	37-81	5 ja 10m, simuleeritud ja looduslik äravool
Vidon and Hill (2004)	N	>90	15m
Abu-Zreig et al. (2003)	P	31	2m
		79	15m
Borin et al. (2005)	P	80	6 m
Kronvang et al. (2000)	P	~100	29 m
Mankin et al. (2007)	P	92	7-aastane rohustu põõsastega

Schwer and Clausen (1989)	P	92 33	Vastavalt liiv- ja liivsavi mullad
Syversen et al. (2005)	P	60-89	5 ja 10m, simuleeritud ja looduslik äravool
Uusi-Kämpä (2005)	P	41	10 m (niidetud hein ja põõsad)
Vallieres (2005)	P	60-80	1m
Arora et al. (2010)	Pe	61 63 76	Vastavalt nõrgalt, keskmiselt ja tugevasti sorbeerunud taimekaitsevahendid
Borin (2004)	Pe	60-90	6m
Syversen and Bechmann (2004)	Pe	39 71 63	5m- rohumaad; Erinevad vahendid
Vianello et al. (2005)	Pe	~86-98	6m, rohustu põõsastega

Kuna veekaitsevööndi efektiivsus sõltub paljudest tegurites, osutavad andmed selle tõhususe osas erinevates riikides üsna suurele varieeruvusele. Oluliseks teguriks on seejuures vööndi laius, mis on eriti oluline fosfori tõhusaks sidumiseks. USA-s tehtud uuringus on näiteks üldfosfori ärastamise efektiivsuseks saadud vööndi laiustel 15 ja 2 meetrit vastavalt 89% ja 31% (Abu-Zreig, 2003).

Rootsi

Veekaitsevööndi rajamise peamine eesmärk Rootsis on olnud fosfori, sõnniku ja taimekaitsevahendite kadude minimeerimine põllult. Nitraaditundlikul alal on eesmärgiks ka lämmastikukoormuse vähendamine. Põllumajandustoetuste skeemi raames makstakse põllumajanduspiirkondades 3000 SEK hektari puhervööndi kohta (335,7 €/ha) aastas, millest 2000 SEK moodustab pindalatoetus ja 1000 SEK täiendav toetus maakasutuse otstarbe muutmise eest (Tabel 2). Kõrgemat kompensatsiooni 4000 SEK /ha (447,7 €/ha) saab parimat põllumajandusmaad kasutav tootja ning toetuste määra arvestamisel on aluseks saamata jäänud tulu põllumaa asendamisel veekaitsevööndiga ning kulud, mis seotud selle rajamisega. Hinnanguliselt on puhervööndi efektiivsuseks lämmastiku koormuse vähenemisel aastal hinnatud 4 kg N/ha kui põllumajandusmaa koormus keskmiselt oli tasemel 18 kg N/ha (SLU, 2010).

Taani

III Veeprogrammi tegevuskavaga laiendati puhveralade laiust seniselt kohustuslikult kahelt meetrilt vabatahtliku kümne meetrini ja selliste puhveralade kogupindala, mille eest makstakse toetusi EL kompensatsiooniprogrammi raames suureneb 2015. aastaks 30000 hektarini. Toetuse määr tuginedes potentsiaalselt saamata jäänud tulule on 2600 DKK/ha aastas (348,7 €/ha) (Tabel 2). Toetuste maksmise süsteemi rakendamisel eeldati, et 10 meetri laiune puhervöönd veekogude kallastel vähendab fosforikoormust 6-38 tonni võrra aastas, kui ala niidetakse ja niide koristatakse (Effekt på fosforudledning af 10 m brede randzoner, Aarhus University, 2011). Lämmastiku koormuse vähenemine on 26-66 kg N/ha aastas sõltudes sellest, kas levivad savised või liivmullad (Sammenfattende notat om mulighederne for iværksættelse af yderligere virkemidler til opnåelse af målene om randzoner i VMP III aftalen). Käesoleval ajal käivad diskussioonid selle üle, milline on

puhvervööndi sisu ning kas lubada veekaitsevööndis energiakultuuride kasvatamist või ekstensiivset karjatamist või keelustada igasugune põllumajanduslik tegevus hoopiski.

Norra

Toetuse määr veekaitsevööndi rajamiseks ja hooldamiseks sõltub riigi piirkonnast ning sellest, kas on tegemist veekaitse seisukohast prioriteetse piirkonnaga või mitte. Prioriteetsed võivad olla joogiveeallika lähised või erosiooniriskiga alad. Toetuse määr varieerub 666 kuni 1333 NOK/ha (84,8 - 169,7 €/ha) (Tabel 3). Nõudeks on vähemalt 5-6 meetri laiuse puhvervööndi olemaolu. Prioriteetsetes piirkondades on toetused kaks korda kõrgemad, kuid puhvri laius peab sel juhul olema minimaalselt 12 m. Toetuse saamiseks peab veekaitsevöönd (rohuma, mis võib sisaldada üksikuid puid) puhvri funktsiooni täitma vähemalt viis aastat. Täiendavaks tingimuseks toetuse saamisel on see, et veekaitsevööndi ala kasutati varem põllumaana teravilja, köögivilja või kartuli kasvatamiseks ning meedet rakendatakse spetsiifiliselt erosiooni ja toitainete ärakande vähendamiseks põllumaalt. Enamasti nõutakse ka puhvervööndi hooldamist (niitmist).

Tabel 3. Nõuded veekaitsevööndi kehtestamisel Põhjamaades (Dworak et al., 2009 alusel).

Riik	Laius	Rakendamine	Kompensatsioon ha rajatud veekaitseriba kohta	Piirangud
Rootsi	Vähemalt 6 meetrit lai, maksimaalselt 20 meetrit	Vabatahtlik	447,7 €/ha (parimates tootmispiirkondades) 335,7 €/ha (ülejäänud piirkondades)	Väetiste/taimekaitsevahendite kasutamine on keelatud Nõuet peab järgima minimaalselt 5 aastat.
Taani	10 meetrit (kõikide vooluveekogude ja järvede kallastel mille pindala on suurem kui 100 m ²)	Kohustuslik	348,7 €/ha	Diskussioonid selle üle, kas lubada energiavõsa, ekstensiivset karjatamist või mitte mingisugust põllumajanduslikku tegevust
Norra	5- 6 meetrit (prioriteetsetes piirkondades vähemalt 12 m)	Vabatahtlik Kohustuslik (2 meetrit, et saada riiklikku toetust täies mahus)	84,8 €/ha (169,7 €/ha prioriteetsetes piirkondades)	Mõnedes piirkondades nõutakse veekaitsevööndi hooldamist. Nõuet peab järgima minimaalselt 5 aastat. Rohumaa (ka koos üksikute puudega) Väetamine on keelatud

Šotimaa

Šotimaal on soovituslikud veekaitsevööndite laiused sõltuvuses vooluveeveekogu laiusega varieerudes 6-st kuni enam kui 20 meetrini (Interim ..., 2011; tabel 4).

Tabel 4. Veekaitsevööni soovituslikud laiused Šotimaal (Interim ..., 2011).

Veekogu laius	Puhervööndi laius
< 1m	6m
1-5 m	6-12 m
5-15 m	12-20 m
15m+	20 m+

Veekaitsevöönd võib sisaldada ka vähesel määral puid ja põõsaid, et toetada kaldaid ja vähendada erosiooni. Üdjuhul soovitatakse hooldada puervööndit vaid minimaalselt, et välistada nt. niite sattumist vette. Intensiivsem hooldus on vajalik vaid ligipääsu tagamiseks veekogule või rekreatiivsetest vajadustest lähtuvalt. Samas on veekaitsevööndi hooldamine erinevate riikide toetuskeemides oluline kohustuslik nõue. Soomes tehtud uuringud on näidanud, et valitud taimeliikidest ja regulaarse heina niitmisega ning niite eemaldamisega puhervööndist on võimalik üldfosfori ärastamise tõhusust suurendada 10% võrra ja lahustunud fosfori ärastamist isegi 60% võrra (Uusi-Kämpä and Jauhiainen, 2010) võrreldes hooldamata vööndiga. Talveperioodil on oht, et külmumis-sulamistsükli vältel kantakse nii fosfor kui ka lämmastik külmakahjustusega puhervööndist välja. Seetõttu soovitatakse niita ja eemaldada hein eriti enne talve.

Puhervööndi tõhusust saab parandada rauda ja kaltsiumi sisaldavate graanulite laotamisega sinna. Selle abil seotakse lahustunud fosforit ning parandatakse toitainete ärastamise tõhusust. Selline praktika on eriti oluline meiegi tingimustes, kus talvised külmasula tsüklid võivad esile kutsuda kõrgepinne pindmise äravoolu ja toitainete ärakande (Uusi-Kämpä and Jauhiainen, 2010).

Läänemere äärses riikides rakendatakse veekaitsevööndi meedet ulatuslikult, kusjuures Leedus, Poolas, Lätis ja Taanis on see kohustuslik kas kogu riigi või NTA ulatuses ning mujal vabatahtlik meede, mille rakendamist Taanis, Rootsis, Poolas, Lätis, Saksamaal ja Soomes ka toetatakse.

Piirangud

Veekaitsevööndi eesmärgiks võib olla nii lämmastiku kui ka fosfori koormuse alandamine, ehkki optimaalsed lahendused fosfori jaoks ei tarvitse kokku langeda nendega, mida on vaja lämmastiku tõhusaks ärastamiseks ja vastupidi. Fosfor on sageli seotud mullaosakestega ning seetõttu on eelistatud need kaitseriba omadused mis aitavad kaasa veevoolu aeglustumisele, settimisele ja infiltratsioonile. Neid tingimusi on parem täita veekaitsevööndi laiuse suurendamisega. Lämmastikukoormuse vähendamiseks on aga vajalik taimestiku olemasolu, mis soodustab otsest lämmastiku omastamist taimede poolt aga ka bakterite kaasabil ning denitrifikatsiooni ning kaitsevööndi laiusest võib olulisem olla selle kompositsioon. Perioodil, mil veekaitsevööndi taimestik ja selle juurestik välja arenevad selle puhverduvusvõime kasvab. Hiljem võib vana kaitsevööndi efektiivsus aga hakata vähenema (Dorioz et al., 2006; Stutter et al., 2009), seda eriti fosfori kinnipüüdmissel. Kaitsevöönd küllastub aja jooksul fosforist, sealhulgas ka selle orgaanilistest vormidest, mida seni on peetud mullas püsivaks, aga võib siiski bioloogiliste protsesside tulemusena muutuda kergesti liikuvaks ja leostuda mullast välja (Dorioz et al., 2006; Turner, 2005). Seega võib puhervöönd teatavatel juhtudel isegi kaasa aidata mulla fosforiringe kiirenemisele, lahustunud fosfori sisalduse suurenemisele ja selle potentsiaalsele leostumisele. Ka võib

näiteks oluliselt väheneda puhvervööndi puistu toitainete omastamine nende vananedes (Mander et al., 2005).

Hinnang ja rakendamine Eestis

Toetuste süsteem veekaitsevööndite rajamiseks Skandinaavia riikides põhineb kasutusest välja läinud põllumajandusmaalt potentsiaalselt saamata jäänud tulu arvutamisele. Saamata jäänud tulu võib oluliselt varieeruda, sõltuvalt näiteks mullatingimustest ja reljeefist.

Veekaitsevööndi sobiva laiuse määramine on problemaatiline, millele osutab nt. ka Rootsis kehtestatud nõue, kus see võib varieeruda 6 ja 20 meetri vahel.

Toetuste kõrge tase võib tingimustes, kus nt. fosfori ärakande risk on väike, viia olukorrani, kus veekaitsevööndi rajamise eest saadav kompensatsioon on põllumajandustootjale majanduslikult mõttekam kui põllukultuuride kasvatamine, ehkki puhvervööndi mõju toitainete ärakandele ja vee kvaliteedile võib olla vähene. Meetme toetuse määrad on erinevates Rootsi ja ka Taani piirkondades suhteliselt sarnased samas, kui Norras erinevad need riigi piires kahekordselt ning tehakse selget vahet riskipiirkondade ja muude põllumajanduspiirkondade vahel.

Eestis kokku arvatatud veekaitsemetsade pindala on 99,4 tuhat ha moodustades 6,8% metsamaast (Põllumajandusministeerium, 2007). Eesti maaelu arengukava meetme 2.6 kohaselt on kaitsemetsade rajamise toetust saavate alade kogupindala 4000 ha sisaldades ka väikeste puudesalude rajamise toetust. Veekaitseliste metsaribade rajamise toetuse saamiseks peab metsariba paiknema põllumassiivil ja olema vähemalt 0,3 ha suurune (Põllumajandusministeerium, 2007). AS Maves aruande (Maves, 2008) kohaselt on veekaitseks sobivaid metsaribasid kokku 1114 ha, millest suurem osa on vooluveekogude ümbruses ja lisaks 40 ha oluliste allikate ja karstilehtrite ümbruses, 41 ha veehaarete ümbruses, 16 ha järvede ümbruses ning 3 ha erosioonihuga muldadel. Metsaribade laiuse ei ole reglementeeritud ning võib erineda sõltuvalt kaitstava veekogu olulisusest, keskkonnatingimustest ja muust. AS Maves töös (2008) määratleti sobivaks veekaitsevööndi laiuseks nitraaditundlikul alal üldjuhul 30 m ning veehaarete ümber 50 m

Eestis on meedet rakendatud kohustuslikuna Veeseadusest lähtuvalt, sisaldades teatavate tegevuste keelu veepiiri lähistel. Hea põllumajandustava sisaldab täiendavalt soovitusi veekaitsevööndi kompositsiooni ja hooldamise kohta. Meetme kohustuslik rakendus sisaldab veekaitsevööndi ulatuse määramist tavalisest veepiirist, mis on 1 m (maaparandussüsteemide eesvooludel valglaga alla 10 km²), 10 m (järvedel, veehoidlatel, jõgedel, ojadel, allikatel, peakraavidel ja kanalitel ning maaparandussüsteemide eesvooludel) ning 20 m (Läänemeres ja Peipsi järvel ning Võrtsjärvel), kus üldjuhul on keelatud väetise, keemilise taimekaitsevahendi ja reoveesette kasutamine ning sõnnikuhoidla või -auna paigaldamine. Täiendavalt on kehtestatud keeld väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamiseks ning vee kvaliteeti ohustavaks muuks tegevuseks allikate ja karstilehtrite ümbruses 10 meetri ulatuses (50 m NTA-I) veepiirist või karstilehtrite servast.

Hea põllumajandustava defineerib ära veekaitsevööndi kompositsiooni, mis peab sisaldama mitmeaastast taimeistikku, Samuti soovitatakse vööndi laiuse planeerimisel arvestada mulla liiki, kallakut, põllul kasutatavaid tehnoloogiaid ja piirkonna keskkonnakaitsekavasid. Laiemat kaitsevööndit soovitatakse suurema kallaku ja savikate muldade korral. Soovitusena tuleks kaitsevööndeid ja -peenraid niita, kusjuures lopsakas mahaniidetud haljasmass on otstarbekas sealt eemaldada, et vältida materjali lagunemisel vabanevate toitainete vette sattumist.

Kulud

Veekaitsevööndi rajamine ja hooldamine ei ole eriti kulukad. Peamised kulud on seotud tööjõuga ja kütusega või masinate hooldamise/rendiga. Uue puhervööndi rajamise suuremad kulud on seotud külviks vajalike seemnetega. Kuludena tuleb arvestada ka saamata jäänud tulu põllumaalt, mis jääb puhervööndi alla. See on ka põhjuseks, miks paljudes riikides on rakendatud toetuste süsteeme.

Viidatud allikad

Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Lalonde, M.N., Whiteley H.R. and Kaushik, N.K., 2003. Phosphorous removal in vegetated filter strips. *Journal of Environmental Quality*. 32: 613-619.

Borin, M., Vianello, M., Morari, F. and Zanin. G., 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 105(1-2): 101–114.

Borin, M., Bigon, E., Zanin G. and Fava, L., 2004. Performance of a narrow buffer strip in abating agricultural pollutants in the shallow subsurface water flux. *Environmental Pollution*. 131(2): 313-321.

Borin, M., Passoni, M., Thiene M. and Tempesta, T., 2010. Multiple functions of buffer strips in farming areas. *European Journal of Agronomy*. 32(1): 103-111.

Dillaha, T.A., Reneau, R.B., Mostaghimi, S. and Lee, D., 1988. Vegetative filter strips for agricultural nonpoint source pollution control. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*. 32(2): 0513-0519.

Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J., Trevisan, D., **2006**. The effects of grass buffer strips on phosphorus dynamics - a critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agric. Ecosyst. Environ.* 117, 4–21.

Dworak et al., 2009. *International review on payment schemes for wet buffer strips and other types of wet zones along privately owned land, Ecological Institute*, Berlin.

Gold, A.J., Groffman, P.M, Addy, K., Kellogg, D. Q., Stolt, M. and Rosenblatt, A.E., 2001. Landscape attributes as controls on ground water nitrate removal capacity of riparian zones. *Journal of American Water Resources Association*. 37: 1457–1464.

Hoffmann, C.C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpää, J., Bruun Hansen, H.C. and Kronvang, B., 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal Environmental Quality* 38:1942-1955.

Interim Supplementary Guidance Topic: Buffer Strips Adjacent to Water Bodies. September 2011, 5 p.

Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Dejgård Jensen, J., Sølvner Schou, J. and Ørum, J.E., 2004. *Costs of Reducing Nutrient Losses from Agriculture - Analyses prior to the Danish Aquatic Programmell* [Om-kostninger ved reduktion af landbrugets næringsstofftab til vandmiljøet - Forarbejde til Vandmiljøplan III] Fødevarerøkonomisk Institut Rapport nr. 167. København. <http://purl.umn.edu/24536>

Jacobsen, B.G., 2011. *Marginal cost of reducing nitrogen losses to water and air in Denmark*. Conference Proceedings. Nitrogen & Global Change, Key findings – future challenges, Edinburgh http://nitrogen.ceh.ac.uk/nitrogen2011/_oral_presentations/S4_9_Jacobsen.pdf

- Kronvang, B., Laubel, A. R., Larsen, S. E. and Hansen, H.L., 2000. Soil erosion and sediment delivery through buffer zones in Danish slope units. In: *The Role of Erosion and Sediment Transport in Nutrient and Contaminant Transfer*. IAHS 263: 67–73.
- Mankin, K.R., Ngandu, D.M., Barden, C.J., Hutchinson, S.L. and Geyer, W.A., 2007. Grass-Shrub Riparian Buffer Removal of Sediment, Phosphorus, and Nitrogen From Simulated Runoff. *Journal of American Water Resources Association*. 43(5): 1108-1116.
- Maves, 2008a. Veekaitse funktsiooniga metsaribade määratlemine põllumajandusmaale hajukoormuse piiramiseks. Töö nr: 8128. 25 lk.
- Mander, Ü, Lõhmus, K., Kuusemets, V., Ivask, M., Teiter, S. and Augustin J., 2005. *Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in riparian grey alder forests*. In: Braskerud BC (ed.) *Is living water possible in agricultural areas? Seminar on ecological engineering tools to combat diffuse pollution, Norway*. [http://composit.dimea.se/filebank/files/20050907\\$194703\\$fil\\$7sQyL8inqBW83JXWa8v.pdf](http://composit.dimea.se/filebank/files/20050907$194703$fil$7sQyL8inqBW83JXWa8v.pdf)
- Mayer, P.M., Reynolds, S.K., McCutchen, M.D. and Canfield, T.J., 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of Environment Quality*. 36(4): 1172.
- Põllumajandusministeerium, 2007. Eesti maaelu arengukava 2007-2013.
- Rose, C.W., Yu, B., Hogarth, W.L., Okom, A.E.A. and Ghadiri, H., 2003. Sediment deposition from flow at low gradients into a buffer strip -a critical test of re-entrainment theory. *Journal of Hydrology*. 280(1-4): 33-51.
- Schwer, C.B. and L.C.Clausen, 1989. Vegetative filter treatment of dairy milkhouse wastewater. *Journal of Environmental Quality*. 18: 446-451.
- St u t t e r , M.I., L a n g a , S.J. and L u m s d o n , D.G., 2009. Vegetated Buffer Strips Can Lead to Increased Release of Phosphorus to Waters: A Biogeochemical Assessment of the Mechanisms. *Environ. Sci. Technol.* 2009, 43, 1858–1863.
- Syversen, N., 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*. 24(5): 483-490.
- Syversen, N. and Bechmann, M., 2004. Vegetative buffer zones as pesticide filters for simulated surface runoff. *Ecological engineering*. 22(3): 175–184. Tredanari, 2011
- Turner, B. L., 2005. Organic phosphorus transfer from terrestrial to aquatic environments. *Organic Phosphorus in the Environment*. Turner, B. L., Frossard, E., Baldwin, D., Eds.; CABI: Wallingford, UK,; pp 269-294.
- Uusi-Kämpä, J., 2005. Phosphorus purification in buffer zones in cold climates. *Ecological Engineering*. 24(5): 491–502.
- Uusi-Kämpä, J. and Jauhiainen, L., 2010. *Long-term monitoring of buffer zone efficiency under different cultivation techniques in boreal conditions*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. vol 137, Issues 1-2, 15, pp 75-85.
- Vallières, D., 2005. Narrow grass strip and reduced tillage to control nonpoint source pollution in agricultural areas. *Agri-environment symposium. (" ande enherbée étroite et travail réduit du sol pour contrôler la pollution diffuse en milieu agricole. Colloque en Agroenvironnement")* Centre de reference en agriculture et agroalimentaire du Québec (CRAAQ). Canada. 2–9.
- Vianello, M., Vischetti, C., Scarponi, L. and Zanin, G., 2005. Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: Role of a vegetative filter strip. *Chemosphere*. 61(5): 717-725.

Vidon, P. and Hill, A.R., 2004. Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources* 40:W03201. SLU. 2010. Sveriges lantbruksuniversitet Axel 2 – utvärdering av åtgärder för att förbättra miljön och landskapet.

2.3.3. Meede: Avaveeline tehismärgala/settebassein

Meetme eesmärk

Avaveelise tehismärgala//settebasseini eesmärgiks on vee äravoolu ühtlustamine ning vee puhastamine heljumist, orgaanilisest reostusest ja taimetoitainetest.

Meetme sisu

Avaveelised tehismärgalad toimivad vee äravoolu puhvritena suurendades vee viibeaega süsteemis ning perioodi, mis leiab aset toitainete omastamine taimede poolt, nende väljasettimine, nitrifikatsiooni- või denitrifikatsiooniprotsessid. Sel eesmärgil võib kasutada olemasoleva vooluveekogu sängi laiendamist või ka rajada tehismärgala milles hoitakse kuni 50 cm sügavust püsivat veetaset (Timmusk, 2007). Madalaveelistes ja väikese voolukiirusega märgalades paraneb läbiva vee kontakt märgalade põhjas ja külgedel kasvavate kõrgemate taimede võsude ja pinnasega. Lahustunud toitained lähevad taimede biomassi, hea aeratsioon toetab aga nitrifikatsiooniprotsessi ja fosfori adsorptsiooni. Samas toimub ka mehaaniline settimine. Püsiva veetaseme säilitamiseks peab märgala tiigi osa olema vettpidaval pinnasel ning vajadusel tuleb eelnevalt pinnas tihendada. Sõltuvalt märgala seisukorrast tuleb teha hooldustöid: setete ärastamist, süvendamist, vahel ka niitmist.

Märgala pindala on üldjuhul üsna väike, moodustades sageli vaid 0.1 – 0.5 % tema taha jääva valgla pindalast, (Owenius and van der Nat, 2011), kuid soovituslikult võiks siiski ulatuda 1-2%-ni (Kosteikkojen..., 1996). Mitmed autorid on 2% taset lugenud minimaalseks märgala pindalaks või nende pindalade summa osakaaluks valgla pindalast (Koskiaho, 2003; Koskiaho & Puustinen, 2005; Koskiaho, et al., 2003). Kui eesmärgiks on tagada spetsiifiliselt lahustunud fosfori tõhus ärastamine, peab basseini pindala olema valgla pindala võrreldes oluliselt suurem, et tagada pikemat vee viibeaega fosfori omastamiseks vajalikeks protsessideks. Settebasseinide dimensioneerimisel on soovitatud võtta arvutuslikuks vooluhulgaks $Q_{\text{kev.maks50\%}}$ viibeajaks 0,5 tundi ning maksimaalseks voolukiiruseks 1 cm/s (Tehismärgalade..., 2008), mis langeb kokku Soome vastavates juhendites esitatuga (Kosteikkojen..., 1996).

Nõuetele vastavuse tagamiseks on meetme rakendamine vajalik ja eemärgipärane reostusallika lähistel ja vooluveekogude ülemjooksul. Igal konkreetsel juhul tuleb märgala eraldi dimensioneerida arvestades nii keskmist kui ka maksimumäravoolu selle valgalt.

Mõju ja rakendamine

Settebasseini või tehismärgala rajamine on eesmärgipärane eelkõige intensiivpõllumajandusga ja erosiooniohtlikes piirkondades. Avaveelistel tehismärgaladel on mitmeid kasulikke efekte. Voolukiiruse vähenemise tõttu toimub heljumi ja sellega seotud taimetoitainete settimine. Need kogunevad osaliselt taimede biomassi, osaliselt aga mattuvad uute setete alla. Samal ajal toimuvad mitmed keemilised ja mikrobioloogilised protsessid: nitrifikatsioon, denitrifikatsioon, fosfori adsorptisoon jt. Märgala toimimine toitainete ärastajana settimise ning bioloogiliste ja keemiliste protsesside kaudu on ka pikaajaline.

Settebasseinide tõhususe hindamise tulemused Norras näitavad, et see võib oluliselt varieeruda, sõltudes näiteks basseini taga oleva valgla suuruselt (Braskerud and Hauge,

2008). Erinevad settebasseinid pidasid keskmisena kinni 45-68% hõljuvainest ning 23 kuni 42% üldfosforist (Tabel 5).

Tabel 5. Üldfosfori ja jõljuvainete ärastamise tõhusus settebasseinides (Braskerud and Hauge, 2008)

Settebassein	Pindala (m ²)	Pindala suhe valgla pindalasse	Üldfosfori ärastamise %	Hõljuvainete ärastamise %
1	900	0,06	42	66
2	345	0,07	27	45
3	870	0,08	23	62
4	840	0,38	42	68

Lõuna-Soomes, Hovis pidas 0.6 hektari suurune märgala 12 hektari suuruselt põllumajanduslikult valglalt sisenevast fosforist kinni 62% ja lämmastikust 36% (Koskiahho et al., 2003).

