KESK KONNA ÕIGUSE KESKUS

TARTU ÜLIKOOL 1632 RAKE

WETEST

Kaasrahastanud Euroopa Liit

„Saastaja maksab“ põhimõtte analüüs veemajanduse valdkonnas (D3.2, MS27). I ja II etapi osaaruanne.

Tartu 2026

RAHASTUSLEPPE NUMBER	101147477
PROJEKTI NIMI	Ühiste jõupingutuste võimestamine süsteemse muutuse toetamiseks veemajanduskavade elluviimisel Lääne-Eesti vesikonnas
TULEMI NIMI	„Saastaja maksab“ põhimõtte analüüs veemajanduse valdkonnas. I ja II etapi osaaruanne
TULEMI NUMBER	MS27 (D3.2)
LEPINGULINE TULEMI ESITAMISE TÄHTAEG	31.12.2026
TULEMI ESITAMISE KUUPÄEV	04.05.2026
DOKUMENDI STAATUS	Seda tulemit esitatakse 2 korda: M17, M24
KÄTTESAADAVUS VEEBIS	Jah
LEVITAMISE TASE	Avalik
TULEMI OLEMUS	Aruande mustand
TÖÖPAKETT	TP3
VASTUTAV PARTNER	TÜ
KAASATUD PARTNERID	Kõik partnerid
AUTORID	Veiko Sepp, Kärt Vaarmari, Kaspar Nurk, Jaanus Veemaa, Kirke Sahku

Versioonide ajalugu		
Versioon	Esitamise kuupäev	Muudatused
1.0	04.05.2026	Esialgne versioon

Aruanne on valminud LIFE SIP WetEST projekti raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni LIFE programm ja Eesti riik heitkogustega kauplemise süsteemi enampakkumistulust. LIFE programmi rahastusleping nr LIFE23-IPE-EE-LIFE SIP WET-EST. Aruanne kajastab autori seisukohti ja Euroopa Komisjon ei vastuta sisu kasutamise eest.

Sisukord

Lühendid 10

Töös kasutatavad erialaterminid 15

Sissejuhatus 19

1 „Saastaja maksab“ põhimõtte kontseptsioon 20

1.1 SMP kontseptsiooni ajalooline kujunemine 20

1.2 SMP kontseptsiooni tänapäevane käsitlus 21

1.2.1 Olemus ja funktsioonid 21

1.2.2 Elemendid 22

1.3 „Saastaja maksab“ põhimõte keskkonnaökonoomikas 25

1.3.1.1 Majandusteoreetiline eellugu: Pigou maks 26

1.3.1.2 Baumol–Oates “standard-ja-hind” lähenemine 27

1.3.1.3 Coase’i kriitika 27

1.3.1.4 Marginaalse kulu ja kahjude tasakaalupunkt 28

1.3.1.5 Hajureostus ja põhjuslikkuse probleem 28

1.3.1.6 Ajaloolised heited ja „kes on saastaja“ küsimus 29

1.4 „Saastajale makstakse“ põhimõte 30

2 „Saastaja maksab“ põhimõtte õiguslik tähendus ja rakendus 33

2.1 SMP kui õiguspõhimõtte tähendus EL õigussüsteemis 33

2.1.1 Õiguspõhimõtete tähendus EL õigussüsteemis 33

2.1.2 SMP kui õiguspõhimõtte tähendus EL õiguses 34

2.2 Seosed muude õiguspõhimõtetega 34

2.2.1 Ettevaatuspõhimõte ja vältimispõhimõte 35

2.2.2 Proportsionaalsuse põhimõte 36

2.2.3 Võrdse kohtlemise põhimõte 38

2.2.4 Õiguspärase ootuse ja õiguskindluse põhimõte 38

2.3 SMP rakendamise instrumendi põhitüübid 39
2.3.1 Õiguslike ja mitteõiguslike meetmete eristamine 39
2.3.2 Nõuded ja tegevuspiirangud, loastamine 41
2.3.3 Keskkonnamaksud ja –tasud 42
2.3.3.1 Maksud ja tasud kui SMP rakendamisvorm 42
2.3.3.2 Maksude ja tasude eristamine 43
2.3.3.3 Maksude/tasude eesmärk ja neist laekuva tulu jaotamine 45
2.3.4 Keskkonnavastutus 47
2.3.5 Vabatahtlikud instrumendid 48
2.3.6 Väljakutsed 49
2.4 “Saastaja maksab“ põhimõte EL vee raamdirektiivis ja selle kohaldamisest tulenevad piirid 50
2.4.1 Vee raamdirektiivi normid 50
2.4.1.1 Üldine regulatsioon 50
2.4.1.2 Erandid 51
2.4.1.3 EL õigusest rangemate piirangute seadmise tingimused 53
2.4.2 „Saastaja maksab“ põhimõtte tõlgendused ja juhised 55
2.4.2.1 Kitsas ja lai tõlgendus VRD kontekstis 55
2.4.2.2 Rakendusjuhised ja hinnangud 56
2.4.2.3 Euroopa Kohtu praktika 58
2.4.3 Seosed teiste EL poliitikatega 60
2.4.3.1 VRD ja SMP rakendamisega haakuvad muud EL poliitikad 60
2.4.3.2 Aktuaalsed arengud EL poliitikates 62
2.5 „Saastaja maksab“ põhimõte Eesti õigusruumis 64
2.5.1 Õiguslikud alused 64
2.5.2 Mõisted “saastaja” ja “keskkonnakahju Eesti õiguses 65
2.5.2.1 „Saastaja“ vs „keskkonna kasutaja“ 65
2.5.2.2 Keskkonnahäiringud, oluline keskkonnamõju ja keskkonnakahju 65
2.5.3 SMP rakendamine Eesti õiguses 67
2.5.3.1 Reguleerimisvahendid 67

2.5.3.2 „Saastaja maksab“ printsiibi rakendamine Eesti kohtupraktikas 68
2.5.3.2.1 Jäätmevaldkonna tüüpjuhtumid 68
2.5.3.2.2 Saastetasu vaidlused 69
2.5.3.2.3 Saastaja määratlemine 70
2.5.3.2.4 Paisutamine ja kalapääsu rajamise kohustus 71
3 Põhimõisted ja üldloogika "saastaja maksab" põhimõtte rakendamisel veevaldkonnas 73
3.1 Veekasutus keskkonnakasutuse liigina kui veekogumites muutusi tekitav inimtegevus 73
3.2 Veekasutusest tulenev keskkonnakoormus ehk surved 76
3.3 Veekogumite seisund 80
3.4 Mõjud 82
3.5 Vastused, valikud ja instrumendid veepoliitikas 91
3.5.1 SMP poliitikainstrumendid 92
3.5.1.1 Tasud ja maksud 92
3.5.1.1.1 Veevõtutasud 92
3.5.1.1.2 Saastetasu ehk heitvee ärajuhtimise tasu 93
3.5.1.1.3 Tasud muude veekasutuste eest 93
3.5.1.1.4 Sisendipõhised tasud ja maksud hajureostuse korral 94
3.5.1.1.5 Keskkonnabilansil põhinevad tasud 99
3.5.1.1.6 Keskkonnaseisundipõhised maksuskeemid (*ambient schemes*) 100
3.5.1.2 Emissioonide kauplemissüsteemid (tradable emission permits) 101
3.5.1.3 Vabatahtlikud maksed fondidesse 103
3.5.1.4 Tagatis- ja tagasimaksesüsteemid (reclamation bond, financial assurance, closure security systems) 105
3.5.1.5 Keskkonnavastutuse kindlustus 108
3.5.1.6 Laiendatud tootjavastutus 109
3.5.1.7 Nõuded tootmistehnoloogiale 110
3.5.1.8 Põllumajandustoetuste tingimuslikkus lähtudes veekaitse nõuetest 112
3.5.1.9 Kvaliteedi- ja heitenormide jõustamise vahendid 114
3.5.1.9.1 Trahvid 114
3.5.1.9.2 Sunniraha 114
3.5.1.9.3 Asendustäitmine 115
3.5.2 „Saastajale makstakse“ põhimõtte rakendamise meetmete liigid 115

3.5.2.1 Investeeringutoetused 115
3.5.2.2 Tegevus- ja tulemuspõhised keskkonnatoetused 118
3.5.2.2.1 Kulupõhised toetused 118
3.5.2.2.2 Tulemuspõhised toetused 119
3.5.2.2.3 Hübriidmudel 119
3.5.2.3 Ökosüsteemiteenuste tasustamine 120
3.5.3 Instrumentide mõjude eelhindamine ja võrdlev tõhusus 122
3.5.3.1 Eelhindamise roll ja ülesanded instrumentide valikus 122
3.5.3.2 Instrumentide tõhusus 124
4 Eesti vesi: veekogumite seisund, veevarud ja koormused 126
4.1 Eesti vesikonnad 126
4.2 Veekogumid Eestis ja nende seisund 127
4.2.1.1 Pinnaveekogumid 127
4.2.1.2 Põhjaveekogumid 132
4.3 Veevarud, veevõtt ja veekasutus Eestis 136
4.3.1 Veevarude hindamine 136
4.3.2 Veevarude ülevaade 136
4.3.2.1.1 Põhjavee varud 136
4.3.2.1.2 Pinnaveekogude joogivee varud 137
4.3.3 Veevõtu ja veekasutuse trendid 138
4.4 Koormuste klassifikatsioon ning Eesti veekogumite hinnatud ja mõõdetud koormused . 140
4.4.1 Kasutatav koormusklasside nomenklatuur 140
4.4.2 Hinnatud ja mõõdetud koormused Eestis 143
5 Eesti veepoliitika sekkumisloogikad 150
5.1 Veepoliitika strateegilised eesmärgid ja põhimõtted 150
5.2 Rakendatavad veepoliitika instrumendid 151
5.2.1 Keskkonnakasutajatele seatud nõuded ja tingimused, sh loastamine 151
5.2.1.1 Õiguslik raamistik 151
5.2.1.1.1 Nõuete üldine loogika 151
5.2.1.1.2 Veekeskkonnaga seotud tegevuste loakohustus veeseaduses 152

5.2.1.1.3 Keskkonnamõju hindamine 156
5.2.1.1.4 Loa andja poolt lubades tingimuste seadmine 157
5.2.1.1.5 Veekeskkonda oluliselt mõjutavate tegevuste kaetus regulatiivsete meetmetega põllumajanduse hajukoormuse, paisutamise ja kuivenduse näitel 158
5.2.1.2 Majanduslik sisu 164
5.2.2 Järelevalve ja sanktsioonid 171
5.2.2.1 Õiguslik raamistik 171
5.2.2.2 Majanduslik sisu 172
5.2.3 Keskkonnavastutus 174
5.2.3.1 Õiguslik raamistik 174
5.2.3.2 Majanduslik sisu 176
5.2.4 Keskkonnatasud 177
5.2.4.1 Õiguslik raamistik 177
5.2.4.1.1 Keskkonnatasude õiguslik alus ja eesmärk 177
5.2.4.1.2 Keskkonnatasud, maksud, hüvitised ja trahvid 177
5.2.4.1.3 Keskkonnatasude kogumine 180
5.2.4.1.4 Keskkonnatasu asendamine 181
5.2.4.1.5 Keskkonnatasud veevaldkonnas 182
5.2.4.1.6 Keskkonnatasudest laekuva raha kasutamine 183
5.2.4.2 Majanduslik sisu 187
5.2.5 Ühtse põllumajanduspoliitika toetuste tingimuslikkus 196
5.2.5.1 Õiguslik raamistik 196
5.2.5.2 Majanduslik sisu 198
5.2.6 Tootjavastutus 200
5.2.6.1 Õiguslik raamistik 200
5.2.6.2 Majanduslik sisu 200
5.2.7 Veemajanduskavade toetus- ja tegevusmeetmed 201
5.2.7.1 Õiguslik raamistik 201
5.2.7.2 Majanduslik sisu 203
5.2.8 Kokkuvõte Eestis rakendavate instrumentide kuludest 210
6 Rakendatavad koormuste ja kahjude tekkeprotsesside mõõtmise ja hindamise metoodikad, sh monetiseerimise meetodid 214

6.1 Veekeskkonna koormusseisundite mõõtmisest kohustuste määramiseks 214
6.2 Koormused pinnaveekogumitele 218
6.2.1 Metsanduse hajukoormus 218
6.2.2 Põllumajanduse hajukoormus 229
6.2.3 Jõgede paisutamine ja tammid 244
6.2.4 Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine 254
6.2.5 Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmete hajukoormus 266
6.2.6 Asulate heitvee punktkoormus 278
6.2.7 Vihmavee ülevoolud - punktkoormus 285
6.2.8 Tööstusheite punktkoormus 296
6.2.9 Kaevandusvee punktkoormus 309
6.2.10 Vesiviljelus - punktkoormus 322
6.2.11 Veevõtt jahutusveeks 334
6.2.12 Võõrliigid ja haigused 343
6.2.13 Hüdroloogilised häiringud - hüdroenergia 348
6.2.14 Veeloomade või taimede püüdmine või korjamine 359
6.2.15 Hüdromorfoloogilised häiringud 364
6.2.16 Inimtekkelised survetegurid - ajalooline saaste 376
6.2.17 Saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormus 380
6.3 Koormused põhjaveekogumitele 392
6.3.1 Veevõtt ühisveevärgiks 392
6.3.2 Veevõtt tootmiseks 401
6.3.3 Põllumajanduse hajukoormus 412
6.3.4 Kaevandamise mõju põhjaveele 423
7 Esmased järeldused SMP mõistete, teooria ja praktika kaardistusest 437
8 Lisad 441
8.1 Keskkonnavastutuse juhtumid 2009-2018, veekeskkond 441
8.2 Keskkonnavastutuse juhtumid alates 2019, veekeskkond 443

8.3 Hindamisanalüüside järeldusi veepoliitika instrumentide tõhususe kohta 445
9 Kasutatud kirjandus 454
9.1 Teaduskirjandus ja rakenduslikud analüüsid 454
9.2 Veebiallikad 460
9.3 Kasutatud õigusaktide loetelu 463
9.4 Kasutatud kohtulahendite loetelu 470
9.5 Koormusklasside analüüsis kasutatud kirjandus 472

Lühendid

ATK – ammlehma kasvatamise otsetoetus

BAT – Best Available Techniques; parim võimalik tehnika Ingliskeelne vaste Eesti lühendile PVT

BHT – biokeemiline hapnikutarve

BHT_7 – biokeemiline hapnikutarve seitsme ööpäeva jooksul

CAP – Common Agricultural Policy; Euroopa Liidu ühine põllumajanduspoliitika Ingliskeelne vaste lühendile ÜPP

CIS – Common Implementation Strategy; Euroopa Liidu vee raamdirektiivi ühine rakendusstrateegia

COD – Chemical Oxygen Demand; keemiline hapnikutarve Ingliskeelne vaste lühendile KHT

DPSIR – Drivers–Pressures–State–Impacts–Responses; liikumapanevate jõudude, survete, seisundi, mõjude ja vastumeetmete analüüsiraamistik

EEA – European Environment Agency; Euroopa Keskkonnaamet

EL – Euroopa Liit

ELD – Environmental Liability Directive; keskkonnavastutuse direktiiv, direktiiv 2004/35/EÜ

ELT – Euroopa Liidu Teataja

ELTL – Euroopa Liidu toimimise leping

EMAS – Eco-Management and Audit Scheme; Euroopa Liidu keskkonnajuhtimis- ja keskkonnaauditeerimissüsteem

EMÜ – Euroopa Majandusühendus

EPA – Environmental Protection Agency; keskkonnakaitseamet Dokumendis kasutatakse lühendit välisriigi asutuse nimetuses

ERDF – European Regional Development Fund; Euroopa Regionaalarengu Fond

EÜ – Euroopa Ühendus

FÜBE – fütobentos ehk bentilised ränivetikad

FÜKE – vee füüsikalis-keemilised üldtingimused

FÜPLA – fütoplankton

HEJ – hüdroelektrijaam

HMS – haldusmenetluse seadus

HPK – maa heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõuded

IED – Industrial Emissions Directive; tööstusheite direktiiv Direktiiv 2010/75/EL

IEEP – Institute for European Environmental Policy; Euroopa Keskkonnapoliitika Instituut

INTERREG – Euroopa territoriaalse koostöö programm

JRC – Joint Research Centre; Euroopa Komisjoni Teadusuuringute Ühiskeskus

KAUR – Keskkonnaagentuur

KeA – Keskkonnaamet

KeTS – keskkonnatasude seadus

KeVS – keskkonnavastutuse seadus

KeÜS – keskkonnaseadustiku üldosa seadus

KHT – keemiline hapnikutarve

KIK – Sihtasutus Keskkonnainvesteeringute Keskus

KM – kohustuslikud majandamisnõuded

KMH – keskkonnamõju hindamine

KOV – kohalik omavalitsus

KSH – keskkonnamõju strateegiline hindamine

KSM – keskkonnasõbraliku majandamise toetus

LHT – loomade heaolu toetus

LIFE – Euroopa Liidu keskkonna- ja kliimameetmete programm; nimetus pärineb väljendist L'Instrument Financier pour l'Environnement

MAC – Marginal Abatement Cost; saaste vähendamise piirkulu ehk marginaalne vähendamiskulu

MAFÜ – makrofüüdid ehk kalda- ja veetaimed

MAFÜ–FÜBE – makrofüütide ja fütobentose kombineeritud kvaliteedielement

MAHE – mahepõllumajandusliku taimekasvatuse toetus

MAHEL – mahepõllumajandusliku loomakasvatuse toetus

MCPA – 2-metüül-4-klorofenoksüäädikhape; põllumajanduses kasutatav herbitsiidne toimeaine

MD – Marginal Damage; saastamisest tulenev piirkahju ehk marginaalne kahju

MESI – mesilaste korjeala toetus

MKS – maksukorralduse seadus

MULD – turvas- ja erodeeritud mulla kaitse toetus

MULD–VPR – turvas- ja erodeeritud mullaga väärtusliku püsirohumaa kaitse toetus

NAM – elurikkuse soodustamine Natura 2000 erametsades

NIIT – pärandniidu hooldamise toetus

NPT – noore põllumajandustootja toetus

OECD – Organisation for Economic Co-operation and Development; Majanduskoostöö ja Arengu Organisatsioon

OTL – ohustatud tõugu looma pidamise toetus

PAH – polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud

PES – Payments for Ecosystem Services; ökosüsteemiteenuste eest maksmine või ökosüsteemiteenuste tasustamine

PHT – permanganaatne hapnikutarve Dokumendis on seda ühes kohas nimetatud „keemiliseks hapnikutarbeks“; termin ja lühend tuleks üle kontrollida, sest keemilise hapnikutarbe tavapärane lühend on KHT

PKV – puu- ja köögivilja ning marjakultuuride kasvatamise otsetoetus

PRIA – Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet

PS – Eesti Vabariigi põhiseadus

PST – põhisissetuleku toetus

PTA – Põllumajandus- ja Toiduamet

PTK – piimalehma kasvatamise otsetoetus

PVK – põhjaveekogum

PVT – parim võimalik tehnika

RAKE – Tartu Ülikooli sotsiaalteaduslike rakendusuuringute keskus

RBMP – River Basin Management Plan; vesikonna veemajanduskava

RMK – Riigimetsa Majandamise Keskus

RT – Riigi Teataja

SEEA – System of Environmental-Economic Accounting; keskkonna-majandusarvestuse süsteem

SEEA-EA – System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting; keskkonna-majandusarvestuse süsteemi ökosüsteemiarvestuse raamistik

SEI – Stockholm Environment Institute; Stockholmi Keskkonnainstituut

SIP – Strategic Integrated Project; strateegiline integreeritud projekt

SKT – seemnekartuli kasvatamise otsetoetus

SMP – „saastaja maksab“ põhimõte

SORT – kohalikku sorti taime kasvatamise toetus

SUSE – suurselgrootud põhjaloomad

THS – tööstusheite seadus

TVK – tera- ja kaunvilja kasvatamise otsetoetus

UTK – lamba ja kitse kasvatamise otsetoetus

WATECO – Water and Economics Working Group; vee raamdirektiivi rakendamist toetav vee ja majanduse töörühm ning selle metoodiline raamistik

WFD – Water Framework Directive; vee raamdirektiiv Ingliskeelne vaste lühendile VRD

VMK – veemajanduskava

VPR – väärtusliku püsirohumaa säilitamise toetus

VRD – vee raamdirektiiv ehk Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ

ÖKO – ökoalade toetus

ÖSE – ökoloogiline seisund

ÖST – ökosüsteemiteenuste säilitamise toetus

ÜJT – ümberjaotav toetus

ÜPP – Euroopa Liidu ühine põllumajanduspoliitika

ÜRO – Ühinenud Rahvaste Organisatsioon

ÜVK – ühisveevärk ja -kanalisatsioon

Töös kasutatavad erialaterminid

Allikapõhine riskihindamine – hindamisviis, mille puhul koormuse võimalikku olulisust järeldatakse tegevusala, rajatise, kasutatavate ainete või muu allikat iseloomustava teabe põhjal, ilma tegelikku heidet täielikult mõõtmata.

Asenduskulu meetod – väärtustamismeetod, mille puhul hinnatakse keskkonnahüve väärtust kuluga, mis tuleks teha sama hüve tehniliseks või muul viisil asendamiseks.

BACI-disain – uuringukorraldus Before–After–Control–Impact, milles võrreldakse mõjutatud ja kontrollala olukorda enne ja pärast tegevust. Meetod võimaldab paremini eristada tegevuse mõju looduslikust varieeruvusest.

Bentilised organismid – veekogu põhjal või põhjasettes elavad organismid.

Bilansimeetod – hindamismeetod, mille puhul arvutatakse koormus süsteemi sisendite ja väljundite vahena.

Biokeemiline hapnikutarve – hapniku kogus, mida mikroorganismid vajavad vees oleva biolaguneva orgaanilise aine lagundamiseks kindlaksmääratud aja jooksul.

Bioloogiline kvaliteedielement – veekogumi ökoloogilise seisundi hindamisel kasutatav organismirühm või elustikukomponent, näiteks fütoplankton, veetaimestik, põhjaloomastik või kalastik.

Efektiivsus – olukord, kus soovitud tulemus saavutatakse võimalikult väikese ressursikuluga või olemasolevate ressurssidega saadakse võimalikult suur kogukasu.

Ekspordikoefitsient – pindalaühikult või tegevusüksuselt kindla ajavahemiku jooksul veekogusse kanduva aine hinnanguline keskmine kogus.

Emissioonitegur – keskmine arvuline näitaja, mis seob teatava tegevusmahu või sisendi hinnangulise heitekogusega, näiteks kilogrammi lämmastikku hektari põllumaa kohta aastas.

Eutrofeerumine – veekogu rikastumine toitainetega, eelkõige lämmastiku ja fosforiga, mis põhjustab taimede ja vetikate intensiivistunud kasvu ning võib halvendada vee hapnikurežiimi ja ökoloogilist seisundit.

Fütobentos – veekogu põhjale, kividele, taimedele või muule aluspinnale kinnitunud fotosünteesivate organismide kooslus.

Fütoplankton – vees hõljuvate ja veevooluga valdavalt passiivselt liikuvate fotosünteesivate mikroorganismide kooslus.

Gradientanalüüs – analüüs, milles uuritakse keskkonnanäitaja muutumist mööda koormuse, ruumilise asukoha või muu tunnuse järkjärgulist muutust.

Heaolukadu – inimeste või ühiskonna heaolu vähenemine, mis tuleneb näiteks keskkonnakvaliteedi halvenemisest, terviseriskist või ökosüsteemiteenuse kadumisest.

Heastamiskulu – kahjustatud keskkonna taastamiseks, parandamiseks või kahjustuse tagajärgede kõrvaldamiseks tehtav kulu.

Hinnasignaal – hinnas, maksus või tasus sisalduv majanduslik teave, mis mõjutab tootja või tarbija käitumist.

Hüdroloogiline modelleerimine – vee liikumise, veetasemete, vooluhulkade, äravoolu ja veebilansi matemaatiline kirjeldamine ning prognoosimine.

Hüdroloogiline režiim – veekogu või põhjaveekihi veetaseme, vooluhulga, äravoolu ja nende ajalise muutumise iseloom.

Hüdromorfoloogia – veekogu veerežiimi ning selle sängi, põhja, kallaste, ühendatuse ja füüsilise kuju omaduste kogum.

Hüvitusmakse – makse, millega hüvitatakse isikule keskkonnakaitsemeetmest, piirangust või kahjust tulenev kulu või saamata jäänud tulu.

Indikaatorliik – liik või liigirühm, mille esinemine, puudumine või arvukus annab teavet keskkonnatingimuste või ökosüsteemi seisundi kohta.

Internaliseerimine – välismõjust tuleneva ühiskondliku kulu või kasu arvestamine selle põhjustaja majanduslikes otsustes ja kuludes, näiteks maksu, tasu, nõude või vastutuse kaudu.

Keemiline hapnikutarve – hapniku ekvivalentkogus, mis kulub vees sisalduvate oksüdeeritavate ainete keemiliseks oksüdeerimiseks; näitaja iseloomustab vee orgaanilise ja muu oksüdeeritava aine koormust.

Kulutõhusus – eesmärgi saavutamine võrreldavatest alternatiividest väikseima kogukuluga.

Kvaliteedielement – bioloogiline, füüsikalis-keemiline või hüdromorfoloogiline komponent, mille põhjal hinnatakse pinnaveekogumi ökoloogilist seisundit või potentsiaali.

Kvaliteedinormatiiv – nõue keskkonnaelemendi seisundi või kvaliteedi kohta, näiteks saasteaine maksimaalne lubatud sisaldus vees.

Kvaliteedinäitaja – mõõdetav tunnus või parameeter, mille väärtuse alusel määratakse kvaliteedielemendi või veekogumi seisundiklass.

Kvantifitseerimine – nähtuse, mõju või väärtuse väljendamine arvulise suurusena.

Loastamine – haldusmenetlus, milles hinnatakse kavandatava tegevuse lubatavust ning määratakse tegevuse keskkonnamõju vältimiseks või vähendamiseks vajalikud tingimused.

Looduskapital – loodusvarade, ökosüsteemide ja ökoloogiliste protsesside kogum, millest tulenevad inimestele ja majandusele vajalikud hüved.

Looduskeskkonna assimilatiivne kasutus - looduskeskkonna võime kasutamine inimtegevusest pärinevate heidete, jäätmete või muude saasteainete vastuvõtmiseks, lahjendamiseks, lagundamiseks, sidumiseks või muul viisil neutraliseerimiseks selliselt, et keskkonna seisund ja ökosüsteemide toimimine ei halvene lubamatul määral

Looduslik taastumisvõime – ökosüsteemi suutlikkus taastada häiringu järel oma struktuur, funktsioonid ja seisund ilma ulatusliku välise sekkumiseta.

Makrofüüdid – palja silmaga nähtavad vees või kaldavööndis kasvavad suuremad taimed, sealhulgas õistaimed, samblad ja suured vetikad.

Maksetega nõustumise valmidus – väikseim hüvitis, mida inimene oleks valmis aktsepteerima hüvest loobumise või keskkonnaseisundi halvenemise eest.

Maksevalmidus – suurim rahasumma, mida inimene oleks valmis maksma hüve saamise, keskkonnaseisundi paranemise või kahju vältimise eest.

Marginaalne kahju ehk piirkahju – täiendava saaste- või koormusühiku põhjustatud lisakahju ühiskonnale või keskkonnale.

Marginaalne vähendamiskulu ehk vähendamise piirkulu – ühe täiendava saaste- või koormusühiku vähendamiseks vajalik lisakulu.

Monetiseerimine ehk hinnastamine – keskkonnamuutuse, kahju, kasu, ressursi või ökosüsteemiteenuse väärtuse väljendamine rahalises vääringus.

Negatiivne välismõju – tegevuse kahjulik tagajärg kolmandale isikule või ühiskonnale, mida tegevuse põhjustaja oma otsustes ega turuhinnas täielikult ei arvesta.

Otsene kasutusväärtus – väärtus, mis tuleneb loodusvara või ökosüsteemiteenuse vahetust kasutamisest, näiteks joogivee võtmisest, kalapüügist või suplemisest.

Parim võimalik tehnika – tegevusala ja selles rakendatavate töövõtete kõige tõhusam ja arenenum tase, mille tehniline ja majanduslik rakendatavus võimaldab vältida või vähendada heidet ja keskkonnamõju.

Pigou maks – välismõju põhjustavale tegevusele kehtestatav maks, mille ideaalne määr vastab tegevuse tekitatud marginaalsele väliskulule.

Positiivne välismõju – tegevuse kasulik tagajärg teistele isikutele või ühiskonnale, mille eest kasu tekitaja turul täielikku tasu ei saa.

Prioriteetne aine – veekeskkonnale või selle kaudu inimesele olulist riski põhjustav aine, mille heiteid ja sisaldust reguleeritakse Euroopa Liidu tasandil.

Prioriteetne ohtlik aine – eriti püsiv, toksiline või bioakumuleeruv prioriteetne aine, mille heite, kao ja keskkonda juhtimise lõpetamine või järkjärguline kõrvaldamine on erilise tähelepanu all.

Referentstingimus ehk võrdlustingimus – veekogutüübile iseloomulik looduslik või peaaegu inimtegevusest mõjutamata seisund, millega võrreldakse veekogumi ökoloogilist seisundit.

Sotsiaalne kulu – tegevuse kogukulu ühiskonnale, mis hõlmab nii tegevuse põhjustaja enda kulusid kui ka teistele isikutele ja keskkonnale tekkivaid väliskulusid.

Suurselgrootud põhjaloomad – palja silmaga nähtavad selgrootud loomad, kes elavad veekogu põhjal või põhjasettes ning keda kasutatakse veeökosüsteemi seisundi hindamisel.

Tehnoloogianormatiiv – nõue tegevuses kasutatava tehnika, tehnoloogia, tootmisviisi või puhastusseadme kohta.

Tootenormatiiv – nõue toote koostise, omaduste, märgistuse, pakendamise, käitlemise või tootest lähtuva keskkonnamõju kohta.

Tracer ehk märkaine – aine või mõõdetav tunnus, mille levikut jälgides saab uurida vee, sette või saasteaine päritolu ja liikumisteed.

Troofsus – veekogu toitelisus ehk primaarproduktsiooni ja toitainete sisaldusega seotud ökoloogiline seisund.

Turutõrge – olukord, kus turumehhanism ei taga ühiskonna seisukohalt tõhusat tulemust, näiteks seetõttu, et hinnad ei kajasta keskkonnakahju.

Täielik internaliseerimine – olukord, kus keskkonnakasutuse põhjustaja kannab kõik tegevusega seotud ennetus-, kontrolli-, keskkonna-, ressursi- ja heastamiskulud.

Väliskulu – negatiivse välismõju rahaline või muu majanduslik väljendus ehk kulu, mida tegevuse põhjustaja ise ei kanna.

Välismõju – ühe isiku tegevuse mõju teise isiku heaolule või tootmisvõimalustele, mida turutehingu hinnas täielikult ei arvestata.

Vältimiskulu – kulu, mis tehakse keskkonnakahju või saaste tekkimise ärahoidmiseks või vähendamiseks.

Õiguskindlus – põhimõte, mille kohaselt peavad õigusnormid ja avaliku võimu tegevus olema isikule piisavalt selged, et ta saaks oma käitumise õiguslikke tagajärgi ette näha.

Õiguspärane ootus – isiku põhjendatud usaldus, et avalik võim järgib antud lubadust, väljakujunenud praktikat või kehtestatud õiguslikku korda, kui puudub ülekaalukas põhjus sellest kõrvale kalduda.

Sissejuhatus

LIFE SIP WetEST projekti eesmärk on parandada pinnavee ja põhjavee ökoloogilist seisundit, edendada säästvat veekasutust ning toetada põua ja üleujutuste ohtude leevendamist Eesti suurimas, Lääne-Eesti vesikonnas. Kooskõlas vee raamdirektiivi eesmärkidega pakub projekt lahendusi, et ümber kujundada Lääne-Eesti vesikonna majandamist, võtta kasutusele uusi meetodeid selle tervise hoidmisel ja taastamisel ning tugevdada tõenduspõhist juhtimist. Projekti juhtpartner on Kliimaministeerium ning selle konsortsiumi kuulub 17 erinevat riigiasutust, ülikooli ja MTÜd. Projekt kestab aastani 2033 ning selle eelarve on ligi 30 miljonit eurot.

Projekti 3. tööpaketi „Lisaressursi kaasamine ja uute meetmete väljatöötamine“ raames läbi viidava töö eesmärk on analüüsida, kuidas on Eestis “saastaja maksab” põhimõte (SMP) rakendatud, kas see täidab veepoliitika raamdirektiivi nõudeid, kaardistada puudujäägid ning töötada Eesti jaoks välja ja sisustada SMP kontsept. Töö tulemusel pakutakse välja mudel veemajanduse valdkonnas SMP maksimaalseks rakendamiseks. Analüüsi põhjal töötatakse välja poliitika kujundamise teekaart ja kommunikatsioonisõnumid SMP rakendamise arendamiseks ning rakendamiseks Eestis.

Käesolev aruanne sisaldab töö I ja II etapi esialgseid tulemusi. I etapi sisuks on analüüsi tausta loomine ning „saastaja maksab“ põhimõtte (SMP) kontseptsiooni laiem analüüs veemajanduse valdkonnas. II etapp keskendub “saastaja maksab” põhimõtte rakendamisele veemajanduse valdkonnas Eestis ning rahvusvahelise teadmise ja praktika koondamine keskkonnakoormuste mõõtmisel, hindamisel ja monetiseerimisel.

1 „Saastaja maksab“ põhimõtte kontseptsioon

1.1 SMP kontseptsiooni ajalooline kujunemine

„Saastaja maksab“ põhimõte (SMP) on üks keskkonnaõiguse vanimaid põhimõtteid. „Saastaja maksab“ põhimõte kujunes algselt majanduspoliitilise põhimõttena, mille eesmärk oli vältida keskkonnakahjust tulenevate kulude kandmist avaliku sektori poolt ning tagada konkurentsineutraalsus.

Põhimõtte rahvusvaheliseks lähtekohaks peetakse **OECD 1972. aasta soovitust** keskkonnapoliitika majanduslike aspektide kohta, milles sätestati, et saaste ennetamise ja kontrollimise meetmete kulud peab kandma saastaja, mitte riik, ning et selliste meetmete subsideerimine ei ole lubatav. OECD ei määratlenud, milline keskkonnaseisund on vastuvõetav ega millised meetmed tuleb kohustuslikult kehtestada – need otsused jäeti avaliku võimu pädevusse, samas kui kulude jaotamise loogika seoti selgelt saastajaga[1].

Euroopa tasandil sai printsiip varakult osaks EL keskkonnapoliitikast. Põhimõttele viidati juba **Euroopa Ühenduse esimeses keskkonnategevusprogrammis (1973)** ning see sai konkreetsema normatiivse väljenduse **1975. aasta soovituses 75/436**, mis käsitles keskkonnakaitse meetmete kulude jaotamist.

Samuti kinnistati põhimõte esimeses **EL jäätmedirektiivis (75/442/EMÜ)**, mille art 11 kohaselt pidid „saastaja maksab“ põhimõttele vastavalt kandma jäätmete kõrvaldamise kulud jäätmevaldaja ja/või tootja[2].

OECD 2024. aasta raport rõhutab, et juba algsest sõnastusest alates oli SMP tuumaks kulude internaliseerimine meetmete kaudu, mida avalik võim peab vajalikuks keskkonnaseisundi hoidmiseks vastuvõetaval tasemel.[3]

Rahvusvahelises keskkonnaõiguses kinnistus SMP eeskätt pehme õiguse tasandil. **Rio 1992. aasta deklaratsiooni** põhimõte 16 nimetab SMP üheks säästva arengu põhimõtteks, kutsudes riike „püüdma“ keskkonnakulusid internaliseerida. Seda sõnastust on peetud siiski nõrgemaks kui OECD ja EL varasemad lähenemised.[4]

---

[1] Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine, II etapp. Lõpparuanne, 2019, lk 7. Edaspidi: Välismõjude hindamise analüüs 2019
2 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 8–9
[3] OECD, The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 11. Edaspidi: OECD 2024a.
4 N. de Sadeleer. Environmental Principles: From Political Slogans to Legal Rules. Second edition. Oxford University Press, 2020; lk 35. Edaspidi: Sadeleer 2020. Nicolas de Sadeleeri käsitlus “saastaja maksab” põhimõttest on EL keskkonnaõiguse kontekstis üks

OECD raamistikus on SMP normatiivselt üha tugevnenud ning SMP-st tulenev vastutus muutunud järkjärguliselt laiemaks: 1974. aasta soovitustes oli eesmärgiks eeskätt vältida riigiabi saastajatele, samas kui hilisemad soovitused (sh 1989. a ja sellele järgnenud arengud) laiendasid põhimõtet ka õnnetusliku saaste ennetus- ja tõrjekuludele ning kahju heastamisele. Kuigi täielik internaliseerimine ei ole veel saavutatud, liigub põhimõtte areng selgelt selles suunas.[5]

Euroopa Liidus on SMP saanud siduva õiguspõhimõtte staatuse ning kujunenud keskkonnapoliitika nurgakiviks. Põhimõte on kinnistatud EL esmase õiguse tasandil (ELTL art 191 lg 2) ning konkretiseeritud mitmes valdkondlikus regulatsioonis, sealhulgas jäätme-, vee- ja keskkonnavastutuse normides. EL õiguses on „saastaja" mõistet tõlgendatud laialt ning põhimõtet rakendatakse eelkõige standardite ja tasude kaudu, millel on lisaks kulude katmisele ka ennetav funktsioon. Samas ei ole SMP absoluutne ning majanduslike häirete korral on lubatud erandid ja üleminekuperioodid.[6]

1.2 SMP kontseptsiooni tänapäevane käsitlus

1.2.1 Olemus ja funktsioonid

„Saastaja maksab" printsiibi keskne idee seisneb selles, et **keskkonnakahjust tulenevad kulud ei tohi jääda ühiskonna kanda**, vaid need peab kandma kahju põhjustaja.[7]

SMP on mitmefunktsionaalne õiguspõhimõte, millel on ajalooliselt olnud vähemalt kolm omavahel põimuvat rolli:

1. **majandusliku integratsiooni instrument**, mille eesmärk on vältida konkurentsimoonutusi (eelkõige riigiabi kaudu);
2. **ümberjaotav instrument**, mis nihutab saaste vältimise ja kontrolli kulud avalikult sektorilt saastajale, ning;
3. **heastav (*curative*) instrument**, mis seob põhimõtte keskkonnakahju heastamise ja vastutusega.[8]

Kõiki neid funktsioone tuleks SMP rakendamiseks meetmete kavandamisel arvesse võtta. Õiguspoliitiliste valikute tegemisel peab arvestama muude õiguspõhimõtetega nagu

süstemaatilisemaid. Sadeleer ei käsitle põhimõtet üksnes majandusliku kulude internaliseerimise reeglina, vaid analüüsib selle kujunemist poliitilisest juhtmõttest õiguslikuks põhimõtteks, selle seost vältimis- ja ettevaatuspõhimõttega ning selle rakendamist Euroopa Liidu õiguses ja kohtupraktikas.

5 Sadeleer, 2020; lk 37.

6 Sadeleer 2020, lk 37-39.

7 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 7

8 Sadeleer 2020, lk 42-46.

ettevaatuspõhimõte, proportsionaalsuspõhimõte jm, vt täpsemalt allpool ptk 2.2 „Seosed muude õiguspõhimõtetega“.

1.2.2 Elemendid

a) Saastaja

SMP rakendamise keskne küsimus on, **keda käsitatakse saastajana**. Sadeleer toob välja kaks vastandlikku lähenemist:

1) Traditsiooniline haldusõiguslik käsitlus seob saaste **heitenormide või kvaliteedistandardite ületamisega**: kui lubatud piiridest kinni peetakse, ei ole tegemist saastega ega rakendu SMP.
2) Teine, rahvusvahelises ja EL õiguses domineeriv lähenemine määratleb saaste **keskkonnamõju kaudu**, sõltumata sellest, kas tegevus oli lubatud või mitte. Selle kohaselt on määrav mitte loa olemasolu, vaid see, kas tegevus põhjustab keskkonnale kahju.

Mõjupõhine käsitlus on õiglasem ja paremini kooskõlas SMP areneva loogikaga. Saastaja määratlemine on lõpuks siiski normatiivne valik. Õigusnormidega võib lihtsustamise eesmärgil panna vastutuse sellele isikule, kelle üle on võimalik tõhusamat järelevalvet teostada (nt tootjale laiendatud tootjavastutuse mudelis). See lähenemine on asjakohane SMP rakendamiseks näiteks hajusa saaste korral, mida on keeruline omistada ühele “saastajale” (ja seada talle loakohustus). Sel juhul võidakse meedet rakendada kõigile isikutele, kelle tegevus on seotud konkreetse mõjuga. Meetmeks võib sel juhul olla üldine keskkonnatasu või lõiv, või üldnõue konkreetses tegevusvaldkonnas tegutsejatele (SMP rakendub sel juhul nõude kulude kandmise kohustuse kaudu).

Tänapäeval on SMP kohaldamisala laiem kui vaid otseste saastajate kohustused ning hõlmab ka keskkonnakasutusest tulenevate kulude kandmist. Ka Eesti õiguses on kehtestatud laiem, ’keskkonnakasutaja maksab’ põhimõte (KeÜS § 12). Selle lähenemise puhul on “saastajaks” isik, kes keskkonda kasutab (ja peab selle eest maksma).

b) Kahju

Mitte kõik negatiivsed keskkonnamõjud ei kvalifitseeru kahjuks, mis tooks kaasa SMP kohaldamise. Õiguslikult eristatakse väheolulisi mõjusid, riske ja ohte, kusjuures piiride tõmbamine nende vahel sõltub suuresti seadusandja tahtest ja ühiskondlikust kokkuleppest.[9]

Eelnev ei tähenda, et otsustajal oleks piiramatu kaalutlusruum otsustamaks, milline "kahju" on vastuvõetav - lähtuda tuleb ka juba varem kokku lepitud piiridest. Näiteks seab vee raamdirektiiv (VRD) selged kriteeriumid veekogude seisundklassidele, mille kaudu on võimalik hinnata, millist laadi tegevustel on veekogumitele suurem või väiksem koormus (ja kui oluline see on).

c) Põhjuslik seos

Põhjusliku seose tuvastamine on SMP rakendamiseks selle traditsioonilisemas käsitluses vajalik, kuid sageli problemaatiline. Traditsiooniliselt on saastajaks peetud käitajat, kuid praktikas võib põhjuslik seos olla raskesti tõendatav, eriti pikaajalise või hajusa saaste korral.

Põhjusliku seose tuvastamise täpsus mõjutab eelkõige meetme rangust. Kui konkreetne isik on tekitanud keskkonnakahju, siis tema vastutusele võtmiseks tuleb reeglina tuvastada põhjuslik seos tema käitumise ja tekkinud tagajärje vahel (erandjuhtudel piisab ka tõendamisest, et isik rikkus norme, või et tema tegevusvaldkond on kõrgendatud ohuga).

Õiguslikult võidakse põhjuslikkust ka lihtsustada, et tagada põhimõtte toimivus. Seetõttu võib vastutus langeda ka isikule, kes ei ole ainus ega otsene kahju tekitaja, kuid kelle roll saaste tekkes on määrav või reguleeritav.[10]

"Keskkonnakasutaja maksab" põhimõtte puhul tuleb näiteks keskkonnatasu kui meetme puhul tõendada üksnes seda, et isik kasutas loodusvara (nt võttis põhjavett) teatud mahus.

d) Kui palju peab saastaja maksma

Küsimus makstava summa ulatusest on SMP üks vaieldavamaid elemente. Eristada võib printsiipi **kitsas tähenduses**, kus saastaja katab ennetus- ja kontrollikulud ning kus subsiidiumid on välistatud, ning **laias tähenduses**, kus eesmärgiks on keskkonnakahju täielik internaliseerimine. Algne OECD käsitlus piirdus pigem osalise internaliseerimisega, samas kui hilisem areng on liikunud täielikuma vastutuse suunas.

9 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 8
10 Sadeleer 2020, lk 50.

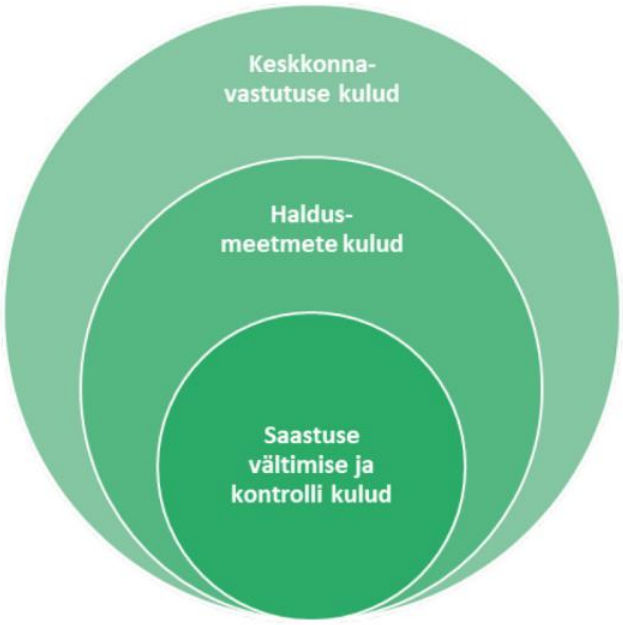
Vastus sõltub osaliselt vältimis- ja ettevaatuspõhimõttest: ohu korral peab õiguslik regulatsioon tagama kahju ennetamise, erandlikult lubatud või realiseerunud ohu tagajärjed tuleb hüvitada.[11]

Ka Eesti õiguskirjanduses on välja toodud, et põhimõtte tõlgendus on laienenud niivõrd, et hõlmab nüüd sageli kogu saastamisega seotud spektrit, alates saastamise ennetamise või vähendamisega seotud kulutustest kuni kahju heastamiseni. Selline tõlgendus sobib hästi kokku keskkonnaõiguses üha enam levinud "elutsükli" (*life-cycle*) põhimõttega, kus analüüsitakse süstemaatiliselt kogu toote/teenuse elutsükli jooksul ilmnevaid keskkonnahäiringuid.[12]

EL õiguses kajastub laiem lähenemine näiteks jäätme- ja plastiregulatsioonides, kus hinnastamine hõlmab ka koristus- ja teavituskulusid, kuid täielik internaliseerimine ei ole absoluutne ning võib olla piiratud proportsionaalsuse ja muude poliitiliste kaalutlustega.

Euroopa Kontrollikoja 2021. a aruandes on SMP-ga kaetavate kulude laienevat ringi visualiseeritud järgmiselt[13]:

Joonis 1. Põhimõtte „saastaja maksab" laiendamine



Allikas: Euroopa Kontrollikoda.

[11] Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 8.
12 Veinla jt. Keskkonnaõigus. Juura 2016, lk 59.
13 Euroopa Kontrollikoda, Põhimõtte „saastaja maksab" ebajärjekindel kohaldamine ELi keskkonnapoliitikas ja -meetmetes. Eriaruanne 12/2021, Luxembourg, 2021, lk 7. Edaspidi: Euroopa Kontrollikoda 2021.

1.3 „Saastaja maksab“ põhimõte keskkonnaökonoomikas

Keskkonnaökonoomikas käsitatakse „saastaja maksab“ põhimõtet eeskätt efektiivsuspõhimõtte rakendusena ning negatiivsete välismõjude internaliseerimise mehhanismina, mille eesmärk on korrigeerida turu ebaefektiivsust[14]. Keskne küsimus ei ole moraalne süü, vaid stiimulite kujundamine selliselt, et otsustaja arvestaks sotsiaalseid piirhindu, mis seab maksu suuruse võrdseks saastamisest tuleneva marginaalse kahjuga. Sellisel juhul saavutatakse majanduslikult optimaalne saastamise tase, kus saaste vähendamise piir-kulu võrdub piir-kahjuga.

Akadeemilises kirjanduses ei vaielda niivõrd selle üle, kas „saastaja maksab“ põhimõte on õigustatud, vaid selle üle, kuidas seda sisustada ja rakendada. Vaidlused koonduvad eelkõige kolme küsimuse ümber:

- Kes on “saastaja”?
- Millised kulud kuuluvad “maksmise” alla?
- Milliste poliitikainstrumentide kaudu põhimõte realiseerub?

Kirjanduses arutatakse, kas saastajaks tuleks pidada tootjat (nt tööstusettevõte), tarbijat (nt veetarbija), kogu tarneahelat, ajaloolist heitjat (*legacy pollution*) või loaomanikku / tegevuse faktilist kontrollijat (operaator). ELi keskkonnavastutuse direktiiv defineerib saastaja kui “operaatori” ehk isiku, kes kontrollib majandustegevust[15]. Majandusteoorias käsitletakse saastajat sageli kui seda majandusüksust, kelle tegevus tekitab negatiivse välismõju (*externality*)[16]. Vaidlus tekib eelkõige hajusa saaste ja kliimapoliitika kontekstis, kus vastutuse jaotamine tootjate ja tarbijate vahel ei ole üheselt määratav[17].

Teine keskne vaidlus puudutab kulude ulatust. Kitsas käsitlus hõlmab saaste ennetamise kulusid, kontrollikulusid ja heastamiskulusid. Lai käsitlus hõlmab lisaks keskkonna- ja ressursikulusid, tervisemõjusid, ökosüsteemiteenuste kadu ning mittevaralist ökoloogilist kahju. Siin tekib konflikt täieliku internaliseerimise ideaali ja õiguslikult rakendatava vastutuse vahel[18].

[14] A. C. Pigou, The Economics of Welfare. 4th ed. London: Macmillan, 1932, II osa, IX peatükk. Edaspidi: Pigou 1932.
[15] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/35/EÜ, 21. aprill 2004, keskkonnavastutusest keskkonnakahjustuste ärahoidmise ja parandamise kohta, ELT L 143, 30.04.2004, lk 56–75, art 2 p 6. Edaspidi: keskkonnavastutuse direktiiv. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2004/35/oj, vaadatud 6.06.2026.
[16] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[17] OECD, Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Studies on Water. Paris: OECD Publishing, 2017, lk 19–26. Edaspidi: OECD 2017. https://doi.org/10.1787/9789264269064-en.
[18] De Sadeleer 2020, lk 38–45; keskkonnavastutuse direktiiv, art 5–8.

Kolmas vaidlus puudutab rakendusmehhanismi. „Saastaja maksab“ põhimõte võib realiseeruda erinevate instrumentide kaudu. Selleks võib olla näiteks Pigou käsitluse kohaselt maksud ja tasud[19], turupõhised load[20], tehnilised standardid ja PVT-kohustus (Parim võimalik tehnika)[21], keskkonnavastutus ja heastamiskohustus[22], riigiabi piiramine, et vältida saaste subsideerimist[23], keskkonnahanked ja lepingutingimused (rohehanked)[24]. Seega ei ole SMP seotud ühe konkreetse instrumendiga, vaid kujutab endast normatiivset lähtekohta, mida saab realiseerida erinevate poliitikavahendite kaudu.

1.3.1.1 Majandusteoreetiline eellugu: Pigou maks

SMP majandusteoreetiline alus pärineb Arthur Pigou 1920ndatel avaldatud negatiivsete välismõjude teooriast. Pigou näitas, et kui tootmine tekitab kahju, mida turuhind ei kajasta, tekib turu ebaefektiivsus ning selle lahendus on väliskulude internaliseerimine, nt maksu kaudu, mis vastab tekitatud piir-kahjule. Pigou ei kasutanud terminit “*polluter pays*”, kuid andis selle majandusteoreetilise aluse.[25,26]

Pigou’likus raamistikus käsitatakse keskkonnareostust negatiivse välismõjuna, mille korral erahuvist juhindunud tootja või tarbija ei kanna kogu oma tegevusest tulenevat sotsiaalset kulu. „Saastaja maksab“ põhimõtte ideaalne majanduspoliitiline vaste on Pigou maks, mille maksumäär võrdub saastamisest tuleneva marginaalse väliskulu ehk piir-kahjuga.[27] Praktikas on see teoreetiline ideaal sageli asendunud ligikaudsete maksude, tasude, tehniliste standardite või heitkogustega kauplemissüsteemidega, kuna marginaalse kahju täpne mõõtmine on keeruline ja ebakindel[28]. Rio deklaratsiooni põhimõte 16 sõnastab Pigou’liku suuna poliitilise programmina: edendada keskkonnakulude internaliseerimine majanduslike instrumentide abil.

Nn Pigou maksu on soovitatud kohaldada turuosaliste suhtes, kes oma tegevusega tekitavad kulusid teistele (näiteks teistele turuosalistele). Tüüpiline näide on tehas, mis saastab jõge, mida kasutab allavoolu asuv pruulikoda. Sellises olukorras ei kanna saastaja kõiki saastamisest tulenevaid kulusid,

---

[19] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[20] W. David Montgomery, „Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs“, Journal of Economic Theory, 5(3), 1972, lk 395–418. https://doi.org/10.1016/0022-0531(72)90049-X.
[21] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll), ELT L 334, 17.12.2010, lk 17–119, art 11 ja 14. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj, vaadatud 6.06.2026.
[22] Keskkonnavastutuse direktiiv, art 5–8.
[23] OECD 1972, p 4–5.
[24] Euroopa Komisjon, „Green Public Procurement“, https://green-forum.ec.europa.eu/green-business/green-public-procurement_en, vaadatud 6.06.2026.
[25] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[26] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[27] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[28] William J. Baumol ja Wallace E. Oates, The Theory of Environmental Policy. 2nd ed. Cambridge University Press, 1988, lk 155–190. Edaspidi: Baumol ja Oates 1988.

mistõttu „saastaja maksab“ põhimõte ei rakendu täielikult. Neid kulusid nimetatakse negatiivseteks välismõjudeks ning need põhjustavad turu ebaefektiivset toimimist. Pigou maksu eesmärk on neutraliseerida negatiivne välismõju ja korrigeerida turgu, et saavutada tootmise tõhus tase.[29]

1.3.1.2 Baumol–Oates “standard-ja-hind” lähenemine

Baumol ja Oates nõustusid Pigou’ga selles, et keskkonnareostus on negatiivne välismõju ja teoreetiliselt peaks maks võrduma marginaalse kahjuga. Lisaks aga rõhutasid nad, et marginaalset kahju ei ole praktikas võimalik täpselt teada. Seetõttu on täielik Pigou’lik internaliseerimine enamasti teadmatusest tulenevalt võimatu. Nad pakkusid välja realistlikuma poliitikamudeli, mille raames riik määrab keskkonnastandardi (nt lubatav saastetase), kehtestatakse ühtne saastetasu ja turg kohaneb, minimeerides kulud selle standardi saavutamiseks. Selle eesmärk ei ole leida täpset optimaalset taset, vaid saavutada soovitud keskkonnatase võimalikult väikeste kogukuludega. See on tuntud ka kui “*cost-effectiveness approach*”. Baumol ja Oates´i järgi ei pea SMP tähendama täiuslikku marginaalse kahju maksustamist. Piisab, kui „saastaja maksab“ tasu, mis aitab saavutada poliitiliselt seatud keskkonnakvaliteedi eesmärgi ning rõhk liigub optimaalsuselt praktilisele kulutõhususele. See on realistlikum ja halduslikult teostatavam lähenemine kui klassikaline Pigou mudel.[30]

1.3.1.3 Coase’i kriitika

Ronald Coase’i kriitiline vaade või teoreem keskendub sellele, kuidas on määratletud omandiõigused ja millised on tehingukulud. Seega ei ole küsimus selles, kes maksab saastamise eest. Kui omandiõigused on selgelt paika pandud ja tehingukulud on madalad, võivad mõjutatud pooled läbirääkimiste teel jõuda majanduslikult efektiivse tulemuseni, mis ei sõltu sellest, kellele õigus algselt kuulub. Coase väitis, et saastamine ei ole ühepoolne kahju, vaid tegemist on vastastikuse probleemiga. Küsimus ei ole „kes on süüdi“, vaid „kuidas õigused on jaotatud“. Kui omandiõigused on selgelt määratletud ja tehingukulud on madalad, siis pooled jõuavad läbirääkimiste teel efektiivse tulemuseni sõltumata sellest, kellele õigused algselt kuuluvad. See tähendab, et Pigou maks ei ole ainus võimalik efektiivne lahendus, vaid turumehhanism võib ise lahenduse leida. Coase’i kriitika ei eita SMP normatiivset sobivust, kuid hoiatab, et efektiivsus ei tulene automaatselt maksmiskohustuse „moraalsest“ jaotusest.[31],[32]

[29] Pigou 1932, II osa, IX peatükk.
[30] William J. Baumol ja Wallace E. Oates, „The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment“, The Swedish Journal of Economics, 73(1), 1971, lk 42–54. https://doi.org/10.2307/3439132.
[31] Coase 1960, lk 2.
[32] Samas, lk 15–19.

Coase'i teoreem eeldab madalaid tehingukulusid, väikest osapoolte arvu ning selgeid õigusi. Keskkonnaprobleemid (nt kliima, hajus saaste) ei vasta tavaliselt nendele tingimustele. Seetõttu on Pigou'lik regulatsioon praktikas domineeriv.

1.3.1.4 Marginaalse kulu ja kahjude tasakaalupunkt

Majanduslikus käsitluses võib „saastaja maksab" põhimõte *de facto* tähendada, et saastamine on lubatud seni, kuni selle marginaalne kasu ületab marginaalse kulu ning see kulu on hinnas internaliseeritud. Pigou'likus raamistikus saavutatakse optimaalne tasakaal olukorras, kus saaste vähendamise marginaalne kulu (MAC) võrdub saastamisest tuleneva marginaalse kahjuga (MD), mistõttu nullsaastamine ei ole tingimata majanduslikult optimaalne.

Õiguslikus käsitluses seevastu ei legaliseeri maksmine automaatselt saastamist. „Saastaja maksab" põhimõte on seotud vastutuse ja kohustusega, mitte üksnes hinnasignaaliga. Näiteks keskkonnavastutuse direktiivi 2004/35/EÜ kohaselt peab operaator võtma ennetus- ja heastamismeetmeid nii keskkonnakahju kui ka selle vahetu ohu korral („*environmental damage or an imminent threat of such damage*"), sõltumata sellest, kas ta on tasu maksnud või mitte[33].

1.3.1.5 Hajureostus ja põhjuslikkuse probleem

„Saastaja maksab" põhimõte rakendub kõige „puhtamalt" punktreostuse korral, kus saasteallikas ja heide on selgelt tuvastatavad ning põhjuslikku seost konkreetse operaatori ja keskkonnakahju vahel on võimalik tõendada. Sellistes olukordades on nii majanduslik internaliseerimine (nt tasud heitühiku kohta) kui ka õiguslikud vastutusmehhanismid (ennetamine, heastamine) suhteliselt selgelt kohaldatavad[34]. Hajureostuse korral (nt põllumajanduslik äravool, linnade sadevesi) muutub nii majanduslik mõõtmine kui ka õiguslik põhjuslikkuse tuvastamine oluliselt keerulisemaks. Majanduslikus raamistikus on keeruline määrata individuaalse saastaja marginaalset kahju, samas kui õiguslikus raamistikus võib vastutuse eelduseks olev põhjuslik seos jääda tuvastamata[35]. Teoorias võrdub maks marginaalse kahjuga aga praktikas on kahju mõõtmine ebatäpne, eriti kliima ja elurikkuse puhul[36].

[33] Keskkonnavastutuse direktiiv, art 5–6.
[34] Keskkonnavastutuse direktiiv, art 4 lg 5.
[35] OECD 2017, lk 19–26 ja 53–67.
[36] Baumol ja Oates 1988, lk 155–190.

1.3.1.6 Ajaloolised heited ja „kes on saastaja“ küsimus

„Saastaja maksab“ põhimõte on kontseptuaalselt eriti pingestatud olukordades, kus keskkonnakahju tuleneb ajaloolistest heidetest või kus vastutava isiku tuvastamine ei ole võimalik. Sellistel juhtudel kerkib esile küsimus, keda tuleb pidada „saastajaks“ - kas heitjat, majandusliku kasu saajat, praegust omanikku või loaomanikku.

Kui heited toimusid ajal, mil risk polnud teada, tegevus oli seaduslik ja/või vastas kehtivatele standarditele, tekib küsimus, kas hilisemate teadmiste valguses saab vastutust tagasiulatuvalt kohaldada. Keskkonnavastutuse direktiiv 2004/35/EÜ näeb ette nn „teadmiskaitse“ (*state of the art defence*), mille kohaselt võib operaator teatud juhtudel vastutusest vabaneda, kui kahju ei olnud teaduslikult ettenähtav[37].

Jääkreostus (*orphan sites*) tähistab olukordi, kus saastaja on pankrotistunud või kadunud, omandiõigused on muutunud või vastutavat isikut ei saa tuvastada. Sellistel juhtudel ei ole võimalik rakendada klassikalist SMP loogikat ning sageli kannab kulud avalik sektor. Eestis ei loeta jääkreostuseks pärast 07.06.1998 tekkinud reostust, sest siis jõustus kemikaaliseadus[38], millega kehtestati Eestis „saastaja maksab“ põhimõte. Selle kohaselt vastutab reostuse likvideerimise eest reostaja. Kui reostus on tekkinud jäätmetest ja reostajat ei ole võimalik kindlaks teha või vastutusele võtta, võib vastutus üle minna maaomanikule, kellele kuuluval maal reostus asub.”[39]

Globaalses majanduses võib saaste tuleneda tootmisest ühes riigis, tarbimisest teises, tarneahelatest mitmes jurisdiktsioonis. Kliimapoliitika kontekstis vaieldakse tootmispõhise vs tarbimispõhise vastutuse üle. Siin ei ole „saastaja“ üheselt määratav[40].

Sellistes olukordades nihkub arutelu efektiivsuselt õiglusfilosoofilisele tasandile. Küsimus ei ole enam ainult kes põhjustas kahju, vaid kes peaks õiglaselt kandma kahju heastamise kulud. Taastava õiguse loogika järgi peaks vastutama kahju tekitaja, kuid ajalooliste või hajutatud heidete puhul võib kaaluda ka kasusaaja vastutust, riskitekitaja vastutust või omandiõiguse alusel vastutust[41].

---

[37] Keskkonnavastutuse direktiiv, art 8 lg 4 p b. Tegemist on liikmesriigi valikuga lubada operaatoril jätta heastamiskulud kandmata, mitte direktiivist automaatselt tuleneva üldise vastutusest vabastamisega.

[38] Kemikaaliseadus, RT I, 03.12.2025, 7, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/103122025007, vaadatud 8.06.2026.

[39] Kliimaministeerium, „Jääkreostus“, https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veekasutamine-ja-kaitse/jaakreostus-0, vaadatud 6.06.2026.

[40] Steven J. Davis ja Ken Caldeira, „Consumption-Based Accounting of CO_2 Emissions“, Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(12), 2010, lk 5687–5692. https://doi.org/10.1073/pnas.0906974107.

[41] Simon Caney, „Cosmopolitan Justice, Responsibility, and Global Climate Change“, Leiden Journal of International Law, 18(4), 2005, lk 747–775. https://doi.org/10.1017/S0922156505002992.

1.4 „Saastajale makstakse“ põhimõte

Mõiste „saastajale makstakse” (*pay to polluters* või *pay-the-polluter approach*) ei ole tavaliselt iseseisev ametlik õiguspõhimõte, vaid kriitiline poliitikakirjeldus olukorrale, kus avalik sektor, tarbijad või muud kasusaajad maksavad saastajale selle eest, et ta vähendaks või lõpetaks tegevuse, mis põhjustab keskkonnakahju.[42] Sellisel juhul ei jää saaste vältimise või vähendamise kulu mitte saastaja enda, vaid ühiskonna või teiste veekasutajate kanda. Keskkonnamajanduslikult tähendab see, et väliskulu ei internaliseerita saastaja otsustesse täiel määral, vaid see sotsialiseeritakse vähemalt osaliselt.[43]

Veemajanduses ilmneb „saastajale makstakse” loogika eeskätt seal, kus vee kvaliteedi parandamise või veekeskkonna kaitse meetmeid rahastatakse maksumaksja, veetarbijate või avalike fondide vahenditest, kuigi keskkonnakoormus tuleneb konkreetsete kasutajate või sektorite tegevusest. OECD hiljutine käsitlus veepoliitika raamdirektiivi rakendamisest rõhutab, et näiteks juhtudel, kus hajureostus suurendab joogivee töötlemise kulusid, võivad lisakulud langeda veeteenuse tarbijatele, kuigi saaste allikas asub mujal; „saastaja maksab“ põhimõtte seisukohalt peaksid sellised lisakulud kanduma pigem saastajatele kui tarbijatele.[44] Seetõttu saab „saastajale makstakse” käsitlust mõista ka laiemalt kui olukorda, kus mitte ainult ei maksta saastajale otsetoetust, vaid kus saastaja kulud kantakse süsteemselt üle teistele osapooltele.

Kõige sagedamini kasutatakse seda käsitlust põllumajandusliku hajureostuse kontekstis. Toitainete ja pestitsiidide ärakande vähendamiseks on paljudes riikides rakendatud toetus- või kompensatsiooniskeeme, mille kaudu makstakse põllumajandustootjatele näiteks puhveralade rajamise, väetise kasutuse vähendamise või muude koormust leevendavate meetmete eest. Teaduskirjanduses on sellist lähenemist nimetatud sõnaselgelt *pay-the-polluter approach*’iks, kui avalik sektor tasustab saasteallikat tegevuse eest, mis peaks sisuliselt vähendama tema enda tekitatud negatiivset välismõju.[45] Sellise mudeli peamine probleem on see, et see võib nõrgendada saaste

[42] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[43] OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts; OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[44] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[45] Oh, S. jt. Pay the polluter or polluter pays? A preliminary investigation of public support for agricultural nutrient policies. Ecological Economics (2025).

vältimise stiimuleid ja kinnistada ootust, et reostuse vähendamine toimub üksnes välise kompensatsiooni olemasolul.[46]

Õiguslikus ja majandusteoreetilises vaates ei ole siiski iga saastajale tehtav makse automaatselt vastuolus „saastaja maksab“ põhimõttega. Veemajanduses tuleb eristada vähemalt kolme olukorda.

- Esiteks on olemas juhtumid, kus makstakse selle eest, et saastaja täidaks kohustust, mis peaks õiguslikult juba niigi tema enda kanda jääma. Sellisel juhul on tegemist kõige selgema vastuoluga „saastaja maksab“ põhimõttega, sest avalik raha või veekasutajate maksed asendavad saastaja enda vastutust.[47]
- Teiseks on olemas juhtumid, kus tasustatakse õigusliku miinimumi ületavat täiendavat keskkonnateenust. Näiteks võivad vee-ettevõtted, omavalitsused või avalikud fondid maksta maaomanikele märgalade taastamise, veepeetuse suurendamise või muude valgla seisundit parandavate meetmete eest, mida õigus ei nõua, kuid mis loovad täiendavat avalikku hüve. Sellisel juhul läheneb meede pigem ökosüsteemiteenuste eest maksmise (*payments for ecosystem services, PES*) skeemile, mitte klassikalisele saastajale maksmisele. PES-kirjanduses peetakse seejuures keskseks tingimuseks, et makse peab olema seotud täiendavuse, tingimuslikkuse ja selgelt määratletud keskkonnahüvega.[48]
- Kolmandaks esineb olukordi, kus avalik rahastus on praktiliselt vältimatu, kuna vastutavat saastajat ei ole võimalik tuvastada, ta ei ole enam maksevõimeline või tegemist on jääkreostusega. Niisugustel juhtudel ei väljenda avalik sekkumine mitte niivõrd „saastajale makstakse” printsiipi, vaid vajadust keskkonnakahju leevendada või kõrvaldada isegi siis, kui kulude täielik tagasi nõudmine ei ole realistlik.[49]

Veemajanduse seisukohalt on „saastajale makstakse” lähenemisel kolm peamist probleemi. Esiteks nõrgestab see kulude internaliseerimist, sest saastaja ei kanna kõiki oma tegevuse tegelikke kulusid.[50] Teiseks võib see tekitada moraaliriski, kuna saastajal võib kujuneda ootus, et keskkonnakoormuse vähendamiseks vajalikud investeeringud kompenseeritakse avalikest vahenditest.[51] Kolmandaks võib see moonutada stiimulistruktuuri, sest see nõrgendab ennetavalt reostuse vältimise pikaajalist

[46] OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts; Oh, S. jt. Pay the polluter or polluter pays? A preliminary investigation of public support for agricultural nutrient policies. Ecological Economics (2025).
[47] OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts
[48] Báliková, K. jt. The Design of the Payments for Water-Related Ecosystem Services. Water 12(6), 1583 (2020).; Capodaglio, A.G. & Callegari, A. Can Payment for Ecosystem Services Schemes Be an Alternative to Conventional Water Policies? Resources 7(3), 40 (2018).
[49] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[50] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[51] OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts

motivatsiooni vältida võrreldes olukorraga, kus saaste vähendamine on saastaja enda kohustus ja kulu.[52]

Samas ei saa veemajanduse praktilist poliitikakujundust taandada üksnes rangele mustvalgele valikule „saastaja maksab" põhimõtte ja „saastajale makstakse" loogika vahel. Eriti hajureostuse puhul on reostusallikate seire, koormuse täpne omistamine ja iga üksiku saastaja vastutusele võtmine sageli kulukas ja halduslikult keeruline.[53] Seetõttu kasutatakse praktikas sageli kombineeritud instrumente: regulatiivseid nõudeid, veetasusid, saastetasusid, toetusi, tulemuspõhiseid skeeme ja lepingulisi lahendusi. Teaduskirjandus osutab siiski, et avalik rahastus on veemajanduses kõige paremini põhjendatav siis, kui see on suunatud õiguslikult määratud baastaset ületavatele meetmetele, mitte saastaja tavapäraste kohustuste või tegevusest tuleneva kahju neutraliseerimisele.[54]

Veemajanduse uusimas poliitikaraamistikus on märgata ka liikumist tagasi tugevama „saastaja maksab" loogika poole. Selle näiteks on ELi arutelud asulareovee puhastamise ja mikroreostuse üle, kus tootjavastutuse tugevdamise eesmärk on nihutada saastega seotud kulud senisest enam neile majandussektoritele, kelle toodang põhjustab puhastuskulusid.[55] See suundumus kinnitab laiemat arusaama, et veesektori kulude jätkusuutlik ja õiglane jaotus eeldab keskkonna- ja ressursikulude järjekindlamat omistamist tegelikele saasteallikatele.

Kokkuvõttes on „saastajale makstakse" veemajanduses käsitatav pigem erandliku ja normatiivselt problemaatilise lähenemisena kui soovitusliku üldpõhimõttena. See võib olla praktiliselt kasutatav teatud juhtudel, eeskätt hajureostuse ohjamisel või täiendavate ökosüsteemiteenuste tagamisel, kuid õigusliku ja majandusliku lähtekoha järgi ei tohiks see asendada „saastaja maksab" põhimõtet. Veemajanduse seisukohalt on põhjendatud eristada olukordi, kus avalik makse kompenseerib saastaja tavapärast kohustust, olukordadest, kus tasustatakse õiguslikku miinimumi ületavat lisahüve. Esimene neist on „saastaja maksab" põhimõttega halvasti kooskõlas, teine võib olla põhjendatav, kui makse on seotud selgelt määratletud, kontrollitava ja täiendava veekeskkonnahüvega[56].

[52] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.; Oh, S. jt. Pay the polluter or polluter pays? A preliminary investigation of public support for agricultural nutrient policies. Ecological Economics (2025).
[53] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.; OECD. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions.
[54] Báliková, K. jt. The Design of the Payments for Water-Related Ecosystem Services. Water 12(6), 1583 (2020).; Capodaglio, A.G. & Callegari, A. Can Payment for Ecosystem Services Schemes Be an Alternative to Conventional Water Policies? Resources 7(3), 40 (2018).; OECD. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions.
[55] OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.
[56] OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts; OECD. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive; samuti Cost recovery for water services under the Water Framework Directive.; Báliková, K. jt. The Design of the Payments for Water-Related Ecosystem Services. Water 12(6), 1583 (2020).

2 „Saastaja maksab“ põhimõtte õiguslik tähendus ja rakendus

2.1 SMP kui õiguspõhimõtte tähendus EL õigussüsteemis

2.1.1 Õiguspõhimõtete tähendus EL õigussüsteemis

Traditsioonilises käsitluses on õiguspõhimõtted õiguslikult siduvad ettekirjutused, mis ei ole normidena otse kohaldatavad, vaid mida tuleb normide rakendamisel arvestada. Haldusorganitele on õiguspõhimõtted siduvateks suunisteks nende haldustegevuses, samuti peavad haldusorganid ja kohtud õiguspõhimõtteid arvesse võtma õigusnormide tõlgendamisel ja rakendamisel. Seadusandjale on õiguspõhimõtted (vähemalt kaudselt) suunisteks õiguse kujundamisel.[57]

Keskkonnaõigus on teiste õigusharudega võrreldes erakordselt põhimõtterohke. Paljud riigid on keskkonnaõiguse põhimõtted oma õigusnormidesse hõlmanud, kuid erineval tasemel ja erineva ambitsiooniga. Keskkonnaõiguse põhimõtete täielikku kataloogi ei ole seetõttu võimalik esitada, kuid nende hulgas on olulised kindlasti säästev keskkonnakasutus, põlvkondadevaheline õiglus, lõimimispõhimõte jm.[58]

Põhimõtted on heterogeensed: nad erinevad oma õigusliku staatuse, kohaldamisala, abstraktsuse ja siduvuse poolest, mis tekitab nende kohaldamisel metodoloogilisi ja praktilisi raskusi. Põhimõtetega seotud norme on väga palju ning erinevates õigussüsteemides on isegi peaaegu identseid printsiipe tunnustatud erinevatel viisidel.[59]

Selle kõige tõttu ei pruugi erinevad keskkonnaõiguse põhimõtted olla ühetaolise siduvusega või ühetaoliselt kohaldatavad. Kohaldatavus sõltub õigusallikast (nt rahvusvaheline õigus, EL õigus, siseriiklik õigus – põhiseadus või lihtseadus), põhimõtte sõnastuse abstraktsusastmest, kasutatud terminoloogiast, seostest teiste õigusnormidega jm.

[57] Nt Kask, O. jt. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaarid: 2., täiendatud väljaanne. SA Keskkonnaõiguse Keskus 2015. 2.ptk 1. jao sissejuhatus, p 4-5: https://k6k.ee/keskkonnaseadustik/2-ptk/1-jagu/sissejuhatus. Edaspidi: KeÜS kommentaarid 2015.
58 Sadeleer 2020, lk 4.
59 Sadeleer 2020, lk 6-7.

2.1.2 SMP kui õiguspõhimõtte tähendus EL õiguses

EL õiguses (eelkõige Euroopa Liidu Toimimise Lepingu (ELTL) art 191 lg 2) on põhimõtted saanud selgema normatiivse staatuse ning mõjutanud nii sekundaarset õigust kui ka kohtupraktikat.[60] ELTL-s sätestatud keskkonnapõhimõtted ei ole riikidele otsekohalduvad, vaid lubavad eelkõige EL institutsioonidel meetmeid võtta, nt kehtestada meetmeid SMP puhul keskkonda saastavalt isikult saastamise kulude sissenõudmiseks. Põhimõtete rakendamisel tuleb aga arvestada teaduslikke andmeid, piirkondlikke erisusi, kaaluda võimalikke positiivseid mõjusid ja kahjusid ning arvestada liikmesriikide majandusliku ja sotsiaalse arengu seisuga.[61]

SMP on õiguspõhimõttena lisatud ELTL keskkonnapeatükki 1986. aastal. ELTL artikli 191 lõikes 2 on sätestatud, et liidu keskkonnapoliitika *„rajaneb ettevaatusprintsiibil ja põhimõtetel, mille järgi tuleb võtta ennetusmeetmeid ja keskkonnakahjustus heastada eeskätt kahjustuse kohas, saastaja aga peab maksma*“. Keskkonnadirektiivide preambulas nimetatakse SMP-d nende vastuvõtmise ühe alusena ning osades direktiivides on see ka normina sätestatud (nt vee raamdirektiiv (VRD), jäätmedirektiiv). Viimasel juhul on ka põhimõtte õigusjõud tugevam, kuid selle kohaldatavus sõltub paljuski sätte täpsest sõnastusest, taustast jm. Kuid asjaolu, et põhimõtet on EL aluslepingutes nimetatud, annab aluse tugineda sellele olulise tõlgendus- ja kaalutlusargumendina olukordades, kus teisene õigus jätab liikmesriikidele kaalutlusruumi. Sel viisil suunab põhimõte liikmesriiki kujundama kulude jaotuse selliselt, et keskkonnakahju või -riski kulud ei kanduks põhjendamatult ühiskonnale.

Üldisi juhiseid põhimõtete kohaldamise piiride kohta saab tuletada Euroopa Kohtu praktikast. VRD raames SMP kohaldamise kohta on lahendid kajastatud allpool.

2.2 Seosed muude õiguspõhimõtetega

„Saastaja maksab“ põhimõte ei ole iseseisev ega absoluutne norm, vaid suunav õiguspõhimõte, mille kohaldamisel tuleb alati arvestada kahju vältimise, ettevaatuse, proportsionaalsuse, põhjuslikkuse, õiguskindluse ning EL õiguse üldpõhimõtetega, mis võivad SMP ulatust nii tugevdada kui ka piirata.

[60] Sadeleer 2020, lk 4-5.
61 L. Krämer. EC Environmental Law. Fifth Edition. Sweet & Maxwell, 2003; lk 26-29.

Alljärgnevalt on lähemalt käsitletud ettevaatus- ja vältimispõhimõtet, proportsionaalsuse põhimõtet, võrdse kohtlemise põhimõtet ning õiguspärase ootuse ja õiguskindluse põhimõtet. SMP rakendamiseks meetmete planeerimisel tuleb hinnata meetmete vastavust ka nendele põhimõtetele.

2.2.1 Ettevaatuspõhimõte ja vältimispõhimõte

SMP on tihedalt seotud vältimis- ja ettevaatuspõhimõttega. SMP vastab küsimusele, **kes maksab**, kuid ei anna iseenesest vastust sellele, **milliseid meetmeid tuleb kasutusele võtta** ja **millises ulatuses**. Need piirid tulenevad vältimis- ja ettevaatuspõhimõttest ning seadusandja tehtud väärtusotsustest selle kohta, millised keskkonnamõjud on lubatavad, millised käsitatavad riskina ja millised ohuna.[62] Kõiki negatiivseid keskkonnamõjusid ei peeta vältimatult reguleerimist vajavaks ning väheolulisi mõjusid võib lubada, kui need ei akumuleeru riskiks või ohuks.

Teisalt tähendab seos ettevaatus- ja vältimispõhimõttega, et SMP ei tohi taanduda üksnes kulude jaotamise mehhanismiks pärast kahju tekkimist, vaid peab toetama keskkonnakahju ennetavat vältimist.[63]

Vältimispõhimõtte kohaselt tuleb keskkonnakahju ennetada võimalikult varases staadiumis ning eelistada meetmeid, mis hoiavad ära saaste tekkimise juba eos. SMP kahju vältimise funktsioon on ohustatud olukorras, kus SMP rakendamine piirdub tasude või lõivude kehtestamisega, mis võimaldavad saastajal tegevust jätkata tingimusel, et ta maksab. Sellist lähenemist võib iseloomustada kriitiliselt kui loogikat „I pay, therefore I pollute“, mis võib legitimeerida keskkonnakahju, selle asemel, et seda ära hoida.[64]

SMP kohaldamine ei eelda alati täielikku teaduslikku kindlust kahju ulatuse või tekkimise kohta. **Ettevaatuspõhimõte** õigustab sekkumist ja kulude panemist saastajale ka olukordades, kus eksisteerib teaduslik ebakindlus, kuid potentsiaalne oht keskkonnale on piisavalt tõsine. Seetõttu ei saa SMP rakendamist piirata üksnes juba realiseerunud kahjuga, vaid see võib hõlmata ka ennetusmeetmete rahastamist riskide korral.

Vältimis- ja ettevaatuspõhimõte ei tähenda automaatselt piiramatut vastutust. Ka nende põhimõtete rakendamisel tuleb arvestada muude õiguspõhimõtetega, eelkõige **proportsionaalsusega**, et vältida

62 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 8
63 Sadeleer 2020, lk 44.
64 Sadeleer 2020, lk 45

olukorda, kus „saastaja maksab“ muutub karistuslikuks või majanduslikult lämmatavaks instrumendiks.

2.2.2 Proportsionaalsuse põhimõte

Proportsionaalsuse põhimõte on keskne piirang SMP kohaldamisel. Proportsionaalsuse põhimõte tähendab lihtsamalt öeldes, et valitud lahendused peavad olema seatud eesmärgi suhtes mõistlikud. Lahenduse proportsionaalsus sõltub sellest, milline on eesmärk, mida soovitakse selle abil saavutada.

Proportsionaalsuse põhimõte on üks EL õiguse üldpõhimõtteid. Ehkki EL aluslepingutes on proportsionaalsuse põhimõttele viidatud eelkõige EL enda õigusaktide andmise kontekstis, rakendatakse seda üldpõhimõttena ka muude otsuste tegemises. Euroopa Kohus on seda järjekindlalt üldprintsiibina käsitlenud. Nt *Fedesa* kohtuasjas on Euroopa Kohus juba 1990. aastal formuleerinud proportsionaalsuse nõude järgmiselt:

The Court has consistently held that the principle of proportionality is one of the general principles of Community law. By virtue of that principle, the lawfulness of the prohibition of an economic activity is subject to the condition that the prohibitory measures are appropriate and necessary in order to achieve the objectives legitimately pursued by the legislation in question; when there is a choice between several appropriate measures recourse must be had to the least onerous, and the disadvantages caused must not be disproportionate to the aims pursued.[65]

Proportsionaalsuse põhimõtte rakendamiseks tuleb läbi viia kolmeastmeline kontroll: sobivus, vajalikkus ja kitsamas tähenduses proportsionaalsus ehk huvide kaalumine.

- **sobivuse** testis hinnatakse, kas vaidlustatud meede on põhjuslikult seotud taotletava eesmärgiga ja suudab seda eesmärki saavutada;
- **vajalikkuse** testis küsitakse, kas sama eesmärki oleks võimalik saavutada vähem piirava, kuid sama tõhusa abinõuga;
- **huvide kaalumise** astmes hinnatakse, kas meetmest tulenevad kahjulikud tagajärjed ei kaalu üles selle eeliseid tervikuna.

Meetme proportsionaalsuse hindamiseks tuleb läbida „proportsionaalsuse testi“ kõik astmed.

65 C-331/88 Fedesa [1990], p 13

Proportsionaalsuse põhimõtet saab keskkonnaõiguses käsitleda kui huvide konflikti lahendamise meetodit. Keskkonnakaitselised otsused võivad ühelt poolt piirata ettevõtlusvabadust, omandiõigust, liikumisvabadust või muid huve ja (põhi)õigusi. Teiselt poolt võivad keskkonnaohud ise kahjustada põhiõigusi, näiteks õigust era- ja perekonnaelu austamisele või tervise kaitsele. Sellises olukorras ei seisne proportsionaalsuse ülesanne selles, et ühe väärtuse eelistamine tooks automaatselt kaasa teise väljatõrjumise, vaid selles, et võimaldada konfliktsete väärtuste kooseksisteerimist ja metoodilist kaalumist.[66] Näiteks võib kaalul olla siseturu vabadus, võrrelduna tervise- või keskkonnakaitsega või sõnavabadus, võrrelduna riikliku julgeolekuga.[67]

Proportsionaalsuse põhimõte toimib teiste põhimõtete, näiteks ettevaatuspõhimõtte juures piirava ja struktureeriva põhimõttena. Euroopa Kohtu praktika kohaselt ei ole SMP-ga kooskõlas meetmed, mis koormavad isikuid, kes ei ole tegelikud saastajad või kelle seos saastega on marginaalne. Samas on lubatav teatav lihtsustamine ja üldistamine, kui see on vajalik regulatsiooni tõhususeks, eeldusel et kulude jaotamine ei muutu ilmselgelt ebaõiglaseks.[68]

Näiteks vaidlesid põllumehed *Standley* kohtuasjas, et EL nitraadidirektiiv rikub "saastaja maksab" põhimõtet, kuna vaid neile oli pandud kohustus kanda kulud nitraadisisalduse vähendamiseks alla 50 mg/l piiri, ehkki põllumajandus on vaid üks nitraadisisalduse allikatest. Euroopa Kohus leidis SMP-le viidates, et "[…] *arvestada tuleb ka teiste saasteallikatega, mis ei ole direktiiviga hõlmatud, ning asjaolusid arvestades ei tohi põllumajandustootjatele panna tarbetuid kulusid saaste kõrvaldamiseks. Sellest vaatenurgast lähtudes peegeldab „saastaja maksab" põhimõte proportsionaalsuse põhimõtet*."[69]

Samuti on Euroopa Kohus leidnud, et kodumajapidamisjäätmete kogumise ja veo teenuse tasu, mis arvutatakse selle teenuse kasutajate tekitatud jäätmemahu hinnangu, mitte tegelikult tekitatud ja kogutud jäätmete koguse alusel, ning täiendav tasu, mille eesmärk on rahastada vajalikke jäätmekäitluse investeeringuid, on kooskõlas jäätmete raamdirektiiviga. Siiski peab liikmesriigi kohus kontrollima, kas kõnealune süsteem ei too kaasa seda, et teatud „jäätmevaldajatele" pannakse kulud, mis on ilmselgelt ebaproportsionaalsed võrreldes jäätmete mahu või laadiga, mida nad võivad tekitada. Selle hindamisel võib liikmesriigi kohus arvesse võtta mitmesuguseid parameetreid, nagu

66 Sadeleer 2020, lk 436-437.
67 Sadeleer 2020, lk 441-442.
68 Sadeleer 2020, lk 57-58.
69 Sadeleer 2020, lk 57-58. Viitab kohtuasjale C-293/97 Standley, p 51-52.

jäätmevaldaja kinnistu pindala, tema tootmisvõimsus ja kogumissagedus, tingimusel et need parameetrid võivad otseselt mõjutada jäätmekäitluse kulusid.[70]

2.2.3 Võrdse kohtlemise põhimõte

Võrdse kohtlemise põhimõte ei tähenda, et kõiki isikuid peaks kohtlema võrdselt. Põhimõtte sisuks on pigem, et võrdses olukorras olevaid isikuid tuleb kohelda võrdselt ning erinevas olukorras isikuid erinevalt. Võrdselt tuleb kohelda isikuid ja juhtumeid, mille puhul on kõik olulised asjaolud ühetaolised. Võrdse kohtlemise põhimõte ei kohaldu juhtudel, kus vaid mõned olulistest asjaoludest on analoogsed.

"Saastaja maksab" printsiibi rakendamisel tuleb keskkonnakulud jaotada saastajate vahel objektiivsete ja asjakohaste kriteeriumide alusel, eeskätt arvestades isiku tegelikku või mõistlikult eeldatavat panust keskkonnahäiringu, -ohu, -riski või -kahju tekkesse. Sarnases olukorras olevaid saastajaid tuleb seejuures kohelda sarnaselt ning erineva keskkonnamõjuga isikuid erinevalt. Kui üks käitaja tekitab suurema riski, suurema heite või suurema järelevalve- ja heastamiskulu, võib ja sageli peabki tema tasu või kohustus olema suurem.

2.2.4 Õiguspärase ootuse ja õiguskindluse põhimõte

SMP kohaldamisel tuleb arvestada ka õiguskindluse ja õiguspärase ootuse põhimõtetega. Eelkõige tõusetub see küsimus olukordades, kus keskkonnakahju on tekkinud tegevusest, mis oli oma toimumise ajal õiguslikult lubatud või vastas kehtinud lubadele ja normidele.

Eesti Riigikohus on õiguskindluse põhimõtte kohta öelnud, et kõige üldisemalt peab see printsiip looma kindluse kehtiva õigusliku olukorra suhtes. Õiguskindlus tähendab nii selgust kehtivate õigusnormide sisu osas (õigusselguse põhimõte) kui ka kindlust kehtestatud normide püsimajäämise suhtes (õiguspärase ootuse põhimõte).[71]

Õiguspärase ootuse põhimõte ei luba panna isikule ootamatult ja tagasiulatuvalt piiramatuid kulukohustusi, eriti kui ta on tegutsenud heas usus ja kooskõlas kehtiva regulatsiooniga. Seetõttu tuleb SMP rakendamisel hinnata, kas ja millisel määral on õigustatud uute või rangemate kohustuste kehtestamine juba toimunud tegevuse suhtes.

70 Sadeleer 2020, lk 60. Viitab kohtuasjale C-335/16 VG Cistoca

71 PS § 10 kommentaar p 46, edasiviited Riigikohtu praktikale (RKPJKo 02.12.2004, 3-4-1-20-04, p 12; RKPJKo 15.12.2005, 3-4-1-16-05, p 20; RKPJKo 20.03.2006, 3-4-1-33-05, p 21; RKPJKo 31.01.2007, 3-4-1-14-06, p 23.)

Õiguspärast ootust tuleb arvestada ka kehtivate õigusnormide jõustumise aja määramisel, eriti kui muudetakse tähtajalisi regulatsioone. Riigikohus on 2013. aastal tunnistanud põhiseadusvastaseks vee erikasutusõiguse ning maavara kaevandamisõiguse tasumäärade tõstmise, kuna leidis, et õigusaktiga olid tasumäärad kindlaks perioodiks paika pandud ning vaidlustatud tasumäärade tõstmine enne perioodi lõppu riivas õiguspärast ootust. Tasude tõstmiseks olid küll legitiimsed eesmärgid - vältida maavaravaru olukorra halvenemist, saada õiglast tasu loodusressursi kasutamise eest, teenida riigile tulu (fiskaalhuvi) - kuid Riigikohtu hinnangul pidi valitsus neist teadlik olema juba 2009. aastal tasumäärasid paika pannes, mistõttu ettevõtjate õiguspärane ootus osutus kaalukamaks.[72]

2.3 SMP rakendamise instrumendi põhitüübid

2.3.1 Õiguslike ja mitteõiguslike meetmete eristamine

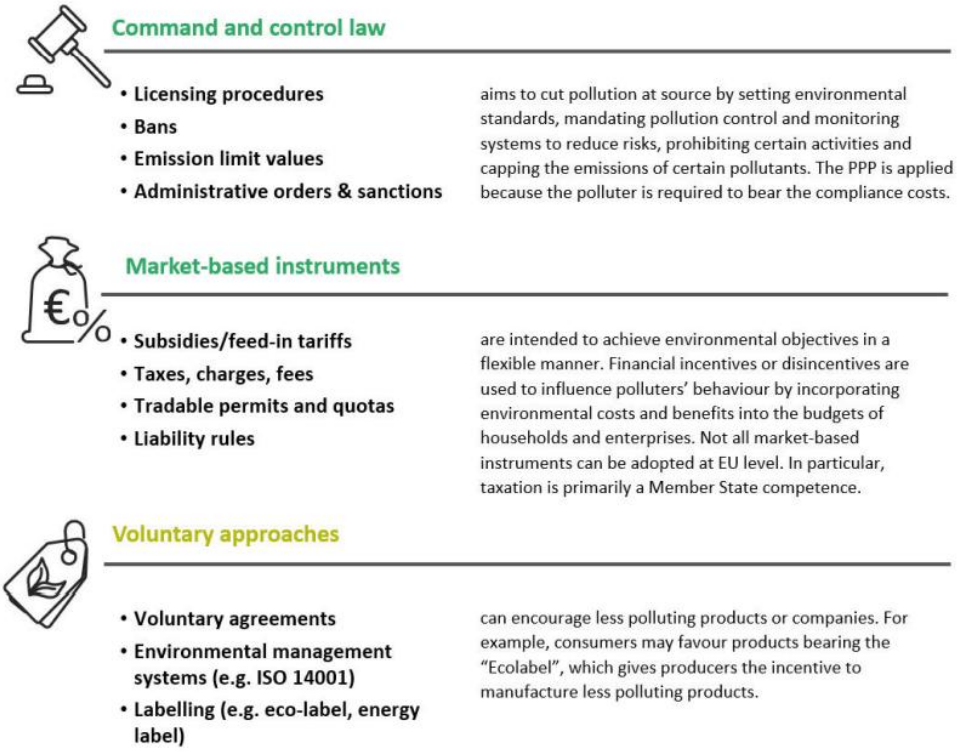
„Saastaja maksab“ printsiip ei toimi iseseisva normina, vaid avaldub konkreetsete õiguslike ja majanduslike mehhanismide kaudu, mille abil keskkonnakulud suunatakse saastajale.

Enamik neist mehhanismidest on mingil viisil õiguslikult reguleeritud. Seetõttu ei ole otstarbekas liigitada meetmeid õiguslikeks ja mitteõiguslikeks, vaid pigem läbi funktsionaalse jaotuse regulatiivseteks (*command-and-control*), majanduslikeks (turupõhisteks) ning vabatahtlikeks instrumentideks. Ka OECD 2024. a raportis on toodud välja, et veepoliitika raamdirektiivi kontekstis saab eristada „r*egulatory and management measures, including command and control instruments […] and measures to achieve cost recovery, including market-based instruments“*[73].

Euroopa Kontrollikoda on instrumente kaardistanud järgmiselt[74]:

72 RKPSJKo 16.12.2013 asjas 3-4-1-27-13.
73 OECD 2024a, lk 14
74 Euroopa Kontrollikoja aruanne 2021, lk 9.

Figure 2 – Instruments for implementing of the PPP



Selles ülevaates on regulatiivsetest vahenditest toodud välja loastamine, keelud ja tegevuspiirangud ning heite piirnomid (keskkonnanormatiivid). Turupõhiste meetmete all on maksud, tasud, lõivud, samuti lubade ja kvootidega kauplemine ning vastutuse reeglid. Vabatahtlikud lähenemised hõlmavad selles jaotuses vabatahtlikke lepinguid, keskkonnajuhtimissüsteemi ning märgistamist (nt ökomärgised).

Õigusteoreetiliselt ei tähenda majanduslike instrumentide eristamine siiski nende mitteõiguslikkust, vaid erinevat regulatiivset toimemehhanismi. Õigusteaduses on pigem kasutusel jaotus siduvate (*hard law*) ja mittesiduvate (s*oft law*) instrumentide vahel. Käesolevas töös on kaardistatud õiguslikku tausta ning küsimusi eelkõige siduvate instrumentide puhul, olgu selleks regulatiivsed loastamise ja tegevuspiirangute küsimused, või keskkonnatasud, mille õigusteoreetiline taust ning normistik on analüüsi seisukohalt vägagi olulised.

Vastutuse reeglid on Euroopa Kontrollikoja ülaltoodud joonisel paigutatud turupõhiste instrumentide hulka, kuna need panevad keskkonnakahju kulud saastajale ja võivad seeläbi mõjutada saastaja majanduslikke stiimuleid. Käesolevas analüüsis käsitatakse vastutusreegleid siiski eraldi vastutusinstrumentidena. Erinevalt maksudest, tasudest või kaubeldavatest lubadest ei toimi

vastutusreeglid esmalt hinnasignaali kaudu, vaid õigusliku kohustusena vältida, heastada või hüvitada keskkonnakahju.

2.3.2 Nõuded ja tegevuspiirangud, loastamine

Regulatiivsete vahendite hulka kuuluvad keskkonnanormatiivid ning tegevuspiirangud, sh loakohustus teatud mahus või tegevusvaldkonnas tegutsemisel.

Otsesed keelud on ettevaatusmeede, mis tuleb kõne alla siis, kui tegemist on keskkonna või tervise olulise kahjustamise ohuga, mille suhtes valitseb suhteliselt väike ebakindlus.[75] Selliseid keelde esineb nii rahvusvahelises kui EL õiguses näiteks teatud ainete kasutamise piiramiseks (nt plii, elavhõbe jpm), ohtlike jäätmete käitlemisel jm.

Normatiividena käsitletakse õigusaktides sätestatud nõudeid, mis reguleerivad inimtegevusest lähtuvat mõju keskkonnale ja sätestavad selle lubatud piirid.

Keskkonnanormatiive liigitatakse[76]:

- **kvaliteedinormatiivid** – eelkõige keskkonnakvaliteedi piirväärtused, näiteks teatud aine maksimaalne lubatud kontsentratsioon vees, kusjuures normatiiv võib olla diferentseeritud lähtuvalt kasutusotstarbest, nt joogivee nõuded erinevad tööstuslikes jahutusseadmetes kasutatava vee nõuetest;
- **heitenormatiivid** – ennekõike heite piirväärtused ehk nõuded saasteallikast eralduvate heidete iseloomu ja koguse suhtes; need kehtestatakse saasteainete või nende gruppide kaupa ning kasutatakse eelkõige paiksete saasteallikate puhul (nt tööstuslikud käitised, mille puhul kompleksluba des võetakse arvesse kõiki konkreetse ettevõtte poolt emiteeritud saastuse liike nende koosmõjus);
- **tehnoloogianormatiivid** – nõuded keskkonnahäiringuid põhjustavate tehnikate ja tehnoloogiate suhtes; kõige sagedamini on selliseid nõudeid puhastus- ja filtreerimisseadmeid puudutavates regulatsioonides; üheks tehnoloogianormatiivi liigiks on parima võimaliku tehnika nõue, mis on mh EL tööstusheite direktiivi rakendusmehhanismi peamiseks osiseks;

75 Veinla, H. Ettevaatusprintsiip keskkonnaõiguses. Tartu Ülikooli Kirjastus 2004, lk 192.
76 Veinla, H. jt. Keskkonnaõigus, lk 163-167.

- **tootenormatiivid** – nõuded keskkonda mõjutavate toodete suhtes, nt toote füüsikalised või keemilised parameetrid; toote käitlemise, märgistamise või pakendamise nõuded; tootest lähtuvate keskkonda mõjutavate tegurite (nt müra) piirmäärad.

Menetlusliku iseloomuga ettevaatusmeetmed on keskkonnamõju hindamine ning üldine loakohustuse nõue teatud tegevuste puhul. Loastamine võimaldab juba tegevuse eelselt hinnata selle võimalikku mõju keskkonnale ning loas vastavate tingimuste seadmisega seda hallata ja ära hoida või vähendada.

"Saastaja maksab" põhimõte väljendub nende meetmete puhul eelkõige kehtestatud piirangute seadmisest (nt loamenetluses) ja rakendamisest tulenevate kulude tasumises. Meetmed ise põhinevad ettevaatusel ja on mõeldud kahju ärahoidmiseks. Hannes Veinla on välja toonud, et keskkonnamõju hindamise instrumendis väljendub SMP ja ettevaatusprintsiibi selge seos, kuna keskkonnamõju hindamisega seotud kulud tuleb tasuda arendajal. Keskkonnamõju hindamine hõlmab ka alternatiivsete lahenduste hindamist. Arendaja peab näiteks kaaluma tegevuse erinevaid asukohti ja muid lahendusi. Sellisel kaalumisel ja hindamisel rakendub ettevaatusprintsiip, hindamise eest maksab aga arendaja. Ka parima võimaliku tehnika kasutamise nõue on ettevaatusel põhinev saastekontrolli vahend; „saastaja maksab" printsiip väljendub selles, et selle eest maksab saastaja.[77]

2.3.3 Keskkonnamaksud ja –tasud

2.3.3.1 Maksud ja tasud kui SMP rakendamisvorm

Keskkonnamaksud ja -tasud on SMP kõige tüüpilisem ja nähtavam rakendusvorm. Maksude ja tasude kaudu rahastavad saastajad avalikku keskkonnapoliitikat ning maksustamine võimaldab suunata käitumist ilma otseste keeldudeta.[78]

SMP rakendamise meetmete valikul tuleb paika panna, kes on maksmiseks kohustatud isik, millest sõltub maksukohustus ja maksu suurus ning kuidas tuleks kasutada laekunud tulu. Need sõltuvad mitmetest asjaoludest nagu konkreetse koormusallika olulisus ja iseloom, muude õiguspõhimõtetega arvestamine, meetmete proportsionaalsus.

Muuhulgas sõltuvad keskkonnamaksude ja -tasude kehtestamise tingimused – maksja, maksu objekt, maksu suurus, teatud juhtudel ka maksu sissenõudmise viis jmt – maksu/tasu funktsioonist.

77 Veinla, H. Ettevaatusprintsiip keskkonnaõiguses. Tartu Ülikooli Kirjastus 2004, lk 115.
78 Sadeleer 2020, lk 54.

Ümberjaotava funktsiooni korral peab maks/tasu kajastama saastaja tegelikku panust keskkonnakahju tekkesse. Euroopa Kohtu praktikast lähtuvalt ei tohi saastet vähendava poliitika kulusid panna isikutele, kes ei ole vastavat saastet põhjustanud. "Saastaja maksab" põhimõte toimib siin tõlgendamispõhimõttena, mis suunab nii teisese õiguse rakendamist kui ka halduspraktikat.[79] Samas on rangelt proportsionaalne arvestus sageli tehniliselt keeruline ning täpne kulude vastavus ei ole alati realistlik.

Stiimulifunktsiooni puhul ei ole maksu eesmärgiks kulude täpne katmine, vaid käitumise mõjutamine.[80] Euroopa Kohtu praktika kinnitab, et maks võib olla õiguspärane ka juhul, kui selle põhieesmärk ei ole eelarvetulu, vaid keskkonnakaitseline stiimul.

2.3.3.2 Maksude ja tasude eristamine

Maksude ja tasude eristamise käsitlused võivad erineda, sõltuvalt eristamise ajendist. Rahvusvahelistes ja ELi allikates käsitletakse keskkonnamaksusid (*tax*) eelkõige majandusliku meetmena ning statistikas kasutatava mõistena. Küsimust, kas õiguslikult on tegu maksu või tasuga, ei pruugi sel juhul tõstatuda.

ECOTECi 2001. a keskkonnatasude uuringus on „tax" kasutatud juhtude tähistamiseks, kus tulu läheb üldisesse eelarvesse, ja „charge" olukorras, kus tulu on sihtotstarbeline, seotud konkreetse teenuse osutamisega või ei ole mõeldud üldisesse eelarvesse jõudma.[81] OECD klassifitseerib maksud aga eelkõige maksubaasi järgi[82], samast loogikast lähtub Eurostati keskkonnamaksude juhend.[83] Õiguslikuks lähtekohaks on ELi määrus 691/2011[84], mille art 2 lg 2 kohaselt on keskkonnamaks (ingl k versioonis *environmentally related tax*) "*maks, mis põhineb tõendatud konkreetse negatiivse keskkonnamõjuga näitaja naturaalühikul (või selle naturaalühiku kaudsel määratlusel) ja mis on ESA poolt sätestatud maksuna*".

Õiguslikus käsitluses erinevad maks ja tasu selle poolest, et maksud on kohustuslikud vastusoorituseta maksed, st nende eest ei saa maksja (kasutada) selget hüve. Tasu seevastu eeldab vastusooritust või

---

[79] Sadeleer 2020, lk 57. Viitab Euroopa Kohtu praktikale asjas C-293/97 Standley, p 51-51.
80 Sadeleer 2020, lk 60.
81 ECOTEC et al., Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States: Executive Summary, 2001, lk iv. Veebilink: https://pure.au.dk/ws/files/78859328/xsum_table_of_content.pdf. Edaspidi: ECOTEC 2001.
82 OECD raport „Revenue Statistics 2025: Disentangling Personal Income Tax Revenue in OECD Countries", 2025, lk 9 ning Annex A, lk 339. Veebilink: https://doi.org/10.1787/3a264267-en. Edaspidi: OECD 2025.
83 Eurostat, Environmental taxes - A statistical guide, 2013 edition, lk 9. Veebilink: https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/5936129/KS-GQ-13-005-EN.PDF. Edaspidi: Eurostat 2013.
84 EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU MÄÄRUS (EL) nr 691/2011, 6. juuli 2011, Euroopa keskkonnamajandusliku arvepidamise kohta. Konsolideeritud tekst: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/HTML/?uri=CELEX:02011R0691-20250101

võimalust mingit hüve kasutada. Näiteks on Eesti keskkonnatasude seaduses (KeTS)[85] selgelt sätestatud, et keskkonnatasu on keskkonna kasutusõiguse hind. Eesti kohtupraktika kohaselt eristab keskkonnatasu maksust asjaolu, et maksja saab võimaluse kasutada keskkonda kui rahvuslikku rikkust; erinevalt maksust on keskkonnatasul seos konkreetse keskkonnakasutuse või keskkonnahäiringuga.[86]

Keskkonnavaldkonnas võib õiguslik piir maksu, tasu, lõivu ja vahel olla esmapilgul ebaselge, sest sama instrument võib olla korraga hinnasignaal, keskkonnakahju internaliseerimise vahend ja avaliku sektori tuluallikas.[87] Teiste riikide praktika näitab, et terminid *tax*, *fee* ja *charge* ei ole üheselt sisustatavad. ECOTEC-i 2001. a uuringus on rõhutatud, et riigid kasutavad termineid „*tax*" ja „*charge*" ebajärjekindlalt ning vahel ka vaheldumisi.[88] Seetõttu ei sõltu tasu või maksu õiguslik eristamine terminoloogiliselt maksu/tasu nimetusest, vaid konkreetse keskkonnatasu sisust ja eesmärgist.

Eesti õiguses on keskkonnatasu avalik-õiguslik rahaline kohustus, mitte maks. Vt Eesti keskkonnatasude õigusliku regulatsiooni ja rakenduspraktika täpsemat käsitlust analüüsi peatükis 5.2.4.

Samas ei ole maksu ja tasu piiritlemine ka Eestis üheselt selge. Hea näide maksu ja tasu piiride vaieldavusest Eesti kontekstis on mootorsõidukimaks, mille maksuna või (keskkonna)tasuna käsitlemise selgitamine on teemaks käimasolevas põhiseaduslikkuse järelevalve kohtumenetluses, kus õiguskantsler ning Rahandusministeerium on asunud erinevatele õiguslikele seisukohtadele.[89]

Õiguslike tagajärgede poolest seisneb maksu ja tasu erinevus eeskätt nende seadmise tingimustes, kuid ka sissenõudmise korralduses. Eestis reguleerib maksude seadmise aluseid, maksude määramist ja sissenõudmist maksukorralduse seadus (MKS)[90], samas kui tasudele võivad kohalduda eriseadused ning menetlusele haldusmenetluse seadus (HMS)[91]. Seetõttu võivad ka nt tasude määramise või sissenõudmise vaidlustamise võimalused erineda. Näiteks on õiguskantsler mootorsõidukimaksu vaidluses pidanud registreerimistasu maksuna käsitlemist oluliseks eelkõige seetõttu, et see tooks

85 Keskkonnatasude seadus. RT I, 12.05.2026, 12
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/112052026012
86 RKHKo 21.03.2016, 3-3-1-72-15, p 18.
87 ECOTEC 2001, lk iv.
88 Samas.
89 Õiguskantsleri 26.02.2025 kiri Rigikogule „Ettepanek mootorsõidukimaksu seaduse ja liiklusseaduse põhiseadusega kooskõlla viimiseks". Veebilink: https://www.oiguskantsler.ee/sites/default/files/2025-02/Ettepanek%20mootorsoidukimaksu%20seaduse%20ja%20liiklusseaduse%20pohiseadusega%20kooskolla%20viimiseks.pdf;
Rahandusministri ja Vabariigi Valitsuse arvamus põhiseaduslikkuse järelevalve asjas nr 5-26-2, 24.03.2026, lk 3, p-d 13–19. Veebilink: https://www.riigikohus.ee/sites/default/files/Arvamus_rahandusminister_Vabariigi_Valitsus_5-26-2.pdf
90 Maksukorralduse seadus. RT I, 15.04.2026, 5
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/115042026005
91 Haldusmenetluse seadus. RT I, 06.07.2023, 31
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/106072023031

selgemalt kaasa maksumenetluse ja maksumaksja kaitse reeglid, mida liiklusseadus eriseadusena ei võimalda. Keskkonnatasude menetlus on Eestis enamjaolt allutatud MKS-le, mistõttu praktikas ei pruugi menetluslik vahe olla märkimisväärne. Siiski ei kohaldu MKS kõigile keskkonnatasudele, samuti ei ole kogu maksude määramise pädevus Maksu- ja Tolliametil, vaid pädevus on jagatud Keskkonnaametiga.

Sisulisem erinevus on tasu eesmärgistamises. KeTS kohaselt ei ole tasude peamine eesmärk riigile tulu teenimine, vaid keskkonnakaitse vajaduste täitmine. Riigikohus on leidnud, et kui seadusandja kehtestab maksu asemel spetsiifilise eesmärgiga avalik-õigusliku rahalise kohustuse, on see tasu põhiseadusega kooskõlas siis, kui tasu kehtestatakse üksnes selle eesmärgi saavutamiseks, st tegu ei ole varjatud maksustamisega, seda eesmärki on võimalik selle meetmega saavutada ning tasu määr ei ole selle kehtestamisega taotletavaid eesmärke silmas pidades ilmselgelt põhjendamatu.[92] Niisiis võib tasuna määratletud rahaline kohustus, mille spetsiifiline eesmärk ei ole selge või selle meetmega saavutatav, olla vähemalt Eestis põhiseadusevastane. Sellega tuleb mh arvestada keskkonnatasudest laekuva tulu kasutamise tingimuste määramisel.

2.3.3.3 Maksude/tasude eesmärk ja neist laekuva tulu jaotamine

Maksude puhul puudub õiguslikult vastusoorituse tingimus – maksud laekuvad reeglina riigieelarvesse (va kohalikud maksud) ning nende kasutamine määratakse riigieelarve üldiste põhimõtete järgi.

Sihtotstarve aitab tasu õiguslikult eristada maksust. Kui tegemist on avalik-õigusliku tasuga, mitte maksuga, aitab valdkondlik kasutus näidata, et koormis ei ole varjatud üldmaks, vaid teenib erieesmärki.[93]

Keskkonnatasudest laekuva tulu sihtotstarbeline kasutamine tugevdab „saastaja maksab“ põhimõtte rakendatavust ja tõhusust:

1) Tulude sihtotstarbeline kasutamine tugevdab „saastaja maksab“ põhimõtte legitiimsust. Kui tulu kasutatakse keskkonnakahju vältimiseks, leevendamiseks, taastamiseks või keskkonnainvesteeringuteks, on maksjale ja avalikkusele paremini mõistetav, miks koormis kehtestati just keskkonnakasutuse või saaste põhjal.[94]

92 Alan Paas, „Keskkonnatasude õiguslik olemus ja eesmärgid“, Juridica 5/2019, lk 372. Edaspidi: A. Paas 2019. Viitab Riigikohtu lahenditele: RKÜKo 15.12.2015, 3-2-1-71-14, p 105; RKPJKo 29.03.2017, 3-4-1-15-16, p 100.
93 Paas 2019, lk 372; ECOTEC 2001, lk iv.
94 European Commission / IEEP et al., Green taxation and other economic instruments - Internalising environmental costs to make the polluter pay, 2021, lk 13. Veebilink: https://environment.ec.europa.eu/system/files/2021-

2) Tulude sihtotstarbeline kasutamine võib suurendada instrumendi keskkonnamõju. ECOTEC-i uuring leidis, et mitmel juhul olid kõige edukamad instrumendid need, kus hinnasignaal oli ühendatud sihtotstarbelise kulutamise või tagastusmehhanismiga.[95]

3) Sihtotstarve võib toetada poliitilist ja sotsiaalset aktsepteeritavust. Euroopa semestri taustamaterjal toob välja, et majapidamiste kommunaal- ja jäätmetasud võivad olla regressiivsed, kuid seda saab leevendada sihitud tulu tagasisuunamisega, näiteks madala sissetulekuga leibkondade toetuste või tööjõumaksude vähendamise kaudu; 10–15% tulude suunamine kompensatsiooniks võib regresseeriva mõju neutraliseerida ja suurendada aktsepteeritavust.[96]

Argumendid sihtotstarbelisuse määramise vastu või üldeelarvesse suunamise poolt on eelkõige poliitilised või majanduslikud, mitte õiguslikud. Üldeelarvesse laekumine suurendab eelarvepoliitilist paindlikkust. Kui keskkonnatasu või -maksu tulu ei seota konkreetse kulureaga, saab valitsus kasutada seda kõige prioriteetsemateks avalikeks ülesanneteks, sealhulgas sotsiaalsete mõjude kompenseerimiseks, maksukoormuse nihutamiseks tööjõult keskkonnakasutusele või võlakoormuse vähendamiseks.[97]

Tasudest laekuva tulu sihtotstarbeline kasutamine ei ole absoluutne õiguslik nõue igasuguse keskkonnatasu kehtestamisel, vaid sõltub konkreetse keskkonnatasu eesmärgist. Kui konkreetse keskkonnatasu eesmärgiks on riigile tulu teenimine, siis selle eesmärgi saavutamiseks ei ole keskkonnatasude sihtotstarbeline kasutamine vajalik. Kuid kui eesmärgiks on seatud näiteks teatud veekeskkonda mõjutava tegevusest tekkiva keskkonnakoormuse hüvitamine, oleks väga keeruline, kui mitte võimatu hinnata tasude proportsionaalsust, kui ei oleks selge, kui suur osa kogutavatest tasudest keskkonnahoidu tagasi suunatakse ning mis tingimustel seda võib keskkonnahoiu tarbeks kasutada. Nagu eelpool viidatud, võib vähemalt Eesti kohtupraktika kohaselt tekkida sel juhul küsimus tasu põhiseaduspärasusest.

Ka Eesti keskkonnatasude puhul võib tekkida põhiseaduspärasuse küsimus nende keskkonnatasude puhul, mille eesmärgiks on seatud keskkonnakaitse, kuid mille puhul ei ole selge selle eesmärgi saavutatavus. Vt Eesti kehtivate keskkonnatasude täpsemat ülevaadet ja analüüsi ptk-s 5.2.4).

11/Green%20taxation%20and%20other%20economic%20instruments%20%E2%80%93%20Internalising%20environmental%20costs%20to%20make%20the%20polluter%20pay_Study_10.11.2021.pdf. Edaspidi: European Commission, Green taxation 2021.

95 ECOTEC, 2001, lk xvi.

96 RPA Europe et al., Greening of the European Semester through Environmental Taxation: Background paper, 17.11.2025, lk 1.

97 European Commission, Green taxation 2021, lk 16.

2.3.4 Keskkonnavastutus

Keskkonnavastutus on mehhanism, mis täidab juba tekkinud keskkonnakahju heastavat (*curative*) funktsiooni. Saastajalt nõutakse keskkonnakahju heastamist, vältimaks olukorda, kus kahjustatud keskkonna taastamiskulud langeksid riigi või ühiskonna kanda.[98]

Keskkonnavastutus on küll üheks SMP rakendumise mehhanismiks, kuid selle rakendamine praktikas on seni olnud piiratud. Keskkonnavastutuse mudelis on oluline kahju tekitaja süü ning keskkonnakahju mõisted, mille range piiritlemine välistab praktikas suure osa isegi konkreetse saastaja tegevusest tuleneda võivast kahjust, rääkimata keerulisematest olukordadest nagu nt hajureostus või jääkreostus.

EL keskkonnavastutuse raamistik on sätestatud keskkonnavastutuse direktiivis 2004/35/EÜ. Keskkonnavastutus tähendab, et keskkonda kahjustavad ettevõtjad vastutavad keskkonnakahjustuste parandamise eest ja seega motiveeritakse neid kahju vältima. Keskkonnavastutuse direktiivi kohaselt peab vastutav ettevõtja:

- juhul, kui oluline keskkonnakahjustus maale, veele ja bioloogilisele mitmekesisusele tuleneb riskantseks peetavast majandustegevusest (nagu on täpsustatud keskkonnavastutuse direktiivi III lisas), võtma omal kulul kasutusele kõik vajalikud parandusmeetmed;
- majandustegevusalade puhul, mida ei peeta keskkonnaohtlikuks, sh põllumajanduses, parandama bioloogilisele mitmekesisusele tekitatud kahju üksnes juhul, kui see on tekkinud nende süül või hooletuse tõttu.[99]

Euroopa Kontrollikoda hindas 2021. a SMP kohaldamise aruandes, et keskkonnavastutuse puhul ei ole komisjoni meetmed, millega toetatakse keskkonnavastutuse direktiivi rakendamist liikmesriikides, lahendanud peamisi puudusi, nagu ebaselged põhimõisted ja määratlused ning rahalise tagatise puudumine maksejõuetuse korral. Kontrollikoda soovitas kaaluda keskkonnavastutuse direktiivi tugevdamist.[100]

Kontrollikoja aruandes on välja toodud, et EL liikmesriikides on keskkonnavastutuse direktiivi kohaldatud väga erinevalt: liikmesriigid teatasid 1230-st keskkonnavastutuse direktiivi alusel käsitletud juhtumist ajavahemikul 2007–2013, kuid juhtumite arv liikmesriigiti oli väga erinev: kaks riiki – Ungari

98 Sadeleer 2020, lk 62.
99 Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 10.
100 Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 5.

ja Poola – teatasid üle 85% juhtumite koguarvust. Eesti kuulus riikide hulka, kes olid sel perioodil raporteerinud alla viie juhtumi.[101]

Aastatel 2023-2025 on Euroopa Komisjon teostanud keskkonnavastutuse direktiivi hindamise. Vastavalt 2024. a alguses avalikustatud uuringule on direktiivi rakendamise mõju enamikus liikmesriikides olnud aeglane või olematu. Keskkonnaalaste miinimumstandardite saavutamist on takistanud peaasjalikult direktiivi võtmesätete piirav kohaldamine, eelkõige elurikkusele tekitatud kahju ja veekahju defineerimine nii liikmesriikide endi, pädevate asutuste kui kohtute poolt. Kuna direktiivi rakendamine liikmesriikides on väga erinev, on keskkonnavastutusest kujunenud ELis killustatud käsitlus. Uuring kinnitas ka seda, et teine direktiivi tõhusust piirav asjaolu on puuduv kohustusliku finantskindlustuse süsteem, mille tõttu osades juhtumites (näiteks maksejõuetuse korral) ei ole ikkagi pidanud maksma mitte käitaja, vaid kulu on kaetud avalikest vahenditest. Uuringus tuuakse välja ka vastuolud keskkonnavastutuse direktiivi ja muude EL direktiivide vahel - nagu tööstusheite direktiiv, loodusdirektiiv ja vee raamdirektiiv.[102] Euroopa Komisjoni 2025. aasta keskkonnaalaste õigusaktide rakendamise läbivaatamise (*Environmental Implementation Review*, EIR) teatises[103] märgitakse, et Komisjon lõpetas hindamise 2025. a aprillis, kuid selle tulemuste kohta Komisjoni ELD veebilehel analüüsi valmimise ajal teave puudub.

Kokkuvõttes on keskkonnavastutus mõtteliselt küll oluline osa “saastaja maksab” põhimõtte rakendusmehhanismist, kuid selle rakendamine on seni olnud piiratud ja ebaefektiivne.

2.3.5 Vabatahtlikud instrumendid

Vabatahtlikud keskkonnaõiguslikud instrumendid, nagu kokkulepped, keskkonnajuhtimissüsteemid ja ökomärgised, võivad olla õiguslikult reguleeritud, kuid need loovad keskkonnakasutajatele või organisatsioonidele siduvaid kohustusi eelkõige juhul, kui isik on vastava instrumendiga liitunud, taotlenud märgist või muul viisil kohustused enda suhtes kehtivaks võtnud. Näiteks vabatahtlikku keskkonnajuhtimis- ja keskkonnaauditeerimissüsteemi ehk EMAS-it reguleerib Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 1221/2009 ning ELi vabatahtliku ökomärgise süsteemi määrus (EÜ) nr 66/2010.

[101] Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 25.
[102] Study in support of the evaluation of the Environmental Liability Directive and its implementation. Final report. Stevens&Bolton 2023, lk iii-vi. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/006d90e5-980a-11ef-a130-01aa75ed71a1/language-en
[103] COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS 2025 Environmental Implementation Review, 7.7.2025. https://environment.ec.europa.eu/document/download/05a3b495-14b1-4e21-b12f-e90750a486ed_en?filename=COM_2025_420_F1_COMMUNICATION_FROM_COMMISSION_TO_INST_EN_V6_P1_4037868.PDF

Selliste kohustuste täitmine võib anda isikule toetuse, soodustuse, maine- või turueelise, kuid see ei pruugi alati nii olla. Teatud juhtudel on vabatahtliku instrumendiga seotud nõuete rikkumine tagatud ka riikliku järelevalve ning avalik-õigusliku vastutusega. Näiteks näeb keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduse (KeHJS)[104] § 54 ette väärteovastutuse (rahatrahvi) ühenduse keskkonnajuhtimis- ja keskkonnaauditeerimissüsteemi logo ning ELi ökomärgise kasutamise tingimuste rikkumise eest.

2.3.6 Väljakutsed

Euroopa Kontrollikoda leidis 2021. a aruandes, et "saastaja maksab" põhimõtet kajastati ja kohaldati ELi keskkonnapoliitika eri valdkondades erineval määral ning selle katvus oli puudulik. Kontrollikoda tõi välja keskkonnavastutuse direktiivi puudused (vt eespool) ning leidis, et ELi eelarvet kasutatakse mõnikord puhastusmeetmete rahastamiseks, mida põhimõtte „saastaja maksab" kohaselt oleksid pidanud maksma saastajad.[105]

Kontrollikoda soovitas Komisjonil: 1) hinnata, kas on võimalik tugevdada „saastaja maksab" põhimõtte integreerimist keskkonnaalastesse õigusaktidesse; 2) kaaluda keskkonnavastutuse direktiivi kohaldamise tugevdamist; 3) kaitsta ELi rahalisi vahendeid kasutamise eest projektide rahastamiseks, mida peaks rahastama saastaja.[106]

Eelnev kinnitab, et kuigi EL õiguses on "saastaja maksab" põhimõte olulisel kohal ning selle rakendamiseks on mitmeid toimivaid mehhanisme, on selle tõhusamaks toimimiseks vaja oluliselt selgemaid meetmeid.

104 Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus. RT I, 12.05.2026, 8 https://www.riigiteataja.ee/et/akt/112052026008
105 Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 5.
106 Samas.

2.4 “Saastaja maksab“ põhimõte EL vee raamdirektiivis ja selle kohaldamisest tulenevad piirid

2.4.1 Vee raamdirektiivi normid

2.4.1.1 Üldine regulatsioon

Käesoleva töö põhialuseks on Euroopa parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik (edaspidi: vee raamdirektiiv ehk VRD).[107]

“Saastaja maksab” põhimõte on kajastatud direktiivi alljärgnevates sätetes.