Märgaladel on üsna madalad hooldus- ja energiakulud, nad ilmestavad ja mitmekesistavad maastikke ning suurendavad elurikkust. Tehismärgalade fosfori ja lämmastiku ärastamise tõhusus võib kõrgeenenud kontsentratsiooni korral isegi tõusta (Owenius and van der Nat, 2011)

Tehismärgalasüsteeme on edukalt rakendatud põllumajandusliku hajureostuse vähendamiseks paljudes riikides sh. USA-s, Prantsusmaal, Saksamaal, Skandinaavias ja Soomes, kusjuures Soomes ja Rootsis on nende rajamine seadustatud ning selleks on võimalik saada ka toetusi.

Piirangud

Avaveelise tehismärgala potentsiaali piirab asjaolu, et suurem osa äravoolu mahust ja toitainete ärakandest põllumajanduslikes valglates toimub kas talvisel või varakevadisel üsna külmal aastajal, samas kui toitainete ärastamine märgalas on tõhusam soojemal aastajal, eriti suvel. Efektiivsuse tõstmiseks tuleks seega rajada tehismärgala ette sügavamad kogumistiigid, millega pikendatakse täiendavalt vee viibeaega puhastussüsteemis jahedamal aastajal (Kadlec & Knight, 1996).

Märgala meelitab ligi veelinde, mistõttu nende sõnniku koormus lisandub põllult tulevate toitainete koormusele. Suur äravoolu varieeruvus võib põhjustada sette segunemist veega ning nende sisalduvate toitainete ärakannet. Ka võivad sesoonsed vetikate vohamised põhjustada orgaanilise aine ja toitainete ärakande suurenemist. Looduslikul teel hundinuia ja pillirooga taimestuva tehismärgala efektiivsus ei tarvitse olla eriti kõrge, mistõttu võib selle protsessi suunamine olla vajalik.

Tõenäoliselt väheneb puhverdusefekt oluliselt nii väga kõrge fosfori koormuse kui ka väga madala koormuse korral. Viimane on olnud tüüpiline ka Eestis, kus uuringud on osutanud, et P kinnipidamisvõime võib olla isegi negatiivne (tehismärgala muutub ajuti pigem P allikaks), kui fosfori kontsentratsioon selle sisendis langeb alla 0,15 mgP/l (Mander ja Lõhmus, 2006). Ka võib tehismärgala fosfori koormust suurendada suvisel madalveeperioodil.

Avaveeline tehismärgalasüsteem vajab hüdrogeoloogiliselt kaitstud põhjaveega pinnast, mis suure pindala tõttu ei tarvitse olla kunstlikult rajamiseks ökonoomne. Sellegipoolest on põhjavee kaitstuse eesmärgil võimalik rajada nii vettpidavat ja tihendatud, vähemalt 30 cm paksust savipõhja või väiksemate basseinide korral ka kallimat bentoniidist põhja. Samuti on

võimalik kasutada naatriumkloriidi (söögisool) ja muid naatriumi sooli, mis seovad saviosakesi, tehes need vettpidavamaks või vettpidavaid plastikkilesid.

Loodusliku märgala asukohana sobivad eelkõige savikatel muldadel paiknevaid kasutusest välja jäetud rohumaad aga ka näiteks ammendatud freesturbaväljad. Märgalade hooldamine sisaldab kõrgemate taimede eemaldamist, eriti juhul, kui nendega kaetud basseini pindala ületab 60-80 %. See on vajalik ühtlase veevoolu tagamiseks kogu basseini piires aga ka toitainete eemaldamiseks süsteemist. Ka on vajalik korrapärane setete eemaldamine, et säilitada märgala mahtu ja vältida setete väljakannet.

Hinnang ja rakendamine Eestis

Eestis seni ühtki väga edukat avaveelise tehismärgala näidet pole. Avaveeliste süsteemide rajamine on võrreldes pinnasfiltritega oluliselt odavam (Timmusk, 2007). Samuti on nende hoolduskulud väiksemad. Eestis on avaveeliste märgalade rajamiseks sobivaks loetud isegi kuni 25% riigi pindalast (Lesta et al, 2007). Kahjuks ei lange need alad hästi kokku intensiivse põllumajandustootmise piirkondadega, kust pärineb suurem osa hajukoormusest. Näiteks, Pandivere alal on põhjavesi hüdroloogiliselt kaitsmata ja seega ka tehismärgalade rajamise potentsiaal madal.

Avaveeliste tehismärgalade rajamist põllumajanduslikele eesvooludele võiks toetada spetsiifilise meetmega järgmises Maaelu Arengukavas 2013+. See võiks olla vabatahtlik meede, mis on rakendatav mitte heas seisundis ja kaitstud põhjaveega valglates. Toetuskeemiga võiks tootjatele kompenseerida nii tehismärgala rajamise kulu kui ka saamata jäänud tulu märgala alla jäävalt maalt, kui selleks oli varem põllumajanduslikus kasutuses maa.

Kulud

Settebassein võib toimida pikka aega (20-30 aastat) eeldusel, et seda on korralikult hooldatud. Suurimad kulud on seotud selle rajamisega. Rootsisis näiteks on 835 m² suuruse settebasseini rajamise kuldena arvestatud 14 000 € (Börling, 2009), millest 16% kulus maa tasandamisele, 78% basseini kaevamisele ja 6% nõlvade stabiliseerimisele ning taimestiku istutamisele. Taanis on settebasseinide rajamise kulusid hinnatud tasemele 6 700 – 10 700 € (Jacobsen, 2009). Norra andmed ühe kilo fosfori ärastamise kuludest settebasseini rajamiseks ja opereerimiseks 77 märgala andmetele tuginedes on esitatud tabelis 6. Kulu-tulu analüüs näitab, et suuremad märgalad on üldiselt tulupõhisemad võrreldes väiksematega.

Tabel 6. Keskmised tehismärgala ehitamise ja opereerimise kulud ning kulu ühe kg fosfori ärastamiseks Norras (Hauge et al, 2008).

Pindala (m ²)	Märgalade arv	Ehituskulud (€/m ²)	Käigus hoidmise kulud (€/m ² /a)	Tulusus (€/kg vähendatud P kohta)
< 1 000	27	31	2,4	68
1 000 – 3 000	39	18	1,3	38
> 3 000	11	12	0,9	24

Viidatud allikad

- Braskerud, B.C., & Hauge, A., 2008. *Fangdammer for partikkel- og fosforrensing*. Fokus, vol 3, nr 12. Bioforsk, Ås. http://www.bioforsk.no/ikbViewer/Content/38000/Fokus_fangdammer_web.pdf
- Börling, K., 2009. *Dammar som samlar fosfor*. Jordbruksinformation 11-2010. Jordbruksverket. http://www2.jordbruksverket.se/webdav/files/SJV/trycksaker/Pdf_jo/jo10_11.pdf
- Hauge, A., Buseth Blankenberg, A-G., Stedje Hanserud, O., 2008. *Evaluering av fang-damner som miljøtiltak i SMIL*. Bioforsk Rapport Vol. 3 Nr. 140. <http://www.evalueringportalen.no/evaluering/evalueringen-av-fangdammer-som-miljotiltak-i-smil/Rapport%20Evaluering%20av%20fangdammer%20-%20Bioforsk%20Jord%20og%20Milj%C3%B8.pdf/@@inline>
- Jacobsen, J. P., 2009. *Minivådområder – små enheder med stor effekt*. Tema: Grøn Vækst 3, 2009. http://www.minivaadomraader.dk/media/Vækst_2009-3_minivådområder.pdf
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L., 1996. *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Boca Raton, 893 p.
- 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 & Health, Part A*, 40 (6-7), 1265-1279.
- Koskiaho, J., 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. *Ecological Engineering, Vol. 19, 5, 325-337*.
- Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimäki, J., Puustinen, M., 2003. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions. *Ecological Engineering* 20 (1), 89-103.
- Kosteikkojen ja laskeutuaaltaiden suunnittelu. Suomen Ympäristökeskuksen moniste 11. Helsinki 1996. 50 p.
- Lesta, M., Muring, T., Mander, Ü., 2007. Estimation of landscape potential for construction of surface-flow wetlands for wastewater treatment in Estonia. *Environmental Management*, 40 (2), 303-313.
- Mander, Ü., and Lõhmus, K., 2006. Dynamics of nitrogen and phosphorus budgets in riparian buffer zones, NJF Report, 5, 121-122.
- Tehismärgalade projekteerimisjuhend. PB Maa ja vesi. Tallinn, 2008 (käsikiri).
- Timmusk, T., 2007. Eesti Riikliku Arengukava raames maaparanduslike abinõude uuring maatulundusmaalt pärineva hajureostuse vähendamiseks. Eesti Maaülikool. Metsandus- ja maaehitusinstituut. Tartu. 88 lk.

2.3.4. Meede: Seadedreanaž (reguleeritud dreanaž)

Meetme eesmärk

Seadedreanaži oluliseks eesmärgiks on taimetoitainete väljakande vähendamine dreentud põllumaalt põhjaveetaseme reguleerimise abil. Dreenivee äravoolu reguleerimine aitab pikendada perioodi, mil mulla veesisaldus on piisav ning seeläbi mõjutada mullas aset leidvaid bioloogilisi, keemilisi ja füüsikalisi protsesse. Dreenivee äravoolu reguleerimisega on võimalik kontrollida ja ühtlustada tavaliselt väga lühikesel kevadisel lumesulaperioodil ning suuremate sademete korral aset leidvat põllu tasandil toitainete ärakannet. Üldjuhul on sellist võtet soovitatud nitraatreostuse vähendamiseks, aga uuringud on osutanud selle sobivust ka fosfori koormuse alandamiseks.

Meetme sisu

Põhjavee taseme ja kuivenduse intensiivsuse reguleerimiseks on võimalik rajada kogujakraavidele ülevoolud, dreanažikollektoritele regulaatorkaevud või teha seda vee überpumpamisega poldersüsteemides. Kõrgema põhjavee taseme korral kuivenduse mõju väheneb ja suurem osa alusmullast jääb veega küllastunuks. Suureneb vee viibeaeg mullas, mille tulemusena muutuvad olud soodsamaks protsessidele, mis soodustavad toitainete omastamist taimede poolt ning denitrifikatsiooni. Vähenev kuivenduse intensiivsus vähendab mõnevõrra summaarset äravoolu ja ühtlasi toitainete koormust keskkonda.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine Eestis	Vabatahtlik. Toitainete ärastamise eesmärgil rakendamata
Mõju erosioonile	Ei
Mõju lämmastiku ärakandele	Jah
Mõju fosfori ärakandele	Jah

Altniisutuse kasutamisel kraavis vee paisutamisega või regulaatorkaevude rajamisega väheneb äravool dreenidest perioodil, mil taimed toitaineid kasvuks vajavad ning ühes sellega väetusainete koormus kuivenduskraavi või dreenide suublale. Meedet ei ole Läänemere regiooni riikides kohustuslikult rakendatud. Vabatahtliku meetmena rakendatakse seda Soomes, kus on võimalik selleks ka toetusi saada. Ka on samalaadset meedet rakendatud Rootsis, kus käeolevaks ajaks enam toetusi sel eesmärgil ei võimaldata.

Rootsis läbiviidud katses (Wesström & Messing, 2007) alandati seadedreanaži abil N ja P koormust põllult enam kui 60%. Seadedreanaž vähendab eriti tõhusalt lämmastiku kadusid, sest veerikas alusmullas tekkivas anaeroobses keskkonnas on soodustatud denitrifikatsioon, mis viib lämmastiku lendumisele (Kalita *et al* 1993, Žou *et al* 2000, Ng *et al* 2002). Põhja-Carolinas suudeti 125 katselapp-aastal selle meetmega vähendada P kadu kuni 35% (0.12 kg/ha/a, Evans *et al.*, 1992, 1996), kusjuures varieeruvus oli küllaltki suur, sõltudes sademetest, mulla tüübist ning dreenisüsteemist ja maakasutuse intensiivsuses. Kuna vee äravool dreenist vähenes samuti 30%, siis P kontsentratsioon dreenivees oluliselt ei

muutunud. Teiste andmete kohaselt võib fosfori kontsentratsioon eesvoolus võib isegi suurened (Sanchez *et al.* 2007). Meetme mõju fosfori ärakande vähenemisele tuleb seega hinnata potentsiaalseks, sest senini ei ole selleks piisavalt teaduslikku tõestust.

Piirangud

Meedet saab rakendada eelkõige drenitud hea veeläbilaskvusega ja väikese kaldega põllumaal. Soomes soovitatakse seadedreanaži liivaka mullaga põldudele, kus maksimaalne pinna kalle ei ületa 2%. Meede ei sobi savika ega turbase pinna korral. Kuna vee äravool drenisüsteemi kaudu väheneb, võib suurened pindmine ärakanne ja toitainete leostumine sügavamale põhjavette.

Dreeniäravoolule on iseloomulik suur sesoonne varieeruvus, kus hilistalvel-varakevadel ja taas sügisperioodil võib suurenenud äravoolu tingimustes 3-4 kuu vältel minema kanduda 60-70% või isegi enam aastasest toitainete kogusest. Kuna valdaval ajal suurvee perioodil ei ole seadedreanaaziga võimalik meie tingimustes äravoolu reguleerida, ning kogu vee mass tuleb võimalikult kiiresti minema juhtida, omab äravoolu reguleerimine üldise toitainete koormuse vähenemisel suhteliselt piiratud võimalusi. Toitainete kadusid saab tõhusamalt vähendada vaid juhul, kui suurveeperioodi vett kogutakse vähemalt osaliselt selleks sobivatesse basseinidesse, kust selle edasine äravool toimub reguleeritult.

Dreenide kaudu ärakantava fosfori üldkoormust mõjutab äravoolu reguleerimine vaid tingimustes, kus settekaevu kogunenud sete koos fosforiga regulaarselt eemaldatakse. Fosfori ärakande vähenemine leiab meie tingimustes aset eelkõige vee äravoolu reguleerimise kaudu sügisel pärast saagi koristamiset. Kevadine vee äravoolu pidurdamine ei ole otstarbekas põllutööde õigeaegse tagamise tõttu.

Parim tulemus väljakande vähenemise poolest võib kõrge veetaseme ja liigniiskuse tõttu tihti kaasa tuua saagi vähenemise. Ühe probleemina on välja toodud ka kasvuhoonegaaside (N₂O) emissiooni suurenemine sellise meetme rakendamisel. Ka ei tarvitse põllumajandustootjad olla huvitatud täeindavast kohustusest veetaseme reguleerimisel. Selleks on olemas ka automaatlahendused, mida praktikas siiski kasutatud ei ole.

Hinnang ja rakendamine Eestis

Eestis ei ole drenivee äravoolu sel moel reguleerimist eraldi meetmena rakendatud ja ka vastavasisulised uuringud puuduvad. Sellegipoolest tuleb seadedreanaži hinnata kui suure potentsiaaliga meedet nii lämmastiku kui fosfori hajukoormuse vähendamiseks eelkõige liivasema pinnasega ja tasaselt drenitud põllumaal. Eriti huvipakkuv on see põllumajandusmaa puhul, mis kannatab suvise liigkuivuse käes. Seega võimaldaks meetme rakendamine saagikuse tõstmist osadelt põldudelt, millega tagatakse tootjale kõrgem sissetulek ning väheneb vajadus intensiivistada tootmist mujal.

Sellest tulenevalt võiks kaaluda seadedreanaži rakendamist vabatahtliku meetmena ja pilootprojektina Maaelu Arengukava 2013+ keskkonnameetmete hulgas. Kuna seadedreanaž võib juba ehitusaastal potentsiaalselt saagikust suurendada, siis võib piisavaks motivatsiooniskeemiks osutada juba ehitusmaksumuse osaline katmine toetuskeemist.

Eestis on seni altniisutuse ja seadedreanaži käigus veetaseme reguleerimiseks kasutatud seitset erinevat tüüpi rajatisi (Põllumajandusministeerium, 2010, 24 lk):

1. Šandooridega pais eesvoolukraavis;
2. Šandooridega kaev truubil;
3. Kummikiilsiber dreanažikollektoril;
4. Ülevooluga kummikiilsiber dreanažikollektoril;
5. Põhjaklapiga kaev dreanažikollektoril;

6. drenaazikollektoril kaevus siibrikujuline plaat
7. drenaazikollektoril kaevus elastne lõõtsasarnane toru äravoolul;

Projekteerimisjuhendis on kehtestatud nõue mille kohaselt seadedrenaaz peab võimaldama hoida veetaset 30– 50 cm sügavusel (Põllumajandusministeerium, 2010).

Viidatud allikad

Evans, R.O., Parsons, J.E., Stone, K., Wells, W.B., 1992. Watertable management on a watershed scale. *J. Soil Water Conserv.* 47, 58–64.

Evans, R., Gilliam, J.W., Skaggs, W., 1996. North Carolina Cooperative Extension Service. Publication Number: AG 443.

Kalita P. K., Kanwar R.S., 1993. Effect of Water-table Management Practices on the Transport of Nitrate-N to Shallow Groundwater. *Transactions of the ASAE.* Vol. 36.No. 2: 413-422.

Ng, H.Y.F., C.S. Tan, C.F. Drury, J.D. Gaynor. 2002. Controlled drainage and subirrigation influences tile nitrate loss and corn yields in a sandy loam soil in Southwestern Ontario. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 90 (2002) 81–88

Põllumajandusministeerium, 2010. MEETME 1.8 RAAMES RAJATUD

Maaparandussüsteemi keskkonnarajatiste efektiivsuse selgitamine. Eesti Maaülikool, 24 lk.

Žou, X., Madramootoo, C.A., MacKenzie, A.F., Kaluli, J.W., Smith, D.L., 2000. Corn yield and fertilizer N recovery in water-table-controlled corn–rye-grass systems. *European Journal of Agronomy* 12 (2000) 83–92

Timmusk, T., 2007. Eesti Riikliku Arengukava raames maaparanduslike abinõude uuring maatulundusmaalt pärineva hajureostuse vähendamiseks. Eesti Maaülikool. Metsandus- ja maaehitusinstituut. Tartu. 88 lk.

Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Øygarden, L. and Stenberg, M., 2010. Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: A Scandinavian review. *Soil Use Manage.* 26: 94-107.

Wesström, I & Messing, M., 2007. Effects of controlled drainage on N and P losses and N dynamics in a loamy sand with spring crops. *Agricultural Water Management* Vol. 87, 3, 229-240.

Sanchez, C., Matramootoo, C., Stämpfli, N., 2007. Water table management impacts on phosphorus loads in tile drainage, *Agricultural Water Management, Agricultural Water Management, Volume: 89, Issue: 1-2, 71-80.*

2.3.5. Meede: Talvine taimkate

Meetme eesmärk

Talvine taimkate stabiliseerib mulda taimejuurte ja nendega seotud seeneniidistiku abil, takistades vee- ja tuuleerosiooni ning toitainete ärakannet põllult talve ja varakevade perioodil, mil see on eriti intensiivne nii pindmise äravoolu kui ka leostumise kaudu. Kevadine toitainete omastamine taimede poolt algab varem, mis samuti vähendab lämmastiku koormust põllult.

Meetme sisu

Meetme rakendamise peamiseks eesmärgiks on toitainete, eelkõige lämmastiku kadude vähendamine põllumaalt, milleks on erinevaid võimalusi. Üheks selliseks on ka sügiskünni edasilükkamine kevadeni. Sobivaks lahendusteks on aga ka taliviljade või haljasväetistaimede kasvatamine. Kõikidel nendel juhtudel välditakse talvist musta kesa, kusjuures erosiooni vähenemine on enamasti vaid positiivne kõrvalefekt.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine Eestis	Vabatahtlik (NTA-I kohustuslik)
Mõju erosioonile	Jah
Mõju lämmastiku ärakandele	Jah
Mõju fosfori ärakandele	Jah

Kui saagikoristuse järel taimejuured terveks jäetakse, seovad need paremini mulda ja hoiavad ära mullaosakeste erosiooni. Sarnase efekti annab haljasväetistaimede või talivilja külv sügisel. Talvine taimkate vähendab erosiooni sademe- ja lumesulavee tõttu talveperioodil. Lisaks aitab see parandada mulla struktuuri, suurendades orgaanilise aine sisaldust mullas, mis omakorda vähendab selle mudastumist. Erosiooni pidurdamine vähendab mullaga seotud toitainete ärakannet. Talvine taimkate võib vähendada erosiooni 10–40% võrra ning suure ja keskmise erosiooniriskiga põllumaadelt isegi 50 – 75 % (Lundekvam, 1997).

Meedet rakendatakse ühel või teisel moel kõikides Läänemere äärsetes riikides välja arvatud Leedu, kusjuures Rootsis, Poolas ja Lätis on see kohustuslik ja reguleeritud seadusega, samas on võimalik saada ka toetusi meetme kasutamiseks nii nagu ka Saksamaal, kus see on vabatahtlik meede ja Soomes.

Piirangud

Kevadkünniks sobilik aeg on sageli lühike, põllud võivad olla liigniisked, mistõttu kevadkünn võib muuta ja rikkuda mulla struktuuri paljudeks aastateks või lükkub see hilisemale ajale (Riley *et al.*, 2005). Seetõttu ei ole sügiskünnist loobumine ja edasilükkamine kevadeni alati ja igal pool otstarbekas, mistõttu soovitatakse meedet kasutada eelkõige savikatel, peene tekstuuriga muldadel, kus mulla täiendava kokkupressimise ja struktuuri rikkumise oht on

kevadkünni tõttu väiksem. Talivilja korral ei ole see aspekt oluline. Pealegi võib teatavates tingimustes kevadkünn P ja ka N kadu põllult isegi suurendada (Riley *et al.*, 2005).

Hinnang ja rakendamine Eestis

Praegu rakendatakse talvise taimkatte nõuet valdavalt vabatahtliku meetmena Maaelu Arengukava Keskkonnasõbraliku Majandamise (KSM) toetuskeemi kaudu, mille järgi vähemalt 30% toetusõiguslikust maast peab 1. novembrist kuni 31. märtsini olema toitainete leostumise vältimiseks põllumajanduskultuurist koosneva talvise taimkatte all (Põllumajandusministeerium, 2010). Meetme rakendamine on Veeseaduse kohaslt kohustuslik nitraaditundlikul alal, kus vähemalt 30 protsenti tootja kasutatavast haritavast maast peab 1. novembrist kuni 31. märtsini olema kaetud taimkattega, millest 1/3 võib asendada teravilja-, rapsi- või rüpsipõhu sügisese sissekänniga.

Eestis on talvise taimkatte meetmel lisaks nitraaditundlikule alale suurem potentsiaal eelkõige erosioonitundlikes suurema nõlvakaldega piirkondades või seal kus on suured põllumassiivid. Erodeerunud ja erosioonihuga mullad moodustavad siiski vaid 3,1% Eesti põllumajandusmaast (Kokk, 1995), mis on suhteliselt tagasihoidlik võrreldes näiteks EL riikide vastava keskmise näitajaga, mis on 17%. Vee-erosioonist on enim ohustatud põllumaa, kus nõlva kalle ületab 10%, kuid see moodustab vaid kuni 10000 ha, ehk vähem kui 2% haritavast maast. Künnumaadel, mille kalle ületab 2-3° on erosioon tavaline, mistõttu on vee-erosioonist ohustatud eelkõige kõrgustike piirkonnad. Samas on ulatuslike Haanja ja Otepää põllumaade kasutusest väljalangemise ning metsastumise või tekkinud rohukamara tõttu vee-erosioon nendel künkliku reljeefiga aladel tõenäoliselt niigi vähenenud.

Üheks võimaluseks oleks täpsemalt kaardistada erosioonitundlikud piirkonnad ning rakendada seal järgmise Maaelu Arengukava programmeerimisperioodil 2013+ täiendavat talvise taimkatte meetet, tehes selle Ühtse Pindalatoetuse saamisel kas kohustuslikuks või siis suurendada talvise taimkatte alla mineva maa osakaalu KSM skeemi juures 30%-lt suuremaks, mida on võimalik toetada kui täiendavat vabatahtlikult rakendatavat meetet. Praeguses MAK-is puudub meede, mis toetaks künnmise edasilükkamist sügisest kevadesse, ilma sügisel sobivat kultuuri külvamata. Niisuguse võimaluse võiks aga järgmisel programmeerimisperioodil luua, võimaldades seega valutult suurendada praegust 30% talvise taimkatte nõuet.

Viidatud allikad

Kokk, R., 1995. Muldade jaotumus ja omadused. XIII Mullastik. Eesti loodus. Koost A. Raukas, 430-439.

Lundekvam, H., 1997. Studies on erosion, runoff, P-loss and N-loss in lysimeter and field studies. Jordforsk Report No 6/97, pp 69.

Põllumajandusministeerium, 2010. Eesti Maaelu Arengukava 2007 – 2013.

Riley, H.C.F., Bleken, M.A., Abrahamsen, S., Bergjord, A.K. & Bakken, A.K., 2005. Effects of alternative tillage systems and soil quality and yield of spring cereals on silty clay loam and sandy loam soil in the cool and wet climate of central Norway. Soil and Tillage Research, 80, 79–93.

Timmusk, T., 2007. Eesti Riikliku Arengukava raames maaparanduslike abinõude uuring maatulundusmaalt pärineva hajureostuse vähendamiseks. Eesti Maaülikool. Metsandus- ja maaehitusinstituut. Tartu. 88 lk.

2.3.6. Meede: Fosfori indeksi rakendamine

Meetme eesmärk

Fosfori kumuleerumine mulla ülemises horisondis kuni 3 cm paksuses kihis on tegur, mis oluliselt mõjutab fosfori ärakande potentsiaali. Mulla fosfori sisalduse kriitilise taseme ületamisel toimub suure tõenäosusega selle väljaleostumine (Heckrath et al., 1995). Seda on kinnitanud paljud uuringud, mis toovad välja lineaarse seose mulla P sisalduse ja lahustunud P kontsentratsioonide vahel mullas (Sharpley et al., 1993; Sharpley, 1995; Pote et al., 1996; Pote et al., 1999; Sims et al., 2000; Sims, 2000). Sellegipoolest ei ole ainuüksi mulla fosfori sisalduse andmetele tuginedes võimalik otseselt hinnata fosfori ärakande riski, kuna oluline roll on ka vee äravoolutingimustel (Coale, 2000; Daniel et al., 1998), erosiooniprotsessid on juhuslikud ning palju sõltub põllu konfiguratsioonist ning asendist kuivendussüsteemi suhtes (Heathwaite et al., 2000). Ka on mullas leiduva fosfori kaod paljuski määratletud põllumajanduspraktikatega nt. sõnniku ja mineraalväetiste laotamisega ja mulla harimisega. Seetõttu võib olla üsna keeruline omavahel seostada kasutatavate väetiste, sõnniku või muu orgaanilise materjali koguseid ja P ärakannet mullast veekogumitesse (Sims et al., 2000).