Preambula, p 38

(38) Meetmeprogrammide osana võib liikmesriikidel olla kohane kasutada majanduslikke vahendeid. Veevarustusteenuste kulude, sealhulgas vesikeskkonnale tekitatud kahju või negatiivse mõjuga seonduvate keskkonnaalaste ja ressursikulude katmise põhimõtet tuleks arvestada eelkõige vastavalt põhimõttele, et saastaja maksab. Selleks on vajalik veevarustusteenuste majandusanalüüs, mis põhineb vee nõudmise ja pakkumise pikaajalisel prognoosil valglapiirkonnas.

Artikkel 9 - Veevarustusteenuste kulude katmine

1. Liikmesriigid võtavad arvesse veevarustusteenuste kulude, sealhulgas keskkonna- ja ressursikulude katmise põhimõtet, arvestades III lisa kohaselt tehtud majandusanalüüsi ning järgides eelkõige põhimõtet, et saastaja maksab.

Aastaks 2010 tagavad liikmesriigid, et:
- veehinna kujundamise poliitika innustab küllaldaselt veekasutajaid kasutama veeressursse tõhusalt, aidates seeläbi kaasa käesoleva direktiivi keskkonnaalaste eesmärkide saavutamisele,
- veekasutuse eri valdkonnad, mis on liigitatud vähemalt tööstuseks, kodumajapidamiseks ja põllumajanduseks, annavad piisava panuse veevarustusteenuste kulude katmisse, võttes aluseks III lisa kohaselt tehtud majandusanalüüsi ning arvestades põhimõtet, et saastaja maksab.

[107] Direktiivi konsolideeritud versioon: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/HTML/?uri=CELEX:02000L0060-20141120

Seda tehes võivad liikmesriigid arvesse võtta kulude katmise sotsiaalseid, keskkonnaalaseid ja majanduslikke tagajärgi ning kõnealuse piirkonna või kõnealuste piirkondade geograafilisi ja kliimatingimusi.

2. Liikmesriigid esitavad vesikonna majandamiskavades aruande lõike 1 rakendamiseks kavandatavate meetmete kohta, mis aitavad kaasa käesoleva direktiivi keskkonnaalaste eesmärkide saavutamisele, ning veekasutuse eri valdkondade osa kohta veevarustusteenuste kulude katmises.

3. Käesolev artikkel ei takista konkreetsete ennetus- ja korrigeerimismeetmete rahastamist, et saavutada käesoleva direktiivi eesmärke.

4. Liikmesriigid ei riku käesolevat direktiivi, kui nad senise tava kohaselt otsustavad mitte kohaldada lõike 1 teise lause sätteid ning sellega seonduvalt lõike 2 vastavaid sätteid antud veekasutustegevuse suhtes, kui see ei sea ohtu käesoleva direktiivi mõtet ja eesmärkide saavutamist. Liikmesriigid teatavad lõike 1 teise lause täielikult rakendamata jätmise põhjustest vesikonna majandamiskavas.

2.4.1.2 *Erandid*

VRD art 4(3), 4(4) ja 4(5) võimaldavad jätta meetmed rakendamata, kui nendega on seotud ebaproportsionaalsed kulud. “Saastaja maksab” põhimõte on üheks juhiseks “ebaproportsionaalsete” või “ebamõistlike” kulude hindamisel, kui erandi kohaldamise üle otsustatakse.

VRD art 4 lõige 3 võimaldab liikmesriigil määrata pinnaveekogumi tehisveekogumiks või oluliselt muudetud veekogumiks. Sel juhul ei ole eesmärgiks enam „hea ökoloogiline seisund“, vaid „hea ökoloogiline potentsiaal“ koos hea keemilise seisundiga – ehk vähendatakse ambitsiooni veekogumi seisundi saavutamiseks. Selline määramine on lubatud üksnes:

1) juhul, kui veekogumi hüdromorfoloogiliste omaduste muutmine selliselt, et saavutada hea ökoloogiline seisund, avaldaks olulist ebasoodsat mõju laiemale keskkonnale või teatud olulistele inimtegevustele. VRD nimetab selliste tegevustena eelkõige laevasõitu (navigatsiooni), sadamarajatisi ja puhkemajandust, tegevusi, mille jaoks vett varutakse, näiteks joogiveevarustus, elektritootmine või niisutus, samuti veeregulatsiooni, üleujutuste kaitset, kuivendust ning muud samaväärselt tähtsat püsivat arendustegevust.
2) veekogumi tehislikest või muudetud omadustest tulenevaid kasulikke eesmärke ei saa tehnilise teostatavuse või ebaproportsionaalselt suurte kulude tõttu mõistlikult saavutada muude vahenditega, mis oleksid keskkonna seisukohalt oluliselt paremad.

Määramise põhjused tuleb esitada vesikonna veemajanduskavas ning need tuleb iga kuue aasta järel uuesti läbi vaadata. Niisiis eeldab erandi tegemine põhjendamist ja perioodilist ümberhindamist.

VRD art 4 lõige 4 võimaldab pikendada art 4 lõikes 1 sätestatud keskkonnaeesmärkide saavutamise tähtaegu, kui eesmärkide saavutamine algses tähtajas ei ole mõistlikult võimalik. Selline tähtaja pikendamine on lubatud ainult tingimusel, et veekogumi seisund ei halvene edasi ning et täidetud on vähemalt üks järgmistest alustest: i) nõutavaid parandusi ei ole tehnilise teostatavuse tõttu võimalik saavutada ettenähtud aja jooksul, ii) kui paranduste elluviimine tähtajaks oleks ebaproportsionaalselt kulukas või iii) kui looduslikud tingimused ei võimalda veekogumi seisundi paranemist tähtajaks.

Veemajanduskavas tuleb esitada tähtaja pikendamise põhjused, meetmete kokkuvõte, meetmete rakendamise ajakava ning selgitus, miks eesmärki ei olnud võimalik tähtajaks saavutada. Järgmistes veemajanduskavade ajakohastamistes tuleb omakorda kirjeldada meetmete rakendamisel tehtud edusamme. OECD 2024. a aruandes on välja toodud, et art 4 lõiget 4 kasutati liikmesriikides mh ebaproportsionaalsete kulude tõttu hea seisundi saavutamise edasilükkamiseks, kuid kuna lõpptähtaeg on enamikul juhtudel 2027 ja see kattub kolmanda veemajanduskavade perioodi lõpuga, on selle sätte praktiline tähendus järjest vähenenud.

OECD toob ka välja, et „ebaproportsionaalselt suurte kulude“ hindamine eeldab võrdlust mingi kulutaseme või koormuse mõõdupuuga. See võib tähendada, et meetmete kulud ületavad terviklikus kulude-tulude analüüsis nende eeldatava kasu või et kulukoormus ületab avaliku või erasektori subjektide maksevõime ning seda koormust ei ole võimalik mõistlikult ümber jaotada.

VRD art 4 lõige 5 võimaldab kehtestada konkreetsele veekogumile leebemad keskkonnaeesmärgid, kui veekogum on inimtegevusest sedavõrd mõjutatud või selle looduslikud tingimused on sellised, et hea seisundi saavutamine oleks võimatu või ebaproportsionaalselt kulukas. Erinevalt art 4 lõikest 4 ei ole tegemist üksnes tähtaja edasilükkamisega, vaid seatakse madalam eesmärk. Seetõttu vajab art 4 lõige 5 rangemalt põhjendamist.

Direktiivi sõnastuse järgi on leebemate eesmärkide seadmine lubatav üksnes juhul, kui asjaomase inimtegevusega teenitavaid keskkonnaalaseid ja sotsiaal-majanduslikke vajadusi ei ole võimalik saavutada muude vahenditega, mis oleksid keskkonna seisukohast oluliselt paremad ega tooks kaasa ebaproportsionaalselt suuri kulusid. Samal ajal peab liikmesriik tagama, et pinnavee puhul saavutatakse võimalikult hea ökoloogiline ja keemiline seisund, arvestades mõju, mida ei oleks inimtegevuse või reostuse laadi tõttu olnud võimalik mõistlikult vältida, ning põhjavee puhul tehakse võimalikult väikesed muudatused võrreldes hea seisundiga. Lisaks ei tohi veekogumi seisund edasi halveneda. Leebemad eesmärgid ja nende põhjused tuleb esitada veemajanduskavas ning need tuleb iga kuue aasta järel uuesti läbi vaadata.

OECD 2024. a aruandes märgitakse, et praktikas on ebaproportsionaalsete kulude alusel püsivalt leebemate eesmärkide kasutamine olnud pigem vähene, välja arvatud teatavad pinnavee keemilise seisundi juhtumid, mis võivad olla seotud laialt levinud püsivate mürgiste ainete või metallidega.

2.4.1.3 EL õigusest rangemate piirangute seadmise tingimused

EL õiguses on liikmesriigil põhimõtteliselt lubatud kehtestada EL õigusest rangemaid keskkonnakaitselisi piiranguid. See õigus tuleneb liikmesriikidele ELTL artiklist 193, mille kohaselt ei takista ELTL art 192 alusel vastu võetud kaitsemeetmed liikmesriiki säilitamast või kehtestamast rangemaid kaitsemeetmeid, tingimusel et need on aluslepingutega kooskõlas ja neist teavitatakse komisjoni. See tähendab, et kui EL on kehtestanud keskkonnakaitse miinimumtaseme, võib liikmeriik minna sellest kaugemale.

Tingimus, et meede peab olema „aluslepingutega kooskõlas“, tähendab seda, et meede ei tohi minna vastuollu mõne lepingu sättega, eriti kaupade vaba liikumise või vaba konkurentsiga. Meede ei tohi kujutada endast meelevaldset diskrimineerimist ega varjatud kaubanduspiirangut liikmesriikide vahel. Viide aluslepingutele hõlmab ka Euroopa Kohtu tõlgendusi lepingute sätete rakendamisel. Rangem meede ei tohi olla ka ebaproportsionaalne, võrreldes eesmärgiga, mida sellega soovitakse saavutada.[108]

ELTL artikkel 193 (endine EÜ asutamislepingu artikkel 176) käsitleb EL õiguse ja siseriikliku õiguse vahekorda nn keskkonnakvaliteedidirektiivide puhul, mille eesmärgiks ei ole toodete keskkonnaparameetrite kindlaksmääramine (ja seeläbi nende vaba liikumise tagamine), vaid ühenduse piires ühtlustatud keskkonna kvaliteedieesmärkide seadmine. Arvestada tuleb, et **art 193 (varasem art 176) sätted kehtivad üksnes juhul, kui ühtlustamismeetmed on võetud artikli 192 (varasem art 175) alusel**. Kui ühtlustamismeetmetel on teine õiguslik alus, ei ole art 193 kohaldatav.[109]

Art 193 viitab „kaitsemeetmetele“. „Saastaja maksab“ printsiibi seisukohalt on küsimus, kas selle printsiibi rakendamiseks kehtestatavad meetmed on käsitletavad „kaitsemeetmetena“. Vastus sõltub mh sellest, kas meetme rakendamiseks on kehtestatud EL tasandil ühtlustamismeetmeid ning kas vastavas EL õigusaktis on kehtestamise alusena viidatud ELTL artiklile 192 (varasem art 175). Näiteks vee raamdirektiivi (VRD) sissejuhatavas osas on selge viide asutamislepingu artiklile 175 ja seega võib järeldada, et veevaldkonna tasude kehtestamisel „saastaja maksab“ printsiibi rakendamiseks on liikmesriigil lai kaalutlusruum. VRD annab ette üksnes üldise raami, sisustamine on jäetud liikmesriigile.

[108] Krämer, L. EC Environmental Law. Fifth Edition. Sweet&Maxwell, 2003; lk 118-119. Edaspidi: Krämer, L. 2003.
[109] Veinla, H. Ettevaatusprintsiip keskkonnaõiguses. Tartu Ülikooli Kirjastus 2004; lk 213.

Juhul, kui EL õigusakt on vastu võetud **siseturu ühtlustamise** alusel, on liikmesriigi rangemate tingimuste säilitamise või kehtestamise aluseks ELTL art 114 (endine EÜ asutamislepingu art 95). Selle artikli lõiked 4 ja 5 võimaldavad liikmesriigil teatud tingimustel säilitada või kehtestada siseriiklikke norme, mis erinevad EL ühtlustamismeetmest, muu hulgas keskkonnakaitse või töökeskkonna kaitse kaalutlustel. Sellised normid tuleb komisjonile teatavaks teha ning komisjon kontrollib, kas need ei kujuta endast meelevaldset diskrimineerimist, varjatud kaubanduspiirangut ega siseturu toimimise takistust.

Kui liikmesriik soovib säilitada juba olemasolevaid rangemaid norme pärast EL ühtlustamismeetme vastuvõtmist, tuleb lähtuda ELTL artikli 114 lõikest 4. Kui liikmesriik soovib kehtestada uusi rangemaid norme pärast ühtlustamismeetme vastuvõtmist, on tingimused rangemad: ELTL artikli 114 lõige 5 nõuab muu hulgas uusi teaduslikke tõendeid ning liikmesriigile eriomast probleemi, mis on tekkinud pärast ühtlustamismeetme vastuvõtmist.

Eeltoodust nähtub, et uute meetmete kehtestamisel tuleb jälgida selle aluseks oleva EL õigusakti andmise eesmärki (ja viidet asutamislepingu või ELTL sättele). Keskkonnakvaliteedidirektiivide puhul kohaldub reeglina ELTL art 193, kuid teatud kaupadele või toodetel kehtestatud nõuete puhul võib asjakohane olla ELTL art 114.

Alati ei ole vahetegu nende artiklite aluse ega kohaldamise vahel selge. Üldiselt võiks art 193 anda liikmesriikidele vabamad käed. Kuid alati ei ole selge, kas mõne EL meetme peamine eesmärk on keskkonnakaitse või kaupade vaba liikumise tagamine. L. Krämer toob näite, et sõidukite heitestandardite direktiiv võeti vastu osana Komisjoni programmist, mille sihiks oli kõrvaldada kaubandustõke ja luua sõidukitele ühisturg. Liikmesriigid on seda aga kasutanud selleks, et nõuda rangemaid keskkonnanõudeid.[110]

VRD artiklist 9 nähtuvalt on piirangute seadmiseks liikmesriigi enda valikul iseenesest õiguslik alus olemas, vähemalt kulude kandmise kohustuste määramiseks. Meetme valikul tuleb lähtuda ka muudest põhimõtetest (sh proportsionaalsus ja õiguspärane ootus). Kui “saastaja maksab” põhimõtet rakendada muu meetme, nt konkreetse ohtu ennetava keelu või piirangu kaudu, tuleks iga meetme puhul eraldi hinnata, kas see mahub VRD-s lubatud otsustusruumi sisse või on kaetud mõne muu keskkonnadirektiiviga, mis jätab liikmesriikidele valikuvabaduse või võimaldab ELTL art 193 alusel rangemaid piiranguid kehtestada.

[110] Krämer, L. 2003; lk 74.

2.4.2 „Saastaja maksab“ põhimõtte tõlgendused ja juhised

2.4.2.1 Kitsas ja lai tõlgendus VRD kontekstis

VRD sõnastusest lähtuvalt on „saastaja maksab“ põhimõtte rakendusala määratlemisel võtmetähtsusega element veeteenused[111] (*water services*).

Veeteenused on direktiivis defineeritud järgmiselt (art 2 p 38):

38) kõik järgmised kodumajapidamistele, avalikele asutustele või majandustegevuseks osutatavad teenused:

a) pinna- või põhjavee võtmine, vee tõkestamine, tagavaraks varumine, töötlemine ja jagamine,

b) seadmed heitvete kogumiseks ja puhastamiseks ning seejärel pinnavette juhtimiseks.“

Selline määratlus võimaldab nn **„kitsast“ tõlgendust** „saastaja maksab“ põhimõtte suhtes, mille kohaselt piisab VRD järgimiseks sellest, et „saastaja maksab“ põhimõtet kohaldatakse kitsalt määratletud veeteenustele, nagu veevarustus, reovee kogumine ja puhastamine. Siiski on seda kitsast tõlgendust järgnevatel aastakümnetel laiendatud, vt käesoleva töö ptk 1.2.2. (alapunkt “d) kui palju peab saastaja maksma”). **Lai tõlgendus** eeldab, et kasutajad maksavad vastavalt nende tekitatud kuludele.

WATECO 2003. a juhendi kohaselt on veeteenuse eesmärk loodusliku või ära juhitud vee peamiste omaduste muutmine, mis viitab veeteenuste laiemale määratlusele ning seeläbi ka „saastaja maksab“ põhimõtte laiemale kohaldamisalale.[112]

Kirjanduses on leitud, et VRD art 9 tekstist ega ülejäänud direktiivist „saastaja maksab“ põhimõtte lai tõlgendus üheselt ja selgelt ei nähtu. Artikli 9 sõnastuse analüüsi pinnalt võib järeldada, et „kasutaja maksab“ põhimõtet ja „saastaja maksab“ põhimõtet tuleb käsitleda koos eksisteerivate põhimõtetena (*co-existing principles*): kasutajad peaksid tasuma vee kasutamise eest, kuid saastamisest tulenevaid lisakulusid ei tohi sisse nõuda üldiselt kõigilt kasutajatelt, vaid tuleb kindlaks teha kasutaja, kes on ühtlasi ka saastaja.[113]

[111] VRD eestikeelses tõlkes kasutatakse vastet „veevarustusteenused“. „Water services“ tõlkimine „veevarustusteenusteks“ ei ole käesoleva analüüsi autori hinnangul siiski päris täpne, kuna definitsiooni kohaselt hõlmab see ka heitvee puhastamist ja ärajuhtimist.
[112] OECD 2024a, lk 12.
[113] OECD 2024a, lk 12-13, viitab tööle Lindhout and Van den Broek, 2014, pp. 56-57.

OECD 2024. a raport on sõnastanud oma lähtekoha kokkuvõtvalt nii [114]:

- „saastaja maksab“ põhimõte ja „kasutaja maksab“ põhimõte on kaks eraldiseisvat kontseptsiooni, millest mõlemat tuleb täita, et VRD art 9 nõudeid oleks järgitud;
- „saastaja maksab“ põhimõte hõlmab mitte ainult saastuse ennetamise ja kontrolli kulusid, vaid ka sellega seotud haldusmeetmete kulusid ning keskkonnavastutuse kulusid.

OECD 2024. a raportis on VRD nendest printsiipidest lähtuvalt jagatud järgmistesse kategooriatesse[115]:

Table 2.1. Selected economic instruments in the context of the WFD

Category	Instrument	Principle applied	Comments
Tariffs	Water supply tariffs	User-pays principle	
	Wastewater collection and treatment tariffs	Polluter Pays principle	Untreated wastewater would pollute WBs, so the costs of treatment can be seen as the costs of pollution prevention
Charges and fees	Water abstraction charges and fees	User-pays principle	Although this instrument is supposed to cover the resource costs of water abstraction, they often "merely" reflect the operational and capital costs of abstraction
	Water pollution charges and fees	Polluter Pays principle	Including charges on diffuse pollution (see also below)
	Charges on other significant water uses	User-pays principle or Polluter Pays principle	The principle applied depends on the use targeted by the instrument, i.e. on whether it concerns a "water service" as defined in the previous section. Examples are provided in this document.
Voluntary agreements	Payments for Ecosystem Services (PES)	User-pays principle or Polluter Pays principle	The principle applied depends on the use targeted by the instrument, i.e. on whether it internalizes the costs of pollution through direct payments between polluters and affected water services users.
	Other agreements	User-pays principle or Polluter Pays principle	The principle applied depends on the use targeted by the instrument, i.e. on whether it concerns a "water service" as defined in the previous section

Source: Authors.

2.4.2.2 Rakendusjuhised ja hinnangud

Euroopa Komisjoni juhistes VRD rakendamiseks (WATECO 2003)[116] on „saastaja maksab“ põhimõtte rakendamiseks antud liikmesriikidele konkreetsemaid nõuandeid. WATECO käsitleb "saastaja maksab“ põhimõtet kui VRD art 9 keskset rakendusmehhanismi, mille kaudu tuleb tagada veeteenuste kulude (*financial, environmental* ja *resource costs*) arvesse võtmine ning jaotamine kasutajate vahel. Juhis loob metoodilise tööriistakasti, mille abil SMP tuleb muuta mõõdetavaks, analüüsitavaks ja aruandluses tõendatavaks.

WATECO annab liikmesriikidele järgmised rakendusjuhised:

[114] OECD 2024a, lk 14.
[115] OECD 2024a, lk 15
[116] European Commission, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 1: Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive, 2003, https://circabc.europa.eu/sd/a/cffd57cc-8f19-4e39-a79e-20322bf607e1/Guidance%20No%201%20-%20Economics%20-%20WATECO%20(WG%202.6).pdf, vaadatud 8.06.2026. Edaspidi: WATECO 2003.

- Kulude määratlemine ja eristamine: hinnata eraldi finantskulud, keskkonnakulud ja ressursikulud ning määrata, millises ulatuses need on hinnastamisse integreeritud.
- Teenusepakkujate, kasutajate ja saastajate eristamine: analüüsida, kas kulud kannab tegelik surve tekitaja või kanduvad need edasi teistele (nt tarbijatele või maksumaksjatele).
- Subsiidiumide ja rist-subsideerimise läbipaistvus: kaardistada avalik rahastus ja hinnastruktuuride kaudu toimuv kulude ümberjaotus.
- Sektoriaalne panus: hinnata, kas tööstus, põllumajandus ja kodumajapidamised annavad proportsionaalse panuse vee-teenuste kulude katmisse (VRD art 9 nõue).
- Hinnastamine kui stiimul: analüüsida, kas tariifid annavad tõhusa signaali veekasutuse vähendamiseks ja reostuse ennetamiseks (Annex D1).
- Erandite vajaduse tõendamine ja põhjendamine: kui meetmete kulud on ebaproportsionaalsed, tuleb seda majanduslikult tõendada ning vajadusel põhjendada erandeid (VRD art 4.3–4.7).

Euroopa Komisjoni 2009. a juhises nr 20 („*Guidance document on exemptions to the environmental objectives. Guidance document No 20*“) on SMP esitatud ühe juhtpõhimõttena (koos ettevaatuspõhimõttega jne), mis peaks suunama otsustusprotsessi VRD art 4.7 rakendamisel ehk erandite tegemisel.[117]

Euroopa Komisjoni 2019. a VRD tõhususkontroll (*Fitness Check*) hindas, et SMP ja kulude katmise põhimõtte rakendamisel on veel märkimisväärne arenguruum, ehkki mitmes liikmesriigis on tehtud edusamme hinnastamise ja kulude katmise osas.[118] Komisjoni aruanne toob esile järgmised probleemid:

- Ebapiisav sektoriaalne panus: teatud veekasutuste (eriti hajureostuse ja põllumajanduse) panus veeteenuste kulude katmisse on väike või olematu.
- Keskkonna- ja ressursikulude mittetäielik arvestamine: kulude katmine jääb sageli finantskulude tasemele, jättes välismõjud internaliseerimata.
- Kulude nihkumine tarbijatele: mitmes olukorras kanduvad saastuse tõrje kulud edasi tavatarbijatele, mitte saastajatele.

117 Guidance document on exemptions to the environmental objectives. Guidance document No 20. Office for Official Publications of the European Communities, 2009. Veebilink: https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/a6f63214-46fb-4ab3-bdd5-3117011d51d4/language-en

118 Commission Staff Working Document ”Fitness check of the Water Framework Directive and the Floods Directive”. European Commission, 2019. Veebis: https://commission.europa.eu/document/download/c6383764-8b90-4624-b91e-719a477ff870_en?filename=swd_2019_0439_en.pdf. Edaspidi: VRD Fitness Check 2019.

- Rahastuse puudujääk: SMP ebapiisav rakendamine ei võimalda katta investeerimisvajadusi ning takistab VRD eesmärkide saavutamist.

Euroopa Komisjon leidis aga, et probleem ei seisne õigusraamistikus ega SMP-s endas, vaid selles, et liikmesriigid on seda rakendanud ebaühtlaselt ja osaliselt.

Euroopa Kontrollikoja 2021. a eriaruandes „saastaja maksab" põhimõtte kohta käsitleti SMP rakendamist neljas poliitikavaldkonnas: tööstussaaste, jäätmed, vesi ja pinnas. Vee teemal oli Kontrollikoja põhijäreldus, et kuigi konkreetsete saasteainetega tegelemisel on tehtud edusamme, ei kata paljude ettevõtete puhul veehind nende poolt vette lastavate saasteainetega seotud kulusid. Veevarustusteenuste kulude katmise põhimõtet on keeruline kohaldada hajureostusallikatest, näiteks põllumajandusest pärineva reostuse suhtes (aruande punktid 32–38).[119]

OECD 2024. a uuring hindas SMP rakendamist ja uuris selle tõhustamise võimalusi. Selles järeldati, et SMP rakendamine praktikas on olnud ebaühtlane ning EL riikides erinev.

2.4.2.3 Euroopa Kohtu praktika

Euroopa Kohtu praktikat, mis käsitleks "saastaja maksab" põhimõtte rakendamist VRD kontekstis, käesoleva töö koostamisel märkimisväärsel hulgal ei leitud. Olulisena võib lahenditest välja tuua:

1) **C-525/12 *Euroopa Komisjon v Saksamaa*** (11.09.2014) Euroopa Kohus käsitles selles kohtuasjas, kui laialt tuleb mõista "veeteenuste mõistet" (VRD art 2(38)), sest sellest sõltub, millistele teenustele/tegevustele laieneb art 9 kulude katmise ja hinnastamise loogika. Euroopa Komisjon oli väitnud, et see kohaldub kõigile art 2 (38) loetletud tegevustele. Selles loetelus on veeteenuste all loetletud mh *pinna- või põhjavee võtmine, vee tõkestamine, tagavaraks varumine, töötlemine ja jagamine.*

Euroopa Kohus leidis, et:

- VRD-s ei ole kehtestatud üleüldist hinna kujundamise kohustust kõikide veekasutusega seotud tegevuste osas (p 48);
- ehkki art 2 punktis 38 loetletud erinevad tegevused, nagu vee võtmine või tõkestamine, võivad mõjutada veekogude seisundit ja kahjustada VRD eesmärkide saavutamist, ei saa sellest siiski järeldada, et nende tegevuste hinnakujunduse puudumine kahjustaks kõikidel juhtudel tingimata VRD eesmärkide saavutamist (p 56);

[119] Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 36.

- VRD art 9 lg 4 võimaldab liikmesriikidel mitte kohaldada kulude katmist veekasutustegevuse suhtes, kui see ei sea ohtu VRD mõtet ja eesmärkide saavutamist (p 57);
- seega ei tulene VRD eesmärkidest tingimata, et kulude katmise põhimõtet tuleb kohaldada kõikidele art 2 p 38 alapunktis a nimetatud tegevustele (p 58).

See kohtuotsus on saanud ka karmi kriitikat. Näiteks 2015. a avaldatud artiklis on Utrechti ülikooli õigusteadlased P.E. Lindhout ja H.F.M.W. van Rijswick leidnud, et Euroopa Kohus on lahendis C-525/12 oluliselt nõrgendanud VRD artikli 9 tõhusust, muutes kulude katmise ja „saastaja maksab" põhimõtte sisuliselt vabatahtlikuks poliitikavahendiks.[120]

Sellest hoolimata on see Euroopa Kohtu lahend üheks lähtekohaks VRD tõlgendamisel, nagu on märgitud Euroopa Kontrollikoja 2021. aruandes: *Liikmesriigid võivad oma veehinnapoliitika kehtestamisel võtta arvesse kulude katmise sotsiaalset, keskkonnaalast ja majanduslikku mõju. Seetõttu on neil õigus otsustada, kes, kui palju ja millise teenuse eest peaks maksma. Euroopa Liidu Kohtu otsus C- 525/12 kinnitas, et liikmesriigid ei pea kulude katmise põhimõtet tingimata kohaldama kogu veekasutuse suhtes.*[121]

2) **C-686/15 Horvaatia eelotsusetaotlus** asjas *Vodoopskrba i odvodnja d.o.o. v Željka Klafurić*, (07.12.2016)

Euroopa Kohus väljendas seisukohta, et liikmesriikidel on kaalutlusruum hinnastamismeetodite valikul; püsikomponent veeteenuste hinnas ei ole iseenesest keelatud, kui art 9 eesmärgid on täidetud. Muuhulgas tõi Euroopa Kohus välja (otsuse p 25), et liikmesriikides on tavaline, et veevarustusteenuste hind koosneb fikseeritud ja muutuvast osast; nii oli väitnud ka Euroopa Komisjon, viidates oma 2000. a teatisele veevarude säästva majandamise tagamise hinnapoliitika kohta[122].

3) Liidetud asjad C-105/18–C-113/18 *UNESA jt* (07.11.2019)

Hispaania hüdroelektrienergia tootjad kaebasid Administración General del Estado kohtusse, küsides Euroopa Kohtult eelotsust. Küsimuse all oli maksu kehtestamises hüdroenergia tootjatele, mida

[120] P.E. Lindhout, H.F.M.W. van Rijswick. The Effectiveness of the Principle of Recovery of the Costs of Water Services Jeopardized by the European Court of Justice – Annotations on the Judgment in C-525/12. Journal for European and Planning Law, 12 (2015) 80-94. Kättesaadav veebis: https://www.researchgate.net/publication/277019314_The_Effectiveness_of_the_Principle_of_Recovery_of_the_Costs_of_Water_Services_Jeopardized_by_the_European_Court_of_Justice_-_Annotations_on_the_Judgment_in_C-52512_-_European_Commission_v_Federal_Repu

[121] Euroopa Kontrollikoda 2021, lk 21.

122 Euroopa Komisjoni 26. juuli 2000. aasta teatis nõukogule, Euroopa Parlamendile ning Euroopa Majandus- ja Sotsiaalkomiteele „Veevarude säästva majandamise tagamise hinnapoliitika" (KOM(2000) 477 (lõplik)) ja Euroopa Keskkonnaameti (EEA 16/2013) tehnilisele aruandele „Assessment of cost recovery through water pricing".

kaebajad pidasid VRD art 9(1) ja „saastaja maksab“ põhimõtte rikkumiseks ning maksu küsimisest loobumist diskrimineerivaks, võrreldes teiste elektritootjatega.

Euroopa Kohus täpsustas otsuses, et VRD art 9(1) tähendab üldise kulude katmise poliitika kujundamist „saastaja maksab“ valguses; konkreetne riiklik tasu/maks ei ole põhimõttega vastuolus üksnes seetõttu, et seda ei ole kujundatud proportsionaalselt keskkonnale avalduva koormuse või kuludega. Täpsemalt leidis kohus, et:

- Kui liikmesriik näeb veeressursside kasutajatele ette tasu maksmise kohustuse, ei pea VRD artikli 9 lõikes 1 sätestatud veevarustusteenuste kulude katmise põhimõtte kohaselt iga sellise tasu summa eraldi võetuna olema nende kuludega proportsionaalne.
- Samuti ei ole tähtsust sellel, et elektrienergia tootmiseks siseveekogude kasutamise tasu eesmärk ei ole seotud keskkonnakaitsega, vaid see on üksnes majanduslik ning et tasu puhul on tegemist Hispaania elektrisüsteemi tuluga, millega vähendada selle süsteemi tariifset puudujääki (p 44);
- ELTL art 191 lõikega 2 ega VRD art 9 lõikega 1 ei ole vastuolus selline elektrienergia tootmiseks siseveekogude kasutamise tasu, mis ei innusta tõhusamale veekasutusele ega kehtesta üldkasutatavate veeressursside säilitamise ja kaitse mehhanisme ja mille suuruse määramisel ei võeta arvesse üldkasutatavatele veeressurssidele kahju tekitamise võimet, keskendudes ainult ja eranditult tootjate tulu teenimise võimele.

2.4.3 Seosed teiste EL poliitikatega

2.4.3.1 VRD ja SMP rakendamisega haakuvad muud EL poliitikad[123]

Euroopa Komisjon hindas 2019. a nn *Fitness Check*’i raames ELi vee- ja üleujutuskaitsepoliitika sidusust nii poliitikate sees kui ka seoses kliima- ja sektoripoliitikatega. Peamine järeldus: veepoliitika põhiosad – veepoliitika raamdirektiiv (VRD), põhjaveedirektiiv, keskkonnakvaliteedi standardite direktiiv ja üleujutuste direktiiv – moodustavad valdavalt sisemiselt sidusa terviku. See on oluline, kuna veereostuse probleemid kuuluvad sageli mitme õigusakti reguleerimisalasse (nt üleujutustega seotud reovee ülevoolud).

Samas tuvastati oluline probleem: EL liikmesriikide poliitikameetmed veereostust põhjustavate kemikaalide suhtes erinevad märkimisväärselt rohkem, kui riiklike eripäradega põhjendatav oleks. Lisaks leiti, et kuigi veedirektiivid on üldjoontes kooskõlas ELi kliima- ja keskkonnapoliitikaga, on

[123] OECD 2024a, lk 22-24.

võimalik suurendada sünergiat ja lihtsustada rakendamist. Suurim kitsaskoht on seos ELi kemikaalipoliitikaga.

Euroopa Komisjon ning ka Euroopa Kontrollikoda oma 2021. a hinnangus[124] jõudsid järeldusele, et veepoliitika eesmärkide saavutamist takistab endiselt nõrk sidusus sektoripoliitikatega, eelkõige põllumajanduse, energeetika ja transpordi valdkonnas. Veepoliitika eesmärke ei ole neisse poliitikatesse piisavalt integreeritud. Kontrollikoda rõhutas ka vajadust paremini kajastada keskkonna- ja ressursikulusid vee hinnastamises.

Euroopa Kontrollikoda tõi esile kolm peamist probleemi[125]:

1. paljudes majandustegevustes ei kata veetasud täielikult veereostusest tulenevaid kulusid;
2. hajus põllumajandusreostus, mis tuleneb nitraatidest ja pestitsiididest, on oluline põhjus, miks põhjavesi ei saavuta head keemilist seisundit;
3. ELi tasandil puudub ühtne mullakaitse ja -puhastuse raamistik ning riikide lähenemised on väga erinevad. See raskendab SMP rakendamist, eriti koosmõjus asjaoluga, et SMP-d on hajusa mullareostuse korral raske kohaldada, kuna vastutust on olemuslikult keeruline omistada konkreetsetele saastajatele. Tagajärjeks on aga mullareostuse edasikandumine veekogudesse.

Põllumajandus on selge näide hajusa veereostuse reguleerimise raskustest. Kuigi probleemide lahendamine eeldab meetmeid ühise põllumajanduspoliitika (ÜPP) kaudu, ei ole poliitikate täielik kooskõla seni saavutatud. Sama kehtib ka teiste poliitikavaldkondade kohta.

Täiendavad valdkonnad, kus parem kooskõla VRD-ga aitaks „saastaja maksab“ põhimõtet tõhusamalt rakendada, hõlmavad:

- **keskkonnavastutust**, mille nõrkusteks on endiselt mõistete ebaselgus ja rahalise tagatise puudumine maksejõuetuse korral. Kontrollikoda tõi välja, et mõnikord on ELi eelarvet kasutatud saastuse eemaldamiseks, mille kulud SMP kohaselt oleks tulnud kanda saastajatel;
- **EL joogivee ja asulareovee direktiive**, mille rakendamist takistab VRD ja reoveedirektiivi ebapiisav täitmine;
- **EL nitraadidirektiivi**, mille meetmeid ei rakendata sageli tõhusalt ning mille seost – täpsemalt nitraadidirektiivis nõutud ’eutrofeerumise’ hinnangu seost – VRD ökoloogilise seisundi hindamisega on liikmesriikides käsitletud ebaühtlaselt;

[124] Euroopa Kontrollikoda 2021.
[125] Kontrollikoja auditi järelduste kokkuvõte OECD 2024 ülevaates: OECD 2024, lk 23.

- **ühist põllumajanduspoliitikat**, mis tugineb peamiselt heade tavade järgimisele ega paku piisavaid vahendeid lämmastikukoormuse edasiseks vähendamiseks. Euroopa Komisjon leiab, et „saastaja maksab“ põhimõtet rakendatakse ühises põllumajanduspoliitikas vastavusnõuete (*cross-compliance*) sanktsioonisüsteemi kaudu. Lisaks osutab Komisjon teistele ÜPP vahenditele, mis edendavad kestlikku põllumajandust ja on kasulikud veekvaliteedile:

  (i) otsetoetuste mehhanismi kohustuslik rohestamiskomponent ajavahemikul 2014–2020;

  (ii) põllumajandusnõustamise süsteem ning;

  (iii) pestitsiidide säästva kasutamise direktiiv kohustusliku kohaldamisalana ning põllumajanduskeskkonna toetused.

Kokkuvõttes järeldatakse, et veekeskkonna hea seisundi saavutamiseks on vaja paremat poliitikate ülest kooskõla ning toimivaid hindamismeetodeid, mis võimaldaksid prioriseerida meetmeid eri sektorites ja hinnata keskkonnakulude tegelikku katmist.

2.4.3.2 Aktuaalsed arengud EL poliitikates

OECD 2024. a raportis on järeldatud, et SMP rakendamine vajab uut käsitlust seoses Euroopa rohelise kokkuleppe raames seatud ambitsioonikamate saaste vähendamise eesmärkidega. 2021. aastal Euroopa Komisjoni poolt vastu võetud **nullsaaste tegevuskava** seab eesmärgiks vähendada õhu, vee ja pinnase saastet tasemeni, mis ei ole enam kahjulik inimeste tervisele ega ökosüsteemidele, ning luua 2050. aastaks mürgivaba keskkond. Tegevuskava keskne põhimõte on saaste ennetamise prioriteetsus selle likvideerimise ees.[126]

Nullsaaste lähenemine rõhutab, et saastajad peaksid kandma eelkõige saaste ennetamise kulud, mitte hilisemad puhastus- ja heastamiskulud. Seda kajastab ka nn nullsaaste poliitikahierarhia, mis tugineb EL aluslepingute ja VRD põhimõtetele. Põhimõtte eesmärk on määrata saastele õige hind ning luua stiimulid puhtamate tootmis- ja tarbimisviiside kasutuselevõtuks. Tegevuskava seab 2030. aastaks konkreetsed veega seotud eesmärgid, sealhulgas mereprügi vähendamise 50% võrra, mikroplastide keskkonda sattumise vähendamise 30% võrra ning pinnase kvaliteedi parandamise toitainete kao ja keemiliste pestitsiidide kasutamise 50% vähendamise kaudu. Neid vahe-eesmärke käsitletakse sammudena kliimaneutraalse ja ringmajandusliku ELi suunas aastaks 2050.

[126] OECD 2024a, lk 24.

Olulist tähelepanu pööratakse ka uutele esilekerkivatele saasteainetele (nt kemikaalid, mikroplastid, ravimid), mille mõju on kas hiljuti teadvustatud või mille kahjulikkus suureneb ainete koosmõju tõttu. Kõige kestlikum lahendus on vältida nende ainete sattumist veeringesse, arvestades nii riske veevarudele ja ökosüsteemidele kui ka veepuhastuse väga suuri kulusid. Kuigi VRD ja SMP kohaselt peaksid need kulud kandma saastajad, ei toimi see praktikas piisavalt.

Esilekerkivad saasteained seavad proovile nii kehtiva regulatiivse raamistiku kui ka olemasoleva reoveepuhastuse taristu, mis ei ole nende eemaldamiseks kavandatud. Olulised ebakindlused saasteainete päritolu, koosmõju ja pideva uute kemikaalide arendamise tõttu tekitavad küsimuse, kes peaks kandma täiendavad kulud, et saavutada VRD eesmärgid. Seetõttu analüüsivad Euroopa Komisjon, veeteenuse osutajad ja tööstusharud (eriti keemiatööstus) rahastamismehhanisme, mis suunaksid kulud saastajatele ning ulatuksid kaugemale üksnes veekasutajate rahastamisest.

Vastukaaluks uutele nõuetele on Euroopa Liidus 2025. a algatatud aga nö suur lihtsustamisprotsess, mis käesoleva analüüsi kontekstis puudutab vähemalt põllumajanduse mõju veekeskkonnale.

Euroopa Komisjoni poolt 2025. a **algatatud põllumajanduse ÜPP lihtsustamise omnibus** (CAP simplification omnibus, menetluses[127]) ei muuda VRD ega selle artiklis 9 sätestatud „saastaja maksab" põhimõtet, kuid võib kaudselt mõjutada selle põhimõtte tegelikku rakendamist liikmesriikides, kuna omnibus suurendab liikmesriikide paindlikkust ÜPP tingimuslikkuse, kontrolli ja sanktsioonide kujundamisel.

Arvestades, et Eestis puuduvad eraldiseisvad hajusaastet hinnastavad majanduslikud instrumendid ning „saastaja maksab" põhimõtte praktiline elluviimine tugineb olulisel määral ÜPP toetuste seotusele veekaitseliste nõuetega, võib keskkonnatingimuste leevendamine või nende rakendamise nõrgenemine viia olukorrani, kus põllumajandusest tuleneva veereostuse ennetus- ja keskkonnakulud kanduvad tootjatelt osaliselt riigi või ühiskonna kanda, suurendades seeläbi vee raamdirektiivi rakenduslikku rikkumisriski Eestis.

[127] Legislative proposal: CAP simplification package (Omnibus on Agriculture) – European Parliament legislative train file; https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/package-vision-for-agriculture-and-food/file-common-agricultural-policy-simplification-package

2.5 „Saastaja maksab“ põhimõte Eesti õigusruumis

2.5.1 Õiguslikud alused

Eesti Vabariigi põhiseaduse (PS)[128] kohaselt on Eesti loodusvarad rahvuslik rikkus (PS § 5) ning igaühel lasub kohustus keskkonda säästa ja tekitatud kahju hüvitada (PS § 53).

Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse (KeÜS)[129] § 12 konkretiseerib selle põhimõtte, sätestades, et keskkonna kasutamisega seotud kulud kannab keskkonnakasutaja. Tegemist ei ole üksnes deklaratiivse normiga, vaid üldpõhimõttega, millel on tõlgenduslik ja piirav funktsioon kogu keskkonnaõiguse süsteemis. 2019. aasta analüüs rõhutab, et SMP Eesti õiguses ei ole üksik regulatiivne meede, vaid süsteemne lähtekoht keskkonnatasude, keskkonnavastutuse ja muude rahaliste kohustuste kujundamisel.[130]

Õiguspõhimõttena täidab SMP Eesti õiguskorras ka tõlgenduslikku rolli. Nagu teisedki EL õigusest pärinevad keskkonnaõiguse põhimõtted, on see integreeritud riigisisesesse õigusesse ning toetatud põhiseaduse keskkonnakaitseliste sätetega. Põhimõte ei loo automaatselt konkreetset kohustust, vaid suunab seadusandjat ja kohut hindama, kas keskkonnakasutusega seotud kulude jaotus on õiglane ja proportsionaalne.

Eriseadustest on „saastaja maksab“ põhimõte sõnaselgelt kirjas jäätmeseaduses[131] ning keskkonnavastutuse seaduses (KeVS)[132]. Samuti on põhimõtet mainitud keskkonnaministri määruses, mis kehtestab tingimused veemajandustaristu arendamise toetuse taotlemiseks ning näeb taotlemise eeltingimusena ette, et kui projekti piirkonnas on veeteenuse tarbijaks ettevõtja, kelle tarbimine moodustab olulise osa veeteenuse tarbimisest, on toetuse andmise eeltingimuseks see, et ettevõtja osaleb temaga seotud kulude hüvitamises vastavalt saastaja maksab põhimõttele.[133]

128 Eesti Vabariigi põhiseadus (PS). RT I, 11.04.2025, 3
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/111042025003
129 Keskkonnaseadustiku üldosa seadus. RT I, 12.05.2026, 10
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/112052026010
130 Välismõjud hindamise analüüs 2019, lk 10–11
131 Jäätmeseadus. RT I, 18.03.2026, 34
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/118032026034
132 Keskkonnavastutuse seadus. RT I, 21.09.2023, 2
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/121092023002
133 Keskkonnaministri 22.12.2014 määrus nr 59 „Toetuse andmise tingimused meetmes „Veemajandustaristu arendamine” avatud taotlemise korral“, § 13 lg 1 p 7.1; https://www.riigiteataja.ee/et/akt/113072023057

2.5.2 Mõisted “saastaja” ja “keskkonnakahju Eesti õiguses

2.5.2.1 „Saastaja“ vs „keskkonna kasutaja“

Eesti õiguses ei ole KeÜS-s kasutatud keskse mõistena mitte kitsalt „saastajat“, vaid käsitlus on laiem ning hõlmab „keskkonna kasutaja“. See tuleneb KeÜS §-st 12 „Keskkonna kasutamisega seotud kulude kandmine“. KeÜS § 12 sätestab „keskkonna kasutaja maksab” põhimõtte“, mis on välja kasvanud „saastaja maksab” põhimõttest. “Keskkonna kasutaja maksab” põhimõtte sisuks on, et saastatusega „või muu tegevuse keskkonnas avalduva negatiivse mõjuga“ seotud kulud ei jääks ühiskonna kanda. Sellest tulenevalt on KeÜS käsitlus tavapärasest saastaja mõistest laiem: § 12 ei hõlma üksnes isikut, kes põhjustab saastatuse, vaid ka isikut, kelle tegevus toob kaasa muu keskkonnahäiringu, -ohu, -riski või -kahju hindamise, vältimise, vähendamise või heastamise kulud.[134]

KeÜS-s peetakse keskkonna kasutamise all silmas keskkonna kasutamist kõige laiemas mõttes. Selliseks keskkonnakasutuseks on näiteks maavara kaevandamine või metsa langetamine, mis ei pruugi olla saastamine, kuid mille tulemus võib olla keskkonnale ebasoodne ja võtta ühiskonnalt keskkonna pakutavaid hüvesid.[135]

Parema jälgitavuse huvides on käesolevas töös kasutatud siiski läbivalt “saastaja” mõistet, mis Eesti kontekstis hõlmab töö seisukohalt ka keskkonna kasutajat.

2.5.2.2 Keskkonnahäiringud, oluline keskkonnamõju ja keskkonnakahju

Kuna käesolevas analüüsis on läbivalt kasutusel mõisted „keskkonnale tekitatud kahju“, „keskkonnakahju“, „keskkonnakoormus“ jmt, on oluline selgitada nende terminite tähendust.

Suur osa Eesti keskkonnaõiguse spetsiifilistest põhimõistetest on üle võetud EL keskkonnaõigusest. KeÜS jõustumisega 2014. aastal tuli Eesti keskkonnaõigusesse aga eraldi välja kujundatud mõistesüsteem, mis hõlmab järgmisi keskkonnaõiguse põhimõisteid:

- keskkonnahäiring;
- oluline keskkonnahäiring;
- keskkonnaoht;
- keskkonnarisk.

134 KeÜS kommentaarid 2015. KeÜS § 12 komm. p 1.
135 KeÜS kommentaarid 2015. KeÜS § 12 komm. p 2

KeÜS eesmärgiks oli harmoniseerida ja ühtlustada senist killustunud mõistekasutust Eesti keskkonnaõiguses, eriti seoses keskkonnamõju ning keskkonnale tekkiva kahju määratlemisega, samuti meetmetega kahju või selle tekkimise riskide vältimiseks ja vähendamiseks.

Keskkonnahäiring (KeÜS § 3 lg 1) on negatiivsete keskkonnale avalduvate või selle kaudu levivate mõjutuste koondmõiste. Seda terminit kasutatakse, tähistamaks ebasoodsat keskkonnamõju kõige üldisemalt, eristamata selle avaldamisvorme ja intensiivsust.[136]

Oluline keskkonnahäiring (KeÜS § 3 lg 2) on oluline ebasoodne mõju keskkonnale, inimese tervisele, heaolule, varale või kultuuripärandile. Oluline keskkonnahäiring tähistab ebasoodsa keskkonnale avaldatava mõju sellist intensiivsust, mis olemuslikult ei ole tavaolukorras lubatav.[137] KeÜS § 3 lg 2 annab olulise keskkonnahäiringu tunnuste näitliku loetelu, kuid juhtumipõhisel rakendamisel võib põhjendatud juhtudel oluliseks lugeda ka muud, loetelus nimetamata häiringud.

Keskkonnariski mõiste tähistab olukordi, kus puuduvad üks või mõlemad keskkonnaohu tunnused – tagajärje tekkimise piisav tõenäosus ja/või keskkonnahäiringu olulisus, kuid keskkonnahäiring vajab siiski vähendamist. Eesti õiguses kasutatav keskkonnariski mõiste on maailmas omapärane – EL õiguses ja mitmete riikide õiguses riske ja ohtusid küll põhimõtteliselt eristatakse, kuid see ei ole nii selgepiiriline ja järjekindel.[138]

See, millised keskkonnahäiringud vajavad vähendamist, on väärtusotsus, mille langetab enamasti seadusandja. Nende häiringute tunnused võivad, kuid ei pruugi selguda koosmõjus keskkonnaseadustiku eriosaga.[139]

Keskkonnaohu mõistes on kaks elementi: ebasoodsa tagajärje tekkimise tõenäosus ja selle olulisus. Kui keskkonnale ebasoodsa tagajärje saabumine on piisavalt suure tõenäosusega ning tagajärg on oluline, on tegu keskkonnaohuga. Mida olulisem on ebasoodne tagajärg, seda väiksem tähendus on olukorra tekkimise tõenäosusel – väga raske tagajärg võidakse lugeda keskkonnaohuks ka juhul, kui selle saabumise tõenäosus on väike (nt tuumajaama vm suurõnnetuse ohuga ettevõtte avariiolukorrad).

Olulise keskkonnamõju mõiste on defineeritud keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses (KeHJS):

136 Veinla, H. jt. Keskkonnaõigus. Juura, 2016; lk 47.
137 Veinla, H. Jt. Keskkonnaõigus. Juura, 2016; lk 48.
138 Veinla, H. Jt. Keskkonnaõigus. Juura, 2016; lk 48.
139 Samas.

- Keskkonnamõju on KeHJS tähenduses kavandatava tegevusega või strateegilise planeerimisdokumendi elluviimisega eeldatavalt kaasnev vahetu või kaudne mõju keskkonnale, inimese tervisele ja heaolule, kultuuripärandile või varale. (KeHJS § 2.1)
- Oluline on KeHJS tähenduses selline keskkonnamõju, mis võib eeldatavalt ületada mõjuala keskkonnataluvust, põhjustada keskkonnas pöördumatuid muutusi või seada ohtu inimese tervise ja heaolu, kultuuripärandi või vara. (KeHJS § 2.2)

Keskkonnakahju mõiste on Eesti õiguses kasutusel kolmes tähenduses:

1) kitsalt keskkonnavastutuse seaduse (KeVS) tähenduses – sellele viitab ka KeÜS § 3 lg 2 punktis 3 viidatud „keskkonnakahju“, mille põhjustamine loetakse KeÜS kohaselt eelduslikult oluliseks keskkonnahäiringuks;
2) tähistamaks laiemalt keskkonnale põhjustatud negatiivseid häiringuid, mis on defineeritud keskkonnaseadustiku eriosas. Näiteks on „keskkonnakahju“ defineeritud maapõueseaduse[140] §-s 112 eripäraselt just maapõuega seonduvalt;
3) tähistamaks keskkonnale tekitatud negatiivse häiringu hinnangulist maksumust rahas. Näide: LKS § 77 reguleerib „loodusobjektile tekitatud kahju“ sissenõudmise korda, kuid kasutab seejuures „keskkonnakahju“ mõistet. LKS § 77 lg 4 kohaselt arvestatakse I kategooria kaitsealuse liigi isendi ebaseaduslikul hävitamisel jm keskkonnakahju 96-1280 eurot isendi kohta; isendi kahjustamisel 16-510 eurot isendi kohta.

Käesolevas analüüsis kasutatakse „keskkonnakahju“ mõistet selle kõige laiemas tähenduses, tähistamaks keskkonnale avalduvaid ebasoodsaid mõjusid, mida on oluline vältida või vähendada (või kompenseerida).

2.5.3 SMP rakendamine Eesti õiguses

2.5.3.1 Reguleerimisvahendid

Eesti keskkonnaõiguse reguleerimisvahendite hulka kuuluvad[141]:

1) kavad meetmete planeerimiseks – nt arengukavad, veemajanduskavad;
2) ruumiline planeerimine – üleriigiline planeering, maakonnaplaneering, üldplaneering, detailplaneering, ning eriplaneeringud;

140 Maapõueseadus. RT I, 08.07.2025, 59
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/108072025059
141 Vt nt Veinla, H. jt. Keskkonnaõigus; 4. ptk „Keskkonnaõiguse reguleerimisvahendid“

3) keskkonnamõju hindamine – nii projektide keskkonnamõju hindamine (KMH) kui keskkonnamõju strateegiline hindamine (KSH);
4) keskkonnanormatiivid;
5) keskkonnaload;
6) keskkonnatasud.

„Saastaja maksab“ põhimõtte rakendamisega võivad suuremal või vähemal määral olla seotud neist kõik, kuna kõigist neist võivad kokkuvõttes tuleneda isikule kohustused, ehkki arengukavadest ja kõrgema tasandi planeeringutest üksnes kaudselt.

Otsesemalt on kulude kandmisega seotud keskkonnanormatiivid (nende täitmise kohustuse ja vastavate kulude kaudu), loamenetlus ja keskkonnamõju hindamine (menetluslike kulude kandmise ja loatingimuste täitmisega seotud kulude kaudu) ning keskkonnatasud (otsene rahaline kohustus). Lisaks on SMP rakendamise seisukohalt olulised mehhanismid keskkonnavastutus, järelevalve ja seire. Täpsem ülevaade nende instrumentide õiguslikust reguleerimisest ja senisest rakendamisest Eesti veekeskkonda mõjutavate tegevuste puhul on esitatud peatükis 5.2.

2.5.3.2 „Saastaja maksab“ printsiibi rakendamine Eesti kohtupraktikas

Eesti kohtupraktikast leiab viiteid „saastaja maksab“ põhimõttele arvukates lahendites. Enamjaolt on need kohtuasjad olnud jäätmemajandusega seotud tüüpjuhtumid, milles lahendus ning isegi kohtuotsuste sõnastused on olnud ühetaolised. Siiski leidub ka lahendeid, milles on sisulisemat käsitlust.

2.5.3.2.1 Jäätmevaldkonna tüüpjuhtumid

„Saastaja maksab“ põhimõttele viitamine on neis asjades tingitud põhimõtte sõnaselgest mainimisest jäätmeseaduses.

Jäätmevaldkonna tüüpjuhtumiteks on olnud eelkõige:

1) **Korraldatud jäätmeveoga liitumine ja mitteliitunuks lugemine.**[142] Tüüpolukorras on jäätmevaldaja vaidlustanud korraldatud jäätmeveoga liitumise või soovinud sellest vabastust,

[142] Nt TlnHKo 27.04.2007 asjas nr 3-06-1755, TlnRgKo 11.07.2008 nr 3-06-2463, TlnHKo 09.04.2007 3-06-2507, TlnHKo 12.04.2007 ja TlnRnKo 20.11.2007 asjas nr 3-07-346, TlnHKo 19.09.2014 asjas nr 3-14-51710, TrtHKo 22.04.2021 asjas nr 3-21-294.

tuginedes sageli sellele, et kinnistut kasutatakse harva, jäätmeid tekib vähe, jäätmed viiakse mujale või jäätmekäitlus on väidetavalt ise korraldatud. Kohtud on käsitanud korraldatud jäätmeveoga liitumist süsteemse keskkonnakaitse meetmena ning leidnud, et „saastaja maksab“ põhimõte ei tähenda üksnes konkreetse prügikoti äraveo eest maksmist, vaid ka jäätmekäitlussüsteemi toimimise kulude kandmist jäätmevaldaja poolt. Erandid on võimalikud, kuid neid tõlgendatakse kitsalt ja erandlikult;

2) **Jäätmeveo konkursside vaidlused:**
    a. **Hinnakujundus: ristsubsideerimine, nullhind ja teenustasu kulupõhisus.** Tüüpolukorras on jäätmeveo konkursil või kontsessioonis vaidlustatud pakkumuse hinnad, null- või miinushinnad, mahuti- või jäätmeliigipõhine ristsubsideerimine või jäätmejaama kulude katmine korraldatud jäätmeveo teenustasust. Põhilahendiks on Riigikohtu otsus asjas nr 3-3-1-44-09[143]: JäätS § 66 lg 5 lähtub „saastaja maksab“ põhimõttest, kuid sellest ei saa tuletada üldist ristsubsideerimise keeldu. Põhimõte nõuab, et jäätmevaldaja kannaks jäätmete kõrvaldamise või käitlemise kulud, kuid kollektiivses teenuses on paratamatu teatav kulude jagamine. Keelatud oleks eeskätt ilmselgelt ebaproportsionaalse kulu jätmine konkreetse jäätmetekitaja kanda.
    b. **pakkumuse põhjendamatult madal maksumus ja keskkonnakulude, sh saastetasu, katmine.**[144] Tüüpolukorras on jäätmeveo kontsessioonis või hankes tekkinud küsimus, kas pakkuja madal hind katab keskkonnanõuete täitmise kulud, eeskätt jäätmete käitlemise või prügilasse ladestamisega seotud saastetasu. Kohtud on korduvalt leidnud, et hankijal ei ole sellises küsimuses tavalist laia hindamisruumi. Jäätmeveo eriregulatsioon ning „saastaja maksab“ põhimõte nõuavad kontrolli, kas pakkumuse maksumus katab keskkonnanõuete täitmise kulud. Kui saastetasu maksmise kohustus tegelikult esineb, aga pakkumus seda ei kata, võib see olla pakkumuse tagasilükkamise aluseks.

2.5.3.2.2 Saastetasu vaidlused

Saastetasu peab kajastama keskkonnaohtliku tegevuse tegelikku kulu.[145] Tallinna Ringkonnakohus seostas kütuse lekke tõttu määratud saastetasu nii ettevaatusprintsiibi kui ka „saastaja maksab“ põhimõttega. Kohus rõhutas, et keskkonnaohtliku tegevuse ettevõtluskuludes peab kajastuma ka tekkiv keskkonnakahju. Kui ettevõtja saaks loodusressurssi kasumi teenimiseks tasuta kasutada,

[143] RKHKo 18.11.2009 asjas nr 3-3-1-44-09, https://www.riigikohus.ee/et/lahendid?asjaNr=3-3-1-44-09, viidetega Euroopa Kohtu praktikale asjas C-254/08 Futura Immobiliare srl Hotel Futura jt vs. Comune di Casoria.
[144] RKHKo 16.03.2020 asjas nr 3-19-1825; TlnRnKo 30.04.2020 asjas nr 3-19-1825; TlnRgKo 11.03.2022 asjas nr 3-21-2867.
[145] TlnRgKo 12.12.2005 asjas nr 2-3/340/05, p 9

puuduks tal stiimul keskkonnakahju arvesse võtta ja tal võiks tekkida lubamatu konkurentsieelis. See ei välista ettevõtja tsiviilõiguslikku nõuet isiku vastu, kes andis talle üle nõuetele mittevastava vaguni.

Saastetasu subjektiks on üldjuhul vahetu keskkonda juhtija, mitte kaudne saastaja.[146] BHT7 piirväärtuse ületamise asjas pidas Tallinna Halduskohus keskseks küsimuseks seda, kes viib saasteaine vahetult keskkonda. Reovee puhastile reovee üleandnud isik võib olla sisuliselt või majanduslikult saaste tekke põhjustaja, kuid KeTS mõttes maksab saastetasu isik, kes juhib heitvee keskkonda. Puhasti ja reovee üleandja vaheline vastutus jääb sellisel juhul eeskätt eraõigusliku suhte lahendada.

Loastamata tegevuse puhul õigustab kõrgendatud saastetasu võimalike kahjude hüvitamise ja heastamise eesmärk.[147] Konesko asjas lähtus Tallinna Halduskohus sellest, et keskkonnatasude määramise eeldus tuleneb Euroopa Liidu keskkonnaõiguse põhimõttest „saastaja maksab“: saaste vältimise, piiramise ja käitlemise kulud katab saastaja. Loata tegutsemise korral ei saa tegevuse ohutust nõuetekohase seirega tõendada, mistõttu on kõrgendatud saastetasu eesmärk võimalike keskkonnakahjude hüvitamine ja heastamine.

Keskkonnatasust vabastamine võib olla vastuolus „saastaja maksab“ põhimõttega, kui saastumine on seotud ettevõtja kohustuste rikkumisega.[148] Kunda Nordic Tsemendi asjas vaieldi selle üle, kas tulekahju kustutamisel keskkonda sattunud saasteainete eest tuleb ettevõtja keskkonnatasust vabastada. Tallinna Halduskohus märkis, et kui hiljem selgub ettevõtja kohustuste rikkumine, läheks keskkonnatasu maksmisest vabastamine vastuollu „saastaja maksab“ põhimõttega. Eriti ohtlike ainete veekeskkonda sattumisel teenib keskkonnatasu eesmärki välistada loaga arvestamata keskkonnakasutus ning kõrgendatud tasu aitab võimalike tagajärgedega võidelda.

2.5.3.2.3 Saastaja määratlemine

„Saastaja maksab“ põhimõte ei määra otsesõnu, kes on saastaja ja millised kulud tuleb kanda.[149] Tallinna Vee kahju hüvitamise asjas väitis kaebaja, et heitvee piirväärtuste regulatsioon rikub „saastaja maksab“ põhimõtet, sest vee-ettevõtja ei ole klientide tekitatud reostuse põhjustaja. Tallinna Halduskohus leidis, et põhimõte ei sätesta otsesõnu, kes on saastaja, kui palju ta peab maksma või millised kulud tuleb kanda; riigil on selle sisustamisel lai kaalutlusruum. Kohus pidas oluliseks ka seda,

[146] TlnHKo 12.10.2006 asjas nr 3-06-1443, p 1
[147] TlnHKo 22.09.2011 asjas nr 3-11-1015, p 26
[148] TlnHKo 22.04.2013 asjas nr 3-12-1392, p 13.2.
[149] TlnHKo 05.06.2017 asjas nr 3-16-2267, p-d 9, 23 ja 29.

et vee-ettevõtjad tegelevadki oma olemuselt saasteainetega, mida nad ise ei ole tekitanud, ning veeteenuse hind peab katma keskkonnanõuete täitmise kulud.

Uuringu kulud tuleb panna häiringu põhjustajale, mitte isikule, kelle tegevusest häiringut ei lähtu.[150] Väike-Maarja detailplaneeringu asjas käsitles Tartu Ringkonnakohus mürauuringu rahastamist. Kohus leidis, et kui planeeringuga kavandatav ehitis või tegevus võib kaasa tuua olulise mürahäiringu, on mürahinnangu nõue kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega, sest uuringu koostamist finantseerib müra põhjustaja. Kuna elamukinnistult ei lähtunud ega pidanud lähtuma olulist mürahäiringut, oli kaebajale mürauuringu tellimise ja finantseerimise kohustuse panemine ebaproportsionaalne.

2.5.3.2.4 Paisutamine ja kalapääsu rajamise kohustus

Sisulisem ja põhjalikum on Riigikohtu käsitlus „saastaja maksab" põhimõttest olnud kahes veevaldkonna kohtuasjas, millest mõlemad puudutasid Hellenurme veski paisu ning kalapääsu rajamise kohustust. Nendest otsustest joonistuvad välja mõned „saastaja maksab" põhimõtte rakendamise tingimused ja piirid seoses kulude panemisega keskkonnakasutajale ning omandiõiguse/ettevõtlusvabaduse proportsionaalsusega:

- **Kulud võib üldjuhul panna häiringu põhjustajale**. Asjas nr 3-22-2082 (*Hellenurme II*) sõnastas Riigikohus põhimõtte nii: keskkonnahäiringu, ohu, riski või kahju hindamise, vältimise, vähendamise või heastamise kulud kannab üldjuhul nende põhjustaja, kui seadusest ei tulene teisiti.[151] Sama lahendi järgi seondub see PS § 53 ja KeÜS § 12 lg-ga 1, kuid need normid väljendavad põhimõtet, mitte absoluutset reeglit.
- **Kulude kandmine ei ole automaatne ega piiramatu**. „Saastaja maksab" põhimõttest ei saa järeldada, et kogu kulu peab alati jääma üksnes omanikule või arendajale. VeeS § 174 lg 3 paneb kalapääsu tagamise kohustuse paisu omanikule või valdajale ning sellest tuleneb üldjuhul ka kulude kandmise kohustus, kuid see ei välista erandeid.

  Kulude jagamine võib olla vajalik, kui tegevus teenib olulist avalikku huvi. Hellenurme paisu II asjas leidis Riigikohus, et VeeS § 174 lg 4 võimaldab kalapääsu rajamise kohustust leevendada, sh jagada kulusid riigi või kolmandate isikutega. Selliseks erandiks võib olla põhjust siis, kui paisutamine ei teeni üksnes omaniku erahuvi, vaid ka avalikku huvi, nt muinsuskaitse, kultuurmaastik, virgestus, turism, avalik veekogu kasutus või muu avalik funktsioon.[152]

---

[150] TrtRgKo 15.10.2013 asjas nr 3-12-1000, kohtu põhjendused mürauuringu kohta
151 RKHKo 30.04.2025 nr 3-22-2082/69, p 58. https://www.riigikohus.ee/et/lahendid?asjaNr=3-22-2082/69
[152] RKHKo 30.04.2025 nr 3-22-2082/69, p 59.

Riigikohus pidas selles asjas oluliseks kaalutlusveaks, et Keskkonnaamet ei kaalunud kulude jagamist. Pelgalt võimalus taotleda toetusi ei olnud kohtu hinnangul piisav. Amet võib näiteks määrata omaniku rahalise kohustuse ülempiiri või osakaalu kogukuludest, arvestades omaniku huvi ja paisutamise säilitamist toetavate avalike huvide kaalu.

- **Meetme vajalikkus peab olema juhtumipõhine, mitte abstraktne.** Üksikjuhtumil leevendusmeetme rakendamiseks ei pea edasise kahju tekkimine olema kindel, kuid kahju peab olema võimalik konkreetse juhtumi asjaoludel, mitte üksnes abstraktselt seotud vastavat liiki tegevusega. Meedet õigustab vaid selline negatiivne mõju, mida konkreetse meetmega saab ära hoida või vähendada ning mille eesmärki ei ole võimalik saavutada isiku jaoks vähem koormaval viisil.
- **Vähem koormavad alternatiivid tuleb läbi kaaluda.** Samas Hellenurme asjas rõhutas Riigikohus seoses EL loodusdirektiivist tulenevate kohustustega, et kalapääsu rajamise tingimuse puhul tuleb selgitada, millise kvaliteeditasemega seisund ja millises ulatuses see saavutataks jõe ning kaitstavate liikide kaupa, ning miks see on vajalik. Enne eraisikule seisundi parandamise kohustuse panemist peab riik esitama piisavalt täpsetel ja realistlikel kaitse-eesmärkidel põhineva kontseptsiooni.[153]
- **Mõjuhindamise ja uuringu kulude kandmise kohustus ei ole ajas piiramatu**. Asjas 3-17-1739 (*Hellenurme I*) käsitles Riigikohus olukorda, kus enne Natura ala loomist alanud tegevuse mõju tuli tagantjärele hinnata. Riigikohus leidis, et loodusdirektiivist tulenev tagantjärele hindamise tagamise kohustus lasub liikmesriigil ning Eesti õigus ei olnud enne Natura ala loomist alanud projektide tagantjärele hindamist arendaja kohustusena reguleerinud. Loataotlejal on kaasaaitamiskohustus olemasolevate asjaolude ja tõendite ulatuses, kuid HMS § 38 lg 3 alusel ei saa teda kohustada tellima vajalikke ekspertiise, analüüse ja uuringuid. Seadusega võiks põhimõtteliselt kehtestada tagantjärele hindamise kohustuse arendaja kulul, kuid sellisel juhul tuleb arvestada tagantjärele hindamise eripära: kui katkematult toimunud tegevuseks oli luba antud enne loodusdirektiivi jõustumist, võib täiemahuline hindamiskulude kandmise kohustus olla arendaja jaoks ebaproportsionaalne ja kahjustada õiguspärast ootust.[154]

Kokkuvõttes nähtub käsitletud kohtupraktikast, et kaalutlusõiguse alusel üksikjuhtumil meetmete rakendamisel võib „saastaja maksab“ põhimõte olla üldiseks otsustuse aluseks, kuid meetmete proportsionaalsust tuleb hinnata igal üksikjuhtumil eraldi.

[153] RKHKo 30.04.2025 nr 3-22-2082/69, p 47.
[154] RKHKo 28.01.2021 nr 3-17-1739/80, p 25-26. https://www.riigikohus.ee/et/lahendid?asjaNr=3-17-1739/80

3 Põhimõisted ja üldloogika "saastaja maksab" põhimõtte rakendamisel veevaldkonnas

SMP rakendamine veevaldkonnas toimub kompleksses ökoloogilisi ja sotsiaal-majanduslikke protsesse ühendavas süsteemis, mille keskmes on veekogumid. Veekogumid jagunevad pinnaveekogumiteks ja põhjaveekogumiteks, veekogumite täpsem liigitus ja definitsioonid on esitatud VRDs ja veeseaduses (vt. ka ptk 4.2.) Eri liiki veekogusid ja veekogumeid iseloomustavad mitmed liigile iseloomulikud ökoloogilised protsessid ning tüüpilised survetegurid (vt ptk 6).

„Saastaja maksab“ põhimõtte rakendamisel oluliste mõistete analüütiliseks avamiseks kasutame 1999. aastal Euroopa Keskkonnaagentuuri poolt kasutusele võetud DPSIR-raamistiku[155], mis seob inimtegevuse kui survetegurid (*drivers*), sellest tegevusest tuleneva koormuse veekogumitele (*pressures*), veekogumite seisundi (*state*), tekitatud mõjude või kahjudega (*impacts*) ning viimases etapis poliitikainstrumentidega (*responses*). Vastavalt 2003. aasta juhendile VRD rakendajatele soovitatakse DPSIR-raamistikku kasutada ka veekogumite survete ja mõjude analüüsil ning asjakohaste meetmete kujundamisel.

3.1 Veekasutus keskkonnakasutuse liigina kui veekogumites muutusi tekitav inimtegevus

Keskkonnakasutuse mõistet saab laias tähenduses sisustada läbi looduskapitali ja ökosüsteemiteenuste mõistete, mis tulid kasutusse juba 1980ndatel aastatel[156]. Keskkonnaökonoomika käsitleb looduskapitali kui ühte majandustegevuses kasutatavat kapitali liiki, mis on tihedalt seotud teiste kapitaliliikidega (inim-, finants-, ehitatud jm kapitalid). Looduskapital on looduskeskkond, selle loodusvarad, ökosüsteemid, bioloogiline mitmekesisus, millele on antud inimtegevuses majanduslik tähendus. Ökosüsteemiteenuste mõiste viitab looduskapitali kasutusele – ökosüsteemiteenustega

[155] European Environment Agency, Environmental indicators: Typology and overview. Technical Report No 25/1999, Copenhagen, 1999, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tec25, vaadatud 8.06.2026. Edaspidi: EEA 1999.
[156] Marcello Hernández-Blanco and Robert Costanza, Natural capital and ecosystem services. The Routledge handbook of agricultural economics, 2018. https://www.robertcostanza.com/wp-content/uploads/2019/03/2019_C_Hernandez-and-Costanza.pdf

võetakse looduskapital (või osa sellest) kasutusele selleks, et „luua hüvesid, mida inimesed saavad toimivatest ökosüsteemidest“.[157]

Funktsionaalselt sisaldab keskkonnakasutus loodusressursside kasutust, maakasutust, looduskeskkonna assimilatiivset kasutust (nt seoses heidetega), ökosüsteemi regulatiivset kasutust (nt, süsiniku sidumine, üleujutuste leevendamine, vee puhastumine), ökosüsteemi sotsio-kultuurilist kasutust (nt esteetilised väärtused, puhketegevused).

Keskkonnatasude seaduse kitsamas õiguslikus tähenduses hõlmab keskkonnakasutus Eestis järgmisi tegevusi: maavara kaevandamine; veevõtt; kalapüük; jahipidamine; saasteainete väljutamine välisõhku, veekogusse, põhjavette või pinnasesse; jäätmete kõrvaldamine ladestamise teel prügilasse (alates 01.07.2026 ka jäätmete põletamist energiakasutuse eesmärgil) või muude toimingute abil, mille tulemuseks on jäätmete keskkonda viimine (edaspidi jäätmete kõrvaldamine); tuuleenergiast elektrienergia tootmine; raadamine.

Veekasutus on üks keskkonnakasutuse liike, mille käigus toimub:

- veevõtt (kui ressursikasutuse liik);
- veekogumite looduslikke omaduste (nt. kvaliteet, temperatuur, füüsilised omadused) muutmine;
- vee tagastamine veekogumitesse.

VRD defineerib veekasutusena veevarustusteenuseid koos kõigi muude artiklis 5 ja II lisas nimetatud toimingutega, mis avaldavad vee seisundile olulist mõju. Alljärgnev loetelu koondab Eesti kontekstis peamised üldised veekasutuse ja veekeskkonda mõjutava inimtegevuse valdkonnad, kuid ei ole õiguslikult suletud ega ammendav.[158]

- **Joogi- ja olmeveekasutus**, millega kaasnevad pinna- või põhjavee võtmine, reovee teke ning puhastatud heitvee või muu vee juhtimine veekeskkonda. Selle veekasutuse ruumiline jaotus sõltub eelkõige elanikkonna ja asustuse paiknemisest.[159]
- **Tööstuslik veekasutus**, mis hõlmab tootmisprotsessides kasutatavat protsessi- ja jahutusvett. Protsessivee kasutamisega võib kaasneda saasteainete juhtimine veekeskkonda ning

[157] Costanza, R., Kubiszewski, I., Ervin, D., Bluffstone, R., Boyd, J., Brown, D., & ... Yeakley, A. (2011). Valuing ecological systems and services. F1000 Biology Reports, 3,14.https://pdxscholar.library.pdx.edu/iss_pub/71/?utm_source=pdxscholar

[158] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 2 p 39, art 5 ning lisa II p-d 1.4, 2.1 ja 2.3. Edaspidi: VRD; Aljona Karlõševa, Üllas Ehrlich ja Sirje Soop, IV periood veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüs. Uuringuaruanne, 03.2026. Edaspidi: veekasutuse majandusanalüüs 2026.

[159] VRD lisa II p-d 1.4, 2.1 ja 2.3; Kliimaministeerium 2026, lk 12–14 ja 31–33.

jahutusvee kasutamisega vee temperatuuri ja muude omaduste muutumine. Tööstuslik veekasutus ja selle mõju on sageli territoriaalselt kontsentreeritud.[160]

- **Põllu- ja metsamajanduslik veekasutus ning maakasutus**, mille olulisemad mõjud avalduvad hajukoormusena pinna- ja põhjaveele ning kuivendamise ja muu maaparanduse põhjustatud muutustena veerežiimis, äravoolus ja veekogude hüdromorfoloogilistes tingimustes.[161]
- **Energeetiline veekasutus**, eelkõige vee kasutamine jahutuseks ja hüdroenergia tootmiseks. Hüdroenergia kasutamisega kaasnevad paisutamine, voolurežiimi muutmine, veekogu tõkestamine ning muud hüdromorfoloogilised ja ökoloogilised muutused.[162]
- **Kaevandamise ja maavarade kasutamisega seotud veekasutus**, millega võivad kaasneda põhjaveetaseme alanemine, põhjavee väljapumpamine, kaevandus- ja karjäärivee ärajuhtimine, allikate või veekogude veerežiimi muutumine ning saasteainete jõudmine pinna- või põhjavette.[163]
- **Rekreatiivne veekasutus**, sealhulgas suplemine, harrastuskalapüük, veesport ning veekogude ja paisjärvede kasutamine puhke- ja maastikuelemendina. Rekreatiivsel kasutusel on vahetu sotsiaal-majanduslik väärtus, kuid sellega seotud huvid võivad sattuda vastuollu veekogu ökoloogilise seisundi parandamise või muude kasutusotstarvetega.[164]

Konkreetse vesikonna või veekogumi hindamisel tuleb seetõttu arvesse võtta ka muid olulisi kasutusi ja koormusi, näiteks vesiviljelust, niisutust, vee ülekandmist ja ümbersuunamist, navigatsiooni ja transporditaristut, üleujutuskaitset, linnaarendust ning muid morfoloogilisi või inimtekkelisi mõjusid.[165]

VRD kontekstis esitab veekasutuse seisukohast oluliste inimtegevuste kui veekogumitele avalduvate survetegurite (*drivers*) loendi VRD aruandluse juhendi lisa 1c[166]. Eesti pinnavete koormuste analüüs defineerib surveteguri kui konkreetse inimtegevuse või toimingu tulemuse, mis potentsiaalselt mõjutab keskkonda või veekogu[167].Vee raamdirektiivi (VRD) 2022. aasta aruandlusjuhendi lisa 1c käsitleb kliimamuutust kui üht survet kujundavat tegurit (*driver*). Kliimamuutuse kui surveteguri spetsiifika saastaja-maksab-põhimõtte (SMP) rakendamisel seisneb eeskätt selles, et see muudab

[160]VRD lisa II p 1.4; Kliimaministeerium 2026, lk 31–37.
[161]VRD lisa II p-d 1.4 ja 2.3.
[162]VRD lisa II p 1.4; Kliimaministeerium 2026, lk 39–43.
[163]VRD lisa II p-d 2.1–2.4.
[164]Kliimaministeerium 2026, lk 39–40 ja 79–92.
[165]VRD lisa II p 1.4, milles kasutatakse muu hulgas avatud kategooriaid „muud rajatised ja tegevused“ ning „muud olulised inimtekkelised mõjud“; Kliimaministeerium 2026, lk 39–40.
[166] European Commission, WFD Reporting Guidance 2022. Final Draft V6.6, 26.10.2023, lisa 1c, https://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_715_2022/Guidance%20documents/WFD%20Descriptive%20Reporting%20Guidance.pdf, vaadatud 8.06.2026. Edaspidi: VRD aruandlusjuhend 2022.
[167] Kaire Toomingas, Timo Torp, Kristi Uudeberg, Kaisa Kaljumäe, Kreete-Liisa Jenas ja Andra Toom, Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade alusuuring 2028–2033. Keskkonnaagentuur, 2025. Edaspidi: pinnavee koormuste analüüs 2025

keskkonnakasutuse, konkreetsete survete ja veekogumi seisundi vahelise põhjuslikkuse ahela mitmetasandiliseks. Kliimamuutus on pikaajaline protsess, mida kujundavad paljud inimtekkelised ja looduslikud tegurid ning mis võib võimendada, nõrgendada või ajaliselt ja ruumiliselt ümber jaotada juba olemasolevaid veekeskkonna surveid.[168],[169] Veekeskkonnas võivad kliimamuutuse mõjud avalduda suhteliselt vahetult, näiteks intensiivsete sademete ja üleujutustega kaasnevate reoveeülevoolude sagenemise kaudu, või ökoloogiliste ja hüdroloogiliste protsesside vahendusel, näiteks toitainete, pestitsiidide ja muude saasteainete suurenenud ärakande või põhjavette leostumise kaudu.[170] Põhjuslikkuse ahela keerukamaks muutudes raskeneb ka konkreetse keskkonnakasutaja kui „saastaja" ning tema tegevusest tuleneva keskkonnakoormuse ja veekogumi seisundimuutuse tõenduslik seostamine. Sarnane probleem esineb hajureostuse puhul juba praegu: üksikute saastajate panust on keeruline mõõta ning kahjulikke tagajärgi ei ole sageli võimalik usaldusväärselt konkreetsele isikule omistada.[171] Poliitikavastused (vt ptk 3.5) võivad seetõttu hõlmata nii kliimamuutusega kohanemiseks vajalike ennetus- ja riskimaandamismeetmete ühiskondlike kulude suurenemist kui ka vajadust siduda SMP rakendamiseks kasutatavad instrumendid senisest tugevamalt konkreetse veekogumi seisundi, survetundlikkuse ja kliimariskidest tuleneva haavatavusega. Meetmete kujundamisel tuleks arvestada nii lühi- kui ka pikaajalisi kliimariske, hinnata meetmete toimivust erinevate kliimastsenaariumide korral ning eelistada lahendusi, mis on kohandatavad ka juhul, kui mõju ulatus või ajastus osutub prognoositust erinevaks.[172]

3.2 Veekasutusest tulenev keskkonnakoormus ehk surved

Keskkonnakoormuse mõiste hõlmab inimtegevuse survetegurite otseseid tulemusi keskkonnas - inimtegevusest tulenevate **ainete, energia või füüsiliste muutuste sisendeid keskkonda**, mis halvendavad keskkonna seisundit või suurendavad selle halvenemise riski. Keskkonnakoormuse

[168]European Commission, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive and the Floods Directive, Guidance Document No. 24: River Basin Management in a Changing Climate, 2024, https://environment.ec.europa.eu/publications/river-basin-management-changing-climate_en, vaadatud 7.06.2026. Edaspidi: CIS juhend nr 24.

[169]European Commission, WFD Reporting Guidance 2022. Final Draft V6.6, 26.10.2023, lisa 1c, lk 296, https://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_715_2022/Guidance%20documents/WFD%20Descriptive%20Reporting%20Guidance.pdf, vaadatud 7.06.2026. Edaspidi: VRD aruandlusjuhend 2022.

[170]Michelle A. Caretta jt, „Water", teoses Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, 2022, lk 611 ja 616, https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/chapter/chapter-4/, vaadatud 7.06.2026. Edaspidi: Caretta jt 2022.

[171]OECD, The Implementation of the Polluter Pays Principle in the Context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 33–34, https://doi.org/10.1787/699601fc-en, vaadatud 7.06.2026. Edaspidi: OECD 2024.

[172]CIS juhend nr 24; European Environment Agency, „Water management", Climate-ADAPT, https://climate-adapt.eea.europa.eu/en/eu-adaptation-policy/sector-policies/water-management, vaadatud 7.06.2026.

oluliseks alaliigiks on saastekoormus (*load*), mis viitab materjali kandumisele keskkonda[173]. SMP rakendamise kontekstis on tasustamise/maksustamise objektiks keskkonnakoormus laiemalt, mitte üksnes saastekoormus ja saastamine kitsas tähenduses.

SMP rakendamise eelduseks on, et keskkonnakoormus on:

- mõõdetav (nt kogus, kontsentratsioon, emissioon, vooluhulga muutus);
- seostatav keskkonnakasutusega;
- põhjuslikult seotud kahjuga (vähemalt statistiliselt).

ELi veepoliitika tähenduses on keskkonnakoormus inimtegevusest tulenev surve veekeskkonnale, mis võib mõjutada vee seisundit. Olulisemateks koormusteks on keemiline koormus (saasteainete heide, toitained, ohtlikud ained), kvantitatiivne koormus (veevõtt, põhjavee taseme alandamine), hüdromorfoloogiline koormus (paisud, kaldakindlustused, voolurežiimi muutmine) ning bioloogiline/ökoloogiline koormus (kalapüük, invasiivse liigi mõju ökosüsteemile, haiguste mõju). VRD annab keskkonnakoormuse klassifikatsiooni alused veevaldkonnale, mida täpsustavad asjakohased juhendid[174].

Oluline keskkonnakoormus on VRD kontekstis selline koormus, mis eraldi või koos muude koormustega võib põhjustada artiklis 4 sätestatud keskkonnaeesmärkide saavutamata jäämise. VRD rakendamise juhend koormuste ja mõjude hindamiseks annab üldised metoodilised alused oluliste koormuste määratlemiseks:

> *Hinnang sellele, kas veekogumile avalduv koormus on oluline, peab põhinema valgalal esinevate koormuste tundmisel ning kontseptuaalsel arusaamal veevoolust, keemiliste ainete ülekandest ja veekogumi bioloogilisest toimimisest valgala süsteemis. Teisisõnu peab olema teatav teadmine selle kohta, et koormus võib põhjustada mõju tulenevalt sellest, kuidas valgala süsteem toimib. Selline arusaam koos kõigi koormuste loeteluga ja valgala konkreetsete omadustega võimaldab kindlaks teha olulised koormused. Lähenemine nõuab sageli kahte etappi. Esimeses etapis tehakse korrelatsioonihinnang. Selle eelis on seireandmete kasutamine ning asjaolu, et see ei nõua keerukaid hüpoteese. Vajaduse korral ja asjakohastel juhtudel võib seejärel olla vajalik range põhjuslikkuse hindamine, kasutades näiteks kvantitatiivset modelleerimist, mis simuleerib mitmete*

[173] Vt Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts. Annex II
[174] VRD aruandlusjuhend 2022.

koormuste mõju. Need töövahendid on siiski harva täiesti usaldusväärsed, kuna need põhinevad hüpoteesidel ökosüsteemi toimimise kohta.

Alternatiivse lähenemise korral sõnastatakse kontseptuaalne arusaam lihtsate algoritmiliste reeglite (küsimuste) kogumina, vastused millele annavad lõpptulemuseks vastuse, kas koormus on oluline või mitte. Üheks võimaluseks on siin võrrelda koormuse suurust veekogumi tüübile asjakohase kriteeriumi või läviväärtusega. … Tegelikult ühendab see lähenemine koormuse kindlakstegemise mõjude analüüsiga, kuna läviväärtuse ületamise korral hinnatakse veekogumit tõenäoliselt oma eesmärke mittesaavutavaks[175]*.*

VRD ja veeseaduse § 44 alusel tuleb veemajanduskavade uuendamisel koostada ülevaade inimtegevuse põhjustatud koormusest asjaomase vesikonna pinna- ja põhjaveele. IV perioodi veemajanduskavade koormusi hindavates alusuuringutes[176] on veekogumite liikide ja koormusklasside rühmades kasutatud erinevaid metoodilisi lähenemisi koormuse olulisuse määramisel:

- Pinnaveekogumite toitainete koormus - seotakse veekogumi seisund (toitainetest mõjutatud pinnaveekogumid) algoritmiliselt koormusklassi koormuse allikate osakaaluga saastekoormuse tekitamisel.
- Pinnaveekogumite ohtlike ainete koormus - koormusallikate või teatud väljundlävendit ületavate koormusallikate olemasolu pinnaveekogumi valgalal. Pinnaveekogumi seisundeid olulise koormuse määramisel üldjuhul ei kasutatud. Erandina arvestati veekogumite seisundit (mittehea seisundi põhjus on mõni pestitsiidi toimeainetest; KESE- veeseirest toimeaine väärtused > 0,5 keskkonnakvaliteedi piirmäärast) koormuse olulisuse määratlemisel põllumajanduse koormusklassis 2.2.
- Pinnaveekogude veevõtu koormus - oluline koormus on hinnatud keskkonnakasutuse (veevõtu) suhtelise mahu ja seatud lävendi alusel (aastane veevõtt üle 10% veekogumi aastasest vooluhulgast).
- Paisutamisega seotud hüdromorfoloogilised häiringud (4.2.1 – 4.2.8) - olulise koormuse määratlemisel kasutati algoritmilist otsustuspuud, mis seob veekogumi kalastikulise olulisuse paisust tingitud kalade rände takistatusega (see on otseselt seotud ka veekogumi ökoloogilise seisundi hinnanguga).
- Maaparandus (4.1.2; 4.3.1 ja 4.3.6) - olulist koormust hinnati inimtegevuse poolt ümber kujundatud vooluveekogude pikkuse ja alade ulatuse osakaalude alusel suhtestatuna

[175] Samas, lk 31.
[176] Pinnavee koormuste analüüs 2025.; A. Marandi, M. Männik, L. Hints ja M. Polikarpus, Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eesti Geoloogiateenistus, EGF 47426, 2025. Edaspidi: põhjavee koormuste analüüs 2025.

lävenditega - kuivendusvõrguga kaetud vähemalt 40% valgalast, eesvoolude kogupikkus kattis vooluveekogumi telgjoonest vähemalt 20%.

- Pinnaveekogumite ümberjuhtimine, tekkimine (sh kaevandustegevuse ja mäetööstuse mõjul) (4.4.a; 4.4.b ja 4.5) - lähtuti otseselt veekogumi ökoloogilise seisundi hinnangust.
- Põhjaveekogumite keemiline seisund - koormusallikate pindalaline katvus põhjaveekogumist seostatuna põhjaveekogude asendiga (sügavusega).
- Põhjaveekogumite veevõtt - tarbimismahu suhe loodusliku ressursi varudega.

Seega on keskkonnakasutusest tuleneva keskkonnakoormuse olulisus hinnatud üldjuhul viisil, mis ei võimalda (kvantifitseeritud) keskkonnakoormust põhjuslikult siduda (kvantifitseeritud) keskkonnakahjuga. Keskkonnakoormus on mõõdetud ja mõõdetav osades koormusklassides, kuid mitte kõigis. Koormusklasside kaupa on koormus seotud keskkonnakasutusega, kuid mitte alati konkreetse keskkonnakasutajaga. Koormusklasside kaupa on koormus seotud veekogumitega (või nende liikidega), kuid enamasti mitte tõendatud ja kvantifitseeritud põhjuslikkuse näitamisega. Seos konkreetse kasutajaga on algandmetena olemas punktobjektide puhul (paisud, toruotsad, kaevandused jne).

Kuigi SMP teoreetiline käsitlus soovitab tasude/kohustuste määramisel aluseks võtta mitte üksnes inimtegevuse poolt avaldatavat keskkonnakoormust, vaid arvestada ka surveteguri poolt tekitatud mõju (olulist keskkonnakahju), on praktikas valdav osa SMP instrumentidest seotud koormusnäitajatega (vt ka ptk 6). Seejuures võidakse **maksustatava koormuse määramisel** rakendada erinevaid lävendeid:

- *De minimis* lävendite (väikekoormuse vabastus) eesmärk on vältida ebaproportsionaalset halduskoormust ja mõõtekulusid väikeste veevõttude puhul. Sellised lävendid on poliitiline kompromiss „täieliku kuluhõlmatuse“ ja „mõõtmise/halduse mõistlikkuse“ vahel. Nende eesmärk on jätta loa- või tasukohustusest välja veekasutus, mille puhul eraldi mõõtmise ja haldamise kulu oleks eeldatava keskkonna- või tulumõjuga võrreldes ebaproportsionaalne. Lävend võib olla seotud ööpäevase või pikema arvestusperioodi veekogusega. Eestis on selline lahendus kasutusel veeloa kohustuse piiritlemisel: põhjavee võtmiseks on veeluba nõutav, kui vett võetakse rohkem kui 150 m³ kuus või rohkem kui 10 m³ ööpäevas. Seega jääb nimetatud lävendit mitteületav tavapärane väike veevõtt, sealhulgas paljude hajaasustuse majapidamiste veevõtt, veeloa kohustusest välja. Euroopa Kontrollikoja 2021. aasta võrdluses oli tasuvaba veevõtu lävend Flandrias ja Ungaris 500 m³ aastas, Bulgaarias 10 m³ ööpäevas, Prantsusmaal 7000 m³ aastas veepuudusega piirkondades ja 10 000 m³ aastas mujal ning Portugalis eraviisilise veevõtu puhul 16 600 m³ aastas. Need lävendid kehtisid võrdluses kõigile

kasutajatele, mitte ainult põllumajandusele. Inglismaal ei ole 20 m³ või väiksema ööpäevase veevõtu korral üldjuhul veevõtuluba vaja; suurema veevõtu puhul rakendub loakohustus.[177], [178]

- Vastutuslävendid (*liability thresholds*) saasteparameetri kaupa, mille korral tasu/maksu kohustus tekib alles siis, kui teatud saasteaine aastane koormus või muu arvestusalus ületab lävendi. Maksustatav koormus seotakse enamasti aastakoormusega (kg/a), mitte üksikproovide kontsentratsiooniga; kontsentratsioonid jäävad pigem lubade (heite piirväärtuste) ja järelevalve tööriistaks. Selliseid lävendeid rakendatakse näiteks Prantsusmaa regioonides, kus tööstusliku veereostuse tasu alus määratakse aastase veekeskkonda juhitud reostuskoormuse järgi ning iga saastekomponendi kohta on ette nähtud kogus, millest väiksema koormuse korral tasu ei nõuta. [179] , [180]
- Saksamaa reoveetasu süsteemis teisendatakse eri saasteainete koormused seaduse lisas määratud suhtarvude abil ühiseks arvestusühikuks – kahjuühikuks (*Schadeinheit*). Näiteks moodustab üks kahjuühik 50 kg keemilist hapnikutarvet, 3 kg fosforit või 25 kg lämmastikku. Kui väljalask sisaldab mitut maksustatavat saasteainet, arvutatakse iga aine kahjuühikud eraldi ja liidetakse; tasu saadakse kahjuühikute koguarvu korrutamisel seaduses sätestatud ühikumääraga. See võimaldab eri saasteparameetreid ühe tasusüsteemi sees võrreldavalt arvesse võtta, säilitades samal ajal iga aine erineva kahjulikkuse kaalu. Loas sätestatud kontrollväärtuse või koormuse ületamine suurendab arvestatavate kahjuühikute arvu.[181]

3.3 Veekogumite seisund

Seisund (state) tähistab DPSIR-raamistikus keskkonna omadusi ja nende muutust kindlal ajahetkel või perioodil. Veekogumi seisund on seega põhjuslikus ahelas koormuste ja mõjude vahel: majandus- ja ühiskondlikud tegevused tekitavad koormusi, koormused muudavad vee füüsikalisi, keemilisi,

[177] Environment Agency, „Water resources licences: when and how you are charged“, https://www.gov.uk/government/publications/water-resources-licences-when-and-how-you-are-charged/water-resources-charges-guidance, vaadatud 7.06.2026.

[178] Veeseadus, RT I, 22.02.2019, 1, § 187 p 2. Edaspidi: VeeS. Vt ka VeeS §-d 124–126, mille kohaselt kohaldatakse põhjavee võtmisel ja kaevu kasutamisel veekaitsenõudeid sõltumata sellest, kas tegevuseks on nõutav veeluba.

[179] Code de l'environnement, art L213-10-2 II ja IV, version en vigueur depuis le 1.03.2026, Légifrance,https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000053545461, vaadatud 7.06.2026. Artikli IV tabel sätestab saastekomponentide kaupa koguselised lävendid, millest väiksema aastakoormuse korral tasu ei nõuta.

[180] OECD, The Polluter Pays Principle: Definition, Analysis, Implementation. OECD Publishing, 1975; OECD, Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resources Management in OECD Countries: A Survey, ENV/EPOC/GSP(2009)17/FINAL, 2010, lk 20–23.

[181] Gesetz über Abgaben für das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserabgabengesetz – AbwAG), 13.09.1976, BGBl. I S. 2721, §-d 3, 4 ja lisa;https://www.gesetze-im-internet.de/abwag/, vaadatud 7.06.2026. AbwAG lisa määrab ühe kahjuühiku ekvivalentideks muu hulgas 50 kg keemilist hapnikutarvet, 3 kg fosforit ja 25 kg lämmastikku; § 4 reguleerib loa kontrollväärtuste ja koormuste ületamise mõju kahjuühikute arvule.

hüdromorfoloogilisi ja bioloogilisi omadusi ning seisundi muutus võib omakorda põhjustada mõju ökosüsteemidele, inimeste tervisele, heaolule ja veekasutuse võimalustele.[182]

Vee raamdirektiivi tähenduses on veekogum veemajanduse ja seisundi hindamise põhiüksus. Pinnaveekogumi üldseisund määratakse ökoloogilise ja keemilise seisundi alusel ning üldhinnangu annab neist halvem. Looduslike pinnaveekogumite ökoloogiline seisund jaguneb viide klassi: väga hea, hea, kesine, halb ja väga halb. Keemilist seisundit hinnatakse kaheklassiliselt – hea või halb – lähtudes prioriteetsete ainete ja muude asjakohaste saasteainete keskkonnakvaliteedi standarditest.[183]

Tehislike ja oluliselt muudetud pinnaveekogumite puhul kasutatakse ökoloogilise seisundi asemel ökoloogilise potentsiaali mõistet. See võimaldab arvestada veekogu füüsilistest muudatustest ja õigustatud kasutusviisidest tulenevaid piiranguid, kuid ei vabasta kohustusest saavutada hea ökoloogiline potentsiaal ja hea keemiline seisund. Ökoloogilise seisundi või potentsiaali hindamisel kasutatakse bioloogilisi kvaliteedielemente ning neid toetavaid hüdromorfoloogilisi ja füüsikalis-keemilisi näitajaid; lõppklassifikatsiooni kujundab üldjuhul kõige ebasoodsam asjakohane kvaliteedielement.[184]

Põhjaveekogumi seisund koosneb koguselisest ja keemilisest seisundist ning üldseisundi määrab neist halvem. Koguseline seisund väljendab muu hulgas seda, kas veevõtt ja muud inimtegevused on kooskõlas põhjaveevaru pikaajalise taastumisega ega kahjusta põhjaveest sõltuvaid pinnavee- ja maismaaökosüsteeme. Keemilise seisundi hindamisel võetakse arvesse kvaliteedistandardeid ja läviväärtusi, saasteainete levikut ja kasvusuundumusi ning võimalikku mõju seotud ökosüsteemidele ja vee kasutatavusele.[185]

DPSIR-käsitluses ei tule veekogumi seisundihinnangut samastada konkreetse keskkonnakasutaja põhjustatud mõjuga. Seisundihinnang koondab seire- ja mudelandmed veekogumi tasandil ning võib peegeldada mitme samaaegse koormuse, loodusliku varieeruvuse, varasema reostuse ja ajalise viite koosmõju. Seetõttu tuleb põhjusliku seose tuvastamiseks seisundiandmeid käsitleda koos koormuste

---

Euroopa Keskkonnaamet, Environmental indicators: Typology and overview. Technical Report No 25/1999, Copenhagen, 1999, lk 5–8. Edaspidi: EEA 1999. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tec25.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 2 p-d 17–18 ja lisa V p-d 1.2 ning 1.4. Edaspidi: VRD; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas, ELT L 348, 24.12.2008, lk 84–97, muudetud mh Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiviga (EL) 2026/805, ELT L, 2026/805, 22.4.2026. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj.

VRD art 2 p 23, art 4 lg 1 p a ja lisa V p-d 1.1–1.4. Vt ka Euroopa Komisjoni ühise rakendusstrateegia juhenddokument nr 4, Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies, 2003. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive/implementation-guidance_en.

VRD art 2 p-d 19–20 ja 26–28 ning lisa V p-d 2.1–2.4; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/118/EÜ, 12. detsember 2006, mis käsitleb põhjavee kaitset reostuse ja seisundi halvenemise eest, ELT L 372, 27.12.2006, lk 19–31, art-d 3–5 ja lisad I–IV, muudetud mh direktiiviga (EL) 2026/805. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj.

inventuuri, ruumilise ja ajalise kokkulangevuse, veekogu haavatavuse ning asjakohaste kvaliteedielementide tundlikkusega. Seisund on DPSIR-ahelas tõenduslik vahesõlm. See näitab, kas keskkonna omadused on muutunud, kuid ei tuvasta üksi muutuse põhjustajat ega mõju ulatust.[186]

3.4 Mõjud

ELi veepoliitikas käsitatakse mõjudena (*impacts*) veekogumi seisundi halvenemise või keskkonnaeesmärkide saavutamata jäämise tagajärgi, mis tulenevad ühest või mitmest inimtekkelisest survest ehk keskkonnakoormusest (*pressures*). Praktikas liigitatakse need VRD aruandluses eraldi mõjutüüpideks (lisa 1b)[187].

Pinnaveekogumite mõjutüübid on selle liigituse alusel järgmised:

- hapestumine - vee pH langus ja happelisuse suurenemine, mis kahjustab vee-elustikku;
- keemiline reostus - ohtlike ainete, prioriteetsete ainete või vesikonnaspetsiifiliste saasteainete mõju;
- elupaikade muutus hüdroloogiliste muutuste tõttu - vooluhulga, veetaseme, üleujutusrežiimi või kuivaperioodide muutumine;
- elupaikade muutus morfoloogiliste muutuste tõttu, sh ühenduvuse muutus - jõesängi, kalda, põhja, järvekalda või rändeühenduse muutmine; paisud, truubid, kanaliseerimine;
- prügistamine - eelkõige merekeskkonna raamdirektiiviga seotud mõju, aga VRD aruandluses asjakohane pinnavee puhul;
- mikrobioloogiline reostus - fekaalne reostus, patogeenid, suplusvee või joogivee riskid;
- toitainereostus - lämmastiku ja fosfori koormus, eutrofeerumine, vetikate vohamine;
- orgaaniline reostus - orgaanilise aine koormus, hapnikutarbimine, hapnikuvaegus;
- soolsusreostus (soolase vee sissetung) - kloriidide, soolade või soolase vee mõju mageveele või rannikualadele;
- soojusreostus (temperatuuri tõus) - jahutusvee, kliimamuutuse või muu tegevuse tõttu veetemperatuuri tõus;
- muu oluline mõju - mõju, mis ei mahu loetletud kategooriatesse;
- teadmata mõju - seisund on halb või riskis, kuid mõju liik ei ole kindlaks tehtud;

EEA 1999, lk 8–13; VRD art 5 ja lisa II p-d 1.4–1.5 ning lisa V p 1.3. Seire kvaliteedielemendid valitakse muu hulgas selle järgi, milliste koormuste suhtes need on tundlikud. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj.

[187] VRD aruandlusjuhend 2022.

Põhjavee puhul on mõju liigitus osaliselt sama, kuid lisanduvad põhjaveele eriomased mõjud: põhjaveetaseme alanemine, soolase vee sissetung, seotud pinnavee ja põhjaveest sõltuvate maismaaökosüsteemide kahjustumine.

Keskkonnaökonoomikas ei tähenda mõju (*impact*) ainult looduskeskkonna füüsilist muutust, vaid selle majanduslikku ja heaolulist tagajärge, mida saab mõõta keskkonnakuluna, looduskapitali väärtuse muutuse ja ökosüsteemiteenuste mahu muutuse kaudu[188]. Eesti õigusruumis leiab see laiem mõjude mõiste sisu õigusliku määratluse keskkonnahäiringu termini all (vt ptk 2.5)

SMP rakendamine üksnes keskkonnakasutaja poolt looduskeskkonnale tekitatud koormust iseloomustavate parameetrite väärtuste alusel (nt toitainete kogused, veevõtu hulk, jms) – nii nagu see Eestis ja ka teiste riikide praktikas valdavalt aset leiab – ei arvesta koormuste poolt põhjustatud tegeliku keskkonnakahju või -häiringu ulatust.[189] Sama suur koormus võib sõltuvalt veekogumi seisundist ja vastuvõtlikkusest, koormuse asukohast ja ajast ning teiste koormuste koosmõjust põhjustada erineva keskkonnamõju. SMPl põhineva tasude ja kohustuste süsteemi õiglus, motiveeriv mõju ja keskkonnatõhusus paraneksid, kui mõõdetava koormuse kõrval võetaks võimaluse ja proportsionaalsuse piires arvesse ka koormusega kaasnevat keskkonnariski, veekogumi seisundit ja tundlikkust ning eeldatava mõju ulatust.[190] See ei eelda tingimata iga keskkonnakasutaja koormuse ja konkreetse seisundimuutuse täielikku individuaalset tõendamist. Seoseid võib arvestada ka riskipõhiste koefitsientide, piirkondlikult diferentseeritud määrade, keskkonnakvaliteedi näitajate ja muude põhjendatud asendusnäitajate kaudu. Vee raamdirektiivi artikkel 9 nõuab veeteenuste kulude, sealhulgas keskkonna- ja ressursikulude arvesse võtmist ning SMP järgimist, kuid ei sätesta, et iga tasukohustuse puhul tuleb konkreetse keskkonnakahju ulatus täielikult ja individuaalselt tõendada.[191]

Esmane minimaalne lähtekoht mõjude hindamiseks veevaldkonnas on veekogumites toimuvate ökoloogiliste, keemiliste ja hüdromorfoloogiliste muutuste ulatuse mõõtmine (olemuselt veekogumite seisundiparameetrite väärtuste muutuse mõõtmine „enne“ ja „pärast“) ja tekitatud keskkonnakahju olulisuse hindamine. Sisuliselt ainsaid empiiriliselt usaldusväärseid tulemusi annavad seirepõhised meetodid, mis põhinevad otsestel mõõtmistel ja proovivõtul veekogumis või selle esinduslikes seirepunktides. Nende hulka kuuluvad näiteks bioloogiliste kvaliteedielementide, füüsikalis-keemiliste

[188] TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers (2009). https://www.cbd.int/financial/values/g-accounting-teeb.pdf

[189] OECD, The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 11 ja 22–24. Edaspidi: OECD 2024. https://www.oecd.org/en/publications/the-implementation-of-the-polluter-pays-principle-in-the-context-of-the-water-framework-directive_699601fc-en.html, vaadatud 7.06.2026.

[190] OECD 2024, lk 22–24 ja 39–45.

[191] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 9. Edaspidi: VRD. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj, vaadatud 7.06.2026.

näitajate, hüdromorfoloogiliste tingimuste ning ohtlike ainete kontsentratsioonide mõõtmine. Eestis kasutatakse pinnaveekogumi seisundi hindamisel riikliku keskkonnaseire programmi andmeid, veekasutuse aruannetest saadavat infot.

Seirepõhiste meetodite peamine tugevus on empiiriline usaldusväärsus: hinnang tugineb tegelikele mõõtmisandmetele, mistõttu on võimalik tuvastada veekogumi tegelik ökoloogiline või keemiline seisund, jälgida muutusi ajas, siduda see koormuste muutusega ning hinnata meetmete (vt ptk 3.5) mõju. Euroopa Komisjoni veepoliitika raamdirektiivi seirejuhend käsitleb seiret jõgede, järvede, üleminekuvete, rannikuvee ja põhjavee puhul ning tugineb direktiivi V lisa nõuetele.[192]

Veemajanduses ei tähenda keskkonnakahju olulisus üksnes kahju olemasolu, vaid hinnangut sellele, kas kahju laad, ulatus, kestus, taastatavus või pöördumatus õigustab sekkumist, piiranguid, tasusid või heastamismeetmeid. Olulisuse hindamise kriteerium sõltub seejuures kohaldatavast õiguslikust või poliitikakujunduslikust raamistikust: vee raamdirektiivi seisundi halvenemise keeld, keskkonnavastutuse regulatsioonis kasutatav olulise kahju mõiste ning keskkonnatasu või hüvitamiskohustuse rakendamise lävend ei ole tingimata identsed õiguslikud testid.[193]

Normatiivsel ja lävendipõhisel hindamisel võivad mõju või kahju olulisusele osutada eelkõige järgmised asjaolud:

- **Keskkonnakvaliteedi standardi või muu õigusliku piirväärtuse ületamine.** Olulisusele võib osutada näiteks pinnavee keskkonnakvaliteedi standardi, ökoloogilise seisundi klassipiiri, joogivee kvaliteedinõude või suplusvee nõude ületamine. Piirväärtuse ületamine on tugev normatiivne näitaja, kuid selle õiguslik tagajärg sõltub konkreetsest regulatsioonist.
- **Veekogumi seisundi halvenemine ja põhjavee saasteainete kasvusuundumused.** Pinnaveekogumi puhul võib mõju olulisusele osutada ökoloogilise või keemilise seisundi halvenemine, sealhulgas vähemalt ühe kvaliteedielemendi langemine ühe klassi võrra, isegi kui veekogumi koondseisundi klass tervikuna ei muutu.[194] Põhjaveekogumite puhul hinnatakse keemilist ja koguselist seisundit kaheklassiliselt - hea või halb. Lisaks hea seisundi kaotamisele tuleb riskialtides põhjaveekogumites kindlaks teha saasteainete või saastatuse näitajate

[192] Guidance document n.o 7 Monitoring under the Water Framework Directive

[193] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 4. Edaspidi: VRD; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/35/EÜ, 21. aprill 2004, keskkonnavastutusest keskkonnakahjustuste ärahoidmise ja parandamise kohta, ELT L 143, 30.04.2004, lk 56–75, art 2 ja II lisa. Edaspidi: keskkonnavastutuse direktiiv. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj ja https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2004/35/oj, vaadatud 7.06.2026.

[194] Euroopa Kohtu otsus, 1.07.2015, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV versus Bundesrepublik Deutschland, C-461/13, ECLI:EU:C:2015:433, p 69–70, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:62013CJ0461, vaadatud 7.06.2026.

kontsentratsiooni olulised ja püsivad kasvusuundumused ning määrata nende tagasipööramise lähtepunkt. Sellise suundumuse tuvastamine võib põhjendada ennetavate või parandavate meetmete rakendamist juba enne seda, kui põhjaveekogumi seisund muutub heast halvaks.[195]

Keskkonnakahju olulisust võib hinnata ka veekogu ökoloogilise toimimise olemusliku negatiivse muutuse ja ökosüsteemiteenuste vähenemise alusel, näiteks juhul, kui kahjustub veekogu hüdroloogiline või ökoloogiline režiim, väheneb toitainete sidumise või üleujutuste puhverdamise võime või kaovad rekreatiivsed ja kultuurilised väärtused. Sellisel juhul tuleks võimaluse korral eristada veekogumi mõõdetavat seisundimuutust, selle ökoloogilisi tagajärgi ning inimeste heaolule ja veekasutusele avalduvat mõju.[196]

Majanduslikus ja heaolupõhises hindamises võib kahju olulisust väljendada heaolu vähenemise või kaotatud ökosüsteemiteenuste rahalise väärtuse kaudu. Selline hindamine ei pruugi siiski toimuda ilma looduskeskkonna muutust tuvastamata: üldjuhul peab majanduslik väärtustamine tuginema vähemalt usaldusväärsele kirjeldusele selle kohta, milline ökoloogiline või kasutusvõimaluste muutus on toimunud või eeldatavasti toimub. Seetõttu on täpsem käsitada majanduslikku hindamist ökoloogilise ja normatiivse hindamise täienduse, mitte nende täieliku asendajana.[197]

Kvantitatiivses riskipõhises hindamises hinnatakse kahju olulisust kahju tõenäosuse ja kahju (võimaliku) ulatuse korrutisena. Seda lähenemist kasutatakse ohtlike ainete puhul, põhjavee kaitses, avariiriski ja ekstreemsete sündmuste analüüsis.

Kaasaegne SMP-ga kooskõlaline veemajandus peaks lähtuma põhimõttest, et keskkonnakasutuse olulisust ei määrata üksnes tegevuse liigi või heite formaalse suuruse järgi, vaid arvestatakse ka selle tegelikku või tõenäolist mõju veekeskkonnale. Olulisuse hindamisel on asjakohane võtta arvesse veekogumi seisundit ja tundlikkust, hüdroloogilist režiimi, looduslikku taastumisvõimet ning kaitse- ja kasutusfunktsioone, sealhulgas joogiveevarustust, Natura 2000 alade kaitse-eesmärke ja rekreatiivset kasutust.[198]

---

[195]Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/118/EÜ, 12. detsember 2006, mis käsitleb põhjavee kaitset reostuse ja seisundi halvenemise eest, ELT L 372, 27.12.2006, lk 19–31, art 4–5 ja IV lisa. Edaspidi: põhjaveedirektiiv. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj, vaadatud 7.06.2026.

[196]B. Grizzetti jt, Cook-book for water ecosystem service assessment and valuation. JRC Science and Policy Reports, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2015, lk 8–12 ja 37–38. Edaspidi: Grizzetti jt 2015. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC94681/lbna27141enn.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[197]Grizzetti jt 2015, lk 38–46.

[198]Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 4 ja lisa II. Edaspidi: VRD. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj, vaadatud 7.06.2026.

Selle põhimõtte rakendamiseks võib koormuse või veekasutuse koguse kõrval diferentseerida tasumäärasid koormuse asukoha, vastuvõtva keskkonna tundlikkuse või veeressursi nappuse järgi. Näiteks Prantsusmaal regionaalsed veeagentuurid kehtestavad veeagentuuri veevõtutasude määrad vesikondade kaupa ning tasu võib sõltuda kasutusotstarbest ja sellest, kas veevõtt toimub veepuudusega või kvantitatiivse defitsiidiga piirkonnas. Prantsusmaa varasemas tööstusreostuse tasude süsteemis kasutati samuti heitekoha omadusi arvestavat tsoonikoefitsienti. Aastaajalisi või põuaperioodiga seotud eritingimusi kasutatakse veekasutuse juhtimisel eelkõige lubade, veevõtupiirangute ja nappuspiirkondade määratluste kaudu; seetõttu ei ole põhjendatud väita üldiselt, et kõigis riikides on just tasumäärad hooajaliselt diferentseeritud.[199],[200] Ka Eesti keskkonnatasude süsteemis suurendatakse vee saastetasumäärasid sõltuvalt heitekoha ja vastuvõtva keskkonna omadustest, näiteks kaitsmata põhjaveega pinnasesse heitmisel ning teatud tundlikesse või erilise kasutusfunktsiooniga veekogudesse heitmisel.[201]

Mõjude hindamisel ning lävendipõhiste erandite kujundamisel tuleb arvesse võtta ka kumulatiivseid ja pikaajalisi mõjusid, sest eraldi võetuna väike veevõtt või heide võib koos teiste kasutajate koormusega põhjustada veekogumi seisundi halvenemise või keskkonnaeesmärkide saavutamata jäämise. Kui põhjuslike seoste või mõju ulatuse suhtes püsib teaduslik ebakindlus, kuid võimalik kahju võib olla ulatuslik või pöördumatu, näiteks põhjaveevaru pikaajalise ammendumise korral, õigustab ettevaatus- ja ennetuspõhimõte proportsionaalsete ennetusmeetmete rakendamist enne kahju täielikku avaldumist. See ei tähenda siiski, et mõju tuleb õiguslikult automaatselt „oluliseks“ lugeda: olulisuse hinnang peab tuginema olemasolevale teaduslikule teabele, riski tõsidusele ja tõenäosusele ning kavandatava meetme proportsionaalsusele.[202],[203]

Keskkonnakahju mõõtmine ja hindamine võib olla keskkonnakoormuse ja/või kahju tekitajale („saastajale“) õiglase tasu või kohustuse määramisel oluline vaheetapp, kuid selleks mitte piisav. SMP tõenduspõhiseks rakendamiseks on vajalik keskkonnakoormuse ja/või kahju hindamine keskkonna- ja ressursikulude kaudu.

[199]OECD, Industrial Water Pricing in OECD Countries. Environment Policy Committee, ENV/EPOC/GEEI(98)10/FINAL, OECD, 1999, lk 37–38. https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC/GEEI%2898%2910/FINAL/en/pdf, vaadatud 7.06.2026.
[200]Frans Oosterhuis, Water abstraction charges (Redevances pour prélèvement sur la ressource en eau) in France. Institute for European Environmental Policy, 2017, lk 1–4. Edaspidi: Oosterhuis 2017. https://ieep.eu/wp-content/uploads/2022/12/FR-Water-Abstraction-Charges-final.pdf, vaadatud 7.06.2026.
[201]Keskkonnatasude seadus, RT I 2005, 67, 512, § 20 lg 2. Edaspidi: KeTS. https://www.riigiteataja.ee/akt/KeTS, vaadatud 7.06.2026.
[202]Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon, ELT C 202, 7.06.2016, lk 47–200, art 191 lg 2. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:12016E191, vaadatud 7.06.2026; Euroopa Komisjon, Komisjoni teatis ettevaatuspõhimõtte kohta, COM(2000) 1 final, 2.02.2000. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52000DC0001, vaadatud 7.06.2026.
[203]VRD art 5, art 11 ning lisa II punktid 1.4 ja 2.3.

Veemajanduses eristatakse veekeskkonnale tekitatud kahju ning negatiivse mõjuga seotud ressursikulu ja keskkonnakulu. WATECO juhendis on esitatud esialgsed mõisted: keskkonnakulud tähendavad „kulutusi, mis tekivad veekasutusest keskkonnale, ökosüsteemidele ja keskkonna kasutajatele", ressursikulud aga „kulutusi, mis tekivad teiste kasutajate kaotatud võimalustest, kui ressurss ammendatakse kiiremini, kui see looduslikult taastub või uueneb". Täpsemalt:[204]

> *Keskkonnakulud: need on kulud, mis on seotud kahjuga, mis tekib siis, kui kasutame vett teatud viisil, näiteks võtame vett jõest välja või juhime sinna saasteaineid. Sellise kahju saab jagada kahte kategooriasse. Esimene puudutab hinda, mida maksame veekeskkonna kahjustamise eest. Teine puudutab kulusid inimestele, kes seda veekeskkonda kasutavad.*
>
> *Ressursikulud: need on kulud, mis on seotud vee kasutamisega kindlal viisil olukorras, kus sellele võiks olla parem kasutusviis.* […] *Seega tekivad need kulud siis, kui me ei kasuta oma vett majanduslikult kõige kasulikumal viisil. Need ei tähenda ainult vee otsalõppemist või selle saastamist. Need puudutavad parimate valikute tegemist selle kohta, kuidas ja millal me vett kasutame.*[205]

Vee raamdirektiivi kontekstis tuleb eristada keskkonnakulusid, ressursikulusid ja veeteenuste osutamise või keskkonnameetmete finantskulusid. Keskkonnakulud tähistavad veekasutuse ja veekeskkonnale avalduva surve põhjustatud kahju ökosüsteemidele ning inimeste heaolule. Ressursikulud väljendavad vee nappusest või ebaefektiivsest jaotusest tulenevat alternatiivkulu ehk nende kasutusvõimaluste väärtust, millest ühiskond praeguse veekasutuse tõttu loobub.[206]

Puhastus-, taastamis-, seire-, kohanemis- ja ennetusmeetmete otsesed kulud on seevastu üldjuhul finantskulud. Neid võib kasutada keskkonnakahju rahalise väärtuse ligikaudse hindamise meetodina, kuid juba rakendatud meetmete kulude liigitamine ühtaegu finants- ja keskkonnakuluks põhjustaks topelt arvestuse.[207]

Peamised veevaldkonna keskkonna- ja ressursikulud on järgmised:

---

[204] WATECO 2003.

[205] https://www.wareg.org/articles/european-water-pricing-principles/

[206] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73, art 9 ja lisa III. Edaspidi: VRD. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj, vaadatud 7.06.2026; OECD, Cost recovery for water services under the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 239, OECD Publishing, 2024, lk 15–16. Edaspidi: OECD 2024a. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/cost-recovery-for-water-services-under-the-water-framework-directive_fe64e164/e2a363e3-en.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[207] OECD 2024a, lk 32–34.

- Veekogude ökoloogilise seisundi ja elurikkuse halvenemisest tulenevad keskkonnakulud – Need hõlmavad veeökosüsteemide struktuuri ja toimimise kahjustumist, sealhulgas kalastiku, veetaimestiku ja põhjaloomastiku seisundi halvenemist, elupaikade kadumist ning veeökosüsteemide isepuhastus- ja aineringefunktsiooni nõrgenemist. Majanduslikult võivad need väljenduda nii kasutusväärtuste kui ka mittekasutusväärtuste kaos.[208]
- Vee saastatusest tulenevad tervise- ja heaolukulud – Saastunud joogivesi, suplusvee kvaliteedi halvenemine ja kokkupuude vees leiduvate haigustekitajate või ohtlike ainetega võivad põhjustada terviseriske, piirata vee kasutamist ning vähendada inimeste heaolu. Kulud võivad avalduda tervishoiukuludes, töövõime ja vaba aja väärtuse vähenemises, alternatiivse joogivee hankimises ning täiendavas seires ja riskijuhtimises.[209]
- Vee majanduslike kasutusväärtuste vähenemisest tulenevad keskkonnakulud – Vee kvaliteedi või koguse halvenemine võib vähendada kalanduse, vesiviljeluse, puhkemajanduse, turismi, põllumajanduse, energeetika ja tööstusliku veekasutuse võimalusi. Tagajärjed võivad väljenduda saamata jäänud tulus, tootlikkuse vähenemises ning täiendavates vee puhastamise, eeltöötluse või alternatiivse veevarustuse kuludes.[210]
- Veeressursi nappusest ja ebaefektiivsest jaotusest tulenev ressursikulu – Ressursikulu tekib siis, kui praegune veekasutus välistab või piirab väärtuslikumat alternatiivset kasutust praegu või tulevikus. See võib väljenduda kallimate veeallikate kasutuselevõtus, veevarustuskindluse vähenemises, veest sõltuvate ökosüsteemide kahjustumises ning kasutusvõimaluste kadumises teistele kasutajatele või tulevastele põlvkondadele.[211]
- Veeökosüsteemide teenuste vähenemisest tulenevad keskkonnakulud – Need hõlmavad reguleerivate teenuste, näiteks vee puhastamise, toitainete sidumise, setete kinnipidamise, veerežiimi reguleerimise ja üleujutusriski leevendamise vähenemist; varustavate teenuste, näiteks kala ja kasutuskõlbliku vee pakkumise halvenemist; ning kultuuriliste teenuste, näiteks rekreatsiooni, maastiku esteetilise väärtuse ja kohatunde nõrgenemist.[212]

[208]OECD 2024a, lk 15–16 ja 32–34; Euroopa Keskkonnaagentuur, Europe's state of water 2024: the need for improved water resilience, 2024. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-state-of-water-2024, vaadatud 7.06.2026.
[209]Euroopa Keskkonnaagentuur, „Water pollution and human health", Europe's environment 2025, 28.09.2025. https://www.eea.europa.eu/en/europe-environment-2025/thematic-briefings/environment-and-human-health/water-pollution-and-human-health, vaadatud 7.06.2026; OECD, The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 8–9 ja 47–48. Edaspidi: OECD 2024b. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/the-implementation-of-the-polluter-pays-principle-in-the-context-of-the-water-framework-directive_35a945b2/699601fc-en.pdf, vaadatud 7.06.2026.
[210]OECD 2024a, lk 15–16 ja 33–34.
[211]OECD 2024a, lk 15; OECD, The economics of water scarcity. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 10 ja 38–39. Edaspidi: OECD 2024c. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/the-economics-of-water-scarcity_06943700/81d1bc0a-en.pdf, vaadatud 7.06.2026.
[212]OECD 2024a, lk 15–16 ja 34; OECD 2024c, lk 21–22; Euroopa Keskkonnaagentuur, „Healthy waters depend on healthy nature", EEA Signals 2024, 4.12.2024. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/eea-signals-2024/healthy-waters-depend-on-healthy-nature, vaadatud 7.06.2026.

- Mittekasutusväärtuste ja pöördumatute muutuste kulud – Keskkonnakulud võivad hõlmata ka väärtusi, mis ei sõltu veekogu otsesest kasutamisest, näiteks vee-elustiku ja looduslike veekogude säilimise väärtust ning võimalust pärandada heas seisundis veekeskkond tulevastele põlvkondadele. Need kulud on eriti olulised haruldaste elupaikade, kaitstavate liikide ja raskesti taastatavate põhjavee- või pinnaveesüsteemide kahjustumise korral.[213]

Keskkonnakulude rahalise väärtuse hindamisel ehk monetiseerimisel eristatakse esmaseid väärtuse hindamise meetodeid ning teiseseid väärtuse ülekandmise võtteid. Samuti tuleb eristada heaolupõhist väärtust, mis väljendab inimeste maksevalmidust keskkonnaseisundi muutuse eest, ja arvestuslikku vahetusväärtust, mida kasutatakse näiteks ökosüsteemide arvepidamises. Need väärtuse mõisted ei ole alati omavahel liidetavad ega asendatavad.[214]

1. **Turuhindadel ja tootmisfunktsioonil põhinevad meetodid.** Kui keskkonnamuutus mõjutab turustatava kauba või teenuse kogust, kvaliteeti või tootmiskulu, saab mõju hinnata turuhindade, tootlikkuse muutuse või surve-koormuse-mõju seose kaudu. Veevaldkonnas võib selline hindamine puudutada näiteks kalasaagi, vesiviljeluse toodangu, põllumajandusliku tootlikkuse, joogivee töötlemiskulu või tööstusliku veekasutuse kulude muutust. Meetod sobib eeskätt otseste kasutusväärtuste hindamiseks, kuid tulemus sõltub sellest, kas turuhind kajastab tegelikku ühiskondlikku väärtust ja kas hinnamuutusi ei mõjuta muud tegurid.[215]

2. **Ilmutatud eelistuste meetodid (*revealed preference*).** Nende puhul tuletatakse keskkonnaväärtus inimeste tegelikust käitumisest vastavate majandussektorite turgudel. Reisikulu meetod hindab rekreatiivse kasutuse väärtust külastuste, ajakulu ja sõidukulude põhjal; hedooniline hinnastamine hindab keskkonnaseisundi mõju näiteks kinnisvarahindadele. Vältimiskäitumise meetod kasutab inimeste tegelikke kulutusi saastest või muust keskkonnariskist hoidumiseks. Ilmutatud eelistuste meetodid sobivad peamiselt kasutusväärtuste hindamiseks ega hõlma üldjuhul olemasolu-, pärandi- ega muid mittekasutusväärtusi.[216]

3. **Deklareeritud eelistuste meetodid (*stated preference*).** Nende puhul küsitakse inimestelt hüpoteetiliste, kuid realistlikult kirjeldatud muutuste kohta. Tingimusliku hindamise meetodiga

[213]OECD 2024a, lk 15 ja 32–34.
[214] OECD, Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use. OECD Publishing, Paris, 2018, ptk 4–5. Edaspidi: OECD 2018. https://doi.org/10.1787/9789264085169-en, vaadatud 7.06.2026; United Nations jt, System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting. United Nations, New York, 2021, ptk 8–9. Edaspidi: SEEA EA 2021. https://unstats.un.org/unsd/statcom/52nd-session/documents/BG-3f-SEEA-EA_Final_draft-E.pdf, vaadatud 7.06.2026.
[215] OECD 2018, ptk 4; SEEA EA 2021, p-d 9.31–9.44 ja 9.65–9.75.
[216] HM Treasury, The Green Book: Central Government Guidance on Appraisal and Evaluation. London, 2026, p-d 8.13–8.16. Edaspidi: Green Book 2026. https://www.gov.uk/government/publications/the-green-book-appraisal-and-evaluation-in-central-government/the-green-book-2026, vaadatud 7.06.2026; OECD 2018, ptk 4.

hinnatakse maksevalmidust või hüvitise nõuet ning valikukatsetes palutakse valida erinevate omaduste ja maksumusega alternatiivide vahel. Veevaldkonnas võib kirjeldada näiteks veekogumi seisundiklassi, läbipaistvust, elustiku mitmekesisust, suplusvõimalust või joogivee kaitstust. Meetodid ei piirdu üksikute veekasutuse juhtumitega: nende eripära on võimalus hinnata nii kasutus- kui ka mittekasutusväärtusi. Tulemuste usaldusväärsus sõltub siiski küsitluse, stsenaariumi, valimi ja maksemehhanismide kirjelduste kvaliteedist.[217]

4. **Kulupõhised ja kahjukuludel põhinevad asendusmeetodid.** Kui otsene heaolupõhine hindamine ei ole võimalik, kasutatakse mõnikord saaste vältimise, asendamise, taastamise või kahjustuse kõrvaldamise kulusid. Näited on joogivee lisapuhastus, alternatiivse veeallika kasutuselevõtt, märgala või kaldavööndi taastamine ja reostunud setete eemaldamine. Need kulud ei võrdu automaatselt keskkonnakahju ühiskondliku väärtusega: neid saab kasutada väärtuse ligikaudse näitajana ainult siis, kui meede taastab samaväärse teenuse, on kulutõhus ja selle rakendamine on tegelikult põhjendatud. Tervisemõjude puhul tuleb eristada ravikulusid ja töövõime kaotust hõlmavat haigestumiskulu meetodit ning heaolupõhiseid näitajaid, millega hinnatakse haigestumise või enneaegse suremuse riski vähendamise väärtust.[218]

5. **Subjektiivsel heaolul põhinev hindamine.** Selle meetodi puhul kasutatakse küsitlusandmeid inimeste eluga rahulolu, õnnelikkuse või muu subjektiivse heaolu näitaja kohta ning hinnatakse statistiliselt, kas ja kui palju erineb heaolu sõltuvalt keskkonnaseisundist. Näiteks võib võrrelda, kas parema veekvaliteedi, puhtama suplusvee või veekogu lähedusega piirkondades elavad inimesed hindavad oma eluga rahulolu kõrgemaks kui muus osas sarnased inimesed kehvema keskkonnaseisundiga piirkondades. Keskkonnamuutuse rahalise väärtuse leidmiseks võrreldakse keskkonnaseisundi hinnangulist mõju heaolule sissetuleku mõjuga heaolule. Selle põhjal hinnatakse, kui suur sissetuleku muutus annaks heaolule ligikaudu sama suure mõju kui vaadeldav keskkonnaseisundi paranemine või halvenemine. Tulemuseks ei ole otsene turuhind ega inimeste küsitluses väljendatud maksevalmidus, vaid statistiliselt tuletatud rahaline hinnang heaolumõjule.[219]

---

[217] HM Treasury, Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. London, 2002; veebiväljaanne 2013. https://www.gov.uk/government/publications/green-book-supplementary-guidance-stated-preference-techniques, vaadatud 7.06.2026; Green Book 2026, p-d 8.17–8.20.

[218] SEEA EA 2021, p-d 9.45–9.64; OECD 2018, ptk 4–5. Kulupõhise meetodi kasutamisel tuleb vältida oletust, et tehtud või kavandatud kulu võrdub automaatselt heaolukaoga.

[219] HM Treasury, Wellbeing Guidance for Appraisal: Supplementary Green Book Guidance. London, 2021. https://www.gov.uk/government/publications/green-book-supplementary-guidance-wellbeing, vaadatud 7.06.2026; Green Book 2026, p-d 8.21–8.24.

6. **Väärtuse või kasude ülekandmine (*value/benefit transfer*).** See ei ole iseseisev esmane väärtustamismeetod, vaid varasemate hindamisuuringute tulemuste kasutamine uues asukohas või poliitikaolukorras. Üle kanda võib üksikväärtuse, kohandatud ühikuväärtuse või statistilise väärtusfunktsiooni. Kohandamisel tuleb arvestada vähemalt elanikkonna sissetuleku, mõjutatud inimeste arvu, keskkonnamuutuse ulatuse, veekogu tüübi, asendusvõimaluste, kauguse ja ajaga. Meetod on kiirem ja odavam kui uus esmane uuring, kuid ülekandeviga võib olla suur, kui lähte- ja sihtjuhtum ei ole piisavalt sarnased.[220]

Praktikas kombineeritakse meetodeid vastavalt hinnatavale keskkonnamuutusele, väärtuse liigile, otsuse eesmärgile ning andmete ja ressursside olemasolule. Monetiseerimist kasutatakse eeskätt poliitika, programmi või projekti kulude ja tulude analüüsis, meetmevariantide võrdlemisel, kahjude ulatuse kirjeldamisel ning looduskapitali ja ökosüsteemiteenuste analüüsis. Keskkonnatasude ja muude SMP instrumentide määramisel kasutatakse otsest monetiseeritud piirkahju harvem, sest konkreetse kasutaja koormuse, veekogumi seisundimuutuse ja ühiskondliku heaolukao vahelise seose hindamine on andmemahukas ja ebakindel. Monetiseeritud väärtusi saab siiski kasutada tasumäärade põhjendamisel, instrumentide proportsionaalsuse kontrollimisel ja alternatiivsete poliitikalahenduste võrdlemisel.[221] (vt monetiseerimise detailsemaid võimalusi teadusuuringute ja eksperdikirjanduse alusel ning praktilist kasutust välisriikides koormusklasside kaupa ptk 6).

3.5 Vastused, valikud ja instrumendid veepoliitikas

DPSIR-mudelis viitab vastuse (*response*) mõiste kõige üldisemale keskkonnapoliitika tasandile, mille raames sõnastatakse ja prioriseeritakse keskkonnakoormusest ja negatiivsetest mõjudest tulenevad probleemid, seatakse eesmärgid ja tehakse poliitikavalikud nende eesmärkide suunas liikumiseks ning kujundatakse poliitikainstrumendid (meetmed) valikute elluviimiseks[222]. Vastused ja nendega seotud instrumendid võivad olla suunatud kõigile teistele DPSIR-mudeli komponentidele - inimtegevusele kui surveteguritele, keskkonnakoormusele, veekogumite seisundile ja mõjudele.

See, kuivõrd suures ulatuses (inimtegevuse, koormusklasside kaetus jms mõttes) määratletud probleemide lahendamisel ja seatud eesmärkide saavutamisel tugineda „saastaja maksab“

[220] OECD 2018, ptk 5; SEEA EA 2021, ptk 9.5.
[221] OECD, Cost recovery for water services under the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 246, OECD Publishing, Paris, 2024, lk 30–35, tabel 3.1. Edaspidi: OECD 2024. https://doi.org/10.1787/e2a363e3-en, vaadatud 7.06.2026; OECD 2024, lk 40–41.
[222] Peter Kristensen, The DPSIR Framework. Paper presented at the 27-29 September 2004 workshop on a comprehensive / detailed assessment of the vulnerability of water resources to environmental change in Africa using river basin approach. UNEP Headquarters, Nairobi, Kenya, https://fis.freshwatertools.eu/files/MARS_resources/Info_lib/Kristensen(2004)DPSIR%20Framework.pdf

põhimõttele ja vastavatele instrumentidele ning kuivõrd on muud (nn „saastajale makstakse“) instrumendid tõhusamad, on oluliseks poliitikavalikuks. Alljärgnevalt antakse üldine ülevaade peamistest „saastaja maksab“ põhimõtte elluviimise poliitikainstrumentidest ning nende peamistest alternatiividest veevaldkonnas.

3.5.1 SMP poliitikainstrumendid

3.5.1.1 Tasud ja maksud

Finantskorralduslikult eristatakse tasusid ja makse: tasu peaks üldjuhul olema seotud konkreetse teenuse, kasutuse, koormuse või kuluga, samal ajal kui maks on kohustuslik ja vastusoorituseta makse üldiste avalike kulude katteks[223]. Keskkonnapoliitika praktikas käsitletakse makse, tasusid ja kasutus- või saastetasusid siiski sageli ühiselt majandushoobadena, sest nende mõju avaldub eeskätt hinnasignaali kaudu. Ka keskkonnamaksu mõistel on erinevaid tõlgendusi - see võib tähendada nii maksu/tasu, mille maksubaasiks on (potentsiaalne) negatiivne mõju looduskeskkonnale, kui ka kitsamalt maksu, mille kasutus on suunatud (*earmarked*) keskkonnavaldkonda[224].

Veemajanduses täidavad keskkonnatasud ja -maksud kolme põhifunktsiooni:

1. Internaliseeriv funktsioon – keskkonnakulud muudetakse majandusotsuste osaks;
2. Käitumuslik funktsioon – luuakse stiimul saastamise ja ressursikasutuse vähendamiseks;
3. Tulufunktsioon – tagatakse rahastamine veemajanduse meetmetele ja taristule.

Alljärgnevalt antakse ülevaade olulisematest tasude ja maksude liikidest keskkonnakoormuse liigi ja tasude arvestuse alusel.

3.5.1.1.1 Veevõtutasud

Tasu vee võtmise (*abstraction*) eest pinnaveest või põhjaveest. See tasu peaks katma ressursikulu (vee alternatiivkasutuse väärtuse) ning keskkonnakulud (nt mõjud ökosüsteemidele, põhjavee tasemele ja põhjaveekogumite taastumisvõimele). Veevõtutasude arvestuse aluseks on üldjuhul vee maht (m^3/a, m^3/ööpäev), mida võidakse diferentseerida veekasutuse otstarbe, veekogumi liigi (pinna- või

[223] Revenue Statistics 2025. Disentangling Personal Income Tax Revenue in OECD Countries https://www.oecd.org/en/publications/2025/12/revenue-statistics-2025_07ca0a8e/full-report/the-oecd-classification-of-taxes-and-interpretative-guide_c852c459.html

[224] Environmental taxes – A statistical guide. 2024 edition. Publications Office of the European Union, 2024 https://ec.europa.eu/eurostat/documents/3859598/18358719/KS-GQ-23-016-EN-N.pdf/

põhjavesi), piirkonna või veekogumi veestressi ja sesoonsuse järgi. Veevõtu tasu on üheks komponendiks veeteenuse tariifi kujunemisel. Vee-ettevõte maksab veevõtu eest riigile tasu ning selle maksmiseks saadakse raha läbi veeteenuse hinna joogivee- ja kanalisatsiooniteenuse kasutajatelt.

3.5.1.1.2 Saastetasu ehk heitvee ärajuhtimise tasu

Tasu saasteainete veekogusse juhtimise eest on suunatud veekogumite keemilise ja ökoloogilise seisundi kaitsele. Saastetasu arvestusalus on tavaliselt aruandeperioodil keskkonda juhitud saasteaine mass ehk saastekoormus, mis leitakse heitvee mahu ja saasteaine kontsentratsiooni põhjal ning väljendatakse näiteks kilogrammides või tonnides. Arvestusperiood ei ole siiski kõikjal aasta: tasu võib deklareerida ja tasuda ka kvartali või muu perioodi kaupa, kuigi lubades, statistikates ja rahvusvahelistes võrdlustes esitatakse koormus sageli aastakoormusena. Kõik tasustatavad näitajad ei ole seejuures massipõhised. Näiteks normivahemikust väljas pH puhul kasutatakse eraldi arvestusloogikat.[225] Saastetasu on üheks komponendiks reovee ärajuhtimise tariifi kujunemisel.

3.5.1.1.3 Tasud muude veekasutuste eest

Muudest veekasutustest on konkreetse teenuse ja veekasutusega seostatav ja praktikas laiemalt tasustatud veel paisude poolt põhjustatud hüdromorfoloogiline koormus. 2015. aasta koonduuringu alusel[226] rakendati hüdroenergia tootmisega kaasnevale paisutamise tasusid 11 Euroopa riigis (sh Lätis).

Tasu määramisel saab kasutada kas tehnilis-majanduslikku alust (nt hüdroelektrijaama brutovõimsust, toodetud energiat, kasutatavat langust) või keskkonnapõhist alust (nt mõjutatud jõelõigu pikkust, ökoloogilise voolu puudujääki, kalade rändetõkke mõju ja vajalike leevendusmeetmete maksumust). Näiteks Šveitsis on tasumäärad seotud keskmistatud tootmisvõimsusega:

> *Tasu aastasumma arvutamine põhineb rajatise keskmisel brutovõimsusel kilovattides ning kantonite poolt Šveitsi frankides kilovati kohta kehtestatud veekasutustasul bruto-võimsuse alusel. Keskmine brutovõimsus arvutatakse kasutatava veemahu ja veetasemete kõrguste vahe ehk languse alusel[227].*

Lätis maksustatakse hüdroelektrijaamas elektri tootmiseks kasutatud ehk hüdrotehnilisest rajatisest läbi juhitud vee tegelikku mahtu. Kui veemahtu ei mõõdeta vahetult, arvutatakse see vee kasutusloas

---

[225] Keskkonnatasude seadus, RT I 2005, 67, 512, §§ 17 ja 20. Edaspidi: KeTS. https://www.riigiteataja.ee/akt/KeTS, vaadatud 7.06.2026; OECD, Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services, OECD Publishing, 2010, lk 24–25. Edaspidi: OECD 2010. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2010/03/pricing-water-resources-and-water-and-sanitation-services_g1ghc680/9789264083608-en.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[226] Andrei Covatariu, Water tax for Hydroelectric Power Plants, December 2015 https://www.epg-thinktank.org/wp-content/uploads/2022/02/57-EPG_2015-12-24_Andrei-Covatariu_Water-tax-for-HPPs.pdf

[227] https://www.bfe.admin.ch/bfe/en/home/supply/renewable-energy/hydropower/water-usage-levy.html/

ette nähtud metoodika või õigusaktis sätestatud valemi alusel. Valemis tuletatakse kasutatud vee maht toodetud elektrienergia kogusest, veetasemete vahest ehk hüdraulilisest langust ning hüdroagregaadi keskmisest kasutegurist (see väljendab vaadeldaval perioodil toodetud elektrienergia ja turbiini läbinud vee teoreetilise hüdroenergia suhet ning arvestab turbiinis, generaatoris ja muudes seadmetes tekkivaid energiakadusid). Kui kasutegurit ei saa tehnilise dokumentatsiooniga tõendada, kasutatakse arvestuses standardset väärtust 0,75.[228]

Prantsusmaal kehtis 1. jaanuarist 2008 kuni 1. jaanuarini 2020 jõgede tõkestamise tasu (redevance pour obstacle sur les cours d'eau). Tasu maksid sellise rajatise omanikud või valdajad, mis moodustas jõe kahe kalda vahel pideva tõkke. Tasust olid vabastatud hüdroelektrijaamade koosseisu kuuluvad rajatised, kui nende suhtes rakendati hüdroenergia tootmiseks kasutatud vee võtmise tasu, samuti rajatised, mille paisutuskõrgus oli alla viie meetri, ja rajatised jõgedel, mille keskmine vooluhulk oli alla 0,3 m^3/s. Tasu eesmärk oli arvestada paisude ja lävede mõjuga jõe ökoloogilisele sidususele: need rajatised võivad takistada kalade liikumist ja setete transporti, muuta voolu- ja põhjaveerežiimi ning häirida jõeökosüsteemi toimimist. Maksustatav näitaja arvutati paisutuskõrguse, jõe keskmisest vooluhulgast sõltuva vooluhulgakoefitsiendi ning tõkestuskoefitsiendi korrutisena. Tõkestuskoefitsient väljendas rajatise läbitavust kaladele ja setetele ning oli väiksem rajatisel, mis võimaldas kalade läbipääsu ja setete liikumist. Selline ülesehitus pidi looma majandusliku stiimuli rajatise ümberehitamiseks või paremaks käitamiseks.[229] Tasu kaotati alates 1. jaanuarist 2020. Prantsusmaa parlamendile esitatud põhjenduse kohaselt oli süsteem keerukas ja selle fiskaalne tulemus väga väike: 2012. aastal laekus kogu riigis ligikaudu 280 000 eurot. Prantsusmaa rahandusinspektsioon soovitas 2014. aasta aruandes tasu kaotada ning parlamendi materjalides märgiti, et väikese laekumise tõttu ei saavutatud ka soovitud käitumuslikku mõju.[230]

3.5.1.1.4 Sisendipõhised tasud ja maksud hajureostuse korral

Hajureostuse puhul on konkreetse saastaja tegelikku heidet sageli keeruline või ebaproportsionaalselt kulukas mõõta. Seetõttu kasutatakse majandushoobadena muu hulgas toote-, sisendi-, maakasutus- ja bilansipõhiseid makse või tasusid. Nende maksubaas ei mõõda täpselt veekogusse jõudnud saastekoormust ega keskkonnakahju, vaid toimib saasteriski asendusnäitajana olukorras, kus otsene

[228] Läti Vabariigi ministrite kabineti 19.06.2007 määrus nr 404 „Kārtība, kādā aprēķina un maksā dabas resursu nodokli, izsniedz dabas resursu lietošanas atļauju un auditē apsaimniekošanas sistēmas", p-d 21.1–21.5. https://likumi.lv/ta/id/159270-kartiba-kada-aprekina-un-maksa-dabas-resursu-nodokli-izsniedz-dabas-resursu-lietosanas-atlauju-un-audite-apsaimniekosanas-sistemas, vaadatud 7.06.2026.
[229] Prantsusmaa keskkonnaseadustik (Code de l'environnement), endine art L. 213-10-11, kehtinud 1.01.2008–1.01.2020. https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000006833069/2013-04-01, vaadatud 7.06.2026; Prantsusmaa avaliku teenistuse portaal, „Redevance pour obstacle sur les cours d'eau. Notice explicative du formulaire de déclaration", vormi nr 13726 selgitus nr 51309#03, lk 1–2. https://www.formulaires.service-public.fr/gf/getNotice.do?cerfaFormulaire=13726&cerfaNotice=51309, vaadatud 7.06.2026.
[230] Prantsusmaa Rahvusassamblee, 2019. aasta eelarveseaduse eelnõu muudatusettepanek nr I-2240, põhjendus; selles viidatakse Inspection générale des finances'i 2014. aasta veebruari aruandele nr 2013-M-095-02. https://www.assemblee-nationale.fr/dyn/15/amendements/1255A/AN/2240, vaadatud 7.06.2026; Loi n° 2018-1317 du 28 décembre 2018 de finances pour 2019, art 195 V.

heitepõhine maksustamine ei ole teostatav. Instrumentide eesmärk on muuta suurema keskkonnariskiga sisendid ja tegevused kallimaks ning suunata tootjaid väiksema riskiga toodete, tehnoloogiate ja majandamisvõtete kasutamisele.[231] Veemajanduses tähendab see eeskätt selliste sisendite maksustamist, mille kasutamine on tugevasti seotud vee kvaliteedi halvenemise riskiga: mineraalväetised, lämmastik ja fosfor, pestitsiidid, fosfaate sisaldavad puhastusvahendid, intensiivne loomapidamine või vett ja valglat koormav maakasutus.

Pestitsiidid

Pestitsiididega seotud maksude ja tasude eesmärk on vähendada taimekaitsevahendite kasutamisest tulenevaid tervise- ja keskkonnariske. Maksustamisalus võib olla toote hind, müüdud toimeaine kogus või aine riskiprofiil. Euroopa riikidest on pestitsiidimaks kehtestatud Prantsusmaal, Taanis, Norras ja Rootsis[232]. Nende riikide praktika üldistusena on järeldatud, et ühetaoliste ja madalate maksumäärade käitumuslik mõju on sageli piiratud. Riskipõhine diferentseerimine võib seevastu suunata kasutajaid asendama suurema riskiga preparaate väiksema riskiga toodetega. Samas ei taga ka diferentseeritud maks automaatselt pestitsiidide kogukasutuse ega vees tuvastatavate jääkide vähenemist, sest tulemust mõjutavad muu hulgas asendusvalikud, põllumajandustehnoloogia, ilmastik, regulatiivsed piirangud ja varude soetamine enne maksumuudatust.[233]

Taani diferentseeritud pestitsiidimaks

Taani asendas 2013. aastal pestitsiidide väärtuspõhise maksu koormus- ja riskipõhise süsteemiga. Maksukoormus sõltub preparaadi hinnangulisest mõjust inimtervisele, loodusele ja põhjaveele. Süsteemi keskne eesmärk ei ole üksnes müüdud koguse vähendamine, vaid pestitsiidikoormuse vähendamine ohtlikumate toodete asendamise kaudu.[234]

Vastavalt maksuinstrumendi järelhindamise tulemuste alusel vähendas maks pestitsiidikoormust umbes 16%, peamiselt seeläbi, et tootjad asendasid diferentseeritud maksumääradest tulenevalt ohtlikumaid preparaate vähem kahjulikega[235]. Hindamisuuringu autorid on tulemuste tõlgendamisel ettevaatlikumad kui riiklik keskkonnaagentuur ning näevad ka kaasnevaid mõjusid ja riske põllumajandussektorile. Leiti, et väga suur erinevus toodete maksukoormuses võib tõrjuda osa

[231]OECD, Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, 2017, lk 23–31 ja 103–112. Edaspidi: OECD 2017. https://www.oecd.org/en/publications/diffuse-pollution-degraded-waters_9789264269064-en.html, vaadatud 7.06.2026.
[232] Thomas Böcker and Robert Finger (2017) European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments
[233]Thomas Böcker ja Robert Finger, „European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments“, Sustainability, 8(4), 2016, art 378, lk 12–15. Edaspidi: Böcker ja Finger 2016. https://doi.org/10.3390/su8040378, vaadatud 7.06.2026.
[234]Taani Keskkonnakaitseamet, „Pesticide tax“. https://eng.mst.dk/chemicals/pesticides/pesticide-tax, vaadatud 7.06.2026.
[235] Helle Ørsted Nielsen, Maria Theresia Hedegaard Konrad, Anders Branth Pedersen, Steen Gyldenkærne (2023) Ex-post evaluation of the Danish pesticide tax: A novel and effective tax design

preparaate turult, kuid tekitada ka kõrvalmõjusid, näiteks teiste toimeainete intensiivsema kasutamise või resistentsusriski.[236]

Norra riskiklassidel põhinev pestitsiidimaks

Norras kehtib pestitsiididele keskkonna- ja terviseriski järgi diferentseeritud maks, kus professionaalse kasutuse preparaadid jagunevad viide klassi ning ohtlikumad tooted maksustatakse kõrgemalt. Norra Toiduohutusamet kirjeldab eesmärgina kõrgeima riski toodete kasutuse vähendamist. Kutseliseks kasutuseks mõeldud toodete puhul sõltub maksu suurus taimekaitsevahendite tervise- ja keskkonnaomadustest (viis erinevat klassi), mis tähendab, et kõige kahjulikumatele toodetele kehtivad suhteliselt kõrgemad maksud. Mitteprofessionaalseks kasutuseks ehk koduaedades kasutatavatele toodetele kohaldatakse kahte erinevat maksuklassi.[237]

Euroopa võrdlusuuring[238] leidis, et Norras on pärast diferentseeritud skeemi kasutuselevõttu toimunud nihe vähem ohtlike toodete suunas, kuid samas rõhutatakse, et madalad maksumäärad ei pruugi tervikuna vähendada pestitsiidisisendit ega viia automaatselt väiksemate veejäägikontsentratsioonideni. Norra kogemus näitab nihet väiksema riskiga toodete poole, kuid tuvastatud jääkide üldarv (st juhtumid, kus piirväärtust ei ületata) ei vähenenud ning esile kerkisid probleemid uuemate toimeainetega (näiteks prothiokonasooli, imidaklopriidi ja aklonifeeni jääkide suurenemine).

Prantsusmaa pestitsiidide hajureostustasu

Tasu alus on müüdud klassifitseeritud toimeaine kogus ning määr sõltub aine toksilisusest ja ohtlikkusest; eesmärk on muuta käitumist ja vähendada või lõpetada pestitsiidide kasutust. Tasu haldavad regionaalseid veeagentuurid.[239] Tasu hõlmab kõiki taimekaitsevahendite (fungitsiidid, herbitsiidid, insektitsiidid, töödeldud seemned) ostjaid. Tasumiskohustus tekib Prantsusmaal taimekaitsevahendite turustajale või kasutajale (põllumajandustootja või ostja), kes tarnib neid välismaale.

---

[236] Helle Ørsted Nielsen, Maria Theresia Hedegaard Konrad, Anders Branth Pedersen ja Steen Gyldenkærne, „Ex-post evaluation of the Danish pesticide tax: A novel and effective tax design“, Land Use Policy, 126, 2023, art 106549. https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106549, vaadatud 7.06.2026; Böcker ja Finger 2016, lk 12–15.

[237] https://www.mattilsynet.no/en/plants/calculation-of-environmental-taxes-for-plant-protection-products

[238] Böcker, Thomas; Finger, Robert, European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis ofExperiences and Developments. Sustainability 8(4), https://doi.org/10.3390/su8040378 https://www.research-collection.ethz.ch/server/api/core/bitstreams/ebcfe2b8-eac5-415f-b9da-2c1aa5cd0407/content

[239] https://aides-redevances.eau-loire-bretagne.fr/home/redevances/entreprises/pollutions-diffuses.html

Euroopa võrdlusuuring[240] märgib, et riik ei ole saavutanud oma pestitsiidikasutuse vähendamise eesmärke ning pestitsiidikasutus on mitmel perioodil hoopis kasvanud. Seega on Prantsusmaa puhul raske väita, et tasu oleks seni andnud tugeva ja selgelt mõõdetava vähenemise veekeskkonna koormuses. Prantsusmaa kogemus osutab, et madalama või pehmema disainiga sisendtasu üksi ei pruugi olla piisav pestitsiidide kasutuse vähendamiseks.

Alandatud käibemaks pestitsiididele

Mitmetes riikides (nt Poola, Rumeenia)[241] on pestitsiididele kui põllumajandustootmise sisenditele kehtestatud vähendatud käibemaksumäärad, mille mõju ei ole kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega. Selliste riikide arv on ajas vähenenud ning EL-i käibemaksudirektiivi üleminekusätted seavad keskkonnakahjulike kaupadele, sh keemiliste pestitsiididele, vähendatud määrade või maksuvabastustele ajalise piir - see on lubatud kuni 2032. aasta alguseni.

Toitained

Taani loomasööda fosforimaks

Taanis kehtestati 2005. aastal kaubandusliku loomasööda mineraalse fosfori maks määraga DKK 4/kg P, eesmärgiga vähendada põllumuldade fosforiga küllastumist ja fosfori leostumist pinnavette. Loomasööda fosforimaks lepiti kokku osana laiemast meetmepaketist, mille eesmärk oli tegeleda Taani pinnavee reostusega. See pakett kujutas endast 1987. aastal alguse saanud ambitsioonika riikliku kava „Vandmiljøplanen" (veekeskkonna tegevuskava) kolmandat etappi, mille eesmärk oli vähendada pinnavee toitainereostust.

Maks kehtib imporditud ja kodumaal toodetud loomasöödafosfaatidele, mida kasutatakse põllumajandusloomade söötmiseks. Kõik muud kasutusotstarbed, näiteks lemmikloomatoit, on maksust vabastatud. Maksustamisaluseks on loomasöödafosfaatides sisalduva mineraalse fosfori mass. Maks rakendub müügihetkel ning seda hallatakse käibemaksuga sarnasel viisil. Omatoodetud loomasööt on maksust vabastatud[242].

Hindamiste põhjal vähenes mineraalse fosfori kasutus pärast maksu kehtestamist, kuid vähem kui eelhinnangutes prognoositi ning osa vähenemisest oli alanud juba varem. Maks aitas parandada sööda fosforikasutuse tõhusust ja toetas tehnoloogilist asendust, kuid põllumajanduse fosforiülejäägi üldine

[240] Thomas Böcker and Robert Finger (2016) European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments. Sustainability 8(4), https://doi.org/10.3390/su8040378 https://www.research-collection.ethz.ch/server/api/core/bitstreams/ebcfe2b8-eac5-415f-b9da-2c1aa5cd0407/content

[241] Samas

[242] Mikael Skou Andersen (2022a) Animal feed mineral phosphorus tax in Denmark. https://ieep.eu/wp-content/uploads/2022/12/DK-Phosphorus-Tax-final.pdf

vähenemine tulenes mitme meetme koosmõjust. Kogemus näitab, et kitsalt sihitud sisendimaks võib mõjutada konkreetset sisendit ja tehnoloogilist valikut, kuid veekogude seisundi parandamiseks tuleb seda rakendada osana laiemast toitainete meetmepaketist.[243]

Rootsi mineraalväetise maks

Rootsis kehtis perioodil 1984-2009 mineraalväetise maks, mis sisaldas lämmastiku ja kaadmiumi komponenti. Väetisemaks moodustas kuni 20% mineraalväetiste kuludest[244].

Maksu lämmastikukomponendi kehtestamise eesmärk oli vähendada lämmastiku leostumist ning seeläbi leevendada eutrofeerumist ja põhjavee nitraadikoormust. Maks tühistati sektoraalse kompromissina, samaaegselt põllumajandustootjatele kehtinud vähendatud diislikütuse maksumäära tõstmisega. Need muudatused peegeldasid seda, kuidas pinnavee kvaliteedi küsimused olid poliitilistes aruteludes jäänud tagaplaanile võrreldes kliimamuutustega seotud muredega.[245]

Maksu kaotamise üheks argumendiks oli see, et maksu positiivsed keskkonnamõjud olid rahandusministeeriumi hinnangul mõõdukad - lämmastiku leostumine vähenes maksu puhasmõjul 1500 tonni võrra aastas ehk u 1% ulatuses. Rootsi Konjunktuuriinstituut 2014. aasta analüüsi tulemusel oli mõju siiski suurem - u 6% väiksem lämmastiku kogukasutus[246].

Maksu kaadmiumikomponendi osas leidsid valitsuse mõjuhinnangud, et kaadmiumimaks oli väga tõhus. Fosforitonni keskmine kaadmiumisisaldus vähenes 1995. aasta 25 grammilt 2000. aastaks vähem kui 10 grammini. Kaadmiumimaksul oli tugev stiimuliefekt, sest põllumajandustootjad, kes kasutasid madala kaadmiumisisaldusega väetist (alla 5 g), said maksu tasumisest hoiduda . [247]

Varasemalt kehtis Rootsis ka fosforimaks, kuid see kaotati järk-järgult juba 1994. aastaks, kuna 50% vähendamise eesmärk oli saavutatud. Kahel esimesel aastal pärast maksu kaotamist suurenes fosfori tarbimine enam kui 20% , kuid seejärel vähenes osaliselt kaadmiumimaksu kehtestamise tõttu . Kuigi

[243]Andersen 2022a.
[244] Mikael Skou Andersen (2022b) The nitrogen mineral fertilizer tax in Sweden. https://ieep.eu/wp-content/uploads/2022/12/SE-Fertilizer-tax-final_REV.pdf
[245] Emma Watkins, Patrick ten Brink, Sirini Withana, Daniela Russi, Andrea Illes, Konar Mutafoglu, Sarah Ettlinger, Mikael Skou Andersen and Anders Branth Pedersen. Capacity building, programmatic development and communication in the field of environmental taxation and budgetary reform. Final Report. 2017. European Commission
[246] Mikael Skou Andersen 2022b
[247] OECD, Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice and Results. OECD Publishing, 2005, lk 116.

kaadmiumimaksu ei rakendatud fosfaatväetiste kasutuse vähendamiseks, arvatakse, et sellel oli nende tarbimisele siiski negatiivne mõju[248].[249],[250],[251]

3.5.1.1.5 Keskkonnabilansil põhinevad tasud

Keskkonnabilansil põhinev tasu ei määrata üksnes sisendite või keskkonnakoormuse näitajate väärtuse alusel eraldi, vaid tegevuse mõõdetava keskkonnabilansi järgi: kui palju loodusressurssi võetakse, kui palju keskkonda koormatakse, kui suur osa koormusest jääb vältimata ning milliseid kulusid see ühiskonnale, ökosüsteemidele või avalikule sektorile tekitab.

Sellise tasu rakendamise konkreetse näite pakub Madalmaades 1998-2003 kehtinud MINAS instrument ehk põllumajandustootjatele kehtinud toitainete bilansil põhinev tasu. Süsteemi eesmärgiks oli võidelda sõnniku ja väetiste põhjustatud reostusega. See kohustas põllumajandustootjaid koostama põllumajandusettevõtte sisend-väljundbilansi lämmastiku ja fosfaadi kohta. Kui toitainete ülejääk ettevõtte tasandil ületas kehtestatud standardse kaonormi, pidid põllumajandustootjad maksma tasu. Tasuvaba standardse kao suurus sõltus põllumaa või karjatatava rohumaa pindalast ning mulla omadustest, mis määravad selle vastuvõtlikkuse nitraatide leostumisele[252].

Meetme hindamisanalüüs toob kokkuvõttes instrumendi mõjude kohta keskkonnakoormuse muutusele välja järgmist. MINAS aitas vähendada toitainete ülejääke, eriti piimakarjakasvatuses, kuid selle keskkonnatulemus jäi ebaühtlaseks. Kaonormid ja arvestuslikud koefitsiendid ei olnud alati piisavalt ranged või täielikud, et tagada vee kvaliteedi eesmärkide saavutamine.[253]

MINAS'e rakendamisega kaasnes olulist halduskulu. Maksusüsteemina tuli kontrollida kõiki MINAS-e deklaratsioone ning teavitada põllumajandustootjaid otsusest, kas nad peavad tasu maksma või mitte. Kontrolli tehti sõltumata sellest, kas põldude liigväetamise risk oli suur või mitte. Viivitused deklaratsioonide menetlemisel ja kõrged sõnniku käitlemise hinnad vähendasid loomakasvatajate toetust MINAS-ele. Selle tulemuseks olid õigusvaidlused ja halduskulude suurenemine[254]. Poliitikainstrument asendati 2006. aastal süsteemiga, mis põhineb lämmastiku ja fosfaadi

[248] Samas
[249] Naturvårdsverket, Environmental Taxes in Sweden: Economic Instruments of Environmental Policy, 1997, lk 67.
[250] Nordic Council of Ministers, The Use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 1999–2001, 2002.
[251] Patrik Söderholm ja Anna Christiernsson, „Policy Effectiveness and Acceptance in the Taxation of Environmentally Damaging Chemical Compounds", Environmental Science & Policy, 11(3), 2008, lk 240–252.
[252] Martha van Eerdt, Hans van Grinsven, Jaap Willems, Kees Schotten, 2004: A review of Dutch manure and fertiliser policy
[253]Euroopa Kohtu otsus 2.10.2003, komisjon vs. Madalmaad, C-322/00, ECLI:EU:C:2003:532; van Eerdt jt 2004; S. A. L. Wright, „The failure of the Dutch MINAS policy: a transaction cost analysis", WIT Transactions on Ecology and the Environment, 98, 2006, lk 107–116. https://doi.org/10.2495/EEIA060111, vaadatud 7.06.2026.
[254] Samas

laotusnormidel sõnniku ja väetiste kasutamisel. Selle põhjuseks oli Euroopa Ühenduste Kohtu 2003. aasta otsus, mille kohaselt Madalmaad ei olnud Euroopa nitraadidirektiivi nõuetekohaselt rakendanud, MINAS-t ei peetud sobivaks bilansipõhiseks lähenemiseks.

Osaliselt võib keskkonnabilansiliseks maksuna käsitleda ka Taani diferentseeritud pestitsiidimaksu, kus sisendkoormuse kõrval arvestatakse maksumäära arvutamisel ka pestitsiidi saastekoormuse indikaatori väärtusega, mis kombineerib mõjud inimtervisele, pestitsiidi akumuleerumise ja põhjavette sattumise riski tõenäosuse ning toksilisuse ökosüsteemidele[255].

3.5.1.1.6 Keskkonnaseisundipõhised maksuskeemid (*ambient schemes*)

Keskkonnaseisundipõhise ehk ambient-skeemi puhul sõltub makse või toetus vastuvõtvas keskkonnas mõõdetud saastetasemest, mitte iga saastaja individuaalselt mõõdetud heitest. Teoreetiliselt võib selline skeem anda hajureostuse vähendamiseks stiimuli olukorras, kus individuaalseid heiteid ei ole võimalik jälgida. Klassikalises mudelis rakendub makse kõigile määratletud piirkonna võimalikele saastajatele, kui seirepunktis ületatakse sihttase; sihttasemest parema tulemuse korral võib süsteem ette näha toetuse.[256]

Skeemi peamine puudus on kollektiivne vastutus. Maksukohustus võib tekkida ka ettevõtjal, kelle tegelik panus oli väike või kes rakendas nõuetekohaseid saaste vähendamismeetmeid, sest mõõdetud tulemust mõjutavad teiste tegevus ja looduslik varieeruvus. Valesti kujundatud süsteemis võivad kogumaksed ületada hinnatud ühiskondlikku kahju ning fikseeritud grupitrahv suurendab õiglus- ja proportsionaalsusprobleeme. Teoreetilises kirjanduses on pakutud eelarvetasakaalulisi ja individuaalse seirega kombineeritud variante, kuid need muudavad skeemi keerukamaks.[257]

Praktilises veepoliitikas on seetõttu realistlikum kasutada veekogumi seisundit koormus-, sisendi- või maakasutuspõhise tasu määra korrigeeriva tegurina, mitte ainsa maksekohustuse alusena. Näiteks võib tundliku või halvas seisundis veekogumi valgalal kohaldada kõrgemat määra, rangemat lävendit või sihitud toetust. Selline lahendus säilitab seose konkreetse tegevuse ja rahalise kohustuse vahel, kuid võtab arvesse ka vastuvõtva keskkonna haavatavust.

[255] Danish National Actionplan on Pesticides 2017 - 2021. Facts, caution and consideration. October 2017, Ministry of Environment and Food of Denmark https://food.ec.europa.eu/system/files/2019-03/pesticides_sup_nap_dan-rev_en.pdf

[256] Anastasios Xepapadeas, „The Economics of Non-Point-Source Pollution“, Annual Review of Resource Economics, 3, 2011, lk 355–373. Edaspidi: Xepapadeas 2011. https://wpa.deos.aueb.gr/docs/NPS.Pollution.pdf, vaadatud 7.06.2026; Kathleen Segerson, „Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control“, Journal of Environmental Economics and Management, 15(1), 1988, lk 87–98.

[257] Xepapadeas 2011, lk 365–370; François Cochard, Marc Willinger ja Anastasios Xepapadeas, „Efficiency of Nonpoint Source Pollution Instruments: An Experimental Study“, Environmental and Resource Economics, 30, 2005, lk 393–422; Katrin Millock ja François Salanié, „Nonpoint Source Pollution When Polluters Might Cooperate“, Topics in Economic Analysis & Policy, 5(1), 2005.

3.5.1.2 Emissioonide kauplemissüsteemid (tradable emission permits)

Emissioonide kauplemissüsteemid toimivad veevaldkonnas sarnastel põhimõtetel teiste keskkonna emissioonide kauplemissüsteemidega, millest mõjusaimad ja ulatuslikuimad on KHG kauplemissüsteemid[258]. Erinevus on see, et veevaldkonnas rakendatakse kauplemissüsteeme veekogu ja valgala põhiselt. Süsteemiga kaetud veekogule või valgalale (nende keskkonnaseisundit arvestav) määratakse lubatav kogukoormus (toitained, BHT, sette jms) ning see jagatakse üksikute koormusallikate vahel lubadeks, ühikuteks või krediitideks, millega saab teatud tingimustel kaubelda. Alternatiivse lahendusena määratakse igale keskkonnakasutajale baastase ning krediiti saadakse koguste vähendamisel sellest baastasemest. Kauplemissüsteemide põhieesmärk on saavutada veekvaliteedi eesmärk kulutõhusalt. Koormust vähendavad rohkem need saastajad, kellel on seda odavam teha, ning need, kellel vähendamine on kallim, saavad osta vähendamisühikuid teistelt. Keskkonnaeesmärk jääb samaks, kuid selle saavutamise viis muutub paindlikumaks.

Praktilised näited kauplemissüsteemide rakendamisest pärinevad Uus-Meremaalt, USAst ja Hiinast. Euroopas ei ole kauplemissüsteeme veevaldkonnas teadolevalt rakendatud.

Lake Taupo lämmastikukaubanduse süsteem

Uus-Meremaa Lake Taupo lämmastikukaubanduse süsteem käivitati 2011. aastal ning OECD ja Waikato piirkonnavalitsuse materjalid kirjeldavad seda kui maailma esimest hajureostuse allikate vahel toimivat lämmastiku cap-and-trade süsteemi. Süsteem põhineb valglapõhisel koormuslael, talupõhistel lämmastikukvootidel ja nende kauplemisel[259]. Skeemil on tuvastatud positiivsed keskkonnamõjud - 20% ehk ligikaudu 170 tonni aastase lämmastikuleostumise vähendamise eesmärk saavutati kolm aastat enne tähtaega[260]. Samuti kaasnesid sellega olulised mõjud põllumajandusele ja maakasutusele - domineerivaks arenguteeks on olnud toodangu ja investeeringute vähenemine[261].

Ohio osariigi Great Miami valgala veekvaliteedi kauplemissüsteem

Kauplemissüsteemi eripäraks on see, et kokku toodi punkt- ja hajukoormuse tekitajad. Lahenduse majanduslikuks loogikaks oli rahastada põllumajanduslikke hajureostuse vähendamise meetmeid seal, kus sama saastekoguse vähendamine põllumajanduses oli odavam kui reoveepuhastite tehnoloogiline uuendamine.

[258] https://icapcarbonaction.com/system/files/document/icap-2024-status-report-executive-summary_en_240517.pdf
[259] https://www.oecd.org/en/publications/the-lake-taupo-nitrogen-market-in-new-zealand_5jrtg1l3p9mr-en.html
[260] https://www.interest.co.nz/rural-news/76617/motus-suzi-kerr-reviews-regulatory-mechanism-helped-lake-taup%C5%8D-benefit-faster
[261] E. Anne Spicer, Simon Swaffield, Kevin Moore, Agricultural land use management responses to a cap and trade regime for water quality in Lake Taupo catchment, New Zealand, Land Use Policy, Volume 102, 2021 https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0264837720325382

Skeem põhines vabatahtlikul varasel osalemisel. Vee-ettevõtted panustasid programmi enne seda, kui neile oleks kehtestatud rangemad toitainete heitenormid. Vastutasuks said nad investori staatuse ja soodsamad krediidisuhted tulevaste regulatiivsete kohustuste täitmiseks. Lisaks sõltusid krediidisuhted sellest, kas heide toimus juba kahjustatud või veekvaliteedinõuetele vastavasse veekogumisse. Põllumajandustootjate kaasamiseks süsteemi kasutati pöördoksjoneid - tootjad pakkusid välja, milliseid parimaid majandamispraktikaid nad rakendaksid ja mis hinnaga. Selline oksjon pidi aitama leida madalaima kuluga toitainete vähendused. Krediidid arvutati modelleeritud või tabelarvutusvahendiga hinnatud lämmastiku ja fosfori vähenduste alusel.[262][263]

Hiljem analüüsisid Woodward, Newburn ja Mezzatesta täiendavalt lisanduvuse küsimust ehk seda, kas ostetud põllumajandusmeetmed oleksid toimunud ka ilma kauplemisprogrammi makseteta. Nende 2016. aasta Ecological Economics artiklis leiti, et sobitusmeetodite põhjal ei olnud statistiliselt olulist tõendit, et Great Miami programm oleks suurendanud farmerite kasutatavate kaitsemeetmete arvu võrreldes vastandliku stsenaariumiga. 2016. aastal avaldatud artiklis nenditakse, et kauplemissüsteemiga ei kaasnenud statistiliselt olulisel määral farmerite kasutatavate kaitsepraktikate arvu võrreldes kontrollgrupiga[264].

Hiina veekvaliteedi kauplemissüsteemid

Hiinas on alates 2000. aastatest katsetatud kohalikke ja piirkondlikke veesaaste heitkoguste kauplemise programme, mida võib käsitada veekvaliteedi kauplemissüsteemidena. Nende põhiloogika on kehtestada piirkonna või tegevusala jaoks saasteainete heite ülempiir, jagada või müüa ettevõtjatele heitkoguse ühikuid ning võimaldada ühikute ostmist ja müümist. Ettevõtja, kes vähendab heidet talle eraldatud kogusest rohkem, võib ülejääva õiguse müüa; ettevõtja, kelle vähenduskulu on suurem, saab nõuete täitmiseks ühikuid juurde osta. Hiina katseprogrammides on kaubeldud eelkõige vee orgaanilist reostuskoormust kirjeldava keemilise hapnikutarbe (KHT; COD) ja mõnel juhul ammoniaaklämmastiku heiteõigustega.[265]

[262] Great Miami River Watershed Water Quality Credit Trading Program. Operations Manual. Water Conservation Subdistrict of The Miami Conservancy District https://dam.assets.ohio.gov/image/upload/epa.ohio.gov/Portals/35/WQ_trading/MCD%20Trading%20Program%20Operation%20Manual%20Feb%208%202005.pdf

[263] EPA Water Quality Trading Evaluation Final Report https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-04/documents/wqt.pdf

[264] Richard T. Woodward, David A. Newburn, Mariano Mezzatesta, Additionality and reverse crowding out for pollution offsets in water quality trading, Ecological Economics, Volume 128, 2016, Pages 224-231 https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0921800915301555

[265] Hao Wang, Huub Ploegmakers, Erwin van der Krabben ja Sander Meijerink, „The environmental effectiveness of water quality trading: Evidence from emissions trading programs in China“, Ecological Economics, 224, 2024, art 108277. Edaspidi: Wang jt 2024. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2024.108277, vaadatud 7.06.2026.

Praktikas ei ole tegemist olnud ühe üleriigilise turuga, vaid erineva ülesehitusega kohalike programmidega. Üks varasemaid ja põhjalikumalt uuritud näiteid on Jiaxingi linn Zhejiangis, kus heiteõiguste tasuline kasutamine ja kauplemine kujunes järk-järgult alates 2007. aastast. Kohalik omavalitsus määras ettevõtete lubatud heitkogused, korraldas õiguste esmast jaotamist ning vahendas või kinnitas tehinguid. Seetõttu on süsteemid olnud pigem tugevalt halduslikult juhitud turud kui vabalt toimivad kauplemisturud. Nende eesmärk on olnud hoida kogureostus piiratud tasemel ja suunata heite vähendamine ettevõtetesse, kus seda saab teha väiksema kuluga.[266]

Kauplemissüsteemide eeldatav eelis on paindlikkus ja saaste vähendamise kogukulu alandamine, kuid tulemus sõltub usaldusväärsest heiteseirest, piisavalt rangest ülempiirist, ühikute selgest õiguslikust staatusest, tehingute läbipaistvusest ja toimivast järelevalvest. 2024. aasta empiirilises uuringus võrreldi Hiina programmide allavoolu seirepunkte piirkondadega, kus kauplemisprogramme ei olnud. Uuring ei tuvastanud vaadeldud valimis kauplemisprogrammide selget mõju pinnavee tegelikule kvaliteedile. See tulemus osutab Hiina programmide senise ülesehituse ja rakendamise piirangutele ning vajadusele hinnata lisaks tehingute arvule ka keskkonnaseisundi tegelikku muutust.[267]

3.5.1.3 Vabatahtlikud maksed fondidesse

Saastaja maksab põhimõtte rakendamist võivad toetada fondilahendused, millesse keskkonnakasutajad teevad vabatahtlikke või õigusliku kohustuse täitmise viisina valitavaid makseid ning mille vahenditest rahastatakse keskkonnakahju vähendavaid või veekogumite seisundit parandavaid meetmeid. Fondiskeemide puhul tuleb siiski eristada ettevõtjate endi vabatahtlikult loodud rahastamislahendusi ning avaliku võimu korraldatud skeeme, kus fondi maksmine asendab konkreetse arenduse leevendus- või hüvitamiskohustuse täitmist.

Rootsi hüdroenergia keskkonnafond

Rootsi hüdroenergia keskkonnafond (Vattenkraftens Miljöfond) loodi 2018. aastal hüdroenergiaettevõtjate vabatahtliku koostööna. Fondi rahastavad suuremad Rootsi hüdroenergiaettevõtted ning selle kogumahuks on kavandatud 10 miljardit Rootsi krooni 2018. aasta väärингus. Vahendid on ette nähtud ligikaudu 20 aasta jooksul hüdroelektrijaamade lubade

[266] Hao Wang, Sander Meijerink, Erwin van der Krabben ja Huaguo Yang, „The evolution of markets for water pollution allowances in China: a case study of Jiaxing“, teoses Wicked Problems of Water Quality Governance, Routledge, 2022, lk 183–204. Edaspidi: Wang jt 2022. https://doi.org/10.4324/9781003331438-10, vaadatud 7.06.2026.

[267] Wang jt 2024; Maailmapank ja Development Research Center of the State Council, Watershed: A New Era of Water Governance in China. Synthesis Report, 2019, lk 3 ja 6. https://documents1.worldbank.org/curated/en/888471561036481821/pdf/Watershed-A-New-Era-of-Water-Governance-in-China-Synthesis-Report.pdf, vaadatud 7.06.2026.

ajakohastamise ja tänapäevaste keskkonnatingimuste rakendamisega seotud kulude katmiseks, sealhulgas kalade rändevõimaluste, voolurežiimi ja veekogude hüdroloogilise sidususe parandamiseks.

Fondi haldab eraldi äriühing Vattenkraftens Miljöfond Sverige AB, kuid toetuse saajaks ja meetmete elluviimise eest vastutajaks on üldjuhul konkreetse hüdroelektrijaama või muu hüdroenergiarajatise käitaja. Riikliku lubade ajakohastamise kava alla kuuluv käitaja kavandab keskkonnameetmed, valib konsultandid ja töövõtjad ning taotleb fondilt abikõlblike kulude hüvitamist. Fond võib katta kuni 85% loa läbivaatamise ja kohtu määratud keskkonnakohanduste põhjendatud kuludest; käitaja kannab ülejäänud omaosaluse ning vastutab meetmete kulutõhusa elluviimise, tõendamise ja tähtajaks lõpetamise eest. Hüvitamine eeldab fondiga kooskõlastatud menetlus- ja rakenduskava ning dokumenteeritud, mõistlikke ja turutingimustele vastavaid kulusid.[268]

OECD 2025. aasta Rootsi keskkonnapoliitika tulemuslikkuse ülevaade[269] rõhutab, et Rootsi peaks kiirendama hüdroenergia lubade ajakohastamist ja keskkonnatingimuste lisamist, et parandada mageveeökosüsteemide seisundit, arvestades samal ajal hüdroenergia tootmise rolli. Fondi tegevuse kohta kirjutatakse järgmist:

> *Protsess algas 2022. aastal, 20-aastase ajahorisondiga. Ajakava on siiski mitu korda edasi lükatud, et paremini hinnata võimalikke negatiivseid mõjusid hüdroenergia tootmisele. Ümberhindamise protsess peaks jätkuma 1. juulil 2025. Hüdroenergiast mõjutatud veekogude meetmeid ei eeldata lõpule viidavat enne 2045. aastat, mis on oluliselt hiljem kui veepoliitika raamdirektiivi eesmärkide saavutamise tähtaeg 2027. aastal.*

Ühendkuningriigi Looduse Taastamise Fond

Inglismaal arendatav Looduse Taastamise Fond (*Nature Restoration Fund*) on Rootsi fondiga võrreldav selle poolest, et kogutavatest maksetest rahastatakse strateegilisi looduskaitse- ja taastamismeetmeid, kuid see ei ole puhtalt vabatahtlik ettevõtjate keskkonnafond. Planeeringute ja taristu seaduse (*Planning and Infrastructure Act*) 2025 alusel koostab keskvalitsuse poolt loodud avalik-õiguslik asutus *Natural England* piirkondlikke keskkonnaeesmärkide saavutamise kavasid (*Environmental Delivery Plan*), milles määratakse arenduste mõju leevendamiseks vajalikud meetmed ja vastav maksegraafik. Enamikus piirkondades saab arendaja vabatahtlikult valida, kas täita asjaomane looduskaitsekohustus tavapärasel projektipõhisel viisil või taotleda kavaga liitumist ja

[268] Vattenkraftens Miljöfond, „Hydroelectric Environmental Fund“, https://vattenkraftensmiljofond.se/in-english/, vaadatud 7.06.2026; OECD, OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025, OECD Publishing, 2025, lk 55–56.
[269] OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025 https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2025/03/oecd-environmental-performance-reviews-sweden-2025_409c4061/91dcc109-en.pdf

maksta fondi looduse taastamise tasu. Kui *Natural England* taotluse heaks kiidab ja arendusloa menetluses skeemi kasutatakse, muutub tasu maksmine arendajale siduvaks ning see asendab kavaga hõlmatud mõju puhul arendaja individuaalse hindamis- ja leevenduslahenduse.

Fondi haldab *Natural England*, kes kasutab laekunud vahendeid keskkonnaeesmärkide saavutamise kavades ettenähtud strateegiliste meetmete elluviimiseks. Meetmeid võivad avatud hankemenetluste, raamlepingute, toetuste või muude korraldusviiside kaudu rakendada muu hulgas maaomanikud, põllumajandustootjad, keskkonnaorganisatsioonid ja muud teenuseosutajad. *Natural England* peab avaldama iga kava kohta teavet laekunud ja kasutatud raha, elluviidud meetmete ning saavutatud keskkonnatulemuste kohta. Esimesed kavad on kavandatud eeskätt toitainereostusest mõjutatud valglatele ning nende rakendamise algus on kavandatud 2026. aasta teise poolde.[270]

3.5.1.4 Tagatis- ja tagasimaksesüsteemid (reclamation bond, financial assurance, closure security systems)

Tagatismakse süsteeme rakendatakse kaevandamise ja karjääride rajamisega seotud majandustegevuses. Süsteemid toimivad kui veevaldkonna SMP instrumendid seoses võimaliku keskkonnakahjuga veekogumite koguselisele, keemilisele ja ökoloogilisele kvaliteedile, negatiivsete mõjudega veekogumite hüdromorfoloogilistele omadustele.

Süsteemide üldloogika seisneb selles, et kaevandav ettevõte peab enne kaevandamise või karjääri rajamise alustamist andma rahalise tagatise. Tagatis vabastatakse või tagastatakse alles siis, kui ala on pärast kasutust nõutud viisil korrastatud või keskkonnaseisund on pädeva asutuse hinnangul vastuvõetav. Tagatissüsteemide detailid riikide ja regioonide lõikes erinevad:

- Prantsusmaa finantstagatised karjääride korrastamiseks (*garanties financières de remise en état des carrières*) tuginevad 2004. aasta määrusele, mis sisaldab valemeid selle tagatise suuruse arvutamiseks. Peamisteks tagatise suuruse komponentideks on karjääri tüüp, korrastamist vajavad pindalad või pikkused, nendele vastavad ühikukulud, indekseerimine ehitustööde hinnaindeksi ja käibemaksu järgi[271].
- Iirimaa riiklikud planeerimisjuhised ütlevad, et karjääriarendaja peaks tavapraktikana andma planeerimisasutusele võlakirja või muu tagatise, et tagada ala rahuldav lõpuleviimine ja

[270] Planning and Infrastructure Act 2025, Part 3, https://www.legislation.gov.uk/ukpga/2025/34/part/3, vaadatud 7.06.2026; Department for Environment, Food & Rural Affairs, „Implementing the Nature Restoration Fund“, 18.12.2025, https://www.gov.uk/government/publications/nature-restoration-fund-implementation-plan/implementing-the-nature-restoration-fund, vaadatud 7.06.2026.

[271] https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGISCTA000006159422

järelhooldus vastavalt loale. Sama juhend ütleb ka, et asutus peab saama seda tagatist kasutada rehabilitatsiooni- ja järelhooldustööde tegemiseks, kui ettevõtja ise seda ei tee.[272]

- Rootsi finantsgarantii süsteemis, peab käitaja (sh ka kaevanduse käitaja) andma riigile võlakirja, et tagada piisav raha maa korrastamiseks ja taastamiseks, ning tagatist tuleb ajakohastada iga viie aasta järel.
- Soome kaevanduste sulgemise juhend selgitab, et ettevõtjale kohaldatakse mitut finantstagatist, et tagada järelhoolduse ja sulgemismeetmete nõuetekohane täitmine[273].
- Austraalia Victoria osariigi karjääride ja kaevanduste rehabilitatsioonitagatised (*rehabilitation bonds*) on tugevalt seotud taastamiskavade sisuga (või väiksemate kaevanduste puhul üldisema tegevusjuhendiga). Seadus nõuab, et taastamist tehtaks järk-järgult kogu tegevuse kestel. Kaevandamis- ja uuringuload ning tööload antakse samuti tingimustel, mis võivad sisaldada täiendavaid taastamisnõudeid. Kaevanduste taastamiskavad peavad määrama vahe-eesmärgid, et saavutada ohutu, stabiilne ja kestlik maastikuvorm, sealhulgas meetmed tuvastatud riskide ohjamiseks. Taastamistagatise suurus vastab 100 protsendile hinnangulisest taastamiskulust ning selle eesmärk on tagada, et taastamistööd saaks vajaduse korral teha regulaator juhul, kui käitaja ei suuda oma taastamiskohustusi täita. Seaduse paragrahv 80 nõuab, et loaomanik või kaevandamistööde loa taotleja sõlmiks taastamistagatise. Tagatis peab katma kogu kulu, mis riigil tekiks ala taastamisel juhul, kui loaomanik jätab oma taastamiskohustused täitmata. Tagatise suurus arvutatakse nii, et see kataks täielikult kinnitatud tööplaanis sätestatud töödest tuleneva taastamiskohustuse. Tagatised põhinevad sellel taastamiskohustusel, mis tuleneb kinnitatud tööplaanist tegevuse konkreetses etapis. See võib hõlmata töid, mis on piiratud üksnes teatud tegevusetapiga, tingimusel et heakskiidetud tööde ulatus on selgelt määratletud. Loaomanik peab samuti kohustuma teavitama regulaatorit uude tegevusetappi sisenemisest ja vajaduse korral esitama täiendava tagatise, et taastamiskohustuse jaoks säiliks 100-protsendiline tagatus. Loodud on taastamiskohustuse enesehindamise tööriist, millega käitaja saab hinnata oma taastamiskohustuse mahtu, kasutades lihtsate tegevuste puhul standardseid taastamismäärasid või kõigi muude tegevuste puhul taastamistagatise kalkulaatorit.[274] Victoria osariigi audiitor on leidnud, et süsteemi tõhusus sõltub väga palju sellest, kas tagatisi regulaarselt üle vaadatakse ja kas asutus kontrollib enne tagastamist tegelikku rehabilitatsiooni. 2020. aasta audit märkis, et enamikku Victoria kaevanduste ja karjääride

[272] https://www.opr.ie/wp-content/uploads/2019/08/2004-Quarries-and-Ancillary-Activities.pdf
[273] https://tukes.fi/en/mining
[274] https://resources.vic.gov.au/legislation-and-regulations/guidelines-and-codes-of-practice/rehabilitation-bonds

tagatisi ei olnud poliitika kohaselt õigeaegselt üle vaadatud. Süsteemsed regulatiivsed puudused hõlmavad järgmist: aegunud kuluarvestuste kasutamine; tagatiste piisavuse perioodilise läbivaatamise puudumine, sealhulgas nelja-aastane tagatiste läbivaatamise „moratoorium", mille kohta puuduvad dokumentaalsed tõendid, et see oleks nõuetekohaselt heaks kiidetud; suutmatus veenduda, et ala taastamine oli enne tagatise tagastamist tegelikult toimunud; ebapiisavalt täpsustatud taastamiskavade heakskiitmine; jõustamistegevuse puudumine.[275]

- Uus-Meremaal rakendatakse taastamisvõlakirjasid karjääri- ja loapõhiselt. Näiteks on Maraekakaho kaevandusloas kirjas, et tagatise summat vaadatakse igal aastal üle, tagatis peab katma võimaliku täitmata rehabilitatsiooni või kahjulike mõjude kõrvaldamise kulud ning asutus peab tagatise vabastama alles pärast seda, kui loa omanik on tõendanud, et nõutud tasakaaluseisund on saavutatud ja tulevased riskid allavoolu vastuvõtjatele on tühised või ebaolulised[276].

Rakendatavate tagatismaksete süsteemide võrdleva analüüsi tulemuste põhjal on (Hiina keskkonnapoliitika tarvis, kus kõigis 31 provintsis oli selline süsteem 2013. aastaks loodud) järeldatud järgmist:

Tõhus tagatissüsteem peab põhinema õiglasel ja jõustataval üleriigilisel korrastamisstandardil, motiveerima ettevõtteid korrastamist läbi viima majanduslike stiimulite, mitte hiljem kohustuseks muutuvate karistuste kaudu, ning võimaldama täielikku avalikku osalust. /…/

Tulemused näitavad, et riikide vahel esineb tagatissüsteemide poliitikates ja menetlustes erinevusi. Tuginedes peamiselt Ameerika Ühendriikide põhimõtetele ja poliitikatele, peaks Hiina looma riikliku korrastamistagatise süsteemi koos õigusraamistikuga, mis looks üleriigilise asutuse korrastamisstandardite ja tagatisnõuete järelevalveks ning jõustamiseks. Lisaks võiks Hiina laiendada tagatise finantsvorme ja strateegiaid, määrata korrastamistagatise suuruse kolmanda isiku tehtava korrastamise maksumuse tasemel ning kehtestada ühtsed arvutusstandardid.

[275] https://www.audit.vic.gov.au/report/rehabilitating-mines?section=

[276] https://www.epa.govt.nz/assets/Uploads/Documents/Fast-track-consenting/Maraekakaho-Quarry/reconsideration/Maraekakaho-Quarry-Reconsideration-decision-and-conditions-1-December-2025.pdf

Tagatise vabastamine etappide kaupa tuleks siduda iga etapi jaoks kindlaks määratud konkreetsete korrastamiskriteeriumidega. Lõpuks peaksid tagatisi käsitlevad õigusnormid selgelt määratlema võimalused avalikkuse täielikuks osalemiseks kogu protsessis[277].

Rakendatakse ka sektoripõhiseid lahendusi, mille kooskõla SMP'ga on tagasihoidlikum. Lõuna-Austraalia karjäärialade rehabilitatsiooni fondi rahastatakse kaevandustasudest. Fondi eesmärk on kaitsta riiki nende kaevandatavate maavarade tootjate ning erakaevanduste käitajate eest, kes ei suuda täita oma taastamiskohustusi. See toimib tööstusharu jaoks madalate kuludega finantstagatise mudelina, mille puhul üldjuhul eraldi finantstagatist ei nõuta. Energeetika- ja kaevandusministri äranägemisel võib fondi vahendeid kasutada nende kaevanduste taastamiseks juhul, kui kaeveõiguse omanik ei ole täitnud oma kohustusi kokkulepitud keskkonnatulemuste saavutamisel, sealhulgas kaevanduse sulgemise ja lõpetamisega seotud eesmärkide osas.[278]

3.5.1.5 Keskkonnavastutuse kindlustus

Keskkonnavastutuse kindlustuse puhul kannab kindlustusandja kindlustusmakse eest kokkulepitud ulatuses riski, et ettevõtja peab rahastama ootamatu saastejuhtumi ennetamist, piiramist või keskkonnakahju heastamist. Kindlustus võib olla eraldiseisev keskkonnavastutuse poliis või üldvastutuskindlustuse laiendus. Veevaldkonnas võib kindlustuskaitse hõlmata näiteks pinna- või põhjavee saastumisega seotud uuringu-, vältimis-, puhastus- ja taastamiskulusid, kuid konkreetne kaitse sõltub alati poliisi tingimustest, kindlustussummast ja välistustest.[279]

Kindlustust tuleb eristada korrastamisvõlakirjast või pangagarantiist. Kindlustus sobib eelkõige ebakindla sündmuse ja selle ettenägematu kulu katmiseks; see ei ole üldjuhul sobiv ainus tagatis sellise sulgemis-, järelhooldus- või korrastamiskohustuse jaoks, mille tekkimine on tegevuse tavapärane ja ette teada tagajärg. Selliste kindlate kohustuste puhul kasutatakse sagedamini pangagarantiid, võlakirja, sihtotstarbelist reservi või fondi. Kindlustus võib neid täiendada, kattes näiteks õnnetusjuhtumi, varem tuvastamata saaste või hinnatud sulgemiskulu ületamise riski.[280]

---

[277] Li Cheng, L., Skousen, J.G. Comparison of international mine reclamation bonding systems with recommendations for China. Int J Coal Sci Technol 4, 67–79 (2017). https://doi.org/10.1007/s40789-017-0164-3

[278] https://www.energymining.sa.gov.au/industry/minerals-and-mining/mining/quarries/extractive-areas-rehabilitation-fund-earf

[279] OECD, The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 41–42. Edaspidi: OECD 2024. https://www.oecd.org/en/publications/the-implementation-of-the-polluter-pays-principle-in-the-context-of-the-water-framework-directive_699601fc-en.html, vaadatud 7.06.2026; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/35/EÜ, 21. aprill 2004, keskkonnavastutusest keskkonnakahjustuste ärahoidmise ja parandamise kohta, ELT L 143, 30.4.2004, lk 56–75, art 2 lg 1 p b ja art 14. Edaspidi: keskkonnavastutuse direktiiv. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2004/35/oj, vaadatud 7.06.2026.

[280] OECD 2024, lk 42; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/21/EÜ, 15. märts 2006, kaevandustööstuse jäätmete käitlemise ja direktiivi 2004/35/EÜ muutmise kohta, ELT L 102, 11.4.2006, lk 15–34, art 14. Edaspidi: kaevandamisjäätmete direktiiv. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2006/21/oj, vaadatud 7.06.2026.

Kindlustuspõhise tagatise tõhusus eeldab, et kindlustussumma vastab usutavalt võimaliku keskkonnakahju ja heastamise kulule ning et poliis ei sisalda eesmärgiga vastuolus olevaid ajalisi, territoriaalseid või saasteliigi välistusi. Reguleerimisel tuleb tähelepanu pöörata ka omavastutusele, kindlustuskaitse katkematusele, kindlustusandja maksevõimele ning pädeva asutuse teavitamisele poliisi lõpetamisest või tingimuste muutmisest. Kindlustus ei vabasta ettevõtjat keskkonnaõiguslikust vastutusest: kindlustussummat ületavad või poliisist välistatud kulud jäävad ettevõtja kanda ning maksejõuetuse korral võib osa riskist siiski kanduda avalikule sektorile.[281]

ELi keskkonnavastutuse direktiiv kohustab liikmesriike soodustama finantstagatiste ja vastavate turgude arengut, kuid ei kehtesta keskkonnakahju vastutuse jaoks üldist kohustuslikku kindlustust. OECD järgi on kindlustus ELi kohustuslikes finantstagatissüsteemides kõige sagedamini kasutatav instrument ning vabatahtlike lahenduste puhul kõige populaarsem ja teostatavam vorm, kuigi keskkonnavastutuse kindlustuse kättesaadavus erineb liikmesriigiti. Seetõttu on kindlustus veevaldkonna tagatisskeemide oluline osa, kuid tavaliselt mitte universaalne ega kõiki taastamis- ja sulgemiskohustusi asendav lahendus.[282]

3.5.1.6 Laiendatud tootjavastutus

Laiendatud tootjavastutuse skeemid on sisuliselt maksulaadsed kohustused teatud tooterühmade tootjatele. Veevaldkonnas loob tootjavastutuse skeemi rakendamiseks aluse ELi uuendatud asulareovee puhastamise direktiiv, mis jõustus 1. jaanuaril 2025 ja mille elluviimise periood kestab aastani 2040. Direktiiv näeb ette, et ravimite ja kosmeetikatoodete tootjad peavad katma vähemalt 80% mikrosaasteainete eemaldamise kuludest. Sellega nihutatakse puhastamise kulu reoveeteenuse üldtariifilt nendele sektoritele, kelle tooted saaste tekitavad.

Direktiivi mõjude eelhindamise[283] tulemuste alusel väheneks selle elluviimisel mikrosaasteainete toksiline koormus 77,4 miljoni inimekvivalendi võrra. Muud olulised mõjud on eelhindamise põhjal järgnevad:

[281]OECD 2024, lk 41–43; Valerie Fogleman, Improving Financial Security in the Context of the Environmental Liability Directive. Final Report, Euroopa Komisjon, 2020. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/1fdbcf10-8f9e-11ea-812f-01aa75ed71a1, vaadatud 7.06.2026.
[282]Keskkonnavastutuse direktiiv, art 14; OECD 2024, lk 42.
[283] COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT. Accompanying the Document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast) https://environment.ec.europa.eu/document/download/0c65f57a-9db0-4665-b5e4-e2ba671de95d_en?filename=Impact%20assessment%20accompanying%20the%20proposal.pdf

Direktiivi rakendamise kogukulu (sh ka muud meetmed kui tootjavastutuse süsteemide käivitamine) ulatuks alates 2040. aastast 3,848 miljardi euroni aastas, mis jääb alla eeldatavale rahaliselt väljendatud kasule (6,643 miljardit eurot aastas 2040. aastaks). See järeldus kehtib nii ELi kui terviku kui ka iga liikmesriigi kohta eraldi. Need lisakulud kaetakse eeldatavalt vee tariifide (51%), avalike eelarvete (22%) ja uue tootjavastutuse süsteemi (27%) kombinatsiooniga mikrosaasteainete käitlemiseks. Täiendavaid investeeringuid on vaja eelkõige toitainete paremaks käitlemiseks, aga ka mikrosaasteainete eemaldamiseks. 2040. aastaks oleks vee tariifide keskmine kasv ELi tasandil hinnanguliselt 2,3%, kusjuures liikmesriikide vahel esineb erinevusi sõltuvalt nende rahastamisstrateegiatest. Üldsusele tooksid meetmed kasu puhtama joogi- ja suplusvee, veekogude parema ökoloogilise seisundi, säilinud elurikkuse ning parema valmisoleku kaudu reageerida võimalikele rahvatervise puhangutele.

Isikuhooldustoodete ja farmaatsiatööstus peavad looma uued tootjavastutusorganisatsioonid ja rahastama nende tegevust. Neil tööstusharudel on võimalus kas kanda need uued kulud edasi oma toodete hindadesse (maksimaalne hinnatõus 0,59%) või vähendada nende arvelt oma kasumimarginaale (keskmine maksimaalne mõju 0,7%).

3.5.1.7 Nõuded tootmistehnoloogiale

Saastaja maksab põhimõtte klassikaline majanduslik tõlgendus seostub keskkonnakahju ja selle vältimise kulude kandmisega saastaja poolt, sealhulgas tasude ja maksude kaudu. Veemajanduse praktikas täiendavad hinnainstrumente regulatiivsed tehnoloogia- ja käitamisnõuded, millega pannakse keskkonnakasutajale kohustus vältida või vähendada saastet ning kanda selleks vajalike investeeringute ja tegevuste kulud. Seetõttu võib tehnoloogianõudeid käsitada saastaja maksab põhimõtte rahalist sisu omava regulatiivse rakendusvormina, kuigi tegemist ei ole rahalise maksega riigile.[284]

Tehnoloogianõuete kaudu:

- internaliseeritakse keskkonnakaitsekulud kaudselt, kohustades käitajat rahastama saaste vältimiseks või vähendamiseks vajalikke investeeringuid ja käitamismeetmeid;
- vähendatakse saastet võimalikult varases etapis, eelistades heite tekkimise vältimist hilisemale puhastamisele;

[284] Euroopa Komisjon, „Ensuring that polluters pay – toolkit“, https://environment.ec.europa.eu/economy-and-finance/ensuring-polluters-pay_en, vaadatud 7.06.2026; OECD, *The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive*. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 11–17.

- piiratakse vee ja muude loodusvarade ebatõhusat kasutamist tehniliselt ja majanduslikult põhjendatud miinimumtasemeni.

Tootmistehnoloogia standardite peamised tüübid veemajanduses on järgmised:

- **Parima võimaliku tehnika (PVT; ingl *best available techniques*, BAT) nõuded.** PVT hõlmab tegevusala ja selles rakendatavate töövõtete kõige tõhusamat ja arenenumat taset, mis on tehniliselt rakendatav ning mille alusel saab kujundada heite vältimise või vähendamise meetmed. Tööstusheite direktiivi kohaldamisalasse kuuluvate käitiste puhul on PVT-järeldused keskkonnakompleksloa tingimuste ja heite piirväärtuste määramise lähtekoht. Käitaja kannab PVT rakendamise investeerimis- ja tegevuskulud sõltumata sellest, kas keskkonnakahju on juba ilmnenud.[285]
- **Tehnoloogiapõhised heite piirväärtused.** Need on heite piirväärtused, mille määramisel lähtutakse saavutatavast tehnoloogilisest tasemest, mitte üksnes vastuvõtva veekogu kvaliteedinormist. Piirväärtuse täitmine eeldab sageli puhastus- või tootmistehnoloogia muutmist. Kui heite piirväärtuse järgimisest ei piisa keskkonnakvaliteedi eesmärgi saavutamiseks, tuleb loas kehtestada rangemad tingimused.[286]
- **Ressursitõhususe ja veekasutuse nõuded.** Need vähendavad ebaefektiivset veekasutust tootmisprotsessides. Rakendada saab näiteks veekasutuse erikulu näitajaid (m^3 toodanguühiku kohta), vee ringlussevõtu ja taaskasutuse nõudeid, lekete seiret ning veekao piirnorme. PVT-järeldused võivad sisaldada nii veekasutuse arvestuse kui ka vee tõhusa kasutamise konkreetseid tehnikaid.[287]

Tehnoloogianõuded ei asenda tingimata hinnainstrumente. Saastetasu keskkonnamõju sõltub tasumäärast, maksubaasi ulatusest, eranditest ja jõustamisest. Kui tasu on saaste vältimise piirkuluga võrreldes madal või ei hõlma olulisi koormusallikaid, ei pruugi see luua piisavat stiimulit investeerimiseks. Sel juhul tagavad tehnoloogianõuded regulatiivse miinimumtaseme, millele saab lisada koormus- või riskipõhiseid tasusid.[288] Tehnoloogianõuded on sageli ainus realistlik SMP rakendus

[285] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta, ELT L 334, 17.12.2010, lk 17–119, art 3 p 10, art 14 lg 3 ja art 15. Edaspidi: THD. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2010/75/oj, vaadatud 7.06.2026; Tööstusheite seadus, RT I, 12.05.2026, 45, §§ 8 ja 41. Edaspidi: THS. https://www.riigiteataja.ee/akt/112052026045, vaadatud 7.06.2026.
[286] THD art 14–18; THS §§ 41–44.
[287] Komisjoni rakendusotsus (EL) 2017/302, 15. veebruar 2017, millega kehtestatakse PVT-järeldused kodulindude või sigade intensiivkasvatuse jaoks, ELT L 43, 21.2.2017, lk 231–279, BAT 5–7. https://eur-lex.europa.eu/eli/dec_impl/2017/302/oj/est, vaadatud 7.06.2026.
[288] OECD, *The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive*, 2024, lk 22–24 ja 39–45.

hajukoormuse puhul (nt põllumajanduslikud tootmisstandardid, toitainete bilanss) ja akumulatiivse reostuse puhul (nt fosfori eemaldus PVT nõudena isegi siis, kui hetkeheide on väike).

3.5.1.8 Põllumajandustoetuste tingimuslikkus lähtudes veekaitse nõuetest

Et saada ELi sissetulekutoetust, peavad põllumajandustootjad järgima teatud põhireegleid. Nende reeglite järgimise ja põllumajandustootjatele antava toetuse omavahelist seost nimetatakse tingimuslikkuseks[289]. Reeglid, mida põllumajandustootjad peavad järgima, hõlmavad järgmist:

- kohustuslikud majandamisnõuded (KMid), mis kehtivad kõigile põllumajandustootjatele sõltumata sellest, kas nad saavad ühise põllumajanduspoliitika (ÜPP) raames toetust või mitte;
- heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõuded (HPKd), mis kehtivad ainult neile põllumajandustootjatele, kes saavad ÜPP raames toetust.

Põllumajandustootjatel, kes rikuvad ELi õigusakte, mis käsitlevad keskkonda, rahva- ja loomatervist, loomade heaolu või maa majandamist, vähendatakse ELi toetust ning neile võidakse määrata ka muid karistusi.

Toetuse saaja peab järgima veega otseselt seotud KM-nõudeid ehk kohustuslikkemajandamisnõudeid. Nende hulka kuuluvad vähemalt veepoliitika raamdirektiiv ja nitraadidirektiiv, mis seovad toetused veekaitse, toitainete leostumise vähendamise ja veereostuse vältimisega.

Lisaks tuleb ÜPP-toetuse saajal täita HPK-nõudeid, millest veemajanduse jaoks on eriti tähtsad: HPK 2 märgalade ja turbaalade kaitse; HPK 4 veekogude äärsed puhverribad; HPK 5 erosiooni vältivad mullaharimisvõtted; HPK 6 minimaalne taimkate; osaliselt ka HPK 7 külvikord ja HPK 8 maastikuelementide säilitamine, mis toetavad veepeetust ja hajureostuse vähendamist.

Veekaitse seisukohast on kõige otsesemalt seotud HPK 4. Komisjoni materjalide järgi tähendab see üldreeglina vähemalt 3 meetri laiust puhverriba veekogude ääres, kus väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamine on keelatud; samas võivad liikmesriigid teatud kohalike olude tõttu valida ka teistsuguse lahenduse, kui see on põhjendatud. Komisjoni 2022. aasta ülevaate järgi kavandas osa riike laiemad ribad, osa aga püüdis minna alla üldreegli, mille suhtes komisjon tegi märkusi.[290]

[289] European Commission, „Conditionality“, https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/income-support/conditionality_en, vaadatud 8.06.2026.

[290] European Commission, Approved 28 CAP Strategic Plans (2023–2027): Summary Overview, 2023, lk 8, https://agriculture.ec.europa.eu/system/files/2023-06/approved-28-cap-strategic-plans-2023-27.pdf, vaadatud 8.06.2026.

Tingimuslikkuse süsteemi alusel võidakse põllumajandustootjatel, kes ei järgi ELi nõudeid, vähendada järgmisi toetusi:[291]

- otsetoetused (tootmisest lahti seotud või tootmisega seotud);
- enamik maaelu arengu toetusi: pindalapõhised toetused, sealhulgas põllumajanduse keskkonna- ja kliimakohustused, looduslikest piirangutest mõjutatud alade toetused, Natura 2000 meetmed, metsastamismeetmed, metsakeskkonna toetused, agrometsandus ning mahepõllumajandus.

Lisaks kohustuslikule baasile võivad liikmesriigid siduda toetused vabatahtlike, kuid tasustatavate lisakohustustega. Need tulevad peamiselt ökokavade, agro-keskkonna- ja kliimakohustuste, investeeringutoetuste ning vee raamdirektiiviga seotud maksete kaudu.

Euroopa Kontrollikoja aruanne ÜPP keskkonna- ja majandusmõjudest[292] toob välja, et:

> *Uus roheline ülesehitus nõuab põllumajandustootjatelt täiendavaid pingutusi. Uut ÜPP õigusraamistikku käsitlevas mõjuhinnangus hindas komisjon, et eelarvekärbete ja täiendavate rohenõuete koosmõju tõttu väheneb põllumajandustootjate sissetulek eri stsenaariumide puhul 5–10%.*
>
> *Ühes teises uuringus[293] käsitleti täpsemalt uue rohelise ülesehituse üldist mõju põllumajandustootjate sissetulekutele. Selle hinnangu kohaselt põhjustavad tõhustatud tingimuslikkus ja ökokavad põllumajandustootjate sissetuleku vähenemise 2,1–3,5% võrreldes eelmise ÜPPga, peamiselt põllumajandustegevusele seatud täiendavate piirangute ja suuremate nõuetele vastavuse kulude tõttu.*

Iirimaal on analüüsitud konkreetselt HPK 4 ehk kaldaäärsete puhvertsoonide rakendamise teostatavust ja mõjusid:

> *Analüüsi tulemused näitasid, et põllumajandustootjate valmisolek kaldaäärseid puhvervööndeid rajada sõltus majanduslike, hoiakuliste ja põllumajandusettevõtte struktuursete tegurite koosmõjust. Kokku 53% valimist väljendas negatiivset hoiakut sellise meetme rakendamise suhtes.*

[291] European Commission, „Conditionality".
[292] Special report. Common Agricultural Policy Plans. Greener, but not matching the EU's ambitions for the climate and the environment https://www.eca.europa.eu/ECAPublications/SR-2024-20/SR-2024-20_EN.pdf
[293] Petsakos A. et al., Farm‐level impacts of the CAP post‐2020 reform: A scenario‐based analysis, Applied Economic Perspectives and Policy 45(2), 2023, p. 1178.

Peamised piirangud kasutuselevõtule olid tootmistegevusse sekkumine, häiringud ning tootmise vähenemine väikeste põldudega süsteemides.

Nende seas, kes olid valmis meetmega kaasa minema, hinnati 10 meetri laiuse kaldaäärse puhvervööndi rajamise keskmiseks aktsepteeritavaks kompensatsiooniks 1513 eurot hektari kohta aastas, mis vastab 1,51 eurole kaldaäärse ala meetri kohta[294].

3.5.1.9 Kvaliteedi- ja heitenormide jõustamise vahendid

3.5.1.9.1 Trahvid

Rahatrahv on karistuslik rahaline sanktsioon, mida rakendatakse keskkonnaalaste õigusnormide rikkumise eest (nt loatingimuste eiramine, lubamatu heide, seirekohustuse täitmata jätmine). Erinevalt tasudest ja sunnirahast on rahatrahvi esmane eesmärk heidutus, mitte käitumise vahetu korrigeerimine või kulude katmine. Rahatrahviga ei hinnastata keskkonnakahju.

Rahatrahvi tõhusus sõltub eelkõige kolmest tegurist: rikkumise avastamise tõenäosus, menetluse vältimatus, trahvi suurus võrreldes rikkumisest saadava kasuga. SMP loogika järgi peab rikkumine olema majanduslikult ebaratsionaalne.

3.5.1.9.2 Sunniraha

Sunniraha on haldussunni vahend, mille põhifunktsioon on mõjutada kohustatud isikut täitma talle pandud konkreetset kohustust. See erineb karistuslikust trahvist, mille eesmärk on reageerida juba toime pandud rikkumisele, ning keskkonnatasust või kahjuhüvitisest, millega hinnastatakse keskkonnakasutust või hüvitatakse tekitatud kahju. Sunniraha toime on tulevikku suunatud ja tingimuslik: maksekohustus tekib või kordub seni, kuni adressaat ei täida ettekirjutust. Veekeskkonna kaitsel võib sunniraha toetada ebaseadusliku heite lõpetamist, seireandmete esitamist, loa tingimuste täitmist või muu kontrollitava keskkonnakaitsekohustuse täitmist. Seos saastaja maksab põhimõttega on kaudne, sest sunniraha ei arvuta keskkonnakahju rahalist väärtust, vaid aitab tagada, et keskkonnakasutaja kannab talle pandud vältimis-, kontrolli- ja parandamiskohustused.[295] Meetme usutavus sõltub sellest, kas järelevalveasutus on valmis sunniraha tegelikult rakendama ja vajaduse korral jõustamist eskaleerima.[296]

---

[294] Cathal Buckley, Stephen Hynes and Sarah Mechan, Operating or not Operating at the Margin: Farmers Willingness to Adopt a Riparian Buffer Zone. The Socio-Economic Marine Research Unit (SEMRU) National University of Ireland, Galway. Working Paper Series. Working Paper 12-WP-SEMRU-03 https://www.universityofgalway.ie/media/researchsites/semru/files/12-WP-SEMRU-03.pdf

[295] Neil Gunningham, „Enforcing Environmental Regulation", Journal of Environmental Law, 23(2), 2011, lk 169–177. Edaspidi: Gunningham 2011; OECD, Ensuring Environmental Compliance: Trends and Good Practices, OECD Publishing, 2009, lk 15–23. Edaspidi: OECD 2009.

[296] Ian Ayres ja John Braithwaite, Responsive Regulation: Transcending the Deregulation Debate, Oxford University Press, 1992, lk 35–53. Edaspidi: Ayres ja Braithwaite 1992; Gunningham 2011, lk 184–190.

Sunniraha tõhusus sõltub eeskätt kohustuse täidetavusest, rikkumise avastamise tõenäosusest, menetluse kiirusest ja rahalise surve piisavusest. Liiga väike sunniraha võib muutuda ettevõtja jaoks tavapäraseks tegevuskuluks, kuid liiga suur summa võib omandada sisuliselt karistusliku iseloomu või põhjustada maksejõuetuse, suurendamata seejuures nõude täitmise tõenäosust. Majandusliku heidutuse kõrval mõjutavad täitmist ka reegli arusaadavus, menetluse õiglus, järelevalveasutuse professionaalsus ja adressaadi võime kohustust täita. Seetõttu ei saa sunniraha suurust määrata ainult võimaliku keskkonnakahju järgi; arvestada tuleb ka kohustuse täitmise kulukust, adressaadi senist käitumist ja seda, milline surve on konkreetses olukorras vajalik vastavuse saavutamiseks.[297]

3.5.1.9.3 Asendustäitmine

Asendustäitmine tähendab olukorda, kus pädev avalik asutus korraldab või teostab keskkonnakahju vältimiseks, piiramiseks või kõrvaldamiseks vajaliku tegevuse ise, kui kohustatud isik ei täida ettekirjutust, ei ole tuvastatav ja/või ei ole võimeline või ei soovi kohustust täita. Seejärel nõutakse tehtud kulud sisse kohustatud isikult (või isikutelt), võimaluse korral koos kõrvalkulude ja sanktsioonidega.

SMP vaates on asendustäitmine viimase astme instrument (kulude sund-internaliseerimine), mille eesmärk ei ole karistamine, vaid keskkonnakahju tegelik ja õigeaegne kõrvaldamine, vältides kulude langemist ühiskonnale.

3.5.2 „Saastajale makstakse“ põhimõtte rakendamise meetmete liigid

Saastajale makstakse põhimõtte rakendamise meetmed jagunevad üldistatult nelja rühma:

1. investeeringutoetused taristu ja tehnoloogiliste lahenduste rajamiseks;
2. otsetoetused keskkonnasõbralike praktikate rakendamiseks;
3. tulemuspõhised maksed, kus toetus seotakse mõõdetava keskkonnatulemusega (nt toitainete koormuse vähenemine);
4. tasud ökosüsteemi teenuste säilitamise või parandamise eest.

3.5.2.1 Investeeringutoetused

Investeeringutoetused veekasutuse taristu rajamise või tehnoloogiliste lahenduste kasutuselevõtuks on kõige tavapärasem „saastajale makstakse“ põhimõtte rakendamise meede. Investeeringutoetuste objektiks võivad olla väga erinevad tehnilise taristu objektid ja tehnoloogilised seadmed, mis aitavad

[297] OECD 2009, lk 63–79; Victoria L. Nielsen ja Christine Parker, „Testing Responsive Regulation in Regulatory Enforcement“, Regulation & Governance, 3(4), 2009, lk 376–399.

vähendada keskkonnakoormust ja/või leevendada mõjusid. Siia rühma liigituvad ka looduspõhiste lahenduste rajamise toetused (nt puhveralad veekogude äärde, märgalade taastamine).

Keskkonnakulude sotsialiseerimise määr toetuste eraldamisel sõltub mitmest tegurist:

- kas toetatavad investeeringud on seotud kohustuslike nõuete täitmisega;
- mil määral tagab nõuete täitmine keskkonnakulude katmise;
- mil määral tagab kohustuslike nõuetega mittekaetud (vabatahtlikud) investeeringud keskkonnakulude katmise;
- milline on toetuse määr (keskkonnakasutaja omaosaluse komponenti investeeringus saab käsitleda SMP-instrumendina).

Vaadeldes Eesti lähiriikide veevaldkonna investeeringutoetuste sisu, siis hõlmavad nee ühelt poolt tavapäraseid vee- ja reoveetaristu investeeringuid ning teiselt poolt üha enam looduspõhiseid, kohaliku algatuse ja hajukoormuse vähendamise meetmeid. Läti ja Leedu programmid keskenduvad valdavalt joogivee- ja reoveevõrkude, puhastite, reoveesette käitluse ning sademeveesüsteemide ajakohastamisele. Nende skeemide puhul on avaliku sektori kaasrahastamise määr sageli kõrge, mis aitab teha mahukaid taristuinvesteeringuid, kuid vähendab samal ajal keskkonnakasutaja omaosaluse kaudu avalduvat saastaja maksab põhimõtte komponenti. Huvitavamaid ja uuenduslikumaid lahendusi pakuvad Põhjamaade ja Poola praktika.

Taani skeemid eristuvad looduspõhiste meetmete ja väga kõrge toetuse osakaalu poolest. Märgalade taastamise ja põllumajandusmaa hüdroloogilise taastamise projektidega püütakse sama investeeringu kaudu vähendada lämmastiku ja fosfori jõudmist veekeskkonda, taastada veekogude füüsilist seisundit, suurendada maastiku veehoidmisvõimet ning vähendada turvasmuldade kasvuhoonegaaside heidet. Toetus võib katta projekti elluviimise kulud väga suures ulatuses ning sisaldab maa kasutusest väljaviimisega seotud hüvitisi. 2026. aastal koondatakse varasemad märgala- ja madalsoomeetmed uude ühisesse toetusskeemi, mis näitab liikumist ühetaolisema ja taotlejale lihtsama menetluse poole.[298]

Rootsi programmid on huvitavad eelkõige kohaliku algatuse ja mitme tasandi koostöö tõttu. Kohaliku keskkonnakaitse algatuse (LOVA - Lokala naturvårdssatsningen) programmi kaudu saavad kohalikud omavalitsused ja mittetulundusühendused toetust projektidele, mis vähendavad eutrofeerumist,

[298] Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, „Kvælstof- og fosforvådområder“, https://sgavmst.dk/tilskud/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader, vaadatud 7.06.2026; Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø, Vejledning til Klima-lavbund- og kvælstofvådområdeprojekter, 2025, lk 4–5, https://sgavmst.dk/media/zfldhyql/vejledning-til-klima-lavbund-og-kvaelstofvaadomraadeprojekter-2025.pdf, vaadatud 7.06.2026.

ohtlike ainete koormust ja merre sattunud kadunud püügivahendite mõju või parandavad veekogu ökoloogilist seisundit. Meetme tavapärane toetuse ülemmäär on kuni 80%, kuid veekogu sisemise fosforikoormuse vähendamise projektidel võib see ulatuda 90%-ni. Kohalikud veekaitseprojektid (LONA - Lokala vattenvårdsprojekt) võivad samuti saada kuni 90% toetust ning nende eesmärk on muu hulgas põhjaveevaru taastumise, vee maastikus hoidmise ja vooluhulkade tasakaalustamise parandamine. Nende skeemide tugevus on võimalus rahastada lisaks ehitustöödele ka eeluuringuid, projekteerimist, teavitust ja kohalikku koostööd, mis aitab väiksematel algatustel jõuda teostatava projektini.[299]

Soome toetuste eripäraks on ühiste projektide soodustamine. Põldude põhikuivenduse toetust saab taotleda vähemalt kahe põllumajandusettevõtte ühisele projektile, kusjuures kulud peavad olema saadava kasuga mõistlikus suhtes ning arvestada tuleb keskkonnakaitse ja veemajanduse eesmärkidega. Samuti suunatakse üleujutuskaitse toetused eeskätt asulate ja olulise taristu kahjustuste vähendamisele ning eelistatakse meetmeid, mis tulenevad üleujutusriski maandamise kavadest. Investeeringutoetus on seotud valgalapõhise koostöö ning tasuvuse ja keskkonnamõju hindamisega, mitte üksnes ühe kinnistu tehnilise vajadusega.[300]

Poola toetuste valik on mitmekesine, ühendades vee-ettevõtetele ja kohalikele omavalitsustele mõeldud sooduslaenud ning väiksemad, otse majapidamistele suunatud toetused. Huvitav näide on programm „Minu vesi“ (Moja Woda), millega toetati üksikelamute vihmavee kogumise, säilitamise ja kinnistul kasutamise lahendusi kuni 80% ulatuses, maksimaalselt 5000 Poola zlotti. Programmi väärtus seisneb hajutatud sademeveekäitluse viimises kinnistu tasandile: toetuse saaja investeering vähendab korraga sademeveekanalisatsiooni koormust, kohaliku üleujutuse riski ja joogivee kasutamist kastmiseks. Poola linnade sinirohelise taristu toetused laiendavad sama loogikat linnaruumi tasandile, rahastades vee kohapealset säilitamist, vett läbilaskvaid pindu suurendavaid ja üleujutusriski vähendavaid lahendusi.[301]

---

[299] Naturvårdsverket, „Stöd för att anlägga, återväta eller restaurera våtmarker“, https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/bidrag-som-stod-for-att-anlagga-atervata-eller-restaurera-vatmarker/, vaadatud 7.06.2026; Naturvårdsverket, „LONA – Våtmarksprojekt“, https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lona--vatmarksprojekt/, vaadatud 7.06.2026.

[300] Soome Põllumajandus- ja Metsandusministeerium, „Funding“, https://mmm.fi/en/water/funding, vaadatud 7.06.2026; Finnish Environment Institute, Overview of Flood Risk Management Plans for 2022–2027, 2022, lk 4–9 ja 22–26, https://vesi.fi/aineistopankki/wp-content/uploads/2022/10/Overview-of-Flood-Risk-Management-Plans-for-2022-2027.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[301] Agencja Restrukturyzacji i Modernizacji Rolnictwa, „Moja Woda 2.0 – weź 5000 zł i oszczędzaj wodę“, 22.03.2021, https://www.gov.pl/web/arimr/moja-woda-20--wez-5000-zl-i-oszczedzaj-wode, vaadatud 7.06.2026; Narodowy Fundusz Ochrony Środowiska i Gospodarki Wodnej, European Funds for Infrastructure, Climate and Environment 2021–2027, sinirohelise taristu meetmete kirjeldus, https://www.archiwum.feniks.gov.pl/media/140628/European_Funds_for_Infrastructure_Climate_and_Environment_2021_2027.pdf, vaadatud 7.06.2026.

3.5.2.2 Tegevus- ja tulemuspõhised keskkonnatoetused

Neid toetusi makstakse pikema perioodi jooksul veekogude keskkonnakoormust vähendavate lahenduste kasutamise eest. Otsetoetuste mahu/määra arvestamise alused võivad olla järgmised:

1. kulupõhised toetused (*cost-based*), kus kompenseeritakse keskkonnameetme rakendamise kulud;
2. tulemuspõhised toetused (*results-based*), kus makstakse saavutatud keskkonnatulemuse eest;
3. hübriidsed lahendused, kus baastoetus on kulupõhine, millele lisandub tulemusboonus.

3.5.2.2.1 Kulupõhised toetused

Kulupõhise toetuse eesmärk on vähendada toetusesaaja kanda jäävat kulu, mis kaasneb avalikes huvides rakendatava keskkonnameetmega. Toetus võib katta tegelikult tehtud ja dokumenteeritud abikõlblikke kulusid, olla määratud standardiseeritud ühikuhinna või kindlasummalise maksena või hüvitada perioodilise keskkonnakohustuse tõttu tekkiva lisakulu ja saamata jäänud tulu. Seega ei tähenda „kulupõhine“ tingimata kõigi tegelike arvete täielikku hüvitamist, vaid seda, et toetuse suuruse määramise lähtekoht on meetme rakendamise põhjendatud kulu, mitte saavutatud keskkonnatulemuse rahaline väärtus.[302]

Kulupõhise mudeli eelis on toetusesaaja finantsriski vähendamine ja suhteliselt prognoositav makse. See on eriti oluline investeeringute ning selliste pikaajaliste meetmete puhul, mille keskkonnatulemus sõltub ilmast, hüdroloogiast või muudest toetusesaaja kontrolli alt väljas olevatest teguritest. Mudeli piirang on see, et pärast nõutud tegevuse või investeeringu tegemist ei sõltu toetus üldjuhul tegelikust keskkonnatulemusest. Ühtsed standardmäärad võivad erinevate kulustruktuuride tõttu põhjustada üle- või alakompenseerimist, tegelike kulude hüvitamine aga suurendada dokumenteerimis- ja kontrollikoormust. Seetõttu tuleb määratleda selge võrdlusolukord, vältida õigusaktidest niigi tulenevate kohustuste rahastamist, kasutada esinduslikke kuluandmeid ning ajakohastada ühikumäärasid ja toetuse piirmäärasid regulaarselt.[303]

Eestis KIKi kaudu antavad keskkonnaprojektide toetused kujutavad endast kulupõhise projektirahastuse näidet. Toetus seotakse projekti abikõlblike kulude, konkreetse vooru toetuse määra ja nõutava omafinantseeringuga ning väljamakse eeldab üldjuhul tegevuste ja kulude

[302] OECD, Making Agri-Environmental Payments More Cost Effective, OECD Publishing, 2022, lk 11–20 ja 41–55. Edaspidi: OECD 2022. https://doi.org/10.1787/4cf10d76-en, vaadatud 7.06.2026.
[303] OECD 2022, lk 41–55 ja 68–78.

dokumenteerimist. [304] ÜPP põllumajanduse keskkonna- ja kliimakohustused on aga ühikupõhise toetuse tüüpiline näide. Nende puhul arvutatakse makse kohustuse täitmisega kaasnevate lisakulude ja saamata jäänud tulu alusel ning põhjendatud juhul võib arvesse võtta ka tehingukulusid. Toetus määratakse sageli hektari või muu standardühiku kohta ning selle eelduseks on, et toetatav kohustus läheb kaugemale kohustuslikest nõuetest ja tavapärasest majandamisest. Toetusesaaja ei pea seega tõendama iga üksikut tegelikku kulu, kuid peab tõendama toetatava majandamisviisi või muu kohustuse täitmist.[305]

3.5.2.2.2 Tulemuspõhised toetused

Tulemuspõhise toetuse korral sõltub toetuse suurus mõõdetud või hinnatud keskkonnatulemusest. Üldjuhul on tulemuseks saasteainete vähenemise mahud, mis seotakse otsetoetuse määraga (nt €/kg N vähendatud; €/kg P vähendatud; pestitsiidide kasutuse vähendamine) või siis paranenud ökoloogilise seisundiga alade ulatus (nt €/ha ökoloogilise seisundi paranemine). Tulemuspõhise mudeli tugevus on toetusesaaja suurem paindlikkus valida sobiv viis tulemuse saavutamiseks ning otsesem stiimul parandada keskkonnakvaliteeti. Samas lisandub tegevuse tõendamise asemel või kõrval tulemuse mõõtmise, hindajate koolitamise, lähteolukorra määramise ja loodusliku varieeruvuse arvestamise kohustus. Hajukoormuse tegelik vähenemine võib sõltuda ilmast, mullast, hüdroloogiast ja muudest teguritest ning selle usaldusväärne omistamine üksikule toetusesaajale võib olla kulukas.[306] Seetõttu ei ole tulemuspõhine toetus automaatselt halduslikult lihtsam kui kulupõhine toetus; selle otstarbekus sõltub sellest, kas tulemust saab piisavalt odavalt, korratavalt ja õiglaselt hinnata.[307]

3.5.2.2.3 Hübriidmudel

Iirimaa 2023–2027 ÜPP strateegiakava põllumajanduse keskkonna- ja kliimameede ACRES on oluline tulemuspõhise ja hübriidse toetuse näide. ACRES Co-operation lähenemises moodustavad tulemuspõhised maksed toetuse keskse osa: põllumajandusmaad hinnatakse eri elupaikade ja liikide jaoks koostatud hindamislehtede alusel ning kõrgem keskkonnaskoor annab suurema makse. Sellele lisanduvad eraldi rahastatavad mittetootlikud investeeringud ja maastikutasandi tegevused, mida

[304] Keskkonnaministri 31.01.2020 määrus nr 10 „Keskkonnaprogrammist toetuse andmise kord ja tingimused“, RT I, 04.02.2020, 2, eelkõige §§ 8–17. Edaspidi: keskkonnaprogrammi määrus; Keskkonnainvesteeringute Keskus, „Keskkonnaprogrammi projekti taotluse E-toetuse keskkonda sisestamise juhend“, 2024, lk 10–12, https://kik.ee/sites/default/files/taotluse_e-toetuse_keskkonda_sisestamise_juhend_0.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[305] ÜPP strateegiakavade määrus, art 70 lg-d 3–8 ja art 82.

[306] EU CAP Network, Assessment of result-based interventions, 2024, lk 5–13, https://eu-cap-network.ec.europa.eu/sites/default/files/publications/2024-12/eu-cap-network-assessment-of-results-based-interventions-twg7.pdf, vaadatud 7.06.2026.

[307] Samas, lk 14–22.

kasutatakse puuduste kõrvaldamiseks ja tulemuse parandamiseks. Seega ühendab skeem tulemuspõhise aastamakse, nõustamise ning konkreetsete taastamis- ja majandamistegevuste kulupõhise rahastamise.[308]

3.5.2.3 Ökosüsteemiteenuste tasustamine

Ökosüsteemiteenuste tasustamine ehk ökosüsteemiteenuste eest maksmine (payments for ecosystem services, PES) on majandusinstrument, mille kaudu hüvitatakse maa- või veekasutajale sellise tegevuse või tegevusest hoidumise eest, mis säilitab või parandab inimestele kasulikke ökosüsteemiteenuseid. Veevaldkonnas võivad tasustatavad teenused olla näiteks joogiveeallika kaitse, toitainete ja setete kinnipidamine, looduslik veepuhastus, üleujutusriski vähendamine, põhjaveevaru täienemine, voolurežiimi tasakaalustamine ning veekogude elupaiga- ja rekreatsioonivääruse säilitamine. Makse objektiks ei ole tavaliselt ökosüsteem ise, vaid kokkulepitud maakasutusviis, meede või kontrollitav keskkonnatulemus, mis teenuse pakkumist suurendab.[309]

Skeemi põhiosalised on teenuse pakkuja, teenuse kasusaaja ehk maksja ning sageli ka vahendaja. Pakkujaks on tavaliselt maaomanik, põllumajandustootja, metsaomanik, veekogu või märgala haldaja või kohalik kogukond, kelle tegevus mõjutab teenuse pakkumist. Maksjaks võib olla otsene kasusaaja, näiteks allavoolu paiknev vee-ettevõte, joogivee tootja, hüdroenergiaettevõte, kindlustusandja või muu ettevõtja, kelle kulud või riskid parema ökosüsteemiseisundi tõttu vähenevad. Maksjaks võib olla ka riik või kohalik omavalitsus, kes tegutseb hajutatud ühiskondlike kasusaajate nimel, või avaliku ja erasektori ühine fond. Vahendaja ülesanne võib olla sobivate alade ja pakkujate leidmine, lepingute sõlmimine, meetmete nõustamine, tulemuste seire ja maksete haldamine.[310]

Ökosüsteemiteenuse rahaline väärtus ja teenuse pakkujale makstav summa ei ole tingimata võrdsed. Teoreetiliselt paikneb kokkulepitav makse sageli teenuse pakkuja minimaalse nõutava hüvitise - meetme lisakulu, saamata jäänud tulu, tehingukulu ja riskipreemia - ning kasusaaja maksimaalse maksevalmiduse vahel. Praktikas kasutatakse kulupõhiseid ühikumäärasid, läbiräägitud lepingutasusid, pöördoksjoneid, tulemuspõhiseid makseid või nende kombinatsioone. Ökosüsteemiteenuse täielik monetiseerimine ei ole seega PES-skeemi vältimatu eeldus: skeem võib

[308] Ireland Department of Agriculture, Food and the Marine, „Agri-Climate Rural Environment Scheme (ACRES)“, https://www.gov.ie/en/department-of-agriculture-food-and-the-marine/services/agri-climate-rural-environment-scheme-acres/, vaadatud 7.06.2026.
[309]OECD, Paying for Biodiversity: Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services. OECD Publishing, 2010, lk 21–31. Edaspidi: OECD 2010; Defra, Payments for Ecosystem Services: Best Practice Guide, 2013, lk 9–18. Edaspidi: Defra 2013.
[310]Defra 2013, lk 9–18; OECD 2010, lk 21–31.

põhineda tõendatud kuludel ja kasusaaja välditud kuludel, isegi kui teenuse kogu ühiskondlikku väärtust ei ole rahasse hinnatud.[311]

Makse võib olla tegevuspõhine, näiteks eurot hektari kohta puhverriba säilitamise eest, või tulemuspõhine, näiteks tasu saavutatud veekvaliteedi, vähendatud toitainete koormuse või taastatud märgala funktsiooni eest. Tegevuspõhine makse on lihtsamini kontrollitav ja jätab loodusliku varieeruvuse riski suuremas osas ostjale; tulemuspõhine makse seob avaliku või erasektori kulu otsesemalt keskkonnatulemusega, kuid paneb suurema ilma-, hüdroloogia- ja mõõtmisriski pakkujale. Hübriidskeemides makstakse baastasuna meetme rakendamise eest ning lisatakse tulemusboonus.

Tõhus PES-skeem eeldab teenuse või seda tagava maakasutusviisi selget määratlemist, lähteolukorra fikseerimist, täiendavust, tingimuslikkust ja piisavat seiret. Täiendavus tähendab, et tasu makstakse tegevuse eest, mis ei toimuks samas ulatuses ilma toetuseta ega seisne üksnes juba kohustusliku nõude täitmises. Tingimuslikkus tähendab, et väljamakse sõltub kokkulepitud tegevuse tegemisest või tulemuse saavutamisest. Samuti tuleb hinnata tulemuse püsivust, koormuse võimalikku ülekandumist teise kohta, maaomanike ja kohalike kogukondade õigusi ning skeemi tehingu- ja seirekulusid.[312]

Ökosüsteemiteenuste tasustamise peamised piirangud ei seisne üksnes monetiseerimise keerukuses. Probleeme võivad tekitada teenuse biofüüsikalise tekkimise ebakindlus, paljude kasusaajate hajutatus, kõrged lepingute ja seire kulud ning oht, et tasu asendab saastaja kohustuse vältida või vähendada enda põhjustatud kahju. Saastaja maksab põhimõttega kooskõla on tugevam juhul, kui tasu rahastab kasusaaja täiendavat teenust või avalikku hüve, mitte kohustusliku saastekontrolli täitmist saastaja asemel. Seetõttu tuleb PES-i käsitada regulatiivseid miinimumnõudeid täiendava, mitte neid üldjuhul asendava instrumendina.

Euroopa Liidus kasutatakse ökosüsteemide ja nende teenuste kaardistamiseks ja hindamiseks MAES-raamistikku ning ökosüsteemiarvestuse arendamiseks INCA-lähenemist. ÜRO SEEA ökosüsteemiarvestus annab statistilise raamistiku teenuste pakkumise, kasutamise ja rahalise väärtuse sidumiseks majandusarvestusega. Ühendkuningriigi ENCA juhend koondab praktilisi looduskapitali ja ökosüsteemiteenuste hindamise meetodeid, samas kui Madalmaad on koostanud riiklikke ökosüsteemiteenuste füüsilisi ja rahalisi kontosid.[313]

[311]OECD 2010, lk 73–103; Defra 2013, lk 19–35.
[312]OECD 2010, lk 41–72; Forest Research, Payments for ecosystem services, land manager networks and social capital: a review, 2018, lk 8–13.
[313]Euroopa Komisjon jt, Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment, 2020; Eurostat, Accounting for ecosystems and their services in the European Union, 2021; ÜRO, Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem

Veeökosüsteemide teenuste hindamisel alustatakse tavaliselt teenuse biofüüsikalisest mõõtmisest või modelleerimisest - näiteks kinnipeetud lämmastiku kogusest, puhastatud vee mahust, välditud üleujutuskahjust või rekreatiivsete külastuste arvust - ning alles seejärel valitakse sobiv rahaline hindamismeetod. Kasutada võib välditud puhastus- või kahjukulu, asenduskulu, tootlikkuse muutust, turukäitumisest tuletatud väärtust, deklareeritud maksevalmidust või väärtuse ülekandmist. Erinevad meetodid mõõdavad erinevaid väärtuse komponente ning nende tulemusi ei tohi ilma kattuvusi kontrollimata kokku liita.

Prantsusmaal kujundas mineraalvee tootja Vittel valgalapõhise skeemi, millega hüvitati põllumajandustootjatele intensiivsest tootmisest loobumise, väetamise vähendamise, sõnnikukäitluse muutmise ja muu põhjavee nitraadikoormust vähendava tegevuse kulud. Ettevõte rahastas ka tehnilist nõustamist ja osaliselt vajalikke investeeringuid. Skeemi ostjaks oli seega otsene majanduslik kasusaaja, kelle joogiveeallika kvaliteedi säilimine oli ettevõtte põhitegevuse eeltingimus.[314]

Inglismaal on South West Wateri Upstream Thinking programm kasutanud valgalapõhist lähenemist, mille kaudu vee-ettevõte ja partnerorganisatsioonid toetavad põllumajandustootjaid ja maaomanikke mulla, märgalade ja jõgede seisundit parandavate meetmete rakendamisel. Fowey valgla piloodis kasutati muu hulgas pöördoksjonit, kus maaomanikud esitasid pakkumused veekvaliteeti parandavate investeeringute tegemiseks ning toetuse andja sai valida kõige kulutõhusamad pakkumused. Skeemi eesmärk on vähendada toorvee puhastamise vajadust ja vältida kallimaid lõpp-puhastuslahendusi.[315]

3.5.3 Instrumentide mõjude eelhindamine ja võrdlev tõhusus

3.5.3.1 Eelhindamise roll ja ülesanded instrumentide valikus

Euroopa Komisjoni juhendi alusel on mõjude eelhindamine „protsess, mis hõlmab poliitikaprobleemide ja neile vastavate poliitikameetmete struktureeritud analüüsi. Selle käigus kujundatakse poliitikaeesmärgid ja alternatiivsed poliitikavalikud ning hinnatakse nende mõju. Samuti käsitletakse subsidiaarsust, valikute proportsionaalsust ning seda, kuidas poliitikat tulevikus seirata ja hinnata“[316].

Accounting, 2022; HM Treasury ja Defra, Enabling a Natural Capital Approach, 2026; Statistics Netherlands, Experimental monetary valuation of ecosystem services and assets in the Netherlands, 2019.

[314]Danièle Perrot-Maître, The Vittel Payments for Ecosystem Services: A “Perfect” PES Case?, International Institute for Environment and Development, 2006, lk 5–24.

[315]Defra, Payments for Ecosystem Services Action Plan, 2013, lk 21–22; Defra, Payments for Ecosystem Services Pilot Projects: Key Findings, 2016, lk 5–9.

[316] https://commission.europa.eu/law/law-making-process/better-regulation/better-regulation-guidelines-and-toolbox/better-regulation-toolbox_en

Sünteesides Euroopa Komisjoni õigusloome mõjuhindamise metoodika VRD ühise rakendusstrateegia WATECO majandusjuhendi[317] ja VRD planeerimisprotsessi juhendi suunistega[318], saab veepoliitika instrumentide eelhindamise protsessi mõtestada kui etapiviisilist filtrit, millega sõelutakse välja sobivad instrumendid SMP paremaks rakendamiseks veevaldkonnas. [319]

1. **Õigusliku sobivuse/teostatavuse** hindamisel tehakse kindlaks, kas instrument on kooskõlas erinevate oluliste õiguspõhimõtete ja nõuetega, sh ja esmajoones „saastaja maksab" põhimõttega, aga ka vee raamdirektiivi keskkonnaeesmärkidega; „ei kahjusta oluliselt" põhimõttega; veeteenuste kulude katmise nõuetega; riigiabi ja konkurentsireeglitega; omandi- ja ettevõtlusvabaduse piirangute proportsionaalsusega.
2. **Rakendatavuse** hindamisel tehakse kindlaks, kas instrumendi rakendamiseks on olemas mõõdetav maksubaas või loaobjekt; kas saastaja või kasutaja on tuvastatav; kas järelevalve on teostatav mõistliku kuluga; kas andmed on olemas; kas institutsioonidel on võimekus instrumendi jõustamiseks; kas instrumenti on võimalik kommunikeerida ja poliitiliselt kaitsta.
3. **Proportsionaalsuse ja jaotusmõju** hindamise ülesanne on tagada, et instrumentide elluviimisega kaasnevad kulud ei langeks ebaproportsionaalselt ühele rühmale (nt väikestele veeteenuse tarbijatele, põllumajandustootjatele, KOV-idele või väikestele ettevõtjatele). Selle mõju hindamiseks saab kasutada jaotusmõju analüüsi; taskukohasuse analüüsi; konkurentsivõime mõju; regionaalse mõju analüüsi; vaesus- ja sotsiaalse mõju analüüsi.
4. **Keskkonnatõhususe** hindamisel vastatakse küsimusele, kas instrument vähendab tegelikku survet veekogumile. Selle kindlakstegemiseks kasutatakse survete ja seisundi analüüsi; koormusmudeleid; riskihindamist; ökoloogilist eksperthinnangut jms. See on oluline eelkõige tehniliste meetmete eelhindamisel.
5. **Kulutõhususe** hindamine seob seatud eesmärgi instrumendi või instrumentide paketiga. Küsimus on, millised instrumendid saavutavad eesmärgi madalaima ühiskondliku kuluga.

OECD on vee raamdirektiivi majandusanalüüsi rakendamise puhul rõhutanud, et liikmesriikide probleemid on sageli seotud just saastaja tuvastamise, andmete, meetodite, ruumilise mõõtkava ja kasude monetiseerimise raskustega[320].

[317] WATECO 2003.
[318] European Commission, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No 11: Planning Process, 2003.
[319] European Commission, Better Regulation Guidelines, SWD(2021) 305 final, 2021; WATECO 2003; European Commission, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No 11: Planning Process, 2003.
[320] OECD, Implementing Water Economics in the EU Water Framework Directive, OECD Publishing, https://www.oecd.org/en/publications/implementing-water-economics-in-the-eu-water-framework-directive_d6abda81-en/full-report.html, vaadatud 8.06.2026.

3.5.3.2 Instrumentide tõhusus

Rahvusvahelised võrdlus- ja eksperdiuuringud ei anna ühest vastust, milline üksik poliitikainstrument või instrumenditüüp on veekeskkonna kaitsel alati kõige tõhusam. Tulemused sõltuvad muu hulgas koormuse liigist, mõõdetavusest, saasteallikate arvust, valglatingimustest, haldussuutlikkusest ja olemasolevast õigusraamistikust. Seetõttu rõhutatakse kirjanduses tavaliselt koordineeritud instrumendikogumi kasutamist, mis ühendab regulatiivsed nõuded, majandushoovad, toetused, seire ja teabemeetmed. Samas ei ole instrumentide kombineerimine iseenesest tõhususe garantii: kattuvad või vastuolulised instrumendid võivad suurendada halduskulu ja vähendada majanduslikku tõhusust.[321]

Võrdlusuuringutest saab siiski teha järgmised üldistavad järeldused:

- Saastaja maksab põhimõttel põhinevad tasud, maksud ja vastutusskeemid on kõige vahetumalt rakendatavad olukorras, kus heide, veevõtt või muu koormus on piisavalt usaldusväärselt mõõdetav ning vastutav isik on tuvastatav. Hajureostuse ja ajaloolise reostuse puhul muudavad allikate paljusus, looduslik varieeruvus ja pikk viiteaeg põhjusliku seose ning kulude jaotamise oluliselt keerukamaks.[322]

- Toetused, ökosüsteemiteenuste maksed ja muud „saastajale makstakse“ tüüpi lahendused on praktiliselt olulised eelkõige hajukoormuse vähendamisel, maaomanike koostööd eeldavate meetmete ja looduspõhiste lahenduste puhul. Nende keskkonnatõhusus sõltub siiski sellest, kas toetatakse õigusliku miinimumtaseme ületavaid tegevusi, kas meede on asukohapõhiselt sihitud ning kas makse on seotud kontrollitava tegevuse või tulemusega. Täiendavuse, tingimuslikkuse, seire ja püsivuse puudumisel võib avalik rahastus asendada tegevusi, mis oleksid toimunud ka ilma toetuseta.[323]

- Regulatsioon, tehnoloogiapõhised nõuded ning head majandamispraktikad on vajalikud miinimumtaseme kehtestamiseks ja olukordades, kus lubamatu riski vältimist ei saa jätta üksnes hinnasignaalide või vabatahtlike valikute hooleks. Nende mõju sõltub nõuete selgusest, seirest,

[321] OECD, Instrument Mixes for Environmental Policy. OECD Publishing, 2007, lk 15–19 ja 63–90. Edaspidi: OECD 2007.
[322] OECD, Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Publishing, 2017, lk 59–61. Edaspidi: OECD 2017; OECD, The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238, OECD Publishing, 2024, lk 22–30. Edaspidi: OECD 2024.
[323] OECD 2017, lk 60–61 ja 86–94; Sven Wunder, „Revisiting the concept of payments for environmental services“, Ecological Economics, 117, 2015, lk 234–243.

jõustamisest ja rakendajate suutlikkusest. Majandushoovad ja toetused toimivad sageli tõhusamalt siis, kui need lisanduvad usutavale regulatiivsele baastasemele, mitte ei asenda seda.[324]

Seega keskenduvad rahvusvahelised uuringud harva instrumentide lihtsale järjestamisele tõhususe alusel. Enamasti analüüsitakse, milline instrumentide kombinatsioon sobib konkreetse koormuse ja institutsionaalse olukorraga, kuidas jagunevad kulud saastajate, kasusaajate ja avaliku sektori vahel ning millised kujundusvalikud suurendavad meetmete täiendavust, kulutõhusust ja jõustatavust.[325]

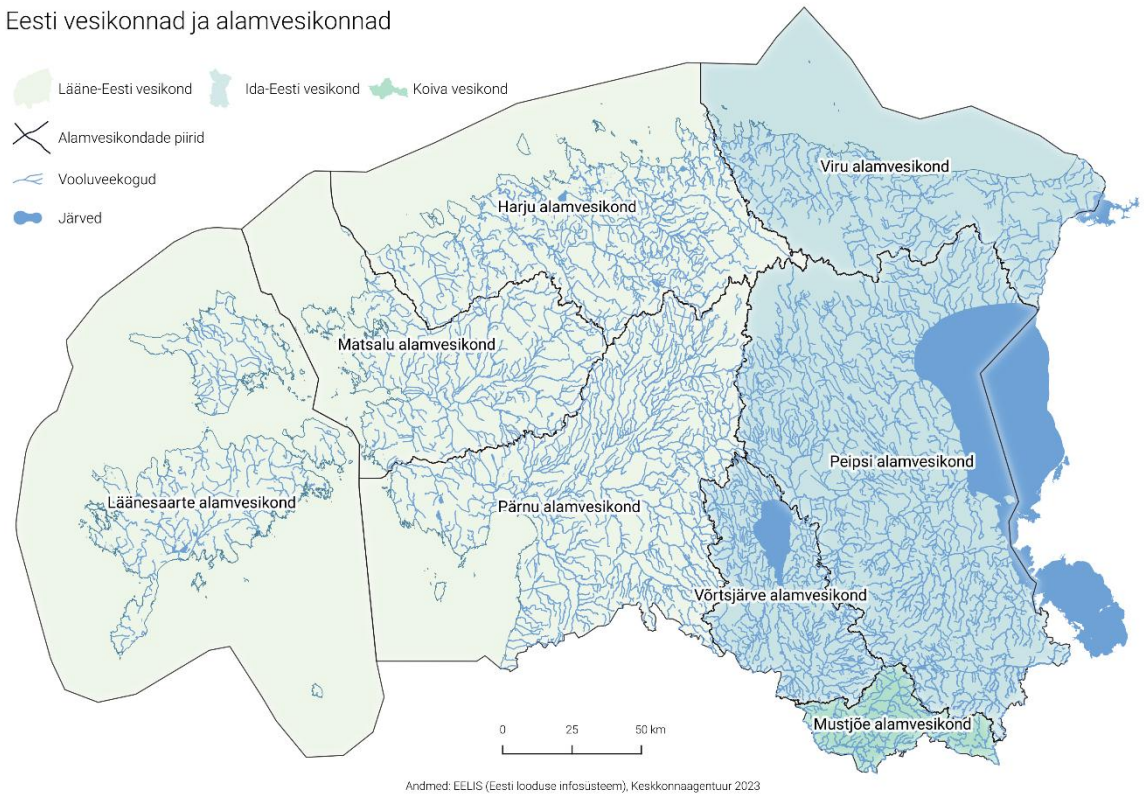
Lisas 8.3 on esitatud OECD materjalide põhjal argumente ja järeldusi erinevate poliitikainstrumentide (ja/või nende disainielementide) tõhususe, sh tõhususe tegurite kohta.