Eelpoolkirjeldatud metodoloogilisi keerukusi arvesse võttes kirjeldasid Lemunyon ja Gilbert (1993) fosfori indeksi, mis arvestab nii mullatingimusi, reljeefi kui ka põllumajanduspraktikaid fosfori ärakande potentsiaali hindamiseks. Fosfori indeks abil on võimalik hinnata fosforikadude suhtelist riski põllult või ka suurematest üksustest tuginedes suhteliselt kergesti kättesaadavale informatsioonile. Meede on täienduseks põlluraamatute kasutamisele ja toitainete bilansi meetmele, eelkõige nn riskipiirkondades, kus loomühikute kontsentratsioon on kõrge, erosiooni tõttu on fosfori ärakande risk suurem või on tegemist savimuldade levikualaga. Seega ei ole meede rakendamiseks otstarbekas kogu riigi põllumajandusmaal. Ametlikult kehtestatud fosfori indeksi kasutamist kõikides Läänemere riikides on soovitatud BALTIC SEA 2020 aruandes (2011), eelkõige kui eeldust suurtele loomakasvatusefarmile keskkonnaloa saamiseks.

Meetme sisu

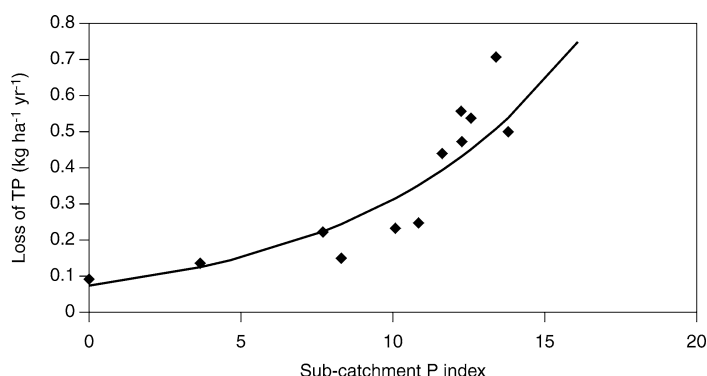
Indeksi näol on tegemist empiirilise mudeliga, millega summeritakse erinevad riski parameetrid üheks riski teguriks, mida saab kasutada valiku tegemisel erinevate maaharimisvõtete seast ning optimaalse väetustaseme selgitamisel. Indeksi arvutamiseks on üldjuhul vaja andmeid uuritava põllu mulla lõimisest ja fosfori sisaldusest, mineraal- ja orgaaniliste väetistega lisatavast fosfori kogusest, väetise laotamise viisist ja sõnniku tüübist, erosiooni riskist (põllu kaldest) ning põllu kaugusest lähima pinnaveekoguni ning puhvervööndi omadustest veekogu kallastel. Väljundina on võimalik hinnata ärakande potentsiaali nii pindmise äravooluna kui ka läbi mullakihi leostununa. P indeksi skaala võib varieeruda näiteks 0-st kuni 5-ni (Iowa) või 0-st kuni 100-ni (Taani).

Meetme tõhusa rakendamise eelduseks on ametlikult kehtestatud standardid eri tüüpi sõnnikule, mis on aluseks P-indeksi parameetrite määratlemisel.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine	Ei ole kasutamiseks saadaval
Mõju erosioonile	Jah
Mõju lämmastiku ärakandele	Ei
Mõju fosfori ärakandele	Jah

P-indeksi eesmärgiks ei ole tegelike fosforikadude selgitamine, vaid selle potentsiaali hindamine. Põhimõtteliselt on võimalik kirjeldada ka tegelikke kadusid, kui on selgitatud seos P indeksi ja fosfori ärakandeväärtuste ning nende sisalduste vahel suublaks olevas veekogus. Kõrge fosforisisaldusega muldadega pilootvalglates on P-indeksi abil olnud võimalik kirjeldada kuni 79% üldfosfori ja 83% lahustunud fosfori ärakande varieeruvusest (Sharpley et al., 2001). USA-s Nebraskas on pilootuuringute käigus leitud suhteliselt hea seos ($R^2 = 0.7$) üldfosfori ärakande ja P-indeksi väärtuste vahel (Eghball and Gilley, 2001). Kagu-Norra valglas tehtud uuringud näitasid suhteliselt head korrelatsiooni ($R^2 = 0.66$) jõevee P sisalduse ja valgla põldude keskmise P-indeksi vahel, kusjuures suurim määramatus seose kirjeldamisel oli alamvalglas, kus fosfori kadu oli kõige väiksem. Hea seos valgla P-indeksi ja fosfori ärakande vahel on leitud ka Taani vastavates uuringutes (Joonis 1).



Joonis 1. Üldfosfori ärakande ja valgla P-indeksi seos Taanis teostatud uuringute alusel (Andersen and Kronvang, 2006).

P indeksi fosfori ärakande potentsiaali hindamiseks kasutatakse valdavas osas USA osariikides ning seda on hakatud üha laialdasemalt rakendama ka näiteks Põhjamaade põldudelt fosfori ärakande riski hindamiseks. Senised prototüübid on kas eksperimentaalsed või arendatud eelkõige hariduslikke eesmärke silmas pidades ning on põllumajandustootjatele rakendamiseks vabatahtlikud. Tabelis 7 on esitatud koondülevaade P-indeksi kasutamise kohta Läänemere regioonis. Ametlikult kasutab P-indeksi sarnast meetodikat ainult Saksamaa, samas kui Taani, Rootsi, Norra ja Soome on selle välja arendanud ja testinud pilootaladel (Foged, 2010).

Tabel 7. Ülevaade P-indeksi kasutamisest Läänemere regioonis (Foged, 2010, täiendatud).

<i>Riik</i>	<i>Kas P- indeksit on rakendatud</i>	<i>Kasutamine</i>	
<i>Taani</i>	<i>Jah</i>	<i>Pilootvalglates. Praktikas rakendamata. Tootjad ja nõustajad pooldavad, ametkonnad võimalike kulude tõttu mitte.</i>	<i>http://np-risikokort.dk</i>
<i>Rootsi</i>	<i>Jah</i>	<i>Pilootvalglates. Praktikas rakendamata.</i>	
<i>Soome</i>	<i>Ei</i>	<i>Pilootuuringud. Riski hindamiseks on kasutatud VIHMA mudelit.</i>	
<i>Eesti</i>	<i>Ei</i>	<i>Riskialadel võimalik tulevikus.</i>	
<i>Läti</i>	<i>Ei</i>	<i>Peamine fookus lämmastikul</i>	
<i>Leedu</i>	<i>Ei</i>		
<i>Poola</i>	<i>Ei</i>	<i>Kehtivad P normid erinevatele muldadele</i>	
<i>Norra</i>	<i>Jah</i>	<i>Testitud ja loetud praktiliseks kasutamiseks sobivaks. Kasutus tootjate ja nõustajate poolt vabatahtlik.</i>	<i>http://webgis.no/pindeks</i>
<i>Saksamaa</i>	<i>(Jah)</i>	<i>Otseselt ei ole rakendatud, kuid põllumajandustootjal on kohustus põllu kohase riski hindamiseks. Fookus on kohustuslikel P-bilanssidel ja riskialade kaartidel</i>	

Rakendamine Eestis

Fosfori indeksi kasutamise eeliseks, näiteks ärakande protsesse kirjeldavate mudelite ees, on selle sisenditena vajaliku andmestiku suhteliselt lihtsam kättesaadavus põllu tasandil, millele Eesti oludes aitab kaasa põlluraamatu pidamine ning sellega kaasnev kohustus väetise kasutamise arvestuse pidamiseks ning regulaarsete mullaanalüüside tegemiseks. Eestis on fosfori indeksi rakendamine fosfori ärakande riski selgitamiseks põllu tasandil sobiv eelkõige riskipiirkondades, kus loomühikute kontsentratsioon on kõrgem, esineb kõrgenenud erosioonirisk või levivad raskemad savimullad.

Eesti muldade looduslik fosfori sisaldus on suhteliselt mitmekesine. Kõrgem on see Põhja-Eesti klindi pealsetel ja alustel muldadel, mis kokku moodustab ca 70000 ha (Kask, 1975) ning väiksem mujal Eestis. Üle poole haritavatest muldadest on üsna madala fosfori

sisaldusega, vajades P väetise lisamist. Samas on uuringud kinnitanud, et tipp-perioodil 1980-ndatel aastatel väetistega lisatud fosfori sisaldus intensiivkasutuses põllumaade muldades Järvamaal ja Raplamaal oli 1990ndate aastate lõpul endiselt suhteliselt kõrge (Haraldsen et al., 2001). Kogu Eesti haritava maa mullastikust on savised ning seega suurema soodumusega lahustumata fosfori ärakandele 5-6% (Kokk, 1995). Glei-savimullad levivad ulatuslikumalt Lääne-Eestis Pärnu ja Kasari jõe valgatal. Erodeerunud ja erosioonihuga mullad moodustavad vaid 3,1% Eesti põllumajandusmaast (Kokk, 1995). Vee-erosioonist on enim ohustatud põllumaa, kus nõlva kalle ületab 10%, ehkki see moodustab suhteliselt väikese osa, vaid kuni 10000 ha, ehk vähem kui 2% haritavast maast.

Piirangud

P-indeksi rakendamise eelduseks on ametlikult kehtiva maksimaalse lubatava fosforväetiste taseme kehtestamine. Maksimumtase lämmastik- ja fosforväetistele võib olla põhimõtteliselt kehtestatud kas:

- kui summaarne tase sõltumata väetise liigist,
- kui tase sõnnikuga antavale toitaine kogusele, millele võib lisanduda minraalväetistega antav kogus.

Eestis on üleriigiliselt ja üldiselt järgitud viimast (nii nagu ka nt. Soomes), ehkki NTA-l on piirangutena lämmastikukogustele lähtunud esimesest võimalusest. Eestis ei tohi sõnnikuga ja mineraalväetistega kokku antavate taimetoiteelementide kogus ületada kogust, mis on vajalik põllumajanduskultuuride kasvuks ja toitainete tasakaalu säilimiseks mullas ning on piiratud sõnniku osas maksimumtasemega 25 kg/P ha, millega peaks olema võimalik säilitada piisavat fosfori varu mullas. Samas võib ainuüksi sõnnikuga antavale väetisele kehtestatud maksimumtasemest lähtumine olla keskkonnakaitseliselt mittepiisav.

Meetme rakendamiseks on vaja kehtestada ja juurutada ametlik sõnniku standard, mis iseloomustab looma toodetud aastast sõnniku kogust (tonnides) ning annab teavet sõnniku koostise sh kuivaine ja toitainete sisalduse kohta. Eestis sellist ametlikku standardit kehtestatud ei ole ehkki Põllumajandusministri määrusega nr 85 on kehtestatud sõnniku koostise nõuded.

Kasutajate usaldusvääruse tagamiseks peavad P indeksid olema valideeritud ning sellega seotud ebamäärasused välja selgitatud (Foged, 2010). Seega on kasutamise eelduseks vastava rakendusuringu läbiviimine.

Hinnang

Meetme rakendamine on seni olnud ulatuslikum USA-s. Euroopa riikides on P-indeksi kasutamisse suhtunud nii põllumajandustootjate kui ka põllumajandusnõustajate poolt skeptilisemalt ning juba olemasolevaid meetmeid fosfori kadude minimeerimiseks on peetud piisavaks (BalticSea 2020, 2011). Sellegipoolest on nt. Põhjamaades P-indeksi võimalikku kasutamist rohkelt uuritud ning meetodikaid pilootaladel ka testitud. Kõige kaugemale on selles vallas jõutud Norras, aga ka Taanis, kus seda on võimaldanud põllu tasandil andmete kättesaadavus mullakvaliteedi ja erosiooniriskide kohta. Rootsis on fosfori liia vältimiseks peetud piisavaks ja tõhusaks nõudeid, millega reguleeritakse maksimaalset põllumajandusloomade arvu põllumajandusmaa hektari kohta kombineerituna lubatava P väetise kogusega.

Indeksi kasutamine vajab üsna suurt hulka sisendandmeid, milleks on vaja kasutada näiteks mullakaarti ning sobivat tarkvara. Meetme praktiline rakendamine Põhjamaades on takerdunud peamiselt põllumajandustootjate ja nõustajate kahtleva hoiaku tõttu meetme

otstarbekusest. Meetme rakendamist võiks siiski edaspidi kaaluda, kui ühte eeldust suurtele loomakasvatusfarmile keskkonna kompleksloa saamiseks.

Viidatud allikad

Andersen, H.E. and Kronvang, B., 2006. Modifying and evaluating a P index for Denmark. *Water, Air, and Soil Pollution* 174: 341–353.

BalticSea 2020, 2011. Phosphorus indices. Status, relevance and requirements for a wider use as efficient phosphorus management measures in the Baltic Sea region.

Coale, F.J., 2000. Phosphorus dynamics in soils of the Chesapeake Bay: a primer. In: *Agriculture and Phosphorus Management* (A.N. Sharpley, ed.), Lewis Publishers, Boca Raton, FL, 44-55.

Daniel, T.C., Sharpley, A.N. and Lemunyon, J.L., 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *J. Environ. Qual.* 27:251-257.

Edwards, A.C. and Withers, P.A., 2002. Policy measures to reduce phosphorus loss and site-specific environmental impacts. In: *Agricultural effects on ground and surface waters: Research at the edge of science and society*, IAHS publication no 273, 85-88.

Eghball, B. and Gilley J.E., 2001. Phosphorus risk assessment index and D.J. Nichols. 1996. Relating extractable soil phosphorus to evaluation using runoff measurements. *J. Soil Water Conserv. phosphorus losses in runoff. Soil Sci. Soc. Am. J.* 60:855–859. 56: 202–206.

Heckrath, G., Brookes, P. C., Poulton, P. R., Goulding, K. W. T., 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *J. Environ. Qual.*, 24, 904–910.

Foged, H. L., 2010. Proposal to the revision of the IPPC Directive and reference document for intensive rearing of pigs and poultry – cost-effective phosphorus management measures to reduce leaching from intensive rearing of pigs. Published by Baltic Sea 2020.

Haraldsen, T.K., Loigu, E., Iital, A. and Jansons, V., 2001. Plant nutrients in soils and cereals in Norway and Baltic countries. *Jordforsk report no. 105/01.* 22 p.

Heathwaite, A.L., Sharpley, A. and Gburek, W., 2000. A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *J. Environ. Qual.* 29, 158-166.

HELCOM, 2008. CONVENTION ON THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE BALTIC SEA AREA, 1992 (HELSINKI CONVENTION), Annex III, Criteria and measures concerning the prevention of pollution from land-based sources.

Kask, R., 1975. Eesti NSV maafond ja selle põllumajanduslik kvaliteet. 358 lk.

Kokk, R., 1995. Muldade jaotumus ja omadused. XIII Mullastik. Eesti loodus. Koost A. Raukas, 430-439.

Lemunyon, J.L. and Gilbert, R.G., 1993. The concept and need for a phosphorus assessment tool. *J. Prod. Agric.* 6, 483-496.

Pote, D.H., Daniel, T.C., Sharpley, A.N., Moore, P.A.Jr., Edwards, D.R. and Nichols, D.J., 1996. Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal.* 60:855-859.

Pote, D.H., Daniel, T.C., Nichols, D.J., Sharpley, A.N., Moore, P.A., Miller, D.M. and Edwards, D.R., 1999. Relationship between phosphorus levels in three ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *J. Environ. Qual.* 28:170-175.

Sharpley, A.N., 1993. An innovative approach to estimate bioavailable phosphorus in agricultural runoff using iron-oxide impregnated paper. *J. Environ. Qual.* 22:597-601.

Sharpley, A.N., 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *J. Environ. Qual.* 24:920-926.

Sharpley, A.N., McDowell, R.W., Weld, J.L., Kleinman, P., 2001. Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. *J. Environ. Qual.* 30, 2026–2036.

Sims, J.T., 2000. The role of soil testing in environmental risk assessment for phosphorus. Pages 57-81 in *Agriculture and Phosphorus Management*, A.N. Sharpley, ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.

Sims, J.T., Edwards, A.C., Schoumans, O.F. and Simard, R.R., 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. *J. Environ. Qual.* 29:60-71.

2.3.7. Meede: põldude lupjamine

Meetme eesmärk

Põldude lupjamine viib mulda kaltsiumit ja tõstab mulla pH-d. Selle tagajärjel muutub mulla fosfori stabiilsemaks ning väheneb risk selle kaoks keskkonda. Paremad mullatingimused võimaldavad ka kõrgemaid saake, millega viiakse põllult ära toitaineid ning nende keskkonda kaotsi mineku potentsiaal väheneb.

Meetme sisu

Lupjamine vajavad põllud, mille pH on 5,5 või alla selle. Liighappeliste muldade lupjamiseks soovitab Põllumajandusuuringute Keskus (2011) kasutada klinkritolmu normiga 1-1,5 t/ha ja eelistavalt enne rapsi külvi.

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine	Rakendatakse
Mõju erosioonile	Jah
Mõju lämmastiku ärakandele	Jah
Mõju fosfori ärakandele	Jah

Murphy & Stevens (2010) inkubeerisid katses happelisi muldi lubjaga kuni mulla pH väärtuseni vahemikus 5,8 kuni 6,8. Samadele muldadele lisati ka fosforit KH_2PO_4 lahuse kujul kontsentratsioonis 17 kg P ha⁻¹. Uuring näitas, et lubja toime mulla pH tõusule sõltub mulla puhvermahtuvusest, mis omakorda sõltub oluliselt orgaanilise aine sisaldusest. Uuring järeldas, et lupjamine töötab fosfori heite vastase meetmena efektiivselt just kõrge fosfori sisaldusega muldades. Samas on happeliste muldade lupjamine ka efektiivne saagikuse tõstmise meede (Põllumajandusministeerium, 2010), mistõttu põllult saagiga äraviidavate toitainete kogus on suurem ja selle keskkonda kadude risk väiksem.

Piirangud

Raskemetallide kõrge sisaldus nii klinkritolmus kui ka teistes lupjamine kasutatavates meliorantides on tõsine takistus põldude lupjamil (Riigi Teataja, 2005). See on ka põhjuseks, miks viimastel aastatel ei ole lupjamine ulatuslikumalt tehtud (Põllumajandusuuringute Keskus, 2011). Kuna lupjamine kulud on suured, vajab meetme rakendamine toetusi.

Hinnang ja rakendamine Eestis

Kui aastatel 1957–64 läbiviidud uuringu alusel oli põllumajandusmaast 55% happeline, siis 1984–89 aastaks oli happelise maa osakaal langenud 34%-ni (Põllumajandusministeerium, 2010). Happelise maa vähenemine saavutati lupjaminega, mille aastamaht oli vahemikus 50 000–75 000 ha. Üheksakümnendatel aastatel põllumuldade lupjamine järsult

vähenevad, mille tulemusena algas põllumajandusmaa taashapestumine. Kuigi aastatel 1998–2003 ja 2005 ning 2006 toetati osaliselt põllumaade lupjamist, ei taganud tööde maht maa taashapestumise peatumist. MAK-is 2007 – 2013 toetatakse põldude lupjamist kahes meetmes: põllu- ja metsamajanduse infrastruktuuri ja eraldi põllumajandusmaa lupjamise meetmes (Põllumajandusministeerium, 2010). Eesmärgiks on lubjata happelisi muldi 25 000-l hektaril aastas, kuid see eesmärk pole täitunud enimkasutatud meliorandi – klinkritolmu – liiga kõrge raskemetallide kontsentratsiooni tõttu (Põllumajandusuuringute Keskus, 2011). Kaltsiumivaeste ja liighappeliste põllumuldade osakaal Eestis ulatub 25-30% (Põllumajandusuuringute Keskus, 2011). Kuna lupjamist vajavad põllud, mille pH on 5,5 või alla selle, siis võiks see olla ka üheks kriteeriumiks, mille järgi lupjamistoetus abikõlblikuks kvalifitseeruks. Senine MAK toetab lupjamist eesmärgiga säilitada liighappelistel muldadel viljakust (Põllumajandusministeerium, 2010). MAK meetmete keskkonnamõju hindamise aruandes tuuakse lupjamise mõjuna esile ka vee neutraalsema reaktsiooni saavutamist. Kuna täiendavalt avaldub lupjamise oluline positiivne mõju veekeskkonnale ka fosfori ärakande riski alanemises, tuleks teha jõupingutusi, et lubjata ära vähemalt see osa Eesti liighappelistest põllumuldadest, mis paiknevad fosfori ärakande riskiga valglates. Lupjamise edendamiseks tuleks eelkõige leida vähesema raskmetallisisaldusega meliorant. ning kaaluda alternatiivseid meliorante, näiteks põlevkivituha kasutamist või ka üha suuremates kogustes tekkivat biomassi tuhka (Põllumajandusuuringute Keskus, 2011). Samas tuleb silmas pidada, et ka nende tuha puhul võib samuti ülemäärane raskemetallisisaldus takistuseks osutada. Juriidiliseks takistuseks on asjaolu, et puutuhk on enamasti lubiväetisena registreerimata. Selle toetusõiguslikuks kasutamiseks tuleb see takistus ületada. Kuna põldude lupjamine on kallis investeering, siis kipuvad põllumajandustootjad seda edasi lükkama. Seega, võttes täiendavalt arvesse selle suurt potentsiaali veekogude seisundi parendamisel tuleks lupjamistoetus tõsta tasemele, mis teeb selle piisavalt atraktiivseks. Kui senine MAK lubab ühe programmiperioodi jooksul lupjamistoetust kasutada vaid üks kord, siis Põllumajandusuuringute Keskus (2011) soovib kasutada korraga suhteliselt väheseid lubimaterjalide koguseid ning samas lubjata tihedamalt.

Viidatud allikad

Murphy, P.N.C. & Stevens, R.J. 2010. Lime and gypsum as source measures to decrease phosphorus loss from soils to water. *Water Air Pollut* 212: 101 – 111.

Riigi Teataja, 2005. Nõuded väetise koostisele väetise liikide kaupa. Põllumajandusministri määrus nr 23.

Põllumajandusministeerium, 2010. Eesti maaelu arengukava 2007 – 2013. 422lk.

Põllumajandusuuringute Keskus, 2011. Eesti Maaelu Arengukava 2007 – 2013 2. telje püsihindamisaruanne. Hindamisaalased uuringud ja 2. telje üldanalüüs (lühendatud versioon). Saku 2011. 279 lk.

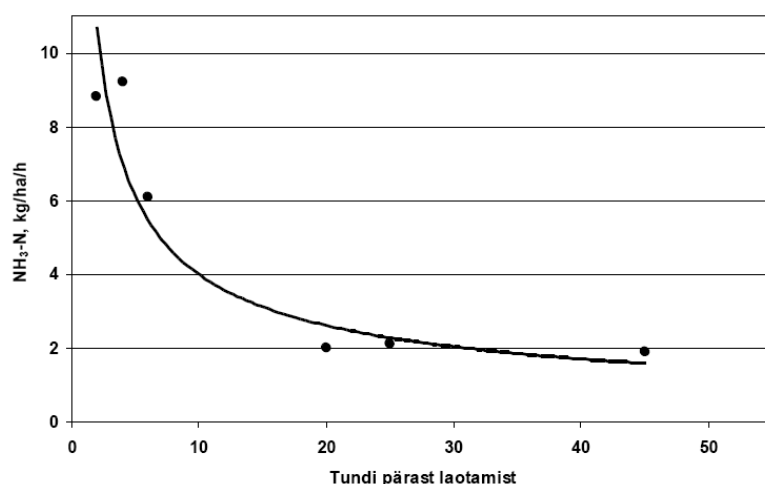
Meede 2.3.8. Parim tehnika sõnniku laotamiseks (Sõnniku viimine otse mulda).

Meetme eesmärk

Üldiseks eesmärgiks on sõnniku toitainete taimedele paremini kättesaadavaks tegemine ja efektiivsema kasutamine, mis võimaldab tagada paremat kultuuride saagikust ning vähesemat vajadust täiendava mineraalväetise järele.

Meetme sisu

Vedelsõnniku laotamisel kasutatakse tehnoloogiat, mis võimaldab sõnniku suunata otse mulda. Seeläbi väheneb tõenäosus, et osa toitainetest kantakse minema pindmise ärakandega lähemasse pinnaveekogusse ning osa lämmastikust läheb $\text{NH}_3\text{-N}$ emissioonina kaotsi atmosfääri (Joonis 2). Ka väheneb toitainete parema omastamise tõttu tõenäosus lämmastiku leostumiseks juurestikuvööndist sügavamale põhjavette.



Joonis 2. $\text{NH}_3\text{-N}$ emissioon veiste vedelsõnnikust (P. Viil)

Mõju ja rakendamine

Tüüp	Tehniline meede
Senine rakendamine	Osaliselt rakendatakse
Mõju erosioonile	Jah (sõnniku ärakanne)
Mõju lämmastiku ärakandele	(Jah)
Mõju fosfori ärakandele	Jah

Daverede et al. (2004) katses vähendas USA-s laotamise asemel vedelsõnniku otse mulda viimine eesvoolus P sisaldust 82%. Uusi-Kämpä & Heinonen-Tanski (2008) katses Soome pikaajalisel rohumaal vähendas vedelsõnniku otse mulda viimine P koormust 79 – 86%. Pote et al. (2003) katses USA-s vähendas kanasõnniku otse mulda viimine P koormust 85 – 95%.

Aastal 2006 näitasid nad ka, et mineraalväetise otse mulda viimine vähendas P kadusid 90%. Uurimused osutasid ka, et toitainete kadude vähenemise tõttu suureneb saagikus.

Hinnang ja rakendamine Eestis

Meetme rakendamisel on Eestis suur potentsiaal, ellkõige piirkondades mida tuleb hinnata fosfori riskiga aladeks, kus loomühikute arv ja laotamist vajava vedelsõnniku kogus on suur või on tegemist kallakuga põllumassiividega, mille korral võib toimuda sõnniku enda ärakanne põllult.

Piirangud

Meetme rakendamine eeldab vedelsõnniku tehnoloogia kasutamist ja/või sõnniku kättesaadavust. Peamiseks piiranguks meetme ulatuslikumal kasutamisel on investeerimisvajadus sobiva sõnnikulaotustehnika muretsemisel või kulud selle rendiks.