[324] OECD 2017, lk 59–61; Neil Gunningham, Peter Grabosky ja Darren Sinclair, Smart Regulation: Designing Environmental Policy. Clarendon Press, 1998, lk 375–453.
[325] OECD 2007, lk 15–19; OECD 2017, lk 57–61 ja 95–101; OECD 2024, lk 39–45.

4 Eesti vesi: veekogumite seisund, veevarud ja koormused

4.1 Eesti vesikonnad

Eesti jaguneb kolmeks vesikonnaks (joonis 1) ning kõik kolm vesikonda on piiriülesed. Eesti vesikonnad on Ida-Eesti, Lääne-Eesti ja Koiva vesikond ja need hõlmavad nii maismaa- kui ka mereala. Varasemalt jagunesid vesikonnad omakorda ka alamvesikondadeks. Nendeks olid Viru, Peipsi, Võrtsjärve, Harju, Matsalu, Pärnu, Läänesaarte ja Mustjõe alamvesikonnad. Alates 2019. aasta 1. oktoobrist kaotati alamvesikondade mõiste.[326] Veeseaduse mõistes on vesikond maa- ja mereala, mis koosneb ühest või mitmest kõrvuti asetsevast valgalast koos põhjavee ja rannikuveega[327].



Joonis 1. Eesti vesikonnad ja alamvesikonnad

[326] Keskkonnaportaal, „Vesikonnad ja alamvesikonnad Eestis“, https://keskkonnaportaal.ee/et/vesikonnad-ja-alamvesikonnad-eestis, vaadatud 8.06.2026.
[327] VeeS, § 26 lõige 3

Vesikondlik jaotus määrab veemajanduskavade ulatuse. Vastavalt veeseadusele[328] koostatakse iga vesikonna kohta veemajanduskava, milles kavandatakse vesikonna vee kasutamine ja kaitse.

4.2 Veekogumid Eestis ja nende seisund

Mõisteliselt eristatakse veekogusid ja veekogumeid. Veekogu on „püsiv või ajutine voolava, aeglaselt liikuva või seisva veega täidetud süvend“[329]. Veekogum on selgelt eristuv ja oluline osa pinnaveest (veekogu või selle osa) või põhjaveest. Veepoliitika raames hinnatakse veekogumite seisundit ning neile on suunatud oluline osa veemajanduskavade meetmetest.

4.2.1.1 Pinnaveekogumid

Pinnaveekogum on selgelt eristuv ja oluline osa pinnaveest, nagu järv, jõgi, oja, paisjärv, peakraav, kanal, kraav või nende osa, siirdevesi või rannikuvee osa[330]. Veeseaduse § 54 lõike 7 ning § 61 lõigete 2 ja 4 alusel kehtestatud määrus[331] eristab (a) vooluveekogumeid, (b) maismaa seisuveekogumeid ja (c) rannikuveekogumeid. Vooluveekogu, maismaa seisuveekogu ning rannikuvesi jagunevad omakorda looduslikuks veekoguks, tugevasti muudetud veekoguks ning tehisveekoguks. [332]

Vooluveekogumid jagunevad valgala suuruse ning vee orgaanilise aine sisalduse ja värvuse alusel, vooluveekogudel on 9 tüüpi. Maismaa seisuveekogud jagunevad samuti 9 tüübiks ning jaotus käib vee pindala, vee keemilise koostise (karedus ja kloriidide sisaldus), vee kihistumise ning vee värvuse järgi. Rannikuveed jagunevad soolsuse, hüdroloogiliste tingimuste (avatud või varjatud), sügavuse ja kihistumise alusel. Eristatakse 6 tüüpi rannikuveekogumeid.[333]

Pinnaveekogumeid on Eestis kokku 774, nendest 635 on vooluveekogumid, 93 maismaa seisuveekogumid ning 16 rannikuveekogumid. [334]

Pinnavee seisundit hinnatakse kahe komponendi – ökoloogilise ja keemilise – alusel. Seisundi hindamine toimub kvaliteedielementide ja kvaliteedinäitajate alusel. Pinnaveekogumite ökoloogilise seisundi hinnangu koostamisel võetakse arvesse bioloogilisi ja füüsikalis-keemilisi kvaliteedinäitajaid,

[328] VeeS § 43 lõige 2
[329] VeeS § 3 lõige 1
[330] VeeS § 11
[331] Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused
Vastu võetud 16.04.2020 nr 19
[332] Samas https://www.riigiteataja.ee/akt/121042020061
[333] Samas
[334] Kliimaministeerium, Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022–2027, 2022, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/L%C3%A4%C3%A4ne-Eesti%20vesikonna%20veemajanduskava%202022-2027.pdf, vaadatud 8.06.2026.

vesikonnaspetsiifilisi saasteaineid ning hüdromorfoloogilist seisundit. Ökoloogiline seisund (ÖSE) jaotatakse viide seisundiklassi: [335]

- väga hea;
- hea;
- kesine;
- halb;
- väga halb.

Tugevasti muudetud ning tehisveekogumil ei määrata ökoloogilist seisundit vaid ökoloogilist potentsiaali (ÖP). Eristatakse nelja klassi ökoloogilist potentsiaali: väga hea, hea, kesine ja halb. Ökoloogiline potentsiaal iseloomustab seda, kuivõrd selle veekogumi ökosüsteemi struktuur ja funktsioneerimine vastavad kõige sarnasema loodusliku pinnaveekogumi omale.[336]

Pinnaveekogumite ökoloogilise seisundi koostamisel võetakse arvesse järgmisi kvaliteedielemente:

1) bioloogilised:
   - fütoplankton (seisu- ja rannikuveekogumid) – lühend FÜPLA;
   - kalda- ja veetaimed (seisuveekogumid) – lühend MAFÜ;
   - bentilised ränivetikad (fütobentos; voolu- ja seisuveekogumid) – lühend FÜBE;
   - bentilised ränivetikad ja kalda- ja veetaimed (vooluveekogumid) – lühend MAFÜ-FÜBE;
   - põhjataimestik (rannikuveekogumid) – lühend MAFÜ;
   - suurselgrootud põhjaloomad (voolu-, seisu- ja rannikuveekogumid) – lühend SUSE;
   - kalad (voolu- ja seisuveekogumid) – lühend KALA;
2) vee füüsikalis-keemilised üldtingimused (vooluveekogumid, seisuveekogumid, rannikuveekogumid) – lühend FÜKE;
3) vesikonnaspetsiifilised saasteained (vooluveekogumid, seisuveekogumid, rannikuveekogumid) – lühend SPETS;
4) hüdromorfoloogia (vooluveekogumid, seisuveekogumid, rannikuveekogumid) – lühend HÜMO.

Pinnaveekogude keemilist seisundit hinnatakse kahe seisundiklassi järgi: hea ja halb. Hea puhul ei ületata prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete ning teatavate muude saasteainete

[335] Keskkonnaministri 16.04.2020 määrus nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“, RT I, 21.04.2020, 61. Edaspidi: pinnaveekogumite seisundi määrus.
[336] Pinnaveekogumite seisundi määrus.

keskkonnakvaliteedi piirväärtusi ning halva puhul neid piirväärtusi ületatakse.[337] Pinnaveekogumite keemiline seisund hinnatakse vastavalt keskkonnaministri 24.07.2019 määruse nr 28 paragrahvides 2 ja 3 loetletud ainete sisalduse järgi vees, elustikus või veekogu põhjasettes. Pinnaveekogumi koondseisund määratakse veekogumi ökoloogilise seisundi (ÖSE) või ökoloogilise potentsiaali (ÖP) ja veekogumi keemilise seisundi (KESE) järgi arvestades halvemat tulemust.

Tabel 1. Pinnaveekogumi koondseisundi määramine ökoloogilise seisundi või ökoloogilise potentsiaali ja keemilise seisundi põhjal

ÖSE	KESE	KOONDSEISUND
väga hea	hea	väga hea
väga hea ÖP	hea	väga hea
hea	hea	hea
hea ÖP	hea	hea
kesine	hea	kesine
kesine ÖP	hea	kesine
halb	hea	halb
halb ÖP	hea	halb
väga halb	hea	väga halb
väga hea	halb	halb
väga hea ÖP	halb	halb
hea	halb	halb
hea ÖP	halb	halb
kesine	halb	halb
kesine ÖP	halb	halb
halb	halb	halb
halb ÖP	halb	halb
väga halb	halb	väga halb

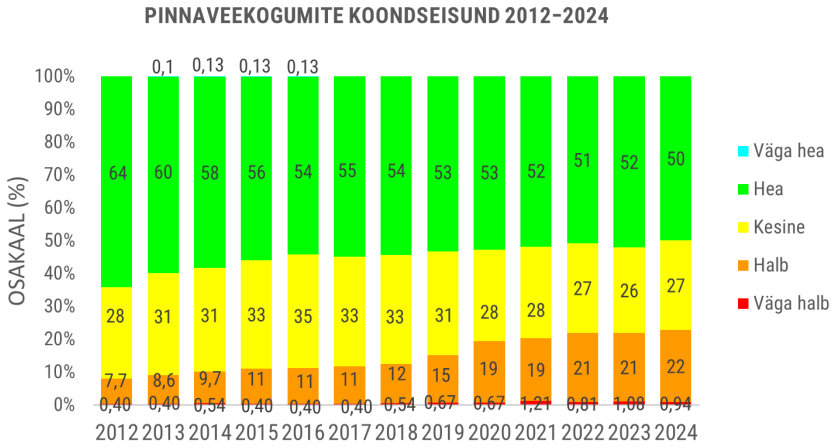
Veeseaduse alusel on pinnavee kaitse eesmärk vähemalt hea seisund.[338] 2024. aasta vahehinnangu kohaselt on 774 pinnaveekogumist 50% heas koondseisundis, 27% kesises koondseisundis, 22% halvas koondseisundis ning 0,94% väga halvas koondseisundis (maismaa seisuveekogumitest Harku järv, Vööla meri, Hino järv; vooluveekogumitest Karjamaa, Lohja ja Lehtma ning rannikuveekogumitest Haapsalu laht), väga heas koondseisundis veekogumid puuduvad (joonis 2).[339]

Alates 2012. aastast kuni 2024. aastani on pinnaveekogumite koondseisund pigem halvenenud (joonis 2). Heas seisundis pinnaveekogumite arv on vähenenud ning halvas seisundis veekogude arv on suurenenud. Kesises seisundis veekogude arv tõusis kuni aastani 2018, kuid hakkas siis vähenema.

[337] Pinnaveekogumite seisundi määrus; Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas, ELT L 348, 24.12.2008, lk 84–97.
[338] VeeS, § 32
[339] Veekogumite koondseisund 2024

Samal ajal hakkas halvas seisundis olevate veekogude arv tõusma. Alates 2017. aastast ei ole ükski pinnaveekogum olnud väga heas seisundis.

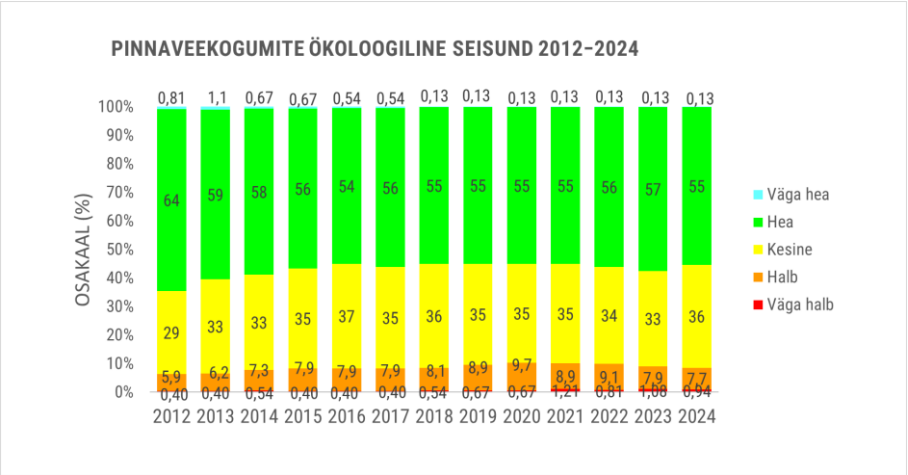
Oluliseks põhjuseks, miks kesises ja halvas seisundis veekogumite osakaal on kasvanud, on tõsisasi, et suurema osa (2024. aasta seisuga 72%) pinnaveekogumite puhul on keemiline seisund seiramata ja hindamata. Neile veekogumitele antakse rakendatava metoodika alusel seisundihinnang "hea" usaldusväärsusega "0".[340] Iga-aastaselt on lisandunud seiratud veekogumite arv, millest osade puhul selgub seireandmetest, et nende keemilise seisund ei ole erinevalt metoodikas eeldatust tegelikult hea.



Joonis 2. Pinnaveekogumite koondseisund 2012-2024

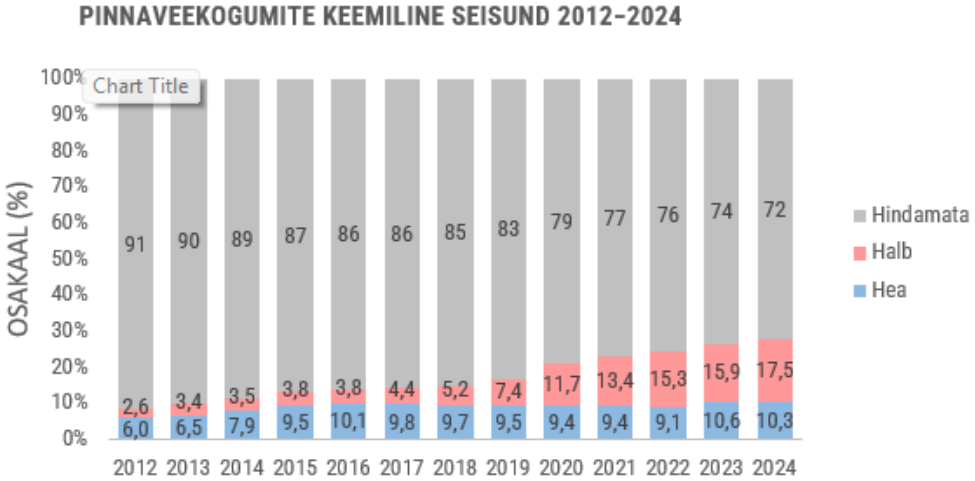
Heas ökoloogilises seisundis oli 2024. aastal 55% veekogumitest, kesises seisundis 36%, halvas seisundis 7,7% ning väga halvas seisundis 0,94% (4 veekogumit). 1 veekogumi ehk 0,13% veekogumite seisund oli väga hea (joonis 3). Võrreldes perioodi algusega on heas ökoloogilises seisundis veekogumite osakaal kahanenud 9% võrra ning kesises seisus veekogumite osakaal kasvanud 7% võrra. Viimsel 10 aastal on veekogumite jaotus ökoloogilise seisundi klassides püsinud küllalt stabiilsena.

[340] Keskkonnaportaal, „Eesti pinnaveekogumite seisundihindamise metoodika täpsustused“, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pinnavesi/pinnaveekogumite-seisundiinfo, vaadatud 8.06.2026.



Joonis 3. Pinnaveekogumite ökoloogiline seisund 2012-2024

Keemilise seisundi alusel jagunesid pinnaveekogumid 2024. aastal järgmiselt: heas seisundis oli 10,3% veekogumitest, halvas seisundis 17,5% ning hindamata jäi 72% (joonis 4). Kuigi hindamata veekogumite osakaal on aja jooksul vähenenud, moodustab see endiselt suure enamuse. Senised trendid näitavad, et varasemalt mitteseiratud veekogumite seas on ülekaalus halva keemilise seisundiga veekogumid.



Joonis 4. Pinnaveekogumite keemiline seisund 2012-2024

Veeseadus loob VRDle tuginedes aluse erandite seadmiseks veekogumite keskkonnaeesmärkide saavutamisel - eesmärkide tähtaegade pikendamiseks või madalama eesmärgi kui seda on "hea

seisund" või "hea ökoloogiline potentsiaal" seadmiseks[341]. Erandite seadmine toimub kord kuue aasta jooksul VMK protsessis. VMK III perioodil käsitleb tingimusi ja põhimõtteid, mille alusel võib veekogumite “hea seisundi ja hea ökoloogilise potentsiaali” eesmärkidest kõrvale kalduda juhul, kui hea seisundi saavutamine ettenähtud tähtajaks ei ole võimalik, VMK lisas 10 esitatud metoodika. Vastavalt metoodikale tuleb enne erandi rakendamist tuleb hinnata veekogumi seisundit, seda mõjutavaid survetegureid ning võimalike meetmete tõhusust. Erandeid, nagu tähtaja pikendamine või leebemate eesmärkide seadmine, võib kasutada näiteks siis, kui eesmärkide saavutamine on takistatud looduslike tingimuste, tehniliste piirangute või ebaproportsionaalselt suurte kulude tõttu. Erandite rakendamine peab olema põhjendatud ja läbipaistev ning eeldab, et kõik mõistlikud meetmed on eelnevalt läbi kaalutud. Samuti tuleb tagada, et erand ei põhjusta teiste veekogumite seisundi halvenemist ega ole vastuolus muude keskkonnanõuetega. Vajaduse korral tuleb teha täiendavaid uuringuid, et selgitada probleemide põhjuseid ning valida kõige sobivamad meetmed, tagades samal ajal veekeskkonna kaitse võimalikult tõhusal viisil.[342]

III perioodi veemajanduskavades rakendati hea seisundi saavutamise tähtaja pikendamise erandeid (VRD art 4.4) 323 pinnaveekogumile ja leebema eesmärgi seadmise erandeid (VRD art 4.5) 76 pinnaveekogumile.

Tabel 2. III perioodi veemajanduskavades rakendatud erandid pinnaveekogumite seisundi eesmärkidele:[343]

Vesikond	VRD 4.4 a erandiga (hea seisundi saavutamise tähtaja pikendamine) pinnaveekogumid	VRD 4.5 erandiga (leebema keskkonnaeesmärgi seadmine) pinnaveekogumid
Lääne-Eesti	158	35
Ida-Eesti	155	37
Koiva	10	4
Kokku	**323**	**76**

4.2.1.2 Põhjaveekogumid

Põhjaveekogum on põhjaveekihis või -kihtides selgesti eristatav veemass.[344] Põhjaveekogumid jaotatakse peamiste põhjaveekogumite kihtide järgi. Põhjaveekihid on[345]:

[341] VeeS, § 38-42
[342] Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikondade veemajanduskavad 2022-2027. Lisa 10. Erandite kaalumise metoodika. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Lisa%2010%20Erandite%20kaalumise%20metoodika_0.pdf
[343] Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikonna veemajanduskavad 2022–2027, 2022.
[344] VeeS, § 12
[345] Keskkonnaministri määrus, Põhjaveekogumite nimekiri ja nende eristamise kord, seisundiklassid ja nende määramise kord, seisundiklassidele vastavad keemilise seisundi määramiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate väärtused ja koguselise seisundi määramiseks kasutatavate näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende sisalduse läviväärtused põhjaveekogumite kaupa ja

- Kambriumi–Vendi põhjaveekogumid;
- Ordoviitsiumi–Kambriumi põhjaveekogumid;
- Ordoviitsiumi põhjaveekogumid (tihti koos kvaternaari kihiga);
- Siluri–Ordoviitsiumi põhjaveekogumid (sageli koos kvaternaari kihiga);
- Siluri põhjaveekogumid;
- Devoni põhjaveekogumid, mis jagunevad omakorda:
    - Kesk-Alam-Devoni;
    - Kesk-Devoni;
    - Ülem-Devoni;
- Kvaternaari põhjaveekogumid.

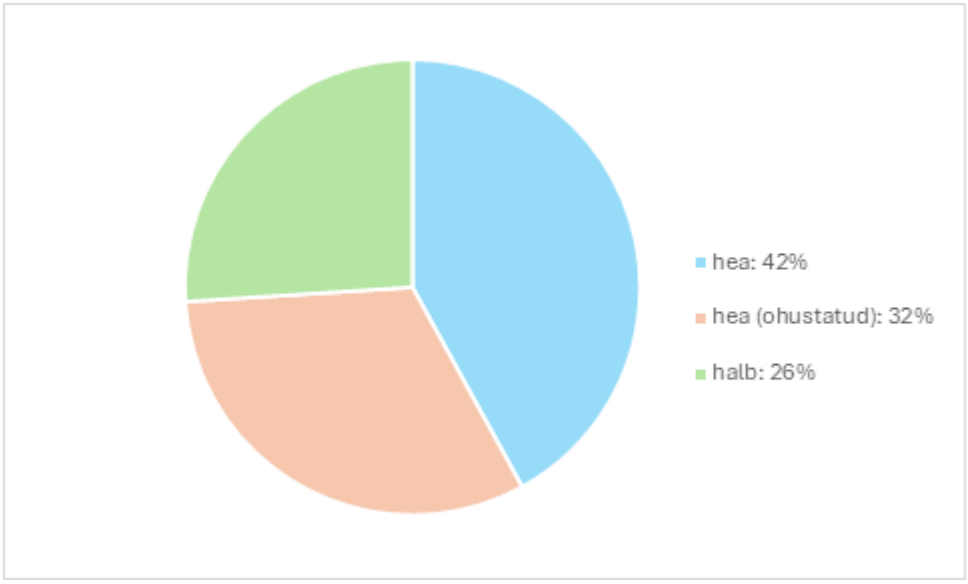
Põhjaveekogumi seisundit iseloomustavad looduslähedus järgi kaks seisundiklassi: hea ja halb. Põhjaveekogumi seisundi määramisel võetakse arvesse keemilist seisundit ja koguselist seisundit, kusjuures seda olenevalt sellest, kumb neist kahest on halvem. Seetõttu on põhjaveeseisund hea vaid siis, kui nii keemiline seisund kui ka koguseline seisund on head. Kui põhjavee senine hea seisund võib inimtegevuse tõttu muutuda halvaks, on põhjaveekogum ohustatud. „Põhjaveekogumi seisundiklassi määramisel arvestatakse inimtegevuse mõju ja põhjaveekogumi hüdrogeoloogilisi tingimusi, sh põhjavee kaitstust ning põhjaveest sõltuvate ökosüsteemide seisundit. Põhjaveekogumi keemiline seisund näitab inimtegevusest tingitud põhjavee keemilise koostise muutusi ning põhjavee koguseline seisund näitab, millisel määral mõjutab põhjaveekogumit veevõtt.“

Veeseaduse alusel on põhjavee kaitse eesmärk hea seisund[346]. Viimase, 2020. aastal läbi viidud hindamise alusel on Eesti 31 põhjaveekogumist 8 ehk 26% koondseisund on halb. Heas seisundis on 23 veekogumit (74%), kuid nendest 10 (32% kõigist põhjaveekogumitest) on ohustatud (joonis 5).[347]

kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning taustataseme määramise põhimõtted, Vastu võetud 01.10.2019 nr 48 https://www.riigiteataja.ee/akt/102102019005

[346] VeeS, § 34

[347] Keskkonnaportaal, „Põhjavesi“, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pohjavesi, vaadatud 8.06.2026.



Joonis 5. Heas, ohustatud ja halvas koondseisundis olevate põhjaveekogumite jaotus (Andmed: https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pohjavesi)

Eestis on erinevalt paljudest teistest Euroopa riikidest üldiselt rikkalikud veevarud, sest siin ületab sademete hulk aurumise osakaalu. Seetõttu ei ole siin ka enamikes piirkondades põhjaveevarudega probleeme. Erandiks on Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogum Kirde-Eesti piirkonnas, mis on halvas koguselised seisundis. Selle kogumi põhjaveetase on ulatusliku põlevkivi kaevandusvee väljapumpamise tõttu alandatud ning looduslik ressurss on neli korda väiksem, kui sealt võetav põhjavee kogus. Selline seisund püsib seni, kuni põlevkivi kaevandamine selles piirkonnas jätkub. Teiseks erandiks on Kvaternaari Vasavere maapinnalähedane põhjaveekogum. Selles kogumis alandab veehaaretest võetav suur vee kogus põhjaveest sõltuvaid piirkonna Martiska ja Kuradijärvede veetasemeid.[348]

Keemilise seisundi poolest on Eestis põhjaveekogumid väga mitmete erinevate põhjuste tõttu ohustatud või halvas seisundis. Näiteks on Ida-Virumaal Ordoviitsiumi ja Kvaternaari põhjaveekogumites probleemiks 1-aluselised fenoolid, sulfaadid, ammoonium ja keemiline hapnikutarve (PHT). Probleeme tekitavad lokaalselt ka naftasaadused, polüaromaatsed süsivesinikud (PAH-id), benseen ja pestitsiidid. Kirde-Eestis on Sõtke ja Pühajõgi baariumi ja toitainete tõttu halvemas kui heas seisundis. See võib olla põhjustatud põhjavee mõjust ja vajab tulevikus välja selgitamist. Põhjavee halva või ohustatud keemilise seisundi põhjuseks on sageli ka kloriid- ja sulfaatioonide sisalduse kasv, mis on seotud soolase vee sissetungi või tööstusmõjudega. Halvas

[348] Keskkonnaagentuur, Eesti põhjaveekogumite seisund 2020–2023. Seire- ja seisundihinnangute koondaruanne, 2024.

keemilises seisundis on Kirde-Eesti Kambriumi-Vendi Voronka põhjaveekogum, teised põhjaveekogumid, millel on soolase vee sissetungi risk, on hinnatud ohustatud seisundisse. Lääne-Eestis Matsalu piirkonnas on põhjavee halva keemilise seisundi põhjuseks kõrge keemiline hapnikutarve, mis viitab orgaanilise aine sisaldusele. Sarnast probleemi joogivees on täheldatud ka Raplas ning halvas seisundis on ka Prangli saar (kõrge PHT ja pH). Kagu-Eesti Kesk-Devoni põhjavees on leitud taimekaitsevahendite jääke ning üle Eesti esineb enim kloridasoon-desfenüüli ja glüfosaati. [349]

Kesk-Eestis mõjutab põhjavee seisundit eelkõige nitraatide sisaldus. Pandivere piirkonna viimased seireandmed näitavad nitraatide sisalduse kasvutrendi, mis võib omakorda suurendada lämmastiku hulka põhjaveetoitelistes jõgedes. Piirkonda jääb ka nitraaditundlik ala (NTA), kus seiret tehakse tihedamalt ja suuremast arvust seirepunktidest kui tavapärase põhjavee seire käigus. NTA põhjavee seisundit hinnatakse iga nelja aasta järel ning viimased tulemused näitavad, et umbes pooltes Pandivere seirekaevudes on nitraadi keskmine ja maksimaalne sisaldus kasvanud. Lisaks on piirkonna põhjaveest leitud ka piirväärtusi ületavaid taimekaitsevahendite jääke. Erinevate metoodikate tõttu käsitletakse NTA analüüsis nitraatide sisaldust olulisema näitajana kui põhjaveekogumite üldises seisundihindamises. [350]

III perioodi veemajanduskavades rakendati hea seisundi saavutamise tähtaja pikendamise erandeid (VRD art 4.4) 26 põhjaveekogumile ja leebema eesmärgi seadmise erandeid (VRD art 4.5) 2 põhjaveekogumile.

Tabel 3. III perioodi veemajanduskavades rakendatud erandid põhjaveekogumite seisundi eesmärkidele:[351]

Vesikond	VRD 4.4 a erandiga põhjaveekogumid	VRD 4.5 erandiga põhjaveekogumid
Lääne-Eesti	10	0
Ida-Eesti	6	2
Koiva	0	0
Kokku	**26**	**2**

[349] Keskkonnaagentuur, Eesti põhjaveekogumite seisund 2020–2023. Seire- ja seisundihinnangute koondaruanne, 2024.
[350] Keskkonnaagentuur, Nitraaditundliku ala põhjaveeseire 2020–2023 tulemused, 2024.
[351] Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikonna veemajanduskavad 2022–2027, 2022.

4.3 Veevarud, veevõtt ja veekasutus Eestis

4.3.1 Veevarude hindamine

Eestis toimub põhjaveevarude hindamine veeseaduse[352] ning keskkonnaministri määruse[353] alusel. Määruse kohaselt põhineb hindamine hüdrogeoloogilisel uuringul, sh veehaarde, põhjaveekihi, veevõtu, veetasemete, vee kvaliteedi, põhjavee liikumise ja võimalike mõjude analüüsil ning vajadusel modelleerimisel. Täpsemaid metoodilisi suuniseid põhjaveevarude hindamisele annab asjakohane juhend.[354]

Pinnavee puhul käsitletakse veevaru kasutatavust peamiselt veemajanduskavade, veeseisundi hindamise, veeloa ja ökoloogilise miinimumvooluhulga kaudu, mitte eraldi "pinnaveevaru" kehtestamisena.

4.3.2 Veevarude ülevaade

4.3.2.1.1 Põhjavee varud

Hinnanguliselt on Eesti põhjaveekihtide kogu maht ligikaudu 2000 km^3.[355] 2024. aasta 31. detsembri seisuga oli Eestis kehtestatud põhjaveevaru koguses 306 471 m^3/d. 2024. aastal võeti Eestis kehtestatud põhjavarudest põhjavett kokku 84 101 m^3/d, mis moodustab 27% kehtestatud põhjaveevarude kogumahust. Kasutamata põhjavett oli 2024. aastal kehtestatud põhjaveevarude piires koguses 222 370 m^3/d. Sellest järeldub, et Eestis on kehtestatud põhjaveevarud suuremad kui põhjaveevõtt nende varude piires ning põhjavee ületarbimist näha ei ole. Samas on Eestis ka piirkondi, kus on põhjaveevõtt lähenemas kehtestatud põhjaveepiirile. Näiteks kasutas Viimsi vald 2024. aastal 81% vallale kehtestatud põhjaveevarudest (2023. aastal 80%). Ka Vasavere piirkonnas on põhjaveevõtt problemaatiline, seal on põhjavee kehtestatud varudest kasutuses 70% (2023. aastal 73%). Kõige

[352] VeeS, § 203–207

[353] Põhjaveevaru hindamise kord, nõuded põhjaveevaru hindamise ja hüdrogeoloogilise uuringu aruande kohta ning põhjaveevaru kehtestamise aluseks olevate andmete koosseis. Keskkonnaministri määrus. Vastu võetud 15.10.2019 nr 55

[354] Keskkonnaministeerium, Põhjaveevaru hindamise juhend, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Põhjaveevaru%20hindamise%20juhend.pdf, vaadatud 8.06.2026.

[355] Geology and Mineral Resource of Estonia (1997). Edited by Anto Raukas and Ada Teedumäe. https://geoloogia.info/geology/index.html

kriitilisem on olukord Kiviõli linna tööstusalal, kus Kambrium-Vendi veekompleksi veehaarded kasutasid 91% neile kehtestatud põhjaveevarudest, 2023. aastal koguni 98%.[356]

Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüsi[357] kohaselt asuvad veevõtust mõjutatud põhjaveekogumid peamiselt suure elanike arvuga piirkondades ning kaevandus- ja tööstuspiirkondades (Harjumaa, Ida-Virumaa). Suure põhjavee tarbimise ja/või looduslikku põhjaveevarude taastumise aegluse tõttu loetakse ohustatuks 6 põhjaveekogumit (PVK 1, 2, 3, 4, 5b ja 7). [358]

4.3.2.1.2 Pinnaveekogude joogivee varud

Ligikaudu 90% Tallinna ja Maardu elanike joogivesi pärineb pinnaveest, mille peamine allikas on Ülemiste järv. Kuna selle looduslik valgala on väike, on rajatud ulatuslik veehaardesüsteem jõgede, veehoidlate ja kanalitega (u 1800 km²). Olulisimad veevarud paiknevad Ülemiste järves (15,8 mln m³) ning seda täiendavates Paunküla (9,9 mln m³) ja Soodla (7,4 mln m³) veehoidlates. Veevaru sõltub peamiselt sademete hulgast. [359] Pikema põua ajal võivad veetasemed langeda, kuid veehoidlad aitavad tagada piisava veevaru. Samuti on oluline, et tarbijad kasutaksid vett säästlikult, eriti kuivadel perioodidel.[359]

Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsis loetakse veevõtt oluliseks koormuseks juhtudel, kus vesi eemaldatakse veekogumist ning see võib mõjutada veekogumi vooluhulka. Selliseid veekogumeid tuvastati analüüsis 1 - Lääne-Eesti vesikonnas paiknev Soodla jõgi ja Soodla Veehoidla, kust on veevõtu osakaal 5 aastal olnud üle 10% aastasest vooluhulgast, vastavalt 17% - 30%. Kõik teised Eesti pinnaveekogumid on veevõtu poolt vähe mõjutatud, millest järeldatakse, et veevõtu koormus ei ole vesikonna tasandil oluliseks surveteguriks. [360]

[356] Keskkonnaagentuur, Põhjaveevaru bilansi aastaaruanne 2024, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/p%C3%B5hjavesi/P%C3%B5hjaveebilansi%20aruanne%202024.pdf
[357] Põhjavee koormuste analüüs 2025.
[358] Põhjavee koormuste analüüs 2025.
[359] Tallinna Vesi As aastaaruanne 2024 https://static1.squarespace.com/static/67c56e1a588bca377a2e80a8/t/67e0f618e9bcd6622b2983d2/1742796327881/Tallinna+Vesi+2024+EST_web.pdf
[360] Pinnavee koormuste analüüs 2025.

4.3.3 Veevõtu ja veekasutuse trendid

Statistikaameti andmetel on pinnavee veevõtt Eestis aastatel 2015-2024 suures pildis vähenenud (tabel 4). Põhjavee veevõtt on aastate lõikes minimaalselt suurenenud, kuid suures pildis olnud väga sarnane. Kaevandusvee veevõtt on aastate jooksul olnud muutuv, kõige rohkem on kaevandusvett võetud aastal 2017 ning kõige vähem aastal 2024. Merevee ja mineraalvee veevõtt on aastate jooksul pigem suurenenud. Kõikide allikate veevõtt kokku on aastatel 2015-2024 olnud kõikuv. Kuni aastani 2019 oli veevõtt samas suurusjärgus, kuid aastal 2020 langes see oluliselt. Aastatel 2021-2022 tõusis veevõtt uuesti märgatavalt. Aastatel 2023-2024 on veevõtt eelneva kahe aastaga võrreldes oluliselt langenud. Lisamärkusena toon välja, et alates 2018. aastast lisandus tabelisse tegevusala: toidu ja joogi serveerimine.[361]

Tabel 4. Veevõtt Eestis aastatel 2015-2024, tuhat m³ [Tabeli pealkirjad, sh viide Statistikaamet mõõtmisele, KK048]

Aasta	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Vesi kokku	1 615 042	1 755 897	1 788 231	1 608 206	1 006 121	861 577	1 000 668	1 205 525	793 290	654 301
Põhjavesi	44 094	44 326	44 839	46 620	44 912	44 976	46 074	45 922	46 432	45 491
Kaevandus-vesi	157 111	177 080	202 016	166 594	183 829	176 278	186 695	190 591	174 933	155 833
Pinnavesi	1 410 050	1 530 449	1 537 535	1 391 623	775 287	635 295	761 809	964 774	567 627	446 407
Merevesi	3 768	4 042	3 817	3 348	2 069	5 001	6 061	4 206	4 268	6 539
Mineraal-vesi	18	9	23	21	24	27	29	32	30	30

Kõige rohkem kasutatakse Eestis vett jahutuse eesmärgil (tabel 5). Sellele järgnevad olme ja tööstus, kus kasutatakse vett suhteliselt sarnastes kogustes. Energeetikas ja põllumajanduses kasutatakse teiste kasutusaladega võrreldes tunduvalt vähem vett. Kõige vähem vett kasutatakse niisutuseks. Kõikide veekasutusalade peale kokku on aastatel 2015-2024 veekasutus olnud väga kõikuv. 2015-2018 oli veekasutus samas suurusjärgus, kuid see langes märgatavalt aastal 2019 ning oli madalam aastani 2021. 2022. aastal tõusis veekasutus uuesti kuid langes siis 2023. ja 2024. aastal võrreldes varasemaga veel madalamale.[362]

[361] Statistikaamet, tabel KK048 „Veevõtt ja veekasutus“, https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__loodusvarad-ja-nende-kasutamine__veekasutus/KK048, vaadatud 8.06.2026.

[362] Statistikaamet, tabel KK47 „Veekasutus“, https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__loodusvarad-ja-nende-kasutamine__veekasutus/KK47, vaadatud 8.06.2026.

Tabel 5. Veekasutus Eestis aastatel 2015-2024, tuhat m³

Aasta	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
Veekasutusalad kokku	1 486 685	1 602 495	1 579 370	1 435 717	833 136	704 279	847 631	1 044 273	645 262	522 035
Olme	40 190	41 438	40 574	42 431	42 384	42 890	43 667	43 624	44 170	44 232
Tööstus	28 070	27 471	28 909	28 565	58 785	56 405	56 504	57 508	52 169	54 435
Energeetika	7 732	5 792	6 507	7 881	6 766	7 009	6 472	6 284	6 390	4 011
Jahutus	1 402 558	1 520 989	1 495 608	1 348 464	718 019	585 326	718 640	923 173	530 612	409 063
Põllumajandus	4 628	4 451	4 461	4 708	4 851	4 882	4 923	5 021	5 046	5 052
Niisutus	389	371	459	488	332	307	337	329	290	333
Muu kasutus	3 118	1 982	2 851	3 180	1 999	7 459	17 087	8 333	6 575	4 910

Veekasutuse tõenäolisi tuleviku arengusuundumusi kirjeldatakse üldistes terminites veemajanduskavade IV perioodi majandusanalüüsis.[363] Veekasutust ühisveevärgi- ja kanalisatsiooniteenuste sektoris mõjutavad kõige enam rahvastikumuutused, veekasutuse tarbimisharjumused ning ka uuendatud asulareovee puhastamise direktiivist tulenev nõue moodustada senise 2000 inimekvivalendiga reoveekogumisalade asemel vähemalt 1000 inimekvivalendiga alad. Eeldades, et olulisi muutusi tarbimisharjumustes ei toimu, veekasutus ühisveevärgi- ja kanalisatsiooniteenuste sektoris prognoositavate rahvastikuarengute tulemusel pigem väheneb. Seda ei mõjuta oluliselt ka asulareovee direktiivi nõude muutumine. Valdav osa Eesti reoveekogumisaladest on juba alla 2000 inimekvivalendi. Rahvastikumuutuste mõju veekasutusele on piirkondlikult väga erinev - suuremate linnade läbivööndis võib selle alusel prognoosida veekasutuse olulist kasvu, samas kui valdavas osas Eestis veekasutus elanike arvu kahanemise tulemusena ühisveevärgi- ja kanalisatsiooniteenuste sektoris väheneb olulisel määral. Muuhulgas väheneb ka vähemalt 1000 inimekvivalendiga reoveekogumisalade arv.

Sademeveega seotud olulised koormused (ühisvoolse kanalisatsiooni ülevoolud, jäätmekäitlus ja tootmisalade sademevesi) kliimamuutuste tulemusel suurenevad. Samuti võib kliimamuutuse tulemusel kasvada põllu- ja metsanduse veekasutuse hajukoormuse mõju veekogumitele, seda tingituna kliimamuutusega kaasnevatest ökoloogilistest protsessidest (eelkõige mageveekogude toitainete ärakande ja sisekoormuse kasvust ning ohtlike ainete ärakande kasvust tulenevalt).[364]

[363] Veemajanduskavade IV perioodi majandusanalüüs, 2026
[364] Kliimamuutustega kohanemise arengukava aastani 2030, Keskkonnaministeerium

Kaevanduste ja karjääridega seotud veevõtt sõltub põlevkivi kaevandamise mahtude muutusest (pigem kahanevad) ning fosforiidi ja teiste maavarade kasutusele võtmisest (võib mõjutada veekasutust kaugemas tulevikus).

Veevõtt elektritootmises jahutusveena põlevkivist elektri tootmise vähenemise trendi toel jätkab vähenemist. Oluliseks statistiliseks mängu muutjaks võib saada tuumaelektrijaam. Potentsiaalse arendaja arvutuste alusel[365] oleks avatud mereveejahutuse lahenduse korral veevõtt 13–25 m³ sekundis ehk 410–790 mln m³ aastas ehk samas suurusjärgus põlevkivielektritootmise jahutusvee mahuga. Sarnaselt põlevkivielektri tootmise jahutusveega oleks peamine keskkonnamõju veekeskkonda tagastatava vee kõrgem temperatuur (6 – 10 °C ümbritsevast temperatuurist kõrgem).

4.4 Koormuste klassifikatsioon ning Eesti veekogumite hinnatud ja mõõdetud koormused

4.4.1 Kasutatav koormusklasside nomenklatuur

Veepoliitika raamdirektiiv (VRD) nõuab pinnavee puhul, et tuvastatakse olulised koormused, mis tulenevad punktreostusallikatest, hajureostusallikatest, voolurežiimi muutustest (vee võtmise või reguleerimise tõttu) ning veekogude morfoloogilistest muutustest, samuti kõik muud koormused. VRD artikkel 5 nõuab, et liikmesriigid tuvastaksid vesikonna piirkonnas esinevad olulised koormused, mis võivad põhjustada põhjaveekogumite seisundi halvenemist alla hea taseme. Samuti peavad liikmesriigid hindama nende koormuste mõju põhjaveekogumitele, et toetada nende seisundi määramist. VRD aruandluse juhendi[366] lisas 1a on toodud koormuste loetelu, mis on aluseks ka Eesti pinna ja põhjavee koormuste klassifikatsioonile. Allolevas tabelis (tabel 6) on esitatud Eesti IV perioodi veemajanduskavade koormuste analüüsides[367] kasutatud koormuste klassifikatsioon, mis arvestab Eesti eripäradega.

[365] https://fermi.ee/veekasutus/
[366] WFD Reporting Guidance 2022 FINAL Draft V6.6, https://cdr.eionet.europa.eu/help/WFD/WFD_715_2022/Guidance%20documents/WFD%20Descriptive%20Reporting%20Guidance.pdf
[367] Pinnavee koormuste analüüs 2025.; Põhjavee koormuste analüüs 2025.

Tabel 6. Eesti pinna- ja põhjavee koormuste klassifikatsioon IV perioodi veemajanduskavade koormuste analüüsis

Kood	Nimetus	Selgitus
1.1	Punktkoormus – asulate heitvesi	Asula reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed
1.2	Punktkoormus – vihmavee ülevoolud	Koondklass: äkkheitelaskmed ja sademeveelaskmed
1.2.a	Punktkoormus – äkkheitelaskmed	Vihmavalingu ajal ühisvoolses kanalisatsioonis ülevoolu kaudu suublasse juhitud reovesi vahekorras sademeveega vähemalt üks neljale, et tagada reoveepuhasti töö
1.2.b	Punktkoormus – sademeveelaskmed	Lahkvoolsest sademeveekanalisatsioonist suublasse juhitud sademevesi
1.3	Punktkoormus – tööstusheide tööstusheite direktiivi (IED) järgi	Tööstuse reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed, mis on keskkonnakompleksloaga reguleeritud
1.4	Punktkoormus – mitte-IED tööstusheide	Tööstuse reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed, mis ei ole keskkonnakompleksloaga reguleeritud
1.5	Punktkoormus – saastunud või mahajäetud tööstusalad	Jääkreostusobjektid, sh need, millel esinevad veelaskmed, v.a väetise- ja kütusehoidlad
1.6	Punktkoormus – jäätmekäitluskohad	Jäätmekäitluskohtade sademeveelaskmed
1.7	Punktkoormus – mäetööstusheide	Kaevandus- ja karjääriveelaskmed ning turbatootmisalade ja kruusa karjääride sademeveelaskmed
1.8	Punktkoormus – vesiviljelus	Vesiviljelused, millel on aruandluskohustus
1.9	Punktkoormus – muu	Kriisiks määratletud õnnetuste kohad
2.1	Hajukoormus – asulate äravool	Äkkheited ja sademevee äravool, mis ei ole kaasatud punktkoormusena koormusklassis 1.2
2.2	Hajukoormus – põllumajandus	Koondklass: haritav maa, mineraalväetis, põllumajandusloomad / orgaaniline väetis, põllumajandusmaa kuivendamine
2.2.a	Hajukoormus – põllumajandus: haritav maa	Haritav maa
2.2.b	Hajukoormus – põllumajandus: mineraalväetis	Mineraalväetis
2.2.c	Hajukoormus – põllumajandus: põllumajandusloomad – orgaaniline väetis	Põllumajandusloomad – orgaaniline väetis
2.2.d	Hajukoormus – põllumajandus: põllumajandusmaa kuivendamine	Põllumajandusmaa kuivendamine
2.3	Hajukoormus – metsandus	Koondklass: lageraied ja metsamaa kuivendamine
2.3.a	Hajukoormus – metsandus: lageraied	Lageraied
2.3.b	Hajukoormus – metsandus: metsamaa kuivendamine	Metsamaa kuivendamine
2.4	Hajukoormus – transport	Hajukoormus maantee- ja raudteeliiklusest, lennundusest, laevandusest ja taristust
2.5	Hajus allikas – jääkreostusalad	Jääkreostusobjektid ja -alad
2.6	Hajukoormus – kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmed	Kanalisatsioonivõrku ühendamata elanikest tulenev koormus
2.7	Hajukoormus – atmosfäärist pärit sadenemine	Atmosfäärist sadenev koormus sõltumata selle koormuse päritolust
2.8	Hajukoormus – mäetööstus	Aktiivsed turbatootmisalad, mis ei ole kaasatud punktkoormusena koormusklassis 1.7
2.9	Hajukoormus – vesiviljelus	Vesiviljelused, mille kasvatusmaht jäi alla aastase aruandluskohustuse
2.10	Hajukoormus – muu	Reoveesette koormus
3.1	Veevõtt põllumajanduse tarbeks	Veevõtt põllumajanduse tarbeks (põldude niisutamine), EMTAK 01–03
3.2	Veevõtt ühisveevärgiks	Veevõtt ühisveevärgi tarbeks, sh hüdrandid, EMTAK 36–37
3.3	Veevõtt tootmiseks	Veevõtt tööstuse tarbeks, sh jäätmekäitlus, kaevandus ja ehitustegevus, EMTAK 05–09, 10–33 ja 38–43
3.4	Veevõtt jahutusveeks	Veevõtt jahutusveeks, sh veevõtt hüdroenergia jaoks, EMTAK 35

Kood	Nimetus	Selgitus
3.5	Veevõtt hüdroenergiaks	Veevõtt hüdroenergiaks – koormust ei eristata
3.6	Veevõtt vesiviljeluseks	Veevõtt vesiviljeluseks, EMTAK 03
3.7	Muu veevõtt	EMTAK koodid 45–99, linnavalitsuse tegevus (Kuressaare vallikraav, skulptuurid), sporditegevus (lumetootmine), sh KOVid
4.1.1	Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine – üleujutuste kaitse	Üleujutuste kaitseks tehtud rajatised – sulgemiskaevud, pumplad, suletavad truubid
4.1.2	Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine – põllumajandus (ja metsandus)	Veekogumi füüsiline muutmine (riigieesvoolude ja eesvoolude paiknemine vooluveekogumitel)
4.1.3	Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine – laevandus ja navigatsioon	Laevandusest tingitud veekogumite pikiprofiili ja kaldavööndi ning põhjastruktuuri mõjutused; veeliiklusalad, sadamaalad, sadamad, ankrualad, lossimisalad, laevatamise- ja paadikanalid, paadisillad
4.1.4	Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine – muu	Sette eemaldamine, süvendamine, kaadamine, tahke aine paigutamine, kaldajoone muutmine
4.1.5	Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine – teadmata	Koormust ei ole võimalik eristada
4.2.1	Paisud, tammid ja lüüsid – hüdroenergia	Paisutamine hüdroenergia tootmiseks – kehtiva veeloaga hüdroelektrijaamad (HEJd)
4.2.2	Paisud, tammid ja lüüsid – üleujutuste kaitse	Üleujutuse kaitseks rajatud teetammid, pinnastammid
4.2.3	Paisud, tammid ja lüüsid – joogivesi	Paisutamine joogivee tarbeks, sh veehoidlad (Tallinna linna veehaare: Soodla, Paunküla jt)
4.2.4	Paisud, tammid ja lüüsid – niisutus	Paisutamine põllumajandusmaa niisutamiseks
4.2.5	Paisud, tammid ja lüüsid – rekreatsioon	Rekreatiivse kasutusega paisud (kõik paisud, mis ei ole muudes klassides)
4.2.6	Paisud, tammid ja lüüsid – tööstus	Paisutus pinnaveevõtuks tööstuse ja vesiviljeluse tarbeks
4.2.7	Paisud, tammid ja lüüsid – navigatsioon	Koormust ei ole võimalik eristada
4.2.8	Paisud, tammid ja lüüsid – muu	Tammid maismaa transpordile (Väikse väina tamm, Pakri saarte vaheline teetamm)
4.2.9	Paisud, tammid ja lüüsid – teadmata, iganenud	Koormust ei tuvastatud
4.3.1	Hüdroloogilised häiringud – põllumajandus	Põllumajandusmaa kuivendamine
4.3.2	Hüdroloogilised häiringud – sisevete transport	Koormust ei ole võimalik eristada
4.3.3	Hüdroloogilised häiringud – hüdroenergia	Hüdroloogilised häiringud hüdroenergiaks – voolurežiimi muutused
4.3.4	Hüdroloogilised häiringud – ühisveevärk	Vee ümberjuhtimine Tallinna pinnaveehaarde veekogude süsteemi kaudu
4.3.5	Hüdroloogilised häiringud – vesiviljelus	Koormust ei tuvastatud
4.3.6	Hüdroloogilised häiringud – muu	Metsamaa kuivendamine
4.4	Hüdromorfoloogilised häiringud – terve veekogu või selle osa füüsiline kadu	Koondklass: veevaesed ja ajutised veekogumid, mis on periooditi kuivad mäetööstuse tõttu; muudel põhjustel tingitud veekogumi osaline või täielik kadu
4.4.a	Hüdromorfoloogilised häiringud – füüsiline kadu: mäetööstus	Veevaesed kogumid ja ajutised veekogumid, mis on periooditi kuivad mäetööstuse tõttu
4.4.b	Hüdromorfoloogilised häiringud – füüsiline kadu: muud põhjused	Muudel põhjustel tingitud veekogumi osaline või täielik kadu
4.5	Hüdromorfoloogilised häiringud – muu	Vee ja veekogumite ümberjuhtimine, kaevandamise tagajärjel tekkinud kogumid (nt Männiku, Rummu ja Raku järv)
5.1	Võõrliigid ja haigused	Koondklass: võõrliigid ja haigused, sh sissetoodud haigused
5.1.a	Võõrliigid ja haigused – võõrliigid	Võõrliigid
5.1.b	Võõrliigid ja haigused – haigused	Haigused, sh sissetoodud haigused

Kood	Nimetus	Selgitus
5.2	Veeloomade või taimede püüdmine või korjamine	Kalapüük (kutseline- ja harrastuspüük), hüljeste küttimine, vetikapüük
5.3	Mere mikro- ja makroprügi, rannaprügi	Mere makro- ja mikroprügi, rannaprügi, mereloomade poolt allaneelatud prügi, veekogusse unustatud või hüljatud kalapüügivahendid
6.1	Muu koormus – põhjavee tehistoitmine	Karsti juhitud maaparanduse eesvoolud ja karstiga seotud pinnaveekogud/veelaskmed; käsitletakse potentsiaalse koormusallikana.
6.2	Muu koormus – põhjaveetaseme ja koguse muutmine	Suuremad ehitised, mille rajamisega kaasneb märkimisväärne veetasemete alandamine; aruandes ei loeta edasises analüüsis oluliseks.
7	Inimtekkelised survetegurid – muu	Supluskohad, RMK külastuskohad
8	Inimtekkelised survetegurid – tundmatu	Tundmatu koormus. Juhul, kui kogum ei ole heas seisundis ning koormused ei ole teada
9	Inimtekkelised survetegurid – pärandkoormus	Ajaloolisest saastusest või muust inimtekkelisest mõjutusest tingitud koormus (sisekoormus)

4.4.2 Hinnatud ja mõõdetud koormused Eestis

Eesti veekogumitele avalduvate inimtekkeliste koormuste olulisuse ning mõõdetavate koormuste mahtude hetkeseisu võtavad kokku kaks alusuuringut - Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs[368] ja Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs.[369]

Pinnavete koormuste analüüsi põhitulemuseks on pinnaveele avalduvate oluliste koormuste määratlemine veekogumite lõikes VMK koormusklassi ja survetegurite täpsusega. Valdavalt tugineb koormuse olulisuse määramine koormust põhjustavate punktobjektide (nt paisud; jäätmekäitluskohad, ohtlike ainete käitlemisega tegelevate ettevõtete arv), joonobjektide (nt eesvoolude; transporditeede) ja maa-alade (nt põllumajanduslikud kõlvikud; kuivendatud alad) paiknemiste ja/või suhtelise osakaalu alusel veekogumi valgalal.

Veekogumite seisundit mõjutavate oluliste koormuste määratlemine koormusklasside ja survetegurite kaupa on esimene vajalik samm „saastaja maksab“ põhimõtte rakendamiseks vormis, kus keskkonnakoormuse põhjustajale määratakse koormuse suurusest lähtuv tasu või maks, kuid üldjuhul selleks ebapiisav. Järgmine samm peaks olema selle veekogumi seisundit mõjutava keskkonnakoormuse ja/või veekogumi seisundis põhjustatud (negatiivse) muutuse süsteemne mõõtmine ja vastav andmestik. Pinnavee koormuste analüüsi olulise kõrvaltulemusena (analüüsi Lisa 1)[370] ilmneb, et suurema osa koormusklasside koormuse kvantitatiivseks hindamiseks puuduvad

[368] Pinnavee koormuste analüüs 2025.
[369] Põhjavee koormuste analüüs 2025.
[370] Keskkonnaportaal, „Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs“ koos lisadega, https://keskkonnaportaal.ee/et/pinnaveele-avalduvate-inimtekkeliste-koormuste-analuus, vaadatud 8.06.2026.

kvaliteetsed seire- ja muud andmed. Analüüsis kasutatakse ja esitatakse pinnaveekogumite (nende valgalade) kohta kvantitatiivseid (osalt ka modelleeritud) andmeid, millele tuginedes oleks võimalik hakata kujundama „saastaja maksab“ tasude ja maksude põhiseid instrumente, üksnes järgmiste koormust iseloomustavate parameetrite kohta:

- keskmine aastane veevõtu hulk m^3;
- üldlämmastiku koormus, t;
- üldfosfori koormus, t;
- püügimaht, kg;
- vooluveekogude eesvoolude suhe kogumi pikkusesse %;
- kuivendatud maa osakaal valglast % (metsamaa ja põllumajandusmaa kohta eraldi).[371]

Neist parameetritest on veevõtt, kalapüügimaht ning üldlämmastiku ja üldfosfori punktkoormus kaetud olemasolevate keskkonnatasudega. Tasudega katmata on üldlämmastiku ja üldfosfori koormus hajukoormuse klassides ning hüdroloogilised häiringud põllu- ja metsamaadel.

Eeldades, et olulise keskkonnakoormusega veekogudele avalduvale üldlämmastiku ja üldfosfori hajukoormusele rakendatakse samasid üldisi tasumäärasid, mis kehtivad heitveele, siis laekuks riigile täiendavalt saastetasusid 2024. aasta saastetasude üldmäärade alusel 71 mln eurot ja 2027. aasta üldmäärade alusel 108 mln eurot. Atmosfääriheidet arvestamata oleks saastetasude maht vastavalt 51 ja 77 mln eurot aastas.

Tabel 8. Üldlämmastiku ja üldfosfori arvestuslik koormus olulise keskkonnakoormusega veekogumitel ja saastetasude arvestuslik maht (Alusandmed: Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs , Lisa 8[372]

				Koormuse arvestuslik aastane tasu 2024 üldmäärade alusel			**Koormuse arvestuslik aastane tasu 2027 üldmäärade alusel**		
Koormus-klass	**Koormuse selgitus**	**Üld-lämmastiku koormus, t;**	**Üld-fosfori koormus, t**	**Nüld**	**Püld**	**Kokku**	**Nüld**	**Püld**	**Kokku**
2.2.a	Põllumajanduses haritavalt maalt pinnavette leostunud koormus	11121,2	42,9	36 144 030 €	592 969 €	36 736 999 €	54 972 289 €	901 857 €	55 874 146 €
2.2.d	Põllumajanduses maa kuivendamise	1621,3	12,9	5 269 277 €	178 130 €	5 447 407 €	8 014 165 €	270 921 €	8 285 086 €

[371] Lisaks koormuste analüüsis kasutatavatele andmetele on SMP instrumentide välja töötamisel ka muid andmeid (nt valdavalt 2012. ja 2013. aastal kaardistatud paisude paisutuskõrguse jms andmed), seda eeldusel, et tagatud on andmekvaliteet, sh mõõtmiste regulaarsus ja andmete uuendamine.

[372] Pinnavee koormuste analüüs 2025.

Koormus-klass	Koormuse selgitus	Üld-lämmastiku koormus, t;	Üld-fosfori koormus, t	Koormuse arvestuslik aastane tasu 2024 üldmäärade alusel			Koormuse arvestuslik aastane tasu 2027 üldmäärade alusel		
				Nüld	Püld	Kokku	Nüld	Püld	Kokku
	kaudu pinnavette leostunud koormus								
2.3.a	Metsanduse lageraietega seotud koormus	304,1	3,5	988 185 €	48 218 €	1 036 403 €	1 502 954 €	73 335 €	1 576 289 €
2.3.b	Metsanduses maa kuivendamise kaudu pinnavette leostunud koormus	2198,2	46,9	7 144 004 €	647 418 €	7 791 422 €	10 865 480 €	984 669 €	11 850 149 €
2.6	Kanalisatsioonivõrku ühendamata heidete koormus	2,1	0,0	6 757 €	387 €	7 144 €	10 276 €	588 €	10 865 €
2.7	Atmosfäärist veepeeglile sadenev nii looduslik kui ka inimtekkeline koormus	5350,6	155,8	17 389 557 €	2 152 436 €	19 541 993 €	26 448 179 €	3 273 678 €	29 721 857 €
2.8	Turbatootmisaladelt pinnavette jõudev koormus	2,9	0,1	9 328 €	1 534 €	10 861 €	14 186 €	2 332 €	16 519 €
2.10	Reoveesetete kasutamise käigus pinnavette leostuv koormus	68,3	2,5	221 923 €	35 093 €	257 016 €	337 528 €	53 373 €	390 901 €
Kokku		**21111,6**	**271,0**	**67 173 061 €**	**3 656 183 €**	**70 829 244 €**	**102 165 058 €**	**5 560 754 €**	**107 725 812 €**

Juhul kui saastetasudega koormataks mitte üksnes olulise keskkonnakoormusega veekogudesse suunatud koormus, vaid kogu toitainete hajukoormus, siis oleksid hajukoormuse saastetasude mahud 2024. aasta tasumäärade alusel 99 mln (ilma atmosfääriheiteta 77 mln) ja 2027. aasta tasumäärade alusel 152 mln eurot (ilma atmosfääriheiteta 116 mln).

Tabel 9. Üldlämmastiku ja üldfosfori arvestuslik koormus veekogumitel ja saastetasude arvestuslik maht (Alusandmed: Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs[373]

			Koormuse arvestuslik tasu 2024 üldmäärade alusel			Koormuse arvestuslik tasu 2027 üldmäärade alusel		
Koormus-klass	**Üld-lämmastiku koormus, t;**	**Üldfosfori koormus, t**	**Nüld**	**Püld**	**Kokku**	**Nüld**	**Püld**	**Kokku**
Põllumajandus (2.2.a)	13749	195	44 685 485 €	2 695 502 €	47 380 987 €	67 963 185 €	4 099 636 €	72 062 822 €
Põllumajandusmaa kuivendamine[1] (2.2.d)	2819	48	9 161 100 €	666 484 €	9 827 584 €	13 933 328 €	1 013 667 €	14 946 996 €
Lageraied (2.3.a)	516	18	1 678 073 €	248 688 €	1 926 761 €	2 552 219 €	378 234 €	2 930 453 €
Metsamaa kuivendus (2.3.b)	4073	227	13 237 478 €	3 134 850 €	16 372 328 €	20 133 185 €	4 767 850 €	24 901 035 €
Kanalisatsioonivõrku ühendamata heide (2.6)	49	1	160 518 €	9 257 €	169 774 €	244 135 €	14 079 €	258 213 €
Atmosfäärist sadenemine [2] (2.7)	6533	156	21 232 348 €	2 150 599 €	23 382 946 €	32 292 767 €	3 270 884 €	35 563 651 €
Mäetööstus (2.8)	13	1	42 445 €	8 013 €	50 458 €	64 556 €	12 188 €	76 743 €
Reoveesetete kasutamine (2.10)	181	19	589 388 €	256 978 €	846 365 €	896 413 €	390 842 €	1 287 255 €
Kokku	27934	664	90 786 833 €	9 170 370 €	99 957 203 €	138 079 789 €	13 947 379 €	152 027 167 €
Kokku ilma atmosfäärist sadenemise koormuseta	21401	508	69 554 485 €	7 019 771 €	76 574 256 €	105 787 021 €	10 676 495 €	116 463 517 €

Põllumajandusest lähtuva hajukoormuse ohtlike ainete toimeainete koguselist keskkonnakoormust veekogumitele analüüsis ei hinnatud. Seda kavandatakse teha analüüsi hilisemas etapis (2026. aasta esimeses pooles) veekogumite põhiste riskihinnangute ning turustatavate pestitsiidide toimeaine andmete alusel. Analüüsis esitatud põllumajanduslikuks kasutuseks turustatavate pestitsiidide ja raskmetallide koguste andmestik võimaldab anda esialgse hinnangu põllumajanduse hajukoormuse rahalisest väärtusest kehtivate saastetasude kontekstis.

Turustatavate pestitsiidide toimeainete koguste ning hinnangulise toimeainete veekogumitesse kandumise protsendi alusel laekuks 2027. aasta muude ohtlike ainete saastetasu määra alusel

[373] Pinnavee koormuste analüüs 2025.

pestitsiidide hajukoormuse tasustamisel aastas kuni 336 tuhat eurot saastetasu. Rootsi pestitsiidimaksu määra (3,15 eurot kg)[374] rakendamisel oleks see summa 1,8 mln eurot.[375]

Tabel 10. Turustatavate pestitsiidide kogused ja saastetasude arvestuslik maht (Toimeainete koguste alusandmed: Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs) [376]

Toimeaine	Keskmine kogus 2019-2023 (kg)	Kokku veekogumitesse kandumise keskmine %	Pestitsiidide arvestuslik saastetasu 2024	Pestitsiidide arvestuslik saastetasu 2027	Arvestuslik saastetasu Rootsi pestitsiidimaksu määra alusel
glüfosaat	319 780,1	1,55	120 019 €	182 536 €	1 007 307 €
kloromekvaatkloriid	59 562,3	1,3	18 749 €	28 516 €	187 621 €
MCPA	53 445,7	3	38 824 €	59 047 €	168 354 €
metasakloor	36 278,5	1,8	15 812 €	24 049 €	114 277 €
aklonifeen	25 498,6	0,85	5 248 €	7 982 €	80 321 €
protiokonasool	22 497,9	0,9	4 903 €	7 457 €	70 868 €
tebukonasool	18 832,5	1,1	5 016 €	7 629 €	59 323 €
spiroksamiin	16 525,1	1,55	6 202 €	9 433 €	52 054 €
2,4-D	8 409,8	0,9	1 833 €	2 787 €	26 491 €
dimetoaat		0,9	- €	- €	- €
mankotseeb	4 346,6	0,35	368 €	560 €	13 692 €
klopüraliid	3 498,6	3	2 541 €	3 865 €	11 021 €
Tiaklopriid	3 283,0	1,1	874 €	1 330 €	10 342 €
Atsetamipriid	1 995,8	0,35	169 €	257 €	6 287 €
tsüpermetriin	608,6	1,55	228 €	347 €	1 917 €
Deltametriin	567,4	1,55	213 €	324 €	1 787 €
nikosulfuroon	167,0	3	121 €	185 €	526 €
kloropürifoss		1,55	- €	- €	- €
Tiametoksaam	13,1	3	9 €	14 €	41 €
Kokku			221 132 €	336 319 €	1 812 228 €

[374] https://www.regeringen.se/contentassets/b6b4549cf2ca44c3ac1562a75b2a4cc0/skatt-pa-tungmetaller-och-andra-halso--och-miljofarliga-amnen-samt-oversyn-av-bekampningsmedelsskatten-dir.-201653

[375] Regeringskansliet, Skatt på tungmetaller och andra hälso- och miljöfarliga ämnen samt översyn av bekämpningsmedelsskatten, kommittédirektiv 2016:53, 2016, https://www.regeringen.se/contentassets/b6b4549cf2ca44c3ac1562a75b2a4cc0/skatt-pa-tungmetaller-och-andra-halso--och-miljofarliga-amnen-samt-oversyn-av-bekampningsmedelsskatten-dir.-201653, vaadatud 8.06.2026.; Pinnavee koormuste analüüs 2025.

[376] Pinnavee koormuste analüüs 2025.

Eeldades, et põllumajanduses kasutatavates mineraalväetistes sisalduvatest raskmetallidest jõuab pinnaveekogumistesse 10% ning rakendades neile kogustele muude ohtlike ainete saastetasu määrasid, laekuks riigile täiendavaid saastetasusid 20-30 tuhande euro mahus aastas.

Tabel 11. Raskmetallide aastased kogused mineraalväetistes ja saastetasude arvestuslik maht (Raskmetallide koguste alusandmed: Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs) [377]

Raskmetall	**2019-2024 keskmine kogus (g)**	**Arvestuslik saastetasu Eesti muude ohtlike ainete tasumäärade alusel 2024**	**Arvestuslik saastetasu Eesti muude ohtlike ainete tasumäärade alusel 2027**
Cd	27,4	66 €	101 €
Hg	1,9	5 €	7 €
Pb	367,5	890 €	1 353 €
Ni	120,8	293 €	445 €
Cu	710,1	1 719 €	2 615 €
Zn	6727,2	16 289 €	24 774 €
Cr	178,8	433 €	658 €
As	134,5	326 €	495 €
Kokku		20 021 €	30 449 €

Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüsis selgitati välja keskkonnakoormused, mis ohustavad põhjaveekogumeid. Sellisteks koormusteks on:[378]

- suur põhjavee tarbimine - ohustatud on põhjaveekogumid PVK 1, 2, 3, 4, 5b ja 7;
- põllumajandustegevusest tulenev koormus põhjavee keemilisele seisundile - ohustatuks hinnati põhjaveekogumid 14, 15, 16 ja 24;
- transpordist tuleneva koormuse põhjavee keemilisele seisundile - ohustatud on põhjaveekogumid 28 ja 29 (Tartu Meltsiveski ja Tallinna Männiku põhjaveekogumid).

Põhjaveekogudele põllumajandusest tulenevat koormust on analüüsis hinnatud loomapidamiskohtade kontsentratsiooni ja põllumajandusmaade suurema osakaalu ruumilise analüüsi ning põhjaveekogumi sügavuse alusel. Transpordist tuleneva koormuse hindamisel põhjaveekogumitele on aluseks transpordimaa osakaal koos puhveraladega - need põhjaveekogumid, kus see on üle 50% kogu pindalast, on loetud ohustatuks. Seega on koormuste hinnangud põhjaveekogude keemilisele seisundile modelleeritud ning esitatud üksnes olulisuse alusel. Puuduvad põhjaveekogumitega seotud keskkonnakoormuse põhjuslikku ahelat kirjeldavad kvantitatiivsed

[377] Pinnavee koormuste analüüs 2025.
[378] Põhjavee koormuste analüüs 2025.

andmed, mis looksid eeldusi keskkonnakoormuse põhjustaja (või nende rühma) ning põhjaveekogumi seisundi ja selle muutuste vaheliste seoste näitamiseks. Seirepõhised mõõtmisandmed on olemas põhjaveekogumite peamiste keemiliste parameetrite kohta (232 seirejaamast) ning samuti veevõtu kohta (248 seirejaamast), mis on vee erikasutusõiguse tasuga ka tasustatud.

5 Eesti veepoliitika sekkumisloogikad

5.1 Veepoliitika strateegilised eesmärgid ja põhimõtted

Veepoliitika üldised eesmärgid Eestis on määratud looduskaitseseaduses ja veeseaduses. Neid täpsustavad seaduste rakenduskaktides ja veemajanduskavades seatud eesmärgid. Siseriiklikud eesmärgid tuginevad EL veepoliitika raamdirektiivi (vt. ptk 2.4.) ja teiste asjakohaste direktiivide ning strateegiate eesmärkidele ja põhimõtetele.

Veeseaduse põhjal on veekaitse üldised eesmärgid:[379]

1) vähendada inimtegevuse mõju veekeskkonnale;
2) vältida veeökosüsteemide, nendest sõltuvate maismaaökosüsteemide ja märgalade seisundi halvenemist ning parandada nende seisundit;
3) soodustada vee kestlikku kasutamist ning tagada pinna- ja põhjaveevarude pikaajaline kaitse ning piisav veevarustus;
4) lõpetada prioriteetsete ohtlike ainete heide ja piirata saasteainete, sealhulgas muude ohtlike ainete heidet veekeskkonda;
5) aidata kaasa üleujutuste ja põudade mõju leevendamisele;
6) saavutada mereala hea keskkonnaseisund.

Veemajanduskavade põhieesmärk on kõikide vete (pinnavee, sh rannikuvee ja põhjavee) hea seisundi saavutamine. Lisaks on veemajanduskavadel järgmised eesmärgid:[380]

- hoida ära veeökosüsteemide ning oma veevajaduse osas otseselt veeökosüsteemidest sõltuvate maismaaökosüsteemide ja märgalade seisundi halvenemine ning kaitsta ja parandada nende seisundit;
- edendada säästvat veekasutust, mis põhineb kättesaadavate veeressursside pikaajalisel kaitsel;
- kaitsta ja parandada vesikeskkonda, muuhulgas erimeetmete kaudu prioriteetsete ainete vettejuhtimise, heidete ja kao järkjärguline vähendamine ning prioriteetsete ohtlike ainete vettejuhtimise, heidete ja kao lõpetamine või järkjärguline kõrvaldamine;
- tagada põhjavee reostuse vähendamine ja hoida ära selle edasine reostus ning

[379] VeeS, § 31
[380] Kliimaministeerium, „Veemajanduskavad 2022–2027“, https://kliimaministeerium.ee/veemajanduskavad-2022-2027, vaadatud 8.06.2026.

- aidata kaasa üleujutuste ja põudade mõju leevendamisele ning seeläbi aidata:
    - tagada piisavad kvaliteetse pinna- ja põhjavee varud, mida on vaja püsivaks, tasakaalustatud ja õiglaseks veekasutuseks,
    - oluliselt vähendada põhjavee reostust,
    - kaitsta territoriaalvett ja mereakvatooriumi ning
    - saavutada vastavate rahvusvaheliste lepingute, sh merekeskkonna reostuse ärahoidmiseks ja likvideerimiseks sõlmitud lepingute eesmärke, et lõpetada või järk-järgult kõrvaldada prioriteetsete ohtlike ainete vettejuhtimine, heited või kadu lõppeesmärgiga saavutada merekeskkonnas looduslike ainete puhul nende loodusliku fooni lähedane ning sünteetiliste ainete puhul nullilähedane kontsentratsioon.

5.2 Rakendatavad veepoliitika instrumendid

5.2.1 Keskkonnakasutajatele seatud nõuded ja tingimused, sh loastamine

5.2.1.1 Õiguslik raamistik

5.2.1.1.1 Nõuete üldine loogika

Veekeskkonnale avalduva koormuse või veekasutuse mõjude ohjamiseks kasutatavate meetmete ring sõltub konkreetse tegevuse iseloomust ja võib olla väga erinev – osade tegevuste puhul on suurem roll loastamisel ja järelevalvel, teiste tegevuste puhul keskkonnanormatiividel, kolmandate puhul keskkonnatasudel.

Keskkonnanormatiividest kohaldatakse veekeskkonda puudutavate tegevuste puhul nii kvaliteedinormatiive, heitenormatiive, tehnoloogianormatiive kui tootenormatiive:

- kvaliteedinormatiivid – nt mõne aine sisalduse piirväärtus vees või pinnases. Näiteks VeeS § 83 alusel kehtestatud pinnases sisalduvate ohtlike ainete piirväärtused;[381]
- heitenormatiivid – ennekõike heite piirväärtused ehk nõuded saasteallikast eralduvate heidete iseloomu ja koguse suhtes; veeseaduses eelkõige saasteainete sisalduse piirväärtused;
- tehnoloogianormatiivid – näiteks komplekslubade puhul parima võimaliku tehnika nõue;
- tootenormatiivid – näiteks piirang fosfaatide ja teiste fosforiühendite kasutusele pesuvahendites (kehtestatud Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrusega (EÜ) nr 648/2004).

381 Keskkonnaministri 28.06.2019 määrus nr 26 „Ohtlike ainete sisalduse piirväärtused pinnases“, https://www.riigiteataja.ee/akt/104072019006

Seejuures peavad veelubades ning komplekslubades seatavad saasteainete koguselised piirangud lähtuma keskkonna kvaliteedi piirväärtustest. Koguselised piirangud peavad olema sellised, et nad võimaldaks saavutada või säilitada veekogude hea seisundi ning vastavuse erinevatele piirväärtustele (nt veeseaduse §-s 79 sätestatud põhjavee kvaliteedi piirväärtused, veeseaduse §-s 83 sätestatud ohtlike ainete piirväärtused).[382]

Keskkonnaloaga antakse loa alusel tegutsevale käitajale/isikule õigus veekeskkonna kasutamiseks, ning samas pannakse talle loa tingimuste näol kohustused, mis tagavad tegevusest tuleneva keskkonnaohu vältimise ja keskkonnariski vähendamise.

Veekeskkonna kasutamist reguleerivad load on kompleksload, veeload ja registreeringud, teatud juhtudel võib loa tähenduse saada ka nõusolek (nt kaitseala valitseja nõusolek, kui tegevus toimub looduskaitse all oleval alal).

Õigusaktidest tulenevad tegevuspiirangud ja keelud kohalduvad olenemata tegevuste loastamisest. Näiteks kehtivad veekaitsevööndis tegevuspiirangud, mille eesmärk on vältida veekogu kallastelt lähtuvat saastekoormust, erosiooni vm negatiivset mõju veekeskkonnale. Erandite lubamine toimub juhtumipõhiselt kooskõlastuse kaudu.

Veekeskkonda mõjutavate tegevuste nõuded, sh loakohustus tulenevad eelkõige veeseadusest. Tuleb siiski arvestada, et veekeskkonda mõjutavad ka paljud tegevused, **millele veeseadus ei laiene või mis on üldse lubadega reguleerimata**. Näiteks maaparandussüsteemide rajamise ja hooldamise nõuded on reguleeritud maaparandusseaduses (kuid kõik maaparandustööd ei ole loakohustusega), kaitsealadel kehtivad nõuded (sh kaitstavate vee-elupaikadega seotud nõuded) looduskaitseseaduses.

5.2.1.1.2 Veekeskkonnaga seotud tegevuste loakohustus veeseaduses

Vee erikasutuse juhud, millal tegevuseks on üldjuhul vajalik keskkonnaluba, on loetletud veeseaduse §-s 187, ning veeluba mittenõudvad tegevused § 188 lõikes 1.

Veekeskkonnaga seotud loakohustused võib jagada sisuliselt neljaks: 1) vee võtmise ja kasutamisega seotud tegevused, 2) heite või saasteainete veekeskkonda juhtimisega seotud tegevused ning 3) veekogu füüsilist seisundit või veerežiimi muutvad tegevused; 4) vesiviljeluse tegevused.

Vee võtmise puhul eristab kehtiv õigus pinna- ja põhjavee kasutamist:

382 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 121. Viited VeeS vanale redaktsioonile on käesolevas töös asendatud viidetega kehtiva VeeS sätetele.

- Pinnavee võtmiseks on keskkonnaluba nõutav juhul, kui võetava vee kogus ületab 30 m³ ööpäevas.
- Põhjavee võtmise puhul on loa künniseks rohkem kui 150 kuupmeetrit kuus või rohkem kui 10 kuupmeetrit ööpäevas;
- Mineraalvee võtmine on loakohustuslik sõltumata mahust.

Saasteainete ja heitvee juhtimise puhul on veeluba nõutav:

- heitvee või saasteainete juhtimisel suublasse (siiski võib erandina kuni 1 m^3 ööpäevas heitvett veekogusse või kuni 5 m^3 heitvett ööpäevas pinnasesse juhtida ilma loata, kui järgitakse vastavaid nõudeid);
- sademevee juhtimiseks, kui sademevett juhitakse ära kohast, kus on saastatuse risk või oht veekogu seisundile (nt tööstuse territoorium, jäätmekäitlusmaa, turbatööstusmaa);
- kui juhitakse suublasse maavara kaevandamisel eemaldatavat vett;
- kui toimub laeva regulaarne ohtlike ainetega seotud teenindamine või remont või regulaarselt lastitakse või lossitakse laeva tuules lenduvate puistekaupadega, v. a juhul, kui seda tehakse suletud süsteemi kasutades;
- veekogu puhastamiseks kemikaalide kasutamisel, v.a kui sellega ei muudeta oluliselt vee füüsikalisi või keemilisi või veekogu bioloogilisi omadusi.

Veekogu füüsilist seisundit või veerežiimi muutvate tegevuste korral on veeluba nõutav:

- veekogu paisutamiseks ja hüdroenergia kasutamiseks, va vooluveekogu loodusliku veetaseme tõstmisel alla 1 m (erand ei kehti lõhejõgedel);
- merre üle 100 m^3 tahkete ainete paigutamiseks, samuti mere süvendamiseks, kui merepõhja paigutatakse üle 100 m³ süvenduspinnast ning kaadamiseks mahuga alates 100 m^3;
- kui põhjavett täiendatakse, juhitakse ümber või juhitakse tagasi;
- seisuveekogu või märgala rajamisel pindalaga üle 1 ha või likvideerimisel, kui pindala ületab 0,1 ha (va maavara kaevandamisel tekkiv veekogu);
- loodusliku järve või üle 1 ha suurusega tehisjärve, või pinnaveekogumiga hõlmatud veekogu kaldajoone muutmisel (va maavara kaevandamisel tekkiv või muudetav veekogu);
- vee olulisel füüsikaliste või keemiliste omaduste, bioloogiliste omaduste või veerežiimi muutmisel.

Vesiviljeluse puhul on veeluba nõutav:

- kala- või muu vee-elusressursi kasvatamiseks toodangu juurdekasvuga rohkem kui 1 t aastas;

- vetika- või karbikasvatuse arendamiseks toodangu juurdekasvuga rohkem kui 1 t aastas; meres on veeloa künniseks toodangu juurdekasv rohkem kui 100 t aastas.

Erandite ehk veeluba mittenõudvate tegevuste loetelu VeeS § 188 lõikes 1 on arvukas. Osad erandid on eelpool juba välja toodud, lisaks ei ole veeluba vaja nt vee võtmiseks hädaolukorras ja päästesündmuse lahendamiseks, põhjavee ärajuhtimiseks kõrge põhjavee tasemega või liigniiskelt alalt ehitise kaitseks, maaparandussüsteemi ehitamiseks ja maaparandushoiutöödeks, meretuulepargi ehitamiseks või riikliku julgeoleku eesmärgil veekogusse ehitamisega kaasnevaks veekogu süvendamiseks, ainete merre paigutamiseks vm veekogu omaduste muutmiseks jm.

Loakohustuse kõrval näeb kehtiv õigus ette **registreeringu kohustuse**, mis on mõeldud väiksema keskkonnariskiga tegevuste reguleerimiseks. Registreeringu kohustusega juhtumid on nimetatud VeeS § 196 lõikes 2 ning nende hulka kuuluvad nt veekogu süvendamine alates 5 m^3 või mere süvendamine alla veeloa künnise (mahus 50-100 m^3), tahke aine paigutamine veekogusse alates 5 m^3 või merre mahus 5-100 m^3, samuti vesiviljeluse tegevused, mille toodangu juurdekasv jääb alla veeloa künnise, maasoojussüsteemi veekogusse paigutamine, paisutuse likvideerimine jm.

Loakohustuse künnised veeseaduses on kujunenud aja jooksul (esimene veeseadus kehtestati 1994. aastal). Alates 2019. aastast kehtiva viimase, nn uue veeseaduse eelnõu seletuskirjast ei nähtu, et selle eelnõu koostamisel oleks tehtud kõigi loakohustuse või registreeringu künniste kohta eraldi süstemaatiline mõjuanalüüs. Uus veeseadus oli mõeldud eelkõige kodifitseerimiseks ja kehtiva õiguse korrastamiseks ning sellega ei kavandatud üldjuhul põhimõttelisi muudatusi.[383]

Seletuskirjas siiski analüüsiti või põhjendati mõnda konkreetset künnist, eelkõige neid, millega võrreldes kehtiva õigusega muudeti veeloa vajadust või loodi registreeringu kohustus. Veekeskkonnariskiga tegevuste registreerimise kohustus kehtestati veeseaduses esmakordselt, et tekitada regulatiivne vaheaste tegevuste jaoks, mida ei peetud piisavalt ohtlikuks, et nõuda veeluba, kuid mille puhul Keskkonnaametil peab olema võimalus tegevust suunata.[384] Loakünnistest on analüüsitud põhjaveevõtu loakünnist, sademevee suublasse juhtimise nõuete leevendamist ning erandeid, milleks ei ole vaja veeluba. Varem kehtinud VeeS järgi oli vee erikasutusluba vaja, kui põhjavett võeti üle 5 m^3 ööpäevas. Eelnõus tõsteti künnist selliselt, et veeluba oleks vaja siis, kui põhjavett võetakse üle 150 m^3 kuus või üle 10 m^3 ööpäevas. Põhjenduseks on toodud, et ei ole mõistlik nõuda luba näiteks üksikjuhtumiks, kus ööpäevas võetakse üle 5 m^3 põhjavett. Hinnati ka muudatuse

383 Veeseaduse eelnõu (643 SE) seletuskiri, lk 2-3. Eelnõu materjalid Riigikogu kodulehel: https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/80f09d63-11a3-4055-8b3b-a23dffa90a61/veeseadus/

384 Veeseaduse eelnõu seletuskiri, lk 1 ja 49-50.

mõju ning leiti, et sellises mahus põhjaveevõtt ei põhjusta kasutatavas põhjaveekihis olulist veetaseme alanemist, põhjavee voolusuuna muutust ega vee kvaliteedi muutust, samas aga vähendab muudatus Keskkonnaameti halduskoormust.[385] Samuti hinnati näiteks muudatuse mõju, mis seisnes loakohustuse erandis heitvee veekogusse juhtimisel kuni 1m^3 heitvett ööpäevas, tingimusel, et heitvesi vastab nõuetele. Mõjuanalüüsis selgitati, et tegemist on väga väikeste heitvee kogustega ning kui heitvesi peab vastama nõuetele, ei ole keskkonnale avalduv mõju oluline; muudatus vähendab ala halduskoormust nii füüsilistele kui juriidilistele isikutele ja Keskkonnaametile.[386]

Registreeringu künniseid on 2018. a eelnõu seletuskirjas üldiselt põhjendatud riskipõhise vahemeetmena, kuid üksikute künniste põhjendus on ebaühtlane. Mõne puhul on toodud konkreetne alus, näiteks 1 ha veekogu olulisuse piir, kuid kõigi loetletud künniste kohta eraldi sisulist mõjuhinnangut ei nähtu. Registreeringule kõrvaltingimuste määramise üheks aluseks seati asjaolu, et tegevusel on pinna- või põhjavee omadustele, vee-elustikule või veega seotud elustikule oluline ebasoodne mõju, ning registreeringust keeldumise aluseks olukord, kus seda mõju ei ole võimalik kõrvaltingimustega piisavalt vähendada. Mõnest algses eelnõus plaanitud registreeringu nõudest ka loobuti (juba enne eelnõu Riigikogu menetlusse esitamist), nt maaparandussüsteemi ehitamise, rekonstrueerimise või hoiutöö puhul (tagasiside tabeli lk 37 ja 39) või veekaitsevööndis puu- ja põõsarinde raie puhul (tagasiside tabeli lk 39).

Komplekslubade nõue kehtib tööstuslikele tegevustele, mis ületavad tööstusheite seaduse (THS)[387] alusel antud määruses nr 89[388] sätestatud künniseid. THS reguleerib selliste suure mõjuga käitiste tegevust, mis võib põhjustada heidet vette, kasutada märkimisväärses koguses vett või tekitada pinna- ja põhjavee saastumise ohu. THS-ga reguleeritud valdkonnad on näiteks energia tootmine, metallide tootmine ja töötlemine, keemiatööstus, ohtlike ainete käitlemine, prügilate käitlemine, tselluloosi-paberi- ja tekstiilitööstus, sea-, veise- ja linnukasvatus jm. THS regulatsioon tugineb suurel määral EL tööstusheite direktiivile.

Kompleksluba ei tule taotleda lisaks veeloale või sellest eraldiseisvalt, vaid suure keskkonnaohuga käitiste puhul koondab kompleksluba muuhulgas ka veekaitselised nõuded ühte loasse. Kompleksloa mõte on käitise keskkonnamõju terviklik ohjamine selliselt, et saastus ei kanduks ühest

385 Veeseaduse eelnõu seletuskiri, lk 45.
386 Veeseaduse eelnõu seletuskiri, lk 49.
387 Tööstusheite seadus (THS). RT I, 08.07.2025, 69
https://www.riigiteataja.ee/et/akt/108072025069

388 Vabariigi Valitsuse 06.06.2013 määrus nr 89 „Alltegevusvaldkondade loetelu ning künnisvõimsused, mille korral on käitise tegevuse jaoks nõutav kompleksluba“: https://www.riigiteataja.ee/akt/125092018004

keskkonnaelemendist teise – veeheite, õhuheite, jäätmetekke, kemikaalide kasutamise, ressursikasutuse ja avariiriskide kontroll toimub ühtses loamenetluses.

Ehkki kompleksluba nö asendab veeloa veekaitset puudutavates küsimustes, tuleb kompleksloa taotlemisel ning andmisel järgida ka VeeS nõudeid. THS § 41 lg 1^1 järgi sisaldab kompleksluba muu hulgas VeeS § 193 lg-tes 1 ja 2 sätestatud andmeid.

Kompleksloa keskne sisuline standard on parim võimalik tehnika (PVT). THS § 8 lg 1 järgi on PVT tehnilise arendustegevuse ning selles rakendatavate töömeetodite kõige tõhusam ja paremini välja arendatud tase, mis on praktiliselt sobiv heite piirväärtuste ja muude loanõuete määramiseks, et vältida või vähendada heidet ja selle mõju keskkonnale tervikuna. Käitaja peab THS § 26 lg 1 p 3 järgi kasutama käitises PVT-d ning kompleksloa nõuete määramisel tuleb THS § 42 lg 1 järgi lähtuda käitises toimuvale tegevusele või tootmisprotsessile kohalduvatest PVT-järeldustest.[389]

Veeheite puhul väljendub PVT nõue eelkõige heite piirväärtustes, puhastustehnoloogias, ohtlike ainete kasutamise ja väljutamise kontrollis, avariide vältimises ning omaseires. THS § 41 lg 2 p-de 6, 7, 9 ja 11 järgi peab kompleksluba sisaldama muu hulgas vee kasutamise mahtu ja säästliku kasutamise või taaskasutamise meetmeid, käitise heiteallikaid ja heite vältimise või vähendamise meetmeid, pinna- ja põhjavee ning pinnase kaitsemeetmeid ning käitise omaseiret, sealhulgas heite ja saastatuse omaseiret.

PVT-põhine lähenemine ei tähenda alati, et PVT-st piisab veekogu hea seisundi tagamiseks. THS § 41 lg 4 kohaselt tuleb juhul, kui keskkonna kvaliteedinormatiividega on ette nähtud rangemad nõuded kui need, mida on võimalik täita PVT-d kasutades, panna käitajale kompleksloaga kohustus rakendada lisaabinõusid, mis tagavad normatiivide täitmise. See säte on veekaitse seisukohalt keskne: kui suubla seisund või veekvaliteedi piirväärtused nõuavad rangemaid tingimusi, ei saa loa andja piirduda üksnes PVT üldise tasemega.

5.2.1.1.3 Keskkonnamõju hindamine

Kui loaga planeeritav tegevus võib kaasa tuua olulise keskkonnamõju, tuleb enne tegevuse lubamise otsustamist läbi viia **keskkonnamõju hindamine (KMH).** Eesti õiguse kohaselt viiakse KMH läbi tegevusloa menetluses, st ilma tegevusluba taotlemata KMH algatamiseks õiguslikku alust ei ole.

[389] PVT järelduste dokumendid on avaldatud Kliimaministeeriumi kodulehel: https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/toostusheide-ja-kemikaalid/pvt

Kohustusliku KMH juhud (künnised) on loetletud KeHJS § 6 lõikes 1; lisaks sellele tuleb kaaluda KMH algatamist ka alla künniste jäävates olukordades juhtumipõhiselt (vastavalt KeHJS § 6 lg 2 ning selle alusel kehtestatud määrusele[390]).

Keskkonnamõju hindamise eriliigiks kehtivas õiguses on nn **Natura hindamine**, mille üheks erisuseks on algatamise künniste suurem rangus – hindamine tuleb algatada juhul, kui ei ole välistatud tegevuse ebasoodne mõju Natura 2000 võrgustiku alale. Praktikas võib sellise hindamise vajadus esineda ka väikesemahuliste tegevuste puhul, mida tehakse tundlikes paikades, vt nt Riigikohtu lahendit kohtuasjas 3-3-1-56-12[391]. Teiseks oluliseks erisuseks on hindamise fookus – Natura alal tuleb mõjusid hinnata ala kaitse-eesmärgist ja terviklikkusest lähtuvalt (KeHJS § 29 lg 1). Kolmandaks on erinormid kehtestatud tegevuste lubamiseks, mis võivad Natura ala kahjustada (KeHJS § 29 lg 3-5).

Keskkonnamõju hindamise regulatsioonis on „saastaja maksab" printsiibi otseseks väljenduseks nõue, et **arendaja kannab keskkonnamõju hindamisega seotud kulud**. Praktikas võib see tähendada märkimisväärseid kulusid, mille jätmine avaliku võimu ehk maksumaksja kanda ei oleks õiglane. Samas on selline lahendus praktikas tõstatanud küsimuse KMH sõltumatusest ning arendaja õiguspärasest ootusest, et ta pärast kulukat KMH läbiviimist tegevuseks loa saab. Sellist õiguspärast ootust arendajal siiski ei ole, ehkki praktikas on teada vähe juhtumeid, kus arendajale oleks KMH järel loa andmisest keeldutud.

5.2.1.1.4 Loa andja poolt lubades tingimuste seadmine

Üksikjuhtumite reguleerimiseks on loa andjal õigus ja sageli ka kohustus täpsustada lubade andmisel tingimusi tegevuse elluviimiseks. Kui suur on loa andja kaalutlusruum tingimuste üle otsustamisel, peab olema ära määratud seaduses.

Veeloa puhul tuleneb loas sätestatavate tingimuste raamistik eelkõige VeeS §-st 193, milles on loetelu tingimustest, mida veeloas võib või tuleb määrata. Komplekslubade puhul määratakse loa koosseis THS § 41 alusel. Kompleksloas sisalduvad muu hulgas heite piirväärtused, lubatud heitekogused ning muud käitise tegevust reguleerivad nõuded.

Üks oluline erinevus veeloa ja kompleksloa vahel seisneb PVT tähenduses. Komplekslubade puhul tulenevad PVT nõuded PVT järeldustest, need on nö standardiseeritud ja järgimiseks kohustuslikud.

390 Vabariigi Valitsuse 29.08.2005 määrus nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhinnang, täpsustatud loetelu": https://www.riigiteataja.ee/akt/127032024009

391 Kavandatavaks tegevuseks olid raietööd, pinnase teisaldamine ning kuivendustööd ühel kinnistul drenaažitorustiku ehitamiseks, mis võis Riigikohtu hinnangul mõjutada kõrvalasuva kinnistu taimekoosluste seisundit. Riigikohus leidis, et algatada tulnuks KMH.

VeeS § 193 lg 1 punktis 9 nimetatud „parim võimalik tehnika“ on pigem juhtumipõhiselt määratav tehniline nõue, mille sisustamine sõltub konkreetse tegevuse laadist, reovee koostisest, suublast, olemasolevatest puhastustehnoloogiatest ja meetme majanduslikust ning tehnilisest vastuvõetavusest.

Reeglina pannakse lubades paika seire teostamise tingimused (nt veelubades vastavalt VeeS § 193 lg 1 p 2, 5 ja 8). Üldine raamistik ehk seire teostamise üldnõuded (nt mille seiramiseks tingimusi võib seada) võivad tuleneda vastava valdkonna seiret reguleerivast määrusest (kui see on kehtestatud), loas täpsustatakse näiteks seire teostamise koht, viis, sagedus ja aeg.

Loa andja võib loale seada üksnes selliseid tingimusi, milleks tal on õiguslik alus ning mis jäävad seaduses ette nähtud piiridesse. Näiteks heite piirväärtuste määramisel tuleb arvestada õigusaktides sätestatud piirmääradega ning loas määratud piirväärtused ei tohi neid ületada. Kui õigusakt näeb ette kindla maksimaalse lubatud saastetaseme, ei saa loa andja anda käitajale luba tegutseda sellest leebematel tingimustel. Küll aga võib loa andjal olla teatud juhtudel õigus määrata rangemaid või täpsustavaid tingimusi, kui selline võimalus tuleneb seadusest ning seda õigustavad konkreetse juhtumi asjaolud.

Praktikas kantakse lubadele ka selliseid nõudeid, mis tulenevad juba otse õigusaktidest. Kui loa andja sellist nõuet loas üksnes kordab, ilma et ta seda täpsustaks või konkreetse juhtumi asjaoludele kohandaks, on nõude märkimisel eelkõige informatiivne tähendus. Sellisel juhul ei loo loa tingimus iseseisvat uut kohustust, vaid juhib käitaja tähelepanu juba kehtivale õigusnormile. Nõue kehtiks käitajale ka siis, kui seda loas eraldi kirjas ei oleks.

Tingimuste seadmisel peab loa andja järgima üldisi haldusõiguse ja haldusmenetluse põhimõtteid, sh proportsionaalsuse põhimõtet.

5.2.1.1.5 Veekeskkonda oluliselt mõjutavate tegevuste kaetus regulatiivsete meetmetega põllumajanduse hajukoormuse, paisutamise ja kuivenduse näitel

Järgnevalt on selgitatud nõuete ja kohustuste erinevat rakendumist kolmes veekasutuse valdkonnas – põllumajanduse hajukoormus, paisutamine ja kuivendus. Kõik kolm valdkonda on IV perioodi veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüsis toodud välja kui olulised veekasutused, millest tuleneb veekeskkonnale oluline koormus. Reguleeritud on need tegevusvaldkonnad aga väga erinevalt.

Põllumajanduse hajukoormus on põllumajandusest lähtuv ja ilma kindla allikata taimetoitainete, lämmastiku ja fosfori koormus keskkonnale. See on välja toodud kui üks kõige olulisematest teguritest, mis põhjustab veekogude (järvede, jõgede, merede) reostumist.[392]

Eesti kehtiva õiguse kohaselt ei ole väetiste (ega sõnniku) müük ega kasutamine eraldi maksustatud (erinevalt mitmetest teistest EL riikidest). Seega väljendub „saastaja maksab" põhimõte eelkõige väetise ja sõnniku kasutamisele seatud piirangute (eelkõige veeseaduse ja selle rakendusaktide nõuded) läbi.[393] Analoogselt ei ole ka taimekaitsevahendite võõrandamine ega kasutamine Eestis täiendavalt maksustatud. „Saastaja maksab" põhimõte on realiseeritud eelkõige läbi tootenõuete ning üldkehtivates õigusaktides kehtestatud taimekaitsevahendite kasutamise piirangute.[394]

Veeseaduses reguleerib põllumajanduse keskkonnanõudeid 6. peatükk 7. jagu. Selles on nõuetena välja toodud nt põlluraamatu pidamise kohustus (§ 155), hea põllumajandustava meetmed (§ 156), väetise ja sõnniku kasutamise ja hoidmise nõuded ning taimekaitsevahendi kasutamise nõuded (§-d 157-167) ning nitraaditundlikul alal kehtivad piirangud põllumajanduslikule tegevusele (§ 168). Nõudeid täpsustavad arvukad rakendusaktid. Niisiis on meetmed kehtestatud õigusaktidest tulenevate nõuetena, mis kehtivad sõltumata loakohustusest. Osade nõuete järgimine on vabatahtlik, kuid nende järgimine on põllumajandustoetuse saamise eelduseks.

Põllumajandusest tuleneva nitraadikoormuse vähendamise võimalusi on põhjalikult käsitletud Kliimaministeeriumi tellimusel 2024. a koostatud töös „Nitraaditundlike alade nimistu läbivaatamine, vajadusel nimistu muutmise või täiendamise ettepanekute esitamine koos mõjuanalüüsiga"[395]. Töös leiti, et senised nitraadi veekeskkonda jõudmise piiramise meetmed pole olnud efektiivsed ei nitraaditundlikul alal ega Eestis tervikuna. Võimalike lahendustena uuriti töös uute nitraaditundlike alade loomist või üle-eestiliste piirangute kehtestamist ning sõnniku laotamise ja hoidmise, väetamise ning veekaitsevööndites kehtivate nõuete muutmist.

Paisutamiseks või hüdroenergia kasutamiseks on veeseaduse kohaselt eelduslikult vajalik veeluba (VeeS § 187 p 7). Veeluba ei ole vaja paisutamiseks, kui vooluveekogu looduslikku veetaset tõstetakse

---

392 Kliimaministeerium, IV perioodi veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüs. Uuringuaruanne, 2026, lk 36, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2026-03/IV%20perioodi%20veemajanduskavade%20veekasutuse%20majandusanal%C3%BC%C3%BCs.pdf, vaadatud 8.06.2026. Edaspidi: veekasutuse majandusanalüüs 2026.

393 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 77.

394 Välismõjude hindamise analüüs 2019, lk 99.

395 Vainu, M., Viira, A-H., Rooma, L., Kikas, T., Matveev, E., Naarits, A., Tiirats, K., Vaarmari, K., Palts, M., 2024. Nitraaditundlike alade nimistu läbivaatamine, vajadusel nimistu muutmise või täiendamise ettepanekute esitamine koos mõjuanalüüsiga. Kättesaadav: https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2024-10/NTA_laiendamine_l%C3%B5pparuanne_t%C3%A4iendatud_011024.pdf

kuni 1 m, välja arvatud nn lõhejõgedel ehk veekogudel või selle lõikudel, mis on LKS § 51 lg 2 alusel kantud lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistusse (VeeS § 188 lg 1 p 3).

Uue paisu kui ehitise rajamiseks võib olla vajalik ehitusluba, mille eelnõu tuleb kooskõlastada Keskkonnaametiga (VeeS § 174 lg 2), lisaks peab paisutamise luba taotleval isikul olema kirjalik nõusolek maaomanikult, kelle maad niiskusrežiimi paisutamine mõjutab (VeeS § 190 lg 4). Selle nõusoleku puudumine on üldjuhul veeloa andmisest keeldumise alus (VeeS § 192 lg 1), kuid Keskkonnaamet võib VeeS § 192 lg 2 alusel anda paisutamiseks veeloa ka sellise nõusolekuta, kui veekogu paisutamiseks esineb ülekaalukas avalik huvi.

Kui paisutamiseks on vajalik veeluba, tuleb selles määrata veekogu paisutamise ja hüdroenergia kasutamise nõuded (VeeS § 193 lg 1 p 11). Lisaks võib veeloas sätestada seirenõuded, keskkonnaohu vältimise ja keskkonnariski vähendamise meetmed, meetmed pinnaveekogumile, põhjaveekogumile või isiku varale avalduva mõju vähendamiseks või vältimiseks ning nende meetmete tõhususe seire nõuded (VeeS § 193 lg 1 p-d 5, 6 ja 8). Samuti määratakse loas paisu hoolduse ja tehnilise seisukorra nõuded.[396]

Paisutamise keskne keskkonnakaitseline küsimus on kalade rändevõimaluse tagamine. Nn lõhejõgedele ehitatud paisul on paisu omanikul või valdajal veeseadusest tulenev kohustus tagada kalade läbipääs nii üles- kui allavoolu (VeeS § 174 lg 3). VeeS § 174 lg 4 võimaldab Keskkonnaametil seda kohustust veeloaga leevendada või paisu omaniku sellest vabastada, kui esineb kaalukas põhjus. Muudel veekogudel tuleb tagada kalade läbipääs Keskkonnaameti nõudmisel (VeeS § 174 lg 5 p 2). Keskkonnaametil on õigus nõuda kalade läbipääsu tagamist eksperdiarvamuse või keskkonnamõju hindamise tulemuste alusel (VeeS § 174 lg 8).

Lisaks on eelviidatud määruses nr 54 kehtestatud vee-elustiku kaitse nõuded. Hüdroenergia tootmisel tuleb vältida kalade sattumist turbiinidesse või ehitistesse, mille kaudu vett veekogust kõrvale juhitakse – selleks tuleb üldjuhul paigaldada võre, mille avade laius ei ületa 25 mm, või tagada muu samaväärne meede, mis määratakse veeloas (määruse § 5 lg 2). Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaigaks olevatel veekogudel kehtib ajavahemikul 20. aprillist kuni 10. juunini rangem nõue: kasutada tuleb kuni 12 mm avadega võret või kuni 15 mm võrgusilma ava küljepikkusega võrkvõret või muud samaväärset meedet (määruse § 5 lg 3).

396 Täpsustatud nõuded on kehtestatud keskkonnaministri 9.10.2019. a määrusega nr 54 „Veekogu paisutamise, paisu likvideerimise ja veetaseme alandamise täpsustatud nõuded ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika“: https://www.riigiteataja.ee/akt/110102019003

Muud paisuomaniku kohustused on vesiehitisest allpool looduslikus voolusängis ökoloogilise miinimumvooluhulga või loodusliku vooluhulga tagamine (VeeS § 175 lg 5 p 3), paisu tehnilise korrashoiu ja hoolduse tagamine ning paisu avariist või avariiohust teavitamine ja selle kõrvaldamine (VeeS § 174 lg 5 p-d 1, 4 ja 5).

Kokkuvõttes on paisutamise peamiseks reguleerimisvahendiks veeluba, mida omakorda kujundavad (ja millele lisanduvad) veeseaduses sätestatud kohustused. Praktika näitab, et senised meetmed ei ole olnud piisavad. Veemajanduskava koormusanalüüsi kohaselt määrati käsitletud 605 paisust 370 oluliseks koormuseks, 72 leevendusmeetmetega oluliseks koormuseks ning 164 väheoluliseks.[397]

VeeS nõuete ja kohtupraktika pinnalt võib välja tuua rea õigusküsimusi, mis illustreerivad hästi „saastaja maksab" põhimõtte rakendamisega seotud probleeme:

1) Loakohustuse ja keskkonnakaitseliste kohustuste mitmetasandilisus – kuna kõik paisud ei ole loakohustusega, kuid VeeS § 174 lg-test 3,5 ja 8 tulenevad kohustused kõikidele paisudele, võib vee-elustiku kaitse või kalapääsu tagamise kohustus tekkida ka olukorras, kus konkreetne paisutus ise ei vaja veeluba. See tekitab omakorda küsimuse, kuidas nende kohustuste täitmist kontrollida ja tagada.
2) Praktikas on olnud keeruline eristada jätkuvat ajaloolist paisutust uuest projektist. Riigikohus on leidnud, et muutmata kujul jätkuva paisutuse seniste tagajärgede säilimine ei ole iseenesest uue tegevuse mõju, kuid elektritootmise lisamine või paisutuse muutmine võib olla uus tegevus, millele võib kohalduda KMH või Natura hindamise kohustus (RKHKo 3-17-1739/80 (Hellenurme I), p-d 17, 20 ja 21). See piiritlemine on oluline, sest sellest sõltub, kas hindamiskohustus ja selle kulud langevad arendajale või peab riik juba alanud tegevuse tagantjärele mõju ise välja selgitama.
3) Praktikas on tekkinud pingeid veekaitse- ja looduskaitseliste eesmärkide ning kultuuripärandi kaitse vahel. Paisud on veekogudele sageli rändetõkked, kuid ajaloolised veskid, hüdroelektrijaamad ja paisjärved võivad olla muinsuskaitseliselt või kogukondlikult olulised. Riigikohus on lubanud muinsuskaitselisi huve veeloa menetluses arvestada, kuid ainult ulatuses, mida võimaldab EL keskkonnaõigus ja Natura erandirežiim (RKHKo 3-17-1739/80, p 34; RKHKo 3-17-2565/136, p 26).
4) On vaieldav, millal ja kelle kulul tuleb rajada kalapääs. VeeS § 174 lg 3 asetab lõhejõgedel kalade läbipääsu tagamise kohustuse paisu omanikule või valdajale, kuid VeeS § 174 lg 4 võimaldab kohustust leevendada või sellest vabastada. Riigikohus on 2025. aasta Hellenurme

397 Veemajanduskava koormusanalüüs, lk 89.

lahendis selgitanud, et juhul, kui paisutamine teenib ka avalikku huvi, ei ole proportsionaalne jätta kalapääsu rajamise kulusid üksnes omaniku kanda; kulude jagamata jätmise kaalumata jätmine on oluline kaalutlusviga (RKHKo 3-22-2082/69).

5) Paisutuse likvideerimise kohustus ja selle keskkonnamõju. VeeS § 175 lg 4 sätestab, et kui nõutavat veeluba ei taotleta või loa andmisest keeldutakse, peab paisu omanik või valdaja paisutuse likvideerima. Samas võib paisutuse likvideerimine ise põhjustada keskkonnamõju, näiteks setete allavoolu kandumist, vooluhulga järsku muutust või paisutusala ümberkujundamise vajadust; seetõttu nõuab VeeS § 175 lg 5 p-d 1–3 kahju vältimist ja paisutusala korrastamist ning § 175 lg 6 annab Keskkonnaametile õiguse seada täiendavaid tingimusi.

Kuivendamine ei ole kehtivas õiguses iseseisev loakohustusega tegevus, vaid on üldjuhul hõlmatud maaparandussüsteemide regulatsiooni alla, mida reguleerib maaparandusseadus (MaaParS).

Kuivenduse jaoks on kohustuslik taotleda maaparandussüsteemi ehitusluba, kui kuivendamine toimub maaparandussüsteemi ehitamise või rekonstrueerimisena. Enne ehitusprojekti tuleb üldjuhul taotleda projekteerimistingimused Maa- ja Ruumiametilt (MaaParS § 12 lg 1). Maa- ja Ruumiamet on ka pädev asutus maaparanduse lubade üle otsustamiseks.

Veeluba ei ole maaparandussüsteemi ehitamiseks ja maaparandushoiutöödeks nõutav (VeeS § 188 lg 1 p 4). Samuti ei ole VeeS § 196 lg 2^1 p 1 järgi vaja veekeskkonnariskiga tegevuse registreeringut. Veeloa kohustus võib siiski tekkida juhul, kui tegevus ei mahu tegelikult maaparandussüsteemi ehitamise või hoiutöö erandi alla või hõlmab eraldi VeeS § 187 tegevust, näiteks heite või saasteainete suublasse juhtimist, üle 1 ha märgala rajamist või üle 0,1 ha märgala likvideerimist või vee omaduste või veerežiimi olulist muutmist.

Olemasoleva metsakuivendussüsteemi korrashoid – süsteemi ja maa-ala hooldamine ja uuendamine, mh taimestiku eemaldamine ning kuivenduskraavist voolutakistuse ja sette eemaldamine, vajadusel ka süsteemi iganenud või lagunenud osa asendamine või täiendamine - toimub maaparandushoiuna, mis reeglina ei ole loakohustusega.

2023. a koostatud õiguslikus analüüsis[398] on välja toodud, et kehtiv seadus nõuab küll hajukoormuse riski minimeerimist (MaaParS § 5 lg 4), kuid praktikas vajab täpsustamist, millal ja millises ulatuses saab loa andja nõuda konkreetseid keskkonnarajatisi või muid leevendusmeetmeid.

Maaparanduse ehitusloa menetluses tuleks vajadusel läbi viia ka keskkonnamõju hindamine. MaaParS § 23 lg 3 p 9: ehitusloast tuleb keelduda, kui oluline keskkonnamõju on hindamata, kuigi hindamine on ette nähtud, või kui ehitatava maaparandussüsteemiga kaasneb oluline keskkonnamõju, mida ei ole võimalik piisavalt vältida ega leevendada. Natura 2000 ala mõjutada võiva maaparanduse puhul kehtivad Natura hindamise erireeglid (vt ptk 2.5). Praktikas maaparandussüsteemide ehituslubade menetluses keskkonnamõju hindamist ei tehta, ehkki kohtud on leidnud, et KMH kaalumine on nõutav ning tuleb Natura aladel läbi viia Natura hindamise nõuete kohaselt.[399]

Veeseadusest tulenevad lisanõuded: 1) kooskõlastusnõue lõhejõgedega seotud maaparandussüsteemi ehitusloa puhul (VeeS § 188 lg 2) ning 2) veekaitsevööndis kehtivad piirangud nagu keeld teha tegevusi, mis põhjustavad kalda erosiooni või hajuheidet (VeeS § 119 p 6). Maaparandussüsteemi ehitamiseks ja hoiuks tehtav raie on veekaitsevööndis erandina aga lubatud (VeeS § 119 p 2).

Kui metsakuivendus kavandatakse looduskaitse all oleval alal, kehtivad lisaks LKS nõuded. Maaparanduse ehitustööde lubamiseks on vajalik kaitseala valitseja nõusolek (LKS § 14 lg 1 p-d 6-8). Lisaks võib kaitsealal kaitse-eeskirjaga määrata loodusliku metsa- ja sookoosluse taastamiseks vajalikke tegevusi, sh kraavide sulgemise (LKS § 17 lg 3). Praktikas on tekkinud vaidlusi, kas kehtivad õigusnormid on sellise tegevuse lubamiseks piisavalt selged.

Eelpool viidatud 2023. a õiguslikus analüüsis on probleemidena mh välja toodud, et:

1. loa andja peab otsustama, millal kuivendustöö mõju on piisavalt tõenäoline ja raske, et luba tuleb keelduda andmast, ning millal piisab leevendusmeetmetest või keskkonnarajatistest. Kehtiv MaaParS ei kasuta keskkonnaohu ja keskonnariski mõisteid ega täpsusta nende kriteeriumeid, mis võib viia ebaühtlase halduspraktikani;
2. kuivendustööde kasu ja kahju hindamine on ebaselge ja selge õigusliku aluseta;
3. keskkonnarajatiste nõudmise alused vajavad täpsustamist. MaaParS § 5 lg-d 3, 4 ja 7 näevad ette isepuhastusvõime ja hajukoormuse leviku riski minimeerimise, kuid norm ei ütle piisava täpsusega, millal peab rajama konkreetse keskkonnakaitserajatise,

398 Relve, K. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendus- ja kompensatsioonimeetmete rakendamise juhise õiguslik analüüs. Tartu 2023; lk 9-10. Kättesaadav: https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2024-01/231201_6iguslik%20analyys_0.pdf

399 Tallinna Halduskohtu 22.04.2022 otsus haldusasjas nr 3-21-2990 (Vilumäe) ning Tallinna Halduskohtu 23.02.2023 otsus haldusasjas nr 3-22-1420 (Kõrveveski).

milline rajatis peab olema ning kuidas arvestada veekogu tundlikkust. Kuna loa andjal on suur kaalutlusruum, on nõuete esitamisel oluline hinnata nende proportsionaalsust;

4. maaparandussüsteemi hoiukohustus võib minna vastuollu veerežiimi taastamise (looduskaitselise või veemajandusliku) eesmärgiga;
5. kaitstavate alade või liigikaitse regulatsioon ei pruugi katta kõiki kuivenduse ökoloogilisi mõjusid.

Kokkuvõttes on kuivenduse nõuete ja loakohustuse regulatsioonis omajagu kitsaskohti, mis raskendavad nii veekaitseliste kui looduskaitseliste eesmärkide täitmist. Pinnavee koormusanalüüs käsitleb maaparandust samas Eesti pinnaveekogumite kõige ulatuslikuma hüdromorfoloogilise survetegurina, mis mõjutab nii valglate veerežiimi kui ka voolusängide füüsilist kuju.[400] Seejuures järeldatakse majandusanalüüsis, et maakuivendustöödest kasu saavad sektorid — eelkõige põllumajandus ja metsandus — ei kanna oma veekasutuse keskkonnakulusid ning „saastaja maksab“ põhimõte ei ole piisavalt rakendatud.[401]

5.2.1.2 Majanduslik sisu

Vee erikasutuse valdkonnas oli 21.04.2026 seisuga 1942 kehtivat keskkonnaluba, mis kokku seavad nõudeid ja meetmeid 2447 veekasutuse tegevusele. Valdav osa lubadest suunab veevõttu ja heitvee juhtimist veekogumitesse. Olulised lubadega reguleeritud tegevused veevaldkonnas on veel veekogude paisutamine ning veekogude põhja ja kaldaala muutmine.

Tabel 12. Kehtivate keskkonnalubade vee erikasutuse valdkonna tegevuste arv[402]

Keskkonnaloa tegevuse täpsustus	**Arv**
Veevõtt	1036
Heitvee ja/või saasteainete juhtimine suublasse või põhjavette	814
Veekogu paisutamine ja hüdroenergia kasutamine	402
Veekogu ja märgala rajamine, muutmine ja likvideerimine. Mere süvendamine…	121

[400] Pinnavee koormuste analüüs 2025, lk 50.
[401] Veekasutuse majandusanalüüs 2026, lk 115.
[402] Keskkonnaamet, Keskkonnaotsuste infosüsteem KOTKAS, keskkonnalubade register, https://kotkas.envir.ee/, andmed seisuga 21.04.2026, vaadatud 8.06.2026.

Keskkonnaloa tegevuse täpsustus	Arv
Põhjavee täiendamine, ümberjuhtimine, tagasijuhtimine	17
Laevade remontimine, lastimine, lossimine	29
Taaskasutusvee tootmine	0
Veekogude puhastamine kemikaale kasutades	0
Vesiviljelus	28
Kokku tegevusi	**2447**
Kokku keskkonnalubasid	**1942**

Keskkonnalubadega määratud nõuded ja meetmed sõltuvad tegevuse täpsustusest vee erikasutuse mõttes ning samuti majandustegevuse mõttes (nt põllumajanduse erinõuded). Alljärgnev tabel sisaldab pistelise suunatud valimi (st vaadati eri tüüpi majandustegevusega ettevõtete lubasid) põhiselt kaardistatud tüüpilisemaid lubades sisalduvaid nõudeid ja meetmeid. Selle valimi alusel saab väita, et valdav osa nõudeid on üldist laadi ja rakenduvad suhteliselt ühetaoliselt kõigile vastava tegevuse veekasutajatele. Nõuded hõlmavad üldjuhul tegevusi, mis tagavad kehtivate keskkonnanõuete ja hea keskkonnahoiu praktika järgimise ning nendega ei kaasne olulisi täiendavaid kulusid loastatud tegevuse elluviijale. Täiendavad kulud seonduvad eelkõige nõuetega seire teostamiseks ja analüüside tellimiseks.

Ka lubades määratletud meetmed, mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju, on üldjuhul seotud kas hea tavaga (nt parima tehnoloogia kasutamine; hea põllumajandustava sõnniku käitlemisel) või tingimuslikud - meetmed, mida tuleb rakendada riskide realiseerumisel. Üksikutel juhtudel (nt Linnamäe paisu keskkonnaloas) on määratletud ka spetsiifilisemaid ja ettevõttele kulukamaid meetmeid.

Tabel 13. Vee erikasutuse keskkonnalubades tegevustega seotud tüüpilised nõuded ja meetmed (Andmete allikas: Keskkonnaameti keskkonnalubade register)[403]

Tegevuse täpsustus	Nõuded ja meetmed
Veevõtt	V3. Võetava vee koguse ja seire nõuded: Veearvestuse pidamine; Põhjaveetaseme mõõtmine (nt üks kord kolme aasta jooksul tuleb mõõta veetaset puurkaevus usaldusväärse mõõtevahendiga stabiliseerunud veetaseme korral (staatiline veetase), näidates ära veetaseme mõõtepunkti absoluutkõrguse); Proovivõtunõuded; Analüüsinõuded; Nõuded teabe esitamiseks loa andjale; V 16

[403] Keskkonnaamet, Keskkonnaotsuste infosüsteem KOTKAS, keskkonnalubade register, https://kotkas.envir.ee/, andmed seisuga 21.04.2026

Tegevuse täpsustus	Nõuded ja meetmed
	Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Veehaarde ehitiste nõuete täitmiseks vajalikud meetmed; Toimingud avarii korral; Keskkonnaohu vältimise ja keskkonnariski vähendamise meetmed.
Heitvee ja/või saasteainete juhtimine suublasse või põhjavette	V4. Väljalaskmed ja lubatud saasteainete kogused väljalaskmete ja saasteainete kaupa; V6. Reoveepuhasti puhastusefektiivsuse hindamine, sh võimalikud täiendavad nõuded puhastusefektiivsuse hindamiseks; V7. Väljalaskme seire nõuded; V16. Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Kanalisatsiooniehitiste nõuete täitmiseks vajalikud meetmed; Meetmed, mis vähendavad ohtlike ainete mõju suublale; Nõutav reoveepuhastusviis; Sademevee käitluse nõuded; Reoveesette käitluse ja kasutamise nõuded; Toimingud avarii korral; Muud asjakohased meetmed (nt hooldada pidevalt olemasolevaid biotiike (niita kallastelt heina ja võsa)); Põllumajanduslikud veekaitsemeetmed (nt pidada kinni hea põllumajandustava põhimõtetest. Sõnnikuhoidla maht peab olema selline, et see mahutaks vähemalt 8-kuu sõnniku; Sõnnikuhoidla ja –rennid peavad olema lekkekindlad)
Veekogu paisutamine ja hüdroenergia kasutamine	V9. Nõuded veekogu paisutamise ja hüdroenergia kasutamise kohta, sh: Hooldus; Seire; Kalade läbipääs (mh Kalade läbipääsu pole vaja tagada); V16. Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Vee erikasutusega kaasneva võimaliku negatiivse keskkonnamõju vähendamise meetmed (3. Viia kalavõred vastavusse keskkonnaministri 19.09.2014 määruse nr 40 § 6 lõikes 2 kehtestatud nõuetega (avade laius ei ületa 25 mm)); Parima võimaliku tehnika kasutamine (Asendada HEJ juurdevoolukanali ees olev võre 25 mm läbimõõduga avadega võre vastu); Veekogu tervendamise meetmed (Viia läbi uuringud Jägala jõe koelmuala (allpool Jägala juga-ca 1,9 ha) ja Jõelähtme jõe suudmes oleva koelmuala lõhe ja meriforelli sigimiseks sobivuse kohta. Uurimistööd teostada ajavahemikus 01.05.2008-31.12.2010 a. - Jägala jõe ja Jõelähtme jõe suudme koelmuala lõhe ja meriforelli looduslikuks taastootmiseks sobivuse korral (määratakse uurimistöö alusel) koostada lõhe ja meriforelli läbipääsu tagamiseks ja noorjärkude ohutuks laskumiseks Linnamäe paisult vajalike ehitiste eelprojekt. Projekteerimistööd teostada ajavahemikus 01.01.2011-31.12.2011. a.); Muud asjakohased meetmed (Linnamäe paisuga kaasneva keskkonnakahju kompenseerivate heastamismeetmete rakendamise hindamiseks teostada lõhe ja meriforelli läbipääsu tagamiseks ja noorjärkude ohutuks laskumiseks vajalike ehitiste eelprojekti alusel vastav ökoloogilis-majanduslik analüüs teostada hiljemalt 01.01.2012. a. Keskkonnaamet möönab, et ökoloogilis-majandusliku analüüsi esitamise nõue 01.10.2012 on ettevõtte poolt täitmata, kuid arvestades, et reaalselt

Tegevuse täpsustus	Nõuded ja meetmed
	toimiva kalapääsu lahenduse projekteerimiseks on vajalik teostada täiendavad uuringud, määrab Keskkonnaamet täiendava tähtaja 01.06.2013, mille täitmata jätmine toob kaasa vastavalt veeseaduse § 9 lõikele 12 pikendatud vee erikasutusloa nr L.VT.HA-171918 kehtetuks tunnistamise; Looduskaitseseaduse § 51 lõike 1 kohaselt on lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaigana kinnitatud veekogul või selle lõigul keelatud olemasolevate paisude rekonstrueerimine ulatuses, mis tõstab veetaset, uute paisude rajamine ning veekogu loodusliku sängi ja veerežiimi muutmine. Paisu taha on vee kogumine keelatud. Juhul kui Wooluvabrik OÜ ei täida vee erikasutusloale nr L.VT.HA-171918 § 9 lg 11 p 1 tunnistada vee erikasutusluba kehtetuks; Jätkata 2-suviste noorjärkude asustamist 5000 tk aastas kuni ökoloogilis-majandusliku analüüsi valmimiseni)
Veekogu ja märgala rajamine, muutmine ja likvideerimine. Mere süvendamine	V12. Veekogu rajamine, laiendamine, likvideerimine ning märgala ja kaldajoonega seotud tegevused; V16. Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Vee erikasutusega kaasneva võimaliku negatiivse keskkonnamõju vähendamise meetmed; Parima võimaliku tehnika kasutamine (Kasutatav tehnika peab olema töökorras ja ei tohi põhjustada täiendavat pinnase- ega veereostust. Tööde käigus tuleb järgida head ehitustava ning jälgida töötavate mehhanismide tehnilist korrasolekut; Toimingud avarii korral (Naftasaaduste, mürgiste ainete või heitveega saasteainete looduskeskkonda sattumisel, avarii või selle ohu korral koheselt võtta tarvitusele abinõud avariilise reostuse peatamiseks ja likvideerimiseks või ennetamiseks; Meetmed, mis vähendavad ohtlike ainete mõju suublale (Süvenduspinnase seire tulemustega peab arvestama pinnase süvendamisel ja kaadamisel. Kui setetes on ületatud sätestatud piirväärtusi, peab eemaldatavat setendit käsitlema jäätmena ning see ei ole sobiv kaadamiseks. Saastunud süvenduspinnase puhul on tegemist ohtlike jäätmetega ning seda tohib käidelda vaid vastavat luba omav jäätmekäitleja); Muud asjakohased meetmed
Põhjavee täiendamine, ümberjuhtimine, tagasijuhtimine	V16. Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Meetmed, millega vähendatakse või välditakse tegevuse mõju pinnaveekogumile, põhjaveekogumile või isiku varale (Väljalasku juhitava karjäärivee mehaaniline puhastamine läbi settebasseini(de)); Tööde teostamise tingimused ja nõuded (Karjäärist väljajuhitav vesi peab vastama igal ajahetkel kehtestatud piirväärtustele); Toimingud avarii korral (Reostuse ilmnemisel karjäärialal olevates kraavides tuleb võtta kasutusele vastavad meetmed reostuse tõkestamiseks ja likvideerimiseks. Reostusohtliku olukorra tekkimisel informeerida koheselt Keskkonnaametit ning vajadusel ka Päästeametit; Keskkonnaohu vältimise ja keskkonnariski vähendamise meetmed (settebasseini(de) rajamine. Enne vee

Tegevuse täpsustus	Nõuded ja meetmed
	erikasutuse algust); Meetmed kahju heastamiseks (Juhul, kui ehitustegevuse tõttu veetase kaevus alaneb ning vesi pole enam kättesaadav või kaevus veekvaliteet muutub ehitustegevuse tõttu joogikõlbmatuks, tuleb loa omanikul tagada 8 tunni jooksul puudutatud isikutele joogivesi; Püsiva alanduse mõju korral tuleb leida koostöös kaevu omaniku, loa omaniku, osaühing Rail Baltic Estonia, vee-ettevõtja Aktsiaselts ELVESO ja Rae Vallavalitsusega sobiv pikaajaline lahendus joogivee tagamiseks puudutatud kinnistutel.); Tööde teostamise tingimused ja nõuded; Muud asjakohased meetmed (Uurimustööd enne tegevust, tähtaeg: 1.Viru kaevanduse sulgemisest tulenevate hüdroloogiliste muutuste prognoosimine (OÜ Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn, 2011); Eesti Energia Kaevandused ASi Viru kaevevälja kaevandamise lõpetamise I etapiga kaasneva keskkonnamõju hindamise aruanne (AS Maves, Tallinn, 2014); Tuleb täita Alutaguse Vallavolikogu 05.01.2018 kirjas nr 9-4.8/605-1 sätestatud tingimused)
Laevade remontimine, lastimine, lossimine	V15. Laeva lastimine, lossimine, remont: Laevade teenindamise keskkonnasõbralik korraldamine; Veereostusavarii vältimine või selle kiire likvideerimise nõuete täitmine; Lastimis- ja lossimis- või laevaremondi töödeks nõutav tehnika ja nõuded.
Vesiviljelus	V14. Vesiviljelus: Vesiviljelusel rakendatavad meetmed; Lubatud saasteainete sisaldus; V16. Meetmed mis aitavad vähendada vee erikasutuse mõju ja nende täitmise tähtajad: Meetmed, millega vähendatakse või välditakse tegevuse mõju pinnaveekogumile, põhjaveekogumile või isiku varale (1. Kasvandusest suublasse juhitav vesi peab vastama järgmistele kvaliteedi piirväärtustele: biokeemiline hapnikutarve (BHT7) 15 mg/l, üldfosfor 0,5 mg/l, üldlämmastik 15 mg/l ja heljuvaine 25 mg/l. Kalakasvatustiike puhastada suublat heljumiga reostamata; 2. Haiguste sissetoomise vältimiseks tuleb rakendada bioohutusmeetmeid; 3.Kalade suremuse korral eemaldada koheselt tiikidest surnud isendid; 4. Suurenenud suremusest ja haiguse kahtlusest ning meetmete rakendamisest tuleb teavitada koheselt veterinaararsti ja Keskkonnaametit; 5. Suremuse põhjuste välja selgitamiseks tuleb jätta analüüsimiseks paar hukkunud isendit, säilitades neid vajaduse korral lagunemise ja roiskumise vältimiseks külmikus; 6. Suurenenud suremuse korral tuleb viivitamatult lõpetada vee juhtimine kasvandusest suublasse ja anda surnud kalad üle vastavat käitlusõigust omavale ettevõttele)

Lisaks on Keskkonnaamet registreerinud hetkel 127 veekeskkonnariskiga tegevust ja võtnud vastu 513 sellist teatist. Registreeringutega antakse keskkonnakasutajale ka kõrvaltingimusi, mille sisuks on tegevusespetsiifilised üldised keskkonnahoiu hea tava nõuded (nt veekogu süvendamisel see, et töid veekogus ei tohi teostada kalade aktiivsel kude- ja rändeajal ning tööde teostamise käigus tuleb

maksimaalselt vältida heljumi teket ja levikut ning teostada töid veekogus võimalusel madalveeperioodil, või vesiviljeluse puhul see, et vesiviljelusrajatise käitamise kohta peab pidama arvestust käitamispäevikus). Teatistega suunatakse sõnniku aunastamise ja kompostimise käitluse mõjusid veekogumitele. Teatise esitaja kinnitab, et tema tegevus ei toimu liigniiskel ega üleujutatud alal, drenaažitoru kohal ja et sõnniku põlluaun ei asu veekogule lähemal kui 50 meetrit. Veevaldkonnaga seonduvad ka nõusolekud puu- ja põõsarinde raieks veekaitsevööndis - kehtivaid nõusolekuid on registris 26.

Tabel 14. Veekeskkonnariskiga tegevuste kehtivad registreeringud ja teatised[404]

Tegevuse täpsustus	**Arv**
Registreeringud	
Veekogu süvendamine	25
Süvenduspinnas	4
Tahke aine paigutamine veekogusse	34
Korrashoid	40
Silla või truubi ehitamine	5
Vesiviljelus	8
Maasoojussüsteemi paigaldamine veekogusse	2
Avatud maasoojussüsteemi läbinud põhjavee juhtimine otse põhjavette	3
Paisutuse likvideerimine või alandamine	6
Aine juhtimine pinna- või põhjavette	0
Taimekaitsevahendi kasutamine	0
Asja uputamine	0
Sõnniku aunastamise ja/või kompostimise teatis	0
Registreeringud kokku	**127**
Veekeskkonnariskiga tegevuse teatis	
Sügavallapanusõnniku aunastamine ja/või kompostimine	513
Muud	
Nõusolekud puu- ja põõsarinde raieks veekaitsevööndis	26

[404] Keskkonnaamet, Keskkonnaotsuste infosüsteem KOTKAS, keskkonnalubade register, https://kotkas.envir.ee/, andmed seisuga 21.04.2026.

Veekasutuse tegevusvaldkonnas on keskkonnamõjude hindamisi keskkonnamõju hindamiste registri andmetel algatatud alates 2003 aastast 118 ehk keskmiselt 5 hindamist aastas. Võib eeldada, et veevaldkonna eesmärkide täitmist toetavad ka muudes tegevusvaldkondades algatatud ja läbi viidud mõjude hindamised - nt oluline osa põllumajanduse ja vesiviljeluse tegevusvaldkonnas 72 algatatud mõjude hindamisest ning „muudes tegevusvaldkondades ja muudel juhtudel“ algatatud 25 mõjude hindamisest.

Veekaitsenõuetest tulenevate keskkonnakulude mahtu Eestis saab hinnata Statistikaameti keskkonnakaitsekulutuste arvepidamise andmete alusel (vt ka ptk 5.2.8). Suurem osa sellistest kuludest tehakse keskkonnakaitsele spetsialiseerunud ettevõtetes (ÜVK teenust osutavates ettevõtetes) heitveevaldkonnas ning on hinnastatud vee- ja kanalisatsiooniteenuse tasudega. Perioodil 2021-2024 tehti selles valdkonnas keskmiselt 40 mln euro mahus investeeringuid ning iga-aastased tegevuskulud olid keskmiselt 52 mln eurot. Lisaks tegid keskkonnakaitsele spetsialiseerunud ettevõtted sel perioodil aastas keskmiselt 600 tuhande euro mahus investeeringuid pinnase, põhja- ja pinnavee kaitsele ning kulutasid jooksvalt 1,7 mln eurot aastas.

Keskkonnakaitsele mittespetsialiseerunud ettevõtete keskmistest keskkonnakuludest statistikas on toimunud 2023. ja 2024. aasta vahel metoodika muutus. Täiendavaks andmeanalüüsi probleemiks on see, et avalikustatud andmed ei summeeru kululiikide kohta loogiliselt kokku (alamliikide positiivsed kulud võivad anda kululiigi summaks 0). 2024. aasta andmed annavad siiski mingi aluse keskkonnakulude jaotuse kirjeldamiseks kululiikide ja valdkondade lõikes, mis pakuvad teatud piirväärtuse nõuetest tulenevate keskkonnakaitse kulude mahu hindamiseks primaar- ja tööstussektoris. Selles ettevõtete rühmas moodustavad valdava osa kuludest jooksevkulud heitvete valdkonnas (31 mln eurot 34 mln eurost). Nendest kuludest omakord absoluutse enamuse (29,4 mln eurot) maksab töötlev tööstus (sh 21 mln maksetena ja 7,5 mln sisemiste jooksevkuludega). Teiste valdkondade jooksevkulud heitveega tegelemiseks olid aastas kokku 1,4 mln eurot, sh põllumajanduses, metsamajanduses ja kalanduses 101 tuhat eurot ja mäenduses 197 tuhat eurot. Investeeringuid tehti sellistes ettevõtetes heitvetega seonduvalt 1 mln euro mahus, neist 0,6 mln toiduainetetööstuses. Investeeringu sisu alusel jagunesid investeeringud suhteliselt võrdselt keskkonnakaitsevahendite (0,6 mln) ja tootmisprotsessi (0,4 mln) investeeringute vahel. Kulud pinnase, põhja- ja pinnavee kaitsele olid 2024. aastal kokku u 2 mln eurot, millest 1,3 mln olid investeeringud, sh 1,2 mln põllumajanduse keskkonnakaitsevahenditesse. Kokkuvõttes osundavad keskkonnakulude statistilised andmed, et väljaspool ÜVK sektorit ning heitveega tegelemist tööstuses on muudes valdkondades (sh põllumajanduses, metsanduses, kalanduses ja vesiviljeluses)

veevaldkonnaga seonduvate kulude, sh investeeringute tase väga madal. Sellises raamistikus ei saa suur olla ka vahetult veekasutajale seatud nõuetega seotud investeeringute ja jooksevkulude maht.

5.2.2 Järelevalve ja sanktsioonid

5.2.2.1 Õiguslik raamistik

Nõuete täitmise üle teostab keskkonnajärelevalvet reeglina riik (reeglina Keskkonnaamet, ent osades pädevusvaldkondades ka muud riigiasutused) vastavalt keskkonnajärelevalve seadusele ning korrakaitseseadusele, mis on korrakaitseõiguse üldseadus Eestis. Keskkonnajärelevalve käigus on järelevalveasutustel õigus sooritada kontrolltoiminguid ning teha ettekirjutusi, samuti sooritada toiminguid. Rikkumiste korral on võimalikuks meetmeks ettekirjutus rikkujale ohu kõrvaldamiseks; kui ettekirjutust ei täideta, siis võidakse määrata sunniraha, et sundida isikut ettekirjutust täitma, või korraldab haldusorgan asendustäitmise korras ohu kõrvaldamise ise.

Kui riikliku järelevalve teostamise käigus või ka väljaspool seda avastatakse õigusrikkumisi, mille eest on ette nähtud väärteokaristus või kriminaalkaristus (süüteod), alustatakse vastavalt väärteo- või kriminaalmenetlust. Süüteod jagunevad vastavalt karistusseadustikule (KarS) väärtegudeks ja kuritegudeks, mis erinevad karistuse raskuse poolest – kuriteo eest on nähtud ette rangemad karistused (rahaline karistus 30-500 päevamäära või vangistus), väärteod on leebemad rikkumised, mille eest saab rahatrahvi kuni 300 trahviühikut (juriidilisele isikule 100–400 000 eurot) või aresti kuni 30 päeva. Kuritegude koosseisud on sätestatud KarS-s, väärtegude koosseisud ning võimalikud karistusmäärad reeglina valdkondlikes seadustes, vastutuse peatükis. Näiteks sätestab VeeS § 259, et veekogu, põhjavee või pinnase saastamise keelu või saastamise piiramiseks kehtestatud nõuete rikkumise eest karistatakse rahatrahviga kuni 300 trahviühikut, juriidilist isikut rahatrahviga kuni 400 000 eurot.

Karistusõiguslikke sanktsioone ei tuleks üldjuhul lugeda “saastaja maksab” põhimõtte rakendamiseks. Need on keskkonnaõiguse jõustamise ja õiguskorra tagamise meetmed. “Saastaja maksab” põhimõtte rakendusmeetmed on eeskätt sellised, mis panevad keskkonnakasutajale või saastajale keskkonnakasutuse, saastuse vältimise, kontrolli, kahju heastamise või väliskulude kandmise majandusliku koormuse.

5.2.2.2 Majanduslik sisu

Keskkonnajärelevalve on Keskkonnaameti ja kohaliku omavalitsuse üksuse, organi või asutuse tegevus eesmärgiga ennetada, selgitada välja ja tõrjuda oht ning kõrvaldada korrarikkumine keskkonnakaitse valdkonnas.[405]

2025. aastal algatati 811 väärteomenetlust, mis on 97 menetlust vähem kui aastal 2024. Haldusmenetlusi alustati 2025. aastal 395, võrreldes 2024. aastaga oli neid 50 võrra vähem. Kontrolle viidi 2025. aastal läbi 21 039, mis on peaaegu 3 korda rohkem, kui 2024. aastal (7839 kontrolli). Selle põhjuseks on asjaolu, et varem loeti kontrolliks ühte järelevalvepäeva või ühe objekti kontrolli, aga alates 2025. aastast loetakse kontrolliks iga kontrolli käigus tuvastatud ja kontrollitud isikut, näiteks ühisjahi kontrollis iga jahis osalejat.[406]

Kokku alustati 2025. aastal avastatud rikkumiste põhjal 818 väärteomenetlust (tabel 15). Lahendatud väärtegude alusel tehti kokku 651 trahvi, mille kogusumma oli 1 865 990 eurot. Ettekirjutusi tehti samal aastal 179. Keskkonnakahju juhtumeid oli 2025. aastal 91 ning nende alusel oli keskkonnakahju suuruseks 176 820 eurot. Veeseaduse alusel alustati 71 väärteomenetlust. Nendest 39 väärtegu said lahenduse ning nende pealt maksti trahvi kokku 41820 eurot. Veeseaduse alusel tehti kokku 12 ettekirjutust.[407]

[405] 2024. aasta järelevalves
[406] 2025. aasta järelevalves
[407] Keskkonnaamet, Keskkonnajärelevalve 2025. aasta statistiline aruanne, 2026.

Tabel 15 . Keskkonnajärelevalve tulemused aastal 2025[408][409]

Seadus	Avastatud rikkumised		Lahendatud väärteod		Ette-kirjutuste arv	Keskkonnakahju	
	Alustatud väärteo-menetlused	Selguseta kuuluvusega püügivahendid (protokollide arv)	Trahvide arv	Trahvisumma kokku (EUR)		Juhtumite arv	Keskkonna-kahju suurus (EUR)
Atmosfääriõhu kaitse seadus	6	0	2	2 300	14	0	0
Jahiseadus	87	0	55	16 568		15	12 646
Jäätmeseadus	133	0	100	123 418	55	0	0
Kalapüügiseadus	308	388	296	70 596	3	45	36 363
Karistusseadustik	2	0	5	2 560	0	0	0
Keskkonnaseadustiku üldosa seadus	1	0	2	680	0	0	0
Kiirgusseadus	1	0	0	0	2	0	0
Looduskaitseseadus	146	0	122	37 444	70	4	4 800
Loomakaitseseadus	1	0	0	0	0	0	0
Maapõueseadus	4	0	0	0	1	2	1 480
Metsaseadus	41	0	15	6 024	1	25	121 531
Pakendiseadus	4	0	2	180	15	0	0
Sadamaseadus	0	0	0	0	2	0	0
Tööstusheite seadus	13	0	12	664 400	4	0	0
Veeseadus	**71**	**0**	**39**	**41 820**	**12**	**0**	**0**
Vedelkütuse seadus	0	0	1	900 000	0	0	0
KOKKU	**818**	**388**	**651**	**1 865 990**	**179**	**91**	**176 820**

Veeseadusega seotud keskkonnajärelevalve juhtumid jagunevad maakondlikult küllalt ühtlaselt. Enim menetlusi (14) algatati ja lahendati (8) suurima elanike arvuga Harjumaal. 5 maakonnas jäi algatatud menetluste arv alla 3 juhtumi.

[408] Keskkonnaamet, Keskkonnajärelevalve 2025. aasta statistiline aruanne, 2026.
[409] Keskkonnaamet, Keskkonnajärelevalve 2025. aasta statistiline aruanne, 2026.

Tabel 4. Veeseadusega seotud keskkonnajärelevalve juhtumid aastal 2025[410]

Maakond	Avastatud rikkumised		Lahendatud väärteod		Ette-kirjutuste arv	Keskkonnakahju	
	Alustatud väärteo-menetlused	Selguseta kuuluvusega püügivahendid (protokollide arv)	Trahvide arv	Trahvisumma kokku (EUR)		Juhtumite arv	Keskkonna-kahju suurus (EUR)
Harju	14	0	8	8 100	1	0	0
Hiiu	1	0	1	640	0	0	0
Ida-Viru	2	0	3	680	0	0	0
Jõgeva	6	0	5	3 680	1	0	0
Järva	1	0	1	1 000	1	0	0
Lääne	2	0	1	1 000	0	0	0
Lääne-Viru	3	0	0		0	0	0
Põlva	4	0	5	11 840	2	0	0
Pärnu	4	0	2	1 280	3	0	0
Rapla	10	0	2	680	0	0	0
Saare	8	0	4	3 840	0	0	0
Tartu	8	0	4	2 260	1	0	0
Valga	3	0	1	1 500	3	0	0
Viljandi	5	0	2	5 320	0	0	0
Võru	0	0	0	0	0	0	0
Kokku	**71**	**0**	**39**	**41820**	**12**	**0**	**0**

5.2.3 Keskkonnavastutus

5.2.3.1 Õiguslik raamistik

Eestis reguleerib keskkonnavastutust keskkonnavastutuse seadus (KeVS), millega on üsna täpselt üle võetud EL keskkonnavastutuse direktiiv, põhimõtte rakendamine on aga jäänud piiratuks. Nagu ka Euroopa Kontrollikoda on välja toonud[411], on Eestis vähe KeVS alusel algatatud juhtumeid.

KeVS peamine mehhanism seisneb selles, et keskkonnakahju tekitaja peab keskkonnakahju ohu korral rakendama viivitamata vältimismeetmeid ning tekkinud kahju korral heastamismeetmeid. Pädevaks

[410] Samas.
411 Euroopa Kontrollikoda 2021.

asutuseks on Keskkonnaamet, kes tuvastab keskkonnakahju või selle ohu, hindab meetmete vajalikkust, annab vajadusel ettekirjutusi ning kiidab heastamismeetmete plaani heaks. Vältimismeetmed on niisiis suunatud kahju tekkimise või süvenemise ärahoidmisele, heastamismeetmed aga juba tekkinud kahju kõrvaldamisele või kompenseerimisele.

KeVS põhimõistetest on oluline keskkonnakahju mõiste, kuna sellest sõltub KeVS normide rakendamise künnis (mis on praktikas üsna kõrge). Keskkonnakahjuna käsitatakse olulist ebasoodsat mõju elupaigale, liigile, kaitstavale alale, merealale, pinna- või põhjaveele ning pinnasekahjustust, kui sellega kaasneb oluline risk inimese tervisele. Keskkonnakahju oht tähendab piisavat tõenäosust, et selline kahju lähitulevikus tekib.

„Veele tekitatud kahju" on eraldi keskkonnakahju liik – KeVS § 2 lg 1 p 3 kohaselt kuulub keskkonnakahju hulka oluline ebasoodne mõju merealale, pinna- või põhjaveele.

KeVS § 2 lg 4 sätestab eraldi kriteeriumid, millal mõju veele on KeVS-i mõttes oluline. Selline mõju esineb muu hulgas siis, kui see:

1. halvendab **pinnaveekogumi seisundit** nii, et muutub pinnaveekogumi seisundiklass;
2. halvendab **põhjaveekogumi seisundit** nii, et põhjaveekogumi seisundiklass määratakse halvaks;
3. halvendab veekogumi koosseisu mittekuuluva pinna- või põhjavee omadusi nii, et vees, põhjasettes või elustikus ületatakse kvaliteedi piirväärtust;
4. halvendab **suplusvee** seisundit nii, et suplusvesi loetakse reostunuks;
5. halvendab joogivee võtmiseks kasutatava või kavandatud veekogu või põhjaveekihi kvaliteeti määrani, mis toob kaasa joogivee töötlemise kulude olulise kasvu;
6. halvendab vee seisundit kaitstavatel aladel või majanduslikult oluliste vees kasvatatavate liikide kaitseks määratud aladel nii, et see ei vasta enam kvaliteedinõuetele;
7. halvendab pinna- või põhjavee seisundit nii, et veemajanduskava keskkonnaeesmärkide saavutamine muutub võimatuks;
8. halvendab mereala vee omadusi nii, et ületatakse pinnavee kvaliteedi piirväärtusi.

Erandina ei loeta KeVS § 2 lg 5 kohaselt oluliseks ebasoodsaks mõjuks veele mõju, mis on tekkinud VeeS § 42 lõikes 1 sätestatud tingimustel ehk VRD art 4 lg 5 erandi kohaldamisel.

Kahju tekitaja on isik, kelle tegevus või tegevusetus on kahju või selle ohu põhjustanud. Üldreeglina vastutab kahju tekitaja süüliselt, kuid seaduses loetletud kõrgema keskkonnariskiga tegevuste puhul kehtib süüst sõltumatu ehk kõrgendatud vastutus. Nii veeluba nõudvate kui veekeskkonnariskiga

tegevustega kahju tekitamisel vastutab kahju tekitaja sõltumatult süüst, st kehtib kõrgendatud vastutus (KeVS § 8 lg 2 p 2.1 ja 2.2).

Vältimis- ja taastamismeetmete normides on vee pakutavad hüved eraldi nimetatud: vältimismeetmete eesmärk on mh piirata või vältida vee pakutava hüve kvaliteedi edasist halvenemist (KeVS § 7 lg 1), taastamine tähendab veekahju korral kahjustatud vee ja selle pakutavate hüvede algse seisundi saavutamist, sh looduslikku taastumist (KeVS § 7 lg 3). Ka heastamismeetmed puudutavad kahtlemata ka veekeskkonda, ehkki sätte sõnastuses ei ole seda otseselt nimetatud – meetmeid rakendatakse „kahjustatud loodusvara või selle pakutava hüve taastamiseks, asendamiseks või kompenseerimiseks ning inimese tervist ohustavate oluliste riskide kõrvaldamiseks (KeVS § 7 lg 2).

Heastamismeetmete regulatsioon ei erine veekahju puhul üldregulatsioonist. Küll aga on erisus kehtestatud rahalise hüvitise maksmise kohta: kui kahjustatakse pinna- ja põhjavett ning keskkonnakahju heastatakse KeVS alusel, ei pea kahjustuse põhjustanud isik tasuma rahalist hüvitist KeTS 4. peatüki alusel (KeVS § 40 lg 1 p 2) ning kui ta on sellise rahalise hüvitise juba tasunud, arvatakse see vältimise ja heastamise kuludest maha või hüvitatakse kahju tekitajale (KeVS § 40 lg 2). KeTS 4. peatükk reguleerib kõrgendatud määras tasude maksmist.

Erireeglid on kehtestatud ka juhtudeks, mil tuleb kahju hinnata olukorras, kus veekogu seisundiklassi ei ole eelnevalt hinnatud (KeVS § 41, kahju hinnatakse eksperdiarvamuse alusel) või kui ainete keskkonna kvaliteedi piirväärtusi ei ole kehtestatud (KeVS § 41.1 – sel juhul lähtutakse VeeS §-dest 144-146).

5.2.3.2 Majanduslik sisu

Aastatel 2009-2018 on registreeritud kokku 33 keskkonnavastutuse juhtumit, nendest 17 juhul ei tuvastatud keskkonnakahju ega keskkonnaohtu. 15 keskkonnavastutuse juhtumi puhul tekkis keskkonnakahju või keskkonnaoht ja nendest kuuel juhul oli kahju tekitatud veekeskkonnale (vt lisas 8.1 esitatud tabel). Kahe juhtumi puhul on menetlus jätkuvalt pooleli.[412] Alates 2019. aastast on registreeritud 13 keskkonnavastutuse juhtumit, nendest kuue puhul on keskkonnakahju/-ohu objektiks veekeskkond (vt lisas 8.2 esitatud tabel).[413]

[412] Keskkonnavastutuse juhtumid 2009-2018
[413] Keskkonnavastutuse juhtumid alates 2019

5.2.4 Keskkonnatasud

5.2.4.1 Õiguslik raamistik

5.2.4.1.1 Keskkonnatasude õiguslik alus ja eesmärk

Eesti õiguses realiseerub SMP eeskätt keskkonnatasude kaudu. Keskkonnatasud on avalik-õiguslikud rahalised kohustused, mille kaudu riik hinnastab keskkonnakasutust ja suunab keskkonnakasutajate käitumist. Keskkonnatasude kogumist ja kasutamist reguleerivad keskkonnatasude seadus (KeTS) ning selle rakendusaktid.

Keskkonnatasude õigusliku regulatsiooni ning kasutamise hindamisel, nagu ka uute meetmete planeerimisel, on oluline jälgida keskkonnatasude kehtestamise eesmärki ja põhimõtteid. KeTS § 2 sätestab: „*Keskkonnatasude kehtestamisel ja rakendamisel lähtutakse keskkonnakaitse vajadusest, riigi majanduslikust ja sotsiaalsest olukorrast ning käesolevas seaduses sätestatud juhul ka tasustatavast loodusvarast loodavast väärtusest ja riigi tulu teenimise eesmärgist, tekitatavast keskkonnahäiringust ning keskkonnakasutuse eesmärgist ja viisist*.“

Kehtiva KeTS § 4 lõikes 1 on sätestatud keskkonnatasude rakendamise eesmärgina:

1) vältida või vähendada keskkonnakasutusega, sealhulgas loodusvarade kasutamisega, saasteainete keskkonda väljutamisega ja jäätmete kõrvaldamisega seotud võimalikku kahju;
2) suunata loodusvara tõhusamalt kasutama;
3) hüvitada keskkonnahäiringut ning
4) teenida riigile tulu loodusvara kasutada andmisest.

Selline eesmärgipüstitus erineb oluliselt KeTS algsest, 2005. a redaktsioonist[414], milles oli keskkonnatasude rakendamise eesmärk *vältida või vähendada loodusvarade kasutamisega, saasteainete keskkonda heitmisega ja jäätmete kõrvaldamisega seotud võimalikku kahju.*

5.2.4.1.2 Keskkonnatasud, maksud, hüvitised ja trahvid

Õiguslikult on oluline eristada keskkonnatasu maksudest ja hüvitistest:

- maks on üldine rahaline kohustus ilma otsese vastusoorituseta;
- tasu on seotud konkreetse õiguse või hüve kasutamisega;

[414] https://www.riigiteataja.ee/akt/969301

- hüvitis on suunatud konkreetse kahju kompenseerimisele.[415]

Keskkonnatasu ei ole otseselt kahjuhüvitis, vaid keskkonna kasutusõiguse hind (KeTS § 3 lg 1). Õigusliku iseloomu poolest on keskkonnatasud avalik-õiguslikud rahalised kohustused, mille kaudu riik hinnastab keskkonnakasutust ja suunab keskkonnakasutajate käitumist. Kuigi enamikule keskkonnatasudele kohaldatakse maksukorralduse seadust (MKS § 3 lg 4 p 2), ei ole keskkonnatasu maks.

Keskkonnatasu eristamine muudest avalik-õiguslike kohustuste liikidest on oluline mh seepärast, et oma spetsiifilise eesmärgi tõttu tuleks kogutud keskkonnatasusid kasutada eesmärgipäraselt ehk pidades silmas ka keskkonnakasutusega tekitatud kahju vähendamise eesmärki, mitte üksnes käitumist suunavat või riigile tulu teenimise eesmärki.

Riigikohus on selgitanud, et juhul, kui seadusandja valib avalik-õigusliku rahalise kohustuse sätestamise viisiks mitte maksu, vaid mingi spetsiifilise eesmärgiga avalik-õigusliku rahalise kohustuse kehtestamise, on see tasu põhiseadusega kooskõlas siis, kui tasu kehtestatakse üksnes selle eesmärgi saavutamiseks, s.t tegu ei ole varjatud maksustamisega, seda eesmärki on võimalik selle meetmega saavutada ning tasu määr ei ole selle kehtestamisega taotletavaid eesmärke silmas pidades ilmselgelt põhjendamatu.[416] Sellest nähtub, et Riigikohus on keskkonnatasusid käsitlenud mitte maksuna, vaid avalik-õigusliku rahalise kohustusena, millele kohaldub PS § 113.[417] Lisaks annab Riigikohtu lahend juhiseid tasumäärade kehtestamiseks – tasu peab teenima eesmärki, eesmärki peab olema võimalik tasuga saavutada ning tasu määr ei tohi olla põhjendamatu.

Asjas 3-3-1-72-15 on Riigikohus leidnud, et keskkonnatasu kuulub küll PS § 113 kohaldamisalasse, kuid erineb oluliselt maksust just selle poolest, et kui maks on rahaline kohustus, millel puudub otsene vastutasu maksumaksja jaoks, siis keskkonnatasu on keskkonna kasutusõiguse hind, olles tasu keskkonna kui PS § 5 järgse rahvusliku rikkuse kasutamise eest. Riigikohus märgib lisaks: *„Keskkonnatasus kajastub keskkonnaõiguse põhimõttena tunnustatud "saastaja (või keskkonnakasutaja) maksab" põhimõte, mille kohaselt keskkonna kasutaja tegevusest põhjustatud negatiivse keskkonnamõjuga seonduvad kulud peavad jääma keskkonnakasutaja, mitte ühiskonna kanda. Keskkonnatasude eesmärgiks on ka mõjutada isikuid keskkonnasäästlikumalt käituma. Seega on keskkonnatasude puhul tegu iselaadse rahalise kohustusega, mille reguleerimisel ja kohaldamisel*

415 Keskkonnatasu, sealhulgas kõrgendatud keskkonnatasu, ja keskkonnakahju olemuse ning omavaheliste seoste analüüs. Raidla Ellex Advokaadibüroo OÜ, 2016.

416 Paas, Alan. Keskkonnatasude õiguslik olemus ja eesmärgid. Juridica 5/2019, lk 372; viitab Riigikohtu lahenditele RKÜKo 15.12.2015, 3-2-1-71-14, p 105; RKPJKo 29.03.2017, 3-4-1-15-16, p 100.

417 PS § 113 kohaselt tuleb riiklikud maksud, koormised, lõivud, trahvid ja sundkindlustuse maksed sätestada seadusega. Selle sätte mõte on tagada, et maksude kehtestamine jääks parlamendi õiguseks ning et seda ei delegeeritaks Vabariigi Valitsusele, ministritele või kohalikele omavalitsustele. Vt Põhiseaduse kommenteeritud väljaanne, PS § 113 kommentaarid: https://pohiseadus.ee/sisu/3591/paragrahv_113

tuleb arvestada ka keskkonnaõiguse põhimõtteid ja keskkonna säästmise eesmärki.“[418] Kirjanduses on leitud, et keskkonnakasutuse tasud kuuluvad PS § 113 mõttes riiklike lõivude hulka.[419]

Keskkonnatasudest on oluline eristada ka trahve ja rahalisi karistusi, kuna need ei kujuta endast „saastaja maksab“ põhimõtte rakendamise meetmeid. „Saastaja maksab“ põhimõtte tuum on keskkonnakasutuse ja saastamise kulude internaliseerimine: saastaja peab kandma saastamise vältimise, vähendamise, kontrolli, heastamise või keskkonnakasutusega seotud kulud, selle asemel et need jääksid ühiskonna või riigi kanda. Kriminaalvastutus, rahaline karistus ja karistuslik trahv on sisse seatud õigusrikkumisele reageerimiseks – süüteo eest karistamiseks, üld- ja eripreventsiooni ning õiguskorra kaitse eesmärgil. EL keskkonnakuritegude raamistikus[420] käsitatakse trahve jm karistusi keskkonna kaitsmisena kriminaalõiguse kaudu, mitte „saastaja maksab“ põhimõtte klassikalise kulude jaotamise mehhanismina.

Kõrgendatud keskkonnatasu kohta, mis on KeTS kohaselt keskkonnatasu nn eriliik, on seejuures leitud (nt RaidlaEllex 2016. a memorandumis), et teatud osas on kõrgendatud keskkonnatasudel karistuslik iseloom. RaidlaEllex memorandumis on toodud välja, et õiguskirjanduses on peetud neid sarnaselt süütegude eest määratavate rahaliste karistustega PS § 113 mõttes trahvide hulka kuuluvaks. Kõrgendatud keskkonnatasu karistuslikku iseloomu kinnitab ka asjaolu, et tulumaksuseaduses käsitatakse kõrgendatud keskkonnatasu karistusliku või rikkumisega seotud kuluna, mitte tavapärase ettevõtluskuluna, mistõttu ei ole lubatud sellist kulu ettevõtlustulust maha arvata (TuMS § 34 p 6). RaidlaEllex memorandumis leitakse samas, et kõrgendatud keskkonnatasule karistusliku iseloomu andmine toob kaasa ohu, et kehtivad õigusnormid ei vasta põhiseaduse ja EIÕK nõuetele, kuna võib tähendada topeltkaristamise keelu rikkumist. Lahendusena näeb RaidlaEllex laiemat kaalutlusõigust kõrgendatud keskkonnatasu määramisel.[421]

Lisaks tuleb keskkonnatasudest eristada rahalisi kahjuhüvitisi, kuna nende eesmärk ja kasutamine on samuti keskkonnatasudest erinevad. Veeseaduses ei ole selliseid kahjuhüvitisi kehtestatud, küll aga näiteks looduskaitseseaduses. Kirjanduses on selgitatud, et keskkonnatasu eristub keskkonnakahju hüvitisest seetõttu, et keskkonnatasu määramisel ei hinnata konkreetse keskkonnakasutuse tegelikku kahju ega taastamiskulu. Kahju hüvitamise eesmärgiks on luua olukord, mis oleks võimalikult sarnane õiguste rikkumisele eelnenud olukorraga. Keskkonnatasu rakendamisega ei püüelda seevastu

---

[418] RKHKo asjas 3-3-1-72-15, p 18. Kättesaadav: https://www.riigikohus.ee/et/lahendid?asjaNr=3-3-1-72-15

419 Paas 2019, lk 375.

420 EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV (EL) 2024/1203 11. aprill 2024, mis käsitleb keskkonna kaitsmist kriminaalõiguse kaudu ning millega asendatakse direktiivid 2008/99/EÜ ja 2009/123/EÜ; https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/HTML/?uri=OJ:L_202401203

421 Raidla Ellex 2016, lk 16.

keskkonnakasutusele eelnenud olukorra taastamist ning selle rakendamisel ei hinnata, kas ja millises ulatuses tekitas konkreetne keskkonnakasutus negatiivset keskkonnamõju või selle tekkimise ohu.[422] Eriseadustes sätestatud kahju hüvitised tuleb seejuures tasuda sõltumata keskkonnatasu kohustuse täitmisest.

5.2.4.1.3 Keskkonnatasude kogumine

KeTSis sätestatud keskkonnatasude kogumise ja kasutamise süsteem tugineb lühidalt järgmistele põhimõtetele:

KeTS § 3 kohaselt kogutakse keskkonnatasu järgmist laadi **keskkonnakasutuste eest**:

Tasu liik (KeTS § 3 lg 3)	Keskkonnakasutuse liik (KeTS § 3 lg 2)
Loodusvara kasutusõiguse tasu	– Maavara kaevandamine – Veevõtt – Kalapüük – Jahipidamine – Raadamine[423]
Saastetasu	– Saasteainete väljutamine välisõhku, veekogusse, põhjavette või pinnasesse – Jäätmete kõrvaldamine[424]
Keskkonnahäiringu hüvitamise tasu	– Tuuleenergiast elektrienergia tootmine

Tasumäärade kehtestamise eesmärgid ja põhimõtted erinevad, sõltuvalt keskkonnatasu liigist ja tasu kogumise eesmärgist.

Loodusvarade kasutusõiguse tasumäärade kehtestamisel arvestatakse KeTS § 3 lg 4 ja lg 5.1 kohaselt:

422 Paas 2019; lk 375.

423 KeTS § 3 lg 5.1 (jõustus 1.07.2024): Metsamaal raadamisõiguse tasumäära kehtestamisel lähtutakse eesmärgist kompenseerida raadamisest tingitud süsinikuvaru ja süsiniku sidumise võime kahanemine maakasutussektoris.

424 Alates 01.07.2026 ka jäätmete põletamine energiakasutuse otstarbel.

- loodusvaravarude seisundit, kasutuskohta, kvaliteeti, defitsiitsust, kasutusviisi keskkonnaohtlikkust, muude loodusvarade kaitse vajadust ning käesolevas seaduses sätestatud juhul ka tasustatavast loodusvarast loodavat väärtust;
- maavara kaevandamisõiguse tasumäära kehtestamisel üle käesolevas seaduses sätestatud alammäärade lähtutakse riigi tulu teenimise eesmärgist. Energeetilise maavara puhul lähtutakse lisaks tulu teenimise eesmärgile energeetilisest maavarast toodetavast lisandväärtusest;
- metsamaal raadamisõiguse tasumäära kehtestamisel lähtutakse eesmärgist kompenseerida raadamisest tingitud süsinikuvaru ja süsiniku sidumise võime kahanemine maakasutussektoris.

Saastetasumäärade kehtestamisel arvestatakse heitekoha saastetundlikkust, saasteaine ohtlikkust ja parima võimaliku tehnika kasutamist (KeTS § 3 lg 6).

Keskkonnahäiringu hüvitamise tasumäärade ja nende arvutamise aluste kehtestamisel arvestatakse tegevusega kaasneva keskkonnahäiringu ulatust, mõjupiirkonda ja intensiivsust (KeTS § 3 lg 7).

Konkreetsed tasumäärad on kehtestatud KeTS-s ülem- ja alammäärana või summana, sõltuvalt tasuliigist.

Kui keskkonna kasutamine toimub ilma loata või loa nõudeid rikkudes, rakendatakse keskkonnatasu kõrgendatud määra, mis näiteks saasteainete lubatust suuremas koguses heitmise puhul võib olla viiekordne kuni 100-kordne, sõltuvalt saasteainest. Kõrgendatud tasumääradega seonduvat reguleerib KeTS 4. ptk (§-d 22-30).

5.2.4.1.4 Keskkonnatasu asendamine

KeTS § 6 näeb ette võimaluse, et keskkonnatasu maksmise kohustuse võib valdkonna eest vastutav minister KeTS-s sätestatud tingimustel ja mahus asendada keskkonnakahjustusi vältivate või vähendavate abinõude rahastamise kohustusega.

Saastetasu asendamist reguleerivad KeTS § 48-55. KeTS saastetasu asendamise regulatsioon on erandlik mehhanism, mis võimaldab saastetasu maksjal suunata saastetasuna tasumisele kuuluv summa keskkonnakaitsemeetmetesse. Asendamise eelduseks on konkreetne, kontrollitav ja keskkonnakaitseliselt põhjendatud projekt, mis peab üldjuhul kolme aasta jooksul andma mõõdetava tulemuse, näiteks vähemalt 15% saaste või jäätmete vähendamise. Skeem on lepingupõhine ja kontrollitud: vajalik on ministriga sõlmitav leping, Keskkonnaameti kvartaalne kontroll, kuludokumentide esitamine, lõpparuanne ja tulemuse tõendamine. Kui kohustusi ei täideta, tuleb kogu varem asendatud saastetasu tagasi maksta.

5.2.4.1.5 Keskkonnatasud veevaldkonnas

Kehtiv KeTS näeb ette vee erikasutusõiguse tasu maksmise kohustuse ning saastetasu maksmise kohustuse.

Vee erikasutusõiguse tasu makstakse õiguse eest võtta veekogust või põhjaveekihist vett erikasutuse korras.

Erandina ei pea vee erikasutusõiguse tasu maksma, kui vett võetakse:

1) vee-energia saamiseks;
2) põllumajandusmaa, sealhulgas katmikalade niisutamiseks;
3) vesiviljeluse tarbeks.

Tasu arvutatakse 1 m^3 veevõtu pealt (KeTS § 10 lg 3) ning tasumäärade kehtestamine on antud Vabariigi Valitsuse pädevusse. KeTS-s (§ 10 lg 4) on sätestatud tasude alam- ja ülemmäärad 1000 m^3 kohta järgmiste veevõttude kohta:

1) pinnavesi;
2) pinnavesi jahutusveena;
3) kvaternaari põhjaveekihi vesi;
4) devoni kuni ordoviitsiumi-kambriumi põhjaveekihtide vesi;
5) kambriumi-vendi põhjaveekihi vesi;
6) kambriumi-vendi põhjaveekihi joogivee kvaliteediga vee kasutamine tehnoloogiaotstarbel, välja arvatud toiduainete valmistamiseks;
7) joogiks kasutatav mineraalvesi;
8) ravivanniminеraalvesi;
9) karjääridest väljapumbatav vesi;
10) kaevandustest väljapumbatav vesi.

Täpsemate tasumäärade kehtestamisel tuleb lähtuda veekogust, põhjaveekihist, võetava vee defitsiitsusest ja kasutusviisist (KeTS § 10 lg 5).

Saastetasu tuleb maksta saasteainete väljutamisel veekogusse, põhjavette ja pinnasesse (KeTS § 17).

Saastetasu rakendatakse, kui veekogusse, põhjavette või pinnasesse heidetakse:

1) orgaanilisi aineid;
2) fosforiühendeid;
3) lämmastikuühendeid;
4) heljumit;

5) sulfaate;
6) ühealuselisi fenoole;
7) naftat, naftasaadusi, mineraalõli ning tahke kütuse ja muu orgaanilise aine termilise töötlemise vedelsaadusi;
8) vett, mille vesinikeksponent (pH) on suurem kui 9,0 või väiksem kui 6,0;
9) muid eeltoodud loetelus nimetamata veekeskkonnale ohtlikke aineid veeseaduse tähenduses.

Saastetasu ei nõuta:

- eeltoodud loetelu p-des 1-4 nimetatud ainete ja ühendite viimisel veekogusse, põhjavette või pinnasesse elusorganismide, sealhulgas taimede, loomade ja seente kasvatamiseks (KeTS § 17 lg 2);
- kui loetelus nimetatud aineid ja ühendeid heidetakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse sademeveega sademeveekanalisatsiooni kaudu ning see vesi vastab keskmistele piirväärtustele (KeTS § 17 lg 3).
- kui käesoleva loetelus nimetatud aineid ja ühendeid heidetakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse sademevee rohkuse tõttu automaatselt tööle rakenduva ühisvoolse kanalisatsiooni ülevoolu kaudu, kui on tagatud reovee lahjendus sademeveega vähemalt üks neljale (KeTS § 17 lg 4)

Saastetasumäärad ning arvestamise kriteeriumid on kehtestatud KeTS §-s 20, kõrgendatud määrad saasteainete väljutamisel veekogusse, põhjavette ja pinnasesse lubatust suuremas koguses ja kontsentratsioonis KeTS §-s 24.

Saastetasu asendamine on vee valdkonnas võimalik asendada kahel juhul: 1) saastaja rakendab kuni kolme aasta jooksul meetmeid, mille tulemusel saastamine väheneb vähemalt 15% võrreldes projektile eelnenud aastaga; 2) sademeveetorustike rajamisega vähendatakse sademevee osakaalu reoveepuhastisse jõudvas reovees vähemalt 15%. Praktika kohta on IV perioodi veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüsi eelnõus välja toodud, et vee valdkonnas oli aastatel 2018–2023 kokku neli saastetasu asendamise lepingut ning asendatud saastetasu summa oli 2019–2023 kokku 27 460 eurot. Sama analüüs järeldab, et meede ei ole viimastel aastatel olnud populaarne ning kahel viimasel aastal olid asendatud summad eriti madalad, alla 1000 euro aastas.

5.2.4.1.6 Keskkonnatasudest laekuva raha kasutamine

Keskkonnatasudest laekuva raha kasutamise eesmärgid on ära määratud KeTS §-s 4 sätestatud tingimustega (vt eespool). KeTS § 4 lõikes 3 nimetatud esimesed kolm eesmärki kujutavad endast SMP väljendust, kuid neljas eesmärk – teenida riigile tulu – ei ole otseselt seotud SMP rakendamisega.

Keskkonnatasudest laekuva raha jaotamise põhimõtted on KeTS (§ 4 lg 2-4) kohaselt järgmised:

1) keskkonnatasudest laekuv raha riigieelarve ja KOV eelarvete vahel (lg 2);
2) riigile laekuvast tulust eraldatakse riigieelarvega KliMile vahendid sihtotstarbeliseks kasutamiseks KeÜS §-s 1 sätestatud eesmärkide täitmiseks, sealhulgas taastuvate loodusvarade taastootmiseks ja kaitseks, ning süsinikuvaru säilitamiseks, süsinikusidumise suurendamiseks ja metsa kaitseks ning säästvaks majandamiseks (lg 3);
3) keskkonnahäiringu hüvitamise tasust saadava raha jaotamisel lähtutakse läheduse põhimõttest, enim mõjutatud osapooltest ja nende õigusest saada keskkonnahäiringu eest hüvitist (lg 4).

Keskkonnatasudest laekuva raha täpsem jaotus on ära määratud KeTS peatükis 8 (§ 55.1 jj). Raha jaguneb kahe peamise tasandi vahel:

- riigieelarve, kuhu laekub üldjuhul põhiosa tasudest;
- kohaliku omavalitsuse (KOV) eelarve, kuhu suunatakse osa tasudest kompensatsioonina kohaliku keskkonnamõju eest.

Näiteks maavara kaevandamise tasude puhul:

1) läheb 100% riigieelarvesse juhul, kui kaevandamine toimub avalikus veekogus, majandusvööndis või veekogus, mida ei jaotata KOV-de vahel (§ 55.1 lg 1 p 1);
2) ülejäänud juhtudel makstakse kaevandamisest saadud tasust osa KOV-ile. KOVile makstakse fikseeritud ühikumäär (€/m³ või €/t), mis sõltub:

- maavara liigist (nt liiv, kruus, lubjakivi, turvas, põlevkivi jne);
- kvaliteedist (nt madala- või kõrgemargiline);
- kasutusotstarbest (nt täitepinnas, ehitusmaterjal).

Eraldi jaotusmehhanism kehtib põlevkivi puhul, kus osa tasust jagatakse kaevandusala, mäeeraldise ning põlevkivi kasutava käitise asukoha KOV-de eelarvesse.

Vee erikasutuse tasude puhul:

1) läheb 100% tasust riigieelarvesse, kui vett võetakse piiriveekogust (KeTS § 55.1 lg 3);
2) muu veevõtu puhul makstakse KOV-dele kindlad summad 1000 m^3 vee kohta, sõltuvalt (KeTS § 55.1 lg 4):

- vee liigist (pinna- või põhjavesi);
- kasutusest (joogivesi, jahutusvesi, mineraalvesi jne);
- veekogust (nt Tallinna süsteem vs muu).

Teatud tasud jagatakse mitme KOV vahel fikseeritud protsentides (nt Tallinn, Kose, Rae jne) (KeTS § 55.1 lg 6).

Lisaks on eraldi reguleeritud kaevandustest ja karjääridest väljapumbatava vee erikasutuse tasu laekumine, millest samuti läheb osa KOV-dele (KeTS § 55.1 lg 5).

Saastetasud laekuvad riigieelarvesse (KeTS § 55.1 lg 7 p 3), välja arvatud põlevkivi lend- ja koldetuha tonni kõrvaldamise saastetasu, millest kantakse osa KOV eelarvesse.

Keskkonnatasudest laekuvast rahast suunatakse osa Keskkonnainvesteeringute Keskuse (KIK) kaudu keskkonnatoetusteks. KeTS näeb ette, et keskkonnaprogrammi elluviimiseks eraldab Kliimaministeerium aastas summa, mille suurus vastab vähemalt riigieelarve koostamisele eelnenud aastal vee erikasutusõiguse tasudest riigieelarvesse laekunud rahalisele mahule (KeTS § 56 lg 1).

Selline lahendus kehtib alates 1.01.2019. a[425]. Varem kehtinud redaktsioonis eraldati KIKile KeTS §-s 4 sätestatud eesmärgil kasutamiseks ka kalapüügiõiguse, jahipidamisõiguse ja saastetasudest ning vee erikasutusõiguse tasudest ja maavarade, va põlevkivi kaevandamisõiguse tasudest riigieelarvesse laekunud raha (küll 2009. a kehtinud keskkonnatasu määrade ulatuses või osakaaluna sellest).[426] 2019. a jõustunud muudatusega sooviti KIKi rahastus laekunud keskkonnatasudest lahti siduda. Muudatuse põhjenduseks toodi eelnõu algatamise seletuskirjas, et KIKi senine rahastamismudel sidus keskkonnaprogrammi mahu mehaaniliselt keskkonnatasude laekumise ja 2009. aasta tasumääradega, mistõttu ei saanud rahastust kujundada tegelike keskkonnavajaduste ega suuremate projektide järgi. Lisaks tekitas KIKi kaudu ministeeriumi ja selle haldusala põhitegevuse kulude rahastamine seletuskirja kohaselt liigset halduskoormust ning vähendas läbipaistvust selles, kui palju raha ministeerium oma tegevuseks tegelikult vajab. Seletuskirjas selgitati, et edaspidi määratakse keskkonnakaitse rahastus riigieelarve strateegiliste prioriteetide ja tegelike vajaduste järgi ning raha suunatakse Keskkonnaministeeriumi kaudu, kes korraldab selle kasutamist jätkuvalt KIKi abil.[427] Eelnõu menetlemisel Riigikogus tehti algsesse plaani siiski muudatus ja KIKi rahastust laekunud keskkonnatasudest täielikult lahti ei seotud, vaid seoti KIKi rahastus eelmise aasta vee erikasutusõiguse tasudest laekunud summaga. Sellist lahendust põhjendati vajadusega, *„et Keskkonnainvesteeringute*

425 Muudatus tehti keskkonnatasude seaduse muutmise ja sellega seonduvalt teiste seaduste muutmise seadusega: https://www.riigiteataja.ee/akt/122122018001.
426 Vt KeTS kuni 31.12.2018 kehtinud redaktsioon, § 56 lg 1: https://www.riigiteataja.ee/akt/130062017034
427 Keskkonnatasude seaduse muutmise ja sellega seonduvalt teiste seaduste muutmise seaduse eelnõu 660 SE seletuskiri; eelnõu menetluse materjalid Riigikogu kodulehel: https://www.riigikogu.ee/tegevus/eelnoud/eelnou/68d1c49a-6923-4d1b-8099-4a6f365e2c76/keskkonnatasude-seaduse-muutmise-ja-sellega-seonduvalt-teiste-seaduste-muutmise-seadus/

Keskusel säiliks kindel rahastus, millega keskkonnaprojekte finantseerida“.[428] Mis põhjusel KIKile suunatav summa just vee erikasutusõiguse tasudega peab võrduma, ei ole seletuskirjas selgitatud.

KeTS 2005. a algversioonis[429] oli keskkonnatasude kasutamine kehtivast õigusest oluliselt erinevalt lahendatud – KeTS sätestas siis, et keskkonnatasudest saadav raha jaotatakse riigieelarve ja keskkonnakasutuse kohalike omavalitsuste eelarvete vahel, ning et keskkonnatasudest riigieelarvesse laekuvat raha kasutatakse sihtotstarbeliselt keskkonnaseisundi hoidmiseks, loodusvarade taastootmiseks ja keskkonnakahjustuste heastamiseks.

Alates 2009. aastast hakati suunama osa keskkonnatasudest laekuvast rahast ilma selge sihtotstarbeta riigieelarvesse (st riigieelarvesse suunati see osa keskkonnatasudest, mis ületas 2009. a kehtinud tasumäärasid). Järgnevate aastate jooksul on järjepidevalt vähendatud keskkonnatasude osa, mis suunatakse KIKi kaudu keskkonnatoetusteks, ning suurendatud ilma sihtotstarbeta riigieelarvesse suunatavat osa. 2012. aastal tõsteti keskkonnatasusid küllaltki ulatuslikult ja ootamatult, peamise eesmärgiga suurendada riigieelarve tulusid. Riigikohus tunnistas 2012. a tehtud muudatuse küll põhiseadusevastaseks, kuna ootamatu tasude tõstmisega rikuti Riigikohtu hinnangul ettevõtjate õiguspärast ootust.[430]

Sellest nähtub, et kehtiv KeTS käsitab keskkonnatasusid laiemalt kui üksnes keskkonnakahju vältimise või vähendamise vahendit. Kui seaduse algses redaktsioonis oli rõhk selgelt keskkonnakaitselisel sihtotstarbel — keskkonnaseisundi hoidmisel, loodusvarade taastootmisel ja keskkonnakahjustuste heastamisel —, siis kehtiv regulatsioon seob keskkonnatasud ka loodusvara tõhusama kasutamise suunamise, keskkonnahäiringu hüvitamise ning riigile tulu teenimise eesmärgiga. KeÜS § 12 sätestab keskkonnatasude eesmärgina selgelt aga üksnes KeÜS §-s 1 sätestatud eesmärkidele kaasaaitamise, mistõttu pelga tulufunktsiooniga keskkonnatasude kehtestamise õiguspärasus on küsitav.

Samuti on küsitav keskkonnatasudest suurema osa suunamine riigieelarvesse.

Edaspidi tuleks keskkonnatasude kujundamisel ja kasutamisel hinnata, kas kavandatav meede toetab neid seaduses sätestatud eesmärke tasakaalustatult ega muuda keskkonnatasu pelgalt fiskaalseks tulumeetmeks.

428 Eelnõu 660 teise lugemise seletuskiri: https://www.riigikogu.ee/download/b0c1758f-aba6-4d74-967d-22b889f7b610
429 https://www.riigiteataja.ee/akt/969301
430 RKPSJKo 16.12.2013 asjas 3-4-1-27-13. Kättesaadav: https://www.riigikohus.ee/lahendid?asjaNr=3-4-1-27-13

5.2.4.2 Majanduslik sisu

Keskkonnaameti koondstatistika järgi deklareeriti 2024. aastal keskkonnatasusid kokku ca 97 miljonit eurot, millest veega otseselt seotud kaks põhiinstrumenti olid:[431]

- vee erikasutusõiguse tasu (ressursimaks veevõtu eest): 13,8 miljonit eurot;
- veesaastetasu (saasteainete veekeskkonda viimine): 4,6 miljonit eurot.

Kooskõlas keskkonnatasudele seatud eesmärkidele varieerub vee erikasutustasu veekasutuse ning rohkema või väiksema koormusega põhjaveekihtide lõikes.

Tabel 18. Vee erikasutusõiguse tasumäärad aastatel 2016-2025[432]

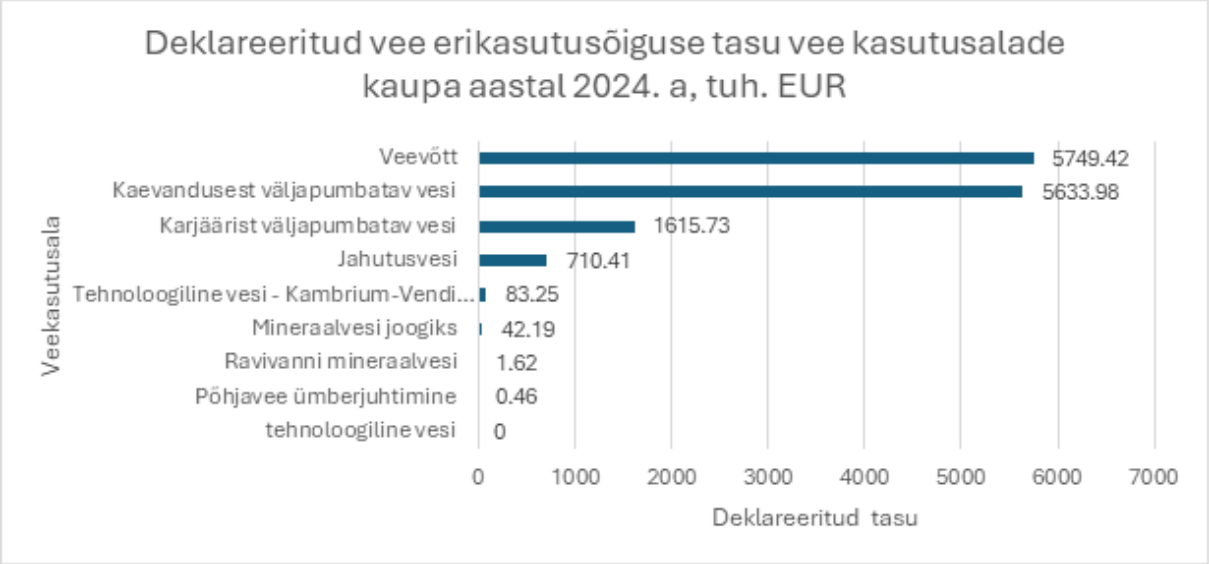
Veekasutus	Vee erikasutusõiguse tasumäärad (eurot/1000 m³)									
	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Veekogud:										
Tallinna veevarustussüsteemi kuuluvad veekogud	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34	38,34
Jahutusvee võtmine Tallinna veevarustussüsteemi kuuluvatest veekogudest	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66	7,66
Muud veekogud	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52	29,52
Jahutusvee võtmine muudest veekogudest	1,61	1,62	1,64	1,65	1,67	1,69	1,7	1,72	1,74	1,76
Põhjaveekihid:										
Kvaternaari põhjaveekiht	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01	63,01
Devoni põhjaveekiht Ordoviitsiumi kihini	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68	84,68
Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekiht	86,37	88,1	89,86	91,66	93,49	93,49	93,49	93,49	93,49	93,49
Kambriumi-Vendi põhjaveekiht	95,47	96,42	97,38	98,36	99,34	99,34	99,34	99,34	99,34	99,34
Kambriumi-Vendi põhjaveekihi joogivee kvaliteediga vee kasutamine	170,08	171,78	173,5	175,24	176,99	178,76	180,55	182,35	184,18	186,02

[431] Keskkonnaamet, „Keskkonnatasu statistika 2011–2024“, Tableau Public, https://public.tableau.com/app/profile/keskkonnaamet/viz/Keskkonnatasustatistika2011-2024/Deklareeritudkeskkonnatasu2011-2024EUR, vaadatud 8.06.2026. Edaspidi: Keskkonnaameti keskkonnatasu statistika.

[432] https://www.riigiteataja.ee/akt/121112014011

Veekasutus	Vee erikasutusõiguse tasumäärad (eurot/1000 m³)									
	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
tehnoloogilistel otstarvetel										
Joogiks kasutatav mineraalvesi	1469	1498,4	1528,35	1558,9	1590,1	1621,89	1654,3	1687,42	1721,17	1755,59
Ravivannimineraalvesi	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08	230,08
Karjääridest väljapumbatav vesi	19,09	19,48	19,87	20,26	20,67	21,29	21,93	22,58	23,26	23,96
Kaevandustest väljapumbatav vesi	53,25	54,32	55,41	56,51	57,64	59,37	61,15	62,99	64,88	66,83

2024. aastal deklareeriti vee erikasutusõiguse tasu kõige rohkem veevõtu ning kaevandusest väljapumbatava vee eest. Nendest üle kolme korra vähem deklareeriti tasu karjäärist väljapumbatava vee eest ning sellest omakorda kaks korda vähem jahutusvee eest. Ülejäänud veekasutusalade eest deklareeriti proportsionaalselt väga väike osa vee erikasutusõiguse tasu (joonis 10).[433]

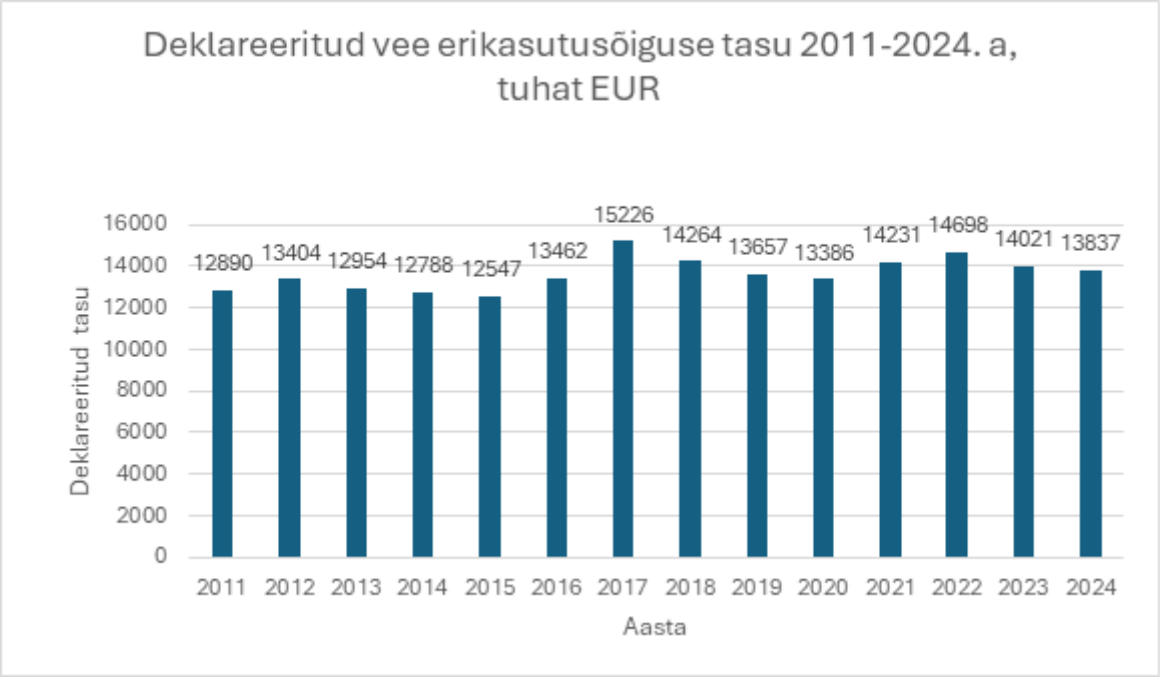


Joonis 6. Deklareeritud vee erikasutusõiguse tasu 2024. aastal.

Vee erikasutusõiguse statistika aastatel 2011-2024 näitab, et deklareeritud tasu on igal aastal jäänud 12-16 miljoni vahele, olles kõige madalam aastal 2015 ning kõige kõrgem aastal 2017 (joonis 11).[434] Perioodi jooksul on vee erikasutustasude aastane laekumine kasvanud u 1 mln ehk 7% võrra. Samal perioodil on Eesti üldine tarbijahinna indeks kasvanud 63,4%.[435] Vee erikasutusõiguse tasu laekumise vähenemist reaalhindades ei selgita veetarbimise vähenemine, sest põhilised tasuallikad - veevõtt ja

[433] Keskkonnaameti keskkonnatasu statistika.
[434] Samas.
[435] https://andmed.stat.ee/et/stat/majandus__hinnad/IA001

kaevandusest väljapumbatav vesi - ei ole mahtude mõttes sel perioodil vähenenud, veevõtt olmes ja tööstuses on pigem kasvanud. Peamiseks põhjuseks on vee erikasutustasude määrade muutumatus osade veekogumite ning vähene muutus teiste veekogumite osas. Juhul kui vee erikasutustasude määrad oleksid kasvanud ning laekumine oleks toimunud tarbijahinnaindeksi kasvu arvestades, oleks 2024. aastal laekunud vee erikasutusõiguse tasu 13,8 mln euro asemel u 21 mln eurot.



Joonis 7. Deklareeritud vee erikasutusõiguse tasu aastatel 2011-2024.

Veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüs[436] vee erikasutustasude määrade stabiilsust ja tasude laekumise olulist vähenemist reaalhindades tervikvaates ei problematiseeri. Küll tehakse soovitusi soodusmäärade ja erandite ülevaatamiseks: [437]

> */…/ lähtuda jahutusvee erikasutusõiguse tasumäärade ning vee saastetasumäärade kehtestamise KeTS'es välja toodud keskkonnatasude kehtestamise printsiipidest, ehk sellest, et vee erikasutusõiguse tasu suurus peab sõltuma veekogust, põhjaveekihist, võetava vee defitsiitsusest ja kasutusviisist (KeTS § 3 (4) ja § 10 (5)) ning vee saastetasu peab arvesse võtma heitekoha saastetundlikkust, saasteaine ohtlikkust ja parima võimaliku tehnika kasutamist (KeTS § 3 (6)).*

[436] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[437] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.

/…/ perioodiliselt üle vaadata KeTS'es kehtestatud erandid vesiviljelusele, põllumajandusele ning veevõtule energia tootmiseks. VRD rakendamise kontekstis on erandid õigustatud seni, kuni veevõtt ja vastav koormus ei ole oluline.

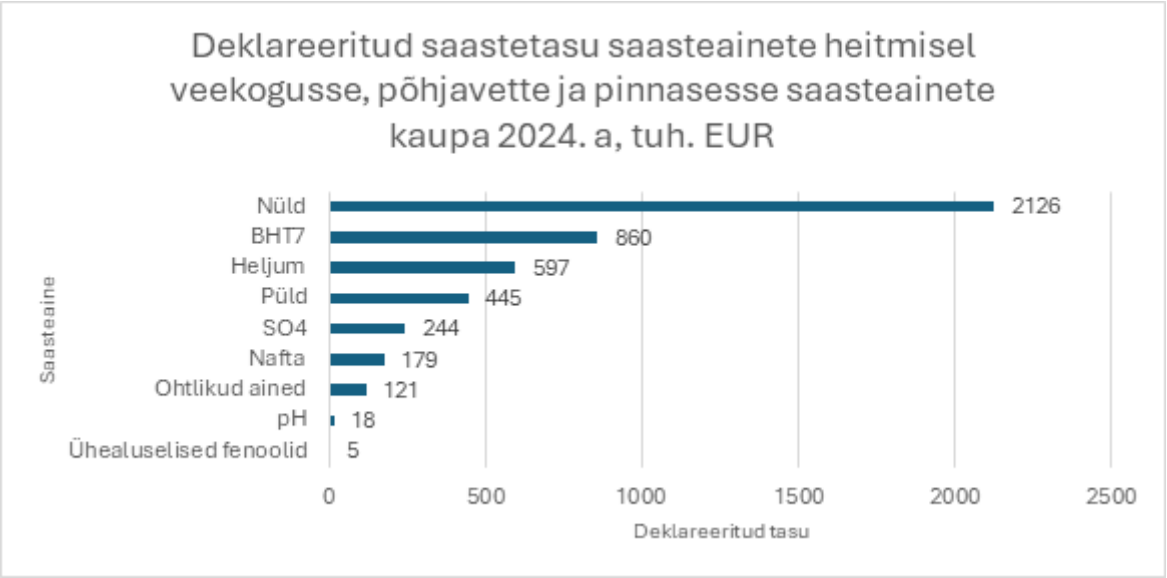
Saastetasumäärad kehtestatakse saasteainete ühe tonni kohta ning need sõltuvad saasteaine liigist, kusjuures ohtlikumatele ainetele kehtivad kõrgemad määrad ja tasumäärad on ajas kasvavad. Määrasid suurendatakse teatud juhtudel, näiteks kui saaste juhitakse kaitsmata põhjaveega pinnasesse, tundlikku veekogusse või asulapiirkonda, kusjuures mitme teguri esinemisel rakendatakse neist suurimat. Saastetasu võib vähendada kuni kaks korda, kui heitvesi vastab veeloaga kehtestatud piirväärtustele ning aruandluskohustus on korrektselt täidetud.[438] Veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüsis[439] tuuakse välja, et 84% kõikidest deklareeritud vee saastetasudest on arvutatud vähendatud vee saastetasumäära järgi.

Tabel 19. Saastetasumäärad saasteaine väljutamisel veekogusse, põhjavette või pinnasesse.[438]

Saasteaine	**Saastetasumäärad saasteaine ühe tonni väljutamisel veekogusse, põhjavette või pinnasesse (eurot/1000 kg)**			
	2024	**2025**	**2026**	**2027**
Orgaanilised ained (BHT7)	1579	1736	1910	2101
Fosforiühendid (Püld)	13816	15889	18272	21013
Lämmastikuühendid (Nüld)	3250	3737	4298	4943
Heljum	580,53	609,56	640,04	672,04
Sulfaadid ($SO4^{2-}$)	7,44	7,82	8,21	8,62
Ühealuselised fenoolid	27975	32171	36997	42546
Nafta ja naftasaadused	4811	5052	5304	5569
Muud ohtlikud ained	24214	27847	32024	36827

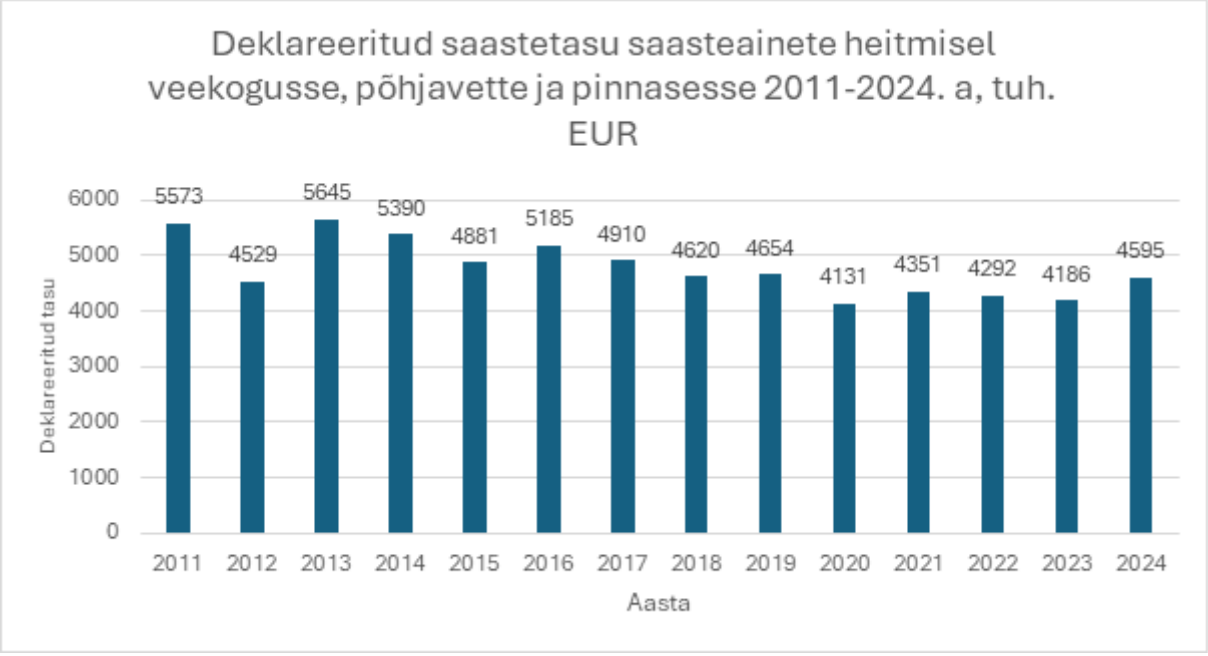
Keskkonnatasude statistika järgi deklareeriti 2024. aastal veesaastetasu kokku 4,6 miljonit eurot (joonis 12). Kõige rohkem deklareeriti saastetasu lämmastikühendite (Nüld) ning kõige vähem ühealuseliste fenoolide heitmisel veekogusse, põhjavette ja pinnasesse.[440]

[438] KetS, § 14-20
[439] Veekasutuse majandusanalüüs 2026
[440] Keskkonnaameti keskkonnatasu statistika.



Joonis 12. 2024. aastal deklareeritud veesaastetasu saasteainete kaupa.

Aastatel 2011-2024 on veesaastetasu deklareeritud alates 4 miljonist kuni 5,6 miljonini, olles kõige madalam aastal 2020 ning kõrgeim aastal 2013 (joonis 13).



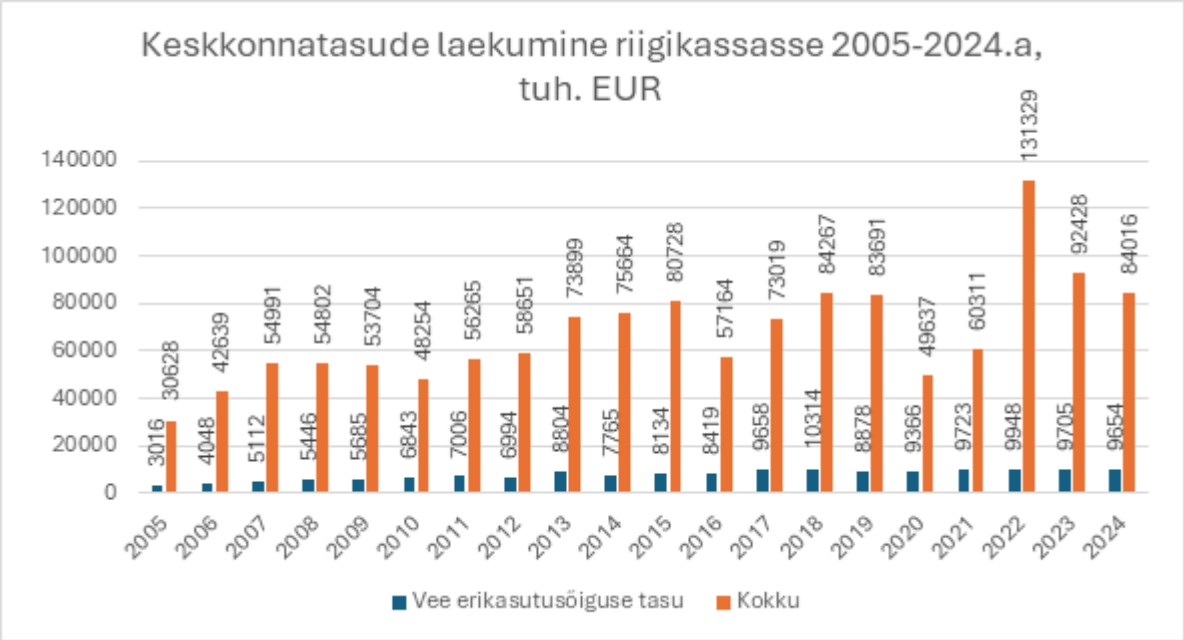
Joonis 13. Deklareeritud saastetasu aastatel 2011-2024.

Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsis[441] on asulate heite (1.1) ja tööstusheite (1.3; 1.4.) üldlämmastiku koormuseks hinnatud 963 t/a ja üldfosfori koormuseks 45 t/a, mille saastetasu

[441] Pinnavee koormuste analüüs 2025.

oleks üldmäärade rakendamisel vastavalt 3,1 ja 0,6 mln eurot ehk u 1/3 võrra enam kui tegelikult laekus. [442]

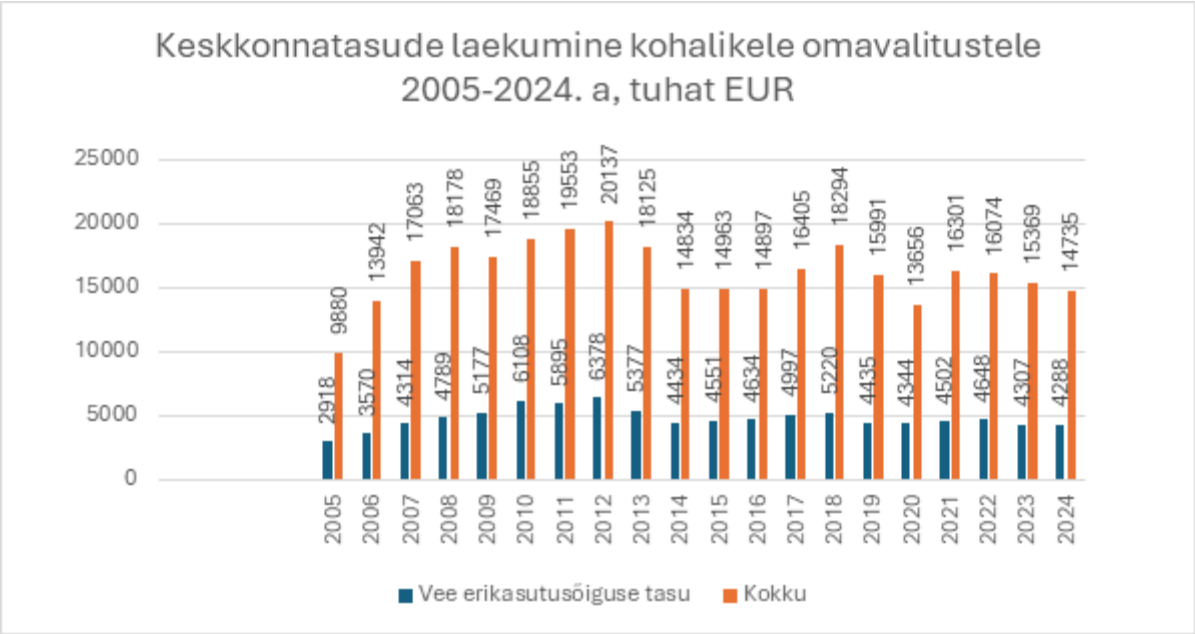
2024. aastal laekus riigikassasse ca 84 miljonit eurot keskkonnatasusid (joonis 14) ning sellest vaid 9,7 miljonit eurot moodustas vee erikasutusõiguse tasu. See tähendab, et kõigist keskkonnatasudest, mis ühes aastas riigikassasse laekub, moodustab vee erikasutusõiguse tasu vaid umbes 11%.



Joonis 14. Keskkonnatasude laekumine riigikassasse (vee erikasutusõiguse tasu).

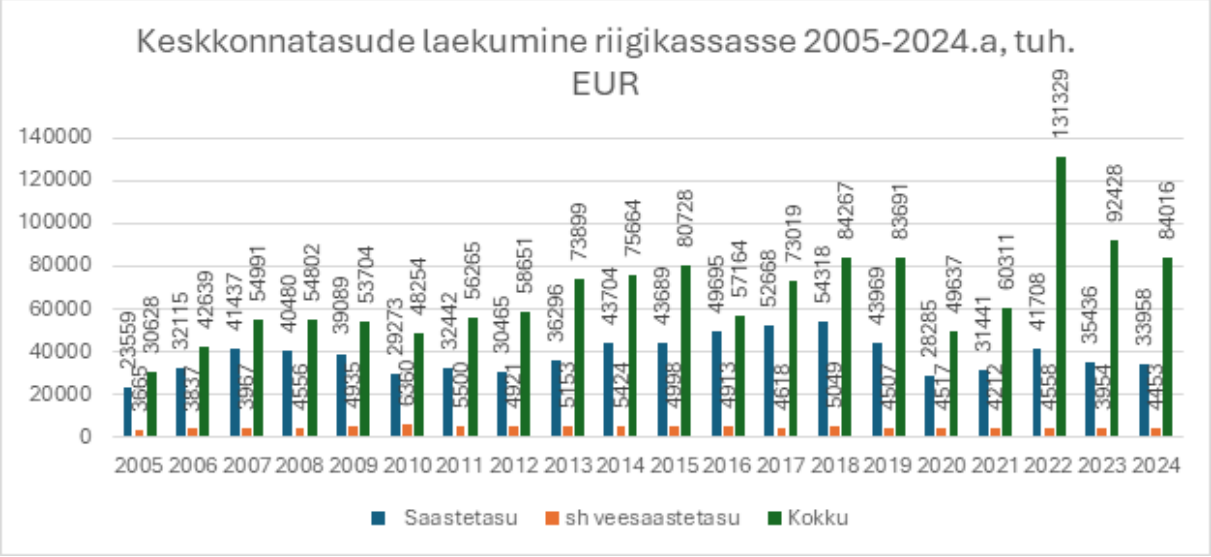
Kohalikele omavalitsustele laekus 2024. aastal keskkonnatasusid kokku 14 miljonit eurot (joonis 15) ning sellest 4,3 miljonit eurot moodustas vee erikasutusõiguse tasu. Järelikult moodustab vee erikasutusõiguse tasu 29% keskkonnatasudest, mis laekub kohalikele omavalitsustele. Võrreldes riigikassasse laekumisega on see protsentuaalselt märgatavalt suurem osa.

[442] Pinnavee koormuste analüüs 2025.



Joonis 15. Keskkonnatasude laekumine kohalikele omavalitsustele.

Saastetasud laekuvad vaid riigikassasse. 2024. aastal laekus riigikassasse 33 miljonit saastetasu ja sellest omakorda 4,5 miljonit eurot veesaastetasu (joonis 16). Saastetasu moodustas kõigist riigikassasse laekuvatest keskkonnatasudest 40% ning saastetasust omakorda 13% moodustab veesaastetasu. Kogu keskkonnatasust moodustab veesaastetasu vaid 5%.



Joonis 16. Keskkonnatasude laekumine riigikassasse (saastetasu).

Keskkonnatasude piisavust keskkonna- ja ressursikulude katmiseks veeteenuste osutamisel on analüüsitud IV perioodi veemajanduskavade majandusanalüüsis[443]. Täpsemalt on analüüsitud keskkonnakulusid, mis kaasneksid heitvee taastamiseks joogivee või loodusliku fooni tasemeni. Veekasutuse alternatiivkulusid ressursikuludena ei ole analüüsitud, tuginedes seisukohale, et olulist veepuudust, mis takistaks vee alternatiivseid kasutusi, Eestis ei ole.[444]

2023. aasta keskkonnakulude hindamise aluseks on 2017. aasta analüüsi tulemused[445], mida on korrigeeritud 2017-2023 perioodi tarbijahinnaindeksi kasvuga (43,7%). Keskkonnakulude hindamise tulemused on esitatud väga suures amplituudis, sõltuvalt veekogumite taastamiseks kasutatavatest tehnoloogiatest. Siiski näitab hinnatud keskkonnakulude mahu võrdlus keskkonnatasude laekumisega samadest veekasutuse sektoritest, et keskkonnakulude kaetuse määr ei ületa 30% piiri ning on summaarselt vaid 12%.[446]

Tabel 20. Veekasutuse keskkonnakulude kaetus keskkonnatasudega (Andmed: IV perioodi veemajanduskavade majandusanalüüs)[447]

Veekasutus	**Keskkonnakulu taastamismeetodil, 2023. aasta hindades**		**Vee erikasutus-tasu 2023**	**Vee saaste-tasu 2023**	**Kokku keskkonna-tasud 2023**	**Kulude kaetuse määr keskmise taastamiskulu alusel**
	min	max				
vee- ja kanalisatsiooniteenused: olmevesi	3,4	17,9	4	2,6	6,6	29%
vee- ja kanalisatsiooniteenused: tööstusvesi	5,7	65,5				
ÜVVK-ga ühendamata majandussektorid: tööstusvesi	26	95,2	1	1,3	2,3	4%
ÜVVK-ga ühendamata majandussektorid: jahutusvesi	7,5	7,5	1,1		1,1	15%
ÜVVK-ga ühendamata majandussektorid: kaevandus- ja karjäärivesi	11	55	7	0,137	7,1	22%
Kokku	**53,6**	**241,1**	**13,1**	**4,0**	**17,1**	**12%**

[443] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[444] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[445] Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine. I etapp. Lõpparuanne, 2017.
[446] Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine. I etapp. Lõpparuanne, 2017.; Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[447] Veekasutuse majandusanalüüs 2026

Seejuures on mitmed olulised keskkonnakoormused – põllumajanduslik hajukoormus, maade kuivendamine, paisutamine, sademevesi, ÜVKga mitteliitunud veetarbijad (kui piirduda majandusanalüüsis käsitletud koormustega) – keskkonnatasudega täiel või suurel määral katmata.

Analüüs näitab ka seda, et 2023. aastal ei katnud 41 analüüsi kaasatud vee-ettevõttest 11 laekuvate tuledega ka finantskulusid. Üldjuhul on finantskulude katmine kesisem väiksematel vee-ettevõtetel.

Vee erikasutustasude osas ei ole rakendatud 2013. aastal valminud Keskkonnatasude mõjuanalüüsi [448] soovitusi uute tasumäärade osas: [449]

- Jätkata vee erikasutuse maksustamist põhjaveekihtide puhul endises tempos (iga-aastase maksumäärade tõstmisega 5% võrra), et kompenseerida inflatsiooni mõju.
- Kaevandustest ja karjääridest välja pumbatava vee erikasutustasu tõsta kiiremas tempos kui 5% aastas.
- Selgema maksustamissüsteemi jaoks tuleks viia karjääridest välja pumbatava vee maksustamine samale tasemele muude veekogude tasumääradega ning ühtlustada kaevandustest välja pumbatav vesi Ordoviitsiumi põhjaveekihi tasumääraga. See tähendaks karjääridest 2016. aastal välja pumbatava vee puhul tasumäära tõusu 11% võrreldes 2015. aastaga ning kaevandustest välja pumbatava vee puhul 16%-list tõusu ja alles seejärel tuleks jätkata tasumäärade tõstmisega 5% aastas.
- Jahutusvee suhtes võiks rakendada sama süsteemi, mis kehtib Tallinna veevarustussüsteemi ja muude veekogude puhul, sest tasumäär veevõtul muudest veekogudest moodustab ca 75% Tallinna veevarustussüsteemi tasumäärast. Sama suhe oli jahutusvee puhul 2012. aastal vaid 23%. Seoses 2012. aasta sügisel vastu võetud otsusega tõuseb muude veekogude jahutusvee tasumäär lähiaastatel 20%, kuid ka sellisel juhul moodustaks see 2015. aastal vaid 36% Tallinna veevarustussüsteemi jahutusvee tasumäärast, mistõttu võiks ka pärast 2015. aastat jätkata jahutusvee tasumäära tõstmisega kiiremas tempos — vähemalt 10% aastas 2020. aastani.

Ka veesaastetasude määrade tõstmine on toimunud mõjuanalüüsi soovitustest aeglasemas tempos, kuid 2026. aastaks on valdavate saasteainete osas jõutud ületada analüüsis 2020. aastaks soovitatud tasemed. Erandiks on heljum ning nafta ja naftasaadused.

[448] Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskus ja Tartu Ülikooli RAKE, Keskkonnatasude mõjuanalüüs, 2013. Edaspidi: keskkonnatasude mõjuanalüüs 2013.
[449] Keskkonnatasude mõjuanalüüs 2013.

Rakendatud ei ole ka analüüsis kaalumiseks esitatud ettepanekut arvestada saastetasu viisil, mis võtaks arvesse veekogu seisundit ning määraks reostuse juhtimisel juba reostunud veekogusse oluliselt kõrgema saastetasu, seda võrdluses reostuse juhtimisega sellisesse veekogusse, mille seisund on hea ning mis suudab taluda koormuse kasvu.

5.2.5 Ühtse põllumajanduspoliitika toetuste tingimuslikkus

5.2.5.1 Õiguslik raamistik

Tingimuslikkus (inglise keeles conditionality) on põllumajandustootmist käsitlev reeglistik, mille järgimisest sõltub põllumajandustootjal saadava toetuse suurus. Tingimuslikkuse süsteemiga tagatakse, et põllumajandustoetusi makstakse täies mahus vaid neile põllumajandustootjatele, kes täidavad erinevatest seadustest tulenevaid kohustuslikke majandamisnõudeid ja järgivad maa heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõudeid.

Tingimuslikkuse süsteem koosneb maa heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõuetest (HPK) ja kohustuslikest majandamisnõuetest (KM).

Toetuse saaja peab järgima nõudeid oma põllumajanduslikus tegevuses ja kogu põllumajandusliku majapidamise maal terve kalendriaasta jooksul. Nõuete rikkumisel vähendatakse taotleja kõikide alltoodud toetuste summasid.

Tingimuslikkuse nõuete täitmist kontrollivad ja rikkumisi hindavad Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet (PRIA), Põllumajandus- ja Toiduamet (PTA) ning Keskkonnaamet (KeA).

Kõiki nõuete rikkumisi hindavad järelevalveasutused ühtse metoodika järgi hindamismaatriksitega. Hindamisel lähtutakse kolmest kriteeriumist: tõsidus, ulatus, püsivus. Samuti võetakse arvesse rikkumise korduvust. Nende kriteeriumite alusel koostatakse iga nõude hindamiseks maatriks, mille järgi antakse rikkumisele kriteeriumite kaupa hinded. Leitud hinnangu alusel moodustub iga nõude puhul toetussumma vähendamise protsent järgnevalt:

hooletusest tuleneva rikkumise korral

- 3-4 punkti – 1%
- 5-9 punkti – 3%
- 10-13 punkti – 5%

- 14-15 punkti – 10%

esmase kordumise korral 10%

tahtliku rikkumise korral 15-100%.

Tingimuslikkuse süsteemi alused on kehtestatud Euroopa Parlamendi ja nõukogu määruse (EL) 2021/2115 artiklites 12-13 ja lisa III-s, Euroopa Parlamendi ja nõukogu määruse (EL) 2021/2116 artiklites 83-86, komisjoni delegeeritud määruse 2022/1172 artiklites 6–11, komisjoni delegeeritud määruse 2022/126 artiklis 48, Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika rakendamise seaduse §-des 42-43 ja 110 ning maaeluministri 21. detsembri 2022. a määruses nr 68 „Maa heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõuded, kohustuslikud majandamisnõuded ning töö- ja tööhõivetingimustega seotud nõuded ja tööandja kohustused“.[450]

Toetused, millele kehtivad tingimuslikkuse nõuded 2026. aastal:

- põhisissetuleku toetus (PST);
- ümberjaotav toetus (ÜJT);
- noore põllumajandustootja toetus (NPT);
- piimalehma kasvatamise otsetoetus (PTK);
- ammlehma kasvatamise otsetoetus (ATK);
- lamba ja kitse kasvatamise otsetoetus (UTK);
- tera- ja kaunvilja kasvatamise otsetoetus (TVK);
- puu- ja köögivilja ning marjakultuuride kasvatamise otsetoetus (PKV);
- seemnekartuli kasvatamise otsetoetust (SKT);
- keskkonnasõbraliku majandamise toetus (KSM);
- mahepõllumajandusliku taimekasvatuse toetus (MAHE);
- mahepõllumajandusliku loomakasvatuse toetus (MAHEL);
- ökoalade toetus (ÖKO);
- ökosüsteemiteenuste säilitamise toetus (ÖST);
- mesilaste korjeala toetus (MESI);
- põhjaveekaitse toetus (PÕHJAVESI);
- pinnaveekaitse toetus (PINNAVESI);
- turvas- ja erodeeritud mulla kaitse toetus (MULD);

[450] https://www.pria.ee/infokeskus/tingimuslikkus

- pärandniidu hooldamise toetus (NIIT);
- ohustatud tõugu looma pidamise toetus (OTL);
- loomade heaolu toetus (LHT);
- loomade tervist edendavate kõrgemate majandamisnõuete toetus (KMN);
- elurikkuse soodustamine Natura 2000 erametsades (NAM);
- väärtusliku püsirohumaa säilitamise toetus (VPR);
- turvas- ja erodeeritud mullaga väärtusliku püsirohumaa kaitse toetus (MULD-VPR);
- põhjavee kaitse alal asuva väärtusliku püsirohumaa kaitse toetus (PÕHJAVESI-VPR);
- kohalikku sorti taime kasvatamise toetus (SORT).

5.2.5.2 Majanduslik sisu

ÜPP toetuste tingimuslikkuse nõudeid on kontrollitud alates 2023. aastast. Perioodil 2023-2025 kontrolliti Eestis tingimuslikkuse nõuete täitmist kokku 1682 toetuste taotleja puhul, sh 59 kontrolli teostati valimiväliselt.

Tabel 21. ÜPP toetuste tingimuslikkuse nõuete kontrollid (Andmed: Keskkonnaamet)

Nõude kood	2023	2024	2025	Kokku
CN29		16		16
CN39		23	10	33
CN40	31	26	8	65
CN41	22	10	1	33
CN42		32	12	44
CN88		101	54	155
CN107	36	28	10	74
CN116	136	101		237
CN119	156	113		269
CN120		85		85
CN124	108	84	36	228
CN125	76	32	16	124
CN127			41	41
CN130		34		34
CN136		100	55	155
CN137		68		68
CN138		21		21
Kokku	565	874	243	1682

Kokku selgitati välja 69 rikkumist, neist 30 valimipõhiselt ja 39 valimiväliselt. Kõige enam rikkumisi on seotud sõnnikuhoidlale seatud nõuetega (CN124 KM1 nõue 10 - 24; CN40, KM2 nõue 11 - 8).

Tabel 5. ÜPP toetuste tingimuslikkuse nõuete kontrollis tuvastatud rikkumised (Andmed: Keskkonnaamet)

Nõude kood	2023	2024	2025	Kokku
CN29		1		1
CN39		1	1	2
CN40	4	1	3	8
CN41	1	1	1	3
CN42		1	1	2
CN88		1	1	2
CN107	1	4	2	7
CN116	2	2		4
CN119	4	1		5
CN120		1		1
CN124	10	6	8	24
CN125	2	1	1	4
CN127			1	1
CN130		1		1
CN136		1	1	2
CN137		1		1
CN138		1		1
Kokku	**24**	**25**	**20**	**69**

Kokku vähendati veevaldkonnaga seotud nõuete rikkumise eest aastatel 2023-2025 toetusi 41 toetuse saajal 342 tuhande euro mahus.

Tabel 6. ÜPP toetuste tingimuslikkuse nõuete rikkumiste arv ja vähendatud toetuste summa, 2023-2025 (Andmed: PRIA)

Taotlusaasta	Nõuete rikkujate arv	Nõuete rikkumiste arv	Vähendatud summa, EUR
2023	17	25	-52 720
2024	13	24	-196 318
2025	14	21	-93 107
Kokku	**41**	**70**	**-342 146**

5.2.6 Tootjavastutus

5.2.6.1 Õiguslik raamistik

Tootjavastutuse mõistet on keskkonnaõiguses seni kasutatud peamiselt jäätmevaldkonnas seoses probleemtoodetega.[451] Tootja peab tagama tema turule lastud probleemtoodetest tekkivate jäätmete kogumise, taaskasutamise, korduskasutamise või kõrvaldamise ning kandma sellega seotud kulud.

Veekeskkonna kaitsmiseks võib kohustusi tekkida kindlasti nt kemikaalide tootjatel ja käitlejatel. Sellised kohustused on reguleeritud valdkondlikes eriseadustes, nt taimekaitseseadus, kemikaaliseadus.

EL direktiiv 2024/3019[452] loob ka veevaldkonnas selge laiendatud tootjavastutuse elemendi. See ei hõlma kõiki kemikaalide tootjaid üldiselt, vaid on suunatud eeskätt ravimi- ja kosmeetikatoodete sektorile, kelle toodetest pärinevate mikrosaasteainete eemaldamine asulareoveest tekitab reoveesüsteemidele lisakulusid.

5.2.6.2 Majanduslik sisu

Asulareovee puhastamise direktiivis ette nähtud tootjavastutussüsteem hõlmab sisemaised tootjad ja toodete Eesti turule toojad ehk võimalikud tulud tootjavastutussüsteemist sõltuvad Eesti müüdavates isikuhooldus- ja farmaatsiatoodetes sisalduvate mikrosaasteainete kogustest, mille puhastamise kuludest on turustajad kohustatud direktiivi suuniste alusel katma vähemalt 80% ulatuses. Nõue kehtib IV astme puhastuse kohustusega reoveepuhastitele.

Kliimaministeeriumi poolt tellitud asjakohase analüüsi kokkuvõtte kohaselt ulatuvad neljanda astme puhastuse investeeringukulud 56-80 mln euro vahemikku ja aastased käitluskulud sõltuvalt valitud alternatiivist vahemikku 8,5–13 miljonit eurot aastas. Kulude hinnangu lisaeelduseks on Euroopa Komisjoni koostatud mõjuhinnangu (Impact Assessment, IA) eeldus, mille kohaselt ligikaudu 35% reoveepuhastitest suurusvahemikus 10 000 – 150 000 ie on kohustatud rajama neljanda puhastusastme. Ravimite ja kosmeetikatoodete tootjate jaoks kujunevad investeeringukulud vahemikku 45,2–63,6 miljonit eurot ning aastased käitluskulud vahemikku 6,8–10,4 miljonit eurot.[453]

451 vt nt Veinla jt. Keskkonnaõigus 2016, lk 305.
452 EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV (EL) 2024/3019, 27. november 2024, asulareovee puhastamise kohta

[453] Kliimaministeerium, IV astme puhastuse kuluanalüüs, 2026, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2026-01/IV%20astme%20puhastuse%20kuluaanal%C3%BC%C3%BCs.pdf, vaadatud 8.06.2026.

Asulareovee direktiivi muutmise ELi tasandi mõjuhindamise alusel[454] on isikuhooldustoodete- ja farmaatsiatööstusel võimalus kas kanda need uued kulud edasi oma toodete hindadesse (maksimaalne hinnatõus mõjuhindamise tulemuste põhjal ELis keskmiselt 0,59%) või vähendada nende arvelt oma kasumimarginaale (keskmine maksimaalne mõju 0,7%).

Isikuhooldus- ja farmaatsiatoodete müügimahtude kohta riiklik statistika Eestis puudub. Euroopa kosmeetika- ja isikuhoolduskaupade jaemüügi maht oli 2024. aastal 104 miljardit eurot[455] ja farmaatsiaturu maht 356 miljardit eurot.[456] Euroopa jaemüügituru maht oli 2024. aastal u 4 triljonit eurot (sh ELis 3,1 triljonit eurot) ehk isikuhooldus- ja farmaatsiatoodete müügimahtude osakaal jaemüügis on u 15%.

Statistikaameti andmetel oli jaemüügi käive Eestis 2024. aastal 12 miljardit eurot[457], millest 15% on 1,8 miljardit. Võrreldes seda arvestuslikku isikuhooldus- ja farmaatsiatoodete iga-aastast müügimahtu Eestis (2024. aasta hindades) tootjavastutuse süsteemi rakendamise kuluanalüüsi tulemustega ravimite ja kosmeetikatoodete tootjate kanda jäävate kulude osas (6,8 kuni 15 mln eurot aastas) moodustaks sektori täiendav kulu 0,4%-0,8% müügikäibest. Tulemused on lähedased ELi tasandi mõjuanalüüsi keskmistatud tulemustega. [458]

Direktiivi mõjude eelhindamise aruandes seostati tootjavastutuse süsteemi rakendamine mikrosaasteainetele otseselt „saastaja maksab“ printsiibi parema rakendamise vajadusega:

> *Sidusrühmad rõhutasid samuti nii saasteallika juures võetavate meetmete tähtsust kui ka vajadust rakendada paremini „saastaja maksab“ põhimõtet, muutes tootjad rahaliselt vastutavaks mikrosaasteainete eemaldamiseks vajaliku täiendava puhastuse kulude eest.*

5.2.7 Veemajanduskavade toetus- ja tegevusmeetmed

5.2.7.1 Õiguslik raamistik

VRD järgi tuleb liikmesriikidel kasutada vesikondade veemajanduskavasid ja meetmeprogramme selleks, et kaitsta ja vajaduse korral taastada veekogumeid, saavutada nende hea seisund ning vältida

[454] COMMISSION STAFF WORKING DOCUMENT IMPACT ASSESSMENT. Accompanying the Document Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). Brussels, 26.10.2022. SWD(2022) 541 final https://environment.ec.europa.eu/document/download/0c65f57a-9db0-4665-b5e4-e2ba671de95d_en?filename=Impact%20assessment%20accompanying%20the%20proposal.pdf

[455] https://cosmeticseurope.eu/our-industry/

[456] https://www.credenceresearch.com/report/europe-retail-pharmacy-market

[457] Statistikaamet, tabel KM0011 „Jaekaubandusettevõtete müügitulu tegevusala järgi“, https://andmed.stat.ee/et/stat/majandus__sisekaubandus__sisekaubanduse-majandusnaitajad/KM0011, vaadatud 8.06.2026.

[458] Samas.

seisundi halvenemist. Eesti õiguses on see süsteem üle võetud veeseadusesse, kus veemajanduskava, meetmeprogramm, seire, veekaitse eesmärgid ja erandite kohaldamine moodustavad ühtse veemajanduse juhtimise raamistiku.

SMP kontekstis on veemajanduskava, selle meetmeprogramm ja tegevuskava olulised, kuna nendega kavandatakse veekogumite seisundi säilitamise või parandamise meetmeid, mis võib kaasa tuua kohustusi isikutele, kes vett kasutavad või kelle tegevused veekeskkonda mõjutavad. Teisalt on veemajanduskava ka dokument, mille kaudu on võimalik teha erandeid üldistest eesmärkidest või seisundi tagamise kohustustest (vt ptk 2.4.1 “Vee raamdirektiivi normid”).

Veemajanduskava õiguslik iseloom ei ole üheselt selge. See on keskkonnakasutuse kava, millel on avalikku võimu suunav ja otsuste tegemisel arvestamist nõudev mõju. Kuid teatud juhtudel on veemajanduskavas seatud meetmetel konkreetsed õiguslikud tagajärjed.

Ivo Pilving märgib, et Saksa erialakirjanduses on vaieldud palju veepoliitika raamdirektiivi artiklite 11 ja 13 alusel kehtestatavate meetmeprogrammide ja veemajanduskavade õigusliku olemuse üle, tuues välja erinevaid lähenemisi:[459]

1. Veemajanduskava on üldisem, sisaldades iseäranis informatsiooni vesikonna seisundi kohta, eesmärke ning edasiste meetmete kokkuvõtteid; meetmeprogramm on konkreetsem ja näeb ette täpsemad abinõud eesmärkide saavutamiseks, välistades näiteks lubade andmise tegevuseks, mis ei ole kooskõlas meetmeprogrammiga. Sellest on järeldatud, et vähemalt meetmeprogramm tuleb kehtestada õigusaktina, samas kui majandamiskava jääb pelgalt informatiivseks, olles läbipaistvuse instrumendina ennekõike suunatud Euroopa Komisjonile.
2. Teised autorid on leidnud, et ka VMK mõned osad või koguni VMK tervikuna on siduvad. Vähemalt on VMK-l raamistikku loov tähendus EL KSH direktiivi art 3 lg 2 p a tähenduses.

3. Kolmandad väidavad, et ka meetmeprogramm ei ole õigusakt, tuginedes mh VRD art 11 lg 1 teisele lausele, mille kohaselt meetmeprogramm võib viidata õigusaktidele.

Hinnang VMK ja meetmeprogrammi õiguslikule olemusele sõltub niisiis eelkõige sellest, kas nendega pannakse isikutele õigusi või kohustusi, või kas kava/programm määrab siduvalt kindlaks mingid tingimused, millest hiljem ei saa kõrvale kalduda või mida puudutatud isik hiljem ei saa vaidlustada.

459 Pilving, Ivo. Keskkonnakasutuse kava kui halduse tegevusvorm. Juridica I/2010 lk 55 – rohkete viidetega Saksa erialakirjandusele

Otse keskkonnakavast (veemajanduskavast, meetmeprogrammist) isikule õigusi ja kohustusi ei saa tuleneda. See saaks olla õiguslikult võimalik üksnes juhul, kui 1) taolise ettekirjutuse tegemiseks kavas (programmis) on olemas seaduses sätestatud alusnorm; 2) kava kehtestav asutus on ettekirjutuse tegemiseks pädev ning 3) järgitakse muid üldisi haldusaktidele esitatavaid nõudeid.[460] Juhul, kui need tingimused ei ole täidetud, on kava funktsiooniks edasiste kaalutlusotsuste koordineerimine ning kavaga ei tehta lõplikku otsust küsimuses, kas mingit edasist meedet võetakse või ei võeta.[461]

Sellest, kui siduv on veemajanduskavas kavandatud konkreetne meede – kas see on lihtsalt plaan, mida edaspidi täpsustatakse, või määratakse meede, nt kalapääsu rajamise kohustus, juba veeloa andmisel või muutmisel ilma pikema kaalumiseta loa tingimuseks – sõltub mh see, kui põhjalikult on vaja veemajanduskava planeerimisel meetme proportsionaalsust hinnata. Ent kuna VMK on peamine tasand meetmete tervikpildi saamiseks, on see kahtlemata mõistlik tasand ka näiteks SMP kohaldamise vajaduse ja võimaluste üldiseks hindamiseks.

5.2.7.2 Majanduslik sisu

Eesti vesikondade veemajanduskavad koondavad kõik poliitikainstrumendid, mis on vajalikud VRDst tulenevate eesmärkide täitmiseks vee heasse seisundisse viimisel. Perioodi 2022-2027 veemajanduskavade meetmete kogumaksumusena on planeeritud 854 miljonit eurot (2021. aasta hindades) ehk keskmiselt 142 mln eurot aastas. Seejuures on põhimeetmete, mille aluseks on Eesti ja otsekohalduvatest rahvusvahelistest õigusaktidest tulenevad veekaitselised kohustused ja piirangud, mahuks 152 mln eurot ja täiendavate meetmete kavandatud mahuks 702 mln eurot. Vastavalt VMK meetmeprogrammis 2022-2027 esitatud selgitustele on täiendavad meetmed sellised meetmed, mida tuleb veekogumite seisundi säilitamiseks või parandamiseks rakendada, kui põhimeetmed vajavad täiendavat tuge või põhimeetmetega tehtavad tegevused osutuvad hea seisundi säilitamisel või selle saavutamisel ebapiisavaks. Veemajanduskavade ja meetmeprogrammi õiguslikust vormist lähtuvalt ei ole täiendavate meetmete elluviimine rakendajatele kohustuslik. Meetmed jagunevad liigiti veel omakorda administratiivseteks meetmeteks, nõustamiseks, uuringuteks ja tehnilisteks meetmeteks. Tehniliste meetmetena mõistetakse ehituslikke ja muid füüsilisi tegevusi veekogumite seisundi parandamiseks või hoidmiseks ning üldjuhul on tegemist investeeringutega.

460 Pilving, lk 57.
461 Pilving, lk 59.

Tabel 7. 2022-2027 perioodi veemajanduskavades meetmete kavandatud maksumuse jaotus (Andmed: VMK meetmeprogrammi lisa 1)

	Põhimeetmed				Täiendavad meetmed			
Meetme liik	**T1A**	**Riigi vesikonna-ülesed T1C**	**Põhjavee T2**	**Pinnavee kogumi-põhised T3**	**T1B**	**Riigi vesikonna-ülesed T1C**	**Põhjavee T2**	**Pinnavee kogumi-põhised T3**
Administratiivne	- €	32 486 785 €		60 000 €		- €		10 000 €
Administratiivne (Järelevalve)	- €	3 576 474 €						
Administratiivne (Rahaline)	- €	- €			7 000 000 €	9 080 000 €		
Administratiivne (Süsteemi arendus)						4 708 867 €		
Nõustamine					23 160 000 €	1 011 628 €		12 000 €
Tehniline	- €	- €	6 154 500 €	71 554 367 €	641 822 278 €	- €		13 654 000 €
Uuring	8 075 000 €	25 856 914 €	1 837 138 €	1 514 600 €	1 164 999 €	1 165 000 €	14 400 €	275 000 €
Kokku	**8 075 000 €**	**61 920 172 €**	**7 991 638 €**	**73 128 967 €**	**673 147 277 €**	**15 965 495 €**	**14 400 €**	**13 951 000 €**
	151 115 777 €				**703 078 172 €**			

Konkreetse veekogumiga mitteseotud põhimeetmetest on keskkonnakulu põhjustajaga meetmeprogrammis seostatud üks meede kavandatud eelarvega 8 mln eurot, mis on suunatud tekitatud reostuse keskkonnakahju ulatuse välja selgitamisele, reostuse likvideerimise tasuvusuuringu ja likvideerimistööde keskkonnamõju analüüsi tellimiseks-teostamiseks ning asjakohasusel meetmete väljatöötamiseks ja algolukorra fikseerimiseks (HJR01_4_1). Meetme elluviimise rahastajaks on määratud keskkonnakahju tekitaja ning võimalikuks kaasrahastajaks KIK keskkonnaprogramm. KIK rahastatud projektide infosüsteemi alusel ei ole perioodil 2022-2026 sellistele tegevustele suunatud toetusi eraldatud. Kulude sotsialiseerimist ei ole toimunud.

Kaudselt, sektoraalse rühmana, on keskkonnakulude tekitajatega seostatav ka meede, mis on suunatud põllumajandustootjale silotootmisega kaasneva keskkonnamõju vähendamiseks (VMK02). Keskkonnasõbralike silotootmise tehnoloogiate valiku uuringu maksumuseks on kavandatud 75 tuhat eurot ja rahastajaks Eesti Põllumajandus-Kaubanduskoda, mille tegevust rahastavad omakorda põllumajandustootjad. Meetmeprogramm soovitab uuringu läbi viia rahvusvahelist rahastust ja teisi ELi partnereid kaasates. Kolme Balti riiki hõlmanud ja Soome partnereid kaasanud projekt „Kestlik silotootmine“ viidi läbi aastatel 2023-2025. Selle maksumus oli 2,1 mln eurot, millest INTERREG Kesk-

Läänemere Programmi 2021-2027 (ERDF) toetus kattis 1,7 mln eurot. Seega sotsialiseeriti valdav osa uuringumeetme kuludest.

Ülejäänud vesikonnaülesed põhimeetmed on 62 mln euro mahus täiel määral sotsialiseeritud ehk rahastatud avaliku sektori asutuste eelarvetest.

Veekogumitega seotud põhimeetmeid kavandati 81 mln euro mahus, sh 8 mln eurot põhjaveekogumite seisundi ja 73 mln eurot pinnaveekogumite seisundi parandamiseks või hoidmiseks. Põhjaveekogumitele suunatud meetmetest on valdav osa (6,1 mln eurot ehk ¾ kuludest) suunatud jääkreostuse likvideerimisele ja vastavate uuringute läbiviimisele. Nende meetmete elluviimise kuludest on 1,2 mln eurot ehk 20% on kavandatud rahastada keskkonnakahju „omanike“ ning 4,9 mln eurot ehk 80% - kavandatud ellu viia riiklike asutuste rahastusel. Seega on suurem osa kavandatud jääkreostuse meetmete kuludest sotsialiseeritud. Teiseks meetmetüübiks, kus keskkonnakoormuse tekitaja on määratud rahastajaks, on põhjaveevarude hindamisega seotud uuringud. Kokku sellisteks tegevusteks kavandatud 633 tuhandest eurost 500 tuhande rahastajana määratud veekasutaja ehk vee-ettevõte. Muid põhjaveekogumitega seotud põhimeetmeid viiakse ellu riiklike asutuste rahastamisel. Meetmete kogumi sotsialiseerituse määr on u 22%.

Pinnavee kogumipõhiste põhimeetmete kavandatud kuludest 97% jaguneb nelja meetme vahel, millest jääkreostuse likvideerimise kulud on kavandatud valdavas osas (96,2% ulatuses) sotsialiseerida (rahastajana on märgitud riigi keskvalitsuse asutus) ning kolme teise puhul on rahastajana kavandatud keskkonnakoormust tekitavad eraõiguslikud organisatsioonid või linna- ja vallavalitsused. Samas on kõigi nelja meetme puhul täiendava rahastusvõimalusena nähtud ette riiklikke KIK toetusi.

Tabel 8. 2022-2027 perioodi veemajanduskavades pinnavee kogumipõhiste meetmete kavandatud maksumuse jaotus (Andmed: VMK meetmeprogrammi lisa 1)

Meetme nimetus	Riiklik rahastaja	Muu	Kokku	Kulude sotsialiseerituse määr
Vooluveekogu tervendamine, hüdromorfoloogiliste tingimuste parandamine ja elupaikade taastamine	885 000 €	29 440 000 €	30 325 000 €	2,9%
Jääkreostuse likvideerimine või objekti ohutustamine	18 918 682 €	750 000 €	19 668 682 €	96,2%
Ühiskanalisatsiooni välja ehitamine ja rekonstrueerimine		17 229 781 €	17 229 781 €	0,0%
Sademevee nõuetekohane kogumine ja puhastamine		4 070 000 €	4 070 000 €	0,0%

Meetme nimetus	Riiklik rahastaja	Muu	Kokku	Kulude sotsialiseerituse määr
Veeuuring reostuse (keskkonnakahju) ulatuse selgitamiseks, reostuse likvideerimise tasuvusuuring ja likvideerimistööde keskkonnamõju analüüs ning asjakohasusel meetmete väljatöötamine sh algolukorra fikseerimine	80 000 €	680 000 €	760 000 €	10,5%
Pinnaveele inimtegevusest avalduva koormuse selgitamine	60 000 €	150 000 €	210 000 €	28,6%
Reoveepuhasti toimimise hinnangu koostamine		190 000 €	190 000 €	0,0%
Uuringu läbiviimine veekogu hüdromorfoloogiliste tingimuste parandamise lahenduste hindamiseks ja elupaikade taastamiseks	80 000 €	75 000 €	155 000 €	51,6%
Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni tehnilise toimimise tagamine (keskkonnaloa tingimuste täitmine)		125 904 €	125 904 €	0,0%
Vesikonna tunnuste analüüs, sh veekogumi tüüpide ja kogumite ülevaatuse tegemine	112 000 €		112 000 €	100,0%
Ohtlike ainete heite, keskkonda laskmise ja kadude ülevaate koostamine	67 600 €		67 600 €	100,0%
Eesvooluudel kavandatud keskkonnameetmete (settebasseinid, puhastuslodud) rakendamine metsamaal		50 000 €	50 000 €	0,0%
Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni kasutamise eeskirja kehtestamine, täitmise kontrollimine ja andmete edastamine		50 000 €	50 000 €	0,0%
Koprapaisude likvideerimine		45 000 €	45 000 €	0,0%
Keskkonnakahju heastamine		25 000 €	25 000 €	0,0%
Sademeveest tuleneva koormuse uuring ja vajalike meetmete täpsustamine		20 000 €	20 000 €	0,0%
Veekogumi keskkonnahoidlikult puhkeotstarbel kasutamiseks kohandamine		15 000 €	15 000 €	0,0%
Reovee kohtkäitluse arvestuse pidamine ja toimimise kontrolli teostamine		10 000 €	10 000 €	0,0%
Kokku	**20 203 282 €**	**52 925 685 €**	**73 128 967 €**	**27,6%**

KIK-i toetatud projektide infosüsteemi andmetel on aastatel 2022-2026 (24.04.2026 seisuga) veemajanduse ning veemajandusega seotud jääkreostuse valdkondades eraldatud toetusi 47,7 mln euro ulatuses kokku 80 mln euro mahus projektidele. Neist keskkonnakoormuse tekitajatele (valdavalt vee-ettevõtted ÜVK ning valla- ja linnavalitsused sademevee valdkonnas) on eraldatud toetusi 39 mln eurot kokku 69 mln euro mahus projektide elluviimiseks. Eeldades, et VMK meetmeprogrammis kavandatud nelja kulude poolest mahukaima meetme elluviimisel selline KIK-i toetuste osakaal säilib, kujuneb VMK pinnavee kogumipõhiste meetmete kulude tegelikuks sotsialiseerituse mahuks u 60 mln eurot ehk 82%.

Tabel 9. Veemajanduse valdkonna toetused 2022-2026[462]

Meetmevaldkond	**Projektide maksumus**	**Toetuse summa**	**Toetuse osakaal**
jääkreostus	1 026 876 €	777 837 €	75,7%
sademevesi	35 791 601 €	21 782 915 €	60,9%
veekogude tervendamine	1 244 807 €	1 151 646 €	92,5%
ÜVK	30 971 633 €	15 067 439 €	48,6%
Kokku	**69 034 917 €**	**38 779 837 €**	**56,2%**

VMK meetmete jaotust rakendajate ja finantseerimise alusel kirjeldava VMK meetmeprogrammi joonisest 4-2 nähtub, et keskkonnakoormuse tekitajatest on suurimas mahus meetmete rakendajad põllumajandustootjad, KOV üksused, maaparandussüsteemi omanikud, paisu valdajad ning muud eraettevõtted.

Põllumajandustootjatega on veemajanduskavade meetmeprogrammi täiendavate meetmete vahenditest seotud 633 mln eurot (summasse on arvestatud ka tegevuste omafinantseerimine) ehk 90% kogu täiendavate meetmete maksumusest - 610 mln eurot tehnilisteks ja 23 mln eurot nõustamise meetmete elluviimiseks. Meetmete maksumus VMK meetmeprogrammis on otseselt seostatud ÜPP rakenduskava 2023-2027 meetmete ja nende elluviimiseks selles arengudokumendis kavandatud vahenditega. Arvestatud on ÜPP rakenduskava 2023-2027 meetmete kogumaksumusega, mille tulemusena kujuneb pilt, kus ÜPP rakenduskava vahenditest on 40% suunatud veekogude seisundi parandamisele või hoidmisele. Praktikas on valdaval osal veevaldkonna arengut toetavatest ÜPP meetmetel ülesandeid ka teistes keskkonnahoiu ja majandustegevuse valdkondades. Kõige täpsemalt on veekaitsele fokusseeritud KK4 mulla- ja veekaitsetoetused, mille summaarne maht perioodi kohta

[462] Keskkonnainvesteeringute Keskus, toetatud projektide andmekogu, andmed seisuga 24.04.2026.

on 23 mln eurot. Ka KK1 „Põllumajandustootjate materiaalsed ja immateriaalsed investeeringud“ toetusmeede 50 mln euro avaliku sektori kogurahastusega ja 50% põllumajandustootja omafinantseeringuga on suunatud mh veekaitse seisukohast olulistele tehnilistele meetmetele (sõnniku- ja silohoidlate ehitamine, sügavallapanuga lautade lekkekindla aluspinna rajamine, väljas peetavatele kariloomadele alaliste söötmis- ja jootmiskohtade väljaehitamine välialadel).

VMK meetmeprogrammi 5. peatükis on välja arvutatud täiendavate meetmete kulukus põllumajandussektorile, milleks jagati kogu täiendavate meetmete kulu sektori tootjate netotuluga. Meetmeprogrammis on 2019. aasta põllumajandustootjate netotulu (124 eurot/ha) andmete ning VMK meetmete ja ühtlasi ÜPP asjakohaste meetmete kulude (89 eurot/ha) alusel arvutatud veemeetmete kulukuse määraks 72%. Euroopa Komisjoni töödokumendi[463] alusel on soovituslikuks täiendavate meetmete kogukulu määraks netotulust 3% ehk maksimaalselt 3,72 eurot ha kohta. Analüüsi kokkuvõttena järeldatakse, et planeeritud PRIA toetusskeemid katavad täiendavate meetmete finantseerimise vajaduse. Arvestades ÜPP rakenduskavas sisalduvaid investeeringute omafinantseerimise nõudeid (KK1 - 50%; KK2 - 25-35%) võib eeldada, et 3% kulukuse määr ületatakse. Samas on ka ilmne, et valdavas osas on põllumajanduse hajureostuse keskkonnakulud sotsialiseeritud ÜPP rakenduskava toetuste kujul.

IV perioodi veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüsi[464] veekulude katmise ja „saastaja maksab“ põhimõtte rakendamise alapeatükis nenditakse, et „põllumajanduslikust hajureostusest lisanduvate keskkonnakulude kompenseerimiseks vee- ja kanalisatsiooniettevõtetele puudub praegu hinnamehhanism“ ning et „keskkonnale tekitatud kulud (nt eutrofeerumine) on kompenseerimata“.[465]

KOV üksuste poolt rahastatavate meetmete maksumus on III perioodi veemajanduskavades 35 mln eurot, millest u 23 mln eurot on põhimeetmed ja 12 mln eurot täiendavad meetmed. Meetmete sisu alusel moodustavad valdava osa meetmete maksumusest ÜVK (17 mln eurot), sademevee (4 mln eurot) ja hajaasustuse meetme (7 mln eurot) kulud. ÜVK ja sademevee meetmete puhul on KOV elanikkonna poolt põhjustatud keskkonnakoormus sotsialiseeritud riigi tasandile KIK toetuste omaosaluse määra alusel vastavalt u 50% ja 60% ulatuses, hajaasustuse meetme puhul eraisikute (varasema keskkonnakoormuse) kulude sotsialiseerimine KOV tasandile 1/3 ulatuses.[466]

[463] European Commission (2014) Addressing affordability concerns in WFD implementation. Resource Document for the WG Economics
[464] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[465] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[466] Keskkonnaministeerium, Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikonna veemajanduskavade 2022–2027 meetmeprogrammid, 2022.

Maaparandussüsteemide omanike poolt rahastatavate meetmete kogumaksumus on VMK meetmeprogrammi alusel 32 mln eurot, millest valdav osa (29,3 mln eurot) on suunatud maaparandussüsteemide keskkonnakaitserajatise ning leevendusrajatise rajamiseks ja rekonstrueerimiseks metsamaal. Meetme täiendava rahastamise allikaks on määratud ÜPP rakenduskava. ÜPP rakenduskavas 2023-2027 on vastava tegevuse (KK3.1 - Maaparanduslikud keskkonnakaitserajatised) avaliku sektori kogueelarveks 812 tuhat eurot. Toetusel puudub omafinantseerimise nõue. VMK meetmeprogrammis kavandatud summa ning ÜPP rakenduskava asjakohase meetme summa võrdluses ilmneb, et VMK meetmeprogrammis kavandatu elluviimisel tehakse seda pea täielikult keskkonnakoormuse põhjustaja poolt, kelleks võib olla eraomanik, maaparandusühistu, RMK või muu juriidiline isik – „saastaja maksab“ põhimõte oleks rakendatud suurel määral.

Lisaks on ÜPP rakenduskavas meetmed, mis on suunatud põllu- ja metsamaade kuivendamisele - erasektorile 16,1 mln eurot kuivendus- ja veerežiimi kahepoolsete reguleerimissüsteemide rajamise toetamisele (1.9.1) 25% omafinantseerimise nõudega ning avalikule sektorile 11,5 mln eurot riigieesvoolude ja muud avaliku sektori eesvoolude rajamiseks ja rekonstrueerimiseks.

Veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüsi[467] alusel ei ole maakuivendustöödest tulu saavate sektorite (põllumajandus ja metsandus, väiksemal määral turbatööstus) keskkonnakulud keskkonnakoormuse põhjustaja poolt kaetud ning „saastaja maksab“ printsiip ei ole rakendatud. Kasutust tasustav hinnainstrument puudub. Avalik sektor finantseerib täiendava keskkonnakoormuse poolt põhjustatud survet veekogumitele.[468]

Vooluveekogu tervendamine, hüdromorfoloogiliste tingimuste parandamine ja elupaikade taastamise meede 32 mln euro mahus on määratud rahastamiseks paisude valdajatele, mis suuremas osas on eraisikud ja eraõiguslikud juriidilised isikud. Tegevuste elluviimise täiendavaks rahastamise allikaks on KIK. Perioodil 2022-2026 on vooluveekogude tervendamise toetusi KIK toetuste infosüsteemi andmetel eraldatud 3 projektile kogumaksumusega 1,24 mln eurot 92% riikliku finantseeringuga. Projektid ei kattu VMK meetmetes kavandatud sekkumistega. Lisaks viidi 2019-2023 RMK poolt ellu 1,3 mln euro mahus projekt, mille raames parandati hüdromorfoloogilisi tingimusi ka VMK meetmeprogrammis sisalduvate Varangu, Helme, Sinialliku, Kuustle-Veski, Vanaveski, Peeda/Mäeküla ja Parmu paisudega seonduvalt. Samuti viiakse RMK poolt alates 2024. aastast Ühtekuuluvuspoliitika vahenditest ellu mitteheas seisundis veekogumite tervendamise projekti kogueelarvega 4,7 miljonit

[467] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.
[468] Veekasutuse majandusanalüüs 2026.

eurot ning kaasfinantseerimise määraga 85%. Projekti tööobjektide valik põhineb 2022–2027 veemajanduskavadel (VMK) ja VMK meetmeprogrammil.

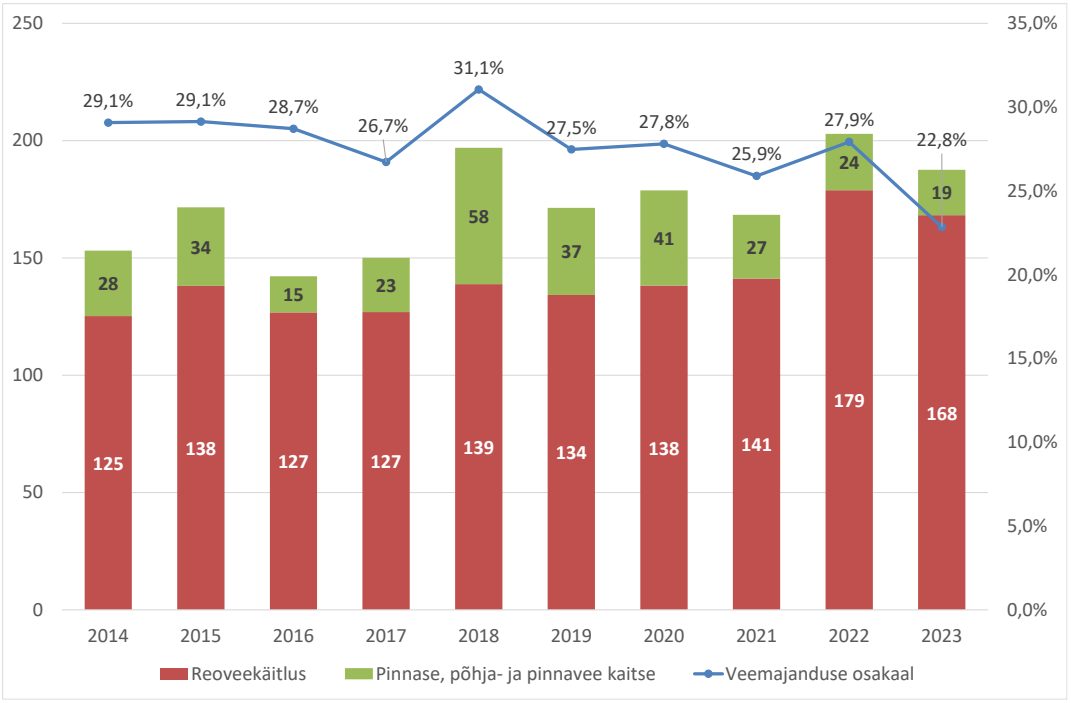
Veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüs tõdeb, et paisude veekasutusele ei ole täiendavaid hinnainstrumente rakendatud, mistõttu selle veekasutuse keskkonnakulud ei ole veekasutaja poolt kaetud ning „saastaja maksab“ printsiip ei ole rakendatud.

5.2.8 Kokkuvõte Eestis rakendavate instrumentide kuludest

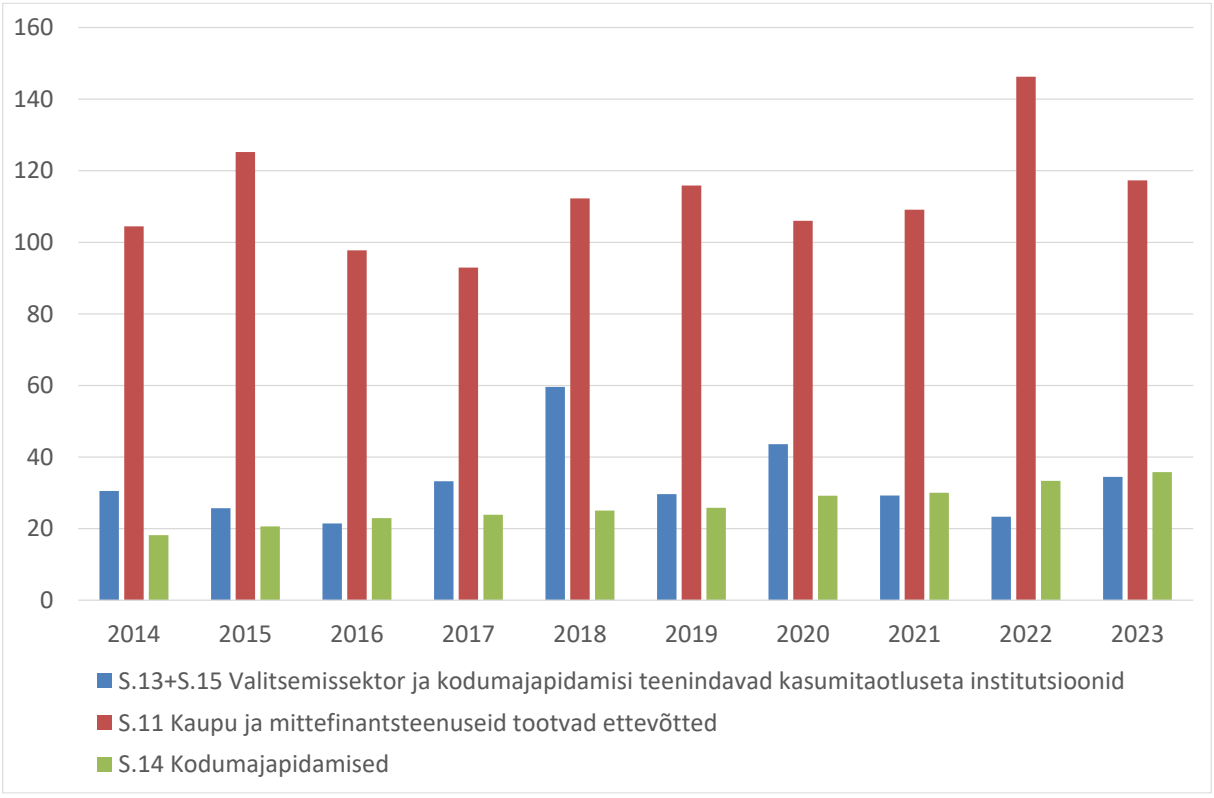
Rakendatavate veepoliitika instrumentide rahalist mahtu saab ligikaudselt hinnata Statistikaameti poolt Euroopa keskkonnamajandusliku arvepidamise määruse nr 691/2011 alusel keskkonnakaitsekulutuste arvepidamise andmete alusel. Nende andmete alusel olid keskkonnakaitsekulud Eestis 2023. aastal 821 miljoni euroni, millest 23% ehk 188 miljonit eurot moodustas reoveekäitlus ning pinnase- ja veekaitse kokku. Valdkonna kulud on perioodil 2014-2023 varieerunud 142 miljoni (2016) ja 202 miljoni (2022) euro vahemikus. Võrrelduna perioodi algusega on kulud kasvanud 22% võrra, mis jääb alla üldisele keskkonnakulude kasvule (56%, valdav osa kasvust jääb jäätmevaldkonda) ning ka perioodi inflatsioonile (summaarne tarbijahinnaindeksi muutus 48%) ehk reaalhindades on toimunud kulude vähenemine.[469]

Valdav osa kuludest tehakse reoveekäitluses, veekaitse kulude maht jääb aastas tavapäraselt 20-40 mln euro piiridesse.

[469] https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK031



Joonis 17. Keskkonnakaitse kulutused veevaldkonnas (mln eurot), 2014-2023 (Andmed: Statistikaamet, KK031)



Joonis 18. Keskkonnakaitse kulutused veevaldkonnas sektorite lõikes (mln eurot), 2014-2023 (Andmed: Statistikaamet, KK031)

Täpsem keskkonnakaitsekulude jaotus esitatakse riiklikus statistikas eraldi keskkonnakaitsele mittespetsialiseerunud, kuid keskkonda potentsiaalselt saastava tegevusalaga (EMTAK 1–3; 5–11; 13–33; 35), majandusüksuste kohta[470] ning keskkonnakaitsele spetsialiseerunud majandusüksuste (EMTAK 36, 37, 38, 46.771, 71.121, 71.129, 72.191, 81, 91) kohta[471].

Tabel 10. Keskkonnakaitse investeeringud ja jooksevkulud (tuhat eurot) keskkonnakaitsele spetsialiseerunud ettevõtetes veevaldkonnas, 2008-2024 (Andmed: Statistikamet, KK064)

Valdkond	Kululiik	2009-2012 keskmiselt	2013-2016 keskmiselt	2017-2020 keskmiselt	2021-2024 keskmiselt
Heitveekäitlus	Investeeringud	40 048	39 210	29 784	39 501
	Jooksevkulud	33 943	44 656	46 328	51 571
	..saastetasu	2 949	3 382	2 868	2 714
Pinnase, põhja- ja pinnavee kaitse	Investeeringud	51	765	240	642
	Jooksevkulud	2 363	1 679	1 019	1 694
Veevaldkond kokku	Investeeringud	40 099	39 976	30 024	40 142
	Jooksevkulud	36 307	46 335	47 347	53 265
	..saastetasu	2 949	3 382	2 868	2 714
	Kokku kulud	**76 406**	**86 310**	**77 371**	**93 407**

Tabel 11. Pinnase, põhja- ja pinnavee kaitse investeeringud ja jooksevkulud (tuhat eurot) keskkonnakaitsele mittespetsialiseerunud ettevõtetes, 2008-2024 (Andmed: Statistikamet, KK062 ja KK063)

Pinnase, põhja- ja pinnavee kaitse	2009-2012 keskmiselt	2013-2016 keskmiselt	2017-2020 keskmiselt	2021-2024 keskmiselt
Investeeringud	6 693	2 199	1 051	1 174
..investeeringud keskkonnakaitsevahenditele	6 721	1 017	529	575
..investeeringud tootmisprotsessi muutmiseks	72	-	-	18
Jooksevkulud	323	313	406	448
..maksed	83	91	206	339
..saastetasu	-	-	-	-
..sisemised jooksevkulud	241	80	78	302
Kokku	**14 133**	**3 700**	**2 270**	**2 856**

[470] https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK062
[471] https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK064

Tabel 12. Heitvee investeeringud ja jooksevkulud (tuhat eurot) keskkonnakaitsele mittespetsialiseerunud ettevõtetes, 2008-2024 (Andmed: Statistikamet, KK062 ja KK063)

Heitvesi	2009-2012 keskmiselt	2013-2016 keskmiselt	2017-2020 keskmiselt	2021-2024 keskmiselt
Investeeringud	1 926	8 736	2 396	254
..investeeringud keskkonnakaitsevahenditele	1 800	1 314	1 011	369
..investeeringud tootmisprotsessi muutmiseks	127	57	1 385	108
Jooksevkulud	15 643	11 590	13 084	22 631
..maksed	8 790	9 647	7 296	14 351
..saastetasu	1 847	960	1 474	1 395
..sisemised jooksevkulud	5 005	3 350	6 420	6 885
Kokku	**35 138**	**35 655**	**33 066**	**45 994**

6 Rakendatavad koormuste ja kahjude tekkeprotsesside mõõtmise ja hindamise metoodikad, sh monetiseerimise meetodid

Käesolevas peatükis keskendutakse vee keskkonnakoormuse mõõtmise ja hindamise metoodikatele ning koormuse hinnastamise võimalustele. Eesmärk on anda ülevaade lähenemisviisidest, mille abil saab keskkonnakoormust kvantifitseerida, hinnata ning väljendada rahalise kohustusena või kompensatsioonivajadusena. Analüüsi tulemusena kirjeldatakse olulisemaid mõõtmis-, hindamis- ja rahalise arvestuse lähenemisi, mis aitavad siduda keskkonnamõju hindamist majanduslike instrumentidega ning toetavad seeläbi „saastaja maksab“ põhimõtte tõhusamat rakendamist.

Peatükis analüüsitavate koormusklasside valikul on arvestatud nende suhtelist keskkonnakaitselist olulisust, sh mõju (potentsiaalset) ulatust, rahalist mõju, varieeruvust ning regulatiivset tähtsust Eestis. Samuti on lähtutud andmete kättesaadavusest ja klasside esinduslikkusest. Analüüsis vaadatakse nii pinnavee kui ka põhjavee koormusklasse (punkt- ja hajukoormust).

6.1 Veekeskkonna koormusseisundite mõõtmisest kohustuste määramiseks

Veereostus pärineb nii punkt- kui hajureostusallikatest. Oluline osa veekeskkonna hajureostusest on pärit põllumajandusest ja metsandusest, ja samuti ka atmosfäärist pärinevast reostusest. Punktallikad on sagedamini linnade ja tööstuse reoveepuhastite või harvemini ka otsesed tööstusheited.[472] Veereostusega vette sattuvatest keemilistest elementidest on veekogude aineringete peamiseks mõjutajaks lämmastik ja fosfor. Põhjuseks on nende üledoseerimine väetisena ja oluline sisaldus olmereovees. Nendest põhjustatud kulud negatiivse keskkonnamõjuna on märkimisväärsed: ökosüsteemikahjustused ja veekogude puhkemajandusliku väärtuse langus eutrofeerumise tõttu ning samuti erinevad terviseriskid, näiteks nitritega saastunud joogiveest ja fosforväetistega kaasneva kaadmiumi mõjul.

[472] Mottershead, D., Watkins, E., Gore, T., Andersen, M., Pedersen, A., Whiteoak, K., de Bruyn, S., Vergeer, R., Chowdhury, T., Van Hummelen, S., Chewpreecha, U. 2021. Green taxation and other economic instruments. Internalising environmental costs to make the polluter pay. Brussels, European Commission.

Veekeskkonna koormuse mõõtmine on keskne eeldus selleks, et keskkonnamõju oleks võimalik hinnata, võrrelda ja siduda majanduslike instrumentidega. Üldistatult tähendab koormuste mõõtmine protsessi, mille käigus kvantifitseeritakse inimtegevusest tulenev surve veekogudele ning hinnatakse selle mõju vee kvaliteedile ja ökosüsteemidele.

Koormuse mõõtmine võib toimuda mitmel tasandil. Ühelt poolt hinnatakse saasteainete sisendit (nt toitained, ohtlikud ained, orgaaniline reostus), mõõtes nende koguseid, kontsentratsioone ja voogusid.[473] Teiselt poolt vaadeldakse veekogumi seisundit, näiteks keemilist ja ökoloogilist kvaliteeti, mis peegeldab erinevate koormuste koosmõju.[474] Sageli kasutatakse nende kahe lähenemise kombinatsiooni, et luua seos saasteallikate ja keskkonnaseisundi vahel.[475]

Koormuste mõõtmisel on oluline eristus punkt- ja hajukoormuse vahel. Punktallikate puhul on koormuse mõõtmine suhteliselt täpne, kuna allikas on selgelt määratletav ja mõõdetav. Hajukoormuse puhul põhineb hindamine aga sageli mudelitel ja hinnangutel, kuna otsene mõõtmine on keerulisem. See toob kaasa suurema üldistuse ning mõjutab ka võimalusi siduda koormus konkreetsete saastajatega. Samas kasutatakse lisaks otsestele mõõtmistele modelleerimist ja kaudseid hindamismeetodeid üha enam, kuna see tagab võimaluse hinnata koormusi olukordades, kus mõõteandmeid on vähe või need ei kata kõiki olulisi protsesse. Sellised kaudsemad lähenemised aitavad paremini mõista koormuste dünaamikat ajas ja ruumis, kuid sõltuvad samas tugevalt eeldustest ja andmete kvaliteedist.[476]

Koormuse mõõtmisel on oluline arvestada ka ajalist muutuvust – nii hooajalisi kõikumisi kui ka pikemaajalisi trende. Samuti on tähtis ruumiline eristusvõime, kuna sama koormus võib eri veekogudes

[473] Seisundinäitajate (state variables) kontsentratsioonide mõõtmine veekogus (ühikuks tavaliselt mg/l) hõlmab klassikalisi veekvaliteedi näitajaid, nagu NO_3–N, NH_4–N, üldlämmastik (TN), fosfaadid (PO_4–P), üldfosfor (TP), lahustunud orgaaniline süsinik (DOC/TOC), värvus, elektrijuhtivus, pH või leelisus, heljum, temperatuur ja lahustunud hapnik. Need näitajad kirjeldavad vee keemilist ja füüsikalist seisundit ning võimaldavad hinnata saasteainete olemasolu ja kontsentratsiooni veekogus.

[474] Mõjuindikaatorid iseloomustavad veekogu ökoloogilist seisundit ja kajastavad erinevate stressorite koosmõju. Nendeks on näiteks makrozoobentose indeksid, kalastiku koosseis, klorofüll-a sisaldus, veetaimestik ja setete koostis. Need näitajad integreerivad ajas toimunud muutusi ning võimaldavad anda terviklikuma hinnangu veekogude seisundile (European Parliament and Council, 2000; European Environment Agency, 2018). Mõjuindikaatorite valik ja kasutamine on Euroopa Liidus standardiseeritud veepoliitika raamdirektiivi alusel, mis nõuab bioloogiliste, keemiliste ja hüdromorfoloogiliste näitajate kooskasutamist (European Parliament and Council, 2000).

[475] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. EÜT L 327, 22.12.2000: 1–73. http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj

[476] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance document 7. 2003. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

avaldada väga erinevat mõju. Seetõttu on usaldusväärse hinnangu saamiseks vajalik piisava tihedusega seirevõrk ning sobivad analüütilised meetodid.[477]

„Saastaja maksab“ põhimõtte rakendamise seisukohalt on kriitiline, et mõõtmine võimaldaks võimalikult täpselt seostada koormust konkreetsete allikatega ning hinnata nende suhtelist panust. Kui see seos on nõrk või ebaselge, muutub keeruliseks ka nt õiglaselt diferentseeritud tasude kehtestamine. Sellisel juhul kasutatakse sageli lihtsustatud lähenemisi, mis põhinevad näiteks keskmistel koormustel või tüüpilistel emissiooniteguritel.

Veekeskkonna koormuse mõõtmine on kompleksne ja mitmetasandiline protsess, mis ühendab seireandmed, modelleerimise ja eksperthinnangud. Selle kvaliteet määrab suuresti ära, kui täpselt ja õiglaselt on võimalik kujundada keskkonnapoliitika instrumente, sh rakendada „saastaja maksab“ põhimõtet.

Eesti Veeseadus määratleb, et saasteainete pinnavette juhtimise reguleerimisel lähtutakse kombineeritud lähenemisviisist, mille kohaselt saasteainete pinnavette juhtimist välditakse või piiratakse nende tekkekohas keskkonnanõuete, sealhulgas parima keskkonnapraktika, parima võimaliku tehnika ja parimate olemasolevate meetodite rakendamise, keskkonna kvaliteedi piirväärtuste (edaspidi *kvaliteedi piirväärtus* või *kvaliteedi piirväärtused*) ning heite piirväärtuste kehtestamise ja rakendamise teel.[478] Heite piirväärtuste ületamine toob kaasa kõrgendatud saasteta – näiteks heitveeproovidest analüüsitavate biogeenide puhul saastetasude 10-kordseks muutumise – praktika, mis peaks saastajat suunama reostuse vähendamisele.

Punktreostusallikate – olme- või tööstusreovett puhastavate reoveepuhastite väljavooludest võetavate heitveeproovide puhul on kehtestatud mõõdetavate ainete kontsentratsioonide ja suublasse jõudva heitvee vooluhulkade põhjal arvutatava reostuskoormuse põhjal igale ainele, mida proovist analüüsitakse, kindlad rahalised väärtused, vastavalt nende ainete keskkonnamõjule – tugevama negatiivse mõjuga ainete puhul on need kõrgemad, nõrgema negatiivse mõjuga ainete puhul on need madalamad.

Reoveepuhastitest väljuvast heitveest analüüsitavad näitajad ja nendele rakenduvad nõuded määratakse veeloaga Keskkonnaameti poolt, lähtuvalt suubla reostustundlikkusest, eeldatavast

[477] Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022-2027. Keskkonnaministeerium.
[478] Veeseadus. RT I, 22.02.2019, 1. https://www.riigiteataja.ee/akt/122022019001

reostuskoormusest suublale, lähtuvalt seadusest[479] Tüüpiliselt määratakse reovett puhastavatest reoveepuhastitest väljuvast heitveest KHT, BHT_7, hõljuvaine, üldlämmastik, üldfosfor, ja lähtuvalt heitvee koostisest ka muid näitajaid (nt. raskmetalle). Väikepuhastite puhul võetakse heitveeproove igas kvartalis ehk 4 korda aastas, suuremate reostusallikate reoveepuhastite puhul toimub proovivõtt sagedamini.[480]

[479] Veeseadus. RT I, 22.02.2019, 1; Keskkonnaministri määrus nr 61. 2019. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused. RT I, 22.09.2021, 2. https://www.riigiteataja.ee/akt/122092021002

[480] Keskkonnaministri määrus nr 61. 2019.

6.2 Koormused pinnaveekogumitele

6.2.1 Metsanduse hajukoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Metsandus on Eestis üks olulisemaid maakasutusviise ning metsad katavad üle poole riigi territooriumist. Kuigi metsad toimivad enamasti loodusliku filtrina, mis vähendab toitainete ja setete jõudmist veekogudesse, võivad teatud metsanduslikud tegevused põhjustada hajukoormust, mis mõjutab pinnaveekogude seisundit.

Metsanduse hajukoormus kujuneb metsade majandamisega seotud häiringute ja tegevuste tagajärjel. Olulisemad neist on metsade kuivendamiseks rajatud kuivenduskraavid, kraavide rajamise ja hooldamise tööd, lageraie, metsateede ehitus ning pinnase mehaaniline häirimine metsatööde käigus. Kuivendus muudab pinnase veerežiimi ja kiirendab vee äravoolu metsamaadelt, mille tulemusena kanduvad veekogudesse toitained, orgaaniline aine ning võivad koguneda ka setted. Metsanduse mõju veekvaliteedile on eriti märgatav kuivendatud turba- ja soometsades, kus veetaseme alanemine suurendab orgaanilise aine lagunemist ja toitainete mineraliseerumist ning võib suurendada nende ainete kontsentratsiooni äravooluvees.[481]

Looduslikes metsades on toitainete – lämmastiku ja fosfori ringe suhteliselt tasakaalus, aga lageraie tulemusel taimestiku eemaldamine vähendab taimede võimet mullas leiduvaid toitaineid siduda ja soodustab orgaanilise aine mineraliseerumist ja seetõttu ka leostumist. Kuivendatud metsades suurendab turba/mulla orgaanilise aine lagunemise tõttu lämmastiku ja fosfori vabanemist ja leostumist või ärakannet hapniku paranenud kättesaadavus.[482]

Metsaraied ja metsateede rajamine põhjustab pinnase erosiooni, eriti kui taimkate eemaldatakse ja pinnas jääb sademete mõjule avatuks, mille tõttu toimub setete ehk suspendeeritud tahkete osakeste kandumine veekogudesse. Pinnaseosakesed kanduvad äravooluveega kraavidesse ja jõgedesse ning võivad vähendada vee läbipaistvust ning muuta veekogude põhjaelustiku elutingimusi. Erosiooniga

[481] Keskkonnaamet. 2024. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendusmeetmed. https://keskkonnaamet.ee

[482] Keskkonnaamet. 2024; Nieminen, M. jt. 2025. Simulation of the effects of forest management and water protection practices on nutrient export from forest catchments, https://link.springer.com/article/10.1007/s00267-025-02273-4

seotud setete koormus on üks peamisi metsandusliku hajukoormuse vorme paljudes boreaalsetes ja hemiboreaalsetes metsades.[483]

Lisaks mineraalsetele toitainetele võivad metsanduse tulemusena veekogudesse sattuda ka lahustunud orgaaniline aine ja süsinikuühendid. Metsamuldade orgaanilise aine lagunemisel vabaneb lahustunud orgaaniline süsinik, mis kandub äravooluveega veekogudesse ning mõjutab vee keemilist koostist ja ökosüsteemi toimimist. Uuringud boreaalsetes metsades on näidanud, et metsanduslikud häiringud, nagu kraavide puhastamine või metsateede rajamine, võivad suurendada vees lahustunud orgaanilise süsiniku ning toitainete kontsentratsiooni.[484]

Metsandusega seotud hajukoormuse oluline allikas on metsade kuivendamine ja maaparandussüsteemide rajamine. Eestis on suur osa metsamaadest kuivendatud, et parandada puistu kasvutingimusi. Kuivendussüsteemid kiirendavad vee äravoolu ja võivad suurendada toitainete ning orgaanilise aine transporti veekogudesse. Veetaseme alanemine suurendab pinnase hapnikusisaldust ja kiirendab turbakihi lagunemist, mille tulemusena võivad äravooluvees suureneda erinevate keemiliste ühendite kontsentratsioonid.[485]

Metsanduse mõju veekogudele sõltub suuresti ka metsade majandamisviisidest. Näiteks lageraie võib muuta veerežiimi ja suurendada pinnavee äravoolu, kuna metsataimestik ei takista enam sademete jõudmist pinnasesse ega aurusta vett samal määral kui metsaga kaetud aladel. Samuti võib raiejärgne suurenenud päikesekiirgus ja temperatuuri muutus kiirendada lumekatte sulamist ja suurendada kevadist äravoolu, mis omakorda suurendab setete ja toitainete kandumist veekogudesse.

Üldiselt väljendub metsanduse hajukoormus Eestis peamiselt setete, toitainete, orgaanilise aine ja mõnede mikroelementide kandumises veekogudesse metsamaadelt. Peamised keskkonnakoormuse liigid on pinnase erosioonist tulenev setete koormus, kuivendamisest ja raiejärgsest lagunemisest tulenev toitainete koormus ning orgaanilise süsiniku ja teiste lahustunud ainete kandumine veekogudesse. Nende koormuste vähendamiseks kasutatakse metsanduses mitmeid veekaitsemeetmeid, näiteks veekaitsevööndeid, kraavide hoolduse piiranguid ning valglapõhist metsade majandamise planeerimist.[486]

---

[483] Finér, L. jt. 2018. Good practices for ditch network maintenance to protect water quality in forests (WAMBAF project).
[484] Kļaviņa, Z., Bārdule, A., Eklöf, K. jt. 2021. Carbon, Nutrients and Methylmercury in Water from Small Catchments Affected by Various Forest Management Operations. *Forests*, 12(9).
[485] Keskkonnaamet. 2024. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendusmeetmed, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2025-01/240131_Lyhijuhend_T%C3%9C.pdf
[486] PEFC Estonia. 2022. Sustainable Forest Management Standard, https://pefc.ee

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Metsanduse hajukoormus tekib mitmete metsamajandamise praktikate tulemusena, nagu raied, kuivendamine ja metsateede rajamine. Metsanduse hajukoormuse hindamisel kombineeritakse ideaalis mõõtmised, modelleerimine ja seireandmed, et saada terviklik pilt metsandustegevuse mõjust veekeskkonnale.[487] Metsanduse hajukoormus avaldub sageli episoodiliselt, näiteks suurvee ja sademete ajal, mil toimub intensiivne ainete ärakanne - seetõttu põhineb kaasaegne mõõtmine kõrgsageduslikul seirel, mis kombineerib pidevmõõtmisi, sündmuspõhist proovivõttu ja laboratoorseid analüüse.[488] Metsanduse hajukoormuse mõõtmine on valgalapõhine, selle käigus hinnatakse ühe konkreetse väikese valgala kui terviku veebilanssi ja ainete liikumist.

Metsanduse mõjude hindamiseks on vaja teada metsade majandamise tõttu veekogudesse lisanduvaid ainete koguseid. Valgalast suublasse väljuva aine kogust pindalaühiku kohta kindla ajavahemiku kestel (nt: kg/ha/aastas) väljendab koormus. Koormuse arvutamiseks tuleb mõõta saasteaine kontsentratsiooni vees, vee vooluhulka ja teada valgala pindala. See võimaldab ühtlasi ka hinnata, kui palju aineid tervest valgalast veekogusse kandub.[489]

Seisundinäitajate ja mõjuindikaatorite väärtused sõltuvad lisaks inimmõjule ka looduslikest teguritest, nagu sademed ja äravool, mistõttu tuleb hajukoormuse hindamisel kasutada pikaajalisi seireandmeid ning arvestada loodusliku varieeruvusega.[490] Pikaajaliseks hüdroloogiliseks ja veekvaliteedi seireks rajatakse valgaladele vooluhulga, setete hulga ning erinevate ainete, nagu lämmastiku, fosfori ja lahustunud orgaanilise süsiniku sisalduse mõõtmiseks seirepunktid (seisundinäitajate mõõtmine).[491]

Metsanduse hajukoormuse kvantifitseerimisel on vaja eristada inimtegevusest tulenevat mõju looduslikust foonist. Üheks meetodiks on kontroll- ja katsealade võrdlus (näiteks paarisvalgala meetod). Selle lähenemise puhul võrreldakse sarnaseid valgalasid, millest ühes toimub metsandustegevus ja teises mitte. Selline võrdlus võimaldab eristada looduslikke muutusi inimtegevusest tingitud mõjudest. Seda meetodit kasutatakse laialdaselt boreaalsetes metsades, kus looduslik varieeruvus võib olla suur ning hajukoormuse mõju ei ole alati otseselt eristatav.[492] Lisaks on

[487] Finér, L. jt. 2018. Good practices for ditch network maintenance to protect water quality in forests.
[488] European Environment Agency. 2018. European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu
[489] Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., Simpson, J. T. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty. U.S. Environmental Protection Agency, https://www.academia.edu/2606491/Modeling_phosphorus_loading_and_lake_response_under_uncertainty_A_manual_and_compilation_of_export_coefficients
[490] Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Springer, https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4020-5583-6
[491] Nieminen, M. jt. 2025. Simulation of the effects of forest management on nutrient export.
[492] Finér, L. jt. 2018.

väga oluline võrrelda andmeid enne ja pärast metsanduslikke tegevusi (nt lageraie või kraavide puhastamine), et hinnata nende mõju. Selline „enne-pärast“ lähenemine ehk BACI-disain (*Before–After–Control–Impact*) võimaldab tuvastada muutusi, mis on seotud konkreetsete tegevustega. Samuti kasutatakse ruumilisi ja gradientanalüüse, kus võrreldakse mitut valgala erinevate metsandustunnuste alusel. Kõik need lähenemised võimaldavad eristada metsandustegevuse mõju looduslikust varieeruvusest.[493]

Saastajate täpsemaks lokaliseerimiseks (hajukoormuse allikate eristamiseks) ja nende rolli hindamiseks kasutatakse hajukoormuse allikate eristamiseks setete allikaanalüüsi, isotoopanalüüsi ja *tracer*'ite põhiseid lähenemisi, samuti GIS-põhist ruumianalüüsi, mis seob metsategevuse paiknemise äravooluteedega. Lisaks arvestatakse ka ruumilisi tegureid, nagu pinnase tüüp, reljeef ja veerežiimi eripära. GIS-põhine analüüs võimaldab tuvastada riskipiirkondi, kus metsandustegevus võib avaldada suuremat mõju veekeskkonnale.[494]

Metsanduse hajukoormuse hindamisel kombineeritakse seireandmeid, ekspordikoefitsiente ja mudeleid, mis kirjeldavad vee ja ainete liikumist maastikus. Samuti kasutatakse bilansimeetodeid, millega hinnatakse ainete sisendit valgalasse ja väljundit valgalast.[495] Setete ja toitainete (nt lämmastik, fosfor, orgaaniline süsinik) bilansi koostamisega saab hinnata metsanduse mõju ainete liikumisele ning tuvastada, millised tegevused suurendavad hajukoormust.[496]

Hüdroloogilised ja veekvaliteedi mudelid võimaldavad hinnata, kui palju toitaineid või setteid kandub metsamaadelt veekogudesse erinevate majandamisstsenaariumide korral. Mudelite abil saab hinnata ka tulevikustsenaariume, näiteks kuidas muutub hajukoormus kliimamuutuse või metsandustavade muutumise korral.[497] Näiteks SUSI on Soomes välja töötatud soometsade ehk kuivendatud turbamaade mehhanistlik simulatsioonimudel, mis kirjeldab hüdroloogiat, puistu kasvu ja toitainete kättesaadavust eri kasvukohtadel, majandamisviiside ja ilmastikutingimuste korral ja aitab hinnata, kuidas kuivendus ja kraavivõrgu hooldus mõjutavad veetaset ning sellega seotud veekvaliteedi riske, sealhulgas toitainete leostumist ja muid äravooluga seotud mõjusid, ning leida hajukoormuse „kuumkohti“.[498]

---

[493] Kļaviņa, Z. jt. 2021. Carbon, Nutrients and Methylmercury in Water from Forest Catchments.
[494] Samas.
[495] European Parliament and Council. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, https://eplanete.oieau.fr/source/directive-200060ec-european-parliament-establishing-framework-community-action-field-water
[496] Finér, L. jt. 2018.
[497] Nieminen, M. jt. 2025.
[498] Laurén, A., Palviainen, M., Launiainen, S., Leppä, K., Stenberg, L., Urzainki, I., Nieminen, M., Laiho, R., Hökkä, H. 2021. Drainage and Stand Growth Response in Peatland Forests—Description, Testing, and Application of Mechanistic Peatland

Praktilises veemajanduses rakendatakse ka riskipõhist lähenemist, kus hinnatakse tegevuste potentsiaalset mõju enne nende elluviimist ning rakendatakse leevendusmeetmeid, nagu puhveralade jätmine või tööde ajastamine.[499]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis põhineb metsanduse hajukoormuse mõõtmine ja hindamine valgalapõhisel, ruumianalüütilisel ja koormusallikate lõikes diferentseeritud lähenemisel. Metsanduse hajukoormuse sees eristatakse kahte põhikoormust: lageraiest tulenev hajukoormus ja metsamaa kuivendusest tulenev hajukoormus - see tähendab, et lahus hoitakse erinevad tekkeprotsessid, mille kaudu võivad veekogudesse kanduda toitained, setted ja muu hajureostus.[500]

Kasutusel on GIS-põhine ruumianalüüs, mis seostab metsandustegevused konkreetsete veekogumite osa- ja tervikvalgaladega ja põhineb muu hulgas maaparandusvõrgu, lageraiete, mullastiku, puittaimestiku ja veekogumite valgalade kaardiandmetel.[501] Selle abil saab siduda metsandusliku surveteguri selle ruumilise paiknemise, pinnase omaduste ja äravoolusuunaga ning see aitab välja selgitada hajukoormuse tekkekohtasid ja riskialasid.

Lageraie mõju hindamisel kasutatakse Eestis veekogumisse liikuva toitaine ühikkoormustel (kg/ha aastas) põhinevat koormusarvutust. Pinnavee koormuste analüüsi järgi tuleneb metsanduse inimtekkeline toitainete koormus eeskätt lageraietest ja metsade kuivendamisest, samal ajal kui majandusmetsade võimalikku toitainete koormust eraldi ei hinnata, sest puudub piisav teadmine selle mõju kohta Eestis.[502] Lageraie hindamisel eristatakse niiskeid ja kuivemaid metsaalasid ning kasutatakse neile erinevaid ühikkoormusi, mis tähendab, et hinnang sõltub lisaks raiepindalale ka pinnase omadustest.

Metsamaa kuivendusest tuleneva hajukoormuse hindamisel võetakse arvesse metsaga kaetud ala, kuivendusvõrku, mullatingimusi ja lageraie olemasolu või puudumist samal alal. Ka siin eristatakse niiske ja mitte-niiske metsa alasid ning kasutatakse erinevaid ühikkoormusi – näiteks kuivendatud lageraiega metsamaadel on koormused kõige kõrgemad.

Simulator SUSI. *Forests*, 12(3), 293; Jokiniemi, L. 2022. Modelling nitrogen and phosphorus export and carbon balance in a drained peatland forest using the Peatland Simulator SUSI. Aalto University.

[499] PEFC Estonia. 2022. Sustainable Forest Management Standard, https://pefc.ee

[500] Keskkonnaportaal 2024. Perioodi 2028–2033 veemajanduskavade ajakohastamine: metsanduse, kaevandamise metoodika, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/VMK/metsanduse%2C%20kaevandamise%20metoodika.pdf

[501] Samas.

[502] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

Selleks, et hinnata toitainekoormuse jaotumist eri koormusallikate vahel ja seda, kas metsandusega seotud hajukoormus on konkreetse veekogumi seisundi seisukohalt oluline, rakendatakse vooluveekogumite mudelit Estmodel.[503]

Metsanduse hajukoormuse hindamine toetub laiemale hüdroloogilise ja veekvaliteedi seire süsteemile. Keskkonnaagentuuri järgi on hüdromeetrilise seire eesmärk tagada usaldusväärsed pikaajalised andmed veeressursi ja vooluhulkade kohta, mis on vajalikud ka toitainete ja setete ainevoogude hindamiseks.[504] Lisaks hinnatakse koormuse mõju veekogude füüsikalis-keemiliste ja ökoloogiliste seisundinäitajate kaudu.[505]

Eestis rakendatavaid kaasaegseid metsanduse hajukoormuse mõõtmis- ja hindamismetoodikaid iseloomustab ruumianalüüsi, ühikkoormuste, hüdroloogilise seire, modelleerimise ja ökoloogilise seisundi hindamise ühendamine. Eesti metoodika on tugevalt veemajanduse ja ruumiandmete keskne.[506] Metsanduse hajukoormuse seostamiseks konkreetsete isikute metsamajanduslike tegevustega on loodud tugev alus mõõtmistega seire ja teadustöö raames aga otseselt koormusi veekogudele SMP-st tuleneva tasustamise eesmärgil ei mõõdeta.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Metsanduse hajukoormuse rahaliste instrumentide kujundamisel võib hinnastamise aluseks olla saastamist põhjustav tegevus, hinnatud koormus, saastamisõigus, koormuse vähendamine või veeökosüsteemi teenus. Kuna hajukoormuse omistamine konkreetsele üksikallikale on üldjuhul keerukas, rakendatakse nii teoorias kui ka praktikas sageli kaudseid või hübriidseid hinnastamislahendusi.

1) Sisend- või tegevuspõhised skeemid

Rahasse ei panda mitte otsene veekogusse jõudev koormus, vaid tegevus või sisend, mis hajukoormuse riski suurendab. Metsanduses võib selleks olla näiteks kuivendussüsteemide rajamine või uuendamine,

[503] Kliimaministeerium 2022. Meetmeprogramm 2022–2027. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond, https://kliimaministeerium.ee/media/2194/download
[504] Keskkonnaagentuur 2024. Hüdroloogi igapäev, https://keskkonnaagentuur.ee/node/1695
[505] Kliimaministeerium 2022; Kliimaministeerium 2021. Metsanduse infrastruktuur, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-12/Metsanduse%20infrastruktuur_1.pdf
[506] Keskkonnaportaal 2024; Kliimaministeerium 2022; Keskkonnaagentuur jt., 2025. Keskkonnaagentuur 2018. Metsaökosüsteemi seisundi hindamine pikaajaliste riiklike seirete ja statistiliste andmestike alusel, https://kliimaministeerium.ee/MAKKSHmaterjalid;

lageraie, pinnase ettevalmistamine, metsateede rajamine või rekonstrueerimine ning tegevuste läbiviimine tundlikel aladel.[507]

2) Bilansi- või ülejäägipõhised skeemid

Rahasse pannakse teatud arvestuslik ülejääk või riskiskoor, mis tuletatakse metsamajandamise sisenditest ja väljunditest. Näiteks võib see olla kuivenduse, väetamise, raieintensiivsuse, setteriski või toitainete vabanemise põhjal arvutatud bilansinäitaja.[508]

3) Modelleeritud koormuse põhised skeemid

Selle lähenemise puhul teisendatakse rahasse modelleeritud hajukoormus, näiteks kilogrammid lämmastikku, fosforit või setet, mis metsamajandamise tõttu valgalasse jõuavad. Mudelid võimaldavad anda (kaudseid) hinnanguid koormuste kohta, vastavalt rahalise arvestuse meetodi tingimustele. Näiteks võidakse vaadata kaudselt iga ala panust kogukoormusesse. Ideaalpildis jagatakse näiteks seiratav maa-ala GIS-i abil väikesteks aladeks (nt metsatükid, valgalad). Mudeli abil hinnatakse, kui palju sellest konkreetsest alast valgalasse reostust tekib (nt lageraie 20kg/N, kuivendatud mets 20kg jne). Selle alusel jagatakse kogukoormus kasutatava metsa pindala alusel osadeks (%). Iga metsa maa omanik/kasutaja "vastutab" selle osa eest kui suure osa tema metsa pindala kogupindalast hõlmab. Erisust võidakse aga teha ka konkreetse majandustegevuse mõju põhjal (nt raied, kuivendamine jm).[509]

4) Mõõdetud emissioonipõhised skeemid

Antud juhul pannakse rahasse otseselt mõõdetud koormus. Kahju võib olla arvestatud nt saasteainete põhiselt. Teoreetiliselt oleks otsene emissioonipõhine skeem kõige rangem "saastaja maksab" lahendus: tasu eurodes kilogrammi lämmastiku, fosfori, sette või muu veekvaliteeti halvendava aine eest, mis on tõendatult metsamajandamise tulemusel veekogusse jõudnud. Praktikas on see metsanduse hajukoormuse puhul siiski haruldane, sest hajukoormus on episoodiline, sõltub ilmast ja hüdroloogiast ning ühe kinnistu või tegevuse panust on raske usaldusväärselt eristada.[510]

5) Koormusõiguste või lubatud koormuse põhised skeemid

Selle lähenemise puhul tugineb üldine loogika saastemääradel - määratakse lubatud saasteainete koormuse tase (nt kg/a) ning kui seda ületatakse, siis peab koormust vähendama või kompenseerima.

---

[507] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf

[508] Samas.

[509] Miettinen, J. 2020. Essays on optimal forest management and water protection. Dissertationes Forestales 296. University of Helsinki, https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/07400cb4-4cec-4b06-80e0-972f885fe81a/content

[510] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

Rahasse pannakse õigus tekitada teatud kogus koormust. Koormuse taseme määramisel võetakse aluseks nt valgala seisund. Valgalale seatakse koormuse kogulagi ning see jaotatakse metsaomanikele või majandamisüksustele lubatud koormuse ühikutena. Teoreetiliselt on see lähenemine metsanduses võimalik näiteks tundlike turbamuldade või kraavitatud valgalade puhul, kus teatud tegevuste koormus on suhteliselt hästi modelleeritav.[511]

6) Krediidi- ja kauplemisskeemid

Lisaks eelnevalt kirjeldatud lähenemistele on võimalik rakendada ka laiemat kauplemise põhist krediidituru mudelit. Sellistes skeemides ei hinnastata rahasse mitte niivõrd saastamist ennast kui saaste vähendamist. Selle lähenemise põhimõte on selles, et saastajad saavad omavahel koormusmahtude kauplemise kaudu kohustusi tasakaalustada. Kui keegi vähendab reostust rohkem kui vaja, saab ta "ülejäägi" müüa kellelegi teisele (skeemi võib olla kaasatud ka muu sektori ettevõtted lisaks metsandusele). Samuti võib „ülejääk", mida müüa, tekkida, kui metsaomanik rakendab meetmeid (nt puhveralade rajamine, vooluveekogude varjutamine, märgalade taastamine või kuivenduse vähendamine), mis vähendavad setet, toitaineid, temperatuuri- või voolurežiimi mõju. Selliste kauplemisskeemide üldine mõte on, et keskkondlik eesmärk oleks täidetud. Skeem toimib sageli eeldusega, et mõnel ettevõttel on odavam reostust vähendada kui teisel. Mudelit on rakendatud enamasti pigem pilootprojektides.[512]

7) Oksjoni- või hankepõhised skeemid

Nende puhul pannakse rahasse koormuse vähendamine või veekaitseteenus läbi konkurentsipõhise ostu. Avalik asutus, veevõtja või muu ostja küsib pakkumusi, millise hinnaga metsaomanikud on valmis rakendama veekaitsemeetmeid või piirama majandamist. Selline hinnakujundusmehhanism võib metsanduses olla eriti asjakohane seal, kus eri alade koormuse vähenduskulud on väga erinevad. Majandusinstrumentide ülevaated käsitlevad oksjoneid just kulutõhusa viisina osta keskkonnatulemust või -teenust.[513]

8) Tulemuspõhised maksed/ maksete vähendamine

Tulemuspõhised maksed on motivatsioonil tuginev lähenemine. Saavutatud keskkonnatulemust nö premeeritakse. Metsaomanikule/ettevõtjale makstakse näiteks selle eest, et modelleeritud settekoormus väheneb, raie mõju pinnaveele jääb alla sihttaseme või teatud kaitsemeede annab

[511] Samas.
[512] 2021 Annual Report Water Quality Credit Trading, https://cleanwaterservices.org/wp-content/uploads/2022/06/2021-water-quality-credit-trading-report.pdf
[513] Hatton MacDonald, D., Connor, J. and Morrison, M. 2004. Economic Instruments for Managing Water Quality in New Zealand.

tõendatava koormuse vähenemise.[514] Skeem võib olla ka nii üles ehitatud, et kui saastaja kasutab vee kaitseks majandustegevuses keskkonnasõbralikumaid võtteid, siis saastetasu määr on väiksem või puudub üldse.

9) Ökosüsteemiteenuste maksed

Rahasse pannakse metsa pakutav veega seotud ökosüsteemiteenus, näiteks puhtam joogivesi, väiksem settimine, parem vooluhulga reguleerimine või madalamad veetöötluskulud. See ei ole kitsalt "saastaja maksab", vaid sageli pigem "saastajale makstakse" lähenemine. Metsamajandajale makstakse selle eest, et ta pakuks looduse kaudu ühiskonnale kasulikku teenust, näiteks hoiaks vee kvaliteeti.[515] Selle lähenemise juures võidakse rahaline väärtus leida ka selle kaudu, kui palju kahju jääb ära või kui palju maksaks sama teenuse asendamine või taastamine.[516] Teenuste skeemis võidakse rakendada ka nt tingimusliku või hüpoteetilise väärtuse hindamist (*CVM – Contingent Valuation Method*). Kui ökosüsteemiteenustel ei ole turuhinda (nt puhas õhk, loodus, keskkonnahüved), siis selgitatakse inimeste valmisolek maksta mingi (veekeskkonna pakutava) hüve säilimise eest. Seda kasutatakse hindamissisendina rahalises arvestuses.[517]

10) Kulupõhised piirangud

Sellistes kulupõhistes, normatiivsetes skeemides hinnatakse rahasse tegevusest loobumine või tegevuse piiramine. Neid võib mõista ka kui „varjatud hinnastamise" skeeme, kus saastaja ei maksa otsest tasu (nt €/kg saasteainet), vaid peab täitma nõudeid, mille täitmine maksab raha või vähendab saastaja tulu. Näiteks piiranguvööndi kehtestamine vähendab tulu, kuna vööndis kasvavaid puid ei saa majandustegevuseks kasutada või settepüüdurite paigaldamine on kulu saastajale jms. Samuti võivad piirangud olla määratletud näiteks nõudega muuta metsamajandamist vee kaitseks määratletud viisil, nt rakendada teatud tööpraktikaid või tehnikaid. Need tegevused võivad skeemides olla seotud ka toetusmeetmetega.[518]

11) Kulupõhised leevendustegevused

---

[514] Miettinen, J. 2020. Essays on optimal forest management and water protection. Dissertationes Forestales 296. University of Helsinki

[515] Valatin, G. 2021. Payments for Ecosystem Services (Forests for water), https://www.forestresearch.gov.uk/research/payments-for-ecosystem-services-forest-for water/

[516] Damage Cost Avoided, Replacement Cost, and Substitute Cost Methods, https://www.ecosystemvaluation.org/cost_avoided.htm

[517] Vooluveekogude ökosüsteemiteenuste hindamise metoodika projekti CleanEST raames (C.2), https://lifecleanest.ee/sites/cleanest/files/2022-03/Vooluveekogude%20%C3%B6kos%C3%BCsteemiteenuste%20hindamise%20metoodika%20%28C.2%29.pdf

[518] Hatton MacDonald, D., Connor, J. and Morrison, M. 2004. Economic Instruments for Managing Water Quality in New Zealand, https://www.environment.govt.nz/assets/Publications/Files/economic-instruments-water-quality-jan04.pdf

Eelneva lähenemisega sarnast loogikat kasutatakse ka kulupõhiste leevendustegevuste skeemides. Nendes skeemides vaadatakse koormuse vähendamise hinda. Raha võrdub vajalike veekaitsemeetmete kuluga.[519] Kulupõhine hindamine võib tugineda sellel, kuidas metsanduse mõju väljendub lisakuludes. Näiteks, kui mõju tõttu tuleb riigil/omavalitsusel teha kulutusi üleujutuskaitse süsteemi rajamiseks, vee puhastamise kulud kohalikele veevärkidele ja tööstusele või nt kalakasvatuse lisakulud, mis metsanduse mõjuga kaasnevad.

Kulupõhistes mudelites võib laiemalt kasutada erinevaid hinnastamispõhimõtteid. Näiteks võib rakendada hedoonilist hinnastamist, mille puhul hinnatakse keskkonnakoormuse mõju kaudselt turuhindade kaudu, näiteks veekogu läheduses paikneva kinnisvara hinna ja selle muutuste põhjal. Kui konkreetse riigi või piirkonna kohta andmed puuduvad, võib kasutada hüvede siirde meetodit, mille korral kantakse üle sarnaste tingimuste ja väärtustega riikides või piirkondades tehtud hindamisuuringute tulemusi. Kui ka selliseid ülekantavaid andmeid ei ole, võib rahalise väärtuse hindamisel tugineda kaudsele eksperdihinnangule, näiteks mitme eksperdi hinnangute põhjal kujundatud ligikaudsele väärtusele.

12) Kahjuliikide rahalise väärtuse summeerimine

Selle lähenemise korral hinnatakse metsanduse tekitatud kahju eri kahjuliikidena eraldi rahasse (nt kahju kalandusele, veepuhastuse lisakulud, suvilate väärtuse langus, piirkonna puhkeväärtuse vähenemine, elurikkuse kahju jm) ning pärast summeeritakse eri kahju liikide rahaline väärtus kokku ja saadakse metsanduse tekitatud kogukahju hinnang. Seda lähenemist kasutatakse põhjusel, et sageli on kahjuliike palju, eri kahjud on väga erinevad ja neid ei saa hästi ühe ja sama meetodiga mõõta.

Praktikas on metsanduses väga tõenäoline, et toimiv lahendus on kombinatsioon erinevatest lähenemistest. Näiteks võib olla kohustuslik baastase, selle peale modelleeritud koormus, selle ületamisel tasu ning veekaitsemeetmete või metsastamise eest makstav või vähendatav tasu. Sotsiaalselt optimaalne lahendus eeldab koormuskahjude, kaitsemeetmete kulude ja kaasnevate hüvede koosvaatamist.

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei rakendata metsanduse hajukoormuse suhtes pinnaveele eraldi rahalisi arvestus- ega maksustamismeetodeid; seda käsitletakse peamiselt keskkonnakoormuse hindamise objektina.

[519] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2000/60/EC. Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. Guidance Document No 1. 2003. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities.

Metsandusega seotud hajukoormuse puhul seisneb saastaja-maksab põhimõtte rakendumine eelkõige selles, et metsaomanik, maaparandussüsteemi valdaja või tööde tegija kannab nõuetekohaste veekaitse- ja leevendusmeetmete kulud. Need kohustused tulenevad sõltuvalt tegevusest metsateatisest, maaparandussüsteemi ehitus- või hoiutööde nõuetest, veekaitsevööndi piirangutest või Keskkonnaameti nõusoleku tingimustest, mitte otsesest veekogusse jõudva hajukoormuse maksustamisest.[520]

Välisriikides otsest "hajukoormuse maksu" metsandusele sisuliselt ei ole. Harvad on ka muud otsese rahalise kulu skeemid; valdavad on load, milles on seatud nõuded, mille täitmisest tekib loa valdajale kulu. Nõutakse veekaitsemeetmeid ning vajadusel kahjude hüvitamist/kompensatsiooni. Rahaline arvestus tugineb enamasti meetmete kulul ja/või hinnangulisel kahjukulul, mitte aga nt "tegeliku kg toiteainete" maksustamisele.

ELis kasutatakse/analüüsitakse ka kompensatsiooniskeeme, kus rahaline hinnastamine käib läbi kulupõhise €/kg loogika. Näiteks koormuse vähendamine mõõdetakse kg N/P. Hinnastamine toimub meetmete kulu või nt marginaalse vähenduskulu (marginaalne vähenduskulu on kulu ühe lisanduva kg N või P koormuse vähendamiseks, mida kasutatakse selleks, et valida kõige kulutõhusamad meetmed) kaudu. Eesmärk on suunata raha odavaimasse vähendamisse (praktikas kasutatakse seda sagedamini põllumajanduses, kuid loogika on ülekantav metsanduse veekaitsemeetmetele).[521]

Soomes toetub lähenemine avalikele toetustele, saastaja tehtavatele meetmete kuludele, ning kahju heastamisele, mitte otsesele hajukoormuse hinnastamisele saastaja tasuna.[522]

Soome on olemas ka keskkonnakahju fond, millest rahastatakse saaste likvideerimise meetmeid juhul, kui saastajat pole võimalik vastutama panna. Fondi rahastatakse vastava maksu kaudu, mis on diferentseeritud mh tegevusriski alusel. Keskkonnakahju makse määratakse nende tegevuste põhjal, mis on kantud keskkonnakaitse infosüsteemi YLVA kui keskkonnakaitseseaduse järgi loa-, teatise- või registreerimiskohustuslikud reostusriski tegevused. Metsanduse hajukoormus aga riskitegevuste alla ei kuulu.

Ka Rootsis ei ole metsanduse hajukoormus süstemaatiliselt rahasse hinnastatud koormusühiku alusel nii, et metsaomanik maksab näiteks eurot/kg N, P või sette eest. Praktikas on esiplaanil loapõhised

[520] Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikondade veemajanduskavade 2022-2027 meetmeprogramm, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Meetmeprogramm%202022-2027.pdf
[521] Kostamo, K., Kymenvaara, S., Pekkonen, M., Belinskij, A. 2020.
[522] Rahoitus, https://mmm.fi/vesi/rahoitus

nõuded, soovituslikud meetmed (nt puhveralad ja muud veekaitsemeetmed), ning kahju kompenseerimine. Kulupõhiseid skeeme on, kuid need on peamiselt veekaitsemeetmete investeeringu- või rakendustoetused, taastamise/märgalade kaasrahastus, või looduskaitselised kompensatsioonid.

Taanis samuti ei ole metsanduse hajukoormus samuti rahasse hinnastatud näiteks metsandusspetsiifilise saastetasu, kohustusliku ühikuhinna või toimiva metsanduse veekvaliteedi krediidituruna.[523]

Kanada süsteem on samuti pigem regulatiivne ning erisused on provintsipõhised: seire, planeerimine, nõuded, loa- ja majandamisreeglid ning vajadusel vastutus rikkumise eest. Koormuse rahasse hindamine toimub valdavalt kaudselt (taastamis- ja kompenseerimiskulud). Praktikas tähendab see, et kahju "hind" väljendub nõudes teha konkreetseid kompenseerimis-/taastamistöid (millel on rahaline maksumus) või määratakse kompensatsioon kohustuste kaudu (projektipõhised kulud), mitte universaalse maksuna.[524]

6.2.2 Põllumajanduse hajukoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Põllumajandus on üks olulisemaid inimtegevuse valdkondi, mis mõjutab veekeskkonna seisundit nii Eestis kui ka laiemalt Läänemere piirkonnas. Põllumajandustegevuse käigus kasutatakse väetisi, sõnnikut ja taimekaitsevahendeid, mille kasutamisega kaasneb võimalus, et osa nendes sisalduvatest ainetest satub pinnasesse ning sealt edasi pinna- või põhjavette. Eesti pinnaveekogude seisundi hinnangud näitavad, et veekogude toitainete koormuse oluline osa on seotud just põllumajandusliku hajukoormusega.[525]

Põllumajanduslik hajukoormus tekib peamiselt haritavalt maalt, kus väetiste ja orgaaniliste väetiste kasutamine põhjustab toitainete liikumist mulda ja veekeskkonda. Eesti tingimustes mängivad olulist rolli ka maaparandus- ja kuivendussüsteemid, mis juhivad liigvee põldudelt kraavidesse ja sealt edasi jõgedesse. Sellised süsteemid võivad kiirendada lahustunud toitainete ja muude ainete transporti

[523] OECD Environmental Performance Reviews: Denmark 2025.
[524] Water governance and legislation: shared responsibility, https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/water-overview/governance-legislation/shared-responsibility.html
[525] Keskkonnaamet. 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

veekogudesse. Hajukoormuse suurus sõltub paljudest teguritest, sealhulgas mullatüübist, sademete hulgast, põllumajanduse intensiivsusest ning kasutatavate väetiste kogusest. Eesti põllumajanduslike valgalade seireandmed näitavad, et veekogude toitainete kontsentratsioonid on tihedalt seotud valgalade maakasutuse struktuuri ja põllumajanduslike alade osakaaluga ning eriti suur mõju on intensiivse põllumajandusega piirkondades.[526]

Põllumajandusliku hajukoormuse mõju veekeskkonnale on Eestis reguleeritud nii riikliku kui ka Euroopa Liidu seadusandluse kaudu. Oluline õigusakt on veeseadus, mis sätestab muu hulgas väetiste ja sõnniku kasutamise nõuded, veekaitsevööndite kehtestamise, sõnnikuhoidlate rajamise tingimused ning piirangud väetiste kasutamisele veekogude läheduses. Veeseaduse seletuskirjas rõhutatakse, et põllumajandusest pärinevad lämmastiku- ja fosforiühendid on peamised veekogude eutrofeerumist põhjustavad saasteained ning seetõttu on seadusesse lisatud mitmeid meetmeid nende koormuste vähendamiseks.[527] Samuti rakendatakse Eestis Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi ja nitraadidirektiivi nõudeid, mille eesmärk on vähendada põllumajandusest pärinevat nitraadireostust ning vältida veekogude seisundi halvenemist.[528]

Lisaks õigusaktidele rakendatakse Eestis ka piirkondlikke meetmeid põllumajandusliku veereostuse vähendamiseks. Näiteks on Pandivere ja Adavere-Põltsamaa piirkond määratud nitraaditundlikuks alaks, kus põllumajandustegevus võib põhjustada põhjavee nitraadisisalduse suurenemist. Nitraaditundlike alade tegevuskavades nähakse ette täiendavad nõuded väetiste kasutamisele, sõnniku käitlemisele ning keskkonnaseirele, et vähendada toitainete sattumist veekeskkonda ja parandada põhjavee kvaliteeti.[529] Samuti on põllumajandustootjatele koostatud hea põllumajandustava juhendid, mis sisaldavad soovitusi väetiste kasutamiseks, mullaharimiseks, erosiooni vähendamiseks ja veekaitsevööndite hoidmiseks, et vähendada hajukoormust põllumajandusmaadelt.[530]

Üheks olulisemaks põllumajandusest pärinevaks keskkonnakoormuse liigiks on toitainete ehk lämmastiku ja fosfori sattumine veekogudesse. Need toitained pärinevad peamiselt mineraalväetistest, orgaanilistest väetistest ja loomakasvatusest tekkivast sõnnikust. Kui väetiste kasutamine ületab taimede toitainevajaduse, võib ülejääk leostuda pinnasesse või kanduda

[526] Iital, A., Pachel, K., Deelstra, J. 2008. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. Agricultural Water Management; Nõges, T., jt 2022. Long-term data reflect nitrogen pollution in Estonian rivers. Eesti Maaülikool.
[527] Keskkonnaministeerium. 2017. Veeseaduse seletuskiri.
[528] Veeseadus, https://www.riigiteataja.ee; Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ (nitraadidirektiiv).
[529] Kliimaministeerium. 2025. Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala tegevuskava.
[530] Maaeluministeerium. 2020. Hea põllumajandustava juhend.

pinnaveega veekogudesse. Toitainete liigne sisaldus veekogudes põhjustab eutrofeerumist, mille tagajärjel suureneb vetikate ja veetaimestiku kasv ning väheneb vees lahustunud hapniku sisaldus. Läänemere piirkonnas on eutrofeerumine üks olulisemaid keskkonnaprobleeme.[531]

Lisaks toitainetele võivad põllumajandusest veekogudesse sattuda ka taimekaitsevahendite jäägid. Pestitsiidid võivad jõuda veekogudesse pinnavee äravoolu, leostumise või tuule abil levimise kaudu. Euroopa Liidus reguleeritakse pestitsiidide kasutamist direktiiviga, mille eesmärk on tagada taimekaitsevahendite säästev kasutamine ning vähendada nende mõju keskkonnale ja inimtervisele. Sellest tulenevalt on oluline rakendada meetmeid, mis vähendavad pestitsiidide sattumist veekeskkonda, näiteks puhveralade rajamist veekogude ümber ning täpsemat pritsimistehnoloogiat.[532]

Põllumajanduslik tegevus võib suurendada ka pinnase erosiooni ning setete kandumist veekogudesse. Erosiooni käigus kantakse veekogudesse mullaosakesi, millega võivad olla seotud toitained ja orgaaniline aine. Setete suurenemine veekogudes vähendab vee läbipaistvust, muudab põhjaelustiku elupaiku ning võib suurendada fosfori kontsentratsiooni vees. Sellised muutused võivad mõjutada veekogude ökoloogilist seisundit ning vähendada vee-elustiku mitmekesisust.[533]

Loomakasvatusest tulenev koormus on samuti oluline põllumajandusliku hajukoormuse komponent. Loomakasvatuses tekkiv sõnnik ja läga sisaldavad suures koguses lämmastikku, fosforit ja orgaanilist ainet. Kui sõnnikut laotatakse põldudele ebasobival ajal või liiga suurtes kogustes või kui sõnnikut hoiustatakse mitte nõuetelevastavates hoidlates, võib osa toitainetest leostuda pinnasesse ja jõuda veekogudesse. Seetõttu kehtivad Eestis sõnniku käitlemise, hoiustamise ja kasutamise kohta mitmed nõuded, mis tulenevad veeseadusest, nitraaditundlike alade tegevuskavadest ning hea põllumajandustava juhenditest ja mille eesmärk on vähendada põllumajanduslikust tegevusest tulenevat veereostust.[534]

Eesti pinnaveekogude seisundi hindamine toimub pinnaveekogumite kaupa vastavalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi nõuetele. Pinnaveekogumi seisund sõltub nii ökoloogilistest kui ka keemilistest näitajatest, sealhulgas toitainete sisaldusest ja bioloogilistest kvaliteedielementidest. Mitmed uuringud näitavad, et veekogude seisund on tihedalt seotud valgalade maakasutusega ning põllumajanduslike alade osakaaluga. Kuigi keskkonnanõuete rakendamine ja põllumajandustavade

[531] European Court of Auditors. 2016. Combating eutrophication in the Baltic Sea, https://www.eca.europa.eu

[532] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2009/128/EÜ, 21. oktoober 2009, millega kehtestatakse ühenduse tegevusraamistik pestitsiidide säästva kasutamise saavutamiseks. ELT L 309, 24.11.2009: 71–86. http://data.europa.eu/eli/dir/2009/128/oj

[533] Nõges, T., jt. 2022.

[534] Veeseadus, https://www.riigiteataja.ee; Kliimaministeerium. 2025; Maaeluministeerium. 2020.

paranemine on mõnes piirkonnas vähendanud toitainete koormust, on hajukoormus endiselt oluline tegur, mis mõjutab Eesti pinnaveekogude seisundit.[535]

Kokkuvõttes on põllumajanduslik hajukoormus Eestis üks peamisi veekeskkonda mõjutavaid tegureid. See avaldub peamiselt toitainete, pestitsiidide, orgaanilise aine ja setete kandumises veekogudesse põllumajandusmaadelt. Kõige olulisemaks probleemiks on liigne lämmastiku ja fosfori kogus, mis põhjustab veekogude eutrofeerumist ning mõjutab negatiivselt vee kvaliteeti ja vee-elustikku. Põllumajanduse keskkonnamõju vähendamiseks rakendatakse Eestis nii riiklikke kui ka Euroopa Liidu meetmeid, sealhulgas veeseadusest tulenevaid nõudeid, nitraaditundlike alade tegevuskavasid ning hea põllumajandustava juhiseid, mille eesmärk on vähendada hajukoormust ning parandada pinnaveekogude ökoloogilist seisundit.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Põllumajanduse hajukoormuse hindamine põhineb samuti valgalapõhisel lähenemisel, sest reostus pärineb paljudest hajusatest allikatest, nagu haritav maa, mineraalväetiste kasutamine, orgaaniline väetamine, karjatamine ja kuivendatud põllumajandusmaa. Rahvusvahelises heas praktikas käsitletakse seetõttu valgala tervikuna: hinnatakse vee liikumist, ainete ringet, maakasutust, mullastikku, kuivendussüsteeme ja seda, kuidas need koos kujundavad ainete ärakannet pinna- ja põhjavette. OECD ja veepoliitika raamdirektiivi rakendamise juhised rõhutavad, et hajureostuse hindamine peab siduma survetegurid, seisundi ja meetmed ühtseks analüüsiks, mitte piirduma ainult üksikute veekvaliteedi proovidega.[536]

Mõõdetakse seisundinäitajaid ja vooluhulka, mis annab sisendi koormuste (reostuskoormuste) arvutamiseks. Veekvaliteedi parameetritest kuuluvad oluliste mõõdetavate hulka üldlämmastik, aga ka nitraatlämmastik, ammooniumlämmastik, üldfosfor, ortofosfaat, lahustunud ja kogu orgaaniline süsinik, heljum, elektrijuhtivus, pH, temperatuur ja lahustunud hapnik, aga samuti olulisemate taimekaitsevahendite jäägid, mis kirjeldavad vee keemilist ja füüsikalist seisundit ning annavad pildi, millises ulatuses toitained või muud ained veekeskkonda jõuavad.[537] Loetelust on näha, et mõõdetavate

[535] Keskkonnaamet. 2015; Iital, A., Pachel, K., Deelstra, J. 2008.
[536] OECD. 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf ; European Parliament and Council. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.
[537] Chapman, D. (ed.). 1996. Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. UNESCO/WHO/UNEP, https://www.ircwash.org/sites/default/files/WHO-1996-Water.pdf

parameetrite palett on laiem kui metsanduse hajukoormuse puhul – põhjuseks on reostusallikate mitmekesisus.

Hajukoormuse tegeliku mõju ehk selle kui palju ainet valgala kaudu välja kandub, saadakse siis, kui arvutatakse koormus, millest saab arvutada aine ärakande kindla ajavahemiku jooksul – st siduda reostuse konkreetse valgala ja ajavahemikuga. Veealaste regulatsioonide sihtväärtused ja vähendamiskohustused sõnastatakse tavaliselt just koormustena. Ka HELCOM-i PLC-raamistik lähtub sellest loogikast, standardiseerides lämmastiku ja fosfori koormuste hindamist ja raporteerimist.[538]

Põllumajanduse hajukoormuse ökoloogilist mõju iseloomustavad mõjuindikaatorid on samad kui metsanduse hajukoormuselgi – siis kuuluvad näiteks fütoplanktoni ja klorofüll-a näitajad, põhjaelustiku indeksid, kalastiku koosseis, veetaimestik ning mõnel juhul ka setete omadused. Veepoliitika raamdirektiivi seire- ja klassifitseerimissüsteem on selle lähenemise institutsionaliseerinud, sidudes bioloogilised, keemilised ja hüdromorfoloogilised näitajad üheks seisundihinnanguks.[539]

Põllumajanduse hajukoormuse usaldusväärseks hindamiseks on vaja eristada inimtegevuse mõju looduslikust varieeruvusest - oluline tööriist on võrdlev seiredisain. Rahvusvahelises metoodikas kasutatakse selleks kontroll- ja mõjualade võrdlust ning „enne-pärast“ lähenemist ehk BACI-disaini (*Before–After–Control–Impact*) - kui hinnataks ainult üht saastunud kohta, jääks ebaselgeks, kas täheldatud muutus tuleneb põllumajandusest, ilmastikust, geoloogiast või mõnest muust tegurist. Seetõttu peetakse parimaks praktikaks pikaajalist võrdlevat seiret (vajalik on seirevõrgustiku olemasolu), kus loodusliku taustamuutlikkuse mõju saab statistiliselt eristada antropogeensest lisakoormusest.[540]

Põllumajanduse hajukoormuse mõõtmise „tööriistakasti” keskne osa on hüdroloogiline seire. Ilma vooluhulga mõõtmiseta ei ole võimalik koormusi usaldusväärselt arvutada. Seetõttu kuuluvad heasse seiresüsteemi veetaseme ja vooluhulga pidevmõõtmised, eriti väikestes ja keskmise suurusega valgalades, kus põllumajanduslik mõju avaldub kõige selgemini. Hüdromeetria tuleb siduda sademete,

[538] Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., Simpson, J. T. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients. U.S. Environmental Protection Agency; HELCOM. 2018. HELCOM Pollution Load Compilation (PLC-6): Sixth Baltic Sea Pollution Load Compilation. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153, https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP153.pdf

[539] European Parliament and Council. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.

[540] OECD. 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions; Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Springer, https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4020-5583-6

lumesulamise ja pinnase niiskuse andmetega, sest need määravad ära, millal hakkavad toitained ja setted põldudelt, rohumaadelt või kuivendussüsteemidest liikuma.[541]

Seirestrateegias on eriti oluline arvestada episoodilisust - suur osa põllumajanduslikust lämmastiku-, fosfori- ja settekoormusest kandub ära suurvee, tugevate vihmade ja lumesulamise ajal, mitte ühtlaselt kogu aasta vältel. Just seetõttu võib harv kuupõhine seire anda aastakoormusest moonutatud pildi. Rahvusvahelises kirjanduses peetakse järjest olulisemaks kõrgsageduslikku seiret ja sündmuspõhist proovivõttu, kus vooluhulka, hägusust ja võimaluse korral ka nitraati või teisi kiiresti mõõdetavaid toitainete näitajaid registreeritakse tihedalt ning sündmuste ajal tehakse lisaproove laborianalüüsiks.[542]

Allikate ja protsesside eristamiseks kasutatakse lisaks tavaseirele allikadiagnostikat - kui eesmärk on tõendada, millisest allikast saaste pärineb, on vaja allikate eristamise meetodeid - näiteks nitraadi stabiilsete isotoopide analüüsi, boori ja muude markerite kasutamist, setete geokeemilist iseloomustamist ning *tracer*'ite põhiseid lähenemisi. Need meetodid aitavad eristada näiteks mineraalväetisest, sõnnikust, pinnase orgaanilise aine mineraliseerumisest või muudest allikatest pärinevat lämmastikku. Samuti saab paremini aru, kas fosfor liigub valdavalt lahustunud kujul või osakestega seotult ning milline on kuivenduse, pinnase erosiooni või pinnapealse äravoolu roll. Sellised analüüsid on eriti väärtuslikud siis, kui tavapärane kontsentratsiooni- ja koormusseire näitab probleemi olemasolu, kuid juhtimismeetmete valimiseks on vaja teada selle täpset päritolu.[543]

Põllumajanduse hajukoormuse hindamisel on vajalik ka ruumianalüüs. GIS-põhine lähenemine seob omavahel põllukultuurid, mullastiku, reljeefi, nõlvakalde, kuivenduse, vooluveestiku ja veekogude läheduse. Selline analüüs aitab tuvastada nn kriitilised lähtealad, kus koormuse tekkimise risk on suurim. See on praktiliselt väga oluline, sest kogu valgala ei ole vaja käsitleda ühetaoliselt: sageli annab suurima efekti see, kui mõõtmised ja hilisemad meetmed suunatakse just neile aladele, kus ärakanne on kõige tõenäolisem.[544]

Riiklikul ja suure valgalatasandi hindamisel kasutatakse mudeleid, seireandmeid ja ekspordikoefitsiente (ekspordikoefitsient on aine ühikkoormus, mis on väljendatud maakasutuse pindala kohta ja kirjeldab aine ärakannet veekogusse). Ekspordikoefitsiendid võimaldavad hinnata eri

[541] Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007; OECD. 2021. Measuring Progress in Agricultural Water Management, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2021/06/measuring-progress-in-agricultural-water-management_b6543a2a/52b4db7e-en.pdf

[542] OECD. 2021; European Environment Agency. 2018. European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu

[543] OECD. 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions.

[544] Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007; OECD. 2017.

maakasutusviiside või tegevuste tüüpilist ühikkoormust, samas kui valgalamudelid seovad omavahel ilmastiku, pinnase, topograafia, kuivenduse ja maakasutuse ning võimaldavad hinnata nii olemasolevaid koormusi kui ka meetmete võimalikku mõju. OECD ja VRD juhised toetavad sellist integreeritud lähenemist, sest ainult otsese seirega ei ole võimalik katta kõiki põlde, kuivendusvõrke ja hüdroloogilisi olukordi – laiema pildi jaoks on vaja modelleerimist.[545]

Hajukoormuse hindamise ideaalne lõppraamistik seob mõõtmise keskkonnaeesmärkide ja meetmete tulemuslikkusega. Veepoliitika raamdirektiivi loogika järgi tuleb tuvastada survetegurid, hinnata seisundit, määrata vajalikud meetmed ning seejärel kontrollida, kas need meetmed vähendavad koormust ja parandavad ökoloogilist seisundit. Nitraadidirektiiv lisab sellele spetsiifilise fookuse põllumajanduslikule lämmastikureostusele. Rahvusvahelise üldteadmise järgi on parim lahendus seega mitmetasandiline: pikaajaline valgalaseire, kõrgsageduslik sündmuste püüdmine, koormusarvutus, bioloogilised mõjuindikaatorid, allikadiagnostika ning mudelipõhine stsenaariumihindamine. Alles nende kooskasutus annab usaldusväärse pildi nii koormuste tekkest kui ka kahjude kujunemise protsessidest.[546]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis põhineb põllumajanduse hajukoormuse mõõtmine ja hindamine valgalapõhisel, ruumianalüütilisel ja koormusallikate lõikes diferentseeritud lähenemisel. Põllumajanduse hajukoormuse (kood 2.2) sees eristatakse nelja põhiallikat: haritav maa (2.2.a), mineraalväetis (2.2.b), põllumajandusloomadest pärinev orgaaniline väetis (2.2.c) ja põllumajandusmaa kuivendamine (2.2.d) - lahus hoitakse peamised tekkeprotsessid, mille kaudu lämmastik, fosfor ja muud saasteained võivad veekogudesse kanduda.[547]

Kaasaegse Eesti lähenemise keskmes on GIS-põhine ruumianalüüs, mille abil seotakse põllumajanduslikud koormusallikad konkreetsete pinnaveekogumite osa- ja tervikvalgaladega. Ruumiandmete töötlemiseks kasutatakse ArcGIS Pro tarkvara ning sisendina PRIA põllumassiivide andmeid, põllumajandusloomade andmeid, maaparandusvõrgu kaarte, vooluveekogude kaarti,

[545] Reckhow, Beaulac & Simpson, 1980; OECD, 2017; European Parliament and Council, 2000.
[546] European Parliament and Council, 2000; European Commission, 1991; European Commission. 1991. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. OECD, 2021
[547] Keskkonnaportaal 2024. Perioodi 2028–2033 veemajanduskavade ajakohastamine: metsanduse, kaevandamise metoodika; Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring.

mahepõllumajandusmaa kaardikihte ja veekogumite valgalapiire, sidudes seeläbi põllumajandusliku tegevuse ruumilise paiknemise, maakasutuse ja äravoolusuunad üheks hindamisraamistikuks.[548]

Toitainete hajukoormuse hindamisel kasutatakse Eestis eelkõige ühikkoormustel põhinevat koormusarvutust. Haritavalt maalt tuleneva koormuse jaoks võetakse aluseks PRIA põllumassiivide põllu- ja püsikultuuride alad ning neile rakendatakse maakasutusepõhiseid üldlämmastiku ja üldfosfori ühikkoormusi. Mineraalväetisest ja põllumajandusloomadest tulenevat koormust hinnatakse valgala potentsiaalse koormusena, mitte otse veekeskkonda jõudnud ainekogusena. Mineraalväetiste koormuse hindamiseks kasutatakse Statistikaameti andmeid mineraalväetisena kasutatud lämmastiku ja fosfori kohta ning ruumianalüüsis eristatakse väetatav maa mahepõllumajandusmaast. Põllumajandusloomadest lähtuva koormuse hindamisel teisendatakse loomad loomühikuteks ning seejärel orgaanilise väetise lämmastiku- ja fosforikogusteks Maaeluministri määruse nr 73 koefitsientide alusel. Põllumajandusmaa kuivendamisest tuleneva koormuse hindamisel kasutatakse PRIA põllumassiivide, maaparandusvõrgu ja kraavide andmeid ning kuivendamise mõju väljendatakse kuivendamiskordajatega, mis suurendavad lämmastiku ja fosfori ärakande hinnangut. Nii püütakse põllumajanduse hajukoormuse sees eraldi tabada väetamisest, loomakasvatusest ja veerežiimi muutusest tulenevaid protsesse, kuigi pinnaveekogumi lõpphinnangus käsitletakse neid integreeritult.[549]

Põllumajanduse hajukoormuse mõõtmine toetub Eestis ka laiemale hüdroloogilise ja veekvaliteedi seire süsteemile, hindamaks ainevoogusid, mis sõltuvad äravoolust, sademetest ja vooluhulgast. Seetõttu kuulub põllumajanduse hajukoormuse tänapäevasesse hindamisse lisaks maakasutuse ja koormusallikate kaardistamisele ka hüdroloogilise dünaamika arvestamine.[550]

Selleks, et hinnata, kas põllumajandusega seotud hajukoormus on konkreetse veekogumi seisundi seisukohalt oluline, kasutatakse modelleerimist ja seisundipõhist kontrolli - veemajanduskavade meetmeprogrammi järgi kasutatakse koormusallikate vahelise toitainekoormuse jaotuse hindamiseks vooluveekogumite mudelit EstModel. See võimaldab võrrelda põllumajanduse osakaalu teiste koormusallikatega ning siduda koormushinnangu veekogumi füüsikalis-keemilise ja ökoloogilise seisundiga. Kui veekogumi mittehea seisundi põhjus ei ole selge, nähakse ette täiendavad uuringud,

[548] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2025.
[549] Samas.
[550] Keskkonnaagentuur 2024. Hüdroloogi igapäev.

mis tähendab, et koormuse hindamine ei piirdu vaid kaardipõhise arvutusega, vaid seda kontrollitakse ka reaalse seisundiandmestiku vastu.[551]

Põllumajanduse hajukoormuse kahjude tekkeprotsesside hindamisel ei piirdu Eesti lähenemine ainult toitainetega. Meetmeprogrammis ja pinnavee koormuste analüüsis käsitletakse põllumajandusega seoses ka taimekaitsevahendite mõju. Samas rõhutatakse, et Eestis puudub praegu põllupõhine ülevaade taimekaitsevahendite tegeliku kasutuse kohta, mistõttu hinnatakse nende mõju riskipõhiselt, kasutades statistikat, registriandmeid ja olemasolevaid seireandmeid. Sarnane andmelünk puudutab ka vedelsõnniku laotamist, väetiste tegelikku kasutust ja põlluraamatute ruumilist kättesaadavust, mistõttu ei ole koormushinnangud kõikides osades võrdselt detailsed. Selle kitsaskoha leevendamiseks arendatakse e-põlluraamatut, mida on hakatud põllumajandustootjatele testimiseks ja kasutamiseks pakkuma.[552]

Koormuse hindamise analüüside tulemused on kasutatavad, et viia ellu veemajanduskavade meetmeprogrammis loetletud mitmetasandilisi veekaitsemeetmeid põllumajanduse hajukoormuse vähendamiseks. See tähendab, et hindamismetoodika ei ole ainult analüütiline, vaid selle eesmärk on suunata ka meetmeid sinna, kus põllumajanduslik koormus on veekogumi seisundi seisukohalt kõige olulisem.[553]

Eestis rakendatavaid kaasaegseid põllumajanduse hajukoormuse mõõtmis- ja hindamismetoodikaid iseloomustab seega ruumianalüüsi, ühikkoormuste, registri- ja statistikapõhiste hinnangute, hüdroloogilise seire, modelleerimise ja ökoloogilise seisundi hindamise ühendamine, mis võimaldab siduda põllumajandusliku surve nii konkreetsete valgalade kui ka veekogumite seisundiga. Järgmine oluline samm on põllupõhisemate andmete kasutuselevõtt, eriti väetamise, sõnniku laotamise ja taimekaitsevahendite kasutuse osas.[554]

Võrreldes võimaliku meetodite valikuga on Eestis toitainete ja pestitsiidide mõju hindamine pinnaveele osalt riskipõhine (arvutustes tegevustega kaasnevaid riske, aga mitte tegelikke emissioone arvestav) ja meetodid on kaudsed - see tähendab, et pinnaveele avalduva mõju saab hüdroloogilise seire andmete,

[551] Kliimaministeerium 2022. Meetmeprogramm 2022–2027. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond; Regionaal- ja Põllumajandusministeerium 2025. Tulemusvaldkonna „Põllumajandus ja kalandus“ 2024. aasta aruanne.

[552] Keskkonnaagentuur jt., 2025; Regionaal- ja Põllumajandusministeerium 2025. Taimekaitsevahendite kasutus ja mõjud Eestis 2024; Regionaal- ja Põllumajandusministeerium (2024). Taimekaitsevahendite säästva kasutamise tegevuskava 2024–2029.

[553] Kliimaministeerium 2022.

[554] Keskkonnaportaal, 2024; Kliimaministeerium, 2022.

PRIA andmebaaside ja kaardiandmete (registri- ja statistikapõhised hinnangud) põhjal välja arvutada suurematel aladel – valgaalades ja osavalgalades, aga konkreetsete saastajate tegevusega sidumiseks jääb andmete usaldusväärsusest puudu. Siiski, olemasolevate hindamismeetodite hulgast on konkreetsete saastajate mõju hindamiseks oma põhimõttelt hästi kasutatav ruumiandmete ja ühikkoormuste põhine hindamine. Pinnavee koormuste analüüs toob välja ka andmete lünklikkuse – näiteks taimekaitsevahendite, vedelsõnniku laotamise, väetise tegeliku kasutuse ja põlluraamatute ruumilise kättesaadavuse osas. Selle kompenseerimiseks on arendatud e-põlluraamatut, mis on põllumajandusettevõtetele vabatahtlik andmete sisestamise keskkond, mille kasutamist püüab PRIA juurutada – on teinud selle kasutamise keskkonnasõbraliku majandamise toetuse ja lisatoetuste saamise eeltingimuseks. Nüüdseks kasutab seda ligikaudu 13000-st PRIA toetuste saajast umbes 2000. See sisaldab Eesti Maaülikooli arendatud toitainete (N,P,K) bilansikalkulaatorit. Konkreetse saastaja mõju hindamiseks põllumajandusse mineva mineraalväetiste, pestitsiidide, sõnniku jne sisendi hindamine jääb samas siiski poolikuks, kuna nende sisenditega seotud väljundiks olev mõju veekogudele kehtib statistiliselt ehk üldiselt, aga ei pruugi õigesti hinnata konkreetse saastaja mõju - küsimus on muu hulgas ka edastatavate andmete õigsuses. PRIA on alustanud e-põlluraamatu andmekvaliteedi kontrollide väljatöötamisega, mis võib tulevikus olukorda parandada. Saastajate mõju paremat hindamist toetaks veekvaliteedi näitajate – toitainete ja pestitsiidide lokaalne mõõtmine ja sidumine konkreetsete saastajate tegevusega, võttes aluseks veekogude ökoloogilise seisundi hinnangu, millele järgneb konkreetsete osavalgalade ja asukohtade väljasõelumine ning vajadusel sündmusepõhine proovivõtt, mis viib tõestatud seoseni.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Põllumajanduse hajukoormuse rahasse hindamise skeeme saab vaadelda selle järgi, mida täpselt rahasse pannakse: kas sisend, ülejääk, hinnatud emissioon, õigus saastada, vähendus või teenus. Sellest tulenevalt võivad skeemid olla sisendi-, ülejäägi-, emissiooni-, õigus-, krediidi-, makse-, ning oksjonipõhised.

1) Sisendipõhine tasu

Rahasse pannakse see, mida tootja kasutab, mitte see, mis lõpuks vette jõuab. Maks või tasu seotakse näiteks mineraalväetise, lämmastiku, fosfori, pestitsiidi või muu sisendiga. Loogika on lihtne: kuna sisendi kasutamine suurendab hajukoormuse riski, pannakse hinnasignaal sisendile endale. See on

halduslikult lihtne, kuid üsna kaudne, sest sama sisend ei põhjusta igal põllul sama koormust. OECD käsitleb selliseid instrumente keskkonnamaksude ja -tasude põhivormina.[555]

2) Bilansi- või ülejäägipõhine skeem

Rahasse arvestatakse farmi või põllu toitaineülejääk. Arvestatakse sisendid ja väljundid ning kui lämmastiku või fosfori ülejääk ületab lubatud taseme, tekib maksekohustus. See on samm lähemale tegelikule hajukoormuse maksule, kui võrrelda nt sisendimaksuga, sest hinnastatakse juba farmi toitainekäitumise tulemus, mitte üksnes ostetud kaup. OECD käsitleb seda eraldi arvestusliku lähenemisena põllumajanduse maksustamise kontekstis.

3) Modelleeritud emissioonipõhine skeem

Rahasse arvestatakse hinnatud hajukoormus, mitte sisend ega ülejääk. Koormus arvutatakse mudeliga, mis kasutab näiteks mulla, kalde, drenaaži, kultuuri, väetamise, ilmastiku ja majandamisvõtete andmeid. Maks, tasu või muu rahaline kohustus tekib modelleeritud kilogrammide või riskiskoori põhjal. See on teoreetiliselt kõige puhtam emissioonilähedane lahendus olukorras, kus otsene mõõtmine on keeruline.[556]

4) Mõõdetud emissioonipõhine skeem

Koormus hinnastatakse otseselt mõõtmistulemuste alusel. Teoreetiliselt on see range "saastaja maksab" lahendus: näiteks tasu eurodes kilogrammi lämmastiku, fosfori või sette eest, mis on tõendatult veekogusse jõudnud. Praktikas kasutatakse seda põllumajanduse hajukoormuse puhul siiski harva, sest üksikallika panust on raske usaldusväärselt mõõta ja omistada.[557]

5) Koormusõiguste või lubatud koormuse skeem

Selle lähenemise korral pannakse rahasse õigus tekitada teatud kogus koormust. Valgalale või piirkonnale seatakse kogulagi ning see jagatakse üksikutele tootjatele koormusõigusteks või lubatud emissiooniühikuteks. Need võivad olla fikseeritud, piiratud või kaubeldavad. OECD käsitleb kaubeldavaid õigusi ja lubasid majandusinstrumendina, mis võib suurendada kulutõhusust ja innovatsiooni.[558]

---

[555] OECD 2020. Taxation in Agriculture, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2020/02/taxation-in-agriculture_cc3f80fa/073bdf99-en.pdf

[556] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf

[557] Samas.

[558] Samas.

6) Krediidi- ja kauplemisskeemid

Rahasse teisendatakse mitte saastamine ise, vaid saaste vähendamine. Kui põllumajandusettevõte vähendab hajukoormust võrreldes baasolukorraga, tekib krediit, mida saab müüa teisele saastajale või avalikule ostjale. See võib põhineda modelleeritud vähenemisel, standardsete meetmete kasutamisel või harvem ka mõõdetud tulemuse alusel.[559]

7) Tulemuspõhised maksed

Rahasse pannakse saavutatud keskkonnatulemus. Põllumajandusettevõttele makstakse näiteks selle eest, et modelleeritud lämmastikukadu väheneb teatud hulga võrra, põllu toitainebilanss paraneb või valgala koormus väheneb. Saastaja ei maksa tingimata ise; pigem makstakse talle hea tulemuse eest.[560]

8) Ökosüsteemiteenuste maksed ja muud *beneficiary-pays* skeemid

Ökosüsteemiteenuste maksete skeemides arvutatakse rahasse veekaitseteenus kui avalik hüve. See on lähedane eelmisele, tulemuspõhisele tüübile, kuid rõhuasetus on sellel, et makstakse mitte üksnes "vähem saastamise", vaid näiteks puhtama vee, toitainete kinnipidamise, märgala teenuse või valgala kaitse eest.[561]

9) Oksjoni- või hankepõhised skeemid

Oksjoni- või hankepõhiste skeemide puhul korraldab avalik võim, veekogu haldaja või muu rahastaja konkursi, mille kaudu ostetakse keskkonnakoormuse vähendamist. Näiteks võivad põllumajandusettevõtjad esitada pakkumuse, milles nad märgivad, milliseid meetmeid nad rakendavad, kui palju need hinnanguliselt vähendavad toitainete või sette ärakannet ning millise hüvitise eest nad on valmis seda tegema. Rahastaja valib pakkumused, mis annavad kõige suurema keskkonnakasu väikseima kuluga. Seega ei maksta lihtsalt tegevuse eest, vaid ostetakse hinnangulist koormuse vähendamist.

Lisaks ülal kirjeldatud lähenemistele on antud koormusklassi puhul olulised ka erinevad kompensatsiooniskeemid.

[559] Samas.

[560] DeBoe, G. 2020 "Economic and environmental sustainability performance of environmental policies in agriculture. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, No. 140, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2020/02/economic-and-environmental-sustainability-performance-of-environmental-policies-in-agriculture_08e0cbf6/3d459f91-en.pdf

[561] Payments for ecosystem services and food security. 2011 Food and Agriculture Organization of the United Nations, https://www.fao.org/4/i2100e/i2100e.pdf

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis põllumajanduse hajukoormust otseselt rahalisteks nõueteks ei teisendata. Rakendatakse kaudset juhtimist peamiselt lubade ja toetuste kaudu. Nõuete rikkumisel vähendatakse ühise põllumajanduspoliitika (ÜPP) toetusi, mis tähendab, et vastutus on olemas, kuid see on enamasti kaudne ja seotud toetuste kaotuse riskiga, mitte otsese hajukoormuse tasuga.[562] Lisaks on Eesti kasutanud veekaitsega seotud põllumajandustoetusi, nagu keskkonnasõbraliku majandamise toetus ja varasem piirkondlik veekaitse toetus, et vähendada toitainete leostumist.[563] Samuti on keskkonnakahju korral ette nähtud kahju heastamine (kulude kandmine), kui on võimalik määratleda põhjuslik seos kahju ja kahju tekitaja vahel.[564]

Põllumajanduse hajukoormuse rahalise hinnastamise skeemidest on teistes riikides sagedamini kasutusel: 1) sisendipõhised maksud/tasud (eriti pestitsiidid); 2) modelleeritud koormuse või koormusõiguste põhised valgalaskeemid; 3) bilansi- või ülejäägipõhised skeemid, 4) krediidi- ja kauplemisskeemid, kus põllumajandus teenib raha koormuse vähendamisest, 5) muud kompensatsiooniskeemid.

Soomes otsest põllumajanduse hajukoormuse maksustamist ei ole ning rakendatakse eeskätt reegleid, veemajanduse ja põllumajanduse keskkonnatoetusi. Näiteks põllumehele makstakse toetust selle eest, et ta rakendaks keskkonda ja veekaitset parandavaid meetmeid. See on kulupõhine toetus- ja kohustusskeem, mitte “saastaja maksab” tüüpi hajukoormuse tasu.

Soomes on olemas ka keskkonnakahjude fond, millest hüvitatakse vältimis-, taastamis- ja kahjukulusid juhtudel, kus kahju tekitajalt ei saa hüvitist kätte.[565] Fondi maksekohustus ei laiene kõigile põllumajandusettevõtetele, vaid üksnes seaduses nimetatud keskkonnariskiga tegevustele. Põllumajanduses puudutab see eelkõige suuri keskkonnaloa- või teatamiskohustusega loomapidamisüksuseid, millele kohaldub madalaim iga-aastane fondimakse, 200 eurot aastas.

Taanis rakendatakse eeskätt regulatsiooni, sihistatud lämmastikureegleid ja loatingimusi. Taanis kehtib ka pestitsiidimaks. Maksu maksab formaalselt tootja või importija deklareerides selle maksuametile; põllumees maksab selle enamasti kaudselt toote hinnas. See ei ole otsene tasu tema tegeliku

[562] Tingimuslikkus ja sotsiaalse tingimuslikkus 2025, https://www.pria.ee/sites/default/files/2025-05/tingimuslikkus-ja-sotsiaalne-tingimuslikkus-2025-trukis_0.pdf
[563] Tingimuslikkus, https://www.agri.ee/tingimuslikkus
[564] Keskkonnavastutuse seadus, https://www.riigiteataja.ee/akt/110112016008
[565] Environmental Damage Fund, https://ym.fi/en/environmental-damage-fund

hajukoormuse eest põllult.[566] Rootsis on samuti kasutusel petsitsiidimaks. Näiteks 2016. aastast (*bekämpningsmedelsskatt*) on määr 34 Rootsi krooni iga toimeaine täiskilogrammi kohta. Maksu tasuvad maaletoojad/tootjad ning kaudselt põllumehed tootes hinna kaudu. Rootsis on olnud ka mineraalväetise maks, mis kehtis 25 aastat ja tühistati 2009. aastal.[567]

Poolas kantakse vastutust tavaliselt kolme kanali kaudu: käitumisreeglid ja piirangud — väetamisnormid, nitraadireeglid, puhveralad, talvine taimkate, sõnnikukäitlus jms; toetuste tingimuslikkus — põllumajandustoetuse saamiseks tuleb täita veekaitsenõudeid; ning sanktsioonid rikkumise eest — kui nõudeid ei täideta, võib kaotada toetusi või saada muid haldusõiguslikke tagajärgi.[568]

Hollandis toimib vastutus nitraadi- ja sõnnikureeglite, fosfaadiõiguste, tegevuspiirangute ja muude regulatiivsete meetmete kaudu.

Hollandis oli aastatel 1998-2005 kasutuses MINAS süsteem ehk farmitasandi N- ja P-ülejääkide arvestus- ja maksustamissüsteem, kus lubatud ülejäägi ületamine tõi kaasa rahalise makse – kg/kohta. Süsteem lähtus sisuliselt "farm kui must kast" loogikast: arvestati sisse tulevad toitained, nagu väetised ja sööt, ning väljaminevad toitained, nagu loomad, põllusaadused ja äraantav sõnnik. Nende vahe andis farmi N- ja P-ülejäägi, mida kasutati regulatsiooni alusena. See oli seega ülejäägipõhine lähenemine, mitte otsene mõõtmine, kui palju konkreetset lämmastikku või fosforit jõudis põllult veekogusse. Selle skeemi kasutamise üheks motiiviks oli vajadus hinnata põllumajanduse hajukoormust täpsemalt kui pelgalt sõnniku laotusnormidega.[569] Ettevõtja sai ise valida, kuidas leket vähendada. Probleem oli, et MINAS kontrollis tagajärge farmi bilansi kaudu, aga EL tahtis lisaks kontrollida ka tegevust ennast, st kui palju toitaineid üldse hektarile laotada tohib. Just seetõttu ei peetud MINAS skeemi piisavaks nitraadidirektiivi rakenduseks. MINAS maksustas farmi toitainete ülejääki; uus süsteem, mis MINAS-e asendas piirab otseselt toitainete ja sõnniku laotamist hektari kohta.

Belgias käib vastutus reeglite, nitraadimeetmete, tegevuspiirangute ja muude regulatiivsete mehhanismide kaudu. Ka Kanadas ja USA-s ei ole põllumajanduse hajukoormus otseselt maksustatud.

---

[566] Lov om ændring af lov om afgift af bekæmpelsesmidler, https://www.ft.dk/ripdf/samling/20111/lovforslag/l171/20111_l171_som_fremsat.pdf

[567] Lag (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel, https://lawline.se/laws/1984:410

[568] Green taxation and other economic instruments. Internalising environmental costs to make the polluter pay. 2021, https://environment.ec.europa.eu/system/files/2021-11/Green%20taxation%20and%20other%20economic%20instruments%20%E2%80%93%20Internalising%20environmental%20costs%20to%20make%20the%20polluter%20pay_Study_10.11.2021.pdf

[569] Schröder, J.J., Neeteson J.J. 2008. Nutrient management regulations in The Netherlands. *Geoderma* 144, 418-425

USA-s on aga kasutuses veekvaliteedi kauplemine, kus põllumajandussektor saab müüa krediite. Põllumajandusettevõtted saavad luua ja müüa toitaine-, sette- või temperatuurikrediite. Chesapeake Bay piirkonnas ja mõnes osariigis põhineb see tavaliselt standardiseeritud vähendusarvutustel ja parimate praktikate krediidistamisel, mitte otsesel põlluserva mõõtmisel. See on rahaline hinnastamine selles mõttes, et koormuse vähendamine saab rahalise väärtuse.[570]

Kanadas Ontario South Nation River valgalas toimib näiteks fosforikauplemise skeem, kus uued või suurenevad punktallikad saavad osta fosforikrediite maaomanikelt, peamiselt põllumeestelt, kes rakendavad hajukoormust vähendavaid meetmeid. Krediidid arvutatakse kg fosfori vähenemise alusel ning põllumajanduslikud meetmed saavad seeläbi rahalise väärtuse. See ei ole otsene "saastetasu põllumehele", vaid hajukoormuse vähendamise rahasse hindamine krediitide kaudu.[571]

Prantsusmaal on kaudne põllumajanduse "hajureostuse tasu" ehk *redevance pour pollutions diffuses* — veetasu, mis on seotud peamiselt taimekaitsevahendite ja teatud töödeldud seemnete turustamisega. Seda maksavad eeskätt fütofarmatseutiliste toodete turustajad ja müüjad.[572] See on sisuliselt sarnane instrument nagu pestitsiidimaks Taanis, kuid arveldamise alused on erinevad.

Uus-Meremaa Taupo järve piirkonnas oli kehtestatud valgalale lämmastikukoormuse lagi, ning maaomanikele ja farmidele oli antud individuaalsed lämmastikuheite mahud. Taupo skeemis ei "teatud" iga farmi tegelikku aastast leket täpselt, vaid igale farmile arvutati eeldatav pikaajaline lämmastikukadu standardse mudeliga OVERSEER,[573] kasutades farmi kohta kogutud andmeid. Kui farm tahtis majandamist muuta nii, et lämmastikukadu suureneks, tuli see uuesti mudelist läbi lasta; lubatud koormuse piires püsimine oli õiguslik kohustus ja lubatud koormusühikuid sai ka omavahel kaubelda.[574]

---

[570] Water Quality Trading, https://www.epa.gov/npdes/water-quality-trading

[571] Point To Non-point Phosphorus Trading In The South Nation River Watershed, https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-ecology-and-the-environment/108/18936

[572] OECD 2020. Taxation in Agriculture, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2020/02/taxation-in-agriculture_cc3f80fa/073bdf99-en.pdf

[573] OVERSEER mudelisse sisestati farmi majandamisandmed ja asukohapõhised andmed. OVERSEER kasutab muu hulgas infot mulla ja kliima kohta ning farmi juhtimisandmeid, nagu loomaliigid ja koormus, väetise kasutus, effluent/sõnnik, põllukultuurid ja muud tootmisvõtted.

[574] The lake Taupo nitrogen market in New Zealand: Lessons in environmental policy reform 2015, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2015/09/the-lake-taupo-nitrogen-market-in-new-zealand_g17a26fd/5jrtg1l3p9mr-en.pdf

6.2.3 Jõgede paisutamine ja tammid

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Eestis on jõgesid paisutatud ja tamme rajatud ajalooliselt eelkõige vesiveskite käitamiseks, samuti hüdroenergia tootmiseks, üleujutuste kaitseks, joogivee kogumise tarbeks, veetaseme reguleerimiseks ja põllumaa niisutamiseks, kalakasvatustele ning tööstuse jaoks. Tänapäeval vesiveskite tammid oma kunagise eesmärgi minetanud. Paisud ja tammid muudavad oluliselt jõgede looduslikku hüdroloogilist ja ökoloogilist toimimist ning põhjustavad pinnaveekogumitele keskkonnakoormust. Paisutamise mõju avaldub peamiselt veevoolu muutumises, setete liikumise takistamises ning vee-elustiku elupaikade kadumises. Seetõttu käsitletakse paisusid ja tamme sageli olulise inimtekkelise tegurina, mis mõjutab veekogude ökoloogilist seisundit.[575]

Paisud ja tammid põhjustavad jõgedes hüdromorfoloogilisi muutusi, mis tähendab veekogude loodusliku voolurežiimi, sängi kuju ja veetaseme muutumist. Paisutatud lõikudes aeglustub veevool ja jõgi omandab pigem järveliku iseloomu. Sellised muutused mõjutavad vee temperatuuri, hapnikusisaldust ja elupaiku ning võivad põhjustada muutusi vee-elustiku koosseisus. Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi kohaselt on hüdromorfoloogilised muutused üks olulisi tegureid, mis võivad takistada pinnaveekogude hea ökoloogilise seisundi saavutamist.[576]

Üheks oluliseks paisutamisega seotud keskkonnakoormuse liigiks on kalade ja teiste veeorganismide liikumise takistamine. Paisud võivad katkestada jõgede loodusliku ühendatuse ning takistada kalade rännet kudemis- ja toitumisalade vahel. Eestis on see probleem eriti oluline siirdekalade, näiteks lõhe ja meriforelli puhul, kelle elutsükkel sõltub vaba liikumise võimalusest jõe ja mere vahel. Paisud võivad vähendada sobivate kudemispaikade kättesaadavust ning mõjutada kalapopulatsioonide arvukust.[577]

Paisud mõjutavad oluliselt ka setete transporti jõgedes. Looduslikes jõgedes liiguvad setted koos veevooluga allavoolu, kuid paisu taha kogunevad need sageli paisjärve põhja. Setete kogunemine võib muuta jõe sängi morfoloogiat ning vähendada allavoolu jõudvate setete hulka, mis omakorda mõjutab elupaiku ja jõe looduslikku arengut. Paisjärvedes kogunevad setted võivad sisaldada ka toitained ja orgaanilist ainet, mis võib soodustada eutrofeerumist.

---

[575] Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

[576] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ (veepoliitika raamdirektiiv).

[577] Keskkonnaamet 2015; Keskkonnaministeerium 2017. Veeseaduse seletuskiri.

Paisutamine võib põhjustada ka toitainete ja orgaanilise aine kogunemist paisjärvedes. Kuna veevool aeglustub, pikeneb vee viibeaeg ning suureneb võimalus vetikate ja veetaimestiku arenguks. See võib viia paisjärvede eutrofeerumiseni, eriti juhul kui jõkke jõuab toitaineterikas äravool põllumajandusmaadelt või asulatest. Paisjärved võivad seetõttu toimida kohtadena, kus toitained ja orgaaniline aine akumuleeruvad ning mõjutavad vee kvaliteeti.[578]

Paisud ja tammid mõjutavad ka veetemperatuuri ja hapnikurežiimi. Paisjärvedes võib vee kihistumine põhjustada hapnikuvaegust põhjalähedastes veekihtides, eriti suveperioodil. Hapnikupuudus võib mõjutada põhjaelustikku ja kalu ning põhjustada teatud keemiliste ühendite, näiteks fosfori, vabanemist setetest. Sellised protsessid võivad halvendada veekogude ökoloogilist seisundit.[579]

Lisaks füüsikalistele ja keemilistele muutustele võivad paisud põhjustada ka elupaikade muutumist ja killustumist. Kiirevoolulised jõelõigud, mis on paljude liikide jaoks olulised elupaigad, võivad paisutamise tulemusena muutuda aeglase vooluga veekogudeks. See mõjutab nii põhjaelustikku, kalastikku kui ka veetaimestikku. Samuti võib paisjärvede teke põhjustada kallaste erosiooni või muuta jõeäärseid elupaiku.[580]

Eestis on viimastel aastatel pööratud üha rohkem tähelepanu paisude mõju vähendamisele ja jõgede loodusliku seisundi taastamisele. Mitmete projektide raames on rajatud kalapääse või eemaldatud kasutuseta paisusid, et parandada kalade rändevõimalusi ja taastada jõgede looduslik voolurežiim. Sellised meetmed aitavad vähendada paisutamisega seotud keskkonnakoormusi ning parandada pinnaveekogude ökoloogilist seisundit.

Kokkuvõttes väljendub jõgede paisutamise ja tammide mõju Eesti pinnaveekogumitele peamiselt hüdromorfoloogiliste muutuste, kalade rändeteede katkemise, setete transporti mõjutavate muutuste ning toitainete ja orgaanilise aine kogunemise kaudu. Olulisemad keskkonnakoormuse liigid on voolurežiimi muutumine, elupaikade killustumine, setete akumulatsioon ning paisjärvede eutrofeerumine. Nende mõjude vähendamiseks kasutatakse meetmeid, nagu kalapääsude rajamine, paisude eemaldamine ning veekogude loodusliku hüdroloogia taastamine.

[578] European Environment Agency 2018. European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu
[579] Keskkonnaamet 2015.
[580] European Environment Agency 2018.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Jõgede paisutamise ja tammide mõju hindamisel on keskne põhimõte see, et mõõta ei tule ainult üht üksikut survetegurit, vaid kogu omavahel seotud protsesside ahelat: voolurežiimi muutust, jõe pikipidevuse katkemist, setete liikumise häirumist, vee kvaliteedi muutusi ning elustiku reageeringut. Rahvusvahelises heas praktikas käsitletakse paisu mõju valgalapõhiselt ja jõe lõikude kaupa, võrreldes paisust üles- ja allavoolu jäävaid alasid ning võimaluse korral ka referentslõike, kus paisutuse mõju puudub. Selline lähenemine on kooskõlas veepoliitika raamdirektiivi hüdromorfoloogilise surve loogikaga, mille järgi tuleb hinnata nii survetegureid, seisundit kui ka meetmete tulemuslikkust.[581]

Paisutuse mõju hindamise esimese tasandi moodustavad hüdroloogilised näitajad. Nende hulka kuuluvad vooluhulk, voolu sesoonne jaotus, veetaseme kõikumine, paisutuse tõttu muutunud äravoolurežiim, madal- ja kõrgvee kestus ning kui palju see mõjutab vooluveekogu ökoloogiliste tingimuste säilimiseks vajalikku vooluhulka ja -režiimi. Ideaalis kasutatakse pidevmõõtmist, sest paisu mõju ei avaldu ainult keskmises vooluhulgas, vaid ka voolu ajastuses, impulssides ja piikvoolude tüüpi lühiajalistes kõikumistes. Hea hindamine ühendab hüdromeetria ja ökoloogiliste tingimuste säilimiseks vajaliku vooluhulga ja -režiimi analüüsi, et hinnata, kas allavoolu jäävas lõigus säilib elustiku jaoks vajalik voolurežiim.[582]

Teise suure mõõtmisrühma moodustavad hüdromorfoloogilised näitajad, sest paisude mõju avaldub otseselt jõe füüsilises struktuuris. Siin hinnatakse jõe pikipidevust, paisjärve ulatust, jõesängi ja kaldavööndi muutust, voolukiiruste ja sügavusjaotuse ümberkujundatust ning üleujutusalade sidusust jõega. Selleks kasutatakse välivaatlusi, standardiseeritud hüdromorfoloogilisi hindamismeetodeid, aerolaserskaneerimist, kõrgusmudeleid ja ortofotosid. Rahvusvahelises praktikas on oluline siduda selline morfoloogiline kaardistus ökoloogilise seisundi hindamisega, sest just jõekoridori füüsilise struktuuri muutus on üks peamisi tammidest tuleneva kahju mehhanisme.[583]

Kolmandaks tuleb mõõta setete liikumist ja setterežiimi muutust, sest paisjärved püüavad sette kinni ja vähendavad allavoolu kanduvaid setteid. See tähendab, et hindamisel tuleb vaadelda vähemalt heljumi kontsentratsiooni, settekoormust, põhjasetete koostist, paisjärve settimist ning allavoolu

[581] European Parliament and Council 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy; European Commission Joint Research Centre 2021. Hydromorphological assessment and monitoring under the Water Framework Directive, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf

[582] Sustainable Rivers Project 2011. Monitoring framework for environmental flows, https://www.hec.usace.army.mil/sustainablerivers/publications/docs/Sustainable%20Rivers%20-%20Monitoring%20framework%20for%20environmental%20flows.pdf ; European Parliament and Council 2000.

[583] European Commission Joint Research Centre 2021; European Environment Agency 2021. Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tracking-barriers-and-their-impacts-on-european-river-ecosystems.

erosiooni- või sängi süvenemisprotsesse. Selleks on vajalik kombineerida vooluhulga ja heljumi pidevseire, batümeetriline mõõdistamine (veekogude sügavuse ja põhja reljeefi kaardistamine), settetaseme muutuse jälgimine ning vajaduse korral settemudelite kasutamine. Rahvusvahelised juhised rõhutavad, et paisu mõju hindamisel tuleb vaadelda korraga nii paisjärves toimuvat settimist kui morfoloogilisi tagajärgi allavoolu oleval jõelõigul.[584]

Neljanda rühma moodustavad vee füüsikalised ja kvaliteedi näitajad, sest paisud muudavad vee viibeaega, temperatuuri, hapnikurežiimi ja toitainete dünaamikat. Seetõttu mõõdetakse tavaliselt temperatuuri, lahustunud hapnikku, elektrijuhtivust, pH-d, läbipaistvust või hägusust, klorofüll-a, üldlämmastikku, üldfosforit ning vajaduse korral muid aineid, mis võivad paisjärves akumuleeruda või vabaneda. Oluline on teha mõõtmisi nii paisjärve erinevates veekihtides kui ka piki jõe telge üles- ja allavoolus, sest paisu mõju võib avalduda temperatuuri kihistumise, põhjalähedase hapnikupuuduse või toitainete ümberjaotumise kaudu.[585]

Paisutuse tegeliku ökoloogilise mõju hindamisel on keskne koht bioloogilistel mõjuindikaatoritel. Nende hulka kuuluvad kalastiku koosseis ja rändevõimekus, põhjaelustik, veetaimestik ning mõnel juhul ka fütoplankton ja kaldavööndi elupaigad. Eriti oluline on kalade rändetakistuse mõõtmine, milleks kasutatakse märgistamist, RFID-seiret (raadiosagedustuvastuse tehnoloogia e. PIT-märgistamismeetod), videoseiret, loendureid, püüniseid ja telemeetriat. Heas praktikas ei hinnata ainult seda, kas mõni kala paisust möödub, vaid ka läbipääsu tõhusust, ajakulu, liigispetsiifilisi erinevusi ja allavoolu läbipääsu ohutust. Rahvusvahelised juhendid rõhutavad, et kalapääsude ja muude leevendusmeetmete tulemuslikkust tuleb alati eraldi seirata.[586]

Paisutuse mõju usaldusväärseks eristamiseks looduslikust varieeruvusest kasutatakse enne–pärast ja ülesvoolu–allavoolu või kontroll–mõju võrdlusi. Ideaalis on olemas paisu eelsed andmed, ülesvoolu ja allavoolu seirepunktid ning referentslõik samast jõesüsteemist või sarnase tüpoloogiaga jõest. Kui hinnatakse kalapääsu rajamise, paisu ümberkujundamise või eemaldamise mõju, kasutatakse sageli BACI-laadset loogikat, kus võrreldakse olukorda enne ja pärast sekkumist ning eristatakse muutus

[584] European Commission 2022. Integrated sediment management – Guidelines and good practices in the context of the Water Framework Directive, https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-09/CISdocumentsedimentfinalTO_BE_PUBLISHED_1430554724.pdf; U.S. Bureau of Reclamation 2017. Dam Removal Analysis Guidelines for Sediment, https://www.usbr.gov/tsc/techreferences/mands/mands-pdfs/DamRemovalAnalysisGuidelinesForSediment12-2017_508.pdf

[585] European Environment Agency 2021; European Commission Joint Research Centre, 2021

[586] Jones, M. jt. 2017. Monitoring the performance of fishways and fish passage works, https://www.ari.vic.gov.au/__data/assets/pdf_file/0013/121621/ARI-Technical-Report-257-Monitoring-the-performance-of-fishways-and-fish-passage-works.pdf; U.S. Geological Survey 2015. Dam Removal, Connectivity, and Aquatic Resources in the St. Regis River Basin, https://pubs.usgs.gov/sir/2015/5116/sir20155116.pdf

looduslikust aastatevahelisest kõikumisest. Eriti paisu eemaldamise või setete vabastamise juhtudel peetakse vajalikuks ka lühiajalist intensiivseiret, et tabada kiireid geomorfoloogilisi ja ökoloogilisi muutusi.[587]

Hindamise tööriistakasti kuulub ka modelleerimine, mis seob mõõtmised tervikpildiks. Hüdroloogilised mudelid aitavad hinnata muutunud voolurežiimi ja keskkonnavoolu stsenaariume, settemudelid kirjeldavad paisjärve täitumist ja allavoolu settedefitsiiti ning elupaiga- või ökohüdraulilised mudelid võimaldavad hinnata, kuidas muutub sobivate elupaikade hulk eri vooluhulkade korral. Modelleerimine ei asenda seiret, kuid võimaldab hinnata olukordi, mida pole võimalik otse mõõta, näiteks erinevate paisu käitamisrežiimide või paisu eemaldamise pikaajalisi mõjusid.[588]

Jõgede paisutamise ja tammide mõju hindamine oma paremal kujul sisaldab kokkuvõttes järgnevat: 1) pidev hüdroloogiline seire, 2) hüdromorfoloogiline kaardistus, 3) setete bilansi ja settekoormuse hindamine, 4) vee kvaliteedi seire, 5) kalade ja muu elustiku mõjuindikaatorite jälgimine, 6) enne–pärast ning ülesvool–allavool võrdlusdisainid ning 7) hüdroloogilised, setete ja elupaiga mudelid. Just selline terviklik lähenemine võimaldab hinnata mitte ainult seda, milline koormus paisu tõttu tekib, vaid ka seda, kuidas see ajas kujuneb ja milliste mehhanismide kaudu see põhjustab kahju jõe ökosüsteemile.[589]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Jõgede paisutamise ja tammide keskkonnakoormus jaotub koormusklassidesse koodidega 4.2.1, 4.2.2, 4.2.3, 4.2.4, 4.2.5 ja 4.2.6, millest hüdroenergia tootmisele vastab kood 4.2.1, paisudele või tammidele üleujutuste kaitseks 4.2.2, vesiveskitele 4.2.1 või 4.2.5, joogivee kogumise tarbeks 4.2.3, veetaseme reguleerimiseks ja põllumaa niisutamiseks 4.2.4, kalakasvatuse ning tööstuse jaoks kood 4.2.6.

Eestis hinnatakse paisutamise ja tammide mõju pinnaveekogumitele tänapäeval eeskätt hüdromorfoloogilise koormuse raamistikus. Praktikas tähendab see, et hinnatakse mitte ainult paisu olemasolu, vaid selle mõju veerežiimile, jõe pikipidevusele, paisutatud ala ulatusele, kalade rändele ja veekogumi ökoloogilise seisundi saavutamise võimalusele. Keskkonnaagentuuri 2025. aasta koormusanalüüsi järgi tugineb metoodika varasemate veemajanduskavade lähenemisele, kuid seda on

[587] U.S. Bureau of Reclamation, 2017; U.S. Geological Survey, 2015.
[588] Sustainable Rivers Project 2011.
[589] European Parliament and Council, 2000; European Environment Agency, 2021; European Commission, 2022; Travade, F. jt. 2002. Monitoring techniques for fishways, https://www.kmae-journal.org/articles/kmae/pdf/2002/04/kmae2002364s166.pdf

täpsustatud andmestike, ruumianalüüsi ja olulisuse kriteeriumide osas; koormuste analüüs tehakse ArcGIS Pro abil ning veekogumeid hinnatakse nii osavalgala kui ka tervikvalgala vaates. Keskkonnaportaalis avaldatud hüdromorfoloogilise hinnangu metoodika rõhutab samuti, et vooluveekogumite hindamine põhineb standardiseeritud kvaliteedinäitajatel ja ruumiandmetel, mitte üksikutel juhtumihinnangutel.[590]

Paisutamise koormuse tuvastamise esimene praktiline samm on Eestis paisude ja nendega seotud tunnuste ruumiline inventuur. Selleks kasutatakse eeskätt EELISe andmekihte, kus on kirjas paisud, paisjärved, kalapääsud ja keskkonnamõju kirjeldused. Koormusanalüüsi järgi kasutatakse paisude olulisuse hindamisel kahte andmerühma: ruumianalüüsi tulemusi ning otsustuspuu rakendamiseks vajalikke tunnuseid, näiteks kas veekogum on kalastikuliselt väheoluline, kas paisul on toimiv kalapääs ja kas pais on kaladele ületamatu või raskesti ületatav. Kui toimivuse või ületatavuse kohta andmed puuduvad, käsitletakse paisu konservatiivselt inventeerimata objektina. Ka Keskkonnaportaal ja EELIS toetavad sama loogikat: paisude, kalapääsude ja hüdromorfoloogilise seisundi andmeid kasutatakse koormuste ning meetmevajaduse kaardistamiseks.[591]

Otsustuspuu-põhisel olulisuse määramisel, mida Keskkonnaagentuur rakendab paisude puhul veekogumi tasandil, loetakse looduslikult veevaesed ja/või mitte-püsivoolulised veekogud kalastikuliselt väheolulisteks (KaVo), mille puhul paisutuse mõju on üldjuhul väheoluline. Kui veekogum ei ole KaVo, hinnatakse edasi kalapääsu olemasolu ja toimivust ning paisu ületatavust kaladele. Toimiva kalapääsuga pais liigitatakse oluliseks koormuseks leevendusmeetmega, ületamatu või raskesti ületatav pais aga oluliseks koormuseks; lisaks saab hinnangut muuta kaitstavate kudealade, elupaigatüübi 3260 või eksperthinnangu alusel. See tähendab, et Eestis ei põhine paisude mõju hindamine üksnes ehitise olemasolul, vaid ökoloogilise läbitavuse ja liigipõhise funktsionaalsuse hindamisel. Keskkonnaportaalis avaldatud seisundihindamise metoodika kinnitab sama suunda, märkides, et kalastikule võib surveteguriks olla ka pais, millele on küll rajatud kalapääs, kuid mis ei tööta.

Teine oluline metodoloogiline suund on paisude ruumilise mõju kvantifitseerimine. Selleks tehakse meetmete planeerimise toetuseks täiendavaid kaardianalüüse: leitakse paisude kaugused veekogumite suudmetest, sama kogumi paisude järjekord ning arvutatakse see, kui suur osa veekogumist on kaladele tegelikult vabalt läbitav. Seejuures jäetakse arvutustest välja paisud, mis ei

[590] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.
[591] Keskkonnaagentuur 2025; Keskkonnaportaal. Pinnavesi, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pinnavesi

ole hinnatud rändetakistuseks või millel on toimiv kalapääs. Lisaks eraldatakse vooluveekogumite kihist paisjärved, et hinnata paisutatud ala pikkust veekogumi kogupikkuse suhtes. Selline lähenemine võimaldab hinnata mitte ainult üksiku paisu olemasolu, vaid ka kumulatiivset tõkestatust ja paisutuse ruumilist ulatust veekogumis. Euroopa Keskkonnaameti ülevaade Euroopa jõgede tõkete kohta lähtub samast põhimõttest: tõkete mõju hinnatakse ühendatuse katkemise, paisutatud lõikude ja rändetakistuse koosmõjus.[592]

Paisutamisega seotud kahjude tekkeprotsesside hindamisel kasutatakse Eestis ka kalastikupõhist ja eksperthinnangulist infot. Koormusanalüüsi toob välja, et paisude ületatavuse andmed on EELISesse koondatud erinevatest seiretöödest, uuringutest ja aruannetest ning hindamisel võetakse aluseks hiliseim kättesaadav hinnang. See tähendab, et paisude mõju ei hinnata ainult GIS-analüüsiga, vaid sisendiks on ka varasemad kalastiku-uuringud, paisu-uuringud ja kaitsekorralduslikud eksperthinnangud.[593]

Kaasaegse Eesti metoodika tugev külg on see, et paisutamise koormuse hindamine on seotud veekogumi seisundiklassidega ja meetmete prioriseerimisega. Analüüsis on märgitud, et paisutamisest mõjutamata veekogumite puhul lähtuti vooluveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piiridest, kasutades lähtealusena väga hea ja hea seisundiklassi piiri. See seob koormuse hindamise otseselt veemajanduskavade eesmärgiga: küsimus ei ole ainult selles, kas pais on olemas, vaid kas see võib takistada hea seisundi saavutamist.[594]

Samas toob pinnavee koormuste analüüs ka välja olulise metoodilise kitsaskoha: osa HÜMO-andmeid (hüdromorfoloogilised andmed) on esitatud ebaühtlaselt ning andmestike kvaliteet vajab täiendamist. Seetõttu on EELISe veevaldkonna andmete täiendamine ja süsteemide arendamine käimas ning see on eelduseks, et paisude mõju oleks võimalik tulevikus veel täpsemalt ja ühtlasemalt hinnata. See tähendab, et Eesti kaasaegne lähenemine on küll juba selgelt ruumiandmetele, otsustuspuudele ja kalastikulisele funktsionaalsusele toetuv, kuid metoodika arendamine jätkub andmekvaliteedi, kalapääsude toimivuse seire ja koormuse kumulatiivse hindamise suunas.[595]

---

[592] Keskkonnaagentuur 2025; European Environment Agency 2021. Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tracking-barriers-and-their-impacts-on-european-river-ecosystems

[593] Keskkonnaagentuur 2025; Keskkonnaamet 2023. VMK teabepäeva koondettekanne, 27.09.2023, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2023-10/VMK%20teabep%C3%A4eva%2027.09.2023%20koondettekanne.pdf

[594] Keskkonnaagentuur 2025; European Parliament and Council 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy.