Kirjandus

Daverede, I.C., Kravchenko, A.N., Hoef, R.G., Nafziger, E.D., Bullock, D.G., Warren, J.J., Gonzini, L.C., 2004. Phosphorus runoff from incorporated and surface-applied liquid swine manure and phosphorus fertilizer. *Journal of Environmental Quality* 33 (4), 1535–1544.

Pote, D.H., Kingery, W.L., Aiken, G.E., Han, F.X., Moore, P.A., Buddington, K., 2003. Water-quality effects of incorporating poultry litter into perennial grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 32 (6), 2392–2398.

Pote, D.H., Kingery, W.L., Aiken, G.E., Han, F.X., Moore, P.A., 2006. Incorporating granular inorganic fertilizer into perennial grassland soils to improve water quality. *Journal of Soil and Water Conservation* 61 (1), 1–7.

Uusi-Kämppä, J. & Heinon-Tanski, H. 2008. Evaluating slurry broadcasting and injection to ley for phosphorus losses and fecal microorganisms in surface runoff. *Journal of Environmental Quality* 37: 2339 – 2350.

2.4. Kokkuvõtte meetmetest

Kokkuvõtlikult on Eestis sobivad uued või ulatuslikumalt rakendamist vajavad meetmed ning eeldused nende kasutamiseks esitatud tabelis 8.

Tabel 8. Kokkuvõtte Eestis sobivatest uutest või ulatuslikumalt rakendamist vajavatest meetmetest.

Meede	Eeldused rakendamiseks	Piirangud
Toitainete bilanss	<ul style="list-style-type: none"> - Kõikjal aga eelkõige seal, kus probleemiks N reostus - Suured loomafarmid - Sobiv internetiplatvorm bilansi arvutamiseks 	<ul style="list-style-type: none"> - Eeldab head teavet sõnniku toitainete sisalduse kohta - Sobiva internetiplatvormi puudumine farmi või põllu bilansi arvutamiseks
Puhvervööndite laiendamine ja parem hooldamine	<ul style="list-style-type: none"> - Veekogumid, kus probleemiks P reostus või erosioon - Olemasolevad puhvervööndid - Suur nõlvakalle - Savikad mullad - Toetuste süsteemi olemaolu 	<ul style="list-style-type: none"> - Põllumaa pindala võimalik vähenemine - Vajab kompensatsiooni-mehhanismi
Alad, kus on soovitatav rakendada talvist taimkatet	<ul style="list-style-type: none"> - Suure pinnakaldega alad või erosioonitundlikud alad - Veekogumid, kus probleemiks P reostus - Nitraaditundlikud alad - KSM kõlvikud - Savikad mullad - Toetustesüsteemi olemaolu 	<ul style="list-style-type: none"> - Senisest ulatuslikum rakendamine vajab toetuste kasutamist
Alad, kus on soovitatav rakendada avaveelisi tehismärgalasiid	<ul style="list-style-type: none"> - Veekogumid, kus probleemiks eelkõige P reostus - Kaitstud põhjaveega alad - Savikad mullad - Kasutusest välja jäänud rohumaad - Ammendatud freesturbaväljad - Toetustesüsteemi olemaolu 	<ul style="list-style-type: none"> - Esialgne investeering kallid - Vajab hooldamist - Talvine puhastuefekt madal (eelkõige lämmastikule)
Põldude lupjamine	<ul style="list-style-type: none"> - Mullad, mille pH on alla 5,5 - Kus probleemiks P reostus - Toetustesüsteemi olemaolu 	<ul style="list-style-type: none"> - Rakendamine kulukas - P kadude vähendamiseks eeldab riskipiirkondade määratlemist - Sobiva (talutava raskmetalli sisaldusega) lubiaine puudumine - Senisest ulatuslikum rakendamine vajab toetuste kasutamist
Parim tehnika sõnniku laotamisel	<ul style="list-style-type: none"> - Suured loomakasvatusefarmid ja vedelsõnniku tehnoloogia - Kus probleemiks võimalik erosioon 	<ul style="list-style-type: none"> - Investeering tehnikasse suur - Vedelsõnniku olemasolu
P-indeksi kasutamine	<ul style="list-style-type: none"> - Esialgu rakendamine pilootaladel - Potentsiaalsed fosfori riski piirkonnad - Kõrge mulla P sisaldus - Suur nõlvakalle 	<ul style="list-style-type: none"> - Keeruline otseselt seostada tegelike P kadudega - P kadude vähendamiseks eeldab riskipiirkondade

	<ul style="list-style-type: none"> - Suured loomafarmid - Sobiv internetiplatvorm indeksi väärtuse arvutamiseks 	<ul style="list-style-type: none"> määratlemist - Eeldab head teavet sõnniku P sisalduse kohta - Eeldab teavet põllu kalde kohta - Sobiva internetiplatvormi puudumine indeksi arvutamiseks
Alad, kus on soovitatav rakendada seadedrenaazhi	<ul style="list-style-type: none"> - Esialgu rakendamine pilootaladel - Veekogumid, kus probleemiks N ja P reostus - Dreenitud põllumaal, kus on pinnase hea veeläbilaskvus ja maapinna väike kalle (< 2%) - Veekogumi valgla, kus probleemiks kevad-suvine liigkuivus - Toetustesüsteemi olemaolu 	<ul style="list-style-type: none"> - Esialgne investeering kallis - Ajakulu äravoolu reguleerimiseks - Tõhususe hinnangud meie tingimustes puudulikud

3. Prognoos hea pinnavee seisundi saavutamise kohta

Hea pinnavee seisundi saavutamise hinnang eeldab olemaoleva olukorra kaardistamist ning seniste trendide analüüsi arvestades võimalikke tegureid, mis suundumusi võiksid muuta, sh muutused sademetes ja nende sesoonses ning regionaalses jaotumuses.

Jõgede keemilise seisundi üldhinnangu alusel (Tabel 9) on halvas seisundis vaid Keila jõgi-Keila HP lõikel ning kesises seisus Väike-Emajõgi – Pikasilla, Tännassilma – Oiu, Emajõgi – Kvissentali, Keila j.- suue ning Alastvere peakraav. Põllumajandusliku maakasutuse mõju alla tuleb neist lugeda eelkõige Alastvere peakraavi (põllumajandusmaa osakaal valglas 86%) ning osaliselt ka Tännassilma – Oiu (44%), Keila j.- Keila HP (46%) lävendeid. Kõrge lämmastiku sisalduse tõttu on selle näitaja alusel halb seisund defineeritud Alastvere peakraavis ning kesine seisund veel 13 seiritava jõe osas, mille kõrgeenenud lämmastiksisaldusi on võimalik põhjendada põllumajandustootmise mõjuga. Nendeks on eelkõige Preedi-Varangu (põllumajandusmaa osakaal valglas 55%), Oostriku j. (70%), Valgejõgi-Porkuni (67%), Võisiku pkr (47%), Räpu-Arkma (77%) ning Jänijõgi-Jäned (59%). Heast keemilise seisundi klassist madalamat ei esine ühelgi riikliku seire all oleval jõel, mille korral võiks põhjusena välja tuua põllumajandusliku haju- või punktreaalsete. *One out all out* meetodist lähtuvalt olukord nii hea siiski ei ole. Väga halvas seisus hapniksisalduse osas on põllumajandusmõjuga jõgedest Kunda-Lavi ja Valgejõe-Porkuni, Tännassilma - Oiu ning kesises seisundis Võisiku ning Rägina-Lätru peakraavid.

Tabel 9. 2010.a. vee kvaliteedi klassid ja nitraatlämmastiku suundumused (PÕHJA- EESTI..., 2011; Nitraaditundliku..., 2011)

	Jõgi-lävend	O ₂ %	NH ₄	N-üld	P-üld	Üld-seisund	NO ₃ -N suundumus v-vähene mine, s-suurenemine
		%	mgN/l	mgN/l	mgP/l		
1	Piusa - Värska-Saatse mnt	82,3	0,12	1,01	0,058	23	
2	Võhandu - vv. Vagulast	82,6	0,04	1,20	0,034	25	S
3	Võhandu - Himmiste.	69,9	0,21	0,97	0,063	22	S
4	Võhandu – allpool Räpinat	65,0	0,18	1,20	0,070	22	
5	Väike-Emajõgi - Tõlliste	68,6	0,18	1,59	0,052	21	
6	Väike-Emajõgi - Pikasilla	49,3	0,13	1,49	0,053	19	
7	Õhne – allpoot Suislepat	68,4	0,16	1,46	0,041	23	
8	Õhne – ülalpoot Tõrvat	82,9	0,14	1,07	0,040	24	V
9	Tarvastu - suue	72,0	0,23	2,20	0,041	23	
10	Tännassilma - Oiu	36,8	0,27	2,21	0,056	18	S
11	Emajõgi – Rannu-Jõesuu	83,8	0,20	1,39	0,033	23	
12	Emajõgi - Kvissental	48,8	0,17	1,32	0,032	20	S
13	Emajõgi - Kavastu	55,4	0,26	1,85	0,053	19	S
14	Pedja -Jõgeva SAJ	66,1	0,12	3,23	0,028	21	S
15	Pedja - Tõrve	72,1	0,09	2,60	0,034	24	S
16	Preedi - Varangu	60,8	0,07	3,60	0,017	22	
17	Põltsamaa - Rutikvere	61,6	0,12	3,55	0,020	21	
18	Mustjõgi - Tulijärve		0,36	1,90	0,056	15	
21	Linnusaare oja		0,19	0,73	0,016	19	
22	Oostriku j.	72,1	0,07	4,23	0,019	23	
23	Porijõgi - Reola	82,2	0,12	1,54	0,038	23	
24	Ahja - Kiidjärve	81,4	0,13	1,52	0,040	23	S

25	Ahja -Lääniste	59,4	0,12	1,56	0,058	20	S
26	Kääpa – Kääpa HP	50,8	0,21	1,59	0,038	21	S
27	Avijõgi - Mulgi	76,5	0,05	3,00	0,028	24	
28	Rannapungerja -Roostoja	76,8	0,09	1,17	0,034	25	
29	Tagajõgi - Tudulinna	75,4	0,01	1,15	0,064	24	V
30	Alajõgi -Alajõe	68,4	0,14	1,11	0,046	24	V
31	Narva - Vasknarva	72,4	0,03	0,86	0,045	22	
32	Narva - Narva	76,6	0,04	0,94	0,041	22	V
33	Pühajõgi suudmes	77,6	0,27	1,31	0,062	23	V
34	Purtse - suudmes	73,1	0,09	1,55	0,033	24	
35	Kunda - Lavi allikad	15,3	0,02	0,44	0,011	21	
36	Kunda - suue	77,6	0,07	2,61	0,046	24	
37	Seljajõgi suudmes	73,1	0,23	4,97	0,088	20	S
38	Loobu - suue	87,2	0,06	2,89	0,037	24	S
39	Valgejõgi - Porkuni	30,8	0,15	3,64	0,023	18	
40	Valgejõgi - suue	90,4	0,04	1,93	0,038	24	
41	Pudisoo - Pudisoo HP	89,1	0,05	1,00	0,075	24	
42	Jägala - suue	79,1	0,10	2,37	0,054	22	
43	Leivajõgi - Pajupea HP	55,1	0,42	4,72	0,050	19	S
45	Vääna - suue	64,7	0,24	3,07	0,098	18	
46	Keila - Keila HP	86,6	0,21	2,91	0,132	18	S
47	Keila - suue	92,2	0,28	2,70	0,102	19	
48	Vihterpalu - Vihterpalu HP	74,4	0,08	1,94	0,043	24	S
49	Kasari - Kasari HP	74,7	0,05	1,88	0,038	24	
50	Velise - Valgu HP	88,5	0,03	1,07	0,015	25	V
51	Pärnu - Tahkuse HP	68,4	0,05	2,30	0,026	23	S
52	Pärnu -Oore HP	73,2	0,04	1,93	0,033	24	S
53	Vodja - Vodja HP	65,6	0,02	2,08	0,020	23	
54	Navesti - Aesoo HP	74,9	0,05	1,98	0,036	24	
55	Saarjõgi - Kaansoo HP	71,3	0,04	1,48	0,026	25	S
56	Halliste - Riisa HP	49,0	0,03	1,40	0,036	23	
57	Reiu - allp. Lähkmat	75,7	0,04	1,23	0,038	25	
58	Sauga - Nurme	69,1	0,05	2,17	0,051	23	S
59	Pirita - Lukati sild	84,9	0,10	2,38	0,045	23	
60	Mustajõgi	68,1	0,23	2,10	0,024	22	
61	Võisiku peakraav	56,9	0,11	3,05	0,021	20	
62	Räpu - Arkma	72,1	0,12	4,44	0,035	22	S
63	Rägina-Lähtru	58,2	0,02	2,23	0,040	22	S
64	Jänijõgi	82,9	0,12	5,85	0,024	22	
65	Alastvere peakraav	64,8	0,20	7,39	0,029	20	
66	Võhandu - Kärgula	83,3	0,08	0,73	0,026	25	
67	Kullavere - Omedu	67,6	0,12	2,22	0,034	22	
68	Rannapungerja - Lemnaku	72,7	0,03	1,07	0,043	25	
69	Mustjõgi - Tsiirgumäe	72,5	0,14	0,90	0,049	24	

Nitraatlämmastiku trendi uuringud, kasutades Mann-Kendall testi, näitavad et 1992 aasta järgselt on 56 uuritud Eesti jõe seirelävendist seitsmes (Piusa, Öhne-Roobe, Tagajõgi-Tudulinna, Narva-Narva, Alajõgi, Pühajõgi, Velise) olnud iseloomulik statistiliselt oluline langev trend ja 17 lävendis tõusev trend (Nitraaditundliku..., 2011, Tabel 9 ja 10). Ülejäänud jõgedes statistiliselt olulist nitraatlämmastiku sisalduse kasvavat või kahanevat trendi ei täheldatud. Nitraaditundliku ala vooluveekogudest on statistiliselt oluline kasvav trend vaid Pedja jões, ehkki vooluhulgaga korreleerituna ei ole trend ka siin oluline. Ka Põltsamaa ja

Oostriku jões on täheldatav tõusutrend ehkki statistiliselt mitteoluline. Tähelpanuväärne on oluline tõusutrend kahes põllumajanduslikus väikevalglas (Räpu ja Rägina), kusjuures Räpu jõe keemiline seisund lämmastiku sisalduse alusel on juba hinnatud kesiseks (Tabel 9) .

Tabel 10. Ühe muutujaga Mann-Kendall test nitraatlämmastiku sisalduse trendi selgitamiseks Eesti jõgedes (Rasvaselt on tulemused mis on statistiliselt olulised: p väärtus < 0,05, kahepoolne test)

Jrk	Jõe nr	Jõgi	Lävend	Aastad	MK Stat	p väärtus
1	1	Piusa	Värsksa-Saatse mnt	1992-2009	-0.69	0.246
2	2	Võhandu	Vagula vv Tartu-Võru	1992-2009	2.80	0.003
3	3	Võhandu	Himmaste	1992-2009	2.64	0.004
4	4	Võhandu	Räpina	1992-2009	1.10	0.135
5	5	Väike-Emajõgi	Tõlliste	1992-2009	0.01	0.495
6	6	Väike-Emajõgi	Pikasilla sild	1992-2009	-0.20	0.422
7	7	Õhne	allpool Suislepat	1992-2009	-0.29	0.388
8	8	Õhne	Roobe sild	1992-2009	-1.84	0.033
9	9	Tarvastu	Ülalpool Põdraoja	1992-2009	0.10	0.459
10	10	Tänassilma	Oiu	1992-2009	2.08	0.019
11	11	Emajõgi	Rannu-Jõesuu	1992-2009	0.99	0.162
12	12	Emajõgi	Tartu (Kvissentali)	1992-2009	1.27	0.102
13	13	Emajõgi	Kavastu	1992-2009	2.29	0.011
14	14	Pedja	Jõgeva sordiaretusjaam	1992-2009	2.21	0.014
15	15	Pedja	Tõrve	1992-2009	2.40	0.008
16	16	Preedi	Varangu	1992-2009	-0.17	0.434
17	17	Põltsamaa	Rutikvere	1992-2009	0.82	0.206
18	18	Mustjõgi	Tulijärve	1994-2009	0.87	0.193
19	22	Oostriku	Oostriku	1994-2009	0.93	0.175
20	23	Porijõgi	Reola	1992-2009	1.55	0.060
21	24	Ahja	Kiidjärve	1992-2009	3.04	0.001
22	25	Ahja	Lääniste sild	1992-2009	2.47	0.007
			Kose paisjärve			
23	26	Kääpa	väljavool	1992-2009	1.64	0.051
24	27	Avijõgi	Mulgi HP	1992-2009	0.58	0.282
			Iisaku- Avinurme			
25	28	Rannapungerja	(Roostoja)	1992-2009	-0.34	0.366
26	29	Tagajõgi	Tudulinna	1992-2009	-2.49	0.006
27	30	Alajõgi	Alajõe HP	1992-2009	-1.74	0.041
28	31	Narva	Vasknarva HP	1992-2009	-0.72	0.237
29	32	Narva	Narva	1992-2009	-2.19	0.014
30	33	Pühajõgi	suue	1992-2009	-3.22	< 0.001
31	34	Purtse	suue	1992-2009	0.93	0.176
32	36	Kunda	suue	1992-2009	0.77	0.222
33	37	Seljajõgi	suue	1992-2009	2.35	0.009
34	38	Loobu	Vihasoo	1992-2009	1.52	0.065
35	39	Valgejõgi	Porkuni	1992-2009	-0.15	0.441
36	40	Valgejõgi	suue	1992-2009	0.60	0.274
37	41	Pudisoo	Pudisoo	1995-2009	1.05	0.147
38	42	Jägala	suue (Linnamäe)	1992-2009	1.25	0.105

39	43	Leivajõgi	Pajupea	1992-2009	2.02	0.022
40	45	Vääna	suue	1992-2009	-1.56	0.059
41	46	Keila	Keila HP	1995-2009	1.44	0.075
42	47	Keila	suue	1992-2009	-0.08	0.469
43	48	Vihterpalu	Vihterpalu	1995-2009	2.02	0.022
44	49	Kasari	Kasari	1992-2009	1.47	0.071
45	50	Velise	Valgu	1993-2009	-1.90	0.029
46	51	Pärnu	Tahkuse	1992-2009	2.06	0.020
47	52	Pärnu	Oore	1992-2009	1.96	0.025
48	53	Vodja	Vodja	1992-2009	0.27	0.392
49	54	Navesti	Aesoo	1992-2009	0.29	0.385
50	55	Saarjõgi	Kaansoo	1992-2009	2.15	0.016
51	56	Halliste	Riisa	1992-2009	-0.72	0.235
52	57	Reiu	Lähkma	1992-2009	0.23	0.410
53	58	Sauga	Nurme	1992-2009	1.89	0.030
54	59	Pirita	Lükati	1997-2009	0.80	0.213
55	62	Räpu	Ärkma	1994-2009	3.27	< 0.001
56	63	Rägina	Kirna AS	1998-2009	1.66	0.048

Pikaajaline trend ei tarvitse adekvaatselt kirjeldada suundumusi lämmastiksisalduses viimastel aastatel, mil nitraadi maksimaalsed sisaldused on näiteks 2009. aastal ületanud isegi 50 mg/l ja ka keskmised kontsentratsioonid on mõnel juhul üle 25 mg/l (Tabel 11).

Tabel 11. Nitraaditundliku ala seirelävendite keskmine ja maksimaalne nitraatide sisaldus 2000-2003, 2004-2007 ja 2008-2009.

	2000-2003		2004-2007		2008-2009	
	max	kesk	max	kesk	max	kesk
Kunda allikad	6,0	3,0	5,5	2,1	6,6	3,0
Valgejõgi-Porkuni	25,1	12,0	22,4	12,5	22,8	13,1
Vodja	11,9	5,0	18,3	6,3	15,5	7,6
Pedja	19,2	9,7	20,1	10,0	20,4	13,2
Preedi	18,7	14,8	22,4	15,0	23,0	17,7
Oostriku	18,7	16,2	19,7	16,6	28,8	19,5
Võisiku	24,2	9,3	29,7	13,7	27,5	17,4
Põltsamaa	16,5	10,1	18,7	11,4	20,4	14,0
Jänijõgi	25,0	16,6	39,9	21,7	46,1	31,6
Alastvere	29,5	23,2	79,1	30,6	50,9	38,9
Kõik NTA seirejõed	29,5	11,3	79,1	14,9	50,9	17,6

Nitraadisisalduse keskmised väärtused 2010. a. ületasid 20 mg/l taset Alastvere peakraavis ja Jänijõe-Jäneda seirelävendis ja olid vahemikus 10-20 mg NO₃/l enamasti praeguse NTA piirest lähtuvates jõgedes. Talvised NO₃ sisaldused olid kõrged (>30 mg NO₃/l) Alastvere peakraavis ja jäid 20-30 mg/l piiresse Jänijõe, Valgejõe-Porkuni, Oostriku lävendites ning Seljajões.

NTA seirelävendites on nitraatide sisaldus viimastel aastatel ka kasvanud. Kui 2000-2003 oli kõigi NTA lävendite keskmine nitraatide sisaldus 11,3 mg NO₃/l, siis 2008-2009 oli vastav väärtus juba 17,6 mg NO₃/l, ületades Alastveres ja Jänijões sihtarvu 25 mg/l. Enamikes

nitraaditundliku ala lävendites jäävad nitraadisaldused siiski reeglina alla EL soovituslikku normi (25 mg/l), kuid ületavad seda mitmel pool mujal suurema põllumajandusliku tootmisega väikevalglates. Foonijõgedes, mis otseselt ei ole mõjutatud inimtegevusest (Õhne jõgi ülalpool Tõrvet, Ahja Kiidjärve lävend, Pudisoo) oli 2009.a. talvine nitraatide sisaldus samas vaid 3,1-7,5 (Ahja) mg/l.

Jõgede fosfori sisalduse suundumuste analüüs näitab, et uuritud 53 seirelävendis on langev trend 13 ja tõusev trend 7 lävendis (lital et al, 2010). Ülejäänud 33-s lävendis mingit statistiliselt olulist suundumust ei täheldatud (Tabel 12). Tõusvat trendi täheldati nii tihedama asustuse ja uõlatuslikuma põllumajandusliku maakasutusega valglates kui ka looduslikes valglates, nii suurtes kui väikestes.

Tabel 12. Ühe muutujaga Mann-Kendall test üldfosfori sisalduse trendi selgitamiseks Eesti jõgedes (Rasvaselt on tulemused mis on statistiliselt olulised: p väärtus < 0,05, kahepoolne test) (lital et al., 2010).

Station number	Sampling site	Years monitored	Total P	
			MK-stat	P-value*
1	Alajõgi-Alajõe	1984-2006	2.74	0.006
2	Ahja-Kiidjärve	1985-2006	-0.24	0.812
3	Põltsamaa-Rutikvere	1986-2006	-1.30	0.194
4	Rannapungerja-Roostoja	1992-2006	2.04	0.042
5	Emajõgi-Jõesuu	1987-2006	-1.23	0.219
6	Võhandu-Räpina	1986-2006	-0.88	0.377
7	Võhandu-Himmiste	1991-2006	-2.02	0.043
8	Tänassilma-Oiu	1986-2006	-2.69	0.007
9	Piusa-Korela	1992-2006	0.35	0.727
10	Avijõgi-Mulgi	1992-2006	0.34	0.730
11	Tagajõgi-Tudulinna	1992-2006	0.82	0.413
12	Kääpa-Kose	1986-2006	-0.69	0.489
13	Tarvastu-Põdraoja	1986-2006	-2.73	0.006
14	Pedja-Jõgeva	1986-2006	1.32	0.188
15	Pedja-Tõrve	1986-2006	0.62	0.535
16	Väike-Emajõgi-Pikasilla	1986-2006	-2.91	0.004
17	Emajõgi-Tartu	1984-2006	0.75	0.454
18	Emajõgi-Kavastu	1986-2006	-1.42	0.155
19	Narva-Vasknarva	1992-2006	0.46	0.644
20	Õhne-Suislepa	1986-2006	1.49	0.137
21	Õhne-Roobe	1991-2006	1.85	0.064
22	Porijõgi-Reola	1992-2006	-1.73	0.084
23	Mustjõgi-Tulijärve	1994-2006	2.54	0.011
24	Preedi-Varangu	1992-2006	-2.39	0.017
25	Oostriku-Oostriku	1994-2006	-3.50	<0.001
26	Narva-Narva	1992-2006	-0.59	0.555
27	Vääna-mouth	1992-2006	0.51	0.608
28	Pärnu-Tahkuse	1992-2006	-2.29	0.022
29	Pärnu-Oore	1992-2006	-0.76	0.450
30	Kasari-Kasari	1992-2006	-1.78	0.074
31	Keila-Keila	1992-2006	2.44	0.015
32	Keila-mouth	1992-2006	0.35	0.730
33	Sauga-Nurme	1992-2006	-1.58	0.114
34	Pirita-Lükati	1997-2004	0.15	0.883
35	Valgejõgi-Porkuni	1992-2006	-1.84	0.066

36	Valgejõgi-suue	1992-2006	-2.79	0.005
37	Kunda-Lavi	1992-2006	-0.52	0.605
38	Kunda-smouth	1992-2006	1.64	0.101
39	Navesti-Aesoo	1992-2006	-1.27	0.204
40	Vihterpalu-Vihterpalu	1992-2006	0.45	0.656
41	Halliste-Riisa	1992-2006	-2.98	0.003
42	Purtse-mouth	1992-2006	2.04	0.042
43	Velise-Valgu	1993-2006	1.46	0.143
44	Loobu-Vihasoo	1992-2006	-2.46	0.014
45	Jägala-Linnamäe	1992-2006	2.59	0.010
46	Vodja-Vodja	1992-2006	-2.77	0.006
47	Pühajõgi-smouth	1992-2006	-3.77	<0.001
48	Leivajõgi-Pajupea	1992-2006	0.54	0.591
49	Räpu-Arkma	1994-2006	1.75	0.080
50	Pudisoo-Pudisoo	1992-2006	2.64	0.008
51	Seljajõgi-mouth	1992-2006	-1.11	0.2668
52	Reiu-Rähkma	1992-2006	-2.06	0.040
53	Saarjõgi-Kaansoo	1992-2006	-0.70	0.483

Alates 1992. a. on uuritud väikejärvede seire programmis 80 väikejärve. Neist kuut järve (Nohipalu Mustjärv, Nohipalu Valgjärv, Pühajärv, Rõuge Suurjärv, Viitna Pikkjärv ja Uljaste järv) on seiratud kogu vaatlusperioodi jooksul ning Ähijärve alates 1996. aastast ja Suurlahte 1999. aastast. Üldiselt on väikejärvede ökoloogiline seisundi suundumustes täheldatud paranemistendentsi võrreldes 1970 – 80. aastatega (<http://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/seired/>), ehkki pideva seirega on kaetud vaid loetud arv väikejärvi, mistõttu on üldjuhul trende raske esile tuua.