[595] Keskkonnaportaal. HÜMO metoodika, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/VMK/hymo_metoodika.docx

Kokkuvõttes rakendatakse Eestis paisutamise ja tammide koormuse hindamisel peamiselt järgmisi kaasaegseid metoodikaid: 1) EELISe ja teiste andmekogude põhine paisude, paisjärvede ja kalapääsude ruumiinventuur; 2) kalastikuliselt väheoluliste veekogumite eristamine; 3) otsustuspuu-põhine paisu olulisuse hindamine kalapääsu toimivuse ja ületatavuse järgi; 4) paisude kauguse, järjestuse ja vabalt läbitava jõeosa ruumiline analüüs; 5) paisutatud ala pikkuse arvutamine paisjärvede põhjal; 6) kalastiku-, kaitse- ja eksperthinnangute kasutamine; ning 7) tulemuste sidumine veekogumi seisundiklassi ja meetmete prioriseerimisega. Selline lähenemine võimaldab hinnata nii paisutamise otsest koormust kui ka selle kaudu kujunevaid kahjuprotsesse, eeskätt rändetõkestust, voolurežiimi muutust ja elupaikade kvaliteedi halvenemist.[596]

Eesti lähenemine on kooskõlas üldise parima teadmisega olles valglate ja osavalglate põhine ning sisaldab hästi standardiseeritud elemente paisutamise ja tammide mõju hindamise vaates ja sellisena täidab oma eesmärke valdaval enamusel juhtumitest hästi, tagades tähelepanu kalade liikumise ja osade kalaliikide elupaikade olemasolule (lõhelised) ning eksperthinnangute kaasamine omab potentsiaali lahendamaks keerulisemaid juhtumeid, kus standardiseeritud lahendus ei kata kogu ökoloogilise seisundi hinnangu kõiki aspekte. Mõistlik on juba hindamisel arvestada ka meetmete rakendamise erinevate alternatiivide arengustsenaariume. Näiteks mõnes piirkonnas võib suurema kaevatud paisjärve olemasolu hoopiski kompenseerida jõgede süvendamisest ja sirgeks kaevamisest tingitud ökoloogilist puudujääki ehk seda, et enam pole piisavalt üleujutusalasid, mida ülesvoolu liikuv kala kudeajal otsib ja ajaloolises vaates ka omas - seetõttu on jõelt paisutuse likvideerimisel otstarbekas seisuveekogu eraldioleva, aga jõega ühendatud järvena säilitada. Ehk: on vaja laia vaadet, mis ka muude hüdroloogiliste ja hüdromorfoloogiliste koormusklasside koormuste mõju arvestades võimaldab modelleerida alternatiivseid stsenaariume, mis panustavad ökoloogilise seisundi parendamisse.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Paisude koormus on mitmemõõtmeline, koormuse omistamine sageli keeruline ning mõõtmine kallis ja vaieldav. Joogivee- ja puhkemajanduslike paisude puhul vaadatakse sageli seetõttu pigem seda, kuidas nende mõju rahas hinnata, mitte seda, kuidas tõhusaim “paisu koormuse tasu” skeem välja

[596] Keskkonnaagentuur, 2025; Keskkonnaamet, 2023; European Environment Agency, 2021.

näeks. Rahasse hinnastamine käib enamasti kulu-tulu analüüsi, taastamis-/vältimiskulu, rekreatsioonivääртuse, kinnisvaramõju või ökosüsteemiteenuste väärtustamise kaudu.[597]

Joogivee reservuaari paisutuse mõju hinnastamisel vaadatakse sagedamini: a) veemahu või salvestusvõime kadu rahas. Reservuaari salvestusmahu vähenemine (nt kuhjuvate setete tõttu) on otsene majanduslik kahju, sest see vähendab reservuaari kasulikkust veevarustuses ja tõstab hooldus- või asenduskulusid;[598] b) veevarustuse majandusliku väärtuse kaudu, st kui palju on tarbevesi majanduslikult väärt ja millised on alternatiivkulu või lisakulud, kui reservuaar ei toimi hästi; c) veekvaliteedi halvenemise lisakulude kaudu, näiteks suuremad veetöötluskulud või vajadus investeerida valgala kaitsesse; d) vältimis- või taastamiskulu kaudu, näiteks kui tuleb pais eemaldada või rekonstrueerida, taastada ühendus kalade rändeks, puhastada reservuaari ja jõge või rajada muid leevendusmeetmeid.[599]

Puhkemajanduslike paisude puhul hinnastatakse rahasse paisude mõju: a) rekreatsiooni kasutusväärtusena, nt hinnatakse külastuskäitumise põhjal reservuaari rekreatiivset - sotsiaalset kasu rahas;[600] b) veetaseme juhtimise väärtusena, sest puhkemajanduslike paisjärvede väärtus sõltub sageli sellest, kui stabiilne ja kasutatav veetase on. Näiteks hinnatakse ka inimeste maksevalmidust, et järvetaset hoitaks rekreatsiooni ja miljööväärtuse jaoks stabiilsena;[601] c) kinnisvaraväärtuse kaudu, eriti kui paisjärv või selle eemaldamine muudab vaadet, veekasutust või maastiku atraktiivsust; d) rekreatsioonikahju või -kasu kaudu pärast paisu eemaldamist või ümberkujundamist, võrreldes paisjärve kasutusväärtust ja vabavoolulise jõe kasutusväärtust.[602]

Ehkki teoreetiliselt mõeldav, ei kasutata üldiselt paisude puhul likvideerimise tagatisi või muid rahalisi skeeme, mis tagaks kohustuse vajadusel pärast paisu funktsiooni täitmist see ka likvideerida.

---

[597] Whitelaw, E., Macmullan, E. 2002. A Framework for Estimating the Costs and Benefits of Dam Removal: Sound cost–benefit analyses of removing dams account for subsidies and externalities, for both the short and long run, and place the estimated costs and benefits in the appropriate economic context. *Bioscience 52*, pp. 724–730.
[598] Palmieri, A., Shah, F., Dinar, A. 2001. Economics of reservoir sedimentation and sustainable management of dams. Journal of Environmental Management 61, pp. 149-163.
[599] Platt, J. P. 2003. Economic analysis of dam decommissioning, https://www.usbr.gov/tsc/techreferences/economics/DamRemovalPaper2.pdf
[600] McKean, J. R., Johnson, D., Taylor, R.G. 2012. Three approaches to time valuation in recreation demand: A study of the Snake River recreation area in eastern Washington. *Journal of Environmental Management* 112, pp. 321-329.
[601] Loomis, J., Smith, A., Huszar, P. 2005. Estimating the economic benefits of maintaining residential lake levels at an irrigation reservoir: A contingent valuation study, https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2004WR003812
[602] Loomis, J. 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River, https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2000WR000136

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole paisudele kehtestatud eraldi süsteemset rahalist instrumenti, näiteks püsivat paisumaksu, paisu keskkonnakoormuse tasu ega kohustuslikku eelnevat deposiiti. Eesti raamistik on olnud pigem loa- ja kohustuspõhine: paisutamine on loakohustuslik, paisuomanikul võivad lasuda kalapääsu või paisutuse likvideerimise kohustused ning nende täitmise kulud jäävad üldjuhul omaniku või valdaja kanda.[603] Uusi paisusid üldiselt ei ehitata ja kasutatakse olemasolevaid. Eestis on olnud oluline avaliku raha kasutamine paisude mõju vähendamiseks, mis on hinnastamise mõttes pigem toetusskeem, mitte tasu, kuid sellega kaasnevad sageli koormuse tekitaja kulud (nt omaosaluse osas). KIK on rahastanud vooluveekogude tervendamist, kalade rändetingimuste parandamist ja konkreetsete paisude kalapääse.

Teistes riikides on samuti keskkonnakoormust reguleeritud nõuete kaudu, mis tähendab paisu omanikule kulusid, sh nt tuleb parandada vee ja setete liikumist ning rändetakistusi eemaldada või kohandada. See kehtib nii joogivee reservuaaride paisude kui ka puhkemajanduslike paisude kohta. Praktikas kohtab siiski pigem kolme asja: loa-/taotluse tasusid, registritasusid ja veevõtmise tasusid. Üldiselt ei kasutata lähenemist, kus paisu omanikku maksustataks näiteks mingi tasumäära alusel vastavalt paisu tekitatud ökoloogilise kahju eest.

Valdavalt on eri riikides (nt, Soome, Rootsi, Belgia, Suurbritannia jt) määratud paisuomanikele rahalise sisuga õiguslikud kohustused (enamasti paisude muutmine ja keskkonna- ning ohutusnõuetega vastavusse viimine). Mitmetes riikides, sh näiteks Rootsis, vaadatakse üle ka kõik kehtivad load ja viiakse nõuetega kooskõlla (eriti kalapääsude osas). Need kohustused võivad olla ka riigi või kohaliku omavalitsuse poolt läbi keskkonnameetmete toetatavad vms.

Rootsis on varem olnud kasutuses kompensatsiooni põhine lähenemine, kus paisuomaniku keskkonnavastutus väljendus kuludes, mida tuli kanda kalade asustamises kusagil mujal, mitte aga kuludes, mis seondusid otseselt paisu töö või disaini mõjudega.

Samuti on mitmetes riikides (nt Kanada, Austraalia) paisu omanikel praktiline ja rahaline vastutus paisu sulgemise, eemaldamise ja ala korrastamise eest. Mõnedes riikides on ette nähtud ka teatud toetused, sh nt USA-s. USA-s Californias on olemas nii taotlustasud uue või muudetava paisu jaoks kui ka aastatasud paisu ohutuse süsteemi rahastamiseks (finantseeritakse paisude iga-aastasi ülevaatusi, taotluste ja ehituse kontrolli, hüdroloogilisi, konstruktsiooni- ja seismilise ohutuse uuringuid,

[603] Paisutamise võimalused ja kohustused, https://kalateed.com/paisuomanike-kohustused

hädaolukordadele reageerimist, üleujutusalade kaartide kontrolli ja kinnitamist jms). Aastatasu arvutatakse paisu kõrguse põhjal. Selle eesmärk on aga eeskätt järelevalve ja ohutus, mitte paisu ökoloogilise mõju ühikupõhine maksustamine.[604]

6.2.4 Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Jõgede kanaliseerimine, sängi süvendamine ning kalda/kaldaalade füüsiline muutmine on Eestis tingitud maaparandusest eelkõige põllumajanduse, aga ka metsanduse huvides, linnastumisest, üleujutuste ennetamisest ning veeteede korrastamisest, mõjutades oluliselt pinnaveekogude ökoloogilist seisundit. Sellega seotud koormused jaotuvad erinevatesse koormusklassidesse, mis eespool on ära toodud Tabelis 30, siin aga kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmisega seotud koormusklassi koodi ja selgitust sisaldava loeteluna: 1) 4.1.1 – üleujutuste kaitse: üleujutuste kaitseks tehtud rajatised - sulgemiskaevud, pumplad suletavad truubid, 2) 4.1.2 – põllumajandus (ja metsandus): veekogumi füüsiline muutmine (riigieesvoolude ja eesvoolude paiknemine vooluveekogumitel), 3) 4.1.3 – laevandus ja navigatsioon: laevandusest tingitud veekogumite pikiprofiili ja kaldavööndi ning põhjastruktuuri mõjutused, näiteks veeliiklusalad, sadamaalad, sadamad, ankrualad, lossimisalad, laevatamise- ja paadikanalid, paadisillad 4) 4.1.4 –muu: sette eemaldamine, süvendamine, kaadamine, tahke aine paigutamine, kaldajoone muutmine. 5) 4.1.5 – teadmata: koormust ei ole võimalik eristada.[605]

Loetelus olevatest koormusklassidest on väga ulatusliku mõjuga eelkõige need, mis on seotud põllumajanduse ja metsandusega ning üleujutuste kaitsega.

Kanali või jõesängi füüsiline muutmine tähendab loodusliku jõe sirgendamist, süvendamist, kallaste kindlustamist või kaldavööndite eemaldamist. Sellised tegevused mõjutavad veekogude veerežiimi (hüdroloogiat), elupaiku ja vee kvaliteeti ning võivad põhjustada mitmesuguseid keskkonnakoormusi pinnaveekogumitele.[606]

---

[604] Annual & Application Dam Fees, https://water.ca.gov/Programs/All-Programs/Division-of-Safety-of-Dams/Annual-And-Application-Dam-Fees

[605] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring.

[606] Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

Hüdromorfoloogiliste omaduste ehk veekogu kuju muutumisega muutub voolurežiim - sageli suureneb voolukiirus ja väheneb üleujutusalade hulk, muutub üleujutusalade paiknemine ja veerežiim, mis omakorda vähendab kalade kudemiseks sobivate alade hulka.[607]

Jõgede sirgendamine ja kanaliseerimine võivad mõjutada üleujutuste dünaamikat - suurendada vee kiiret äravoolu ja vähendada looduslike üleujutusalade rolli vee äravoolu reguleerimisel ning suurendada allavoolu piirkondades üleujutuste riski. Looduslikud jõed koos üleujutusaladega aitavad aeglustada vee liikumist ja vähendada äärmuslike vooluhulkade mõju, kuid kanaliseeritud jõed võivad sellise tasakaalu rikkuda.[608]

Looduslikes jõgedes esinevad erinevad voolukiirused, sügavused ja põhjatüübid, mis loovad mitmekesiseid elupaiku veeorganismidele. Sängi muutmine vähendab elupaikade mitmekesisust ja muudab jõe ökosüsteemi lihtsamaks ja vähem liigirikkaks. Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi kohaselt on hüdromorfoloogilised muutused üks peamisi tegureid, mis võivad takistada pinnaveekogude hea ökoloogilise seisundi saavutamist.[609] Jõe sängi ja kallaste muutmine hävitab ja muudab elupaiku, mida kasutavad kalad, põhjaelustik ja veetaimestik. Näiteks võib kudemispaiku või varjepaiku kaladele vähendada jõesängi süvendamine ja kivide eemaldamine. Samuti võivad sellised muutused mõjutada põhjaelustiku koosseisu ja mitmekesisust. Paljud veeorganismid on kohastunud kindlate voolukiiruste ja põhjatüüpidega ning nende elutingimused võivad sängi muutmise tagajärjel halveneda.[610]

Oluline keskkonnakoormuse liik on ka setete liikumise ja erosiooniprotsesside muutumine. Kiirenenud vee voolamine jõgede sirgendamise ja sängi süvendamise tõttu suurendab erosiooni jõe kallastel ja põhjas. Selle tulemusena kandub veekogudesse rohkem setteid, mis võivad vähendada vee läbipaistvust ning mõjutada põhjaelustiku elutingimusi. Samuti võib setete liikumise muutumine põhjustada jõe sängi edasist muutumist ja kallaste ebastabiilsust.

Kaldaalade muutmine põhjustab ka kaldavööndi taimestiku vähenemist või kadumist. Looduslikud kaldavööndid toimivad oluliste puhveraladena, mis seovad setteid ja toitaineid ning vähendavad nende sattumist veekogudesse. Kui kaldavööndi taimestik eemaldatakse näiteks jõe süvendamise, ehitustegevuse või maaparanduse käigus, võib suureneda toitainete ja setete kandumine veekogusse.

---

[607] European Commission, 2006. Hydromorphological pressures and impacts – WFD technical report; Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems.
[608] European Environment Agency. (2018). European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu
[609] Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ (veepoliitika raamdirektiiv).
[610] European Environment Agency 2018.

Lisaks väheneb kaldavööndi roll vee temperatuuri reguleerimisel, kuna puude ja põõsaste varju puudumisel võib vesi rohkem soojeneda.[611]

Eestis hinnatakse pinnaveekogude seisundit pinnaveekogumite kaupa vastavalt Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi nõuetele. Hüdromorfoloogilised muutused, sealhulgas jõesängi ja kallaste füüsiline muutmine, on üks olulisemaid survetegureid, mis võivad mõjutada veekogude ökoloogilist seisundit.[612]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmisega seotud koormuste ja kahjude tekkeprotsesside mõõtmise ja hindamise üldpõhimõtted.

Kanali, sängi, kaldaala või kalda füüsilise muutmise puhul peaks hindamine olema mitmetasandiline ja protsessipõhine - ei piisa sellest, et registreeritakse üksnes sekkumise olemasolu, näiteks sirgendamine, süvendamine, kaldakindlustus või kaldavööndi eemaldamine, vaid hinnata tuleb kogu mõjuahelat: milline füüsiline muutus on tehtud, kuidas see muudab voolu-, setete- ja üleujutusprotsesse, kuidas need muutused mõjutavad elupaikade struktuuri ning kuidas see omakorda kandub edasi vee-elustiku ja ökoloogilise seisundi muutustesse. Euroopa hüdromorfoloogilise hindamise juhendites rõhutatakse, et hea hindamissüsteem peab käsitlema koos jõesängi kuju, kallaste seisundit, lateraalset ühendatust lammiga, pikisuunalist sidusust ning hüdroloogilisi ja settedünaamika protsesse.

Sellise koormuse hindamise esimene samm on referents- ehk looduslähedase seisundi määratlemine. Füüsilist muutust saab usaldusväärselt hinnata alles siis, kui on teada, milline oleks vastava jõe või oja loomulik kuju ja toimimine ilma olulise inimmõjuta. Rahvusvahelistes juhendites on põhimõtteks, et hinnatakse kõrvalekallet eeldatavast looduslikust vormist: ristlõikest, põhjasubstraadist, kaldastruktuurist, voolutüüpide vaheldumisest, kaldavööndi taimestikust ja lammiala ühendatusest. Seetõttu on ideaalpildis alati vajalik veekogu tüübipõhine võrdlus, mitte lihtsalt ühetaoline kontrollnimekiri kõigile jõgedele.[613]

[611] Keskkonnaministeerium 2017. Veeseaduse seletuskiri.
[612] Keskkonnaamet 2015.
[613] Phelan, N., Rumley, J., Salas Herrero, F. 2021. Hydromorphological assessment and monitoring methods of inland surface waters: Core indicator development under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. European Commission, Joint Research Centre, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf ; CEN. 2004. Water quality –

Teine põhimõte on, et mõõtmine peab hõlmama korraga nii ruumilist ulatust kui ka muutuse tugevust. Ruumilisel tasandil tuleb hinnata, kui pikk lõik on muudetud, kui suur osa kallastest on kindlustatud või ümber kujundatud, kui palju on kadunud looked, madalikud, kiirevoolulised lõigud, kaldavöönd ja lammiala ühendus. Selleks kasutatakse tavaliselt ortofotosid, ajaloolisi kaarte, kõrgusmudeleid, LiDAR-it ja standardiseeritud välivaatlust. *River Habitat Survey* tüüpi lähenemised ongi üles ehitatud nii, et välitööl registreeritakse süstemaatiliselt nii kanali kui ka kallaste füüsilised tunnused, elupaigaelemendid ja modifikatsioonid, et neist saaks koostada koondhinnangu.[614]

Kolmas põhimõte on, et vormilisi muutusi tuleb siduda protsessidega. Füüsilise muutmise tähtsus ei seisne ainult selles, et jõgi näeb teistsugune välja, vaid selles, et muutub vee ja setete liikumine. Rahvusvahelistes morfoloogilise kvaliteedi käsitlustes peetakse oluliseks hinnata, kas kanaliseerimine või kaldakindlustus on vähendanud jõe loomulikku dünaamikat, muutnud erosiooni ja setete ladestumise mustrit, katkestanud setete liikumist või vähendanud jõe lateraalset liikumisruumi. *Morphological Quality Index*'i loogika järgi tuleb hinnata korraga survetegureid, täheldatavaid morfoloogilisi kohastumusi ja jõe funktsionaalsust; alles nende koosvaates saab aru, kui tõsine on tegelik kahjustus.[615]

Neljandaks tuleb hinnata kahjude tekkeprotsesse elupaikade tasandil. Kanali ja kallaste füüsiline muutmine põhjustab tavaliselt elupaikade lihtsustumist: väheneb sügavuse ja voolukiiruse vahelduvus, põhjasubstraat muutub ühetaolisemaks, suureneb peene sette kogunemine, nõrgeneb kaldavööndi varjav, jahutav ja stabiliseeriv mõju ning väheneb ühendus lammiga. Seetõttu kasutatakse heades hindamissüsteemides lisaks morfoloogilistele näitajatele ka elupaigahindamise parameetreid, nagu kaldastabiilsus, kaldavööndi taimkatte ulatus, varjestus, põhjasubstraadi mitmekesisus, voolutüüpide vaheldumine ja jõesängi muudatuse aste. USA EPA kiirhindamise metoodika on selles mõttes tüüpiline näide: seal hinnatakse ühes raamistikus kanali muutmist, kalda erosiooni, vegetatiivset kaitset ja jõeäärse vööndi laiust, sest need näitajad seovad füüsilise surve otseselt bioloogilise vastusega.[616]

Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. European Committee for Standardization, https://www.riverhabitatsurvey.org/wp-content/uploads/2012/09/CEN-2004-standard-for-assessing-hydromorphology.pdf

[614] Environment Agency 2022. River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual, 2003 version – 2022 reprint, https://assets.publishing.service.gov.uk/media/62dff4138fa8f564a21dcd5e/RHS-manual-2003_2022-reprint-LIT-1758.pdf; CEN. 2004.

[615] Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussettini, M. 2016. Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI). ISPRA, https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/idromorfologia/MQI_final_Aug16_revOct16.pdf

[616] Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency, https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rapid-bioassessment-streams-rivers-1999.pdf

Viiendaks peaks ideaalne hindamine olema mitmeskaalaline. Ainult üksiku seirelõigu vaatlusest ei piisa, sest füüsiline muutmine võib olla lokaalne, kuid selle mõju sõltub valgalast, setete juurdevoolust, üles- ja allavoolu ühendatusest ning lammiala ruumilisest kontekstist. Seetõttu soovitatakse ühendada valgalatasandi ja jõelõigu tasandi hindamine: kaugseire ja kaardianalüüs annavad ülevaate surve ulatusest, välitööd kirjeldavad tegelikku morfoloogiat ning vajaduse korral lisatakse hüdraulilised ja geomorfoloogilised mõõtmised, näiteks ristlõiked, voolukiirus, setete fraktsioonid või kaldanihete jälgimine. Ka Euroopa standard rõhutab, et hüdromorfoloogiliste andmete tõlgendamine sõltub hindamise eesmärgist, kuid hästi toimiv süsteem peab suutma toetada nii degradeerunud lõikude tuvastamist kui ka taastamismeetmete kavandamist.[617]

Kuuendaks ei tohiks hinnang jääda ainult füüsiliste tunnuste kirjeldamiseks, vaid see tuleb siduda bioloogiliste kvaliteedielementidega. Rahvusvaheline hea praktika lähtub sellest, et hüdromorfoloogiline seisund on eriti väärtuslik siis, kui see aitab seletada muutusi kalastikus, põhjaloomastikus, makrofüütides või perifüütonis. Seetõttu on ideaalpildis jõesängi muutmise ja kaldamõjude hindamine seotud sama lõigu bioloogilise seirega: kui füüsiline lihtsustumine, kaldavööndi kahjustus ja setterežiimi muutus langevad kokku elustiku vaesustumisega, on mõju põhjuslik seos oluliselt tugevam. Samas on uuemates ülevaadetes rõhutatud, et näiteks kaldaäärse taimestiku roll on paljudes hüdromorfoloogilistes protokollides olnud seni alahinnatud, kuigi see mõjutab otseselt voolurežiimi, settedünaamikat ja elupaikade püsimist.[618]

Kokkuvõttes tähendab ideaalne mõõtmise ja hindamise lähenemine seda, et kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmise koormust hinnatakse üheaegselt kuues vaates: kõrvalekalle looduslikust referentsist, muutuse ruumiline ulatus, muutuse tugevus, mõju voolu- ja setterežiimile, mõju elupaikade struktuurile ning seos bioloogilise seisundiga. Parima teadmise järgi on just selline integreeritud, mitme meetodi ja mitme skaala ühendamisel põhinev hindamine kõige usaldusväärsem viis aru saada, kus füüsiline muutmine on toimunud, kui suur on selle surve ning millisel määral see takistab veekogu ökoloogilise kvaliteedi säilimist või taastumist.[619]

[617] CEN, (2004); Phelan jt., 2021.
[618] González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., García de Jalón, D., Alcalde, A., Maretto, R. V., de Moor, T.-L. 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: scientific evidence and guidelines. *Science of the Total Environment*, 789
[619] Phelan jt., 2021; Rinaldi jt., 2016; Barbour jt., 1999.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Metoodiliselt põhineb kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmise koormuste hindamine Eestis veepoliitika raamdirektiivi loogikal, mille järgi ökoloogilise seisundi hindamisel tuleb arvestada lisaks bioloogilistele ja füüsikalis-keemilistele näitajatele ka hüdromorfoloogilisi kvaliteedinäitajaid.[620] Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsiline muutmine kuulub hüdromorfoloogiliste koormuste hulka ja selle hindamisel on kasutusel ruumianalüütiline lähenemine.[621] Vooluveekogude hindamise metoodika aruandes viidatakse ka EVS-EN 15843:2010 standardile, mis loetleb jõgede hüdromorfoloogiaga seotud mõõdetavad põhinäitajaid. Selle aruande järgi peavad kasutatavad parameetrid olema ka võimalikult suures osas hinnatavad kaartide, ortofotode ja muude ruumiandmete abil, võimaldamaks ühtset ja kogu riiki katvat hindamist, mis omakorda tähendab, et kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmise hindamine Eestis on üles ehitatud nii, et füüsiline surve tuleb kirjeldada mõõdetavate või kaardilt hinnatavate tunnuste kaudu, mitte ainult üldise sõnalise hinnanguna.[622]

Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmisega seotud koormust hinnatakse selle järgi, kuidas inimtegevus muudab veekogu voolurežiimi, sängi kuju, kaldaid, põhjaehitust ja veekogu seotust ümbritseva maastikuga ning selle koormuste hindamine seostub ka tugevalt muudetud veekogumite määramisega. Tugevasti muudetud vooluveekogumite ökoloogilise potentsiaali hindamise metoodika järgi võib veekogu lugeda tugevalt muudetuks siis, kui inimese tegevusest põhjustatud hüdromorfoloogiliste omaduste muutused ei võimalda saavutada head ökoloogilist seisundit ja nende omaduste taastamine tooks kaasa olulise negatiivse mõju veekasutusele või muule avalikule huvile. See näitab, et füüsilise muutmise kahju hindamisel vaadatakse ka, kas veekogu loetakse sisuliselt taastamatult või väga raskesti taastatavalt muudetuks.[623]

Praktilises veemajanduse käsitluses nähakse Eestis hüdromorfoloogia muutmist ühe olulise üleriigilise veemajandusprobleemina ja seetõttu pole kanali, sängi ja kalda füüsilise muutmise hindamismetoodikad Eestis üksnes tehniline seirevahend, vaid otseselt veemajanduskavade ja meetmete kavandamise alus.[624]

---

[620] Kliimaministeerium. 2021. Vooluveekogude hindamise metoodika aruanne, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Vooluveekogude%20hindamise%20metoodika%20aruanne.pdf

[621] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring.

[622] Kliimaministeerium. 2021; Keskkonnaagentuur. 2025

[623] Keskkonnaagentuur 2024. Tugevasti muudetud vooluveekogumite ökoloogilise potentsiaali hindamise metoodika. Keskkonnaportaal. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2026-04/lisafail%20Lisa%203.%20TMV_OP_hindamise_metoodika_2024.pdf

[624] Kliimaministeerium 2021a. Olulised veemajandusprobleemid. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Olulised%20veemajandusprobleemid.pdf

Alljärgnevalt on toodud kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmise koormuste mõõtmise/hindamise ülevaade.

Kanali/sängi/kaldaala/kalda füüsilise muutmise koormusi hinnatakse veekogumite, osavalglate ja tervikvalglate lõikes, kasutades ruumiandmeid, registrite andmeid ja taustainfot kaitstavate alade ning elupaigatüüpide kohta. Koormuse olulisuse määramisel hinnatakse rajatise või tegevuse ruumilist ulatust, seda, milliseid hüdromorfoloogilisi elemente see mõjutab ning kas mõju langeb kokku tundlike või mittesoodsas seisundis elupaikadega (milleks on Loodusdirektiivi elupaigatüübid, mis on hinnatud mittesoodsasse seisundisse).

Vahemärkusena - koormuse olulisuse hindamise tulemused sõltuvad otsustuslävendi või künnise valikust, mis võib olla seatud nii kõrgemaks kui madalamaks – oluline siinjuures on mainida, et lävendi või künnise muutmisega on muuhulgas võimalik prioriseerida suuremat tähelepanu nõudvaid ehk kõrgema keskkonnakoormusega alasid.

Üleujutuste kaitseks tehtud rajatiste (koormusklass 4.1.1) (sulgemiskaevud, pumplad ja suletavad truubid) koormuse olulisuse hindamisel neid üldjuhul oluliseks koormuseks ei hinnata, sest nende mõju on lokaalne ja sageli juba arvestatud sadama- või kaitserajatiste koosseisus - olemasolu tuvastatakse, kuid need muutuvad oluliseks üksnes erandlikel juhtudel, kui mõju ulatus ja seos veerežiimi või setete liikumisega on tõendatult suurem.

Põllumajanduse ja metsandusega seotud veekogumi füüsilise muutmise (koormusklass 4.1.2) metoodika on kõige detailsem. Tegemist on voolusängi füüsilise muutmisega, see on seotud riigieesvoolude ja eesvoolude paiknemisega veekogumitel ja on tingitud maaparandusest. Voolusängi füüsilise muutmise hindamiseks arvutatakse riigieesvoolude ja eesvoolude kattuvus vooluveekogumitega: selleks mõõdetakse vooluveekogumite ja eesvoolude pikkused, tehakse kaardianalüüs kattuvuse leidmiseks, arvutatakse kattuvuse suhe vooluveekogumi tervikpikkusesse ning riigieesvoolude ja eesvoolude mõju hinnatakse koos, sest neid lõike ei ole otstarbekas põllumajanduse ja metsanduse vahel eristada. Mõjutamata voolusängiga vooluveekogumiteks loetakse need kogumid, kus kattuvus on kuni 10% ja kus aastatel 2010–2024 ei ole tehtud maaparandustöid; oluline koormus määratakse siis, kui riigieesvoolude ja eesvoolude kogupikkus katab vähemalt 20% vooluveekogumi telgjoone pikkusest.

Laevanduse ja navigatsiooniga seotud füüsilise muutmise (koormusklass 4.1.3) puhul hinnatakse veekogumite pikiprofiili, kaldavööndi ja põhjastruktuuri mõjutusi. Metoodika järgi analüüsitakse ankrualade, sadamaalade ja veeliiklusalade ruumilist kattuvust pinnaveekogumitega ja kogumi

kaldajoonega, kasutades selleks Eesti mereala planeeringu andmeid, Sadamaregistri andmeid, ETAKi andmeid paadisildade ja paadikanalite kohta, PTA andmeid lossimiskohtade kohta ning EELISe pinnaveekogumite, osavalglate ja kaitsealade kaardikihte. Koormust hinnatakse pindala ja kaldajoone pikkuse kaudu. Oluliseks loetakse see rannikuveekogumites siis, kui sadamaalad või muud pindalalised häiringud kattuvad enam kui 25% veekogumi pindalast või enam kui 20% kogumi kaldajoone pikkusest. Kui häiring kattub loodusdirektiivi elupaikadega, rakendatakse rangemat 10% lävendit; samuti võib koormus osutuda oluliseks siis, kui see mõjutab mittesoodsas seisundis elupaika. Samal ajal esitatakse sadamate, lossimisalade, paadisildade ja paadikanalite andmed osaliselt kirjeldava infona ning nende koormuse olulisust alati eraldi ei hinnata, kuna mõju ei ole olemasolevate andmete põhjal piisavalt täpselt määratletav.

Muu füüsilise muutmise (koormusklassi 4.1.4), milleks on sette eemaldamine, süvendamine, kaadamine, tahke aine paigutamine ja kaldajoone muutmine, hindamisel võetakse analüüsi kõik kehtivad ja endised keskkonnakaitseload, mille andmed on olemas KOTKASes vormidel V10, V11 ja V12, kuid välja jäetakse tegevused, mille eesmärk on looduslikkuse taastamine, näiteks kalapääsude rajamine või reostuse likvideerimine. Kui sette eemaldamise, süvendamise või kaadamise tegevuse kohta on olemas punktkoordinaadid, koostatakse nende põhjal mõjualade kaardikiht; vooluveekogumite puhul lisatakse 10 meetri laiused radiaalsed puhvrid ning koormuse hindamisel lähtutakse sellest, kui suurt pindala tegevus mõjutab. Oluliseks koormuseks loetakse see siis, kui mõjuala kattub üle 20% veekogumi või puhverdatud (kaardiandmete töötlus) vooluveekogumi pindalast. Siin on metoodika rõhk väga selgelt tegevuse ruumilisel mõjualal, mitte ainult loa olemasolul. Samuti on oluline täpsustus, et väikesemahulisi süvendamisi (registreeringud), mille kohta puudub georefereeritud info, analüüsi ei kaasata, sest nende mõju ei ole usaldusväärselt ruumis määratletav.

Kõigi nende koormusklasside puhul lisandub Eestis veel mõjuhinnang kaitstavate aladel, Natura aladel ja loodusdirektiivi pinnaveest sõltuvates elupaigatüüpides ning surve olulisuse määramisel kasutatakse lisaks üldistele künnistele ka elupaigapõhiseid läviväärtusi. Natura aladel lähtutakse rangemast, 10% häiringu kriteeriumist, samas kui merestrateegia raamdirektiivi järgi kasutatakse üldise hea keskkonnaseisundi hindamisel 25% piiri. Järelikult võidakse mittesoodsasse seisundisse hinnatud elupaiga ja konkreetse surveteguri kattumisel koormuse oluliseks määrata täiendava kriteeriumi alusel, mis lähtub elupaiga haavatavusest ja seisundist.

Koormuste hindamise põhisisu on üldvaates selles, et esmalt määratletakse füüsilise muutmise liik, seejärel hinnatakse selle ruumiline ulatus veekogumi, kaldajoone või puhverdatud mõjuala suhtes ning lõpuks otsustatakse, kas see võib takistada veekogumi hea seisundi saavutamist, sest mitte iga

füüsiline sekkumine ei ole veekogumi seisundi seisukohast automaatselt määrav, vaid määravaks saab selle ulatus ja tõenäoline mõju.[625]

Parimast teadmisest lähtuva hindamise esmane ülesanne on (1) hinnata kõrvalekallet looduslikust referentsist, milleks on vaja teadmist veekogu algse tüübi kohta, millega olemasolevat olukorda võrrelda, samuti fikseerida muutuse laad - Eesti puhul on see koormusklassiga osutatud, aga võrdlusbaasi küsimus on keerukam, eelkõige koormusklassi 4.1.2 (põllumajanduse ja metsandusega seotud veekogumi füüsilise muutmine) puhul, mis Eestis on varasema massiivse maaparanduse tulem, aga ka koormusklass 4.1.1 (üleujutuste kaitseks tehtud rajatised) puhul. Ajalooliselt oli üleujutuste pindala ja kestus suurem, aga andmed kunagiste üleujutatavate luhtade ja kudealade kohta on lünklikud, sest enamasti ajaloolised kaardid seda ei kata. Kuna ideaalis on vaja (2) muutuse ruumilise ulatuse ja muutuse tugevuse hindamist, kasutades ortofotosid, ajaloolisi kaarte, kõrgusmudeleid, LiDAR-it ja standardiseeritud välivaatlusi (*River Habitat Survey* tüüpi lähenemisi), on Eestis andmete täiendamiseks vaja koguda kohalikelt elanikelt teadmist (üleujutatavad luhad, kudealad) aja kohta enne varasemat ulatuslikku maaparandust. Muidu aga, tänu Eesti üldiselt headele kaardiandmetele on füüsilise surve kirjeldamine kaardilt hinnatavate tunnuste kaudu hästi kaetud ja selle kaudu toimub tegelikult ka esimene tasand olulise koormuse määramisel veekogumites, mis antakse inimmõjulise muudatuse ruumilise ulatuse kaudu protsendina (kui mõju ruumiline ulatus ületab kindla künnise, n: eesvooludel 20% vooluveekogu telgjoone pikkusest) ja tundlike või mittesoodsas seisundis elupaikade olemasolu põhjal. Eesti hindamise juures on hea ka prioriseerimine olulisuse tasemete põhjal – lisaks olulise koormusega veekogude väljatoomisele eristatakse ka mõjutamata veekogude kategooriat (muudetud alla 10% vooluveekogumi telgjoone pikkusest).[626]

Füüsilise surve kirjeldamine kohapeal või detailsemalt mõõdetavate tunnuste kaudu on Eestis võrreldes ideaaliga väljendunud pigem vähe või mõõdukalt, mis tähendab, et on vaja ja võimalik arendada looduskaitselise ja teadusliku teadmise lõimimist mõjude hindamisse järgnevas: (3) voolu- ja setterežiimile avalduvate mõjude osas (mõõtes jõe loomulikku dünaamika vähenemist, jõe lateraalset liikumisruumi, erosiooni ja setete ladestumise muutusi) võimalusena näiteks *Morphological Quality Index'*i loogika alusel, samuti (4) elupaikade struktuurile avalduvate mõjude osas (hinnates kalda stabiilsust, kaldavööndi taimkatte ulatust, varjestust, põhjasubstraadi mitmekesisust,

[625] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring.
[626] Keskkonnaagentuur 2021. Vooluveekogumite hüdromorfoloogiline analüüs. Keskkonnaportaal. https://keskkonnaportaal.ee/et/vooluveekogumite-hudromorfoloogiline-analuus

voolutüüpide vaheldumist ja jõesängi muudatuse astet) ja lisada sellele (5) bioloogilise seisundi kirjeldus (uuritava lõigu bioloogiline seire).

Eeltoodu optimaalsel tasemel arvestamine võimaldab saavutada soovitavat hindamise (6) mitmeskaalalisust (ühendatud valgla ja jõelõigu tasand: surve ulatuse saab kaugseire ja kaardianalüüsiga ja välitöödega tegelik morfoloogia ja bioloogia jm.), mis on soovitav ka Eestis.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Jõgede kanaliseerimise, sängi süvendamise ning kallaste ja kaldavööndi füüsilise muutmisega seotud pinnaveekoormuse rahaliseks hinnastamiseks on peamised kasutatavad lähenemised: a) taastamis- või asenduskulu hindamine, b) välditud või tekitatud kahju maksumuse arvestus, c) kaotatud ökosüsteemiteenuste rahaline väärtustamine, d) kompensatsioonimeetodid ning e) olemasolevate väärtuste hindamiste ülekandmine. Nende meetodite abil saab rahasse tõlkida nii veekogu füüsilise seisundi halvenemisest tuleneva elupaigakao, rekreatsioonivääruse vähenemise, üleujutuste ja erosiooniriskide muutuse kui ka taastamis- ja heastamiskohustuse.

1) Taastamis- või rehabilitatsioonikulu põhised skeemid

Koormusest tingitud kahjude rahaliseks väljendamiseks võib kasutada taastamiskulude meetodit (*Restoration Cost Method*). Selle meetodi puhul tuletatakse kahju rahaline väärtus kuludest, mis oleksid vajalikud veekogu füüsiliste ja ökoloogiliste funktsioonide taastamiseks. Sellised kulud võivad hõlmata näiteks jõesängi looduslikumaks kujundamist, kaldavööndi taastamist, lammiala taasühendamist, kalade rändeteede avamist, setete ümberpaigutamist või elupaikade taastamist.[627]

2) Asenduskulu lähenemised

Asenduskulu lähenemise puhul hinnatakse keskkonnakahju rahaliselt selle kaudu, kui palju maksaks kahjustatud veekogu, elupaiga või ökosüsteemiteenuse samaväärne asendamine. Seda kasutatakse eelkõige olukorras, kus kahjustatud jõelõiku, kallast, märgala või lammiala ei ole võimalik või otstarbekas taastada täpselt samas asukohas. Sellisel juhul võib rahaline kohustus väljenduda näiteks kompensatsioonimeetmes, ökokompensatsioonis või arendaja investeeringus loodusväärtuste taastamisse teises kohas. Selle loogikaga on seotud näiteks *Habitat Equivalency Analysis* (HEA) ja

[627] REstoring rivers FOR effective catchment Management, https://www.reformrivers.eu/system/files/1.4%20Inventory%20of%20restoration%20costs%20and%20benefits.pdf

sarnased meetodid, mille abil hinnatakse, kui suures mahus taastamist, elupaiga parandamist või kompenseeriva elupaiga loomist on vaja, et korvata kahjustuse tõttu kaotatud ökoloogilised funktsioonid või ökosüsteemiteenused.

Turupõhisem vorm samast lähenemisest on kompensatsioonipank (*mitigation banking*). Selle puhul on varem taastatud, loodud või parandatud vee-elupaikade eest väljastatud krediidid, mida arendaja saab osta vältimatu keskkonnamõju kompenseerimiseks. Näiteks kui arendus kahjustab jõelõiku, märgala või muud vee-elupaika ning kahju ei ole võimalik täielikult vältida ega kohapeal heastada, võib mõju korvata krediitide ostmisega samaväärseid väärtusi pakkuvast kompensatsioonipangast[628]

3) Välditud kahju meetod

Välditud kahju meetodi puhul hinnatakse keskkonnakoormust selle kaudu, milliseid kahjusid koormus põhjustab või milliseid kulusid selle vähendamine aitab vältida. Näiteks võivad süvendamine, kanaliseerimine või kallaste kõvakatmine parandada kuivendust või navigatsiooni, kuid suurendada samal ajal allavoolu üleujutusriski, erosiooni, settekoormust, elupaikade kadu või veepuhastuskulusid. Koormuse rahaline väärtus väljendatakse sellisel juhul välditud või lisanduvate kulude kaudu, nagu üleujutuskahjud, erosioonitõrje, setete eemaldamine, vee töötlemine, navigatsioonihooldus või taristukahjude kõrvaldamine.

4) Ökosüsteemiteenuste rahaline väärtustamine

Koormuse põhjustatud muutused pinnaveele mõjutavad korraga mitut ökosüsteemiteenust: rekreatsioon, jõgede regulatsiooniteenuste väärtus, maastikuline väärtus, elurikkus, kalavarud, üleujutuste puhverdus, vee isepuhastus, setterežiim, elupaigad ja mõnikord ka kinnisvaraväärtus. Hinnata saab nt kui palju inimesed oleksid nõus maksma jõe looduslikuma seisundi, üleujutuste vähenemise või lammiala taastamise eest; kui palju näitab külastuskäitumine taastatud või paremas seisundis jõe rekreatsioonivääртust; kuidas jõekeskkonna paranemine kajastub kinnisvarahindades. Lähedane lähenemine sellele on looduskapitali/ökosüsteemiarvestuse lähenemine, kus näiteks jõge, lammiala või kaldavööndit käsitletakse ökosüsteemi varana, mille seisundi halvenemine vähendab selle tulevast teenusevoogu. See sobib paremini siis, kui tahetakse hinnata mitte ainult ühe projekti mõju, vaid süsteemset varade degradeerumist. Näiteks, et jõgede korduv süvendamine,

628 Natural Resource Damages, Mitigation Banking, and the Watershed Approach, https://www.eli.org/sites/default/files/eli-pubs/final-nrda-banking-report-eli.pdf

kanaliseerimine ja kaldamuudatused vähendavad jõeökosüsteemi vara väärtust ning sellega seotud aastast teenusvoogu.[629]

5) Kulude-tulude analüüs, kus hinnastatakse nii kasud kui ökoloogilised kahjud

Kuna jõgede kanaliseerimine, sängi süvendamine ning veekogude kallaste füüsiline muutmine on tavaliselt seotud konkreetsete kasutuseesmärkidega, nagu üleujutusriskide vähendamine, kuivenduse parandamine, navigatsiooni tagamine või sadamataristu toimimine, on nende tegevuste mõju hindamisel põhjendatud kasutada täiemahulist kulude-tulude analüüsi. See võimaldab koondada ühte raamistikku nii tegevuse otsesed majanduslikud kasud kui ka pinnaveekogu ökoloogilise seisundi halvenemisest tulenevad kahjud, kaotatud ökosüsteemiteenuste väärtuse ning võimalike leevendus-, taastamis- või kompensatsioonimeetmete maksumuse.

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole jõgede kanaliseerimise, sängi süvendamise ega veekogude kallaste füüsilise muutmise jaoks kehtestatud eraldi otsest keskkonnatasu, mis hinnastaks hüdromorfoloogilist koormust selle mahu või mõju alusel. “Saastaja maksab” põhimõte rakendub selle koormusklassi puhul peamiselt loakohustuse, riigilõivu, loatingimustest tulenevate vältimis- ja leevendusmeetmete ning keskkonnakahju tekkimisel selle heastamise ja taastamise kohustuse kaudu. Seega on Eestis selle koormusklassi hinnastamine valdavalt projektipõhine ja kahjupõhine.[630]

Ka teistes riikides on selle koormusklassi “saastaja maksab” põhimõte avalduv peamiselt keskkonnaloa nõuete, loamenetluse tasude, uuringu- ja seirekulude, vajadusel mõjuhindamise, kahju hüvitamise ning heastamis- ja taastamiskohustuse kaudu.

USA-s rakendub „saastaja maksab“ põhimõte antud koormusklassi osas peamiselt *Clean Water Act*’i loasüsteemi kaudu, mille raames tuleb vältimatud mõjud veeressurssidele ette kompenseerida. See võib toimuda kas taastamise, *mitigation bank*’i krediitide või *in-lieu fee* mehhanismide abil.[631] Esimesel juhul teeb loaomanik taastamise ise; teisel juhul ostab loaomanik krediite juba olemasolevast taastamisprojektist; ning viimasel juhul maksab loaomanik tasu programmile või fondile, kes teeb

[629] Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem Accounting, https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/techreportvaluationv15_final_21072022.pdf
[630] Veevaldkonna keskkonnaluba, https://keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/keskkonnaluba
[631] Wetlands compensatory mitigation, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/compensatory_mitigation_factsheet.pdf

taastamise hiljem tema eest. Näiteks kui sadama süvendamine kahjustab teatud hulga kaldamärgalasid või jõe elupaiku, siis loa tingimus võib olla, et arendaja taastab ise kusagil mujal samaväärse ala, jälgib selle toimimist ja vastutab selle eest, et tulemus saavutatakse. *Mitigation bank* on märgalade ja veekogude kompensatsioonipanganduse näide. Selline "ökoloogiline pank" arveldab ökoloogilise kompensatsiooniühikutega. Näiteks kui projekt kahjustab veeökosüsteemi, saab arendaja osta ökoloogilisest pangast krediite ehk kompensatsiooniühikuid. Need ostetakse raha eest ning need näitavad, et vajalik looduse taastamine on juba mujal tehtud. *In-lieu* fee skeemi korral ei taasta arendaja ise ega osta tingimata kohe valmis "ökopanga" krediiti, vaid maksab tasu vastavale programmile. Programmi kogutava rahaga tehakse suuremaid taastamisprojekte.[632]

6.2.5 Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmete hajukoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmete koormus tekib peamiselt hajaasustusega piirkondades, kus suur osa majapidamistest ei ole ühendatud ühiskanalisatsiooniga ning reovee käitlemine toimub lokaalselt, kasutades individuaalseid reovee kogumis- või puhastussüsteeme - näiteks kogumismahutite, septikute ja imbväljakute/kohtpuhastite abil, mille tõhusus sõltub nii tehnilisest lahendusest kui ka hooldusest. Kui sellised süsteemid puuduvad, ei tööta nõuetekohaselt või reovesi juhitakse keskkonda ilma piisava puhastamiseta, võivad saasteained sattuda pinnasesse ja sealt edasi pinna- ja põhjavette. Sel juhul pärineb saaste paljudest väikestest allikatest, mille koondmõju võib olla märkimisväärne.[633]

Euroopa keskkonnaseire andmete kohaselt võivad kanalisatsiooniga ühendamata majapidamised põhjustada mitmesuguste saasteainete hajuskoormust pinnaveekogudele.[634]

Üheks olulisemaks keskkonnakoormuse liigiks on toitainete ehk lämmastiku ja fosfori sattumine veekogudesse. Need toitaineid olmereovees pärinevad inimese ainevahetusproduktidest, pesuvahenditest ja orgaanilisest ainest. Toitainete ehk lämmastiku ja fosfori sattumine veekogudesse põhjustab seal eutrofeerumist - nende liigsest sisaldusest tingitud vetikate ja veetaimestiku vohamist,

[632] Section 404 of the Clean Water Act: Permitting Discharges of Dredge or Fill Material, https://www.epa.gov/cwa-404?utm
[633] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, https://www.oecd.org
[634] European Environment Agency 2013. Diffuse water emissions in E-PRTR, https://industry.eea.europa.eu

mis võib vähendada vees lahustunud hapniku hulka ning halvendada vee kvaliteeti ja vee-elustiku elutingimusi.[635]

Lisaks toitainetele sisaldab olmereovesi ka orgaanilist ainet, mis lagunedes tarbib vees lahustunud hapnikku. Kui orgaanilise aine sisaldus veekogus suureneb, võib see põhjustada hapnikupuudust, mis mõjutab negatiivselt kalu ja põhjaelustikku. Reovee orgaanilist koormust väljendatakse sageli biokeemilise hapnikutarbe (BHT) kaudu, mis näitab, kui palju hapnikku kulub orgaanilise aine lagundamiseks vees.[636]

Teine oluline keskkonnakoormuse liik on mikroorganismide ja patogeenide sattumine veekeskkonda. Olmereovesi sisaldab baktereid, viiruseid ja teisi mikroorganisme, mis võivad põhjustada terviseriske nii inimestele kui ka loomadele. Kui reovesi satub veekogudesse ilma piisava puhastamiseta, võib see halvendada suplusvee kvaliteeti ning mõjutada joogiveeallikaid, eriti juhul kui veekogud on seotud põhjaveega.[637]

Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata reovee hajukoormusega võib kaasneda ka erinevate kemikaalide sattumine veekogudesse. Olmereovesi sisaldab sageli pesuvahendites, ravimites ja majapidamiskemikaalides sisalduvaid ühendeid. Need ained võivad keskkonnas püsida ja mõjutada veeorganisme isegi väikestes kontsentratsioonides. Individuaalsed puhastussüsteemid ei pruugi selliseid aineid täielikult eemaldada.

Hajaasustusega piirkondade reovee koormus võib mõjutada pinnaveekogusid ka läbi pinnase ja põhjavee. Kui septikud või imbväljakud ei ole õigesti rajatud või hooldatud, võivad saasteained liikuda pinnasesse ning sealt edasi põhjavette ja veekogudesse. Selline saaste võib olla raskesti tuvastatav, kuna see toimub hajusalt ja aeglaselt, kuid pika aja jooksul võib see põhjustada märkimisväärseid muutusi veekvaliteedis.[638]

Eestis on hajaasustusega piirkondade reovee käitlemine reguleeritud veeseaduse ja teiste keskkonnanõuetega, mille eesmärk on tagada, et ka väikestest allikatest pärinev reovesi ei kahjustaks veekogude seisundit. Väikese reostuskoormusega asulate reovee puhastamisel tuleb tagada, et enne keskkonda juhtimist oleks reovesi piisavalt puhastatud ning vastaks kehtestatud piirväärtustele. See

[635] Sawyer, C. N. 1966. Basic Concepts of Eutrophication. *Journal (Water Pollution Control Federation)* 38, pp. 737–744.
[636] Niine, R., Loigu, E., Pachel, K. 2012. Wastewater impact on the quality of waterbodies in Estonia.
[637] VillageWaters Project 2019. Guidelines for the best technical solutions and practices for wastewater treatment in scattered dwelling areas, https://interreg-baltic.eu
[638] HELCOM 2023. Waterborne nitrogen and phosphorus inputs to the Baltic Sea, https://helcom.fi

on oluline, sest isegi väikesed reoveeallikad võivad suure hulga korral moodustada märkimisväärse hajukoormuse pinnaveekogudele.[639]

Kokkuvõttes väljendub kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmete hajukoormus Eestis peamiselt toitainete, orgaanilise aine, mikroorganismide ja erinevate keemiliste ühendite sattumises veekogudesse. Peamised keskkonnakoormuse liigid on lämmastiku ja fosfori koormus, orgaanilise aine koormus, patogeenide levik ning majapidamiskemikaalide jääkide sattumine veekeskkonda. Nende mõjude vähendamiseks on oluline parandada hajaasustusega piirkondade reovee käitlemise süsteeme, tagada nende nõuetekohane hooldus ning rakendada tõhusamaid lokaalseid puhastustehnoloogiaid.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata elanikest tuleneva hajukoormuse (koormusklass 2.6) hindamisel ei piisa ühendamata elanike arvu või üksikute kogumismahutite olemasolu teadmisest - hinnata tuleb kogu mõjuahelat: kui palju reovett tekib, millistesse kohtkäitlussüsteemidesse see juhitakse, milline on nende süsteemide tehniline seisukord ja tegelik toimimine, kas heitvesi või imbvesi jõuab kraavide, ojade, jõgede või järvedeni ning kas see põhjustab pinnavees toitainete, orgaanilise aine, mikroobide või muude saasteainete lisandumist.[640]

Koormuse hindamiseks tuleb esmalt läbi viia koormusallikate inventuur - kaardistada ühendamata elanike arv, asustuse tihedus, kasutatavate süsteemide tüübid ja paiknemine. Eristada tuleb vähemalt kogumismahuteid, septikuid, imbväljakuid, biopuhasteid, hallvee eraldi käitlust ning juhte, kus heitvesi või ülevool juhitakse otse kraavi, avatud pinnasele või veekogusse. Hindamine peab hõlmama süsteemide arvu, levikut, tüüpe, seisukorda, hooldust ja tipukoormuse olukordi, sest ainult

[639] TalTech 2010. Water Resources, Sustainable Use and Integrated Water Management in Estonia, https://digikogu.taltech.ee

[640] European Commission. 2024. Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32024L3019 ; World Health Organization. 2023a. Sanitation inspections: user guide. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/sanitation/sanitation-inspections-user-guide.pdf?download=true&sfvrsn=13056df9_3 ; World Health Organization. 2023b. Sanitary inspections for sanitation systems. https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/sanitation/sanitation-inspection-forms/sanitation-safety-inspections-v7-2023.pdf?sfvrsn=7d61e0e6_3

ühendamata elanike koguarv ei näita veel tegelikku saasteriski.[641] Hea metoodika alus on üksikasjalik ruumiline register, mida saab siduda valglate, veekogude ja tundlike suublatega.

Teine samm on hüdroloogilise ja ruumilise ühendatuse hindamine, sest heide muutub pinnavee koormuseks siis, kui saasteained jõuavad mööda pindmist äravoolu, drenaaži, kraavivõrgu, üleujutuste, lekke või kiire maa-aluse ühenduse kaudu veekoguni. WHO juhend "Protecting surface water for health" rõhutab, et riskihindamises tuleb kaardistada, kas on olemas inimasustus pinnaveeallikast ülesvoolu, millised on reovee käitlemise viisid ning kas saasteained jõuavad veekogusse otse või pikema äravoolu kaudu. Ühtlasi märgitakse, et universaalset "ohutut kaugust" ei saa ette anda, sest see sõltub tingimustest nagu pinnamood, muld, hüdroloogia ja veevoolud.[642] Seega, hindamine peaks ühendama kohtkäitlussüsteemide kaardi info maapinna kallete, kraavide, vooluveekogude, üleujutusalade ja vajaduse korral ka pinnase läbilaskvuse või karstiandmetega.

Kolmas põhimõte on süsteemide toimivuse ja rikke tõenäosuse hindamine. Pinnavee seisukohast pole oluline mitte süsteemi nimetus, vaid kas see on töökorras - kohtkäitlussüsteemid võivad olla märkimisväärsed toitainete ja patogeenide allikad, kui need on valesti projekteeritud, vananenud, ülekoormatud või halvasti hooldatud.[643] WHO sanitaarinspektsiooni aruandevormides on keskne koht küsimustel lekke, ülevoolu, avatud väljavoolu, reovee nähtava kogunemise, puuduliku tühjendamise, vale kasutuse ja ülekoormuse kohta.[644] Ideaalne hindamissüsteem ühendab registriandmed kohapealsete kontrollide, hooldusajaloo ja riskiskooridega, et eristada madala riskiga ning tegelikult pinnavett ohustavaid objekte.

Neljas põhimõte on saasteainete koormuse mõõtmine. Ideaalis ei hinnata ühendamata elanike koormust ainult elanike arvu järgi, vaid arvutatakse ligikaudne saastekoormus inimese kohta ja korrigeeritakse seda süsteemi eemaldustõhususe ning rikete sagedusega. Selleks kasutatakse tavaliselt inimese kohta tekkiva reovee mahu ja tüüpiliste kontsentratsioonide põhjal saadud koormuskoefitsiente, mida saab siduda süsteemi tüübiga. Hea hindamine peaks eristama orgaanilist ainet, heljumit, üldlämmastikku, ammooniumi, üldfosforit ja fekaalset mikrobioloogilist reostust, sest just need iseloomustavad kõige sagedamini kanalisatsioonivõrgust väljas tekkivat kodumajapidamise

[641] World Health Organization. 2023a; World Health Organization. 2018. Protecting surface water for health: identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments. https://www.who.int/docs/default-source/food-safety/arsenic/9789241510554-eng.pdf
[642] World Health Organization 2018.
[643] U.S. Environmental Protection Agency. 2004. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/2004_07_07_septics_septic_2002_osdm_all.pdf
[644] World Health Organization 2023b.

heitvett.[645] Kui süsteem on lekkiv või ajab vihmaperioodil üle, tuleb koormus hinnata sündmuspõhiselt, sest just siis võib suur osa aastasest koormusest jõuda kiiresti kraavi või ojja.

Lisaks saab hinnata saaste mõju veekogule, mõõtes veekogus veekvaliteedi ja mikrobioloogilisi näitajaid ning ökoloogilise seisundi indikaatoreid. Pinnavee seiret on vaja kui veekogu kasutatakse suplemiseks ja joogiveeallikana, aga ka veekogu enda haavatavuse hinnanguks.[646] Kasutatav metoodika võiks hõlmata heitvee väljalasust ülal- ja allpool asuvate seirepunktide paare ning vajaduse korral hooajalist või vihmasündmuste järgset seiret.

Hea hindamine peab eristama koormusallika olemasolu, hüdroloogilist ühendatust ja mõju suublale. Koormusallikate olemasolu ei vii automaatselt pinnavee seisundi halvenenemiseni, küll aga on riskiteguriteks ühiskanalisatsiooniga ühendamata elanike hulk suur, mittetoimivad süsteemid, tugev hüdroloogiline ühendatus ja tundlik suubla. Hajureostuse juhtimine on keeruline, kuna koormus pärineb paljudest väikestest allikatest ja tegelik mõju avaldub nende koosmõjus (OECD, 2017).[647] Sellepärast peaks kasutama mitmetasandilist riskihindamist: esmalt ruumiline sõelumine ühendamata elanike ja süsteemide järgi, seejärel kohapealne sanitaarinspektsioon, pinnavee seire ning vajaduse korral lihtsad koormusmudelid või valglapõhised riskihinnangud. Alles nende kombinatsioon võimaldab otsustada, kas tegemist on ainult potentsiaalse või juba tegelikult pinnavett kahjustava hajukoormusega.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata elanikest tuleneva pinnavee hajukoormuse (koormusklass 2.6) hindamine toimub Eestis peamiselt kaudsete, ruumianalüütiliste ja arvutuslike meetodite kaudu, mitte otsese sündmuspõhise väljalaskeseirena. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsis hinnatakse selle puhul vaid üldlämmastiku ja üldfosfori koormust, ja seda mitte üksiku majapidamise või üksiku kohtkäitlussüsteemi tasandil, vaid valglapõhise koormusnäitajana, mis võimaldab võrrelda mõju eri pinnaveekogumitel - ei mõõdeta otseselt tegelikke heitveekoguseid ja -kontsentratsioone, vaid ühendamata elanike arvu, asustuse paiknemist ja antakse hinnang inimese kohta tekkiva tüüpilise lämmastiku- ja fosforikoormuse kaudu. Selle hindamiseks kasutati 2023. aasta rahvastikutiheduse

[645] U.S. Environmental Protection Agency. 2002. Voluntary National Guidelines for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/septic_guidelines.pdf ; World Health Organization 2015. Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta. https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/171753/9789241549240_eng.pdf

[646] World Health Organization 2018.

[647] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf

ruutkaarti, Eesti topograafia andmekogu hoonete kaardikihti, Statistikaameti rahvaarvu andmeid, reoveekogumisalade ruumiobjekte, veekasutuse aruande vormi 1.2 koormusandmeid ning pinnaveekogumite osa- ja täisvalglate ruumikujusid. Ühe inimese koormuse arvutamisel kasutati HELCOM PLC-Water Guidelines soovituslikke ühikkoormusi 12 gN/päevas ja 2,7 gP/päevas.[648]

Eeltoodud lähenemine oli kasutusel ka varasemates pinnavee koormuste ülevaadetes, kus ühiskanalisatsiooniga ühendamata elanikke on käsitletud hajukoormuse allikana – näiteks hinnati kaardianalüüsi põhjal, et ühendamata elanike põhjustatud hajukoormus võib olla suurusjärgus 85 tonni üldlämmastikku aastas ja 0,01 tonni üldfosforit aastas, kuid sedastati, et täpne hindamine on keeruline, kuna selgus ka, et puhtalt ruumilise metoodikaga leitud ühendamata elanike arv erines oluliselt Keskkonnaagentuuri teadaolevatest andmetest, mis näitas, et ainult kaardipõhine lähenemine võib anda tegelikust olukorrast ebatäpse pildi - hindamisel sõltub tulemus väga tugevalt algandmete kvaliteedist.[649]

Varasemas praktikas on kasutatud ka lihtsat koormuskünnist väikese mõjuga hajusallikate sõelumiseks ja osavalgalade seisukohast oluliste koormuste eristamiseks – künniseks oli kui ühiskanalisatsiooniga ühendamata inimeste reostus jäi alla 0,005 tonni üldlämmastikku aastas, mis vastas vähem kui 23 inimesele. 2025. aasta analüüsis selle koormuse olulisust ei hinnatud eraldi - lisades on 2.6 juures märgitud, et seda ei hinnatud, mis tähendab, et see koormusklass on praegu riiklikus käsitluses pigem taustkoormuse või võimaliku riski kandja kui tugevalt individualiseeritud surveallikas.

Kahjude tekkeprotsesside hindamine toimub samuti peamiselt kaudselt - see tähendab, et ühendamata elanikkonnast tuleneva koormuse kahju ei mõõdeta tavaliselt ühe süsteemi vahetu seire kaudu, vaid läbi selle, kuidas sellest arvutatud lämmastiku- ja fosforikoormus võib panustada pinnaveekogumi üldisesse toitainekoormusesse ning seeläbi selle ökoloogilise seisundi halvenemisse.

Oluline metoodiline piiritlemine on see, et pinnavee koormuste analüüsis ohtlike ainete osas kanalisatsioonivõrku ühendamata heidete puhul ohtlike ainete koormust ei käsitleta, keskendutakse täielikult lämmastikule ja fosforile, mitte näiteks ravimijääkidele, kodukeemiale või teistele

[648] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.
[649] Kliimaministeerium 2021. Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Vesikonna%20pinnavett%20m%C3%B5jutava%20inimtegevuse%20koormuse%20%C3%BClevaade.pdf

mikroreostajatele. See kitsendab küll koormusklassi käsitlust, kuid muudab selle samas paremini võrreldavaks teiste toitaineliste hajukoormustega.[650]

Koormusallika ruumilise hindamise kõrval on Eestis oluline ka kohtkäitluse normatiivne ja halduslik käsitlus. Kohalik omavalitsus peab veeseaduse alusel kehtestama reovee kohtkäitluse ja äraveo eeskirja, mis sisaldab nõudeid reoveekäitlussüsteemide ehitamise, muutmise ja kasutamise kohta ning tingimusi purgimisteenuse korraldamiseks. See tähendab, et Eesti tegelik hindamismetoodika ei põhine ainult riiklikul valglapõhisel koormusanalüüsil, vaid sisaldab ka kohaliku tasandi halduslikku kontrolli, mille kaudu hinnatakse, kas kohtkäitlussüsteemid on nõuetekohased, kus need paiknevad ja millistel juhtudel tuleb liituda ühiskanalisatsiooniga. Samuti täiendavad seda juhendmaterjalid hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks, mille kaudu hinnatakse süsteemide sobivust kohalike tingimuste, pinnase, põhjaveetaseme ja keskkonnanõuete taustal. Need vahendid ei ole küll otsesed valgalapõhised koormusarvutuse meetodid, kuid praktilises mõttes kujundavad need seda, kuidas koormuse teket ennetatakse ja kaudselt hinnatakse.[651]

Kahjude tekkeprotsesside tegelik hindamine jääb Eestis osaliselt lünklikuks - riigil puudub täielik ülevaade selle kohta, kas kohtkäitluse reovesi kogutakse nõuetekohaselt ja kas see jõuab puhastitesse ja puudub ka selge pilt kohtkäitlussüsteemide olemasolust, seisundist ja purgitava reovee kogustest. Seega on Eesti tänase metoodika üks peamisi piiranguid see, et kohtkäitluse tegelik toimivus ei ole riiklikul tasandil täielikult hõlmatud.[652]

Pinnavee koormuste analüüsi tulemused näitavad, et kuigi koormusklass esines väga laialdaselt, olenevalt näitajast 89–99% pinnaveekogumitest, jäi selle mõju enamasti väikeseks - sellest tulev toitainete koormus loeti nii üldfosfori kui üldlämmastiku puhul oluliseks 12 pinnaveekogumis ehk umbes 2% juhtudest. See tähendab, et Eesti riikliku hindamise järgi on tegemist väga laialt levinud, kuid enamasti vähese mõjuga taustkoormusega, mille olulisus tõuseb esile üksnes teatud

[650] Keskkonnaagentuur 2025.
[651] Kliimaministeerium 2015. Juhendmaterjal hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Juhendmaterjal%20hajaasustuse%20reoveek%C3%A4itluss%C3%BCsteemide%20kavandamiseks%2C%20valikuks%2C%20ehitamiseks%20ja%20hooldamiseks.pdf
[652] Kliimaministeerium 2023. Riik plaanib seada selgemad reeglid majapidamiste reovee kogumisele. https://kliimaministeerium.ee/uudised/riik-plaanib-seada-selgemad-reeglid-majapidamiste-reovee-kogumisele ; Kliimaministeerium. Reovesi ja reoveekogumisalad. https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon/reovesi-ja-reoveekogumisalad

veekogumites. Selline tulemus kinnitab, et Eesti metoodika käsitleb 2.6 koormust pigem laialdase hajusa surveteguriina kui üksikute kriitiliste heiteallikate kogumina.[653]

Eesti praegune metoodika on ruumianalüütiline ja arvutuslik ning kahjude tekkeprotsesse hinnatakse peamiselt kaudse seose kaudu pinnaveekogumi toitainekoormuse ja seisundi muutusega, mitte üksikute kohtkäitlussüsteemide otsese väljalaskeseire alusel.[654]

Ideaalpilt eeldab kogu mõjuahela käsitlemist alates kohtkäitlussüsteemide olemasolust, tüübist, tehnilisest seisukorrast ja hüdroloogilisest ühendatusest kuni mõjuni veekogus. Eestis hinnatakse koormusi: 1) ruumianalüüsi kaudu, millel on potentsiaali anda üleriigiliselt kattev ja võrdlemist toetav pilt, 2) arvutuslike lämmastiku- ning fosforikoormuste kaudu, mis toetavad ligikaudset koormuste hinnangut üldpildis, kuid: 3) puudub ühtne andmebaas, kus oleks näha süsteemide tegelik toimivus, rikked ja otsene mõju suublale. Koormuste parema hindamise jaoks on vaja üleriigilist ajakohast kohtkäitlussüsteemide registrit, rohkem kohapealseid sanitaarinspektsioone, riskialadel ka pinnavee seiret. Eeltoodud info peaks olema omavahel lõimitud, et parimal juhul hinnata, kus koormus on veekogu seisundi seisukohalt oluline ja millised meetmed — näiteks süsteemide korrastamine, ühiskanalisatsiooniga liitmine või riskialade prioriseerimine — annavad suurima keskkonnakasu. Sanitaarinspektsioonidega seotult peaks kujunema süsteemide toimivushinnang, mis oleks kahetasandiline – hõlmaks nii puhastussüsteemide töökindlust miinimumhoolduse korral kui puhastustulemusi.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Lokaalse reoveekäitluse pinnaveekoormuse tüüpilised rahalise hinnastamise viisid on kaudsed. Hinnatakse koormuse kahjukulu, vältimiskulu, ning taastamiskulu. Harvemini ka kinnisvara- ja rekreatsioonivääruse muutust, samuti võidakse kasutada krediidi-/kompensatsiooni skeeme. Tavaliselt ei kasutata neid skeeme alati eraldi, vaid pigem kombineeritult.

1) Ühikukahju põhine skeem.

Selles lähenemises hinnatakse, kui palju üks majapidamine või majapidamiste rühm tekitab aastas fosfori- ja lämmastikukoormust. Seejärel hinnatakse, kui suur osa sellest koormusest päriselt jõuab pinnavette, sest osa võib jääda pinnasesse, laguneda või väheneda enne pinnavette jõudmist. Alles

[653] Keskkonnaagentuur 2025.
[654] Samas.

sellele pinnavette jõudvale osale rakendatakse ühikukahju €/kg P või €/kg N. Hinnastamine võib olla näiteks järgmine: aastane rahaline kahju = majapidamiste arv × aastane koormus majapidamise kohta × pinnavette jõudev osakaal × ühikukahju €/kg. Näiteks kui külas on 50 majapidamist ja igaüks annab keskmiselt 1,2 kg P aastas pinnavett mõjutavasse süsteemi ning neist jõuab pinnavette 60%, siis ühikukahju on 35 €/kg P. Siis: 50 × 1,2 × 0,6 × 35 = 1260 € aastas, mis on hinnanguline kogukondlik kahju sellest fosforikoormusest. Hajaasustuses võib seda lähenemist kasutada siis, kui tahetakse võrrelda kolme asja: 1) kui suur on praegune kahju olemasolevatest lekkivatest või ebatõhusatest süsteemidest, 2) kui palju kahju väheneks, kui need süsteemid parandada või ühiskanalisatsiooniga ühendada, 3) kas sekkumise maksumus on väiksem või suurem kui välditav kahju. Üldiselt jagatakse selle skeemi puhul vastavalt majapidamise asukohale need ka riskiklassidesse.[655]

2) Kahjukulu põhine skeem

Kahjukulu skeemis vaadatakse, millise reaalse kahju see koormus veekogus põhjustab ja kui palju see kahju rahas maksab. Tüüpilised kahjukategooriad on ökosüsteemiteenuste kadu, kalanduse kahju, kõrgemad veetöötluskulud, rekreatsiooni ja turismi kahju ning kinnisvaramõjud. Hinnatakse hajaasutuste reoveepuhastussüsteemide hinnangulist P ja N koormust aastas ning pinnavette jõudva koormuse hindamiseks kasutatakse tavaliselt jõudmis- või ülekandetegurit. Kahjukulu skeem arvestab, mida see lisakoormus veekogus kaasa toob. Mõju teisendatakse rahalisse väärtusesse, kasutades olemasolevaid referentse.[656]

3) Vältimis- või taastamiskulu skeem

See lähenemine keskendub sellele, kui palju maksab kahju ära hoidmine või hiljem korda tegemine. Vältimiskulu hindamisel selgitatakse, palju maksab see, et reostus üldse pinnavette ei jõuaks või jõuaks vähem. Taastamiskulu puhul aga hinnatakse, palju maksab juba halvenenud veekogu seisundi taastamine. Esmalt leitakse probleemne koormus (kui palju ja mida täpsemalt), siis valitakse meede, mis kahju väldib või vähendab (nt eri tüüpi hajaasustuse puhastid), ning hinnatakse, kui palju see meede koormust vähendab ning jagatakse kulu eemaldatud koormusega. Selgitatakse näiteks, et ühe lämmastikukilogrammi pinnavette jõudmise vältimine maksab X eurot.[657]

4) Krediidi- või kompensatsioonipõhine lähenemine

---

[655] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

[656] Coffey, S.; Cheng, S. L.; Dukes, E.; Metson, G. S.; MacDonald, G. K.; Galloway, J. N. 2025. A model for institutional phosphorus damage costs: A case study at the University of Virginia. Environmental and Sustainability Indicators 25.

[657] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

See lähenemine tähendab seda, et hajaasustuse reoveekoormust ei hinnata esmalt „kahjuna rahaühikutes", vaid sellest tehakse kaubeldav vähendusühik. Loogika on see, et kui mõni majapidamine või kinnistu vähendab oma fosfori- või lämmastikukoormust rohkem, kui tal endal vaja oleks, saab see vähendus väljenduda krediidina, mida saab kasutada mõne teise koormuse kompenseerimiseks. Nii muutub näiteks vana septiku asendamine tõhusama puhastiga või muu kohapealse puhastussüsteemi parandamine mitte ainult keskkonnameetmeks, vaid ka potentsiaalseks „tooteks", mille väärtus väljendub müüdavas N- või P-krediidis.[658]

5) Toitainete neutraalsus uusarenduste mõjudes

See lähenemine seondub uute arendustega hajaasustuse piirkondades. Idee on, et uus arendus ei tohi kokkuvõttes suurendada tundlikku veekogusse jõudvat lämmastiku- ega fosforikoormust. Selle loogika on, et enne hinnatakse, kui palju uus elamuarendus või muu projekt hakkab tekitama täiendavat toitainete koormust, peamiselt reovee ja mõnikord ka sademevee või maakasutuse muutuse kaudu, ning seejärel tuleb see lisakoormus täielikult tasakaalustada mõne vähendusmeetmega. Seega ei võeta aluseks mitte seda, kui suur on ühiskondlik kahju rahaühikutes, vaid kas arenduse lõpptulemus on neto-null või parem.[659]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Kanalisatsioonisüsteemiga ühendamata heitmete hajukoormuse hinnastamine on Eestis olnud pigem kaudne ja meetmekulu põhine. Rõhk on kohtkäitluse eeskirjadel, kontrollil, nõustamisel ja süsteemide korrastamisel. ÜVK-ga ühendamata majapidamiste koormuse vähendamist on rahasse tõlgitud sisuliselt nõuetele vastavusse viimise kuluna, mis võib olla väljendunud investeeringukuluna või ka riiklike meetmete kuluna. Praktikas väljendub see näiteks selles, et riik ja KOV toetavad hajaasustuse vee- ja kanalisatsioonisüsteemide rajamist (nt KIK-i veemajandusprogramm + hajaasustusprogramm).[660] Ehk praktikas hinnastatakse koormus investeeringu- ja kaasrahastuse kaudu, mitte saasteühiku hinnana.

Hajaasustuse ühiskanalisatsioonita heitmete koormuse hinnastamine toimub välisriikides sageli kaudselt, nõuete täitmise, leevendusmeetmete rakendamise ja järelevalve kaudu. Soomes ja Rootsis väljendub selle koormusklassi rahaline arvestus eelkõige kohtpuhastussüsteemide investeeringu- ja kasutuskuludes ning erinevate meetmete kulutõhususe hindamises. Rootsis on praktikas kasutusel

[658] Trading and Offsets in the Chesapeake Bay Watershed, https://www.epa.gov/chesapeake-bay-tmdl/trading-and-offsets-chesapeake-bay-watershed

[659] Using the nutrient neutrality calculators, https://www.gov.uk/guidance/using-the-nutrient-neutrality-calculators

[660] Lääne-eesti vesikonna veemajanduskava 2022–2027, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/L%C3%A4%C3%A4ne-Eesti%20vesikonna%20veemajanduskava%202022-2027.pdf

peamiselt loa-, järelevalve- ja sanktsioonitasud, samuti kohustus puudulikud väikepuhastid korda teha. Poolas tuleb kanalisatsiooni ühendamata kinnistuomanikel sõlmida äravedajatega kohustuslik leping. Puhastussüsteemide rajamist toetatakse riiklikult või omavalitsuste tasandil ning mõnes programmis võib toetus katta 30% kuni 75% abikõlblikest kuludest.[661] Ehk Poolas peab olema korrektne reoveepuhastus/ äraveo lahendus, leping, regulaarne väljavedu ja vajadusel investeerimine oma süsteemi. Belgias on lähenemine nõuete ja teenuse põhine. Kui omanik investeerib ise ja korraldab puhastuse, siis regulaarset tasu ei ole. Aga kui süsteemi haldaja on omavalitsus või vee-ettevõte, siis makstakse reovee puhastuse ja süsteemi hoolduse eest regulaarset tasu.[662] Kanadas hõlmab selle koormusklassi hinnastamine ehitus- ja loatasusid, inspekteerimistasusid, heitelubade tasusid teatud juhtudel, ning muid kohalikke teenus- ja ühenduskulusid.

Taanis on ühiskanalisatsioonita hajureovee koormus maksustatud ehk hajaasustuse kinnistute omanikud maksavad reoveemaksu, mida kogub kohalik omavalitsus. See puudutab ka neid kinnistuid, millel on oma heide septikusse, kogumismahutisse või immutusse. Reovee koguse arvestus võib toimuda selle järgi, kui palju vett kinnistu tarbib, kui suur osa sellest muutub reoveeks, ja milline puhastuslahendus kinnistul on. Kinnise septikuga lahenduse puhul arvestatakse maksu sarnaselt sellele, nagu oleks kinnistu ühendatud ühiskanalisatsiooni.[663] Lisaks maksule võib vajadusel omanikku kohustada investeerima paremasse puhastusse. Ka Hollandis on kanalisatsiooniga ühendamata kinnistu korral saastemaks, mis on erinev reoveemaksust, mida maksavad ÜKV-ga liitunud kinnistuomanikud. Maksu arvestatakse saasteühikute järgi ehk *per* inimene.

Iirimaal on see koormus hinnastatud eelkõige läbi nõuetele vastavuse tagamise kulu ning järelevalve. Skeemis on: 1) kohustuslik register ja registreerimistasu – kõik septikud ja muud kodused süsteemid tuleb registreerida ning ametlik registreerimistasu on 50 eurot; 2) riiklik inspekteerimissüsteem – kohalikud omavalitsused kontrollivad süsteeme riikliku kontrollikava alusel; 3) toetus süsteemi parandamiseks või väljavahetamiseks – nt 2024. aastast tõsteti septikutoetus kuni 12 000 euroni.[664]

Inglismaal rakendatakse uusarenduste planeerimisel tundlikel aladel ka toitainete neutraalsuse skeemi. Uus arendus võib toimuda ainult siis, kui selle tekitatav lisalämmastik ja lisafosfor kompenseeritakse täielikult, nii et netokoormus valgalas ei suureneks. Kompenseerimine toimub kas

[661] Przydomowe oczyszczalnie ścieków – dofinansowanie, https://samorzad.gov.pl/web/gmina-grajewo/przydomowe-oczyszczalnie-sciekow
[662] Applying for or renewing an approval as a septic tank operator, https://wallonie.be/en/demarches/applying-or-renewing-approval-septic-tank-operator
[663] Spildevandsudledere omfattet af reglerne Indhold, https://info.skat.dk/data.aspx?oid=1946688
[664] Domestic waste water treatment systems (septic tanks), https://www.gov.ie/en/department-of-housing-local-government-and-heritage/publications/domestic-waste-water-treatment-systems-septic-tanks

reaalse vähendusmeetmega või selle meetme rahastamisega krediitide kaudu, nii et arenduse netotoitainete koormus jääb nulli. Tüüpiliste lahendustena luuakse näiteks uued märgalad, metsastamise või muud maakasutuse muutused, mis seovad või püüavad toitaineid kinni. Kui arendaja ise leevendusmeedet ei tee, saab ta mõnes valgalas osta toitainete leevenduse krediiti. Skeemi korraldaja teeb reaalsed leevendusmeetmed kohapeal ära ning arendaja maksab nende eest krediidi kujul.[665]

USA-s on mõnedes osariikides see koormus seotud (samuti) toitainete krediiditurgudega, eriti Chesapeake Bay piirkonnas Marylandis. Veekvaliteedi kauplemise programmis sertifitseeritakse krediite, mis on tekitatud muu hulgas kohtpuhastite põhjal, ja neid krediite saab kasutada lubade nõuete täitmiseks. See tähendab, et ühendamata süsteemi parandamine või ümbertegemine võib anda päriselt müüdava või kasutatava krediidi. Ka nt Pennsylvanias on toitainete (lämmastik, fosfor) kauplemise programm ning krediite saab kasutada loa piirväärtuste täitmiseks. USA-s on ka praktiline mehhanism: avalik rahastus septikusüsteemide uuendamiseks või kanalisatsiooniga ühendamiseks.[666]

Prantsusmaal on kohalik avalik teenus SPANC (*Service Public d'Assainissement Non Collectif*) mõeldud just neile kinnistutele, mis ei ole ühiskanalisatsiooniga ühendatud. Praktikas tähendab see, et omanikule tekib kohustuslik kontrolli- ja teenusesuhe kohaliku SPANC-iga: süsteemi kontrollitakse perioodiliselt, müügi korral on vaja vastavat dokumenti ning kohalik teenuspakkuja võtab selle eest tasu. See on riiklikult juurutatud ühendamata kanalisatsiooni teenus- ja kontrolliskeem.[667]

Austraalia mõnes osariigis võetakse ühiskanalisatsioonita kinnistute omanikelt iga-aastast tasu, millega rahastatakse registreerimist, inspekteerimist, omanike nõustamist ja vigaste süsteemide parandamise järelevalvet.[668] Jaapanis on seevastu olulisel kohal subsiidiumisüsteem, kus riik ja omavalitsus maksavad suure osa kohapealse puhastussüsteemi rajamisest kinni ning omanikul tuleb maksta omaosalus, mis on osadel juhtudel ainult 10%. Seega ei hinnastata ühendamata heitmeid mitte maksuna ega trahvina, vaid nii, et riik paneb probleemile rahalise väärtuse ja maksab selle vähendamise eest peale.[669]

---

[665] Natural England's nutrient mitigation scheme for developers, https://www.gov.uk/government/publications/natural-englands-nutrient-mitigation-scheme-for-developers

[666] Nutrient Credit Trading, https://www.pa.gov/agencies/dep/programs-and-services/water/clean-water/nutrient-credit-trading

[667] Real estate diagnosis: status of the collective and non-collective sanitation facility, https://www.service-public.gouv.fr/particuliers/vosdroits/F31685?lang=en

[668] On-site Sewage Management Systems, https://www.byron.nsw.gov.au/Development-Business/Building-Construction/Plumbing-Sewage/On-site-Sewage-Management-Systems

[669] Subsidy Programs for Johkasou Installation, https://www.env.go.jp/recycle/jokaso/en/pamph/pdf/wts_14.pdf

6.2.6 Asulate heitvee punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Asulate heitvee punktkoormus tekib peamiselt linnades ja tiheasustusega piirkondades, kus reovesi kogutakse ühiskanalisatsiooni kaudu ning juhitakse puhastamiseks reoveepuhastusjaamadesse. Pärast puhastamist suunatakse heitvesi väljalaskmete kaudu jõgedesse, järvedesse või merre. Kuigi reoveepuhastusjaamade eesmärk on eemaldada veest saasteained enne selle keskkonda juhtimist, võib puhastatud heitvesi siiski sisaldada teatud koguses toitaineid, orgaanilist ainet ja muid ühendeid, mis võivad mõjutada pinnaveekogude seisundit. Sellistest kindlatest väljalaskmetest pärinevat reostust nimetatakse punktkoormuseks, sest selle allikas on selgelt määratletav.[670]

Euroopa keskkonnaseire andmete kohaselt on reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed paljudes Euroopa riikides üheks oluliseks punktreostuse allikaks, mis võib mõjutada veekogude ökoloogilist seisundit. Eriti oluline on see piirkondades, kus veekogude vooluhulk on väike või puhastusseadmete koormus suur, sest sellisel juhul võivad heitveega veekogudesse jõudvad saasteained avaldada märgatavat mõju vee kvaliteedile.[671]

Üheks olulisemaks keskkonnakoormuse liigiks on toitainete ehk lämmastiku ja fosfori koormus. Need ained pärinevad peamiselt inimese ainevahetusproduktidest, pesuvahenditest ja orgaanilise aine lagunemisest. Kui lämmastiku ja fosfori sisaldus veekogudes suureneb, võib see põhjustada eutrofeerumist ehk vetikate ja veetaimestiku liigset kasvu. Selle tagajärjel võib väheneda vees lahustunud hapniku hulk ning halveneda vee-elustiku elutingimused.[672]

Lisaks toitainetele sisaldab reoveepuhastusjaamadest väljuv heitvesi sageli ka orgaanilist ainet. Orgaanilise aine lagunemine veekeskkonnas tarbib hapnikku, mistõttu võib selle suur sisaldus veekogus põhjustada hapnikupuudust. See omakorda võib mõjutada kalu ja põhjaelustikku. Reovee orgaanilist koormust hinnatakse sageli biokeemilise hapnikutarbe (BHT) kaudu, mis näitab, kui palju hapnikku kulub orgaanilise aine lagundamiseks vees.[673]

---

[670] Niine, R., Loigu, E., Pachel, K. 2012. Wastewater impact on the quality of waterbodies in Estonia.

[671] European Environment Agency. (2018). European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu

[672] HELCOM 2023. Waterborne nitrogen and phosphorus inputs to the Baltic Sea, https://helcom.fi

[673] Niine, R., Loigu, E., Pachel, K. 2012. Wastewater impact on the quality of waterbodies in Estonia.

Teine oluline keskkonnakoormuse liik on heljumi ehk vees hõljuvate osakeste sattumine veekogudesse. Heljum võib pärineda reovees sisalduvatest orgaanilistest ja anorgaanilistest osakestest ning põhjustada vee hägususe suurenemist. See võib mõjutada veetaimede kasvu, sest vähendab valguse läbitungimist vees, ning võib muuta veekogude põhjasette omadusi.[674]

Reoveepuhastusjaamade heitveega võivad veekogudesse sattuda ka mikroorganismid ja patogeenid. Olmereovesi sisaldab baktereid, viiruseid ja teisi mikroorganisme, mis võivad keskkonda sattudes mõjutada nii vee-elustikku kui ka inimeste tervist. Kui puhastamisprotsess ei eemalda mikroorganisme piisavalt tõhusalt, võivad need halvendada näiteks suplusvee kvaliteeti või ohustada joogiveeallikaid.[675]

Lisaks võivad heitvees sisalduda erinevad mikroreostusained, nagu ravimite jäägid, hormoonid ja majapidamiskemikaalid. Need ühendid võivad veekeskkonnas püsida ning mõjutada veeorganisme isegi väga väikestes kontsentratsioonides. Tavapärased reoveepuhastusprotsessid ei pruugi kõiki selliseid aineid täielikult eemaldada, mistõttu võivad need sattuda puhastatud heitveega pinnaveekogudesse.[676]

Eestis reguleerivad asulate reovee puhastamist ja heitvee keskkonda juhtimist veeseaduses olevad nõuded. Reoveepuhastusjaamade heitvee kvaliteedile on kehtestatud piirväärtused, mille eesmärk on vähendada veekogude reostuskoormust ning tagada pinnaveekogude hea seisund. Viimastel kümnenditel on Eestis reoveepuhastuse taset märkimisväärselt parandatud, kuid suuremate asulate puhastite väljalaskmed võivad siiski olla kohaliku veekogumi seisundit mõjutavad punktkoormuse allikad.[677]

Kokkuvõttes on peamised keskkonnakoormuse liigid on lämmastiku ja fosfori koormus, orgaanilise aine koormus, heljumi koormus ning mikroorganismide ja keemiliste ühendite levik. Nende mõjude vähendamiseks on oluline tagada reoveepuhastusjaamade tõhus töö, rakendada kaasaegseid puhastustehnoloogiaid ning teha pidevat keskkonnaseiret.

[674] European Environment Agency 2013. Diffuse water emissions in E-PRTR, https://industry.eea.europa.eu
[675] VillageWaters Project 2019. Guidelines for the best technical solutions and practices for wastewater treatment in scattered dwelling areas, https://interreg-baltic.eu
[676] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, https://www.oecd.org
[677] TalTech 2010. Water Resources, Sustainable Use and Integrated Water Management in Estonia, https://digikogu.taltech.ee

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Asulate reoveepuhastite heitveelaskmete puhul kasutatakse üldjuhul otse mõõdetavaid lähenemisi, kus hinnastatakse koormuse komponendid ja ülekoormus. Saastetasu maksavad operaatorid, kes pakuvad puhastusteenust asula kanalisatsiooniga ühendatud klientidele. Lisaks on aluseks loatingimused, nõuded, kohustused ning järelevalve.

Pinnaveekogusse juhitava asulareovee punktkoormuse võimalikeks hinnastamise kõige tüüpilisemad ja sisuliselt realistlikumad skeemid on: a) saastetasu/ heitmetasu; b) normiületuse tasu; c) kahjukulu hindamine; d) vältimis- või taastamiskulu; e) veekvaliteedi kauplemine; f) laiendatud tootjavastutus; g) korduskasutuse ja ressursi taastamise tuluvood.

1) Otsene saastetasu väljalaskme koormuse järgi

See on kõige puhtam "saastaja maksab" skeem. Reoveepuhasti väljalasu eest makstakse tasu vastavalt sellele, kui palju saasteaineid pinnavette juhitakse. Tasu alus võib olla näiteks kg lämmastikku, kg fosforit, BHT, KHT, heljum või ohtlikud ained. Üldine loogika on, et mida suurem jääkkoormus väljalaskmes, seda suurem makse.

2) Progressiivne või normiületuse põhine saastetasu

See on eelmise rangem variant. Kui väljalaskme kvaliteet halveneb või loas lubatud piirväärtusi ületatakse, muutub ühikutasu (järsult) kõrgemaks ehk rakendatakse kõrgendatud saastetasu määrasid. Loogika lähenemisel on, et mida halvema kvaliteediga heitvesi, seda ebaproportsionaalselt kallim see saastajale on. Saastaja kannab lisariski ja lisakahju hinna.

Mõlema skeemi puhul on koormuse vähendamise maksumus "pakitud" teenusehinda, mida üldiselt ka saastetasude määramisel arvestatakse.

Mõlema skeemi puhul võidakse arvestada vastuvõtja pinnaveekogu seisundit või tundlikkust saasteainetele. Sellest sõltuvalt määratakse ka diferentseeritud tasu, sest sama kogus saasteaineid ei põhjusta igas veekogus sama kahju. Järve, aeglase vooluga jõe, eutrofeeruva rannikuvee või väikese veekogu puhul võib sama väljalase olla keskkonnale palju suurema mõjuga.[678]

[678] Urban wastewater. Ensuring wastewater discharge is dealt with properly to protect the environment and human health, https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en

Sageli on need kaks lähenemist piisavad, kuid juhtudel kui pinnaveerežiim on tundlik ning väljalaskest pinnavette suunatud heitvesi põhjustab pinnaveekogule olulist häiringut, võidakse saastaja vastutust hinnata ka alternatiivsete skeemidega.

3) Kahjukulu põhine hinnastamine

Selle lähenemise juures püütakse hinnata, mis on väljalaskme tegelik kahju pinnaveekogule rahaühikutes. Kahju võib avalduda näiteks eutrofeerumises, vee kasutusväärtuse languses, joogivee lisatöötluses, kalanduse kahjus, rekreatsiooniväärtuse vähenemises, kinnisvara väärtuse mõjus või ökosüsteemi seisundi halvenemises. Lähenemise loogika on, et saastaja maksab hinnangulise ühiskondliku kahju eest, mitte määratletud saasteainete koguste eest. Näiteks hinnatakse, et süsteemi väljalase põhjustab X rahaühiku ulatuses pinnaveekogu kasutuskao kahju. Skeem põhineb mudelitel ja väärtushinnangutel ning on väga kohatundlik.

4) Vältimiskulu või taastamiskulu põhine tasu

Mõnikord ei panda heitele otsest ühikulist maksu, vaid saastaja peab kandma loas määratletud kohustuse kulud, mis peaksid vältima heitvee negatiivset mõju pinnaveekogule. Seega selle skeemi puhul ei hinnata kahju otse, vaid küsitakse: kui palju maksab teatud punktkoormuse ärahoidmine või mõju heastamine. Saastaja peab ise maksma vältimise või taastamise tehnilise hinna. Hinnastamine väljendub näiteks selles, palju maksab täiendav lämmastiku- või fosforieemaldus, märgalalahendus, veekogu taastamine või muu meede, mis preventeerib pinnaveekogu saastamist või mis viib selle seisundi tagasi vastuvõetavale tasemele. Saastaja maksab selle eest, mida on vaja kahju vältimiseks või olukorra taastamiseks.[679]

5) Veekvaliteedi kauplemine

Idee on, et ülekoormuse eest ei maksta saastetasu otse, vaid ülekoormust kompenseeritakse samaväärse või suurema vähenduse krediidi ostmisega. Kaubeldava krediidisüsteemi asemel võidakse kasutada ka muu kompensatsiooniga „kauplemist“, nt meetmete kaasfinantseerimist jms. See lähenemine on analüütiliselt võimalik, kuid punktallikate puhul siiski vähem levinud kui klassikaline saasteainete põhine tasu maksmine.[680] See skeem muudab koormuse vähendamise kaubeldavaks. Reoveepuhasti omanik võib saavutada nõude kas puhasti puhastusprotsessi parandades või ostes samaväärseid vähendusi teiselt allikalt, enamasti samas valgalas. See võib oluliselt vähendada

[679] Building a methodology to assess the benefits of a revision of urban wastewater regulation in the European Union, https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC/WPBWE(2022)8/en/pdf

[680] Water Quality Trading, https://www.epa.gov/npdes/water-quality-trading

sihttaseme saavutamise kogukulu. Aga vajab head valgalapõhist mudelit, täpset seiret, lisanduvuse tõendamist ja tugevat regulatiivset raamistikku.

6) Laiendatud tootjavastutus mikrosaasteainete jaoks

Uue EL asulareovee direktiivi järgi tuleb kvaternaarse puhastuse kulud mikrosaasteainete eemaldamiseks rahastada tootjavastutuse kaudu nende sektorite poolt, kes saastet põhjustavad. Euroopa Komisjon kirjeldab seda otseselt kui „saastaja maksab“ põhimõtte tugevdamist ning mikrosaasteainete eemaldamise rahastamist tootjavastutuse kaudu. Sellisel juhul ei hinnastata osa koormusest (ravimijäägid ja kosmeetika/mikrosaasteained) mitte veeteenuse kliendile, vaid saaste põhjustava tooteahela tootjale.[681]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis hinnastatakse asulate heitvee punktkoormust “saastaja maksab” vaatest eelkõige saastetasu kaudu. Süsteem on ennekõike regulatiivne koormuspõhine hinnastamine. Põhiskeem on €/tonn väljalastud saasteainet. Saastetasu määrade kujundamisel võetakse arvesse muu hulgas pinnaveekogumi tundlikkust saastumisele ja saasteaine ohtlikkust. Sisuliselt tähendab see, et reoveepuhasti väljalaskest pinnavette juhitav koormus tõlgitakse rahaks ühikumäärade kaudu.682 Hinnastatakse mitte ainult koormuse kogust, vaid osaliselt ka seda, kuhu see koormus jõuab. See tähendab, et saaste määr ei ole ühene, vaid võib olla kõrgem kui väljalask juhib heidet tundlikesse pinnaveekogumitesse. Asulareovee punktkoormuse puhul rakendatakse veeloas lubatud saasteainete koguse või kontsentratsiooni ületamisel kõrgendatud saastetasu, mistõttu ülenormatiivne heide hinnastatakse tavapärasest kõrgema määraga. Lisaks kasutatakse ka stiimuli põhist lähenemist: kui väljalask vastab loas seatud piirväärtustele, kogused vastavad loale ja aruandlus esitatakse korrektselt, siis saastetasu määra võidakse vähendada poole võrra. Ehk antakse 50% allahindlust nõuetele vastavatele väljalaskudele, koos kõrgemate määradega nõuete rikkumise korral.

Lisaks kaetakse puhastuse kulud veeteenuse tariifidega ning osa koormusest suunatakse ülenormatiivse reostuse tasude kaudu tagasi süsteemi sisendisse. Veeteenuse hinnad katavad ühiskanalisatsiooni ja puhastuse teenuse (sh saastetasu) kulusid. Tsentraalse veevarustuse ja

[681] Urban wastewater. Ensuring wastewater discharge is dealt with properly to protect the environment and human health, https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en

[682] Keskkonnatasude seadus, RT I, 08.07.2025, 46.

kanalisatsiooni eest makstakse veetariifi kuupmeetri alusel ning selle eesmärk on teenuse kulude katmine.

“Saastaja maksab” loogika kandub Eestis osaliselt edasi ka ühiskanalisatsiooni sisendis. Vee-ettevõtjatel on õigus võtta liitumistasu ning praktikas kasutatakse kohalike eeskirjade ja lepingute kaudu ka ülenormatiivse reostuse tasu või leppetrahvi neilt klientidelt, kelle reovesi koormab süsteemi üle kokkulepitud normide. See ei hinnasta otseselt puhasti väljalasku pinnaveekogusse, vaid lükkab osa koormuse hinnast reostuse tekitaja peale juba enne puhastit.[683]

Soomes ei põhine asulate heitvee punktkoormuse hinnastamine samal lähenemisel nagu Eestis, kus puhasti väljalaskmele rakendub eraldi riiklik saastetasu saasteaine koguse alusel. Soomes on selle asemel põhirõhk vee- ja kanalisatsiooniteenuse tariifidel, millega kaetakse reovee kogumise ja puhastamise kulud. Kui ühiskanalisatsiooni juhitav reovesi on tavapärasest saastunum või koormab süsteemi rohkem, võib rakenduda ka kõrgem tasu.[684] Süsteemi põhiloogika on eelkõige regulatiivne, mitte maksupõhine: saastetasu ei anna õigust saastada üle lubatud piiride, vaid heide on lubatud üksnes keskkonnaloas sätestatud tingimustel. Nõuete täitmist tagavad keskkonnaload, regulaarne omaseire, proovivõtt ja riiklik järelevalve ning vajaduse korral ka probleemse reostuskoormuse piiramine enne selle jõudmist reoveepuhastisse.

Rootsis skeemis vastutavad omavalitsused vee- ja kanalisatsiooniteenuse eest ning kulud kaetakse vee- ja kanalisatsioonitariifidega. Süsteemi tuum on regulatiivne.[685]

Taanis on selle koormusklassi puhul olemas riiklik reoveemaks/ veesaastetasu. Maks tuleb tasuda (reoveepuhasti omanikud) ära juhitud olmereovee ja tööstusreovee eest ning maks põhineb heitvees sisalduvate saasteainete tasemetel.[686] Veevarustus ja reoveepuhastus on täielikult kasutajatasudest rahastatud ning nii kodumajapidamised kui ettevõtted maksavad tarbimispõhiseid vee- ja reoveetariife. Süsteemi kontrollitakse lubade, järelevalve ja maksukontrolli kaudu.

[683] Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus, RT I, 07.03.2023, 3.
[684] Water Services Act 119/2001, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688592/mainPdf/main.pdf?timestamp=2001-02-08T22:00:00.000Z
[685] Public Water Services Act SFS 2006:412, https://www.kth.se/polopoly_fs/1.476969.1550154196%21/Public_Water_Services_Act.pdf
[686] Environmental, https://businessindenmark.virk.dk/guidance/exicse-duties-on-goods/Environmental

Poola skeemis maksab teenuse kasutaja vee- ja kanalisatsioonitariifi; puhasti või muu otsene väljalaskja maksab tasu reovee veekogusse juhtimise eest ning see tasu sõltub loast, kogusest ja heitvee kvaliteedist.[687]

Hollandis on samuti reoveemaks reovee kanalisatsiooni juhtimise eest ning saastemaks heitvee pinnaveekogusse juhtimise eest. Tasu arvestatakse saasteühikute alusel. Ühik tähistab keskmist aastast reostuskoormust ühe üksuse kohta. Kodumajapidamiste jaoks ei mõõdeta tavaliselt igat saasteainet eraldi, ega mahtu vaid kasutatakse lihtsustatud süsteemi, nt üksi elav inimene = 1 saasteühik ning 2 või enam inimest = 3 saasteühikut. Ettevõtete ja muude suuremate kasutajate puhul on süsteem täpsem. Kui ettevõte tekitab rohkem või suurema saastega reovett, siis tasu on suurem.[688]

Iirimaal on skeemi oluline erisus see, et majapidamisi vee- ja reoveeteenuste eest ei maksustata, mistõttu katab suure osa sektori rahastusest riigieelarve. Erinevalt Eestist ei ole keskseks mehhanismiks riiklik saastetasu puhasti väljalaskmele ega ka laiapõhjaline kodutarbija reoveetariif. Küll aga on tariifid äri- ja tööstussektorile. Puhastite väljalaskmete kontroll tagatakse eelkõige loa- ja järelevalvesüsteemiga. Reoveeväljalasked vajavad luba ning igas loas on määratud kohapõhised heitvee kvaliteedinormid, mille eesmärk on vältida reostust, saavutada vähemalt hea seisund vastuvõtvas veekogus ja vältida seisundi halvenemist.[689]

Mõnes USA osariigis toimib sellele koormusklassile ka kauplemissüsteem. See võimaldab toimida nii, et vastava loaga puhasti omanik ei pea kogu nõutavat saaste vähendamist tingimata ise oma puhastusjaamas tegema. Selle asemel võib osa kohustusest täita ostes vähenduskrediite kelleltki teiselt, kes samas valglas vähendab reostust odavamalt. Näiteks reoveepuhastil on luba, mis nõuab, et puhasti vähendaks lämmastiku või fosfori koormust määratud ulatuses. Kui puhastis oleks selle lisavähenduse tegemine väga kallis, siis võib puhasti osta krediidi, mis tõendab, et kuskil samas süsteemis vähendati (nt kauplemissüsteemis osaleva põllumajandusettevõtte poolt) sama koormust või rohkem.

[687] NIK about Polish Waters, https://www.nik.gov.pl/en/news/nik-about-polish-waters.html
[688] Regional Water Authority tax, https://business.gov.nl/regulations/water-authority-tax
[689] Waste water discharge authorisation process, https://www.epa.ie/our-services/licensing/waste-water/wastewater-discharge-authorisation

6.2.7 Vihmavee ülevoolud - punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Vihmavee ülevoolusid kasutatakse tiheasustusaladel, kus sademevesi juhitakse kanalisatsioonisüsteemi kaudu ära. Kanalisatsioonisüsteeme on kahte tüüpi – ühisvoolne ja lahkvoolne.

Ühisvoolne kanalisatsioonisüsteem on selline, kus samas torustikku kogutakse nii olmereovett kui ka sademevett. Tugevate vihmade või lumesulamise ajal võib ühisvoolses kanalisatsioonisüsteemis voolava vee vooluhulk ületada reoveepuhastusjaama läbilaskevõime.[690] Kui vihmade või lumesulamise tõttu suurenenud vooluhulk ületab teatud piiri, hakkab sademe- ja reovee segu voolama ülevoolude kaudu veekogusse – tööle lülituvad äkkheitelaskmed (1.2.a).

Äkkheitelaskmed on projekteeritud nii, et vihmavalingu ajal ühisvoolses kanalisatsioonis ülevoolu kaudu suublasse juhitud reovesi ei oleks vahekorras sademeveega rohkem kui üks neljale. Kui reovee osakaal on suurem – kui sademevett lisandub mõõdukalt, vähe või üldse mitte, siis sademevees lahjendatud reovett suublasse ei jõua. Lisandunud reovee tõttu on äkkheitelaskmed ka sellele omaste ainete koormuse põhjustajaks veekogudele. Äkkheitelaskmetest lisanduvale reostusele on omane hooajalisus – seda esineb rohkem lumesulamise ja vihmade perioodidel. Kuna peamiselt on sealt lähtuva heitvee koostisosaks siiski sademevesi, on selles olulisel kohal linnade tänavatelt kogunenud saaste, mis on koostiselt sarnane lahkvoolsest kanalisatsioonist pärinevale segunemata sademeveele.[691]

Lahkvoolse kanalisatsiooni puhul voolavad sademevesi ja reovesi eraldi torustikes ja ei segune – see tähendab, et sademevesi juhitakse nn paralleelsesse kanalisatsioonisüsteemi ja veekogusse suunavad selle sademeveelaskmed (1.2.b). Sademevee keskkonda juhtimine ning sellega seotud keskkonnanõuded on reguleeritud nii Euroopa Liidu vee raamdirektiiviga kui ka Eesti veeseadusega, mille eesmärk on tagada pinnaveekogude hea seisund ja piirata saasteainete sattumist veekeskkonda.[692]

---

[690] Combined Sewer Overflow Frequent Questions, https://www.epa.gov/npdes/combined-sewer-overflow-frequent-questions ; Urban Wastewater Treatment Directive 1991. Council Directive 91/271/EEC concerning urban wastewater treatment, https://eur-lex.europa.eu

[691] Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. jt. 2015. SUDS, LID, BMPs and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. Water Research.

[692] Water Framework Directive 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, https://eur-lex.europa.eu; Veeseadus 2019, https://www.riigiteataja.ee

Sademevesi voolab üle katuste, tänavate ja parkimisalade ning võib endaga kaasa võtta pinnaseosakesi, õli- ja kütusejääke, raskmetalle, orgaanilist ainet ning muid linnakeskkonnas leiduvaid saasteaineid. Need ained juhitakse sademeveesüsteemide kaudu sageli otse jõgedesse, järvedesse või merre ilma põhjaliku puhastamiseta.[693]

Üheks oluliseks keskkonnakoormuse liigiks vihmavee ülevoolude puhul on heljumi ja setete koormus. Linnapiirkondade sademeveega võivad veekogudesse jõuda suured kogused hõljuvaid osakesi, mis muudavad vee häguseks ning mõjutavad veekogude põhjasette omadusi. Näiteks on Tallinnas hinnatud, et sademeveega juhitakse keskkonda märkimisväärseid koguseid heljumit ja muid saasteaineid, mis võivad mõjutada pinnavee kvaliteeti.[694]

Teine oluline keskkonnakoormuse liik on toitainete ehk lämmastiku ja fosfori sattumine veekogudesse. Need võivad pärineda orgaanilisest ainest, loomade väljaheidetest või kanalisatsioonisüsteemi sattunud reoveest. Kui toimub ülevool, võib osa puhastamata reovett koos sademeveega jõuda veekogudesse ning suurendada toitainete hulka, mis võib soodustada eutrofeerumist ja vetikate vohamist.[695]

Lisaks võib vihmavee ülevooludega kaasneda reoveest pärinevate mikroorganismide ja patogeenide sattumine veekeskkonda. Sellised mikroorganismid võivad halvendada suplusvee kvaliteeti ning kujutada ohtu inimeste tervisele.[696]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Vihmavee ülevoolude ehk äkkheitelaskmete ja sademeveelaskmete põhjustatud pinnaveekoormuse hindamisel tuleb hinnata kogu mõjuahelat: millal ja kui sageli ülevool või sademeveelase tööle hakkab, kui suur on väljalaske hüdrauliline maht, milline on heitme saaste koostis, kuidas see seguneb ja levib vastuvõtvas veekogus ning kas mõju avaldub lühiajalise hapnikulangu, mikrobioloogilise reostuse, toitainete lisandumise, setete kuhjumise või ökoloogilise seisundi halvenemisena.[697]

[693] Novotny, V. 2003. Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management.
[694] Hood, M., Reihan, A., Loigu, E. 2007. Modeling Urban Stormwater Runoff Pollution in Tallinn, Estonia. In: UWM, International Symposium on New Directions in Urban Water Management, Paris, France, 12–14 September 2007.
[695] European Environment Agency 2018. European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu; HELCOM 2023. Waterborne nitrogen and phosphorus inputs to the Baltic Sea, https://helcom.fi
[696] OECD 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia, https://www.oecd.org
[697] European Commission 2024. Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast). https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32024L3019

Äkkheitelaskmete ehk ühisvoolse kanalisatsiooni ülevoolude puhul on hindamine eelkõige sündmuspõhine. Kuna sellised väljalasked tekivad sademete või süsteemi rikke korral ning nende mõju on ajas väga ebaühtlane, tuleb mõõta vähemalt nelja põhinäitajat: ülevoolu toimumise sagedus, kestus, vooluhulk ja heite maht. USA Keskkonnakaitseagentuuri juhend rõhutab, et parimaks praktikaks on ühendada kohapealne seire ja hüdrodünaamiline modelleerimine, sest ainult nii saab usaldusväärselt kirjeldada kogu süsteemi toimimist ning hinnata ülevoolude tegelikku koormust.[698] Ka Euroopa Komisjoni taustuuring järeldab, et sademevee ülevoolude esinemise ja mõju usaldusväärseks hindamiseks on vaja kohapealseid mõõtmisi koos mudelarvutustega.

Sademeveelaskmete ehk lahkvoolse kanalisatsiooni kaudu suublasse juhitava sademevee puhul on ideaalne hindamine samuti sündmuspõhine, kuid rõhk on rohkem valgalal ja äravoolu kvaliteedil kui kanalisatsioonisüsteemi ületäitumisel. Linnaline sademevesi kannab tavaliselt heljumit, toitaineid, raskmetalle, õlisid, orgaanilisi mikroreostajaid, teekatetelt pärinevaid osakesi ja mikroobe ning nende sisaldus võib tugevalt kõikuda sõltuvalt maakatte tüübist, liikluskoormusest, eelnevast kuivaperioodist ja vihma iseloomust. Seetõttu peab hea hindamismetoodika kirjeldama nii valgala survetegureid, nagu vett mitteläbilaskvate pindade osakaal ja maakasutus, kui ka väljalaske enda vooluhulka ja saastekoostist.[699]

Mõlema koormusklassi puhul on hea seire alus sündmuspõhine proovivõtt. Tüüpiline viga on hinnata vihmaveest tingitud koormust ainult kuivailma proovide või harvade pisteliste mõõtmiste alusel, kuigi saastekontsentratsioonid ja vooluhulgad võivad ühe vihmasündmuse sees väga kiiresti muutuda. Seetõttu soovitavad tehnilised juhendid kasutada automaatseid proovivõtjaid, mis käivituvad sademete, veetaseme või vooluhulga lävendi ületamisel, ning siduda veeproovid samaaegse voolumõõtmisega. Kui eesmärk on hinnata koormust, mitte ainult kontsentratsiooni, tuleb arvutada sündmuse kogukoormus kui vooluhulga ja kontsentratsiooni integraal ajas; selle lihtsustatud väljendina kasutatakse sageli sündmuse keskmist kontsentratsiooni.[700]

Saastekoostise hindamisel peab eristama tahke aine ja heljumi, orgaanilise aine, toitained, mikrobioloogilised näitajad ning kohaspetsiifilised ohtlikud ained. Äkkheitelaskmete puhul on sageli eriti olulised BHT või KHT, ammoonium, üldlämmastik, üldfosfor, heljum, fekaalindikaatorid ja

[698] U.S. Environmental Protection Agency 1999. Combined Sewer Overflows: Guidance for Monitoring and Modeling. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/sewer_0.pdf

[699] European Commission 2016. Assessment of impact of storm water overflows from combined and separate waste water collecting systems on water bodies and groundwater – Task 1.3 Final Report. https://circabc.europa.eu/sd/a/f3c0cbde-3f4a-4b6f-8953-0eaec6a6ffd0/Task%203%20Occurrence%20of%20storm%20water%20over%20flows%20in%20the%20EU.pdf

[700] U.S. Environmental Protection Agency 2021. Industrial Stormwater Monitoring and Sampling Guide. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/msgp_monitoring_guide.pdf

lahustunud hapnik, sest kombineeritud süsteemi ülevool sisaldab sademeveega segunenud reovett. Sademeveelaskmete puhul võivad koormust rohkem iseloomustada heljum, metallid, süsivesinikud, kloriidid, rehvi- ja piduriosakesed, toitained ning linnatingimustes ka mikroplast ja muud peenosakesed. Hea hindamine peab seega lähtuma nii väljalaske tüübist kui ka vastuvõtja tundlikkusest.[701]

Kahjude tekkeprotsesside hindamisel ei tohi piirduda väljalaske endaga, vaid tuleb mõõta ka mõju suublas. Ideaalne lähenemine ühendab seetõttu emissiooniseire ja vastuvõtva veekogu seisundi seire. Vastuvõtvas veekogus tuleb hinnata vähemalt lahustunud hapniku dünaamikat, elektrijuhtivust, hägusust või heljumit, ammoniaaki ja vajaduse korral mikrobioloogilisi näitajaid nii sündmuse ajal kui ka järelmõjuna. Suurema riskiga kohtades lisandub bioloogiline seire, näiteks põhjaloomastik, perifüüton või kalastik, sest just bioloogiline vastus näitab, kas lühiajalistest ülevooludest on kujunenud krooniline seisundiprobleem. *Storm Overflow Assessment Framework*i loogika järgi tulebki mõju hinnata riskipõhiselt, sidudes väljalaske omadused vastuvõtja tundlikkuse, voolutingimuste ja ökoloogilise seisundiga.[702]

Oluline on hinnata mõju eri ruumi- ja ajaskaalas. Kohalikul skaalal tuleb teada, milline on konkreetse väljalaske vahetu mõju selle lähiümbruses. Valgla või linna skaalal tuleb aga hinnata, kuidas mitme väljalaske koosmõju kujundab aastast kogukoormust ning millised objektid on paranduste tegemiseks kõige kriitilisemad. Selleks kasutatakse tavaliselt sademete-äravoolu mudeleid ja kanalisatsioonimudeleid koos mõõteandmete kalibreerimisega. Euroopa ja Põhja-Ameerika juhendites rõhutatakse, et modelleerimist ei kasutata seire asendajana, vaid selle laiendusena.[703]

Kokkuvõttes tähendab ideaalne hindamismetoodika seda, et äkkheitelaskmete ja sademeveelaskmete koormust hinnatakse üheaegselt viies vaates: väljalaske töörežiim, väljalaske hüdrauliline maht, väljalaske saastekoostis, mõju vastuvõtva veekogu füüsikalis-keemilistele tingimustele ning mõju ökoloogilisele seisundile. Äkkheitelaskmete puhul on keskne ülevoolu sageduse, kestuse, mahu ja reoveega segunenud heite mõju mõõtmine; sademeveelaskmete puhul on keskne valgla pindade, äravoolu kvaliteedi ja sündmuspõhise koormuse hindamine. Alles siis, kui emissioon, vastuvõtja ja

[701] U.S. Environmental Protection Agency 1999; European Commission, Joint Research Centre 2019. Water quality in Europe: effects of the Urban Wastewater Treatment Directive. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC115607/uwwtd_sfp_report_final_revised.pdf
[702] Water UK 2018. Storm Overflow Assessment Framework. https://www.water.org.uk/sites/default/files/wp/2018/12/SOAF.pdf
[703] U.S. Environmental Protection Agency 1999.

bioloogiline vastus on hinnatud koos ning neid toetab mudelipõhine tõlgendus, saab usaldusväärselt otsustada, kas tegemist on veekogu seisundit oluliselt mõjutava punktkoormusega.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Vihmavee ülevoolude ehk äkkheitelaskmete ja sademeveelaskmete kui pinnaveele avalduva punktkoormuse hindamine toimub Eestis praegu peamiselt ruumianalüütilise ja registripõhise metoodika abil, mida täiendavad kohaliku tasandi sademevee ja kanalisatsioonisüsteemide kavandamise vahendid. Kliimaministeeriumi 2026. aastal avaldatud pinnavee koormuste analüüs rõhutab, et koormuste hindamise käigus seoti kõik teadaolevad koormusallikad pinnaveekogumite osa- ja tervikvalglate ruumiobjektidega, mis tähendab, et riiklikus praktikas käsitletakse neid koormusi eeskätt valglapõhise GIS-analüüsi kaudu, mitte üksikute vihmasündmuste pideva mõõtmise kaudu.

Äkkheitelaskmeid hinnatakse reoveekogumisala suuruse ja potentsiaalse keskkonnariski kaudu. Pinnavee koormuste analüüsi järgi loetakse äkkheide oluliseks koormuseks siis, kui veelase asub reoveekogumisalal, mis on suurem kui 10 000 inimekvivalenti. Järelikult ei hinnata äkkheitelaskmete olulisust praegu eeskätt väljalasu tegeliku saastekoormuse, sageduse ja mahu pideva mõõtmise alusel, vaid reoveekogumisala suuruse ning teadaoleva väljalaske esinemise kaudu, mis toimib riskipõhise sõelumismetoodikana.

Sademeveelaskmete hindamine on mõnevõrra teistsugune, sest siin seotakse koormuse olulisus eelkõige võimaliku ohtlike ainete sisaldusega. Pinnavee koormuste analüüsi järgi loetakse sademeveelaskmed oluliseks juhul, kui väljalase on seotud ettevõttega, mille tegevusvaldkond vastab antud analüüsi lisafailis toodud EMTAK/NACE koodidele, mille puhul saab eeldada ohtlike ainete heidet. Järelikult riiklikus metoodikas ei hinnata sademeveelaskmete olulisust üksnes sademevee hulga või väljalasu olemasolu järgi, vaid veekogusse ohtlikke ainete heidet põhjustavate väljalasetega seotud tegevusalade kaudu. Selline lähenemine on sisuliselt allikapõhine riskihindamine, kus väljalaske tähtsus järeldatakse tema seosest potentsiaalselt saastava tegevusega.

Metoodiliselt on oluline, et nimetatud koormuste hindamine tugineb Eestis registri- ja loapõhisele andmestikule. Analüüsis toodud andmeallikate loetelu järgi kasutati muu hulgas KOTKASe keskkonnakaitseloa vormi V1.2 reoveekogumisalade kohta, EELISe vesikondade ja pinnaveekogumite ruumikujusid ning muid ruumiandmeid, mille abil seoti väljalasked konkreetsete osavalglate ja pinnaveekogumitega. See näitab, et koormuste hindamine toimub esmalt ruumiandmete ühendamise, seejärel valgalalise paiknemise tuvastamise ning lõpuks olulisuse kriteeriumi rakendamise kaudu.

Seega on tegemist eelkõige kaardipõhise ja andmehalldusliku hindamismetoodikaga, mitte klassikalise välitöödel põhineva koormusmõõtmisega.

Kahjude tekkeprotsesside hindamine toimub Eestis nende koormusklasside puhul pigem kaudselt kui otsese sündmuspõhise mõõtmise kaudu. Riiklik koormusanalüüs on üles ehitatud nii, et esmalt määratakse koormusallika olemasolu ja olulisus, seejärel seotakse see pinnaveekogumi osavalgla või tervikvalglaga ning lõpuks kasutatakse neid tulemusi koos seisundihinnangutega meetmete kavandamisel. See tähendab, et äkkheitelaskmete puhul käsitatakse võimalikku kahju eelkõige reoveega segunenud sademevee äkkkoormusena ning sademeveelaskmete puhul äravooluveega seotud ohtlike ainete ja muu saaste kandumisena pinnavette. Kuid riikliku metoodika tasandil ei hinnata neid kahjusid enamasti otsese pidevseirega väljalasus endas, vaid surveteguri olemasolu ja veekogu tasandi võimaliku riski kaudu.[704]

Samas ei piirdu Eesti tänane rakenduspraktika ainult riikliku koormusanalüüsiga. Kliimaministeeriumi selgituste järgi võivad sademevee ärajuhtimise rajatised kuuluda ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni koosseisu ning kui need ei kuulu, peab kohalik omavalitsus koostama valgalade kaupa sademevee majandamise kava. Lisaks on olemas ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kavad, mis koostatakse vähemalt 12 aastaks ning vaadatakse üle vähemalt iga nelja aasta järel - nende kaudu on võimalik Eestis täpsemalt hinnata, kus sademeveesüsteemide või ühisvoolsete süsteemide probleemid tekivad, millistes valgalades on taristu puudulik, ning millised tehnilised meetmed on vajalikud ülevoolude ja sademevee koormuse vähendamiseks. Seega täiendab kohalik tasand riiklikku GIS-põhist koormuste sõelumist.[705]

Eesti praegune ametlik praktika nende kahe koormusklassi puhul on valdavalt survepõhine, mitte otseselt koormuse massibilanssi arvutav - riiklikus koormusanalüüsis ei arvutata äkkheitelaskmete ja sademeveelaskmete puhul üldjuhul sündmuspõhiseid aastakoormusi lämmastiku, fosfori, heljumi või mikrobioloogiliste näitajate kaupa, vaid hinnatakse, kas väljalase esineb ning kas see paikneb sellises kontekstis, kus koormus tuleb lugeda oluliseks. Selline lähenemine sobib hästi üleriigiliseks sõelumiseks ja veemajanduskavade koostamiseks, kuid selle piirang on, et see ei kirjelda detailset sündmuspõhist kahju tekkemehhanismi samal tasemel nagu pidev voolu- ja kvaliteediseire. Riikliku

[704] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.
[705] Kliimaministeerium 2025a. Ühisveevärk ja -kanalisatsioon. https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon/uhisveevark-ja-kanalisatsioon ; Kliimaministeerium 2025b. Veevarustus ja kanalisatsioon. https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon

metoodika tugevus on seega võrreldavus ja täielik ruumiline katvus, samas kui kohatasandi tehniline hindamine vajab tavaliselt lisaks mõõtmisi konkreetses süsteemis või väljalasus.[706]

Kokkuvõttes rakendatakse Eestis vihmavee ülevoolude punktkoormuse hindamisel kahte põhilist kaasaegset metoodilist tasandit. Riiklikul tasandil kasutatakse ruumiandmete, loaregistrite ja tegevusvaldkondade põhjal tehtavat GIS-analüüsi, mille abil seotakse äkkheitelaskmed reoveekogumisalade suurusega ja sademeveelaskmed potentsiaalselt ohtlike ainete heitega seotud tegevusaladega. Kohalikul tasandil täiendavad seda ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kavad ning sademevee majandamise kavad, mille kaudu hinnatakse süsteemide tehnilist toimimist ja arendusvajadust valgalade kaupa. Seega on Eesti tänane praktika nende koormuste puhul eelkõige riskipõhine, ruumianalüütiline ja planeerimisvahenditega seotud; otsene sündmuspõhine mõõtmine ei ole riikliku koormusanalüüsi põhimeetod, kuid vajadus selle järele jääb detailsemal kohaliku tasandi hindamisel alles.[707]

Eestis kasutatav äkkheitelaskmete ja sademeveelaskmete koormuste hindamine toimub praegu kasutades valglapõhist GIS-analüüsi, mis on ruumianalüütiline, registritele ja kohaliku tasandi ÜVK kavadele tuginev ning ideaalis vajalikku üksikute vihmasündmuste pidevat mõõtmist, mis hõlmaks sademevee kogunemise alalt või reoveekogumisalalt spetsiifiliste saasteainete kontsentratsiooni mõõtmist koos samal ajal vooluhulga määramisega, ei toimu. Sademeveelaskmete hindamine on allikapõhine riskihindamine, kus loetakse koormus oluliseks kui väljalase on seotud ettevõttega, mille tegevusvaldkond EMTAK/NACE koodi põhjal lubab eeldada ohtlike ainete heidet. Äkkheitelaskmete olulisust määratakse reoveekogumisala suuruse ning teadaoleva väljalaske esinemise kaudu, mis toimib riskipõhise sõelumismetoodikana. Kuna mõlemal juhul hinnatakse, kas väljalase esineb ning kas see paikneb sellises kontekstis, kus koormus tuleb lugeda oluliseks, siis esmane baastasand mõjude hindamiseks on kaetud, aga puudub tegelik saasteainete kontsentratsioonide ja vooluhulga mõõtmine, mis lõpptulemusena võimaldab reostuskoormuse arvutamist suublale.