2009. a. 34 Eesti väikejärve uuringu tulemuste kohaselt oli võrreldes 2008. aastaga veekvaliteet Püld osas mitmes järves halvenenud (http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&progid=385362150&subprog_id=2087861886). Nüüd sisalduse poolest oli 2009. aasta sarnane eelnenud aastale. Chl-a sisaldus järgi klassifitseerus enamik järvedest "heasse" kuni "väga heasse" kvaliteeti ja vaid Vöölas oli see näitaja "väga halb". Suurtaimestiku näitajate alusel võis enamike järvede seisundit pidada "heaks".

2010. aastal uuritud 30 Eesti väikejärve, ökoloogiline seisund oli kahel järvel „väga hea“, 20 järvel „hea“ ja 8 järvel „rahuldav“ (http://seire.keskkonnainfo.ee/seireveeb/index.php?id=13&act=show_reports&subact=&prog_id=385362150&subprog_id=2087861886). Hüdrokeemiliste näitajate põhjal kuulus enamik järvi Chl-a põhjal „väga heasse“ kuni „heasse“ kvaliteediklassi. „Väga halba“ seisundiklassi kuulus Chl-a põhjal Meelva järv, „halba“ seisundiklassi Viisjaagu, Aheru ja Ördi järv. N_{üld} ja P_{üld} järgi oli seisund „kesine“ Meelva järves, N_{üld} järgi „kesine“ veel Endla, Aheru, Kirikumäe, Pabra järve ja Pullijärve seisund. Kesist“ või sellest halvemat seisundit põhjustas tavaliselt mingi looduslik mõju (kõrge veetase või järve eripära).

Enam kui 50 ha suuruste järvede ökoloogilise seisundi üldhinnang on antud 2008-2010. aasta seisuga (Tabel 13, Keskkonnateabekeskus). 68 järve on hinnatud vähemalt heas seisundis olevaks ning 34 on kas 2008-2010 aastate keskmisena või 2010. aasta seire andmete tuginedes kesises või halvas seisundis. Suundumusi seisundis esile tuua ei saa, mistõttu on eeldatud, et järvede ökoloogilist seisundit erinevatel aastatel määravad peamiselt ilmastikutingimused ning inimõju reostuse näol on suhteliselt teisejärgulisem (Ott, 2010).

Tabel 13. Enam kui 50 ha suuruste järvede seisundi hinnang (Keskkonnateabe Keskus)

Kood	Nimi	Alamvesikond	Pindala, ha	Kategooria	2008	2009	2010	Viimaste aastate koondhinnang
20756100_1	Peipsi järv	Peipsi	261100.0	looduslik		kesine	kesine	
20756100_2	Pihkva järv	Peipsi	70800.0	looduslik		halb	halb	
2083800_1	Võrtsjärv	Võrtsjärve	26901.3	looduslik		kesine	kesine	
2015410_1	Narva veehoidla	Viru	10553.6	TMV			kesine*	
2005900_1	Ülemiste järv	Harju	942.0	looduslik	halb	kesine väga		kesine
2065300_1	Saadjärv	Peipsi	724.5	looduslik	hea	hea		hea
2126100_1	Vaheaula järv	Peipsi	602.8	looduslik	kesine	hea		hea
2088610_1	Mullutu Laht	Läänesaarte	531.0	looduslik	hea			hea
2099400_1	Veisjärv	Võrtsjärve	481.1	looduslik	halb		kesine	kesine
2082300_1	Ermistu järv	Pärnu	454.4	looduslik	hea			hea
2031910_1	Paunküla Veehoidla	Harju	415.8	TMV	kesine väga	hea		hea
2088600_1	Suurlaht	Läänesaarte	412.7	looduslik	hea	hea	väga hea	väga hea
2055400_1	Kuremaa järv	Peipsi	399.6	looduslik	hea			hea
2001600_1	Kahala järv	Harju	345.6	looduslik	hea			hea
2076800_1	Karujärv	Läänesaarte	345.6	looduslik	hea väga	väga hea		väga hea
2073400_1	Tõhela järv	Pärnu	330.6	looduslik	hea		hea	hea
2105300_1	Pühajärv	Võrtsjärve	290.7	looduslik	hea	hea	hea	hea
2052800_1	Endla järv	Peipsi	285.9	looduslik	hea	kesine	hea	hea
2075500_1	Koosa järv	Peipsi	282.7	looduslik	hea			hea
2002410_1	Soodla Veehoidla	Harju	262.8	Paisjärv	hea	hea		hea
2057100_1	Kaiavere järv	Peipsi	248.0	looduslik	kesine			kesine
2136600_1	Aheru järv	Mustjõe	232.5	looduslik	hea		kesine	hea
2006030_1	Raku	Harju	229.8	TV		hea		hea
2078730_1	Undu laht	Läänesaarte	226.9	looduslik		hea		hea
2126200_1	Tamula järv	Peipsi	208.9	looduslik	kesine			kesine
2155500_1	Hino järv	Mustjõe	207.1	looduslik	hea		hea	hea
2039710_1	Sutlepa Meri	Matsalu	203.3	looduslik	hea			hea
2085400_1	Kalli järv	Peipsi	198.7	looduslik	hea			hea
2064400_1	Lavassaare järv	Pärnu	197.4	looduslik	kesine			kesine
2065200_1	Soitsjärv	Peipsi	188.9	looduslik	hea			hea
2028400_1	Veskijärv	Harju	184.2	looduslik	hea			hea
2136000_1	Ähijärv	Mustjõe	181.2	looduslik	hea	hea	hea	hea
2089700_1	Õisu järv	Pärnu	177.5	looduslik	hea			hea
2065100_1	Elistvere järv	Peipsi	169.6	looduslik	hea			hea
2001300_1	Harku järv	Harju	163.3	looduslik	kesine	halb		halb
2005910_1	Maardu järv	Harju	158.8	looduslik	kesine			kesine
2082800_1	Viljandi järv	Pärnu	139.7	looduslik	hea	hea		hea
2027900_1	Konsu järv	Viru	139.2	looduslik	hea		hea	hea

2028300_1	Tänavjärv	Harju	138.4	looduslik	hea		hea	hea
2054000_1	Kaisma järv	Matsalu	136.6	looduslik	kesine			hea
2057800_1	Kaiu järv	Peipsi	134.9	looduslik	kesine	kesine		kesine
2005500_1	Klooheaa järv	Harju	133.7	looduslik	hea			hea
2084100_1	Keeri järv	Peipsi	127.2	looduslik	kesine			kesine
2078700_1	Oessaare laht	Läänesaarte	121.3	looduslik		kesine		kesine
2006020_1	Männiku	Harju	118.5	TV		hea		hea
2071500_1	Koiheai järv Raiheaastvere	Läänesaarte	114.8	looduslik	kesine	hea		hea
2065000_1	järv	Peipsi	112.0	looduslik	kesine			kesine
2065600_1	Lahepera järv	Peipsi	101.0	looduslik	kesine			kesine
2124100_1	Löödla järv	Võrtsjärve	98.7	looduslik	kesine			kesine
2156700_1	Pabra järv Panheaodi	Mustjõe	93.1	looduslik	hea		hea	hea
2100600_1	järv	Peipsi	92.8	looduslik	hea			hea
2071200_1	Järise järv Rummu	Läänesaarte	92.2	looduslik	hea			hea
2005520_1	Läänekarjäär	Harju	88.1	TV		hea		hea
2085500_1	Leeheao järv	Peipsi	86.1	looduslik	hea			hea
2088620_1	vägara laht	Läänesaarte	84.1	looduslik		kesine		kesine
2070800_1	Kooru järv	Läänesaarte	83.8	looduslik	väga hea	hea	kesine	hea
2084300_1	Karijärv	Peipsi	82.1	looduslik	kesine			hea
2101300_1	Nõuni järv	Peipsi	82.0	looduslik	kesine			kesine
2099300_1	Ruhijärv	Pärnu	77.6	looduslik	hea			hea
2113600_1	Meelva järv	Peipsi	75.4	looduslik	kesine		kesine	kesine
2038300_1	Vööla meri	Matsalu	74.1	looduslik		halb		halb
2062810_1	Kasse laht	Matsalu	73.9	looduslik	kesine			kesine
2114800_1	Tündre järv	Pärnu	72.0	looduslik	kesine	hea		hea
2057600_1	Jõemõisa järv	Peipsi	71.8	looduslik	halb			halb
2062820_1	Mõisalaht	Matsalu	71.4	looduslik		kesine		kesine
2121900_1	Vahtsõkivi	Võrtsjärve	69.5	TMV		kesine		kesine
2088700_1	Linnulaht	Läänesaarte	69.4	looduslik	hea			hea
2011500_1	Ohepalu järv	Harju	67.9	looduslik	hea			hea
2155900_1	Murati järv Otepää	Mustjõe	65.8	looduslik	kesine		kesine	kesine
2107700_1	Valheajärv	Peipsi	65.8	looduslik	hea väga			hea
2065710_1	Laialepa Laht	Läänesaarte	65.4	looduslik	hea			väga hea
2122400_1	Jõksi järv	Peipsi	64.6	looduslik	hea			hea
2155200_1	Pullijärv	Mustjõe	63.1	looduslik	kesine		hea	hea
2074900_1	Parika järv	Võrtsjärve	62.7	looduslik	hea			hea
2099100_1	Mäeküla järv	Pärnu	62.3	looduslik	kesine		kesine	kesine
2014100_1	Uljaste järv Kirikumäe	Viru	62.2	looduslik	kesine	hea	hea	hea
2144700_1	järv Restu- Madissõ järv	Mustjõe	62.0	looduslik	kesine		kesine	kesine
2121620_1	koos Punde järveheaa	Võrtsjärve	61.5	TMV		kesine		hea

2033110_1	Kentsi järv	Peipsi	57.9	TMV					
2001000_1	Lohja järv	Harju	56.0	looduslik	hea				hea
2028600_1	Hindaste järv	Harju	55.9	looduslik	hea				hea
2056900_1	Kaarepere Pikkjärv	Peipsi	55.7	looduslik	hea				hea
2098500_1	Kariste järv	Pärnu	55.1	looduslik	kesine				kesine
2051300_1	Tihu järv	Läänesaarte	51.2	looduslik	halb				halb
2001100_1	Käsmu järv Loosalu järv	Viru	48.5	looduslik	hea	halb			kesine
204870_1		Pärnu	35.2	looduslik				väga	hea
2057300_1	Saare järv	Peipsi	27.4	looduslik				hea	hea
2092400_1	Viisjäähe järv	Peipsi	25.6	looduslik				hea	
2056800_1	Prossa järv	Peipsi	25.0	looduslik				hea	
2129800_1	Nohipalo Mustjärv	Peipsi	22.2	looduslik	hea	hea	hea	hea	hea
2097400_1	Niheaula järv	Pärnu	20.3	looduslik		kesine			kesine
2003900_1	Viitna Pikkjärv	Viru	16.3	looduslik	kesine	kesine	hea		kesine
2140300_1	Rõuheae Suurjärv	Peipsi	14.9	looduslik	hea	hea	hea		hea
2093200_1	Verevi	Peipsi	11.7	looduslik	kesine				kesine
2133700_1	Köstrijärv	Mustjõe	11.5	looduslik		hea			hea
2033520_1	Võhmetu järv	Harju	9.0	looduslik				kesine	
2025900_1	Kurtna Valheajärv	Viru	8.3	looduslik	kesine			hea	hea
202800_1	Konsu Peenjärv	Viru	8.2	looduslik				hea	
2129700_1	Nohipalo Valheajärv	Peipsi	7.0	looduslik	hea	hea	hea	hea	hea
2073930_1	Õrdi järv	Pärnu	6.0	looduslik				hea	
2043600_1	Äntu Sinijärv	Peipsi	2.1	looduslik	hea				hea

*-hüdrokeemia järgi

Senised, vaid kord aastas toimuvad Narva veehoidla uuringud on näidanud, et selle vee kvaliteeti ja fütoplanktoni koosseisu määrab suuresti Peipsi järv, mistõttu on biogeenide sisaldus kõrge, sinivetikad domineerivad fütoplanktoni biomassis ja väikesed zooplankterid loomses hõljumis. Veekogu madalus teeb ta eriti tundlikuks ilmastikutingimuste muutuste suhtes, mistõttu varieeruvad veekogu seisundi kvaliteedinäitajate väärtused aastast aastasse väga tugevasti. Narva veehoidla puhul on olnud raske anda hinnangut selle ökoloogilisele potentsiaalile, kuna veehoidla suurtaimestikku, zooplanktoni koosseisu kontrollivad kalastikku ega põhjaloomastikku ei uurita. See teeb võimatuks hinnata ka veehoidla ökoloogilist seisundit lähtudes Vee raamdirektiivi nõudmistest. Vähestele andmetele vaatamata on Narva veehoidla ökoloogilist seisundit hinnatud suhteliselt stabiilseks kuid selle ökoloogilist potentsiaali kesiseks. Viimasel paaril aastal on Narva veehoidlas täheldatud nii üldfosfori ja üldlämmastiku sisalduse kui fütoplanktoni, eriti sinivetikate biomassi ja klorofüll *a* sisalduse tõusu. Vaid kord aastas uuritavate hüdrokeemiliste näitajate alusel tuleks veekogu keemiline seisund hinnata kesiseks.

Peipsi s.s. ja Lämmijärve ökoloogilist seisundit on nii halvima kvaliteedilemendi kui ka 2/3 reegli järgi hinnatud kesiseks ja Pihkva järve seisundit lausa halvaks. Fosfori sisalduses on viimastel andmetel täheldatav mõningane tõus, lämmastiku puhul mingit suundumust aastatel 2007-2009 välja tuua ei saa. Toitainete koormus Peipsi järve varieerub suurtes

piirides sõltuvalt jõgede äravoolust. Seetõttu tuleb ökosüsteemi seisundit ja muutusi selles hinnata pikema kui paari aastase perioodi kohta. Peipsi põhjaloomastikukooslused on läbi aastate püsinud küllaltki stabiilsed. Ka zooplanktoni koosseisu biomassis domineerivate liikide alusel võib Peipsi Suurjärves hinnata suhteliselt heaks, Lämmijärve ja Pihkva järve aga kesiseks. Klorofüll-*a* sisalduse järgi võib Peipsi s.s. ja Lämmijärve seisundit hinnata kesiseks ja Pihkva järve seisundit halvaks. Viimastel aastatel on $N_{\text{üld}}$ sisaldus tõusnud kõigi järveosade vees, mistõttu perioodi 2006-2010 keskmiste põhjal on kõigi järveosade seisundit hinnatud kesiseks. $P_{\text{üld}}$ sisalduse järgi on perioodi 2006-2010 keskmiste põhjal Peipsi s.s. ja Lämmijärve seisund kesine ja Pihkva j. seisund halb. Muutunud $N_{\text{üld}} : P_{\text{üld}}$ massisuhte järgi võib perioodi 2006-2010 keskmiste põhjal Peipsi s.s. ja Lämmijärve seisundit hinnata kesiseks, Pihkva järve seisundit aga halvaks ning 2010. a. andmete põhjal kõigi järveosade seisundit kesiseks.

One out all out meetodil on Võrtsjärve ökoloogilise seisundi hinnang kesine (Keskkonnaministeerium, 2008). Ökoloogilise seisundi hinnang 2/3 meetodil, kui kaheksast bioloogilisest näitajast viis peaksid andma hea või väga hea hinnangu, annab tulemuseks hea. Seda hinnangut kinnitavad ka füüsikalised-keemilised näitajad. Võrtsjärve seisundit määrab paljuski veetase, mis mõjutab ökoloogilise seisundi näitajate looduslikku varieeruvust. Viimaste aastate seire andmed näitavad, et suvekuudel on märkimisväärselt väike olnud nii vee heljumisisaldus, biokeemiline hapnikutarve kui üldfosfori sisaldus, mistõttu on eeldatud Võrtsjärve seisundi jätkuvat paranemist.

4. Prognos hea põhjavee seisundi saavutamise kohta

Erinevatest kriteeriumidest lähtuvalt on Eestis määratletud 15 põhjaveekogumit (Tabel 14), millest osa paikneb lahusaladena, peamiselt saartel (Maves, 2010).

Tabel 14. Põhjaveekogumite paiknemine veekihtides (Maves, 2010)

NR	Põhjaveekogumid	Veekihtid	
1	Kambriumi-Vendi Gdovi põhjaveekogum	Kambriumi-Vendi veekihtide põhjaveekogumid	
2	Kambriumi-Vendi Voronka põhjaveekogum		
3	Kambriumi-Vendi põhjaveekogum (lahusalala (edaspidi LA))		
4	Ordoviitsium-Kambriumi põhjaveekogum Lääne-Eesti vesikonnas (LA)	Ordoviitsium-Kambriumi veekihi põhjaveekogumid	
4	Ordoviitsium-Kambriumi põhjaveekogum Ida-Eesti vesikonnas		
5	Ordoviitsiumi Ida-Viru põhjaveekogum	Siluri-Ordoviitsiumi veekihtide põhjaveekogumid	
6	Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogum s (LA)		
7	Siluri-Ordoviitsiumi Läänesaarte põhjaveekogum (LA)		
8.1	Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni all Lääne-Eesti vesikonnas(LA)		
8.2	Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni all Ida-Eesti vesikonnas		
9	Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumid		Harju alamvesikonnas (9.1) (LA)
			Matsalu alamvesikonnas (9.2)
			Pämu alamvesikonnas (9.3)
			Peipsi alamvesikonnas (9.4)
			Viru alamvesikonnas (9.5).
10	Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum (LA)	põhjaveekogumidDevoni veekihtide	
11	Kesk-Devoni põhjaveekogum (LA)		
12	Ülem-Devoni põhjaveekogum Ida-Eesti vesikonnas		
13	Kvalernaari Vasavere põhjaveekogum	Kvalernaari veekihtide põhjaveekogumid	
14	Kvalernaari Meitsiveski põhjaveekogum		
15	Kvalernaari Ohendatud põhjaveekogum		Männiku–Peiguranna ala (15.1)
			Kuusalu ala (15.2)
			Võru ala (15.3)
			Pilgaste-Kanepi ala (15.4)
			Otepää ala (15.5)
			Elva ala (15.6)
			Saadjärve ala (15.7)
			Laluse ala (15.8)
Sadala ala (15.9)			

AS Maves on esitanud ettepaneku eraldada Siluri–Ordoviitsiumi põhjaveekogumist Pandivere Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum ja Adavere-Põltsamaa Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum, mida eraldi veekogumitena ei ole välja toodud (Maves, 2010). Samas on nimetatud veekogumid oma hüdrokeoloogiliste tingimuste tõttu enam ohustatud põllumajandustootmisest. Uuendatud loetelu sisaldaks 25 põhjaveekogumite, mille ohustatuse hinnang tuginedes surveteguritele on esitatud Tabelis 15. Ohustatus on defineeritud kui risk põhjaveekogumi kui terviku keskkonnaeesmarke tahtjaks mitte saavutada (Maves, 2010). Selle alusel võib lugeda põhjaveekogumi tervikuna heas seisundis

olevaks kui kuni 20% põhjaveekogumi pindalast esineb põhjavee kvaliteedi piirvaartuste uletamine (*Ibid.*).

Põllumajanduslik hajukoormus on hinnatud oluliseks surveteguriks 16 kogumis, kusjuures kõigi puhul on põhjavee nitraadisaldus üheks seisundi oluliseks määrajaks. Nitraatidest ohustatuks on hinnatud Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumid, mis sisaldavad Pandivere ning Adavere-Põltsamaa kogumeid ning Lääne-Eesti ala (keskmise NO₃ sisaldusega 15,1 mg/l) aga ka Kvaternaari Meltsiveski põhjaveekogum keskmise NO₃ sisaldusega 16,8 mg/l (Maves, 2010).

Nitraatiooni sisalduse suundumuste analüüs kasutades andmeid pindmisest 20-30 m paksusest põhjaveekihi (Nitraaditundliku..., 2011) on näidanud, et keskmises sisalduses olulisi muutusi võrreldes 1990. aastate algusega ei ole aset leidnud. Samas on vähenenud nitraatiooni sisalduse maksimumid. Keskmiste sisalduste võrdluses aastatel 1987-2010 on näha, et need olid ja on jätkuvalt kõrgemad Adavere-Põltsamaa piirkonna kaevudes, kusjuures eriti viimasel viiel aastal on täheldatav mõningane kasv nii seal kui ka Pandivere piirkonna allikates ja kaevudes. Tulemuste hindamisel tuleb arvestada asjaoludega, et 29-s vaatluspunktis 32-st koguti veeproove kogu perioodi 1987-2010 vältel, proovivõtu sagedus on käesoleval aastatuhandel olnud 1-4 proovi aastas ja Pandiveres eelmisel aastatuhandel 10-12 proovi aastas. 1994 aastal Adavere-Põltsamaa piirkonnas seiret ei tehtud.

Põhjavee seirepunkt iseloomustab vaid piiratud ala võrrelduna allikatega, mis iseloomustavad maapinnalähedast põhjavett suuremal territooriumil. Seetõttu tuleb põhjaveekogumi iseloomustamisel kasutada paljude seirepunktide andmeid, kusjuures vaadeldava piirkonna üksikute seirepunktide trendid võivad mingitel ajavahemikel olla vastassuunalised.

Nitraaditundliku ala põhjavee 32 vaatluspunkti aastakeskmiste nitraatiooni sisalduste trendi analüüs kasutades Mann-Kendall testi näitavad 1995. aasta järgselt põhjavees nitraatiooni sisalduse kasvutrendi. Statistiliselt oluline tõusev trend esines seitsmes Pandivere seirepunktis ja langev trend Adavere seirekaevus 71 (Tabel 16).

Regional Kendall testi tulemused näitavad nitraatiooni sisalduse langustrendi eelmise sajandi üheksakümnendate aastate alguses ja selle järel tõusvat trendi (Nitraaditundliku..., 2011, Tabel 17). Johtuvalt trendi arutamiseks kasutatavate andmete vähesusest Adavere-Põltsamaa piirkonnast, tuginevad statistiliselt olulised trendid Pandivere piirkonna andmetele.

Tabel 15. Põhjaveekogumite ohustatus surveteguritest (Maves, 2010)

Põhjaveekogumi number ja nimetus (punkti järel olev nimetus näitab vesikonda, lähtunud on KTK-s kasutatud EL aruandluse põhjaveekogumite tähistusest)	Piiritülene	Kaitsealadega seotus	Pinnaveega seotus	Maismaa ökosüst. seotus	Surveline	Looduslik taustasisaldus mg/l	Survetegurid														Ohustatus uus	Riski selgit	
							Olulised survetegurid							KS		Läviväärtused							
							PV-hejukoormus	Reostused-aleed, PK	VV-ühisveevõrkestus	Keevõnduste veevõtt	Kõn-üh- te- elonik, hejja	Muud, prügilad	Neftekeemikud, PK	Täitunud kaev. vee mõj	Linn- maakesetus, hejja	Nitrat	Pestitsiidid	Cl mg/l	SO ₄ , 250 mg/l	Naftasaadused 120g/l			Benseen 1µg/l
1.2	Kambriumi-Vendi Gdovi põhjaveekogum	ei		ja	Cl 261		ja							F	F	350					ja	Veevõtt +Cl nä	
2.2	Kambriumi-Vendi Voronka põhjaveekogum	ei		ja	Cl 107		ja							F	F	250					ja	Veevõtt +Cl nä	
3.1	Kambriumi-Vendi põhjaveekogum	ei		ja	Cl 143		ja							F	F	250					ja	Veevõtt +Cl nä	
4.1	Ordoviitsium-Kambriumi põhjaveekogum, Lääne-Eesti ala	ei		ja			ja							F	F								
4.2	Ordoviitsium-Kambriumi põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei		ja			ja							F	F								
5.2	Ordoviitsiumi Ida-Viru põhjaveekogum	ei	ja			ja	ja							ja	ja		ja		ja		ja	6.2 võimalik m	
6.2	Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogum	ei	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	ja	Halb, kaevanduste
7.1	Siluri-Ordoviitsiumi Läänesaarte põhjaveekogum	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
8.1	Silur-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni all, Lääne-Eesti ala	ei		ja			ja							F	F								
8.2	Silur-Ordoviitsiumi põhjaveekogum Devoni all, Ida-Eesti ala	ei		ja										F	F								
9.1	Silur-Ordoviitsiumi põhjaveekogum, Lääne-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja		9.1+9.3	9.1	9.1	9.1	ja*	OA taust, NTA	
9.2	Silur-Ordoviitsiumi põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja		9.4	9.4		9.4+9.5	ja*	OA taust, NTA	
9.21	Pandivere Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum	ei	ja			ja	ja							ja	ja		ja	ja	ja	ja	ja	NO ₃ , OA põhja	
9.22	Adavere-Põltsamaa Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogum	ei	ja			ja	ja							ja	ja						ja	NO ₃	
10.1	Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum, Lääne-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
10.2	Kesk-Alam-Devoni põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
11.1	Kesk-Devoni põhjaveekogum, Lääne-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
11.2	Kesk-Devoni põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
11.3	Kesk-Devoni põhjaveekogum, Koiva ala	ei	ja			ja	ja							ja	ja								
12.2	Ülem-Devoni põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei	ja			ja								ja	ja								
12.3	Ülem-Devoni põhjaveekogum, Koiva ala	ei	ja			ja								ja	ja								
13.2	Kvaternaari Vasavere põhjaveekogum	ei	ja	ja	ja		ja							ja	ja						ja	Veevõtu mõju ökost	
14.2	Kvaternaari Meltsiveski põhjaveekogum	ei	ja			ja	ja	ja	ja					ja	ja	ja	ja	ja	ja		ja	NO ₃ +OA	
15.1	Kvaternaari ühendatud põhjaveekogum, Lääne-Eesti ala	ei	ja				ja		ja					ja	ja	ja	15.1			15.1	ja	Vaid Männiku-Pelgu	
15.2	Kvaternaari ühendatud põhjaveekogum, Ida-Eesti ala	ei	ja			ja			ja					ja	ja								

F on kvaliteedistandardi formaalne nõue, vajalik on ülevaateseire kord 6 aasta tagant. Läviväärtuse veergudes on kaldkirjaga kehtiva põhjaveekogumite määruse põhjaveeko mite numbrid. Rohelise fondivärviga on käesolevas aruandes täiendavalt välja eraldada soovitatud põhjaveekogumid.

* Kui Silur-Ordoviitsiumi põhjaveekogumist eraldada Pandivere ja Adavere-Põltsamaa alad eraldi põhjaveekogumiks, võib ülejäänud S-O põhjaveekogumi 9 ala tõenäoliselt jä ohustamata põhjaveekogumiks.

Tabel 16. Ühe muutujaga Mann-Kendall test nitraatiooni sisalduse trendi selgitamiseks põhjavee vaatluspunktides (Nitraaditundliku..., 2011).

Vaatluspunkt	vaadeldav aeg	Z, Mann-Kendall trend	Trendi statistilise olulisuse tase
Pandivere Konnavere allikas A04	1995-2010	3.74	***
Pandivere Aravete allikas A15	1995-2010	2.34	*
Pandivere Järva-Jaani allikas	1995-2010	0.59	
Pandivere Kiigumõisa Külmaallikas	1995-2010	1.98	*
Pandivere Kilti allikas A19	1995-2010	-1.26	
Pandivere Norra allikas A29	1995-2010	1.31	
Pandivere Rahkla allikas	1995-2010	0.77	
Pandivere Roosna-Alliku allikas A22	1995-2010	0.41	
Pandivere Simuna allikas A26	1995-2010	0.41	
Pandivere Esna allikas A24	1995-2010	0.32	
Pandivere Tõrma allikas	1995-2010	3.11	**
Pandivere kaev 14	1995-2010	1.58	
Pandivere kaev 169	1995-2010	2.79	**
Pandivere kaev 17	1995-2010	0.63	
Pandivere kaev 25	1995-2010	3.29	**
Pandivere kaev 44	1995-2010	1.58	
Pandivere kaev 5	1995-2010	0.63	
Pandivere kaev 70	1995-2010	0.14	
Pandivere Aravete uus pk. 7553	1995-2010	0.59	
Pandivere Assamalla pk 2894	1995-2010	1.53	
Pandivere Karinu elamute pk. 7440	1995-2010	1.40	
Pandivere Mäe osak. kaev 16, 10079	1995-2010	2.80	**
Pandivere Muru karst	1995-2010	0.90	
Pandivere Saueaugu karst	1995-2010	1.26	
Adavere kaev 19	1995-2010	1.76	+
Adavere kaev 47	1995-2010	1.80	+
Adavere kaev 77	1995-2009	-0.35	
Adavere kaev 71	1995-2009	-2.43	*
Adavere kaev 83	1996-2009	1.70	+
Adavere kaev 53	1995-2010	1.89	+
Adavere kaev 91	1995-2010	-1.27	
Adavere kaev 93	1995-2010	1.49	

*trendi statistiline olulisus, p väärtus <0.05

**trendi statistiline olulisus, p väärtus <0.01

***trendi statistiline olulisus, p väärtus <0.001

+ trend pole statistiliselt kuigi oluline, p väärtus 0.05-0.1

Tabel 17. Ühe muutujaga Regional Kendall¹ test nitraatiooni sisalduse trendi selgitamiseks piirkonniti (Nitraaditundliku..., 2011).

Vaadeldava andmerea kirjeldus	τ (tau)	Z, Mann-Kendall trend	Trendi olulisus, p-väärtus	Regiooni trend aastas
NTA KOKKU 1990-1999, 32 vaatluspunkti	-0.234	-4.598	<0.01	-0.73
NTA KOKKU 1988-2010, 32 vaatluspunkti	0.007	0.237	0.81	0.00
NTA KOKKU 1992-2010, 32 vaatluspunkti	0.123	4.019	<0.01	0.20
NTA KOKKU 1995-2010, 32 vaatluspunkti	0.226	6.861	<0.01	0.41
NTA KOKKU 2000-2010, 32 vaatluspunkti	0.321	7.724	<0.01	0.97
NTA KOKKU 2004-2010, 32 vaatluspunkti	0.275	4.854	<0.01	1.37
Adavere kaevud 1990-1999, 8 vaatluspunkti	0.178	-1.508	0.13	-1.20
Adavere kaevud 1989-2010, 8 vaatluspunkti	-0.036	-0.573	0.57	-0.10
Adavere kaevud 1992-2010, 8 vaatluspunkti	0.065	0.998	0.32	0.20
Adavere kaevud 1995-2010, 8 vaatluspunkti	0.114	1.7	0.09	0.53
Adavere kaevud 2000-2010, 8 vaatluspunkti	0.202	2.373	0.02	1.42
Adavere kaevud 2004-2010, 8 vaatluspunkti	0.107	0.863	0.39	1.33
Pandivere 1990-1999, 24 vaatluspunkti	0.246	-4.343	<0.01	-0.69
Pandivere 1986-2010, 24 vaatluspunkti	-0.001	-0.031	0.98	0.00
Pandivere 1992-2010, 24 vaatluspunkti	0.138	3.979	<0.01	0.20
Pandivere 1995-2010, 24 vaatluspunkti	0.26	6.89	<0.01	0.40
Pandivere 2000-2010, 24 vaatluspunkti	0.358	7.494	<0.01	0.89
Pandivere 2004-2010, 24 vaatluspunkti	0.325	5.011	<0.01	1.38
Pandivere 11 allikat 1986-2010	-0.086	-1.86	0.06	-0.11
Pandivere 11 allikat 1995-2010	0.237	4.237	<0.01	0.35
Pandivere 11 kaevu 1991-2010	0.075	1.514	0.13	0.11
Pandivere 11 kaevu 1995-2010	0.293	5.247	<0.01	0.48

Nitraadidirektiivi täitmise aruande (Keskkonnaministeerium, 2008) kohaselt on kahe aruandeperioodi (2000-2003 ja 2004-2007) vahel Pandivere 33 kaevu ja Adavere-Põltsamaa piirkonna 18 kaevu aastakeskmise võrdluses nitraadisisaldused vähem või rohkem suurenenud 64% Pandivere ja 39% Adavere-Põltsamaa kaevu vees (Tabel 18). Vähenemist on täheldatud 18% Pandivere ja 56% Adavere-Põltsamaa kaevudes (Keskkonnaministeerium, 2008).

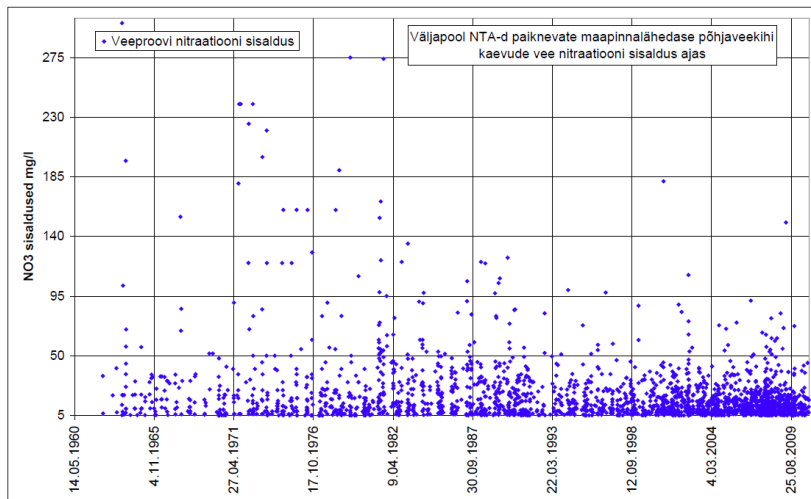
Tabel 18. NO₃ sisalduse suundumus aastate 2000-2003 ja 2004-2007 lõikes (Keskkonnaministeerium, 2008).

Ühised seirekohad		Suurima NO ₃ - sisalduse järgi	Aastakeskmise järgi
on suurenenud		protsentides	protsentides
tugevasti	Pandivere	29	24
	Adavere-Põltsamaa	23	22
	Kogu NTA	27	24
vähe	Pandivere	3	40
	Adavere-Põltsamaa	0	17
	Kogu NTA	2	31
püsiv	Pandivere	0	18
	Adavere-Põltsamaa	23	5
	Kogu NTA	7	14
on vähenenud			
tugevasti	Pandivere	58	3
	Adavere-Põltsamaa	54	56
	Kogu NTA	57	21
vähe	Pandivere	9	15
	Adavere-Põltsamaa	0	0
	Kogu NTA	7	10

Keskmine lämmastikväetiste kasutamise tase, mis on lähedal või ületab 80 kgN/ha väetatud pinna kohta on kergitanud nii NTA kui terviku ja ka selle Pandivere osa põhjavee keskmise nitraadisalduse sihtarvu 25 mg/l lähedale või üle selle. Praeguse tootmismahu juures jääb nitraaditundlikul alal põhjavee keskmine nitraatiooni sisaldus põhjavees lähiaastatel tõenäoliselt vahemikku 20-30 mg/l, olles jätkuvalt kõrgem Adavere-Põltsamaa piirkonnas. Kui keskmine väetisekasutus kerkib 100 kg N/ha, tähendab see tõenäoliselt nitraatiooni keskmise sisalduse tõusu tasemele 35-40 mg/l (Nitraaditundliku..., 2011).

Väljaspool nitraaditundlikku ala on maapinnalähedase põhjavee osas enim teavet siluri ja ordoviitsiumi karbonaatsete kivimite avamusalal, kust on määratud ka rohkem kõrgeenenud nitraatiooni sisaldusi. Lõuna pool, devoni liivakivide alal, võetakse maapinnalähedast põhjavett üksikmajapidamistes reeglina salvkaevudest ning maapinnalähedast põhjavett iseloomustavate puurkaevude veekeemia teavet on põhjalikumate järelduste tegemiseks vähe.

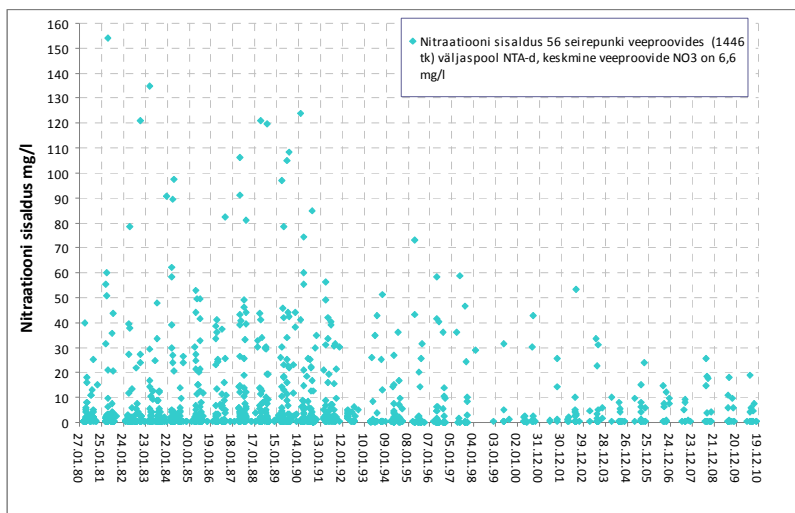
Maapinnalähedase põhjavee viimaste aastakümnete seire andmed 1657 kaevust väljaspool nitraaditundlikku ala annab keskmiseks nitraatide sisalduseks 15 mg/l (Joonis 3, Nitraaditundliku..., 2011).



Joonis 3. Põhjavee nitraadisaldus väljaspool NTA-d paiknevate maapinnalähedase põhjaveekihi kaevude vees 1961-2009 (AS Maves).

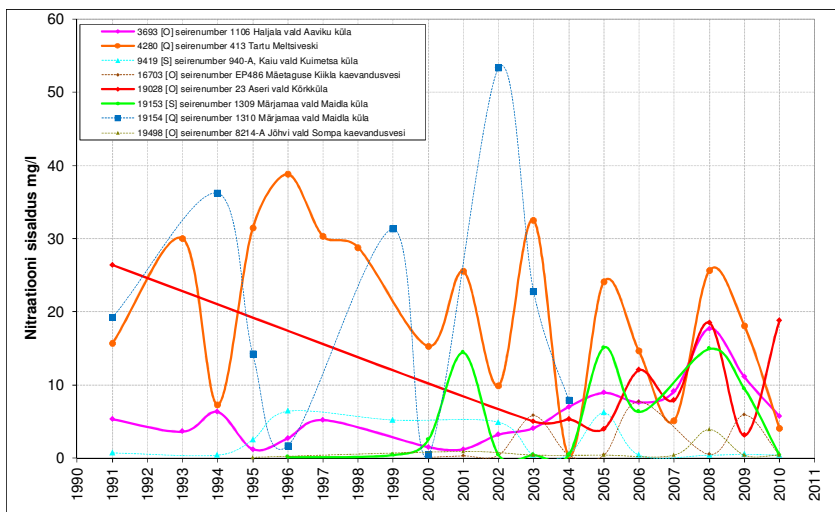
Täpsemat analüüsi ei võimalda asjaolu, et väljapool nitraaditundlikku ala paiknevast 1657 kaevust on kahe ja enama nitraatiooni analüüsiga kaevu vaid 272, neist 148 on üheksa või enama veeprooviga. Seega sisaldavad andmed valdavalt kaevu kust on võetud vaid üks veeproov (ühe veeprooviga kaevude keskmine NO₃ sisaldus on 16,8 mg/l).

Võimalike nitraaditrendide analüüsiks kasutati 56 põhjaveeseire vaatluspunktiandmeid, kus oli kasutada vähemalt üheksa veeproovi kokku 1446 prooviga (Nitraaditundliku..., 2011). Tulemused näitavad nitraadisalduse mõningast vähenemist (ca 2 mg/l) ning eriti maksimumkontsentratsioonide alanemisele väljapool nitraaditundlikku ala ajavahemikul 1980-2010 (Joonis 4).



Joonis 4. Nitraatiooni sisaldus seireproovides väljaspool NTA-d aastatel 1980-2010 (AS Maves).

Joonisel 5 on esitatud seirega paremini kaetud väljaspool nitraaditundlikku ala paiknevate seirekaevude nitraadisalduste muutused aastatel 1990-2010. Muutused nitraatiooni sisalduses on vaatluspunktid erisuunalised ning väljapool nitraaditundlikku ala jääva Eesti territooriumi iseloomustavat usaldusväärset trendi ei ole võimalik välja tuua.



Joonis 5. Nitraatiooni sisalduse muutus põhjaveeseire vaatluspuurkaevudes väljaspool nitraaditundlikku ala 1990-2010 (AS Maves).

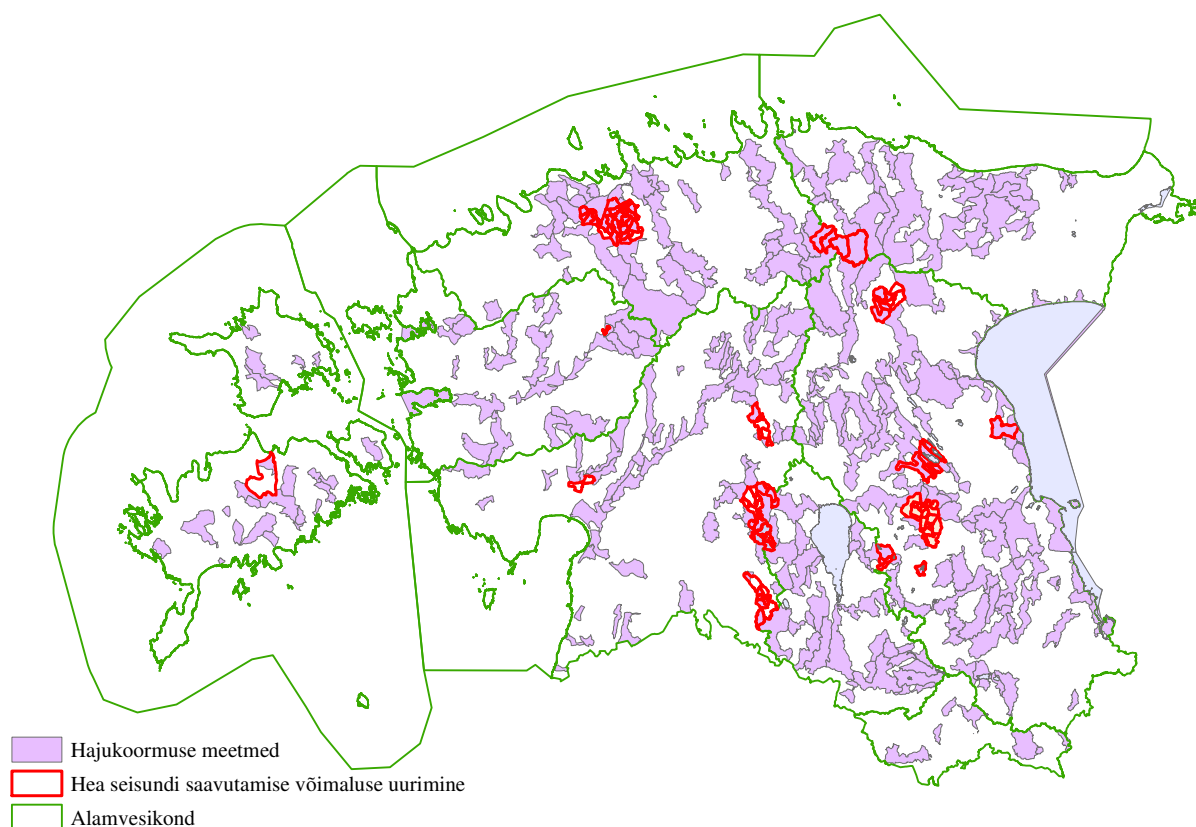
Ajavahemikul 2002-2011 Terviseameti tehtud 5977-st nitraatiooni analüüsist on üle 50 mg/l nitraatiooni sisaldusega 13 analüüsi (0,2%), vähemalt 25 mg/l oli nitraatioone 116 veeanalüüsi (1,9%) (Nitraaditundliku..., 2011). Ühisveevarustuse veeallikaid nitraatiooni sisaldusega vähemalt 25 mg/l on kokku 17 ja üksiktarbijate taolisi veeallikaid 46 (9-s on nitraatiooni sisaldus olnud üle piirväärtuse 50 mg/l). Nitraatide piirsisalduse ületamist ühisveehaarete joogivees esines Terviseameti andmebaasi järgi vaid Jõgevamaal Põltsamaal, kus nitraatide sisaldus muutus piirides 28–59 mg/l.

Terviseameti joogivee andmebaasi veeanalüüsid nitraadisalduse muutuse trende joogivees piirkonniti esile tuua ei võimalda. Terviseameti joogivee andmebaasi järgi on joogiveeallikaid nitraatiooni sisaldusega vähemalt 25 mg/l enim Lääne-Virumaal (kokku 34, neist kuues üle 50/mg/l), Jõgevamaal (11, neist kahes üle 50/mg/l) ja Järvamaal (5) (Nitraaditundliku...,2011).

5. Prognoos põhja-ja pinnaveekogumite kohta, kus hea seisundi saavutamine pole võimalik

2008. aastal tehtud analüüs (Maves, 2008a) tõi esile 221 pinnaveekogumit, mille seisund on mõjutatud põllumajandustootmisest. Nendest on sellegi poolest heas või väga heas seisundis 85 veekogumit ning kesises või sellest halvemas seisus 93 veekogumit. Seisund oli määratlemata 42 veekogumi osas. Eraldi on välja toodud 26 pinnaveekogumit, kus vaatamata võimalikele rakendatavatele põllumajanduslikele ja/või maaparanduslikele meetmetele on hea seisundi saavutamiseks vajalik lisa-aeg peale 2015. aastat ja/või leebemate keskkonnamärkide seadmine (Joonis 6). Seega eeldatakse, et 67 pinnaveekogumi osas kus praegune seisund on hinnatud kesiseks või halvaks on head seisundit Vee Raaamdirektiivis seatud tähtjaks siiski võimalik saavutada.

Esiolgu hinnangu paikapidavust ja spetsiifiliste meetmete vajadust tuleks siiski täiendavalt uurida, mis eeldab ulatusliku andmestiku kogumist nii survegurite kohta kui ka seisundi hindamiseks. See nõuaks ka rohkelt välitöid.



Joonis 6. Põllumajandustootmisest ohustatud pinnaveekogumid (Maves, 2008) ning kogumid, mille hea seisundi saavutamise võimalusi 2015. aastaks täiendavalt uuriti.

Käeoleva töö raames keskenduti nimetatud 26 pinnaveekogumist 15-le otseselt põllumajandustootmise poolt mõjutatud veekogumi või selle osa analüüsile, et hinnata kas põllumajanduskoormuse alandamiseks vajalike meetmete rakendamise tulemusena on hea pinnavee seisundi saavutamine reaalne ning selgitati need veekogumid, kus hea seisundi saavutamine vaatamata juba rakendatavatele või täiendavatele meetmetele võimalik ei ole (Lisa II). Täiendavalt tugineti hinnangu andmisel Kodila ja Sauga-Hirve veekogumite seisundile tugineti vastavalt Tõnga ja Kahametsa valglate andmestikule, mille osas oli kasutada kogutud veekeemia andmed aga ka teave

põllumajanduslike survetegurite kohta. Ka lisati hinnangusse Räpu valgla, mille kohta on samuti olemas ulatuslikum ja pikaajaline seireandmestik ning teave põllumajanduslikest surveteguritest. Kolm veekogumit (Emajõgi allpool Tartut, Purtse 1,2,3 ning Pühajõgi Rausvere jõest suudmeni) lülitati täiendavast analüüsist välja, kuna spetsiifiliselt põllumajandustootmise mõju ei ole eeldatavalt nende seisundi kujunemisel esmatähtis. 6 Läänesaarte veekogumit (Pihla sh Rima, Möldri, Riksu, Tirsti ja Punapea) on valdavalt metsase maakattetüübiga kuivendatud valgla, mille seisundi parandamine spetsiifiliselt põllumajanduslike meetmeid rakendades ei ole võimalik. Tulemused on kokku võetud tabelites 19 ja 20, millest esimene sisaldab teavet seniste seisundi hinnangute kohta ning teisest leiab informatsiooni veekogumi pindala, põllumaa osakaalu, seisundi ning võimalike meetmete kohta kas lämmastiku, fosfori või erosiooni minimeerimise kohta. Samuti on esitatud prognoos seisundist lähitulevikus.

Vaatamata põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamisele ei saavutata vähemalt head pinnavee seisundit neljas veekogumis (Räpu, Kurna, Tõnga, Valgejõe-Moe, Ilmatsalu, Kahametsa). Lisaks eeldab seisundi muutus Kavilda-Kentsi veekogumis punktallikate koormuse alandamist täiendavalt põllumajanduslikele meetmetele.

Tabel 19. Põllumajandustootmise poolt mõjutatud veekogumid, mille hea seisundi saavutamise võimalusi 2015. aastaks täiendavalt uuriti.

Jrk.	Jõekogum							
nr	Survetegur	Kood	Nimi	Alamvesikond	Alamkateegoria	Tüüp	Seisund 2009-2010	Seisund Maves 2008
1	Põllumajandus	109310_1	Kuma	Harju	TMV	1B	hea	kesine
2	Põllumajandus	109450_1	Vääna Pääsküla jõeni, sh Järve	Harju	looduslik	1B	kesine	halb
3	Põllumajandus	117090_1	Leisi Eikla mnt. sillani	Läänesaarte	looduslik	1B	hea	kesine
		117090_2	Leisi Eikla mnt. sillast suudmeni				hea	
4	Põllumajandus	107920_1	Valgejõgi Moe paisuni	Harju	looduslik	1B	halb	kesine
5	Põllumajandus	102370_1	Pedja jõgi Karaski ojani	Peipsi	Looduslik	1B	kesine	kesine
6	Põllumajandus	103620_1	Kavilda jõgi Annikoru paisjärveni	Peipsi	TMV	1B	kesine	halb
7	Põllumajandus	103900_1	Ilmatsalu jõgi	Peipsi	TMV	1B	kesine	väga halb
8	Põllumajandus	104340_1	Mudajõgi	Peipsi	TMV	1B	hea	kesine
9	Põllumajandus, heitvesi	105210_1	Alatskivi jõgi	Peipsi	Looduslik	1B	hea	kesine
10	Põllumajandus	113960_1	Everti	Pärnu	looduslik	1B	hea	kesine
11	Põllumajandus	114090_1	Kõpu Oisu järveni	Pärnu	looduslik	1B	hea	kesine
12	Põllumajandus	101820_1	Välgi	Võrtsjärve	Looduslik	1B	hea	kesine
13	Põllumajandus	111080_1	Kodila , sh Tõnga	Matsalu	looduslik	1B	hea (Tõnga)	
14	Põllumajandus	114870_3	Sauga Hirve pkr-st suudmeni, sh	Pärnu	looduslik	2A	hea (Kahametsa)	
			Kahametsa					
15	Põllumajandus	113250_1	Räpu	Pärnu	looduslik	1B	halb	
Järvkogum								
		kood	nimi	Alamvesikond	Alamkateegoria	Tüüp	Seisund 2009-2010	Seisund, Maves 2008
16	Põllumajandus	2100600_1	Pangodi järv	Peipsi	looduslik	3	hea	kesine
17	Maaparandus, põllumajandus	2065200_1	Soit sjärv	Peipsi	looduslik	2	hea	kesine
18	Põllumajandus	2082800_1	Viljandi järv	Pärnu	looduslik	3	hea	kesine

Põhjaveekogumite praeguse seisundi ja ohustatuse hinnangule tuginedes ning nitraadisisalduse suundumusi arvestades ei ole tõenäoline, et lähiajal on võimalik tagada keskkonnaeesmärke Siluri-Ordoviitsiumi Pandivere ning Adavare-Põltsamaa kogumites. Kui Pandivere ja Adavare-Põltsamaa alad eraldakse omaette põhjaveekogumiks, võib ülejaanud Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumi ala lugeda ohustamata põhjaveekogumiks (Maves, 2010).

Tabel 20. Pinnaveekogumid ning võimalikud meetmed lämmastiku, fosfori ärakande või erosiooni minimeerimiseks ning prognoos seisundist lähitulevikus.

Veekogum	Pindala, km ²	Põllumaa, %	Nõrgalt kaitstud või kaitsmata põhjaveega alad, %	Seisundi hinnang	Toitainete sisaldused	Kommentaari	Loomafarmid	Meetmed:	Pinnavee seisund lähitulevikus	Põhjavee seisund lähitulevikus
Vääna-Pääsküla jõeni	154,1	26,7	67,2	Pinnavesi: kesine	Veekemia andmed puuduvad		Mõju keskmine	Sõnniku käitlemise parandamiseks	Hea seisund saavutatav	Ei ole mõjutatav põllumajandusmeetmetest
Räpu	54,7	45,2	77,7	Pinnavesi: kesine Põhjavee kohta info puudub	N-sisaldused kõrged, P-sisaldused madalad	Olukord halveneb, nii N kui P tõusva suundumusega. Ka seetõttu, et põllud drenitud. Loomade hulk ilmselt suureneb	Mõju keskmine	Vajalikud eelkõige N vähendamiseks	Head seisundit ei saavuta	Kuna seisundi hinnang puudub, ei saa hinnata suundumusi.
Kurna	46,4	21	Ei ole	Pinnavesi kesine	N ja P sisaldused pinnavees kõrged	Tõusev suundumus	Vaid üks farm	Nii N kui P vähendamiseks. Mineraalväetiste kasutamisega seonduvad ja muud	Head seisundit ei saavuta	Ei ole mõjutatav põllumajandusmeetmetest
Tõnga	9,7	64,9	58,7	Pinnavesi kesine Põhjavee seisund hea	P sisaldused pinnavees kõrged. Põhjavees probleem pole	Kasutuses karjamaana, alamjookusl ka kasutusest väljas, mis soodustab laguproduktina P leostumist.	Valglas puuduvad. Osa maad kasutatakse ilmselt karjatamiseks.	Sobivaid meetmeid ei ole. Vältida tuleks võimalikku maade üleskündmist.	Head seisundit P sisalduses ei saavuta	Ei ole mõjutatav põllumajandusmeetmetest

Soitsjärve	15,4	51,3	Ei ole	Seisund hea	PinnaveeN ja P sisaldused madalad	Kaldega põllumassiivid ja erosioonirisk	Potentsiaalne farmide mõju	Erosiooni tõkestamiseks	Hea seisund säilub	Hea seisund säilub
Everti-Sooba	42,9 (s.h. Sooba 12,9)	39,9 (30,1 Sooba)	Ei ole	Everti-hea Sooba-andmed puuduvad	Pinnavee P sisaldus hea ja kesise piiril.	EKSEKO sõnniku laotamine valgla piires. Sooba vajaks seisundi hinnangut.	Potentsiaalne farmide mõju	Meetmed sõnniku käitlemiseks	Everti jõe hea seisund säilub Sooba jõe seisundi tagamine problemaatiline	Hea seisund säilub
Leisi –Eikla	94,9	18,9	51,6	Pinnavesi: hea	Pinnavee N ja P sisaldused madalad	Olukord stabiilne	Riskiks on loomafarmid ja sõnniku käitlemine	Meetmed sõnniku käitlemisele	Hea seisund säilub	Hea seisund säilub
Pedja-Karaski	93,4	33,7	70,4	Pinnavesi: kesine	Pinnavee N sisaldused kõrged, P sisaldused madalad	Karaski ja Padu j. kohta andmed puuduvad	Riskiks loomafarmid. Ka põhjaveele kaitsmata aladel.	Meetmed sõnniku käitlemisele ja N koormuse vähendamiseks	Karaski ja Padu jõed ilmselt heasse klassi	Kohati võib olla problemaatiline
Valgejõe-Moe	155,6	48,3	85	Pinnavesi: kesine	Pinnavee N sisaldused kõrged, P sisaldused normi piires	Ulatuslik kaitsmata või nõrgalt kaitstud alade osakaal põhjustab riski põhjavee kvaliteedile	Riskiks loomafarmid, ka valglast väljapool paiknevad	Meetmed sõnniku käitlemisele	Seisundi muutust ei ole ette näha	Nitraadisisaldus võib ületada 25 mg/l. Seisundi paranemine siiski tõenäoline
Ilmatsalu	133,8	44,8	20,9	Pinnavesi: kesine	N ja P sisaldus jões madal.	Pinnavee keemia seire andmed enne kalakasvatustiike ei	Riskiks loomafarmid	Meetmed sõnniku käitlemisele	Seisundi muutust veekeemia osas	Hea seisund säilub

					Kaitsmata puurkaeve ei ole.	kirjelda adekvaatselt kogu valglat			ei ole ette näha	
Kavilda-Kentsi	33,7	45,7	Ei ole	Pinnavesi: kesine	P sisaldus kõrge.	Võib olla tingitud Elva reoveepuhasti mõjust.	Loomafarmid väikesed.	Meetmed P kontrollik ja mineraalväetiste kasutamise osas.	Seisundi muutus eeldab nii punktallika kontrolli kui ka põllumajanduslike meetmete rakendamist P kontrolliks.	Hea seisund säilib
Pangodi järvekogum	9,3	34,2	Ei ole	Järve seisund hea	Vooluveeko gude andmed puuduvad.	Kaldega põllumassiividel peamine probleem erosiooniga	Väikesed ja vähese mõjuga loomafarmid	Meetmed erosiooni kontrolliks	Hea seisund ka tulevikus	Hea seisund säilib
Välgita	28	40,4	43,5	Hea	Veekeemia andmed puuduvad	Seisundi hinnang vajaks täpsustamist	Riskiks loomafarmid	Meetmed sõnniku käitlemisele	Hea seisund ka tulevikus	Hea seisund säilib
Kahametsa	2,9	62,0	100	Seisund hindamata (Osa Kodila veekogumist)	N ja P pinnavees kõrged. Selle alusel seisund kesine	Seisund vajab hindamist		Meetmed N ja P kontrolliks erosiooni tõkestamiseks ning väetisekasutusele	Kesine	Hea seisund säilib
Kõpu	77,5	23,9	Ei ole	Hea	N ja P sisaldused pinnavees madalad	Põhjavesi kaitstud	Rohkelt väikseid loomafarme	Senistest meetmetest piisab	Hea seisund ka tulevikus	Hea seisund säilib

Viljandi järv	67,7	30,9	Ei ole	Valuoja-halb Uueveski-hea	Veekeemia andmed puuduvad	Seisundi hinnangu aluseks oluliselt muudetud veekogu klausel Valuoja puhul	Üks loomafarm ning EKSEKO farmi sõnnikulaotusala	Põllumajanduslike meetmeid ei ole võimalik pakkuda	Valuoja halb seisund säilub	Hea seisund säilub
Mudajõgi	84,3	37,2	5,1	Pinnavee seisund hea	N ja P sisaldused madalad	Veekeemia andmeid vähe.		Põllumaa osakaal valglas suhteliselt kõrge. Sobivaid põllumajanduslike meetmeid ei ole.	Hea seisund ka tulevikus	Hea seisund säilub
Alatskivi	41,8	22,5	17,2	Hea	Veekeemia andmed puuduvad		Väikesed loomafarmid ja üks IPPS ettevõtte valglapiiri lähistel.	Sobivaid põllumajanduslike meetmeid ei ole.	Hea seisund ka tulevikus	Hea seisund säilub

6. Eksperthinnang veekasutamise kohta põllumajanduses ja veesäästu võimalused

Põllumajandusliku ja niisutusvee osakaal veekasutuses moodustas 2010. aastal kokku 4476 tuhat m³, mis on vaid 0,28 % kogu veekasutusest (Tabel 21). Samas kasutati valdavalt põhjavett, mistõttu selle osakaal kogu Eesti veetarbimisest moodustas 11,4 % kogu põhjavee kasutusest ning pinnavee kasutus oli vähene moodustades vaid 0,008% kogu pinnavee kasutusest. Kastmisveena aiandites ja taimlates kasutati 2010. aastal ära 574,9 tuhat m³ vett, millest 550,4 tuhat m³ oli põhjavesi ning 24,5 tuhat m³ pinnavesi (Tabel 22).

Tabel 21. Veekasutus veeliikide ja valdkondade järgi 2010. aastal (tuh m³/aastas) (Andmed: Aastaaruanne, Veekasutus 2010)

Veeliik	Valdkonnad kokku	Põllumajandus, niisutus	Osakaal, %
Veekasutus kokku	1578327	4475.89	0.28
Merevesi	4116.89		
Pinnavesi (jões, järved)	1517524.2	117.03	0.0077
Põhjavesi kokku	38135.29	4358.87	11.4

Tabel 22. Veekasutus kastmiseks: taimekasvatuses, 2010 (Andmed: Aastaaruanne Veekasutus 2010)

Veekasutaja kood	Asukoht	Veekasutaja nimi	Vee liik	Niisutus, tuhat m ³ /a
Seotud taimekasvatusega				
PM2314	Reiu taimla	Pärnu maakond, Tahkuranna vald, Reiu küla	Riigimetsa Majandamise Keskuse ühendpuukool pinnavesi	6.8
TA0011	Tartu puukool	Tartu maakond, Tartu linn	Riigimetsa Majandamise Keskuse taimla-seemnemajandusosakond	10.7
TM1861	Vasula aed	Tartu maakond, Tartu vald, Vasula küla	TÜ Vasula Aed pinnavesi	2.5
VII168	Põllumajandusuuringute Keskus, Matopera	Viljandi maakond, Pärsti vald, Matopera küla	Põllumajandusuuringute Keskuse Viljandi Katsekeskus põhjavesi	0.4
VI0066	Paala aiand	Viljandi maakond, Suure-Jaani vald, Reegoldi küla	Paala Aiand OÜ põhjavesi	550
VO0861	Jaagumäe talu	Võru maakond, Võru vald, Navi küla	Jaagumäe talu pinnavesi	4.5

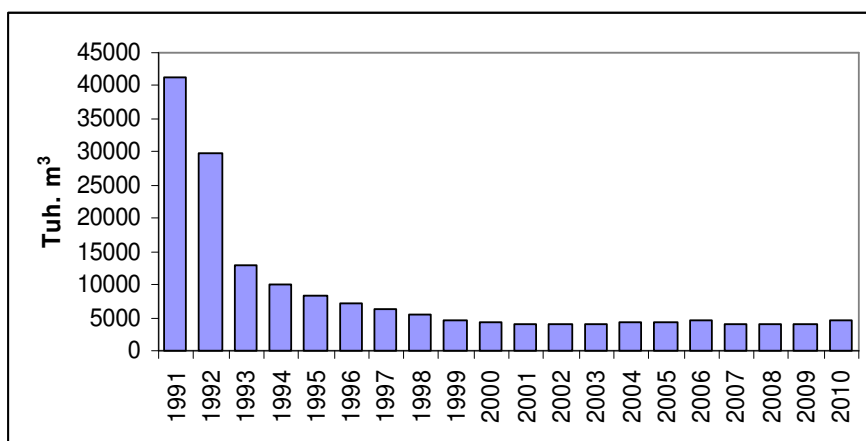
Tabelis 23 on toodud pinnavee tarbijad taimekasvatuseks veehaarete ja veekogude kaupa. Suuremas koguses pinnavett pumbati välja Pääsküla jõest (20300 m³) AS Sagro poolt ning ka Reiu (6796 m³), ja Amme (2570 m³) jõest ning Meegomäe Pütäljärvest (2500 m³).

Tabel 23. Pinnaveevõtt taimekasvatuseks, 2010 (Andmed: Aastaruanne, Veekasutus 2010)

Veevärgi			Veehaarde nimi	Veekogu nimi	Alam-vesikond	aprill	mai	juuni	juuli	august	sept.
kood	nimi	Asukoht				m ³					
HA0810	Riitsinus, Laheotsa talu	Harju maakond, Padise vald, Padise küla	Laheotsa veehaare Kloostri jõest HP811	Kloostri jõgi	Harju	0	0	0	0	0	0
HA0810	Riitsinus, Laheotsa talu	Harju maakond, Padise vald, Padise küla	Laheotsa veehaare Pääsküla jõest	Pääsküla jõgi	Harju						
HA0810	Riitsinus, Laheotsa talu	Harju maakond, Padise vald, Padise küla	Laheotsa veehaare 1 Määra peakraavist HP812	Määra peakraav	Harju	0	0	0	0	0	0
HA0810	Riitsinus, Laheotsa talu	Harju maakond, Padise vald, Padise küla	Laheotsa veehaare 3 Määra peakraavist	Määra peakraav	Harju	0	0	0	0	0	0
HA0810	Riitsinus, Laheotsa talu	Harju maakond, Padise vald, Padise küla	Laheotsa veehaare 2 Määra peakraavist HP813	Määra peakraav	Harju	0	0	0	0	0	0
HA0823	Sagro AS, Laagri	Harju maakond, Saue vald, Laagri alevik	Sagro	Pääsküla jõgi	Harju		5000	7300	8000		
JA0729	Aravete Agro OÜ, Ambla	Järva maakond, Ambla vald	Aravete Agro	Sääsküla oja	Harju				326	411	287
JA0729	Aravete Agro OÜ, Ambla	Järva maakond, Ambla vald	Aravete Agro	Ambla jõgi	Harju				425	370	410
JO0035	Pajusi ABF pinnavesi	Jõgeva maakond, Pajusi vald, Pajusi küla	Pajusi	Põltsamaa jõgi	Peipsi		89	127	136	136	111
PM2314	Reiu taimla	Pärnu maakond, Tahkuranna vald, Reiu küla	Reiu taimla	Reiu jõgi	Pärnu	1287	1288	1288	978	978	977
SA0106	Mereranna PÜ, Muratsi	Saare maakond, Kaarma vald, Muratsi küla	Lahe Masinaühistu	Põduste jõgi	Lääne-saarte						
SA1602	Valjala POÜ, Lööne	Saare maakond, Valjala vald, Lööne küla	Lööne peakraav	Lööne peakraav	Lääne-saarte						
TM1861	Vasula	Tartu	Vasula aed	Amme jõgi	Peipsi	90	250	1100	880	250	

	aed	maakond, Tartu vald, Vasula küla										
VO0860	Võru AMÜ	Võru maakond, Võru vald, Meegomäe küla	Võru AÜ Meegomäe	Pütäljäv (Meegomäe Pütäljäv)	Peipsi		500	500	500	500	500	
VO0862	Jürisaare tal	Võru maakond, Võru vald, Loosu küla	Jürisaare talu	Pütäljäv	Peipsi							
				Loosu järv	Peipsi							

Veevõtt põllumajanduses on püsinud viimased kümme aastat suhteliselt stabiilsel tasemel, olles tunduvalt väiksem kui 1990. aastate alguses (Joonis 7). Ligi kahekordne langus on samal perioodil olnud iseloomulik ka kogu veekasutuses.



Joonis 7. Veekasutus põllumajanduses 1991-2010 (Andmed: Keskkonnateabekeskus, Statistikaamet).

Loomafarmides kasutatakse vett loomade jootmiseks ning tehnoloogilisteks vajadusteks (inventari, hoonete, udara, lupsiseadmete jm pesemine, sõnniku eemaldamine), kusjuures viimane moodustab põhilise osa farmis tekkinud reoveest (Saastuse..., 2007). Lupsilehma päevane veevajadus on vahemikus 180-230 liitrit olenevalt keskkonna temperatuurist, vanusest, toodangurühmast ja piimatoodangust. Keskmiselt kulub ca kaks kolmandikku farmis vajaminevast veest loomade jootmiseks ja ülejäänud kolmandik tehnoloogilisteks vajadusteks. Ööpäevane tehnoloogilise vee vajadus looma kohta on konkreetsest farmist ja seal kasutatavast tehnoloogiast, piimafarmis eelkoige lüpsikordade arvust ööpäevas ning udara puhastamise viisist. Parima Võimaliku tehnika juhend veiste intensiivkasvatuse kohta annab tehnoloogilise vee vajaduseks sõltuvalt lüpsiviisist kannulüpsil 7 l/p, torusselüpsil 14 l/p ja lüpsiplatsil 17 l/p (Saastuse..., 2007).

Veeressursi säästvam kasutamine tulevikus sõltub ühelt poolt vee kasutamise tehnoloogiate arengust ja kasutuselevõtust loomade jootmisel ja lüpsiga seotud toimingutel. Tehnoloogilise vee kasutamise efektiivsust on võimalik parandada üldiste korralduslike meetmetega nt piimalehmadel udara ettevalmistamisega lüpsiks, lüpsiplatsi ja lehmade ootealade pesemisega (Saastuse..., 2007). Kaasaegse lupsisüsteemi- ja inventari pesemine on harilikult automatiseeritud protsess ning veeikasutus on reguleeritud ja haalestatud juba seadmete tootjafirma poolt.

Okonoomse veekasutuse eelduseks on lauda (farmi) veekulu tapne mõõtmine (Saastuse..., 2007).

Niisutamiseks kasutatava vee hulk edaspidi sõltub peamiselt sellest kas ja millisel määral rakendatakse Euroopa komisjoni nõuet kehtestada ressursimaks muu seas ka niisutusveele. Veersessursi säästmisele sobivaks meetmeks tuleb lugeda seadedrenaazi kasutamist ja ka avaveeliste tehismärgalade/settebasseinide rajamist, mis toimivad ka toitainete ärastamise eesmärgi.

Kokkuvõte

- Eestis on ühel või teisel määral, kas kohustuslike või vabatahtlikena, rakendatud 52 EÜ meetet 85st, mille eesmärgiks on põllumajandustootmise mõju vähendamine pinna- ja põhjavee kvaliteedile. Rakendamist on leidnud ka üksikud meetmed, mida EÜ meetmeloetelust ei leia. Rakendamata on seega 34 meetet, mida ei ole nõutud ei meil kehtestatud seaduste-määrustega, ega pakutud välja ka soovituslike meetmetena sh. Hea põllumajandustava juhendis või MAK-i meetmena, mille alusel oleks võimalik kompenseerida keskkonkakaitsetel eesmärkidel tehtavaid tegevusi. Meil rakendamata meetmed sisaldavad mitmeid niisutamise keskkonnamõjuga seonduvaid, mille eesmärgiks on veeressursi säilitamine, samuti üleujutuste ja liigkuivuse negatiivsete mõjude mahendamiseks välja pakutud meetmeid aga ka näiteks lämmastikväetise aktsiisimaksu ja taimetoitainetega kauplemise süsteemi rakendamise meede, heitvee taaskasutuse meede, vooluveekogude looduslähedase morfoloogia taastamist ja veel mitmed, mis ei ole meie tingimustes käesoleval ajal vajalikud või sobivad ning ei ole seetõttu seni peetud oluliseks. Samas sisaldub seal ka meetmeid, mille rakendamise potentsiaali Eestis tuleks kaaluda.
- Fosfori hajukoormuse kontrolliks põllumajandusest oleks vajalik keskenduda ja meetmeid rakendada eelkõige nn riskipiirkondades, kus fosfori kadusid soodustavateks teguriteks on mulla tüüp, reljeef, mulla kõrge P sisaldus ja/või intensiivloomapidamine. EL meetmekataloogis nimetatud meetmetest, mis Eestis on seni rakendamata või rakendatud ebapiisavalt, on fosfori hajukoormuse kontrolliks esmatähtsad: veekaitsevööndite kasutamine, avaveeline tehismärgala/settebassein, talvine taimkate, parim tehnika sõnniku laotamiseks, põldude lupjamine. Täiendavalt ja ilmselt kaugemas perspektiivis on vajalik kaaluda ka muude, seni rakendamata meetmete potentsiaali, milleks on: seadedrenaazi kasutamine ja P indeksi rakendamine riskipiirkondades.
- Lämmastiku hajukoormuse kontrolliks on esmatähtsad: põllumajandustootja toitainete bilansi koostamine, veekaitsevöönd, parim tehnika sõnniku laotamiseks, tehismärgalade rajamine/kasutamine, talvine taimkate. Täiendavalt ja ilmselt kaugemas perspektiivis on vajalik kaaluda seadedrenaazi rakendamise potentsiaali.
- Tõhusaimaks lämmastiku keskkonnamõju vähendamise täiendavaks meetmeks tuleb lugeda toitainete bilansside koostamist põllumajandustootja ja ka põllu tasandil. Selle meetme rakendamine on aluseks muude meetmete kasutamisele ja vajaduse hindamisele sõltuvalt lämmastiku ülejäägi määrast bilansis.
- Vaatamata põllumajanduslike keskkonnameetmete rakendamisele ei ole tõenäoline saavutada vähemalt head pinnavee seisundit neljas jõekogumis (Räpu, Kurna, Tõnga, Valgejõe-Moe, Ilmatsalu, Kahametsa), mille puhul on põllumajandus loetud selle kvaliteeti mõjutavaks peamiseks teguriks. Lisaks eeldab seisundi muutus Kavilda-Kentsi veekogumis punktallikate koormuse alandamist täiendavalt põllumajanduslikele meetmetele. Enamike jõekogumite osas ei ole täpse hinnangu andmine selle seisundile võimalik puuduliku veekeemia ja bioloogilise seire andmestiku tõttu. Ka ei võimalda maakasutuse (sh väetisekasutus, sõnniku kogused valglas, nõlva kalded) andmestiku puudumine hinnata spetsiifiliselt põllumajandustootmise rolli jõekogumi seisundi kujunemisele.
- Väikejärvede ökoloogilises seisundis ja suundumustes on täheldatud paranemistendentsi võrreldes 1970 – 80. aastatega, ehkki pideva seirega on kaetud vaid loetud arv väikejärvi, mistõttu on üldjuhul trende raske esile tuua. Suurem osa enam kui 50 ha suurustest järvedest on hinnatud vähemalt heas seisundis olevaks. Spetsiifilisem teave põllumajanduslike survetegurite osakaalust väikejärvede veekvaliteedi kujunemisele on puudulik.

- Põhjaveekogumite praeguse seisundi ja ohustatuse hinnangule tuginedes ning nitraadisalduse suundumusi arvesse võttes ei ole tõenäoline, et lähiajal on võimalik tagada keskkonnanäesmärke Siluri-Ordoviitsiumi Pandivere ning Adavere-Põltsamaa alamkogumites. Kui Pandivere ja Adavere-Põltsamaa alad eraldakse omaette põhjaveekogumiks, võib ulejaanud Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumi ala lugeda ohustamata põhjaveekogumiks
- Vähemalt hea seisundi saavutamise prognoosiks ning nende veekogumite selgitamiseks, kus see lähiajal ei ole tõenäoline, on vajalik tugineda ulatuslikumale veekeemia ja bioloogiliste indikaatorite andmestikule. Vähesese teabe tõttu on olnud keeruline anda hinnangut eelkõige pinnaveekogumite (jõgede ja väikejärvede) aga ka põhjaveekogumite seisundile ja eriti seisundi suundumustele. Selleks on vaja pikemaajanduse andmeid samadest seirepunktidest.
- Kuna tegeliku seisundi ja selle suundumuste andmestik, aga ka teave põllumajanduslike survetegurite osakaalust erinevate veekogumite veekvaliteedi kujunemisel on vähene, ei ole enamike veekogumite osas ilma täiendava uuringuta võimalik välja pakkuda konkreetseid meetmeid põllumajandustootmise mõju minimeerimiseks. Selle töö teeb omakorda keeruliseks määratletud pinnaveekogumite suur hulk.
- Veevõtt põllumajanduses on püsinud viimased kümme aastat suhteliselt stabiilsel tasemel, olles tunduvat väiksem kui 1990. aastate alguses. Samas on erinevate riikide kogemused näidanud, et loomafarmi veetarvet on võimalik siiski oluliselt vähendada. Veeressursi säästvam kasutamine tulevikus sõltub vee kasutamise tehnoloogiate arengust ja kasutuselevõttust loomade jootmisel ja lüpsiga seotud toimingutel. Niisutamiseks kasutatava vee hulk edaspidi sõltub peamiselt sellest kas ja millisel määral rakendatakse Euroopa komisjoni nõuet kehtestada ressursimaks niisutusveele.

Viidatud allikad

- Beauchemin, S., R.R. Simard, and D. Cluis. 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of twenty-seven tile-drained soils. *J. Environ. Qual.* 27:721-728.
- Daniel, T.C., A.N. Sharpley, and J.L. Lemunyon. 1998. Agricultural phosphorus and eutrophication: a symposium overview. *J. Environ. Qual.* 27:251-257.
- EKHOLM, P., GRANLUND, K., KAUPPILA, P., MITIKKA, S., NIEMI, J., RANKINEN, K., RÄIKE, A., RÄSÄNEN, J. 2007. Influence of EU policy on agricultural nutrient losses and the state of receiving surface waters in Finland. *Agricultural and Food Science* 16, 4: 282-300.
- Gburek, W.J., A.N. Sharpley, L. Heathwaite, and G.J. Folmar. 2000a. Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index. *J. Environ. Qual.* 29:130-144.
- Gburek, W.J., A.N. Sharpley, and G.J. Folmar. 2000b. Critical areas of phosphorus export from agricultural watersheds. Pages 83-104 in *Agriculture and Phosphorus Management*, A.N. Sharpley, ed., Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Haygarth, P.M. and S.C. Jarvis. 1997. Soil derived phosphorus in surface runoff from grazed grassland lysimeters. *Water Research* 31(1):140-148.
- HELCOM, 2007. An Approach to Set Country-Wise Nutrient Reduction Allocations to Reach Good Ecological Status of the Baltic Sea. Outcomes from the Expert Meeting of the HELCOM Baltic Sea Action Plan.
- HELCOM, 2008- Annex III: Criteria and Measures Concerning the Prevention of Pollution from Land-Based Sources, Part II.
- HUHTANEN, P., NOUSIAINEN, J., TUORI, M., TURTOLA, E. 2009. Maitotilan fosforikierron mallintaminen. In: Eila Turtola ja Kari Ylivainio (toim.). Suomen kotieläintalouden fosforikierto - sääätöpotentiaali maataloilla ja aluetasolla. *Maa- ja elintarviketalous* 138: s. 8-33.
- Iital, A., Loigu, E., Leisk, Ü., Pihlak, M., Pachel, K., 2010. Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 178-188.
- Iital, A., Loigu, E., Leisk, Ü., Pihlak, M., Pachel, K., 2010. Recent trends in nutrient concentrations in Estonian rivers as a response to large-scale changes in land-use intensity and life-styles *Journal of Environmental Monitoring*, 12, 178-188.
- KESKKONNAMINISTEERIUM, 2008. Eesti pinnaveekogude ökoloogiline seisund 2004-2008. Leping nr 18-25/521 lõpparuanne. Koostaja: Peeter Marksoo, 90 lk.
- Maves, 2008a. Vee seisundi parandamiseks hajukoormuse mõju vähendamise meetmete hindamine ja määramine. Töö nr 8114, 51 lk.
- Maves, 2008b. Ülevaade olulistest veemajandusprobleemidest. Keskkonnaministeerium, 153 lk.
- Maves, 2009. Pandivere nitraaditundliku ala põhjavee seire 2009. Töö nr 9037, Tallinn.
- Maves, 2010. Ohustatud põhjaveekogumid, ohustatud põhjaveekogumite täiendav kirjeldus, ohustatud põhjaveekogumite seisundit ohustavad saasteained ja nende saasteainete lavivaartused. Piiriülesed põhjaveekihtid, piiriüleste põhjaveekihtide täiendav kirjeldus ja võimalik inimtegevusest tingitud negatiivne piiriülene mõju põhjaveele. Töö nr 10075, Tellija: Keskkonnaministeeriumi veosakond, 60 lk.

Nitraaditundliku ala (NTA) laiendamise vajaduse analüüs, 2011. TTÜ Keskkonnatehnika Instituut. Töövõtulepingu 4-1.1/287 lõpparuanne, 113 lk.

Ott, I., 2010. Väikejärvede ökoloogilise seisundi muutustest ja seire korraldusest. Ettekanne Seirefoorumil.

Owenius, S. and van der Nat, D., 2011. Measures for water protection and nutrient reduction. Baltic COMPASS, JTI – Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering. Rapport nr 2011-0314-A, 57 p.

Pachel, K., 2010. Water resources, sustainable use and integrated management in Estonia. PhD thesis at Tallinn University of Technology, 3-54.

PÕHJA- EESTI JÕGEDE HÜDROKEEMILINE SEIRE 2010. aastal, 2011. Lepingu 4-1.1/72 lõpparuanne RIIKLIKU KESKKONNASEIRE PROGRAMMI TÄITMISE KOHTA. Eesti seirejõgede hüdrokeemiline seisund 2010.a., 45 lk.

Põllumajandusuuringute keskus, 2010. Toiteelementide kogubilansi ja kasutuse uuring 2010, http://pmk.agri.ee/pkt/files/f5/toiteelementide_bilanss_2010_lyhi.pdf

Saastuse kompleksne vältimine ja kontroll. Parim võimalik tehnika veiste intensiivkasvatuses. 2007, 70 lk.

Schoumans, O.F. and P. Groenendijk. 2000. Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural lands in the Netherlands. *J. Environ. Qual.* 29:111-116.

Sharpley, A.N., T.C. Daniel, J.T. Sims, and D.H. Pote. 1996. Determining environmentally sound soil phosphorus levels. *Journal of Soil and Water Conservation* 51(2):160-166.

Sharpley, A.N. and R.G. Menzel. 1987. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy* 41:297:324.

Sharpley, A.N., S.J. Smith, O.R. Jones, W.A. Berg, and G.A. Coleman. 1992. The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 21:30-35.

Simard, R.R., S. Beauchemin, and P.M. Haygarth. 2000. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.* 29:97-105.

Sims, J.T. 1993. Environmental soil testing for phosphorus. *J. Prod. Agric.* 6(4):501-507. Sharpley, A.N., T.C. Daniel, and D.R. Edwards. 1993. Phosphorus movement in the landscape. *J. Prod. Agric.* 6(4):492-500.

Sims, J.T., A.C. Edwards, O.F. Schoumans, and R.R. Simard. 2000. Integrating soil phosphorus testing into environmentally based agricultural management practices. *J. Environ. Qual.* 29:60-71.

ZANOÜ, B., 2006 Decrease of non-point water pollution: A practical algorithm for the user-friendly presentation of the cost-effectiveness comparison of management measures. E-Water. Official Publication of the European Water Association (EWA), 20 pp.

Lisa I: EL meetmekataloogi meetmete loetelu seisuga november 2011.

Nr	Meede	Sisu	Eesmärk
1	Sobiv vedelsõnniku laotamise tehnoloogia	Sobiva tehnika abil on oluliselt võimalik parandada sõnniku toitainete kasutamise tõhusust. Meede sisaldab sõnniku laotamist otse mulda	Vähendada väetisaine kogust mida on vaja sama saagikuse tagamiseks ning millega on võimalik minimeerida toitainete kadusid pindmise äravoolu ja leostumise tõttu ning eriti ammoniumi lendumise kaudu.
2	Väetise ja sõnniku laotamise piirang kõrgendatud riski perioodidel.	Määratletud on kõrge riski perioodid, mil taimede poolt omastatavate toitainete osakaal on väike või olematu ja pindmise äravoolu või drenivee kaudu on kõrge riski toitainete kaoks.	Minimeerida pinna ja põhjaveekogumite koormamine taimetoitainetega. Selleks tuleb eriti talvel või suurte sadude perioodil laotamisest loobuda, mis vähendab riski toitainete ärakandeks pärast väetamist.
3	Väetise ja sõnniku laotamise piirang kõrgendatud riskiga piirkondades	Määratletud on kõrge riskiga põllud kus pindmise äravoolu ja mullatingimuste tõttu või muudel põhjustel on kõrge riski toitainete, eriti fosfori kaoks. Fosfori kadude suhtes riskialtite põldude määramiseks võib kasutada riski indekseid võis muid spetsiifilisi näitajaid.	Põllumajandustootjate teadvustamine potentsiaalselt pinna- ja põhjavee reostuse riskist nitraatide ja fosforiga eesmärgiga rakendada meetmeid selle minimeerimiseks.
4	Kaitsevööndite kasutamine	Kehtestatakse taimestikuga kaetud ja väetamisvaba puhervöönd veekogu kallastel, mis vähendab toitaineteärakannet veekogudesse	Vähendada otsest reostamist anorgaaniliste väetiste ja sõnnikuga.
5	Lämmastiku siduvate kultuuride kasvatamine	Lämmastikku siduvate kultuuride kasvatamine vähendab toitainete ärakannet pindmise äravoolu ja mullaerosiooni tõttu ning täiendavat lämmastikväetiste vajadust. Neid võib kasvatada kas koos põhikultuuridega või vahekultuurina, kus nad seovad eelnevast kultuurist mulda jäänud toitained, mis taimede sissekündmisel on jargmistele kultuuridele jälle kattaesadavad.	Vähendada mullaerosiooni ja toitainete ärakannet pinna ja põhjavette.
6	Muutused niisutusrežiimis	Suurendada kogutava vee mahtu, mida saaks kasutada niisutamiseks suvisel kuivaperioodil	Väheneb negatiivne mõju vooluveekogude hüdroloogilisele režiimile.
7	Vee ressursimaks	Suunata veetarbijaid säästlikumale veekasutamisele	Veersursi säilitamine
8	Seadedrenaazi rakendamine	Dreenivee äravoolu reguleerimine, mis võimaldab tagada paremaid niiskustingimusi põllukultuuridele, eriti suvisel kuivaperioodil.	Äravoolu ühtlustamisega vähendatakse lämmastiku ärakannet suurte sadude ja kevadise/sügise kõrgvee perioodil.
9	Mahepõllumajanduse edendamine	Mahepõllumajanduse üldiseks eesmärgiks on suletud toitainete ringe tagamine ning toitainete lisamise peamiseks eesmärgiks on mulla viljakuse säilitamine mitte saagikuse suurendamine.	Toitainete kasutamine on sageli tõhusam ja nende kadu keskkonda vähesem kui tavatootmises.
10	Ekstensiivse rohumaa pindala suurendamine põllumaa arvelt	Kõrgendatud keskkonnariskiga põllumaa pindala väheneb.	Meede vähendab lämmastiku ja fosfori kadusid vähesema sisendi tõttu.
11	Vabatahtlikud lepingud	Vabatahtlikud lepingud põllumajandustootjate, vee-ettevõtete ja keskkonnakaitsjate vahel, kus võetakse kohustusi väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamise vähendamiseks vastutasuks vee-ettevõtete rahalise kompensatsiooni eest	Võimalik toitainete ärakande vähenemine põhja- ja pinnavette.
12	Erosiooni minimeerivad maaharimisvõtted	Künnita maaharimine eesmärgiga säilitada mulla orgaanilise aine sisaldust ja selle head struktuuri.	Erosiooni vähendamise kaudu on võimalik minimeerida mullaosakeste seotud fosfori pindmist ärakannet. Mulla parem struktuur parandab vee infiltratsiooni ja suurendab seekaudu toitainete peetust mullas, mistõttu

			väheneb nende kadu pinnaveekogudesse.
13	Märgalade rajamine/kasutamine	Tehismärgalade kasutamine hajukoormuse vähendamiseks	Toitainete peetuse ja isepuhastuse suurendamine lämmastiku denitrifikatsiooni ja veetaimede omastamise kaudu ning fosfori settimise teel.
14	Lämmastiku maks	Tõstetakse kunstlikult mineraalväetiste hinda, mis sunnib põllumajandustootjaid kasutama lämmastikväetisi säästlikumalt	Vähendada väetistega antavat lämmastikukoormust põllule. Lämmastiku äraanne pinna- ja põhjavette peaks tasakaalustatud väetamise mõjul alanema.
15	Toitainete bilansid	Toitainete bilansi kaudu saavad põllumajandustootjad teavet toitainete kasutamise tõhususe kohta mis võimaldab planeerida efektiivsemat kasutamist.	Tasakaalustatum bilanss võimaldab vähendada toitainete kadude riski nii ettevõtte kui ka põllu tasandil.
16	Toitainetega kauplemise süsteem	Toitainetega kauplemise süsteemi rakendamine punktreostajetele või hajukoormuse tekitajatele või mõlemale, et anda majanduslikke eeliseid nendele tootjatele kes rakendavad täiendavaid meetmeid toitainete koormuse vähendamiseks	Toitainete maksimaalse kogukoormuse tagamine lähtuvalt veekvaliteedi nõuetest.
17	Nõuandeteenistuse olemaolu	Pakkuda sobivaid lahendusi põllumajandustootjatele kõikvõimalikes põllumajandustootmise valdkondades	Adekvaatne teave tegevuse keskkonnamõjude ja seda vähendavate meetmete kohta aitab kaasa hajukoormuse vähendamisele.
18	Talvine taimkate	Talvise taimkattena mõistetakse talvituvaid kultuure: taliteraviljad, taliraps, talirups, korrelised ja liblikoelised heintaimed ning maitse- ja ravimtaimed, mis kasutavad ära suviviljade poolt tarbitava nitraadi ja muud toitained vähendades võimalust nende leaostumiseks talveperioodil ning mullaerisooni.	Talvine taimkate võib vähendada nitraatide ja fosfori äraannet mis on tingitud võimalikest talvistest sulaperioodidest ja vihmast ning setete transpordist pindmise äravooluga.
19	Väetamiplaan	Väetamise aja ja koha planeerimine	Toitainete kadude vähendamine, kuna väetamist ei toimu kõrgendatud riskiga perioodidel aga põldudel.
20	Väetiselaoturite nõuetekohane hoiustamine ja hooldamine	Väetiselaoturite puhastamine ning hoiustamine selleks sobivas kohas	Laoturilt pärit väetisainete keskkonnamõju minimeerimine
21	Taimekaitsevahendite nõuetekohane hoiustamine	Hoiustamise vältimine veekogude lähistel ja põhjavee reostuse riskiga aladel. Lukustatud tulekindlates ja kemikaalide võimalike kadude riski minimeerivates hoonetes	Korralik hoiustamine vähendab taimekaitsevahendite keskkonnamõju
22	Vähendatud väetamine	Lämmastik- ja fosforväetiste kasutamine tasemel, mis jääb allapoole ökonoomilise optimumi taset.	Vähendab lämmastiku ja fosfori sisaldust mullas ja nende äraannete riski veekeskkonda.
23	Loomühikute arvu vähendamine	Loomühikute arvu vähendamine võib alandada toitainete ülejääki kohalikul või regionaalsel tasandil	Mõju avaldub kahel teel: mulla tihendamise vähenemine ja vähenenud risk toitainete äraanneks vähesema sõnnikukoguse tõttu.
24	Sügiskünni aluse pinna vähendamine mullaerosiooni riskiga piirkondades	Talihaljaste kultuuride pindala suurendamine. Sügiskünnist loobumine ja kevadkünni kasutamine kompenseeritakse tootjale.	Mulla erosiooni vähendamine aitab säilitada mulla viljakust ning vähendab vajadust väetamise järele. Seeläbi väheneb toitainete äraanne veekeskkonda.
25	Vooluveekogude looduslähedase morfoloogia tagamine	Õgvendatud vooluveekogude meandreerumise, haudmike ja taimestiku taastamine,	Vee viibeaja pikenemine soodustab isepuhastusprotsesse ja toitainete koormuse vähenemist.
26	Kuivendussüsteemi negatiivsete tagajärgede elimineerimine	Sisaldab disaini elemente ja meetmeid, mis: (i) kõrvaldavad puhvervööndi/jõelammi abil otsese seose drenisüsteemi ja vooluveekogu vahel, (ii)	Äravoolu ühtlustamine aitab kaasa toitainete äraannete vähendamisele

		tagab drenivee aeglasema äravoolu vooluveekogusse, (iii) reguleeritud дренаazi kasutamine äravoolu ühtlustamiseks.	
27	Veeressursi maksustamine kasutatava maa hektari põhised	Veeressursi maksustamine olukorras, kus tarbitavat veekogust ei möödeta.	Veeressursi säästlikum kasutamine
28	Piirangud põllumajandustootmisel e suure nõlva kaldega põldudel	Minimeerida mulla erosiooni ja väetise kadude riski pindmine ärakande tõttu	Väheneb erosioon ja toitainete ärakanne pinnaveekogudesse
29	Kaldaterrasside säilitamine/rajamine	Kaldaterrasside abil vähendatakse nõlva üldist kallet ja võimaldatakse täiendavaid üleujutusalasid suurvee perioodiks.	Väheneb erosioon ja toitainete ärakanne pinnaveekogudesse
30	Taimekaitsevahendite mahavalgunud jääkide kohene lokaliseerimine ja kokkukogumine	Taimekaitsevahendite jääkide lokaliseerimine kasutades liiva, saepuru või muid absorbeerivaid vahendeid. Kokkukogutud jäägid võib kasutada ära taimekaitsevahendeid vajavatel põldudel	Taimekaitsevahendite keskkonnariski vähendamine
31	Taimekaitsevahendite ohutu transportimine	Lekete ja mahavalgumise vältimine	Taimekaitsevahendite keskkonnariski vähendamine
32	Mulla erosiooni vähendamise kava	Üleriigiline või regionaalne mulla erosiooni kava on aluseks tegevustele erosiooniriski vähendamiseks.	Erosiooni vähendamine alandab toitainete ärakande riski.
33	Sobiva niisutustehnoloogia kasutamine	Vähesema veekuluga niisutustehnoloogia kasutamine	Veeressursi säästmine
34	Ülejääva sõnniku müük	Põllumajandustootjad, kelle sõnnikukogused ületavad selleks vajaliku laotatava maa pindala või tootmine paikneb kõrgendatud keskkonnariskiga piirkonnas saavad ülejääva sõnniku ära anda/müüa teistele tootjatele.	Väheneb üleväetamise ja ebasobival ajal sõnniku laotamise risk ning seega ka toitainete ärakande risk pinna- ja põhjavette.
35	Väetamise nõuandesüsteemi olemasolu	Tagada, et põllukultuuridele on saadaval vaid see kogus toitaineid mida nad vajavad ning mullaviljakus on tagatud	Väheneb toitainete ülejääk mullas ja selle veekeskkonda jõudmise risk.
36	Veekogude kaldatimestiku hooldamine	Intensiivse põlluharimise mõju vähendamine kaldatimestiku struktuurile ja tingimustele.	Väheneb erosioon ja toitainete ärakanne põllult vooluveekogudesse.
37	Karjatamise keelustamine veekogu kaldal	Kariloomade eemal hoidmine veekogudest seal kus võimalik	Loomasõnniku lämmastikukoormuse vähendamine. Mulla erosiooni ja ravimainete vette sattumise riski vähendamine
38	Loomade tasakaalustatud söötmine	Veiste, sigade ja kodulindude söödaproteiini vajaduse tasakaalustatud rahuldamine, mis vähendab lämmastikuisaldust sõnnikus.	Lämmastiku ärakande riski vähendamine
39	Põllumajandusmaa metsastamine	Metsaistutus põllumajandusmaale. Põllumajandusmaa üldise pindala vähendamine.	Lämmastiku koormuse vähenemine pinna- ja põhjavette. Kasvuhoonegaaside emissiooni summaarne vähenemine.
40	Kaitsemetsa rajamine	Maastike mitmekesistamine hekkidega/puude ridadega	Toimivad puhvritena ja tuuleerosiooni tõkestajatena.
41	Taimekaitsevahendite kasutamise keeld	Taimekaitsevahendite kasutamise keeld teataval perioodil või põllul	Taimekaitsevahendite keskkonnariski minimeerimine
42	Looduslike taimekaitsevahendite (meetodite) kasutamine keemiliste asemel	Bioloogiliste, biotehnoloogiliste, agrotehniliste ja sordiaretuse meetodite kasutamine taimekaitse eesmärkidel	Taimekaitsevahendite keskkonnariski minimeerimine
43	Taimekaitsevahendite kasutamise keeld veekogude	Tagada piisav loodusliku taimekaitse puhver põllu ja veekogu vahele.	Taimekaitsevahendite keskkonnariski minimeerimine

	kaldavööndis		
44	Multši kasutamine	Puukoore, puulehetede, õlgede jms. või mitteorgaaniline materjali (nt. must kile) kasutamine eesmärgiga kaitsta kultuure ning vähendada mulla erosiooni ja vee aurustumist. Väheneb vajadus keemiliste taimekaitsevahendite kasutamiseks.	Veeressursi säästlikum kasutamine. Keemiliste taimekaitsevahendite keskkonnamõju minimeerimine
45	Püskikultuuride kasvatamine viljapuude, põõsaste ja energiakultuuride alustaimestikuna	Põllumajandusmaa efektiivsem kasutamine erinevate kultuuride kasvatamiseks.	Erosiooni ja toitainete kadude vähendamine
46	Kvoodisüsteemi rakendamine niisutusveele	Erinevatele kultuuridele vajaliku veekoguse normi kehtestamine veevaestes piirkondades ja tingimustes, kus vee hind ei mõjuta piisavalt vee säästlikumat tarbimist	Veeressursi säästlikum kasutamine
47	Märgalade säilitamine	Märgalad käsitletakse kui veekogumi loomuliku integreeritud osa, mis suurendab vee viibeaga süsteemis ja vähendab toitainete koormust	Toitainete koormuse vähendamine isepuhastusprotsesside teel ja toitainete omastamise kaudu taimede epoolt
48	Integreeritud põllumajandustootmine	Majandulikult kasuliku ja keskkonnakaitsealset vastutustundliku majandamise korraldamine	Üldine keskkonnamõju vähenemine
49	Minimeeritud sisendiga põllumajandustootmise süsteem	Enam-vähem langeb kokku mahepõllumajanduslike meetmetega mille eesmärgiks on suletum toitainete ringe	Võib vähendada toitainete kadusid keskkonda
50	Töödeldud heitvee kasutamine	Töödeldud heitvee kasutamine niisutamiseks veepuuduse all kannatavates piirkondades	Veeressursi säilitamine. Väetamise vajaduse vähenemine ja seeläbi toitainete kadude minimeerimine.
51	Keskkonnateadlikkuse tõstmine	Taimekaitsevahendite mõju ja veeressursi säästlik kasutamine	Üldine keskkonnamõju vähenemine
52	Kuivendusvee kasutusrežiimi muutmine	Kogutava vee mahu suurendamine suurvee perioodil, mis võimaldab veekasutust vähendada madalveeperioodidel (Dworak et al, 2007)	Veeressursi säilitamine ja toitainete kadude minimeerimine..
53	Kanaliseeritud vooluveekogude morfoloogia parandamine	Kanaliseeritud vooluveekogu looduslähedasemaks muutmine	Paranenud tingimused vee-elustikule
54	Hea põllumajandustava rakendamine	Kohustuslike ja vabatahtlike meetmete tutvustamine põllumajanduse keskkonnamõju vähendamiseks.	Toitainete ja taimekaitsevahendite koormuse vähendamine
55	Haritava maa pindala vähendamine ja	Toitainete ja mulla erosiooni ning väetamise mõju	Toitainete ja taimekaitsevahendite

	rohuma osakaalu suurendamine.	vähendamine	koormuse vähendamine
56	Tegevuskavade/programmide koostamine	Toitainete ja taimekaitsevahendite mõju ning mulla erosiooni vähendamine	Üldine keskkonnamõju vähenemine
57	Nitraatide leostumise vähendamine tundlikel aladel	Spetsiifilised meetmed nt karstialal toitainete leostumise vähendamiseks.	Nitraatreostuse vähenemine
58	Jõelammi hooldamine	Lammi looduslikkuse säilitamine üleujutuste riski vähendamiseks	Üleujutuste riski vähendamine
59	EL seadusandluse rakendamine	Hea põllumajandustava uuendamine, nitraaditundliku ala tegevuskava läbivaatamine, nitraaditundliku ala piiride läbivaatamine jne.	Vähendada eelkõige sõnniku ja taimekaitsevahendite kasutamismõju veekeskkonnale
60	Üleujutuste direktiivi rakendamine	Üleujutusohuga seotud riskide hindamine ja maandamiskavade koostamine. Meetmed üleujutustest tingitud mullaerosiooni vähendamiseks	Üleujutuste riski ja mullaerosiooni vähendamine
61	Teabe kogumine adekvaatsemate otsuste tegemiseks	Seiremeetodite parandamine ja teadusuuringute korraldamine, mudelite rakendamine	Põhjuse ja tagajärje seoste paremaks mõistmiseks põllumajandusreostuse iseloomustamisel ja vähendamise meetmete valikul
62	Vee viibeaja suurendamine	Veekogu looduslikuma ilme taastamine vee viibeaja suurendamise kaudu	Veekogude isepuhastusprotsesside soodustamine
63	Erinevate kultuuride arvu suurendamine viljavahelduses	Nõuab pikemaajalist planeerimist, mis sisaldab ka väetise kasutust ja taimekaitset. Seega võib selle kaudu vähendada väetiste ja taimekaitsevahendite keskkonnamõju, parandada mulla kvaliteeti ja tõsta kultuuride saagikust.	Toitainete ja taimekaitsevahendite kadude vähenemine
64	Biogaasi tootmine	Loomakasvatuse keskkonnamõju vähendamine	Sõnniku keskkonnamõju ja toitainete kadude vähenemine
65	Institutsionaalsed muudatused	Eelkõige veevaestes piirkondades ühistegevuse soodustamiseks vee kasutamisel niisutuseks	Veeressursi säästlikum kasutamine
66	Integreeritud taimekaitse	Vähendab kasutatavate taimekaitsevahendite kogust.	Keemiliste taimekaitsevahendite keskkonnamõju vähendamine
67	Muutused maakasutuses	Künnimaa (haritava maa) kasutusintensiivsuse vähendamine, kasutusest välja jätmine või asendamine märgaladega	Üldine toitainete ärakande riskiga alade vähenemine
68	Maakasutuse planeerimine	Planeeringutes arvestada veekvaliteedi ja kvantiteedi tagamisega.	Jätkusuutlikuma veekasutuse tagamine
69	Meetmed äravoolu vähendamiseks jõgedes	Vee viibeaja suurendamine kuivendussüsteemides	Veevaru tagamine kuivemaks perioodiks

	ülemjooksudel		
70	Põllumajandus-hoonete moderniseerimine	Loomade heaolu, hügieeni, inimeste töötingimuste paranemisele ja keskkonnamõju vähendamisele ning energiasäästule suunatud lahendused	Toitainete kadude riski minimeerimine põllumajandushoonetsest
71	Niisutussüsteemide moderniseerimine	Veekasutuse optimeerimine paremate niisutussüsteemide abil	Veerssursi jätkusuutlik kasutamine
72	Kultuurid, mis vajavad vähesemat taimekaitsevahendite kasutamist.	Kasvatada kultuure, mille kaitseks on vaja vähem kasutada taimekaitsevahendeid	Keemiliste taimekaitsevahendite keskkonnamõju vähendamine
73	Omamaiste puuliike kasvatamine	Kasvatada kohalike looduslike tingimustega paremini kohastunud liike	Erosiooni ja üleujutuste tõkestamine
74	Meetmed liigkuivuse mõju vähendamiseks	Loodusliku veeringe toetamine, kompensatsioonid tootjatele	Veerssursi jätkusuutlik kasutamine
75	Piisava mahutavusega sõnnikuhoidlad	Piisava mahutavusega sõnnikuhoidlad annavad võimaluse valida, millal laotada sõnnikut ning välistavad selle ebasobival aasta-ajal.	Sõnniku toitainete kadude vähenemine kõrgendatud riskiga perioodil
76	Veeringe tagamine kasvuhoone dreniveele	Kasvuhoone deernivee taaskasutus selle keskkonda suunamise asemel.	Toitainete ja taimekaitsevahendite koormuse vähendamine. Veerssursi säästlikum kasutamine.
77	Ülekarjatamise vältimine jõgede kallastel	Ülekarjatamise tõttu kahjustatud jõgede kallaste taastamine	Mullaerosiooni vähendamine
78	Veetarbimise vähendamine	Veetarbimise vähendamine piirkondades, kus veerssurss on piiratud või on oht soolase merevee sissevooluks või vee nitraadisaldus on kõrge.	Veerssursi jätkusuutlik kasutamine
79	Mineraalväetiste kasutamise piirang joogiveehaarete lähistel	Veekaitsevööndite ja muude meetmete rakendamine	Toitainete ärakande minimeerimine joogiveehaarde veekogudesse
80	Toetused põllumajandustootjatele, kelle maadele jääb kaitstavaid alasid	Toetuste süsteemiga säilitatakse tootjate konkurentsivõime	Väheneb vajadus intensiivistada tootmist mujal
81	Mahetoodangu soodustamine	Toetused mahetootjatele konkurenstis püsimiseks	Taimekaitsevahendite ja toitainete kadude potentsiaalne vähendamine
82	Tehnilised rajatised erosiooni tõkestamiseks	Siseveekogude seisundit mõjutava erosiooni tõkestamine	Erosiooni ja toitainete pindmise ärakande vähendamine
83	Alternatiivsete veeallikate kasutamine niisutamiseks	Heitvee (halli vee) kasutamine, merevee magestamine, sademevee kogumine	Veerssuris säilitamine

84	Farmi reovee kätlemine ja puhastamine	Farmi reovee sobiv kätlemine ja võimalik kasutamine niisutuseks.	Sõnniku toitainete kadude minimeerimine
85	Piimafarmi jäätmete kätlemine	Piimafarmi heitvee kätlemine.	Toitainete kadude minimeerimine

Lisa II Veekogumite kaardimaterjal