[706] Keskkonnaagentuur 2026.
[707] Kliimaministeerium 2025a; Kliimaministeerium. 2025b; Keskkonnaagentuur 2026.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Vihmavee ülevoolude punktkoormust hinnastatakse harva otsetasuna, kuid selle ennetamise, süsteemi läbilaskevõime ja saaste vähendamise kulud pannakse rahasse erinevate skeemidega. Antud punktkoormus on hinnastatud sageli kasutajatasudes ja investeerimiskohustustes.

1) Otsene saastetasu ülevoolu/saaste eest

Selles skeemis sõltub tasu ülevoolu mahust, sagedusest või saasteainete kogusest. Teoorias on see kõige puhtam lahendus, kuid praktikas kasutatakse seda vihmavee ülevoolude puhul vähe, sest ülevoolud on episoodilised, raskesti mõõdetavad ja tihti lubade või eranditega kaetud.

2) Sademevee teenustasu

See on väga levinud vihmavee ülevoolu hinnastamise vorm. Kulu ei panda otseselt konkreetsele ülevoolu sündmusele, vaid kinnistu või kasutaja panusele sademevee süsteemi koormamisse. Sageli on üldidee ka see, et kes tekitab rohkem äravoolu, maksab ka (suhteliselt) rohkem. Tasu võidakse diferentseerida selle põhjal, millises piirkonnas kinnistu asub ning milline on selle modelleeritud panus ülevoolu. Lisaks võivad tasud erineda sõltuvalt sellest, kas vesi juhitakse ühisvoolsesse või sademeveekanalisatsiooni.[708]

3) Teenustasu soodustus

Selles lähenemises on hinnastamine kaheosaline: baasiks on sademeveetasu, kuid kinnistu saab allahindlust, kui vähendab süsteemi koormust näiteks immutuse, vihmaaia, rohekatus(e) või mahutitega ehk kasutab meetmeid kinnistult äravoolu vähendamiseks.[709]

4) Kaubeldavad sademevee korjekrediidid

Selles skeemis loob keegi sademevee kinnipidamise või immutamise võimekuse ja saab selle eest krediidi, mida teine osapool võib kasutada oma sademevee juhtimise nõude täitmiseks. Selle skeemi majanduslik loogika on selles, et sademevee kinnipidamine ei maksa igal krundil võrdselt. Mõnel kinnistul on ruumi, pinnast ja võimalik luua odavad lahendused; teisel aga näiteks kesklinna tihe hoonestus ja kohapealne lahendus oleks väga kallis. Turg lubab nõude täita seal, kus sadevee korje loomine on odavam.[710]

[708] Stormwater Infrastructure Funding and Financing. EPA Report to Congress 2022, https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-01/stormwater-infrastructure-funding-and-financing-report-to-congress.pdf

[709] Clean River Rewards, https://www.portland.gov/bes/grants-incentives/clean-river-rewards

[710] Purchasing and Using Stormwater Retention Credits, https://doee.dc.gov/service/purchasing-and-using-stormwater-retention-credits

5) Arendajate kohustused – mujal täitmise ja kompenseerimise tasu

Arendajate kohustuste, mujal täitmise ja kompenseerimise skeem tugineb põhimõttel, et uus arendus peab kandma enda tekitatava sademeveekoormuse ohjamise kulud. Eelistatult lahendab arendaja sademevee kinnipidamise ja immutamise oma kinnistul, kuid juhul, kui see ei ole täielikult võimalik või see oleks ebamõistlikult kulukas, võib ta täita puuduva nõude väljaspool kinnistut. Selleks ostetakse kas teiselt osapoolelt korjekrediite või makstakse täitmise või kompenseerimise tasu, mille kaudu rahastatakse samaväärseid sademevee juhtimise meetmeid mujal. Selline lahendus võimaldab täita keskkonnanõudeid paindlikumalt ja väiksema kogukuluga, kuid säilitab samal ajal „saastaja maksab" loogika, sest arendaja ei jäta sademeveest tulenevat lisakoormust avaliku sektori või teiste kasutajate kanda.[711]

6) Toetused või kaasrahastus

Toetused on üldjuhul koos kaasrahastuse nõudega, mis võimaldab saastajal panustada koormuse vähendamisse. Toetuste või kaasrahastuse skeem põhineb loogikal, et sademevee koormuse vähendamine annab sageli kasu mitte ainult konkreetsele kinnistule, vaid ka laiemale valgalale, kanalisatsioonisüsteemile ja suublale. Seetõttu võib avalik sektor või vee-ettevõtja katta osa investeeringu maksumusest, et motiveerida kinnistuomanikke ja arendajaid rajama rohetaristu või muid sademevee juhtimise lahendusi kiiremini ja suuremas mahus, kui nad seda teeksid üksnes oma kohustuse või tasusurve tõttu. Selline lähenemine ei tähenda „saastaja maksab" põhimõttest loobumist, vaid selle praktilist kohandamist: osa kulust jääb endiselt koormuse tekitajale, kuid ühiskond kaasrahastab seda osa, millest tekib laiem avalik keskkonna- ja taristukasu.[712]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on vihmavee ülevoolude koormus rahaliselt hinnastatud peamiselt kaudselt, mitte otsese ülevoolutasuna. See tähendab, et süsteem kogub raha sademevee ärajuhtimise, puhastamise, liitumise ja taristu kaudu, kuid vihma-aegset ülevoolu ennast ei hinnastata tavaliselt eraldi "saaste ühiku" või "ülevoolu mahu" põhise maksuna.[713] Sisuliselt on Eestis kasutusel neli hinnastamise kihti: a) sademevee teenustasu (vee-ettevõtja võib võtta tasu sademevee ärajuhtimise eest, tasu sademevee puhastamise eest ning ka abonenttasu sademevee ärajuhtimise ja puhastamise eest); b) KOV või avaliku ruumi sademevee kulude kandmine (kulud kannab omavalitsus); c) liitumistasud ja

[711] Off-Site Retention for Regulated Projects, https://doee.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/doee/page_content/attachments/Proposed%20updates%20to%20SWMG%20Chapters%206%20and%207_08_01_2025.pdf

[712] 2022-2023 Stormwater Grant Awardees, https://water.phila.gov/blog/2022-2023-stormwater-grant-awardees

[713] Toomingas K., Torp T., Uudeberg K., Kaljumäe K., Jenas K.-L., Toom A. 2025. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade alusuuring 2028-2033.

taristuinvesteeringud (osa vihmavee koormuse maksumusest jõuab kasutajani taristupõhiselt, mitte keskkonnatasuna); d) osa koormusest jääb otseselt hinnastamata (ehk vihma-aegne ühisvoolu ülevoolule ei kohaldata saastetasu).[714] Lisaks võib rakendada sanktsioone ebaseaduslikele ülevooludele.

Välisriikides on laialt kasutuses eraldi sademeveetasu, tasu koos alandusega kui rakendatakse koormust alandavaid meetmeid; arendajate kompensatsiooni nõuded; ebaseaduslike ülevoolude sanktsioonid. Tüüpiline skeem (nt Soomes, Rootsis, Hollandis ja paljudes USA linnades) on see, et sademeveest või ühiskanalisatsiooni koormamisest tulenev kulu pannakse eelkõige kinnistuomanikule, kasutajale või arendajale läbi sademevee tasu, vee- ja kanalisatsiooniteenuse tasu, liitumistasu, arenduskohustuste, või kinnistu pinna/äravoolu põhise tariifi. Aga puhasti või võrgu omanikku/ operaatorit tavaliselt ei maksustata eraldi just vihma-aegse ühisvoolu ülevoolu mahu või saasteainete järgi samal kujul nagu klassikalist heitvett. Selle asemel on reoveepuhasti omaniku peamised rahalised kohustused enamasti: süsteemi investeeringud, loatingimuste täitmine, seire ja aruandlus, võimalikud loatasud või haldustasud, ning rikkumise korral sanktsioonid. See on üks oluline põhjus, miks paljudes riikides ongi vihma-aegse ülevoolu hinnastamine kaudne, mitte puhtalt heitmekoguse- või saasteainepõhine.

Soomes on vihmavee ülevoolud reguleeritud keskkonnalubade, seire, tehniliste nõuete ja investeerimiskohustuste kaudu. Äkkheitmeid tuleb arvesse võtta iga puhasti keskkonnaloas, ning loa tingimustes vaadatakse selliseid ülevoolu olukordi koos puhasti tavapärase toimimisega. Samuti hinnastatakse Soomes sademeveest tulenevat koormust sademevee tasu kaudu. Sademevee tasu maksavad üldjuhul detailplaneeringualal asuvate kinnistute omanikud või valdajad. Tasu ei sõltu alati sellest, kas kinnistu on füüsiliselt torustikuga ühendatud, sest tasu makstakse kogu sademeveesüsteemi eest — torud, kraavid, viivitusrajatised, immutuslahendused, hooldus ja planeerimine. Tasu alusena kasutavad eri omavalitsused veidi erinevat mudelit. Näiteks võidakse arvestada kinnistu pindala, kinnistu kaalutud kasutusotstarvet ja pindala või kinnistu asukohta planeeringualal.[715]

[714] Samas.
[715] Hulevesien hallinnan vastuut ja ohjeistus, https://www.vesi.fi/vesitieto/hulevesien-hallinnan-vastuut-ja-ohjeistus

Rootsis hinnastatakse seda koormusklassi vee- ja kanalisatsiooniteenuste tasusüsteemi kaudu, mille üheks oluliseks komponendiks on sademevee tasu. Sademevee tasu saab vähendada, kui sademevesi käsitletakse kinnistu piires kohapeal.[716]

Taanis on ühisvoolse kanalisatsiooni vihma-aegne ülevool hõlmatud üldise reovee tasu süsteemiga. Tasu kohustus tekib reovee väljalaskjale (reoveepuhasti omanik/operaator) ning maksu arvestus põhineb kas väljalastud reovee kogusel või suuremate süsteemide puhul ka saasteainete kogustel, eelkõige lämmastiku, fosfori ja biokeemilise hapnikutarbe alusel. Samas ei maksustata kogu koormust tingimata üks-ühele, sest skeem lubab teha mahaarvamisi näiteks vihmaveebasseinide ja nende kanalisatsioonivõrgu osade eest, mis toimivad üksnes vihma ajal ning aitavad ülevoolu vähendada.[717]

Saksamaal on paljudes linnades kasutusel eraldi sademeveetasu (*Niederschlagswassergebühr*), mis arvutatakse selle järgi, kui suur kõvakattega või hoonestatud pind juhib vihmavett kanalisatsiooni. Hinnastamine ei käi veetarbimise, vaid äravoolu tekitava pinna järgi.[718] Sama skeemi teeb huvitavaks see, et kui kinnistu kasutab immutuslahendusi, osaliselt läbilaskvaid katteid või muid sademevee vähendamise meetmeid, saab tasustatavat pinda vähendada.

USA Portlandi Clean River Rewards programm annab kuni 35% allahindlust sademevee tasust, kui omanik juhib sadevee oma kinnistul ära või immutab selle kohapeal.[719]

Washington DC programm võimaldab teenida ja müüa *Stormwater Retention Credits* (SRCs) neile, kes ehitavad vabatahtlikult rohetaristut või eemaldavad oma kinnistult kõvakatet; arendajad võivad neid krediite osta oma arenduse nõuete täitmiseks. Krediidi hind kujuneb ostja ja müüja kokkuleppel, kuid asendustasu toimib hinnapiirina, sest sellest kallima turuhinna korral on ostjal mõistlikum maksta asendustasu. Asendustasu määrab ametiasutus regulatsiooniga ning korrigeerib määra igal aastal inflatsiooni alusel. See on üks väheseid päriselt töötavaid turupõhiseid „saastaja maksab“ skeeme valdkonna jaoks. Samas pole see “ülevoolutasu”, vaid hinnastab vältimise ja kompenseerimise.[720]

---

[716] Eklund, M. 2017. Regnpengen – VA-taxa med dagvattenavgift som styr mot hållbar dagvattenhantering. Svenskt Vatten Utveckling.

[717] Bekendtgørelse af lov om afgift af spildevand, https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/478

[718] Niederschlag abrechnen, https://www.hamburgwasser.de/service/preise-und-informationen/tarife-und-gebuehren/niederschlagswassergebuehr

[719] Clean River Rewards, https://www.portland.gov/bes/grants-incentives/clean-river-rewards

[720] Purchasing and Using Stormwater Retention Credits, https://doee.dc.gov/service/purchasing-and-using-stormwater-retention-credits

Austraalias Victoria osariigis kasutatakse *offset* skeemi äkkheite puhul. Kui arendaja ei saa sademevett piisavalt hästi oma kinnistul koguda ja ära juhtida, maksab ta selle asemel tasu, mille eest tehakse vajalik sademevee kogumise meede mujal. Omavalitsus võib kogutud raha kasutada suuremate ühisrajatiste — näiteks tehismärgalade — rajamiseks. Tasu kasutatakse sihtotstarbeliselt selle koormuse vähendamiseks pinnaveekogumites ehk põhimõtteliselt kogutakse tasu kohapõhisesse kompensatsioonifondi.[721]

6.2.8 Tööstusheite punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Tööstusheitena mõistetakse igasugust reovett, mis väljub mis tahes kaubandusliku või tööstusliku tegevuse sooritamiseks kasutatavast hoonest ja mis ei ole ei olmereovesi ega mahasadanud vihmavesi.[722]

Tööstusheide on punktkoormuse kontekstis üks klassikalisi ja olulisemaid allikaid, sest tööstusettevõtete heitvesi juhitakse tavaliselt kindlast väljalaskekohast (nt torust või kanalisatsioonist) veekogusse. Seetõttu käsitletakse tööstusreovee väljalaskeid üldjuhul punktreostusallikatena. Veemajanduses vaadatakse tööstusheiteid sageli ka eraldi kategooriana, sest need on hästi mõõdetavad ja kontrollitavad, neid saab reguleerida loas sätestatud piirväärtustega ning nende mõju veekogule saab hinnata koormusarvutuste kaudu.

Tööstusheide punktkoormuse tähenduses tekib siis, kui tööstusettevõtte tegevuse käigus tekkinud reovesi kogutakse ettevõtte reoveesüsteemi, puhastatakse tööstuse reoveepuhastusjaamas, ning juhitakse ühest konkreetsest väljalaskest veekogusse (jõkke, ojja, merre) või ühiskanalisatsiooni.[723]

Tööstusettevõtete tööstusheidete punktkoormusi reguleeritakse mitmel tasandil asjakohaste õigusaktidega. Suurte tööstusettevõtete keskkonnamõjusid, sh tööstuse reoveepuhastusjaamade heitveelaskmeid reguleeritakse Euroopa Liidu Tööstusheite direktiivi (*Industrial Emissions Directive*) nõuetele toetuvalt. Direktiiv kehtib ainult nendele ettevõtetele, mille tegevus kuulub direktiivi I lisas loetletud tööstustegevuste hulka ja mis ületavad seal määratud võimsuse või tootmismahu

[721] Stormwater Quality Offset Schemes. Guidance for councils developing urban stormwater offsets in Victoria, https://www.water.vic.gov.au/__data/assets/pdf_file/0016/750211/Stormwater-offsets-guidance-2025-v1.1.pdf
[722] Rist, D., Tenno, T., Kivirüüt, A., Lemmiksoo, V. 2020. Tööstusreovee käitlemise juhend. Tartu: OÜ Aqua Consult Baltic.
[723] Samas.

läviväärtused.[724] Näiteks kuuluvad selle alla energia- ja põlevkivitööstus, keemiatööstus, metallurgia, tselluloosi- ja paberitööstus, suured toiduainetööstused, loomakasvatus (suured farmid), jäätmekäitlus. Suure keskkonnamõjuga tööstusrajatised peavad omama keskkonnakompleksluba, loas määratakse heitvee piirväärtused ja seirekohustus jm.

Väiksema keskkonnakoormusega tööstusettevõtete reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed ei kuulu nimetatud direktiivi alla, nende heitvesi võib olla reguleeritud keskkonnaloaga (vee erikasutusluba), mitte keskkonna kompleksloaga ning nende heitvesi võib minna ühiskanalisatsiooni või otse veekogusse.[725] Selliste tööstusettevõtete väljalasked on ka punktkoormuse allikad, sest reovesi pärineb konkreetsest ettevõttest, ning väljalaskekoht on selgelt tuvastatav.

Tööstusreovesi sisaldab peamiselt olmereovett, jahutusvett, protsessivett ja pesuvett. Tööstusheide võib pinnaveekogudele põhjustada erinevaid keskkonnakoormusi, millest kõige levinumad on orgaanilise aine, toitainete, hõljuvate osakeste, metallide ja ohtlike kemikaalide sattumine veekogudesse ning mõnel juhul ka soojusreostus. Need koormused võivad mõjutada veekogude keemilist seisundit, elustikku ja ökoloogilist tasakaalu.

Tüüpilised keskkonnakoormused tööstusheite puhul on orgaaniline aine, mille peamised näitajad on BHT (biokeemiline hapnikutarve) ning KHT (keemiline hapnikutarve). Paljud tööstused (nt toiduainetööstus, paberitööstus) juhivad heitveega keskkonda orgaanilisi aineid. Selle tagajärjel väheneb veekogus lahustunud hapniku sisaldus ning see võib põhjustada vee-elustiku stressi või hukkumist. Tööstusheide võib sisaldada toitained - lämmastiku- ja fosforiühendeid, mis põhjustavad veekogude eutrofeerumist, vetikate ja taimede liigset kasvu. Hõljuvad osakesed, mis tekivad tootmisprotsessis võivad põhjustada veekogude hägusust ning setete kuhjumist veekogude põhja. Tööstuslikus heitvees on sageli ka suur raskemetallide sisaldus, mis on toksilised vee-elustikule, sest raskemetallid kogunevad setetesse ja organismidesse.[726]

Tööstuslik heitvesi sisaldab ka ohtlikke orgaanilisi ühendeid nagu fenoole, lahusteid, polüaromaatseid süsivesinikuid jm, mis on veekeskkonnale mürgised, nt kahjustada kalade närvisüsteemi ja lõpuseid, mõjutada planktoni ja selgrootute elutegevust ning põhjustada kalade suremust suuremate kontsentratsioonide korral.

---

[724] Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2024/1785.
[725] Tööstusheite seadus. RT I, 08.07.2025, 69.
[726] European Environment Agency. 2024. Europe's State of Water 2024: The Need for Improved Water Resilience. EEA Report No. 07/2024. Luxembourg: Publications Office of the European Union. https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-state-of-water-2024

Ka naftasaadused ja õlid võivad sattuda vette tööstusseadmetest ning selle tagajärjel moodustub vee pinnale õhuke kile, mis takistab hapniku liikumist õhust vette ning vähendab veekogu lahustunud hapniku sisaldust. See võib põhjustada veelindude, kalade ja teiste veeorganismide stressi või hukkumist ning muutusi veeökosüsteemis. Naftasaadused võivad takistada valguse jõudmist veetaimedeni, häirida fotosünteesi ning kahjustada taimede rakke. Naftasaadused sisaldavad ka mitmesuguseid toksilisi ühendeid, näiteks aromaatseid süsivesinikke ja polüaromaatseid süsivesinikke, mis võivad kahjustada kalade lõpuseid ja siseorganeid, häirida organismide ainevahetust ning põhjustada arenguhäireid.[727]

Lisaks võib tööstuse jahutusvesi, mis juhitakse pärast kasutamist veekogusse tekitada soojusreostust ning sisaldada ka kemikaalide jälgi. Soojusreostus väljendub vee temperatuuri tõusus veekogus, mille tagajärjel võib toimuda lahustunud hapniku sisalduse vähenemine veekogus ning muutused vee-elustiku elutingimustes, mis võib kaasa tuua tundlike liikide kadumist.

Tööstusjäätmete või tootmisalade saastunud äravooluvesi, mis juhitakse kuivendussüsteemi kaudu veekogusse, võib samuti sisaldada metalle, orgaanilisi aineid ning tahkeid osakesi.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Pinnaveele avalduva tööstusheite punktkoormuse mõõtmine ja kahjude tekkeprotsesside hindamine võiks põhineda mitmetasandilisel lähenemisel, kus on ühendatud otsene emissiooni mõõtmine heiteallikast, vastuvõtva veekogu seisundi seire, koormusarvutused, ökotoksikoloogilised hinnangud ning valglapõhised ja protsessipõhised mudelid, ehk siis mõjuahela hindamine alates saaste tekkest ja väljalaskest kuni selle mõjuni veekogu keemilisele ja ökoloogilisele seisundile.[728]

Esmalt on vajalik emissioonide otsene mõõtmine, mõõtes selle jaoks väljalaskes tavaliselt toitaineid, orgaanilist ainet (BHT, KHT/TOC), heljumi, metalle, soolsust, happelisust/leeliselisust, prioriteetseid ohtlikke aineid ning vajaduse korral sektorispetsiifilisi saasteaineid (näiteks fenoolid, PFAS, ravimijäägid või protsessikemikaalid). Tööstusheite punktkoormust hinnatakse klassikaliselt kontsentratsiooni ja vooluhulga põhjal arvutatud reostuskoormusena (nt kg/d või t/a). Kuna tööstusheide võib olla pulseeruv ning lühiajalised tippkoormused võivad anda suure osa tegelikust

[727] Käsiraamat tööstusele: veekeskkonnale ohtlikud ained. 2012. Balti Keskkonnafoorum.

[728] European Parliament and Council 2000. Directive 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20140101; European Commission Joint Research Centre 2018. JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations. https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-12/ROM_2018_08_20.pdf

keskkonnamõjust, tuleks kasutada vooluhulgaga kaalutud proovivõttu, pidevseiret või kombineeritud pidev- ja perioodilist seiret - see tähendab, et käivitustest ja seiskamistest, avariilistest väljalasetest, möödavooludest või sademeperioodidest tulenevad muutuvad koormused vajavad sündmuspõhist ja protsessipõhist hindamist, mis hõlmab protsessiseiret, massibilansse ja kaudsete näitajate kasutamist (*surrogate indicators*), mis asendavad keerukamaid ja kallemaid analüüse.[729]

Seejärel tuleb allikast sõltumatult hinnata koormust vastuvõtvas veekogus, kuna tööstuslik punktheide võib olla lubatud piirides, kuid siiski põhjustada mõju suublale, mistõttu tuleb hinnata segunemisala, lahjenemist, levikut ja jääkkoormust veekogus, kasutades üles- ja allavoolu seirepunkte, vajadusel segunemistsooni uuringuid ning koormustranspordi mudeleid, mis kirjeldavad saasteainete lahjenemist, settimist, lagunemist, sorptsiooni ja võimalikku bioakumulatsiooni. Eriti oluline on see metallide, toksiliste orgaaniliste ühendite ja temperatuurikoormuse puhul.[730]

Lisaks keemilisele koormusele on vaja hinnata ökoloogilist mõju, mõõtes bioloogilisi kvaliteedielemente – milleks on näiteks põhjaloomastik, kalastik, perifüüton, makrofüüdid või klorofüll-a –, samuti tuleb mõõta sette kvaliteeti ja teha toksilisuse testid. Kaasaegses käsitluses peetakse oluliseks nn. *combined chemical–ecological assessment* lähenemist, kus emissioon, veekvaliteet ja ökoloogiline vastus seotakse ühtseks mõjuahelaks.[731]

Edasi on vajalik koormuse modelleerimine ja põhjuse-tagajärje hindamine, et teada kuidas konkreetne punktkoormus panustab veekogu üldisesse koormusse ja seisundisse. Selleks kasutatakse veekvaliteedi mudeleid (nt QUAL2K, WASP, SWAT), ainebilansi arvutusi ning vajadusel BACI (*enne-pärast-kontroll-mõju*) mõjuanalüüse. Sellised meetodid võimaldavad eristada, milline osa täheldatud mõjust on tingitud konkreetsest tööstusallikast ja milline muudest koormustest.[732]

Veel on vaja hinnata riskipõhiselt ehk protsessi reostuspotentsiaali ja selle vähendamist parima võimaliku tehnika (BAT) kaudu. See tähendab, et hindamise osaks on ka küsimus, kas rakendatud

---

[729] OECD 2019. Best Available Techniques (BAT) for Preventing and Controlling Industrial Pollution, Activity 3: Measuring the Effectiveness of BAT Policies. https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2019/06/best-available-techniques-bat-for-preventing-and-controlling-industrial-pollution-activity-3-measuring-the-effectiveness-of-bat-policies_edd66e19/e8a85f61-en.pdf

[730] Chapman, D. (ed.) 1996. Water Quality Assessments. UNESCO/WHO/UNEP. https://www.ircwash.org/sites/default/files/WHO-1996-Water.pdf

[731] Brack, W., et al. 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. Science of the Total Environment. https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC8281610/

[732] Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., Simpson, J. T. 1980. Modeling Phosphorus Loading and Lake Response Under Uncertainty. US EPA. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=00001KWE.TXT ; Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Springer. https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4020-5583-6

tehnoloogia vastab parimale võimalikule tasemele ning kas emissioonide piirväärtused ja seireprogramm suudavad aidata vältida keskkonnakahjude teket. See lähenemine seob koormuse hindamise ennetava juhtimisega, mitte ainult mõjude mõõtmisega tagantjärele.[733]

Lõpuks, vajalik on ka ohtlike ainete ja mikroreostuse käsitlemine, sest tööstuslike punktkoormuste mõju võib tuleneda madalates kontsentratsioonides esinevatest toksilistest või bioakumuleeruvatest ühenditest. Seetõttu on vaja prioriteetsete ainete seiret, vajadusel bioanalüütilisi meetodeid, efektipõhiseid teste ja ainete segu toksilisuse hindamist- sest üksikainete piirnormid ei pruugi kirjeldada nende segu tegelikku ökoloogilist mõju.[734]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis peab suublasse juhitav heitvesi vastama loas määratud saasteainesisalduse piirväärtustele ja heitkogustele ning täpsemad nõuded seirele kehtestatakse ministri määrusega. See tähendab, et mõõtmine ei seisne ainult üksikus proovivõtus, vaid loapõhises omaseires, mille kaudu kontrollitakse nii heitvee kvaliteeti kui ka suublasse juhitava saasteaine kogust. Veeseadus näeb ette ka selle, et veeloa omaja peab esitama veekasutuse aruande, mis sisaldab muu hulgas andmeid kasutatud vee, heitvee hulga ja suublasse juhitud saasteainete koguse kohta.[735]

Praktikas tähendab see, et mõõdetakse või määratakse heitvee vooluhulk, analüüsitakse loas määratud saastenäitajaid, mis võivad sõltuvalt tegevusest hõlmata näiteks orgaanilist ainet, toitaineid, heljumit või ohtlikke aineid ja arvutatakse heitkogused ehk kui palju saasteainet tegelikult suublasse juhitakse ning esitatakse aruandluses.[736]

Loa andja saab määrata rangemaid piirväärtusi vastavalt suubla seisundile ning heitvee puhul määrab loa andja vajaduse korral ka suubla seire kohustuse. Kui suubla seire on loas ette nähtud, peab loa omaja tegema heitvee saastenäitajate, sealhulgas ohtlike ainete seiret heitvee väljalasu mõjupiirkonnas loas määratud kohtades ja sagedusega. Suubla seire sagedus heitvee puhul on vähemalt üks kord aastas ning loa andja ei tohi seda üldjuhul määrata sagedamaks kui kord kvartalis.[737]

---

[733] OECD 2019.
[734] Brack, W., et al. 2016.
[735] Veeseadus, § 128; § 187
[736] Veeseadus, § 128; veekasutuse aruande nõuded
[737] Keskkonnaministri 8. novembri 2019. a määrus nr 61. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused, https://www.riigiteataja.ee/akt/126112024004

Keskkonnaameti juhise järgi tuleb keskkonnaloa omaseire ja operatiivseire raames kasutada atesteeritud proovivõtjat, kui seirevaldkond kuulub atesteerimisele; nende hulka kuuluvad muu hulgas reo- ja heitvesi ning pinnavesi. See tähendab, et tööstusheite punktkoormuse mõõtmine ei ole pelgalt ettevõtte sisemine tehniline toiming, vaid peab toimuma nõuetekohase ja kontrollitava proovivõtu alusel.[738]

Eestis hinnatakse pinnaveele avalduvat tööstusheite punktkoormust kahe eraldi koormusklassina: toitainete koormusena ja ohtlike ainete koormusena. Tööstusheite koormusklassi 1.3 ehk tööstusheite direktiivi (IED) järgi reguleeritud tööstusheite alla kuuluvad keskkonnakompleksloaga reguleeritud tööstuse reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed ning koormusklassi 1.4 ehk mitte-IED tööstusheite alla tööstuse reoveepuhastusjaamade heitveelaskmed, mis ei ole keskkonnakompleksloaga reguleeritud. Üleriigiliselt pinnaveekogumite koormusi kajastavas *Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi*s tugineti varasemate veemajanduskavade koormuste hindamise metoodikatele, mida on täpsustatud, kasutades kaasaegsemaid andmeid, ArcGIS Pro ruumianalüüsi ning koormuste olulisuse senisest objektiivsemat käsitlust.[739] Seal hinnati toitainete koormust, ühendades teadaolevad koormusallikad pinnaveekogumite osa- ja tervikvalglate ruumiobjektidega ning pinnaveekogumit iseloomustav koormus leiti osavalgla ja tervikvalgla koormusi kombineerides ehk valglapõhiselt, arvestades ka ülesvoolu jäävate alade mõju.

IED tööstusheite ehk koormusklassi 1.3 puhul määratleti seal toitainete analüüsis tööstuse veelaskmetena veekasutuse aruande vorm 6 kirjed, kus veetüübiks oli heitvesi, veevärgi tüübiks asutuse, kaevanduse/karjääri, muu, põllumajanduse või toiduainetööstuse veevärk ning kas tegemist oli E-PRTR kohuslasega ja edasise etapina kaasati ainult kirjed, millel oli olemas puhasti KKR kood. Kui heitveelaskmed olid suunatud pinnasesse, siis rakendati metoodilist eeldust, et 5% üldlämmastikust ja 0,03% üldfosforist jõuab veekeskkonda. Pinnaveekogumi valglale avalduv koormus leiti osa- ja tervikvalglasse jäävate veelaskmete aruandes toodud üldlämmastiku ja üldfosfori koormuste summeerimise kaudu.

Mitte-IED tööstusheite ehk koormusklassi 1.4 puhul kasutati sama toitainete hindamise loogikat, aga ettevõtted eristati selle järgi, et nad ei olnud E-PRTR kohuslased ega kuulunud seega kompleksloaga käitiste hulka. Ka siin lähtuti veekasutuse aruande vorm 6 kirjetest, eemaldati filtrite

[738] Keskkonnaamet. 2024. Seirearuannete keskmistamine veesaastetasu deklaratsioonile. Juhend. https://keskkonnaamet.ee/media/7548/download

[739] European Commission 2016; Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

tagasipesuveelaskmed ning pinnasesse suunatud väljalaskude korral kasutati sama eeldust, et ainult osa lämmastikust ja fosforist jõuab veekeskkonda. Seega saab öelda,et Eesti toitainete koormuse hindamismetoodika põhineb tööstusheite puhul tugevalt aruandlusandmetel ja ruumianalüüsil, väljendudes lõpuks pinnaveekogumi valglale hinnatud üldlämmastiku ja üldfosfori koormuses.

Koormuse olulisuse määramine sõltus sellest, kas hinnati toitainete või ohtlike ainete koormust. Toitainete puhul on üldreegel see, et kui pinnaveekogum on hinnatud toitainetest mõjutatuks või ohustatuks, siis loetakse olulisteks kõik need koormusklassid, mille koormus moodustab üle 0,5% kogukoormusest , järelikult, tööstusheite punktkoormuse olulisus sõltub selle suhtelisest osakaalust pinnaveekogumi kogu toitainete koormuses. Selline lähenemine seob üksiku tööstusallika mõju otseselt veekogumi seisundi ja üldise koormusstruktuuriga.[740]

Ohtlike ainete koormuse hindamismetoodika on mõnevõrra teistsugune. Analüüsi ohtlike ainete osa käsitleb Eestis olulisteks peetavaid prioriteetseid aineid, teatavaid muid saasteaineid ja vesikonnaspetsiifilisi saasteaineid ning tugineb veepoliitika raamdirektiivi ja ohtlike ainete emissioonide, heidete ja kadude inventuuri koostamise juhendmaterjalidele. Tööstusheite ohtlike ainete hindamisel koondati seire- ja heiteandmed, mis kirjeldasid nende ainete liikumist keskkonda, ning hinnati ainete koormusi ja potentsiaalseid ohte veekeskkonnale nii ainevoogude suuruse kui ka veekogumite seisundihinnangute põhjal.

IED tööstusheite ohtlike ainete hindamisel käsitleti tööstusheidet andmete puudusest tulenevalt osaliselt koos asula heitveega (kui ettevõtted suunavad oma heitvee asulareoveepuhastisse ning seetõttu võib teatud piirkondades koormusklassi 1.3 mõju olla alahinnatud) - juhul kui andmeid ei ole võimalik ruumiliselt ettevõtte tasemel täielikult lahutada, võib tööstusheite tegelik mõju osaliselt „peituda" asula heitvee klassi sisse. Samas arvestati koormusanalüüsis ettevõtetega, mille kompleksloal oli välja toodud ohtlike ainete nimekiri ja kogused, mis juhitakse veelaskmetesse, ning mille tegevusvaldkond oli seotud ohtlike ainete heitega.

Mitte-IED tööstusheite ohtlike ainete hindamisel on määrava tähtsusega veelaskmete ruumiandmed. Analüüsi järgi defineeriti mitte-IED tööstuse veelaskmetena need vorm 6 kirjed, kus veetüübiks oli heitvesi ja veevärgi tüübiks asutuse, muu, põllumajanduse või toiduainetööstuse veevärk ning tegemist ei olnud kompleksluba omava ettevõttega. Andmetöötluses filtreeriti esmalt välja veelaskmed, millele olid lisatud ruumiandmed, seejärel eemaldati filtrite tagasipesuveelaskmed ja

[740] Keskkonnaagentuur 2025.

kompleksloaga ettevõtted. Veekogumile avalduva koormuse hindamiseks filtreeriti ettevõtted omakorda EMTAK koodi alusel välja nende tegevusvaldkondade järgi, millel on seos ohtlike ainete heitega. Seega on mitte-IED tööstusheite hindamine Eestis selgelt riskipõhine: oluline pole ainult heite olemasolu, vaid ka see, kas tegevusvaldkond on seotud potentsiaalselt ohtlike ainete kasutamise või heitega.[741]

Ohtlike ainete koormuse olulisuse määramine on Eestis tööstusheite puhul märksa objekti- või tegevuspõhisem kui toitainete puhul: IED tööstusheite puhul loetakse oluliseks kõik kompleksloaga veelasuga ettevõtted ja mitte-IED tööstusheite puhul loetakse oluliseks need kompleksluba mitteomavad ettevõtted, kes tegutsevad olulistes tegevusvaldkondades NACE koodi alusel. See tähendab, et ohtlike ainete puhul seotakse olulisus ettevõtte regulatiivse staatuse ja tegevusala keskkonnariskiga ja Eesti metoodika tööstusheite ohtlike ainete hindamisel lähtub ennekõike võimalikust riskipotentsiaalist, mitte ainult mõõdetud ainekogusest.

Kahjude tekkeprotsesse hinnates hinnatakse seost pinnaveekogumi koormuse ja seisundi vahel. Toitainete puhul hinnatakse eutrofeerumisriski, mis avaldub vee läbipaistvuse vähenemises, veeõitsengutes, hapnikupuuduses ning elustiku ja elupaikade kahjustumises. Ohtlike ainete puhul hinnatakse võimalikku toksilist mõju ainete seire- ja heiteandmete, seisundihinnangute ning tegevusvaldkonnast tuleneva riskipotentsiaali kaudu. Kuna pinnaveekogumi koormuse kirjeldamiseks kombineeritakse osa- ja tervikvalgla andmeid, püüab metoodika arvestada nii lokaalse väljalasu mõju kui ka ülesvoolust lisanduvat koormust.[742]

Eestis on tööstusheite punktkoormuse hindamine korraldatud mõõtes nö. toru otsas emissioonide otsest masskoormust ja sellele lisandub vajaduspõhine suubla seisundi seire. Koormuste hindamine laiemalt veekogumite puhul on kaetud ruumianalüüsi ja registrite põhise riskide hindamise osas suuremal määral ja vähemal määral detailsemate analüüside osas, mida oleks võimalik veekogumites ja valgalades läbi viia. Ideaalpildist lähtudes on võimalik kaaluda modelleerimise, parima võimaliku tehnoloogia põhise riskijuhtimise ning ohtlike ainete erikäsitluste rakendamist.

[741] Keskkonnaagentuur 2025; European Commission 2016
[742] Keskkonnaagentuur 2025

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Tööstusheite punktkoormuse puhul on "saastaja maksab" raamistikus peamised rahalise hinnastamise lahendused märksa klassikalisemad kui hajukoormuse või ajaloolise sisekoormuse puhul, sest on olemas tuvastatav väljalase, konkreetne käitaja ja mõõdetavad saasteparameetrid. Peamised "saastaja maksab" rahalise hinnastamise lahendused on otsesed heitetasud, rikkumisel kõrgendatud tasud ja sanktsioonid, kanalisatsiooni/puhasti (jaoks) saastatuma heitvee ja eelpuhastuse kulud, täielik tööstuslike veeteenuste kulude katmine, kohustuslike puhastusinvesteeringute kulud normide täitmiseks, veekahju ja kõrvaldamise omistamine saastajale, finantstagatis, kauplemisskeemid, ning laiendatud tootjavastutus teatud saasteainete eest.[743] Rahalisi skeeme kombineeritakse tihti ka kompensatsioonipõhiste lähenemistega, nt investeeringud tehnoloogiatesse, mis tagavad vähema keskkonnamõju jm. Need võivad sageli olla ka avaliku sektori poolt rahastatud meetmete toel elluviidud tegevused.

1) Heite- või saastetasu.

Heite- või saastetasu määramine on üks levinumaid lähenemisi tööstusheite koormuse hinnastamisel. Tööstusettevõte maksab tasu selle järgi, mida, kui palju ja mõnikord ka kui ohtlikku ta pinnavette juhib. Tasu alus võib olla nt vooluhulk, BHT/KHT, heljum, toitained, raskmetallid, toksilisus või nende kombinatsioon. Üldjuhul on skeem kasutusel sel juhul, kui tööstusettevõte puhastab oma puhastis ning suunab seejärel heitvee suublasse.

2) Loa- ja piirnormipõhine hinnastamine koos kõrgendatud maksetega rikkumise korral.

Eelmise lähenemise laiendatud skeem näeb ette, et tööstusettevõtetele seatakse loa tingimustes heite piirnormid. Piirnormide piiresse jääva heite puhul ei pruugi ettevõtted saastetasu maksta või, sagedamini maksavad nö standardtasu. Kui aga norme ületatakse, on ette nähtud kõrgendatud tasu. Üldjuhul on skeem kasutusel sel juhul, kui tööstusettevõte puhastab oma puhastis ning suunab seejärel heitvee suublasse.

3) Eelpuhastuse ja kanalisatsiooni kasutuse kulupõhine tasustamine.

Tööstuse heitvee eelpuhastuse ja kanalisatsiooni kasutuse kulupõhine tasustamine tähendab, et tööstusettevõte maksab nende kulude eest, mida tema reovesi põhjustab ühiskanalisatsioonile ja reoveepuhastile. Kui ettevõtte reovesi on tavapärasest olmereoveest saastunum, näiteks sisaldab rohkem orgaanilist ainet, heljumit, toitaineid, metalle või muid probleemseid aineid, ei piisa tavalisest reoveeteenuse hinnast. Sellisel juhul tuleb ettevõttel tasuda kas kõrgemat teenustasu, eraldi lisatasu

[743] The Polluter Pays Principle, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1975/01/the-polluter-pays-principle_g1gh8f8f/9789264044845-en.pdf

või katta eelpuhastuse kulud, et reovesi vastaks enne kanalisatsiooni juhtimist nõuetele. Selles skeemis võidakse ettevõtte teenuse kasutuskulud siduda ka seire- ja inspekteerimiskulude ning lubade kuludega. Selle lähenemise eesmärk on vältida olukorda, kus tööstusreovee puhastamise lisakulud jäävad vee-ettevõtjale või kodutarbijatele, ning tagada, et saastaja kannaks oma reoveest tulenevad tegelikud puhastus- ja käitluskulud ise. Seda skeemi võidakse kasutada enamasti juhtumitel, kui tööstusettevõte ei puhasta ise omareovett, vaid suunab selle teenuse pakkujale. Samas võib tööstusettevõte teha sellise skeemi korral ka ise reovee eelpuhastuse.[744]

4) Täielik või osaline kulude katmine.

See on laiem versioon eelmisest skeemist ning tugineb loogikal, et tööstus peab katma mitte ainult muutuvkulud, vaid ka oma osa puhasti võimsusest, investeeringust, haldusest, seirest ja sageli ka tulevastest uuendustest. See skeem võib esineda tariifina, tööstusliku eritasuna või lepingulise teenushinnana.[745] Kui tööstus juhib süsteemi väga tugeva, toksilise või ebastabiilse koostisega reovett, ei kata tavaline tariif neid lisakulusid, mida puhasti peab kandma. Siis tekiks olukord, kus osa tööstuse põhjustatud kuludest jääks vee-ettevõtjale, omavalitsusele või teistele klientidele. Täieliku või osalise kulude katmise loogika eesmärk on tagada, et tööstus kannaks oma reoveest tulenevad tegelikud lisakulud ise, mitte ei lükkaks neid teiste kasutajate või avaliku sektori kanda.

5) Kohustuslikud investeeringud heitenormide täitmiseks

Tööstusettevõtte rahaline koormus võib tekkida ka sellest, et riik või omavalitsus seab tingimuseks nõude uuendada tehnoloogiat, käitada puhastusseadmeid või muuta tootmisprotsessi, et normidele vastata. Selliste normide mõju väljendub otseselt tööstuse investeerimis- ja käituskuludes ning samal ajal välditud veekahjudes. See skeem on põhimõtteliselt regulatiivne hinnastamine: saastaja maksab kohustuslike puhastusmeetmete kuluna.[746]

6) Kahju- ja likvideerimiskulu omistamine saastajale.

Kui tööstusheide põhjustab pinnaveele kahju, ei pruugi hinnastamine piirduda jooksvate tasudega. See on rakendatav eelkõige juhtudel, kui tööstusettevõte tegeleb ise oma reovee puhastamisega. Siis rakendub “saastaja maksab” põhimõte vastutuse kaudu. Saastaja peab rahastama kahju vältimise,

[744] Pretreatment Roles and Responsibilities-Industrial Users, https://www.epa.gov/npdes/pretreatment-roles-and-responsibilities-industrial-users

[745] Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2010/03/pricing-water-resources-and-water-and-sanitation-services_g1ghc680/9789264083608-en.pdf

[746] Effluent Guidelines Program Plan 15, https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-01/11143_ELG%20Plan%2015_508.pdf

puhastamise, tagajärgede kõrvaldamise, taastamise, seire ja järelhoolduse kulud. Idee on, et need kulud ei tohiks jääda avalikule sektorile, kui vastutav käitaja on tuvastatav.

7) Finantstagatis.

Mõnes süsteemis ei piirduta jooksvate tasude ega hilisema vastutusega, vaid käitajalt nõutakse ette rahalist tagatist tööstusobjekti sulgemise, avarii, puhastamise või järelhoolduse kulude katteks. See on eriti tuntud kõrgema riskiga jäätme- ja tööstusrajatiste puhul. Selle skeemi väärtus on, et kahandab riski, et ettevõte hiljem kaob, pankrotistub või ei suuda pinnaveekahju heastada ning kahju kulud jääksid avaliku sektori kanda.[747]

8) Kaubeldavad heiteõigused või veekvaliteedi kauplemine.

Tööstusliku punktkoormuse puhul on uuritud ja katsetatud ka kauplemise-skeeme. Üks punktallikas võib müüa krediiti teisele, kellel on saaste vähendamine kallim. Eesmärk on saavutada sama veekvaliteedi tulemus madalama kogukuluga. Praktikas on see skeem olnud siiski kasutusel piiratumalt kui klassikalised tasud ja load.

9) Laiendatud tootjavastutus veesektoris teatud tööstusharudele.

Selle lähenemise puhul ei maksa tööstus üksnes oma rajatise väljalasu eest, vaid ka nende toodete põhjustatud reostuse eemaldamise eest ühiskanalisatsioonisüsteemis. ELi uuendatud asulareovee direktiiv nõuab, et ravimite ja kosmeetikatoodete tootjad kataksid vähemalt 80% mikrosaasteainete kvaternaarse puhastuse kuludest.[748]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on tööstusheite pinnaveekoormus hinnastatud eelkõige saastetasu, loapõhiste puhastus- ja seirekulude, ühiskanalisatsiooni puhul eelpuhastuse ja teenustasude ning keskkonnakahju heastamise vastutuse kaudu. Otsese suublasse juhtimise puhul on keskne instrument saastetasu; ühiskanalisatsiooni juhtimise puhul on keskne instrument pigem kulupõhine teenustasu ja eelpuhastus, mitte eraldi pinnavee saastetasu.

[747] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework. Directive. Environment Working Paper No. 238.

[748] New rules for more thorough and cost-effective urban wastewater management enter into force.
The revised Directive will strengthen treatment rules, ensuring a higher level of protection for the public and the environment, https://environment.ec.europa.eu/news/new-rules-urban-wastewater-management-set-enter-force-2024-12-20_en

Otseheite puhul maksab tööstusettevõte saastetasu. Kui tööstus juhib heitvett või saasteaineid otse suublasse ehk pinnaveekogusse, on selleks üldjuhul vaja veeluba või kompleksluba. Ettevõte peab kandma kulud, mis on vajalikud heite piirväärtuste täitmiseks. Veeseadus lubab loa andjal vähendada lubatud heitkoguseid või kehtestada rangemaid piirväärtusi, kui pinnaveekogumi seisund on kesine, halb või väga halb või esineb seisundi halvenemise oht. Praktikas tähendab see, et ettevõte peab vajaduse korral investeerima paremasse puhastustehnoloogiasse, seiresse ja käitlusse.[749]

Kui tööstusettevõte ei juhi reovett otse pinnavette, vaid ühiskanalisatsiooni, siis rahaline vastutus toimub pigem teenustasude, lepingutingimuste ja eelpuhastuse kohustuse kaudu. Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus keelab juhtida ühiskanalisatsiooni ohtlikke aineid piirväärtusi ületavas sisalduses ning näeb ette, et kui tööstusreovee saastenäitajad on liiga kõrged, siis peab tööstusettevõte enne reovee ühiskanalisatsiooni juhtimist kasutama eelpuhastust või muid meetmeid. Samal ajal toob 2026. aasta veemajanduse majandusanalüüs välja, et ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni tariifid peavad katma põhjendatud tegevuskulud, keskkonnanõuete täitmise ja investeeringud. Seega kannab tööstus sellisel juhul oma koormuse kulud peamiselt vee-ettevõtja teenustasu ja eelpuhastuse kaudu.[750]

Lisaks hinnastatakse tööstusheite mõju keskkonnakahju vältimise ja heastamise vastutuse kaudu. Kui tööstusheide põhjustab olulist kahju pinnaveele, siis peab kahju tekitaja rakendama vältimis- ja heastamismeetmeid. Keskkonnaamet rõhutab, et kahju tekitaja on kohustatud asuma kahju ohu ilmnemisel keskkonnakahju tekkimist vältima või tekkinud keskkonnakahju heastama. See tähendab, et lisaks saastetasule võib ettevõte kanda ka avarii, lekke või nõuete rikkumise järel tekkinud puhastus- ja taastamiskulud.[751]

Eestis on vahe tööstusheite direktiivi alla kuuluva ja sellest väljapoole jääva heite vahel eeskätt loa- ja nõuete süsteemis. Tööstusheite direktiivi alla kuuluvate käitiste puhul rakendub kompleksloa ja parima võimaliku tehnika raamistik, mis toob kaasa rangemad heite-, seire- ja investeerimiskohustused. Direktiivi alt välja jääva heite puhul toimub reguleerimine peamiselt veeseaduse ja tavapärase keskkonnaloa kaudu. Saastetasu loogika ise on siiski valdavalt aine- ja heitepõhine, mitte direktiivi-staatuse põhine.[752]

[749] Veeseadus, RT I, 15.04.2025, 7.
[750] Keskkonnatasude seadus, RT I, 07.01.2026, 21; Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus, RT I, 08.10.2024, 26.
[751] Keskkonnavastutus, keskkonnakahju heastamine, https://keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/keskkonnakorraldus/keskkonnavastutus-keskkonnakahju-heastamine
[752] Tööstusheite seadus, RT I, 05.07.2016, 23.

Soomes ei põhine tööstusheite hinnastamine peamiselt üldisel saasteainetariifil, vaid tööstus kannab kulud peamiselt keskkonnaloa nõuete täitmise, ühiskanalisatsiooni puhul kvaliteedi- ja kogusepõhiste veeteenustasude ning võimaliku kahju hüvitamise kaudu. Ehk teisisõnu: süsteemi kese ei ole saasteaineühiku hinnastamine, vaid see, et ettevõte peab ise kandma muud laadi kulud, mis tema heitest tekivad – nt heitvee puhastamise kulud, loas nõutud tehnoloogia ja seire kulud, ühiskanalisatsiooni juhitava tugevama reovee kõrgema teenustasu, kahju või reostuse korral heastamis- ja puhastuskulud. See on "saastaja maksab" põhimõtte pehmem ja rohkem kulude katmisele kui saastetasule toetuv mudel.[753] Poolas on tööstusheite pinnavee koormus hinnastatud nii, et ettevõttel peab olema luba, ta peab tegema regulaarset koguse ja kvaliteedi seiret, esitama kvartaliaruandeid, ning maksma tasu, mis sõltub väljalaske mahust ja saastekoormusest ehk püsiosast ja muutuvast osast, kus muutuv osa sõltub reovee kogusest ja kvaliteedist.[754] Hollandis on tööstusheite punktkoormusel kaks peamist hinnastamise lähenemist. Kui tööstusettevõte juhib reovett kanalisatsiooni, maksab ta veepuhastustasu. Ettevõte peab kandma selle koormuse puhastamiskulud, mille ta veepuhastussüsteemile tekitab. Kui ettevõte juhib reovee otse pinnavette, maksab ta saastemaksu. Ettevõte maksab otsese keskkonnakasutuse ja saastekoormuse eest, kuna reovesi ei lähe enne loodusesse jõudmist üldisesse puhastussüsteemi. Mõlemad skeemid põhinevad saaste ühikutel, ning ettevõtete puhul kasutatakse sageli veetarbimise ja tegevusala põhist reovee koefitsienti koormuse hindamiseks.[755] Prantsusmaal on tööstusheite hinnastamine huvitav selle poolest, et saastetasud on ühtlasi riiklike/regionaalsete veeagentuuride oluline rahastusallikas (valgalapõhiselt). See tähendab, et tööstusheite kaudu kogutud raha kasutatakse laiemalt veekaitse ja puhastuse investeeringuteks samas süsteemis.[756] USA-s rakendatakse veekvaliteedi kauplemise süsteemi. See on turupõhine lähenemine, kus eri allikad võivad omavahel kaubelda saaste vähendamise krediitidega, et saavutada sama veekvaliteedi eesmärk väiksema kogukuluga. Tööstusliku punktkoormuse puhul on see oluline just siis, kui ühe käitise lisapuhastus on väga kallis, aga sama veekvaliteedi paranemist saab mujal odavamalt saavutada. See ei ole kõige tavalisem instrument, kuid tavapärasest erinev "saastaja maksab" lahendus, sest toob tööstusheitesse turupõhise hinnasignaali.[757]

EL-i laiendatud tootjavastutus mikrosaaste eest ei ole küll klassikaline "tehase väljalasku maksustav" süsteem, kuid on tööstusheite rahalise hinnastamise vaates uus suund. EL-i uuendatud asulareovee

[753] Water Services Act 119/2001, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688592/mainPdf/main.pdf?timestamp=2001-02-08T22:00:00.000Z
[754] Zasady ogólne, https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20170001566/U/D20171566Lj.pdf
[755] Regional Water Authority tax, https://business.gov.nl/regulations/water-authority-tax
[756] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive.
[757] Water Quality Trading, https://www.epa.gov/npdes/water-quality-trading

direktiiv, mis jõustus 1. jaanuaril 2025, nõuab, et farmaatsia- ja kosmeetikatootjad kataksid vähemalt 80% kvaternaarse puhastuse kuludest, sest neid peetakse peamisteks mikrosaaste põhjustajateks. See on oluline nihe: tööstus maksab mitte ainult oma otsese väljalasu eest, vaid ka nende toodete tekitatud veereostuse eemaldamise eest puhastis.[758]

6.2.9 Kaevandusvee punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Kaevandusvee punktkoormus puudutab Eestis põlevkivikaevandusi, liiva-, kruusa-, savi- ja lubjakivi karjääre, ning turbatootmisalasid. Kaevandusvee punktkoormus tekib, kui kaevandusse kogunenud vesi juhitakse drenaaži- ja pumpamissüsteemi kaudu otse või pärast settetiikides selitamist looduslikesse veekogudesse ühest konkreetsest väljalaskekohast (nt toru, pump, kraav või kanal).[759] Samuti hõlmab kaevandusvee punktkoormus ka töötamise lõpetanud kaevanduste ja karjääride, mis on veega täitunud, isevoolseid väljalaskmeid.[760] Kaevandustes ja karjäärides koguneb vett peamiselt kahest allikast - põhjaveest ning sademeveest.[761] Karjääridest pumbatavast veest moodustab enamiku sademete vesi, kaevandustes põhjavesi.

Põlevkivi kaevandamisel väljapumbatava vee kogus moodustub põhjavee, sademevee ja pinnavee arvel ning sõltub karjääri või kaevanduse suurusest (valgala ja alanduslehtri suurusest), aasta sademete hulgast ja muudest ilmastiku näitajatest, hüdrogeoloogilistest tingimustest ning põlevkivi kaevandamise viisist (pealmaa- või allmaakaevandamisest).[762]

Põlevkivikaevandused Ida-Virumaal asuvad lubjakivi ja dolokivi kihtides, kus põhjavesi liigub suhteliselt hästi. Kaevandamisel lõhutakse kivimikihid, tekivad praod ja kanalid, mille kaudu põhjavesi kaevandusse voolab. Pinnavesi võib sageli kaevandustesse valguda ümbritsevatelt aladelt. Sademevesi satub põlevkivi avakaevandusse või karjääridesse eelkõige vihma ja lumesulamise veena.

---

[758] Updated estimation of the costs of quaternary wastewater treatment in the EU, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC144745

[759] Valgma, I., Kolats, M., Leiaru, M., Adamson, A. 2012. Kivimite valikpurustamine. Kaevandamine ja keskkond. Tallinn: TTÜ Mäeinstituut.

[760] Tamm, I. 2021. Põlevkivi kaevandatud ala isevoolsete väljalaskmete veekeemia ja veekoguste uuring ning mõju hinnang pinnaveekogumite seisundile. Tallinn: Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.

[761] Liblik, V., Rätsep, A., Toomik, A. 2005. Uurimisala kirjeldus ja kasutatud metoodikad. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis, TLÜ ökoloogia instituut, Publikatsioonid 9/2005.

[762] Põlevkivi kasutamise riiklik arengukava 2016-2030 (2015). Tallinn: Keskkonnaministeerium.

Põlevkivi allmaakaevandustest väljapumbatavast kaevandusveest 64% pärinev põhjaveest, 32,5% juurdevoolust üleujutatud kaevandustest ning 3,5% äravoolukanalitest tagasi infiltreeruvast veest. Pealmaakaevandustest väljapumbatavast veest on suurem osa (62,25%) sademevesi, 24,25% põhjavesi ning 13,25% juurdevool üleujutatud kaevandustest.[763]

Eesti põlevkivikaevandustest välja pumbatavad veed suunatakse jõgedesse, mille kaudu vesi jõuab Soome lahte, Peipsi järve ning osaliselt infiltreerub tagasi töötavatesse ja suletud kaevandustesse. Väljapumbatavad kogused sõltuvad ka ilmastikust. Aastas pumbatakse keskmiselt välja 140-170 mlj m^3 vett.[764]

Eri allikatest kaevandustesse sattuv vesi puutub kokku kivimite ja mineraalidega (nt põlevkivi, lubjakivi, dolokivi, jm). See toimub nt mineraalide lahustumisel ja kivimi purustamisel. Võimalik on ka piirkonna ümbritsevatest suletud kaevandustest lähtuv jääkreostuse mõju kaevandusvee koostisele. Samuti võib kaevandusvees keskkonnakoormust tekitada kaevandamise käigus vette sattuvad ohtlikud ained.

Kaevandamise mõju vee kvaliteedile väljendub eelkõige heljumikoormuses (vooluveekogu põhja looduslike elupaikade kattumises settega).[765]

Kaevandustest ärajuhitav vesi sisaldab sageli ka erinevaid potentsiaalseid saasteaineid, mis võivad sattuda seotud looduslikku veekeskkonda. Isegi kui vee koostis ei ole väga saastunud, võib suur kogus mineraaliderikast vett mõjutada veekogusid. Põlevkivi ümbritseva lubjakivi ja dolokivi lahustumisest sattub vette kaltsiumi ja magneesiumi, mis suurendavad vee karedust ja üldist mineralisatsiooni.[766] Põlevkivikaevanduste vee mineraalsus on looduslikust pinnaveest 2–3 korda suurem sulfaatide, kaltsiumi ja magneesiumi sisalduse suurenemise tõttu, mida tingib kaevise koosseisu kuuluvate sulfiidide (püriidi) hapendumine. Kivimite lõhkamisest võivad tekkida lämmastikuühendid (nt nitraadid), mis võivad mõjutada vee eutrofeerumist. Kaevandusvesi sisaldab sageli palju ka lahustunud ioone, mis muudavad vee soolasemaks kui looduslik põhjavesi.[767] Kaevandusvees võivad esineda ka õlisaadused (nt põhjustatuna kaevandustehnika kasutamisest), fenoolid ja muud orgaanilised

[763] Sikk, A., Rebane, R. 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.
[764] Sikk, A., Rebane, R. 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.
[765] Põlevkivi kasutamise riiklik arengukava 2016-2030 (2015). Tallinn: Keskkonnaministeerium.
[766] Pihor, K., Kralik, S., Aolaid-Aas, A., Jürgenson, A., Paat-Ahi, G., Rell, M., Batueva, V. 2013. „Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise sotsiaalmajanduslike mõjude hindamine", Tallinn: Poliitikauuringute Keskus Praxis.
[767] Sikk, A., Rebane, R. 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.

ühendid.[768] Fenoolid avaldavad mõju veekogude isepuhastusvõimele, pidurdades hapnikutarbimist, ning mõjutavad seetõttu märgatavalt veekogu sanitaarrežiimi ja elutegevust.[769]

Kaevanduse väljalaskudest on mõõdetud olulisel määral nt fenoolide, naftasaaduste, püreeni, diklorometaani ning raskmetallide (nt baariumi) sisaldust. Kaevanduse settebasseinides on mõõdetud olulisel määral ka erinevaid püreeni ühendeid, ühealuselisi fenoole, klorofenoole, raskmetalle, naftasaadusi jm.

Eesti põlevkivikaevanduste kaevandusvete kogused on suured, kuid reoainete koormus (biokeemiline hapnikutarve, üldfosfori ja üldlämmastiku sisaldus) on suhteliselt väike. Nimetatud saasteainete sisaldus kaevandusvetes on lähedane keskmise jõevee koostisele. Kaevandusveega loodusesse sattuvate sulfaatide ja heljumi kogused on küll suured ning mõjutavad veekogude veekvaliteeti, kuid ei ole veekeskkonnale otseselt ohtlikud saasteained. Tehtud uuringud näitavad, et kaevandusveed põhjustavad minimaalset mõju ka pinnavee ohtlike raskmetallide sisaldustele, sest kogused kaevandusvetes on väiksemad kui nende kontsentratsioonid looduslikes Ida-Eesti pinnaveekogudes.

Liiva-, kruusa-, savi- ja lubjakivi karjäärides tekib punktkoormus peamiselt sademe- ja kuivendusvee väljalaskest, mis juhitakse karjäärialalt veekogudesse kuivenduskraavide või settebasseinide kaudu. Selline vesi sisaldab sageli hõljuvaid osakesi, peenosakesi ning mõnel juhul ka naftasaadusi. Lubjakivikarjääride puhul ka nt kaltsiumi ja karbonaate, mis võivad suurendada vee karedust ja mineralisatsiooni.

Kui karjäär asub põllumajandusmaastiku lähedal, võivad sademeveega kaasa tulla ka lämmastiku- ja fosforiühendid. Karjääride punktkoormuse tagajärjeks võib olla veekogude hägusus, setete kuhjumine, võimalik lokaalne õlireostus (nt kaevandamismasinate õli- ja kütuselekked).[770]

Turbatootmisaladel võib punktkoormus tekkida peamiselt turbaväljade kuivendamisel - kuivenduskraavide kaudu juhitavast sademe- ja kuivendusveest, mis kannab veekogudesse turbapeenosakesi, orgaanilist ainet (nt humiin- ja fulvohapped), lahustunud orgaanilist süsinikku ning lämmastiku- ja fosforiühendeid. Tulemuseks on setete kuhjumine, vee hägustumine, veekogude tumenemine, eutrofeerumise risk ning organismidele vajaliku hapnikusisalduse taseme langus.

[768] Vallner, L., Sepp, K. 1993. Effects of pollution from oil shale mining in Estonia. *Land Degradation & Development 4*, 4, pp. 381-385.
[769] Pihor, K., Kralik, S., Aolaid-Aas, A., Jürgenson, A., Paat-Ahi, G., Rell, M., Batueva, V. 2013. Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise sotsiaalmajanduslike mõjude hindamine. Tallinn: Poliitikauuringute Keskus Praxis.
[770] Rammul, Ü., Niitlaan, E., Reinsalu, E. ja Keerberg, L. (koostajad) 2017. Ehitusmaavarade uuringu- ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER.

Rabavesi on toksiline teiste ökosüsteemi (järve või jõe) taimedele ja organismidele, seda eelkõige ebasoodsalt madala pH ja kõrge humiinainete, raskemetallide sisalduse tõttu.[771]

Kaevandamise lõppedes peatatakse kaevandusest ja karjäärist vee väljapumpamine ja põhjaveetase hakkab taastuma kaevandamiseelsele tasemele. Veetaseme taastumine põhjustab aga probleeme seni kaevanduste kuivendava mõju all olnud aladel – tekivad pidevalt üleujutatud alad.[772]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Kaevandusvee punktkoormuse hindamise üldine lähtekoht on see, et mõju kirjeldatakse põhjusliku ahelana: kaevandustegevus või karjäär → vee kogunemine ja väljapumpamine → väljalask suublasse → segunemine ja ainelevik → mõju vee keemilisele, ökoloogilisele ja hüdromorfoloogilisele seisundile. Veepoliitika raamdirektiivi metoodikas tähendab see koormuse ja mõju analüüsi, mille eesmärk on hinnata, kas inimtekkeline surve võib takistada veekogumi hea seisundi saavutamist või põhjustada seisundi halvenemist.[773]

Esimene hindamistasand on allika ja väljalaskme täpne iseloomustamine - selleks kaardistatakse kõik kaevandusega seotud veevoolud: kaevandusest või karjäärist väljapumbatav vesi, settebasseinidest või puhastusseadmetest väljuv vesi, avariilised ülevoolud, sademevee äravool, rikastamis- või sorteerimisalade äravool ning suletud kaevandustest jätkuvalt väljuv vesi. Iga väljalasu puhul tuleb määrata asukoht, suubla, vooluhulk, väljalaskerežiim, hooajalisus, seos sademe- ja lumesulaperioodidega ning võimalikud puhastus- või settepidurdusrajatised. Kaevandusvee puhul on eriti oluline eristada pidevat baasvoolu ja lühiajalisi suurveeperioode, sest suur osa heljumi-, metalli- ja sulfaatkoormusest võib jõuda suublasse just kõrge vooluhulga ajal.

Edasi on vajalik koormuse arvutamine kontsentratsiooni ja vooluhulga alusel - arvutatakse ainevoog näiteks kg ööpäevas, kg kuus või tonni aastas. Seetõttu peab regulaarse keemilise proovivõtu ühendama pideva või sagedase vooluhulga mõõtmisega. Kaevandusvee seires on seetõttu vajalik

[771] Jakobson, L. 2015. Turbatootmise negatiivse hüdroloogilise mõju vähendamine. Magistritöö.
[772] Pihor, K., Kralik, S., Aolaid-Aas, A., Jürgenson, A., Paat-Ahi, G., Rell, M., Batueva, V. 2013. Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise sotsiaalmajanduslike mõjude hindamine. Tallinn: Poliitikauuringute Keskus Praxis.
[773] Euroopa Komisjon 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No. 3: Analysis of Pressures and Impacts, https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf

kasutada nii tavapäraseid perioodilisi proove kui ka sündmuspõhist proovivõttu suurvee, sademehoogude, lumesulamise ja kaevanduse veerežiimi muutuste ajal.[774]

Samuti vaja mõõdetavad näitajad valida vastavalt kaevandatavale maavarale ja geokeemilisele riskile. Üldised põhinäitajad on pH, elektrijuhtivus, temperatuur, lahustunud hapnik, heljum, hägusus, BHT, KHT, sulfaat, kloriid, üldlämmastik, üldfosfor ning vajaduse korral leelisus ja happesus. Metallide puhul hinnatakse tavaliselt raua, mangaani, alumiiniumi, tsingi, vase, nikli, plii, kaadmiumi, arseeni ja elavhõbeda sisaldust, sõltuvalt kaevandatava materjali koostisest. Sulfiidsete mineraalide esinemisel tuleb eraldi hinnata happelise kaevandusvee ehk (*acid mine drainage/acid rock drainage*) tekkevõimalust, sest sulfiidide kokkupuutel hapniku ja veega võib tekkida happeline, metalliderikas vesi. Rahvusvahelised ARD (acid rock drainage) juhendid rõhutavad, et seda riski tuleb hinnata juba enne kaevandamist, kasutades geokeemilist iseloomustamist, staatilisi ja kineetilisi leostuskatseid ning jäätmekivimi ja setete hapestumis- ja neutraliseerimisvõime analüüsi.[775]

Neljas põhimõte on suubla ja segunemispiirkonna hindamine. Selleks tuleb mõõta vee kvaliteeti vähemalt kolmes ruumilises lõikes: väljalaskmes, suublas enne väljalasku ja suublas allpool väljalasku. Vajaduse korral tuleb lisada mitu allavoolu punkti, et hinnata segunemist, lahjenemist, setete akumuleerumist ja mõju ulatust. Selline ülesvoolu–väljalaskme–allavoolu võrdlus võimaldab eristada kaevandusvee mõju looduslikust foonist ja muudest valglas paiknevatest koormusallikatest.[776]

Viies põhimõte on mõõta mõju setetele ja elustikule, sest metallid ja muud saasteained võivad seonduda peenosakestega, settida jõepõhja, koguneda põhjasetetesse ja muutuda hiljem uuesti liikuvaks, kui pH, hapnikurežiim või voolutingimused muutuvad. Seetõttu tuleb lisaks veeproovidele hinnata põhjasetete keemilist koostist, setete terasuurust, orgaanilise aine sisaldust ja vajaduse korral saasteainete biosaadavust. Veepoliitika raamdirektiivi keemilise seire juhendites rõhutatakse, et setete ja elustiku seire on vajalik just selliste ainete puhul, mis ei püsi veesambas ühtlaselt, vaid akumuleeruvad setetes või organismides

Kuues põhimõte on ökoloogilise kahju hindamine bioloogiliste kvaliteedielementide kaudu, hinnates kalastiku, suurselgrootute, põhjataimestiku, fütobentose või planktoni koosseisu muutust, liigirikkuse

---

[774] IISD. 2022. Surface Water Monitoring for the Mining Sector: Framework for Governments. International Institute for Sustainable Development, https://www.iisd.org/system/files/2022-02/water-monitoring-mining-sector-framework.pdf

[775] INAP. 2009. The Global Acid Rock Drainage Guide. International Network for Acid Prevention. https://www.gardguide.com/ ; US EPA. 1994. Technical Document: Acid Mine Drainage Prediction. United States Environmental Protection Agency. ohttps://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/amd.pdf

[776] Euroopa Komisjon 2003.

vähenemist, tundlike liikide kadumist ja reostust taluvate liikide osakaalu suurenemist – kui keemiline seire võib näidata lühiajalist nõuetele vastavust, siis elustik kajastab pikemaajalist ja kumulatiivset mõju. Selle jaoks tuleks kasutada BACI-loogikat ehk „enne–pärast–kontroll–mõju“ võrdlust, kui andmed on olemas. Kui enne-mõju andmed puuduvad, saab kasutada ülesvoolu ja allavoolu võrdlust ning sarnaste võrdlusveekogude analüüsi.

Seitsmes põhimõte on hüdroloogilise ja hüdromorfoloogilise mõju eraldi hindamine. Kaevandusvee punktkoormus on küll eeskätt väljalaskmega seotud saastekoormus, kuid kaevandusvee väljapumpamine ja ärajuhtimine võib muuta ka veerežiimi: suurendada teatud jõelõikudes kunstlikku vooluhulka, vähendada vett teistes lõikudes, muuta põhjavee ja pinnavee seoseid, põhjustada erosiooni või soodustada setete ümberpaigutumist. Seetõttu tuleb hinnata vooluhulki, veetasemeid, voolukiirust, setete transporti, sängi muutusi ja elupaikade kvaliteeti.[777]

Edasi, kohtades, kus mõõtmine üksi ei anna piisavat pilti, tuleb kasutada modelleerimist. Mudelite abil saab hinnata kaevandusvee segunemist suublas, lahjenemist, ainete transporti, metallide sadestumist või lahustumist, sulfaatide ja soolsuse levikut ning suletud kaevanduste pikaajalist veekvaliteeti. Geokeemilised mudelid aitavad hinnata, millistes tingimustes võivad metallid liikuvaks muutuda; hüdroloogilised ja hüdrogeoloogilised mudelid aitavad hinnata, kust vesi kaevandusse liigub, milline on kuivenduse mõjuala ja kuhu võib kaevandusvesi pärast sulgemist liikuda. Happelise kaevandusvee puhul soovitavad rahvusvahelised juhendid kombineerida kivimi geokeemilist iseloomustust, leostuskatseid, veebilanssi ja pikaajalisi prognoosmudeleid, sest risk võib avalduda alles aastate või aastakümnete jooksul.[778]

Lõpuks, tuleb hinnata ka kumulatiivset mõju ja veekogumi vastuvõtuvõimet. Üks kaevandusvee väljalask võib eraldi võttes näida mõõduka mõjuga, kuid mitme kaevanduse, karjääri, turbatootmisala, tööstusheite ja hajukoormuse koosmõju võib muuta kogu veekogumi seisundit. Seetõttu tuleb punktkoormust hinnata valglapõhiselt ning siduda see teiste koormustega. Ideaalne hindamine peab vastama küsimusele, kas kogu koormuste summa jätab veekogumile piisava ökoloogilise varu hea seisundi saavutamiseks.[779]

[777] Dávila-Cisneros, S. jt. 2026. Monitoring the adverse effects of mining on water resources. ScienceDirect. https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1474706526001130
[778] INAP, 2009; US EPA, 1994.
[779] Euroopa Komisjon 2003.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis käsitletakse kaevandus- ja karjäärivee suublasse juhtimist pinnaveele avalduva punktkoormusena, sest koormus jõuab veekogusse kindlate väljalaskude kaudu ja pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsis on seda koormusklassi kaevandus- ja karjäärivee väljalaskude põhjal analüüsitud - täpsemalt veekasutuse aruandluse põhjal: arvesse võeti kirjed, kus veetüübiks on kaevandus- või karjäärivesi või sademe- ja drenaaživesi ning veevärgi tüübiks kaevandus või karjäär. Selline lähenemine võimaldab siduda kaevandusvee punktkoormuse konkreetse väljalasu, suubla ja pinnaveekogumi valglaga.

Kaevandusvee punktkoormuse hindamine Eestis põhineb eeskätt keskkonnalubade, veekasutuse aastaaruannete, omaseire, riikliku seire ja valglapõhise ruumianalüüsi kombineerimisel. Väljalaskmed seotakse pinnaveekogumite osa- ja tervikvalglatega ning koormuste hindamisel kasutatakse aruandluses esitatud veekoguseid ja ainekoormusi.[780]

Keskkonnaministri määrus nr 61, mis reguleerib muu hulgas kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise nõudeid, lubab kaevandus- ja karjäärivett suublasse juhtida juhul, kui saastenäitajad ei ületa määruses sätestatud piirväärtusi; heljumi puhul on eraldi piirväärtus 40 mg/l. Kaevandus- ja karjäärivee loas tuleb määrata vähemalt BHT, KHT, pH ja heljumi piirväärtused ning seirenõuded. Põlevkivikaevanduse ja -karjääri puhul tuleb määrata ka sulfaatide seirenõuded, sest sulfaat on põlevkivikaevandamise mõjupiirkondades üks iseloomulikumaid veekvaliteedi muutuse näitajaid.[781]

Kaevandusvee punktkoormuse hindamisel on vaja läbi viia nii keemilised analüüsid kui ka vooluhulga mõõtmine või aruandlus. Tavaliselt hinnatakse heljumit, pH-d, BHT-d, KHT-d, elektrijuhtivust, sulfaate ning vajaduse korral naftasaadusi, fenoole, raskmetalle ja muid ohtlikke aineid. Proovide võtmine erinevates hüdroloogilistes tingimustes on oluline, sest sademe- ja lumesulamisperioodidel võib suureneda nii väljalaskme vee hulk kui ka heljumi ja lahustunud ainete koormus.[782]

[780] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

[781] Keskkonnaminister. 2019/2024. Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused. RT I, 26.11.2024, 4, https://www.riigiteataja.ee/akt/126112024004

[782] Samas.

Hinnatakse mõju suublaks oleva veekogumi seisundile – kas see võib halveneda või kas veekogumil võib jääda saavutamata hea seisund. Veeseaduse üldpõhimõtete järgi tuleb vältida pinna- ja põhjavee seisundi halvendamist ning vee kasutamine ei tohi põhjustada keskkonnaohtu ega veekogu seisundi eesmärkide saavutamata jäämist.[783] Seetõttu on metoodiliselt oluline võrrelda veekvaliteeti enne väljalasku, väljalaskmes ja allpool väljalasku. Selline ülesvoolu–väljalaskme–allavoolu võrdlus aitab eristada kaevandusvee mõju looduslikust foonist ja muudest valglas paiknevatest koormustest.

Ohtlike ainete puhul veendutakse ka, et keskkonna kvaliteedi piirväärtusi ei ületata lisaks väljalaskele ka väljaspool segunemispiirkonda. Määrus nr 61 sätestab, et suublasse juhtimisel tuleb tagada vee- ja veega seotud maismaaökosüsteemide seisundi kaitse ning annab nõuded nii saasteainesisalduse hindamiseks kui ka suubla seireks.[784]

Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete uuringus on käsitletud fenoolide, naftasaaduste, polütsükliliste aromaatsete süsivesinike ja muude ohtlike ainete esinemist põlevkivitööstuse mõjupiirkonna veekeskkonnas. Selliste ainete puhul ei pruugi tavapärane üldnäitajate seire olla piisav, vaid vaja on sihipärast ohtlike ainete seiret pinnavees, setetes ja vajaduse korral elustikus.[785]

Lisaks hinnatakse ka setete ja elustiku seisundit, sest kaevandusvee mõju võib avalduda akumuleerumisena jõepõhja setetes või pikaajalisema muutusena vee-elustikus. Heljum ja metallid võivad settida aeglasema vooluga lõikudes, settebasseinidest allavoolu või suublates, kus voolukiirus väheneb. Seetõttu seotakse veeproovid põhjasetete analüüsi, suurselgrootute ja kalastiku seisundi hindamise ning vajaduse korral fütobentose või põhjataimestiku uuringutega tegeliku ökoloogilise kahju hindamiseks.[786]

Eestis põhineb on kaevandusvee punktkoormuse hindamismetoodika lubades määratud mõõtmiskohustusel ja laiemal seirevõrgustikul ning valglate olukorra hinnangul. Mõõtmise kohustuses sisaldub väljalaskme veekvaliteedi ja vooluhulga abil ainekoormuste määramine, piirväärtustele vastavuse hindamine. Kahju hindamiseks seotakse need andmed seireandmetega suubla seisundi

[783] Veeseadus. 2023. RT I, 07.02.2023, 6
[784] Keskkonnaminister 2019/2024.
[785] Eesti Keskkonnauuringute Keskus 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/P%C3%B5levkivit%C3%B6%C3%B6stusest%20tulevate%20veekeskkonnale%20ohtlike%20ainete%20m%C3%B5ju%20uuring.pdf
[786] Veeseadus. 2023. RT I, 07.02.2023, 6.

kohta ning allavoolu mõju, ohtlike ainete esinemise, setete ja elustiku seisundi andmetega, mis on kooskõlas sellega, kuidas ideaalpildis seda koormust hindama peaks.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Kaevandusvee punktkoormuse rahalisel hinnastamisel on levinumad lähenemised 1) heitetasu/ saastetasu – makstakse väljalastud saastekoormuse või vee mahu pealt; 2) ületustrahv või kõrgendatud tasu – kui loaga lubatud piirnorme ületatakse; 3) kahjuhüvitis või taastamiskohustus – kui kahjustatakse vastuvõtvat veekogu, põhjavett või seotud ökosüsteeme; 4) tagatised, sulgemis- ja järelhooldusfondid – et ka pärast kaevandamise lõppu jääks raha isevoolsete väljalaskmete ja veekvaliteedi probleemide katteks; 5) kaubeldavad koormusõigused; ning 6) riskipõhine diferentseerimine – kõrgem määr ohtlikumale või püsivamale koormusele.[787]

Põlevkivikaevanduste puhul on levinud skeem selline, kus tasu makstakse nii pumbatud vee mahu, koormuse kui ka koormuse pikaajalise hinnatud mõju alusel.

1) Koormuspõhine heitetasu.

Kõige klassikalisem skeem on tasu kilogrammi või tonni saasteainete kohta: näiteks sulfaat, hõljuvaine, raud, mangaan, kloriid, üldmineralisatsioon või muu loaspetsiifiline näitaja. Selline skeem kajastab üldjuhul tegelikku koormust paremini kui üksnes veekogusel põhinev veetasu.

2) Mahupõhine drenaažitasu koos koormuskomponendiga.

See on kaheosaline skeem: üks osa vee hulga eest, teine osa saastekoormuse eest. See kohaldub paremini siis, kui koormus on pigem mõõdukas, aga väljalaske maht on suur.

3) Progressiivne määr loapiiride ületamisel.

Skeem tugineb loas määratud normidel. Kui lubatud kontsentratsioon või aastane koormus ületatakse, tõuseb tasumäär järsult. See on praktiliselt oluline just põlevkivi puhul, kus koormused võivad olla suured ja tavaheite tasu üksi ei pruugi käitumist muuta. Skeemi eesmärk ei ole üksnes tulu kogumine, vaid stiimul saaste vähendamiseks.[788]

---

[787] Alternative approaches to pollution control and waste management: regulatory and economic instruments. World Bank, https://documents1.worldbank.org/curated/en/131231468767361425/pdf/multi-page.pdf

[788] Keskkonnatasude mõjuanalüüs. 2013, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Keskkonnatasude%20m%C3%B5juanal%C3%BC%C3%BCs%20%28SEI%20Tallinn%2C%20Tartu%20%C3%9Clikool%20RAKE%2C%202013%29.pdf ; The issue of internalizing electricity production externalities: the case of the Estonian oil shale Industry, https://www.mjtoimetised.ut.ee/febpdf/febook17-09.pdf

4) Sulgemis- ja järelhooldusfond/ rahaline tagatis.

Põlevkivikaevanduse puhul on see üks olulisemaid skeeme. Kuna koormus väljalaskest võib jätkuda pärast aktiivse kaevandamise lõppu, on "saastaja maksab" loogikas sageli oluline nõuda ette rahalist tagatist, millest kaetakse hilisem veekäitlus, seire, avariikulud ja vajaduse korral taastamistööd. Oluline on, et maksekohustus ei kaoks ettevõtte tegevuse lõppemisel.

5) Keskkonnakahju hüvitis allavoolu mõjude eest.

Kui väljalase halvendab vastuvõtva pinnaveekogu seisundit, lisandub loogilise skeemina kahjuhüvitis või taastamiskohustus. See on kõige asjakohasem siis, kui tavaline saastetasu ei kata tegelikku ökoloogilist või veevarustuse kahju.[789]

Kruusa- ja liivakarjääride puhul on punktkoormuse "saastaja maksab" skeemid siin tavaliselt lihtsamad ja rohkem seotud vee mahu, hägususe ja settekoormusega kui spetsiifiliste lahustunud saasteainetega.

Liiva ja kruusa kaevandamise puhul on kõige lihtsam "saastaja maksab" skeem mahupõhine väljalasketasu ehk tasu võetakse välja pumbatud või suublasse juhitud vee mahu eest. Seda saab põhjendada nii ressurss- kui ka keskkonnakoormuse loogikaga, eriti kui väljalase muudab kohalikke voolutingimusi.[790] Mõnevõrra sisukam "saastaja maksab" skeem on sageli tasu hägususe või settekoormuse pealt. Just see paneb ettevõtte investeerima settetiikidesse, jt leevendavatesse lahendustesse. Kuna karjäärides sõltub koormus tihti vihmaperioodidest, siis võidakse võtta kõrgemat tasu "episoodilise" suure koormuse eest.[791] See sobib siis, kui lühiajalised setteimpulsid kahjustavad veekogu rohkem kui püsiv madal koormus. Selline diferentseerimine on kooskõlas üldise majandusinstrumentide loogikaga, kus hinnastatakse tegelikku keskkonnakahju, mitte üksnes formaalset tegevust.[792] Kui väljalase põhjustab kraavide, ojade või jõelõikude kinnisettimist, on loogiline nõuda ka kas otsest sette eemaldamise kulu katmist või ökosüsteemikahju kompensatsiooni. Ka tagatis võib olla vajalik, kui on risk, et settetiigid, kaldad või väljalaskesüsteemid vajavad hiljem korrastamist.

Paekivikarjäärides on küsimus sageli kahepoolne: ühelt poolt on tegemist drenaaži ja veerežiimi muutusega, teiselt poolt võib vees olla karedust, peenosiseid ja karbonaatse süsteemi muutusi, mis ei

[789] Barde, J.-P. 1994. Economic instruments in environmental policy: lessons from the oecd experience and their relevance to developing economies, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1994/01/economic-instruments-in-environmental-policy_g17a15d4/754416133402.pdf

[790] Water management in aggregates quarries and sand and gravel sites, https://www.aggregates-europe.eu/wp-content/uploads/2023/03/UEPG_ENVI_doc_227_-_UEPG-UNPG_Water_Management_Brochure.pdf

[791] Alternative approaches to pollution control and waste management: regulatory and economic instruments. World Bank, https://documents1.worldbank.org/curated/en/131231468767361425/pdf/multi-page.pdf

[792] Samas.

pruugi olla toksilised, kuid võivad siiski mõjutada vastuvõtvat pinnaveekogu. Seetõttu on "saastaja maksab" skeemid siin enamasti veidi "pehmemad" kui põlevkivi puhul. Mahupõhine drenaažitasu sobib olukorras, kus põhiline välismõju tuleb veetaseme alandamisest, allikate kuivamisest või vastuvõtva veekogu voolurežiimi muutusest. See on eriti loogiline siis, kui karjäär konkureerib piirkondliku veeressursiga. Kui väljalaskes on peenosiseid või muid loaspetsiifilisi näitajaid, saab lisada koormuspõhise komponendi. Paekivi puhul oleks see tavaliselt vähem kompleksne kui põlevkivisektoris. Mõnikord võidakse skeemidele lisada ka veekasutuskonflikti kompensatsioon, kui väljalasked mõjutavad olulisel määral nt joogiveehaardeid või veesõltuvaid elupaiku. Kui karjääri sulgemise järel on risk, et väljalase või veetaseme muutus mõjutab ümbrust, on loogiline nõuda karjääri sulgemisjärgset tagatist seireks ja järelmeetmeteks.[793]

Turbatootmisalade punktkoormus korral on "saastaja maksab" skeemid kõige loogilisemalt seotud vastuvõtva veekogu tundlikkusega, sest mõju oleneb palju sellest, kas suublaks on väike tundlik oja, järv, märgala või suurem veekogu. Seetõttu on üheks sagedamini vaadeldud lähenemiseks turbamaardlate punktkoormuse hinnastamisel hõljuvaine, orgaanilise aine ja toitainete koormuspõhine heitetasu. See suunab ettevõtet rajama settelahendusi, vooluhulga ühtlustamist või märgalapuhastust.[794] Teiseks võidakse kasutada diferentseeritud tasu sõltuvalt veerežiimi olukorrast. Turbatootmisala väljalase väikese vooluhulgaga tundlikku veekogusse võib teha rohkem kahju kui sama koormus suuremasse jõkke. Seetõttu on asjakohane kõrgendatud tasumäär tundlikel aladel. Kolmandaks, ainult veekvaliteedi heitetasu ei kata sageli tegelikku väliskulu, sest kuivendatud turbamaad tekitavad ka suurt kliimamõju.[795] Seetõttu on teoreetiliselt tõhusam siduda veerežiimi põhjustatud punktkoormus laiemasse keskkonnamaksustusse või taastamiskohustusse. Neljandaks, turbamaardlate puhul võidakse nõuda, et tootja rahastab sulgemisjärgse veerežiimi taastamist, märgalalahendusi ja järelseiret.[796]

[793] Cotton A., Orban P., Wildemeersch S., Collon P., Hallet V., Brouyère S. 2019, https://hal.univ-lorraine.fr/hal-02335990v1/document

[794] Alternative approaches to pollution control and waste management: regulatory and economic instruments. World Bank.

[795] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238.

[796] Räsänen, A., Albrecht, E., Annala, M., Aro, L., Laine, A. M., Maanavilja, L., Mustajoki, J., Ronkanen, A.-K., Silvan, N., Tarvainen, O., Tolvanen, A. 2023. After-use of peat extraction sites – A systematic review of biodiversity, climate, hydrological and social impacts. Science of the Total Environment 882.

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis hinnastatakse kaevandusvee koormust pinnaveele peamiselt kahel viisil: 1) vee erikasutusõiguse tasuna kaevandustest ja karjääridest väljapumbatava vee mahu eest, 2) saastetasuna pinnavette juhitavate saasteainete koormuse eest.[797]

Lisaks mahutasule võib Eestis rakendada saastetasu nende ainete eest, mida juhitakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse. Kaevandusvee puhul tähendab see, et kui kaevandusest või karjäärist juhitakse pinnavette selliseid komponente sisaldavat vett, siis hinnastatakse koormus saasteainepõhiselt, mitte ainult veehulga järgi. Saastetasu arvutatakse Eestis eraldi iga loa all oleva väljalaskme kohta. Ületamiste ja loata tegevuse korral rakendatakse kõrgendatud määrasid.[798] Saastetasu sõltub sellest, kas konkreetses väljalaskes on tasustatavaid saasteaineid, millised on loatingimused ja milline on mõõdetud või arvutatud koormus.

Turbamaardlate kuivendusvee punktkoormuse hinnastamine toimub Eestis peamiselt veesaastetasu kaudu. Kuivendusvee väljalaske mahule eraldi vee erikasutusõiguse tasu üldjuhul ei rakendata, kuna turbatootmisaladel juhitakse vesi ära kraavide ja maaparandussüsteemide kaudu ning tasustamine seostub eelkõige veekeskkonda juhitavate saasteainetega.[799]

Soomes ei toimu kaevandusvee punktkoormuse hinnastamine peamiselt üldise saastetasu või heitetasu kaudu nagu Eestis. Kaevandusvee punktkoormust hinnastatakse pigem lubade, kohustuslike meetmete, kahjuhüvitiste ja tagatiste kaudu. Punktkoormuse “hind” pannakse paika eelkõige loa tingimustes: ettevõte peab rahastama nõutud puhastust, seiret, rajatisi, emissioonipiirangute järgimist ja vajaduse korral järelmeetmeid.[800] Kui reovee või muu aine väljalaskmine võib kahjustada kalavarusid või kalapüüki peab tasuma kalanduse leevendustasu. Kui kaevandusest põhjustatud veereostus või muu keskkonnahäiring tekitab kahju, tuleb keskkonnakahju hüvitada. Keskkonnaloa ja kaevandusseaduse alusel nõutakse ka tagatisi sulgemiseks, hoolduseks, seireks ja järelmõjude ohjamiseks. Ehk ettevõte peab rahaliselt katma mitte ainult aktiivse tegevuse aegse punktkoormuse ohjamise, vaid ka võimaliku sulgemisjärgse punktkoormusest tuleneva probleemi.

---

[797] Keskkonnatasude seadus, RT I, 08.07.2025, 61.; Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist, RT I, 27.08.2025, 7.

[798] Samas.

[799] Keskkonnaluba, Aktsiaselts Kagu-Eesti Turvas, https://adr-docs.karlerss.com/ZEqcWrbaIMh6LsM3LdQMvFS4wzSpepUi/Keskkonnaluba%20nr%20VO-010.pdf

[800] Environmental permits and supervision of environmental protection, https://ym.fi/en/environmental-permits-and-supervision-of-environmental-protection

Turbamaardlate punktkoormust hinnastatakse peamiselt keskkonnaloa tingimuste, kahjuhüvitiste ja kalastusmaksu kaudu.

Poolas on kaevandusvee punktkoormuse hinnastamise skeem kaheosaline: 1) vee- või reovee väljalaske püsitasu, 2) muutuvtasu tegeliku koguse ja kvaliteedi järgi. Vajaduse korral rakendatakse kõrgendatud tasu rikkumiste eest.[801] Queenslandis Austraalias on riskipõhine tagatis ja järelmõju rahastamine. Saksamaal otsene saastekoormusepõhine heitetasu.

Hollandis ei piirdu kaevandus- või karjäärivee hinnastamine ainult saasteainete tasustamisega, vaid hinnastatakse ka põhjavee väljapumpamist ennast. Kui ettevõte pumpab näiteks liiva-, kruusa- või paekivikarjääris põhjavett välja, et ala kuivana hoida, tuleb tal maksta tasu väljapumbatud vee mahu järgi. Samas on süsteemis oluline erisus: kui osa sellest veest juhitakse loa alusel tagasi maasse või põhjaveekihti, võib selle mahu tasuarvestusest maha arvata. See tähendab, et skeem karistab vähem neid ettevõtteid, kes aitavad põhjaveetaset taastada, ja soosib lahendusi, kus vesi ei viida lihtsalt süsteemist välja, vaid suunatakse tagasi. Nii hinnastatakse mitte ainult võimalikku saastekoormust, vaid ka kaevandamise hüdroloogilist mõju.[802]

Iirimaal on suuremahulisel turba tootmisel IPC-litsentsid, mis nõuavad lisaks tegevusaegsele kontrollile ka *bog rehabilitation plan*'i ehk kohustuslikku rehabilitatsiooniplaani. Turba kaevandamise litsentsi ei saa lõplikult sulgeda enne, kui kaevandatud ala taastamine on tehtud nii, et tegevusest ega selle pärandist ei jää keskkonnariski.[803] See skeem ei hinnasta ainult jooksva punktkoormuse heidet, vaid ka selle järelmõju. Ehk sisuliselt: saastaja maksab ka pärast tootmise lõppu kuivendus- ja veerežiimi stabiliseerimise eest.

USA-s ei hinnastata kaevandusvee punktkoormust peamiselt ühtse riikliku heitetasuga, vaid kombinatsioonina loatasudest, finantstagatistest, tootmise põhistest maksetest ning kahju- ja vastutusmehhanismidest. Saasteainete põhist maksustamist üldjuhul ei ole, kui lubades määratud norme ei ületata. USA-s söekaevanduste kaevandusvee hinnastamise skeemis vajab punktväljalase luba (peab vastama heitestandarditele ning loatingimustele) ja selle eest makstakse loa- või haldustasu, mis osariigiti erinevad. Enne söekaevandamisloa saamist tuleb ettevõttel maksta tagatis, et regulatiivsel asutusel oleks piisavalt raha ala taastamiseks, kui loaomanik ise seda ei tee. See

[801] Prawo wodne, https://sip.lex.pl/akty-prawne/dzu-dziennik-ustaw/prawo-wodne-18625895/art-270
[802] Groundwater levy (grondwaterheffing), https://business.gov.nl/regulations/groundwater-tax
[803] Guidance on the process of preparing and implementing a bog rehabilitation plan, https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/licensees/reporting/05467-EPA-Bog-Rehabilitation-Report-Web-Proof-03.pdf

tähendab, et osa võimaliku kaevandusvee ja järelmõju kulust rahastatakse ette. Tagatise suurus põhineb hinnangulisele taastamiskulule ja seda saab muuta, kui ala või kulud muutuvad.[804] Söekaevandused maksavad ka tasu iga toodetud söetonni pealt, ning see raha läheb fondi, mida kasutatakse enne 1977. aastat mahajäetud söekaevandusalade ja nende vete taastamiseks.[805] Kui kaevandusvesi tekitab täiendavat kahju, võivad lisanduda kahjunõuded.

6.2.10 Vesiviljelus - punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Vesiviljelus ehk akvakultuur on veeorganismide kasvatamine ja viljelemine tehnoloogiate abil, mis on välja töötatud organismide tootmiseks suuremas ulatuses, kui võimaldab looduslik keskkond.

Vesiviljeluskasvandused veekasutuse tüübi järgi on tiigikasvandus (ööpäevane veevahetus vähem kui 10% kasvanduse veemahust), läbivoolne kasvandus (ööpäevane veevahetus rohkem kui 10% kasvanduse veemahust), sumbakasvandus, korduva veekasutusega kasvandus, kus kasutatakse pinna- või põhjavett ning kus vesi on vähemalt 90% ulatuses korduvkasutuses ning seda puhastatakse mehaaniliselt ja bioloogiliselt; ning karbi- ja vetikaliin, kuhu veeorganismid kinnituvad või muu samal otstarbel veekogusse asetatud rajatis.[806]

Vesiviljeluse punktkoormus võib tekkida, kui vesiviljeluskasvanduses suunatakse veekeskkonda suuremas koguses toitaineid ja orgaanilist ainet.[807] Vesiviljeluse punktkoormuse peamised komponendid on fosfor, lämmastik, orgaaniline aine, harvem ka ravimite- ja muude kemikaalide jäägid, mis suurendavad eutrofeerumist ja tekitavad hapnikupuudust veekogus. Vesiviljeluse punktkoormuse allikateks on tiigikasvatustes ja läbivoolusüsteemiga kalakasvatustes enamasti orgaaniline aine, lämmastik- ja fosforiühendeid sisaldavate söötade ülejäägid, kalade väljaheited, kasvatusvee väljalaskmine, ning setete eemaldamine kalakasvatuse basseinide või tiikide põhjast, mille tagajärjel võib toiteainete kontsentratsioon vastuvõtvas veekogus suureneda.[808] Sumbakasvatuses (nt meres) on koormus pigem hajusat tüüpi, kuna pole ühte kindlat väljalaset – jäägid sattuvad otse ümbritsevasse

[804] Reclamation Bonds, https://www.osmre.gov/resources/reclamation-bonds
[805] Abandoned Mine Land Reclamation Fee, https://www.federalregister.gov/documents/2022/08/24/2022-17676/abandoned-mine-land-reclamation-fee
[806] Keskkonnaministri määrus: „Vesiviljeluse veekaitsenõuded, sealhulgas vesiviljelusest lähtuva vee saasteainesisalduse piirväärtused ja suublasse juhtimise ning seire nõuded," RT I, 03.04.2020, 21.
[807] Eesti vesiviljeluse mitmeaastane riiklik tegevuskava 2030, 2022. Maaeluministeerium.
[808] Ahmed, N., Thompson, S. & Glaser, M. 2019. Global Aquaculture Productivity, Environmental Sustainability, and Climate Change Adaptability. Environmental Management 63, 159–172.

vette.[809] Sagedamini on nendeks orgaaniline aine, toitained, plast, veterinaarravimid, muud saasteained või mis tahes jäätmed ja prügi.[810] Kaldalähedastes (madalaveelistes) sumbakasvandustes kogunevad sööda jäägid ja sõnnik veekogu põhja ning kahjustavad põhjakihtide ökosüsteemi, kui ei rakendata meetmeid nende taaskasutamiseks või kõrvaldamiseks. Avamere kalakasvandustes lahjendab vee liikumine vesiviljeluse jäätmed, kui ei rakendata meetmeid nende taaskasutamiseks või kõrvaldamiseks.[811]

Korduva veekasutusega kasvandustes võivad punktkoormuse allikateks olla filtrite loputusvesi, sette eemaldamine, ning süsteemist välja juhitav osa veest.

Maismaal toimuv vetikakasvatus ja veeselgrootute (nt rannakarbid, austrid, krevetid, vähid jm) kasvatamine võib samuti tekitada punktkoormust, kui kasvatusvesi juhitakse väljalaskega keskkonda. Vetikakasvatuses tekib punktkoormus peamiselt seeläbi, kui vetikaid kasvatatakse vees, kuhu lisatakse väetisi (lämmastiku ja fosforiühendid) ning osa neist toitainetest jääb kasutamata.[812] Veeselgrootute kasvatamisel tekitavad punktkoormust seevastu peamiselt söödajäägid, väljaheited, setete eemaldamine, aga ka filtrite ja seadmete pesuvesi.

Avavee vetikakasvatus punktkoormust ei tekita ja võib isegi toitaineid veest eemaldada. Ka karpide ja teiste veeselgrootute kasvatamisel avatud veekogus punktkoormust ei teki.

Vesiviljeluse punkt- (ja hajukoormus) on Eestis suhteliselt madal. Kalakasvatuste põhjustatud lämmastikukoormus moodustab hinnanguliselt 0,06% ja fosforikoormus 0,24% kogu Eesti lämmastiku- ja fosforikoormusest.[813]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Pinnaveele avalduva vesiviljeluse punktkoormuse hindamisel ei piisa ideaaljuhul ainult kasvatatava toodangu mahu või sööda koguse teadmisest, vaid tuleb hinnata kogu mõjuahelat: kui palju süsteemi

[809] Kotta, J., Eschbaum, R., Martin, G. Kalakasvatuste kaudu merre suunatud lämmastiku- ja fosforikoormust kompenseerivate meetmete väljatöötamine. Tartu Ülikool, Tartu, 2019; Kotta, J., Martin, G., Eschbaum, R. Aps, R., Lees, L., Kalda, R. 2020. Vesiviljelus Eesti merealal. Alusandmed ja uuringud. Tartu Ülikool, Mereinstituut.

[810] ELi vesiviljeluse kestlikkuse ja konkurentsivõime suurendamise strateegilised suunised aastateks 2021–2030, https://aquaculture.ec.europa.eu/et/knowledge-base/eu-legislation-and-relevant-international-instruments/strategic-guidelines-more

[811] Mägi, M., Simmulmann, K., Pavlov, D., Mõtte, M. 2023. Mahevesiviljeluse võimaluste ja vajaduste väljaselgitamine. Tartu Ülikool, RAKE.

[812] Streicher, M. D., Reiss, H., Reiss, K. 2021. Impact of aquaculture and agriculture nutrient sources on macroalgae in a bioassay study. *Marine Pollution Bulletin* 173, Part B.

[813] Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukava aastani 2030.

viiakse toitaineid ja orgaanilist ainet sööda kaudu, kui suur osa sellest seotakse biomassi, kui suur osa väljub veekeskkonda lahustunud või tahkete ühenditena, kuidas need veekogus levivad ja muunduvad ning kas mõju avaldub veekogu keemilise või ökoloogilise seisundi halvenemisena. Vesiviljeluse punktkoormus võib avalduda eeskätt lämmastiku- , fosfori- ja orgaanilise aine koormusena, hapnikutingimuste halvenemisena, heljumi ja settekoormuse suurenemisena ning teatud juhtudel ka ravimi-, desovahendi jääkide kaudu.[814]

Esimene põhimõte vesiviljeluse punktkoormusehindamisel on koormusallika täpne kirjeldamine. Tuleb eristada, kas tegemist on läbivoolu-, tiigi-, retsirkulatsiooni-, sump- või merepuurikasvatusega, sest koormuse tekkemehhanism ja levik sõltuvad süsteemi tüübist. Samuti tuleb hinnata toodangu mahtu, asustustihedust, sööda kogust ja koostist, söödakasutuse efektiivsust, vee vahetumise kiirust ning seda, kas süsteemist juhitakse vett välja pidevalt või episoodiliselt, sest just tootmissüsteemi tehnilised omadused määravad suurel määral, milline osa koormusest jõuab vastuvõtvasse veekogusse ning milline osa jääb süsteemi sees kontrollitavaks.[815]

Teine põhimõte on massibilansi ja ühikkoormuste kasutamine - hindamise keskne tööriist on sööda, biomassi ja eritumise põhjal tehtav ainebilanss, millega arvutatakse, kui palju lämmastikku, fosforit ja orgaanilist ainet jõuab veekeskkonda toodanguühiku kohta. Selline lähenemine võimaldab hinnata koormust ka siis, kui otsene väljalaske mõõtmine on keeruline või andmed on ajas lünklikud. Hea praktika järgi tuleks hinnata vähemalt üldlämmastikku, ammooniumi, üldfosforit, biokeemilist hapnikutarvet või orgaanilist süsinikku, heljumit ning võimaluse korral ka peenfraktsioonilise sette hulka. EPA juhend rõhutab, et koormust ei tohiks kirjeldada ainult kontsentratsioonina, vaid masskoormusena ajaühikus või toodanguühiku kohta, sest just see võimaldab võrrelda erinevaid süsteeme ja hinnata tegelikku keskkonnamõju.[816]

Kolmas põhimõte on väljalasu ja vastuvõtva veekogu samaaegne seire. Vesiviljeluse punktkoormuse mõju ei saa hinnata ainult väljalasu juures, sest oluline on ka see, kuidas heide seguneb, lahjeneb ja kandub edasi vastuvõtvas veekogus. Seetõttu tuleb kasutada üles- ja allavoolu või lähi- ja kaugvööndi seirepunkte ning siduda veekvaliteedi mõõtmised vooluhulga, veevahetuse, hoovuste, temperatuuri

[814] FAO. 2009. Environmental impact assessment and monitoring in aquaculture. https://www.fao.org/4/i0970e/i0970e.pdf ; European Commission. 2018. Guidance on Aquaculture and Natura 2000. https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-01/guidance%20on%20aquaculture%20and%20natura%202000-KH0419087ENN.pdf

[815] FAO. 2009.

[816] EPA. 2004. Technical Development Document for Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Concentrated Aquatic Animal Production Point Source Category. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/caap-aquaculture_tdd_2004.pdf

ja hooajalisusega. Mõõta tuleks vähemalt toitainete sisaldusi, lahustunud hapnikku, läbipaistvust, heljumit ja vajaduse korral klorofülli.[817]

Neljas põhimõte on bentilise mõju hindamine. Eriti avatud vee süsteemides, nagu sump- ja puurikasvatuses, avaldub oluline osa koormusest veekogu põhjas oleva settena. Seetõttu tuleb hinnata sette orgaanilist rikastumist, redokspotentsiaali, poorivee sulfiidi, hapnikutingimusi ja põhjaloomastiku seisundit. Uuem teaduskirjandus näitab, et sulfiidi ja hapniku mõõtmine koos bentiliste elustikunäitajatega annab hea pildi orgaanilise rikastumise ulatusest, tugevusest ja ruumilisest mõjust. See tähendab, et vesiviljeluse punktkoormuse ideaalne hindamine peab siduma veesambas mõõdetud koormuse põhjas toimuvate muutustega, mitte piirduma ainult väljalaske või veesamba seirega.[818]

Viies põhimõte on ökoloogilise vastuse hindamine. Koormuse tegelik kahju ei väljendu ainult selles, et vette lisandub lämmastikku või fosforit, vaid selles, kas muutub veekogu seisund. Seetõttu peaks hindamine hõlmama lisaks keemilistele näitajatele ka bioloogilisi kvaliteedielemente, nagu põhjaloomastik, fütoplankton, makrofüüdid või muud asjakohased ökoloogilised näitajad. Vesiviljeluse mõju võib väljenduda nii lokaalses põhjaelustiku vaesustumises kui ka laiemas toitainelises rikastumises, mistõttu tuleb valida näitajad vastavalt süsteemile ja vastuvõtvale veekogule. FAO ülevaade rõhutab, et tõhus seire peab siduma emissiooni, keskkonnatingimused ja ökoloogilise vastuse üheks hindamisahelaks.[819]

Kuues põhimõte on riskipõhine ja kohaspetsiifiline käsitlus. Vesiviljeluse punktkoormuse mõju sõltub väga tugevalt sellest, kas vastuvõttev veekogu on kiire vooluga jõgi, väike järv, varjatud laht või avatud rannikumeri. Seetõttu ei ole olemas ühtset universaalset ohutut tootmismahtu ega seirepaketti. Euroopa Komisjoni juhendmaterjalides rõhutatakse, et mõju hindamisel tuleb arvestada veekogu tundlikkust, veevahetust, kaitsealuseid elupaiku ja kumulatiivseid mõjusid teiste koormusallikatega. Riskipõhine käsitlus tähendab, et suurema tundlikkusega aladel peab seire olema tihedam ja põhjalikum ning lubatud koormus väiksem.[820]

---

[817] European Commission. 2018.

[818] Cranford, P. J., et al. 2017. A dual indicator approach for monitoring benthic impacts from organic enrichment around marine aquaculture facilities. Marine Pollution Bulletin. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0025326X17306306 ; Faulwetter, S., et al. 2025. Large-scale analysis of environmental and ecological impacts of marine fish farms in Greece. Science of the Total Environment. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969725010514

[819] FAO. 2009.

[820] European Commission, 2018; European Commission. 2024. Commission Staff Working Document on space for marine aquaculture in the EU. https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-04/SWD_2024_Space%20marine%20aquaculture.pdf

Seitsmes põhimõte on leevendusmeetmete ja tehnoloogiliste lahenduste arvestamine. Ideaalpildis ei hinnata ainult olemasolevat koormust, vaid ka seda, kuidas seda saab vähendada. Selleks tuleb hinnata söödakorraldust, sööda kättesaadavust ja seeduvust, tahkete osakeste püüdmist, sette eemaldamist, veekäitlust, retsirkulatsiooni ja vajaduse korral integreeritud multitroofset vesiviljelust, kus osa lahustunud ja osakestena väljuvast koormusest seotakse teiste organismide kaudu (näiteks makrovetikate või karpide kasutamist, et aidata vähendada lahustunud ja tahkete toitainete mõju.[821]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Vesiviljeluse punktkoormuse puhul hinnatavad peamised koormused on toitainete, eeskätt üldlämmastiku ja üldfosfori heite koormus, orgaanilise aine koormus, heljum, hapnikurežiimi mõjutamine, põhjasetete orgaaniline rikastumine ning vajaduse korral ravimite ja kemikaalide kasutamisega seotud riskid. Eestis on vesiviljeluse koormuse hindamise õiguslik alus seotud veeloa, veekaitsenõuete ja omaseirega. Veeseaduse mõistes ei käsitata vesiviljeluses kasutatud vett tavapärase heitveena, aga selle suublasse juhtimiseks on kehtestatud eraldi veekaitsenõuded ja sätestatud, et suublasse juhitav vesi peab vastama kehtestatud piirväärtustele ja veeloaga määratud heitkogustele.[822]

Praktilises hindamises on keskne keskkonnaministri määrus „Vesiviljeluse veekaitsenõuded…“, mis eristab kasvandusi nii kasvatatavate organismide kui ka veekasutuse tüübi järgi: kalakasvandus, vähikasvandus, vetika- ja karbikasvandus ning muu vesiviljelus; tehnoloogiliselt eristatakse tiigi-, läbivoolu-, sumbakasvandust, korduva veekasutusega kasvandust ning karbi- ja vetikaliine (Keskkonnaminister, 2020).[823] See eristus on metoodiliselt oluline, sest koormuse tekkemehhanism ja mõõtmine on erinev: läbivoolses kasvanduses saab hinnata sisse- ja väljavoolu veekvaliteedi ning vooluhulga alusel; korduva veekasutusega süsteemis tuleb arvestada puhastusetappide ja sette eemaldamisega; sumbakasvanduses, kus selget torustatud väljalaset ei ole, hinnatakse mõju mudelite või arvutusliku bilansi kaudu.

Toitainete koormuse arvutamisel kasutatakse Eestis massibilansi põhimõtet. Üldlämmastiku ja üldfosfori heide arvutatakse sööda koguse, sööda N- ja P-sisalduse ning kasvatatud biomassi N- ja P-sisalduse vahena. Määruses on selleks antud valemid, mille järgi veekeskkonda heidetav kogus leitakse

[821] European Commission, 2018.
[822] Veeseadus. 2023. RT I, 07.02.2023, 6. https://www.riigiteataja.ee/akt/107022023006
[823] Keskkonnaminister. 2020. Vesiviljeluse veekaitsenõuded, sealhulgas vesiviljelusest lähtuva vee saasteainesisalduse piirväärtused ja suublasse juhtimise ning seire nõuded. RT I, 03.04.2020, 21. https://www.riigiteataja.ee/akt/103042020021

kasutatud sööda ja kalakasvu põhjal; vaikimisi kasutatakse kala lämmastikusisalduseks 2,75% ja fosforisisalduseks 0,4%, kuid lubatud on kasutada ka akrediteeritud labori või teadusuuringutega tõendatud väärtusi.

Lisaks arvutuslikule massibilansile kasutatakse veeproovidel põhinevat omaseiret. Tiigi-, läbivoolu- ja korduva veekasutusega kasvandusest suublasse juhitavale veele on kehtestatud kvaliteedi piirväärtused. Omaseires mõõdetakse veeloas määratud punktides sõltuvalt kasvanduse tüübist lahustunud hapnikku, BHT_7, heljumit, üldfosforit ja üldlämmastikku ning vajaduse korral muid näitajaid. Alla 200-tonnise aastatoodanguga kasvandustes tuleb seiret teha vähemalt kaks korda aastas ja 200 tonni või suurema aastatoodangu korral vähemalt neli korda aastas.[824]

Kahjude ja mõju hindamine ei piirdu ainult väljalaskme kontsentratsioonide kontrolliga, vaid seotakse suublaks oleva veekogu seisundiga. Kasvanduse asukoha valikul tuleb arvestada veeressursse, veekogumi või mereala seisundit ning muud vee- ja maakasutust, et vältida seisundi halvenemist ja tagada hea seisundi saavutamine või säilimine.[825] Kui suublaks oleva veekogumi seisund on juba kesine, halb või väga halb või tekib seisundi halvenemise oht, võib loa andja veeseaduse alusel määrata rangemaid piirväärtusi või vähendada lubatud heitkoguseid.[826]

Sumbakasvanduste puhul on hindamine keerukam, sest koormus jõuab veekeskkonda hajusamalt läbi sööda kadude, väljaheidete ja põhja settiva orgaanilise aine, kuid halduslikult käsitatakse seda siiski kasvandusega seotud punktkoormusena. Eesti määrus näeb sumbakasvanduse korral ette mõju hindamise mudelite või arvutuslike metoodikatega ning meres paikneva sumbakasvanduse puhul tuleb jälgida eutrofeerumise mõju ümbruskonna merekeskkonnale, eriti setete mudastumist, setete kuhjumist, põhjalähedast hapnikusisaldust ja põhjaelustiku seisundit. Meresumbakasvandustele on seatud ka ühiktoodangu põhine toitainete heite piir: keskmiselt ei tohi heide ületada 7 g üldfosforit ja 50 g üldlämmastikku ühe kilogrammi toodetud kala kohta.[827]

Rahvusvahelises võrdluses vastab Eesti metoodika üldjoontes Läänemere piirkonna soovitatud lähenemisele, kus vesiviljeluse hindamisel rõhutatakse toitainete heite ülempiire, söödakasutuse optimeerimist, ravimite kasutamise vähendamist, asukohavalikut, kumulatiivse koormuse arvestamist

[824] Samas.
[825] Euroopa Parlament ja nõukogu. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj/eng
[826] Veeseadus. 2023. RT I, 07.02.2023, 6.
[827] Keskkonnaminister, 2020.

ning seire- ja aruandluskohustust.[828] Seetõttu tuleb vesiviljeluse koormuse hindamisel vaadata lisaks üksikule väljalaskmele ka veekogumi vastuvõtuvõimet, olemasolevaid toitainete koormusi ja veemajanduskava eesmärke.

Eestis on *pinnavee koormuste analüüsi* metoodikas on vesiviljeluse punktkoormuse (koormusklass 1.8) allikad seotud kindlate valglate ja pinnaveekogumitega. Koormusena on kaardistatud eelkõige aruandluskohustusega vesiviljelused ja koormuse hindamine toimub nii toitainete kui ka ohtlike ainete vaates, kuid nende kahe koormusgrupi metoodika erineb märkimisväärselt ning analüüsis märgitakse, et vesiviljeluse punktkoormuse olulisust ei hinnata eraldi olulisuskriteeriumi alusel, vaid see kaardistatakse potentsiaalse koormusena.

Toitainete koormuse hindamisel käsitletakse *pinnavee koormuste analüüsi*s vesiviljeluse punktkoormust Eestis üldlämmastiku ja üldfosfori kaudu. Eesti metoodika on valglapõhine: osavalglale ja tervikvalglale hinnatud koormusi kombineeritakse, et arvestada ka ülesvoolu jäävate koormuste mõju ning seostatakse koormus kogu mõjutatava pinnaveekogumi valglaga.

Olulisuse määramine toimub pinnavee koormuste analüüsi toitainete puhul samade üldpõhimõtete järgi nagu teistegi punktkoormuste korral - oluliseks leotakse need koormusklassid, mille koormus on pinnaveekogumi kogukoormusest suurem kui 0,5%, kui vastav pinnaveekogum on hinnatud toitainetest mõjutatuks või ohustatuks. See tähendab, et vesiviljeluse punktkoormuse olulisus ei sõltu ainult vesiviljelusobjekti olemasolust, vaid selle osakaalust konkreetse pinnaveekogumi kogu lämmastiku- või fosforikoormuses. Selline lähenemine seob olulisuse pinnaveekogumi eutrofeerumisriski ja seisundihinnanguga.

Ohtlike ainete hindamisel on vesiviljeluse käsitlus Eestis mõnevõrra erinev. Analüüsis on märgitud, et vesiviljelusega on ohtlike ainetena seotud eeskätt veterinaarravimite kasutamine ja need kuuluvad veekogumite seisundi hindamise indikaatorite hulka. Koormuse hinnang põhines vesiviljelusettevõtete aruandluses esitatud andmetel kasutatud ainete kohta ning ruumianalüüsil, mis võimaldas siduda vesiviljeluse tegevuskohad konkreetsete valglatega, ehk, - lähtuti riskipõhisest tegevuskoha ja kasutatud ainete analüüsist.

[828] HELCOM. 2025a. Recommendation 42-43/10: Sustainable aquaculture in the Baltic Sea region. https://helcom.fi/wp-content/uploads/2025/02/Rec-42-43-10.pdf ; HELCOM. 2025b. BAT/BEP descriptions of sustainable aquaculture in the Baltic Sea region. https://helcom.fi/publications/bat-bep-descriptions-of-sustainable-aquaculture-in-the-baltic-sea-region/ ; HELCOM. 2026. Eutrophication. https://helcom.fi/baltic-sea-trends/eutrophication/

Eesti hindamine arvestab ka vesiviljeluse spetsiifiliste saasteainete, nagu naatriumhüdroksiidi, peräädikhappe, virkon S, metanooli, vesinikkloriidhappe, vesinikperoksiidi, formaliini, kloramiini, naatriumkloriidi, jodofoori, kaltsiumhüdroksiidi, kloorlubja ja florfenikooli võimalik mõjuga. See näitab, et metoodika võimaldab vesiviljeluse võimalikku keemilist survet hinnata.

Eestis metoodikas vesiviljeluse ohtlike ainete koormust eraldi ei määrata, vaid need kaardistatakse potentsiaalse koormusena ehk lähenemine on riskipõhine – pinnavee koormuste analüüsis loeti veekogum koormusega seotuks siis, kui esines vesiviljelusobjekt, kus kasutati käesolevas töös käsitletavaid ohtlikke aineid, ning täiendavat olulisuse künnist ei määratud. See tähendab, et Eesti metoodikas jääb vesiviljeluse ohtlike ainete mõju praegu pigem potentsiaalse riski tasandile, mille lõplik olulisus sõltub tulevikus andmete täpsustumisest ja võimalike aineloendite muutumisest.

Kahjude tekkeprotsesse hinnatakse, arvestades seost pinnaveekogumi koormuse ja seisundi vahel - toitainete puhul väljendub võimalik kahju eutrofeerumisriskina, mis avaldub vee kvaliteedi muutusena, veeõitsengute sagenemises, hapnikupuuduses ning elustiku ja elupaikade kahjustumises ja ohtlike ainete puhul lähtutakse riskist, et veterinaarravimite või muude kasutatavate ainete jäägid võivad mõjutada veekogu keemilist seisundit. Kuna koormuse hindamine on valdavalt ruumianalüütiline ja valglapõhine, ei mõõdeta kahju enamasti mitte üksiku väljalasu vahetus läheduses kui eraldiseisvat juhtumit, vaid hinnatakse, kuidas vesiviljelusobjekti tegevus paigutub kogu pinnaveekogumi koormusstruktuuri ja seisundiriskide raamistikku.[829]

Kui vesiviljeluse punktkoormuse ideaalne mõõtmine ja hindamine hõlmaks tootmissüsteemi ja väljalasu iseloomustust, ainebilansil põhinev koormusarvutust, väljalasu ja vastuvõtva veekogu seiret, bentilise mõju hindamist, ökoloogilise vastuse mõõtmist, kohaspetsiifilist riskihinnangut ja leevendusmeetmete tõhususe hindamist, siis Eesti metoodika hõlmab samuti aruandluskohustuslike vesiviljelusobjektide kaardistamist, toitainete koormuse hindamist ja lisaks selle koormuse olulisuse hindamist pinnaveekogumis. Ohtlike ainete hindamine seevastu on Eestis riskipõhine - tehtav tegevuskohtade põhjal ja selle puhul ei määrata olulisust. Kahjude tekkeprotsesside hindamiseks seostatakse omavahel koormust ja seisundit, mis on üldjoontes sama ideaalpildi järgi tehtava väljalasu ja vastuvõtva veekogu seire, bentilise mõju hindamise ja ökoloogilise vastuse mõõtmisega. Kokkuvõttes on hindamise loogika toitainete osas üldiselt kooskõlas ideaalpildis võimaliku hindamisloogikaga ja vaid ohtlike ainete osas esineb vajadus põhjalikuma käsitluse järele.

[829] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Otsesed vesiviljeluse emissioonitasud on üsna haruldased; kasutatakse lubasid, kaubeldavaid koormusõigusi, kulupõhiseid "omanik maksab" kohustusi ning hübriide regulatsiooni ja majandusinstrumentide vahel.

1) Sisendipõhised skeemid

Nendes skeemides hinnastatakse seda, mis tõenäoliselt koormust tekitab, mitte koormust ennast. Vesiviljeluses võib objektiks olla näiteks sööt, fosfori- või lämmastikusisaldus söödas, kemikaalid, antibiootikumid, desinfektandid või veekasutus. Loogika on, et kui toitainete ja orgaanilise aine koormus sõltub tugevalt sisenditest, siis saab hinnasignaali anda sisenditele endile.

2) Heit- või koormuspõhised skeemid

See on selgem „saastaja maksab" lähenemine: rahasse pannakse otse vesiviljeluse koormus, näiteks lämmastik, fosfor, orgaaniline aine, BHT/KHT, tahked osakesed või mõnel juhul ka nt ravimijäägid. Teoreetiliselt võib see olla kas mõõdetud või standardse metoodikaga arvutatud kg N, kg P või muu koormusühiku põhine tasu. See skeem on teoreetiliselt loogiline, kuid praktikas vähe välja arendatud.

3) Modelleeritud emissioonipõhised skeemid

Kui otsest heidet on raske mõõta, saab tasu või kohustuse siduda arvutusliku koormusega. Vesiviljeluses on see eriti loomulik süsteemides, kus lämmastiku ja fosfori emissioone saab hinnata sööda, sööda konversiooni, biomassi kasvu, liigi, tehnoloogia ja veevahetuse põhjal. Nii ei maksustata mitte abstraktset tootmismahtu, vaid hinnatud koormust.

4) Bilansi- või ülejäägipõhised skeemid

Siin pannakse rahasse toitainebilanss: sisendite ja toodanguga väljaviidud toitainete vahe. Sisuliselt on see analoogne Hollandis põllumajanduses rakendatus MINAS-tüüpi loogikale. Vesiviljeluses võiks maksustatav objekt olla näiteks söödaga süsteemi toodud N ja P, millest lahutatakse biomassi seotud osa; ülejääk toimib heiteriski asendusnäitajana. See on heitepõhisest lähenemisest administratiivselt lihtsam, kuid siiski lähedal tegelikule koormusele, sest vesiviljeluse toitainete emissioonid sõltuvad otseselt söödabilansist. Sellist bilansilist mõtlemist toetavad ka vesiviljeluse keskkonnakulude ja emissioonide hindamise käsitlused.[830]

[830] Hall, S. J., Delaporte, A., Phillips, M. J., Beveridge, M., O'Keefe, M. 2011. Blue Frontiers. Managing the environmental costs of aquaculture. The WorldFish Center, Penang, Malaysia.

5) Lubatud koormuse või koormusõiguse skeemid

Sellistes skeemides ei hinnastata mitte ainult heidet, vaid õigust teatud kogus koormust tekitada. See võib tähendada piirkondlikku või valgalapõhist N- või P lage, millest osa jaotatakse üksikutele kasvandustele lubade või emissiooniõigustena. See lähenemine on vesiviljeluse puhul eriti huvitav seal, kus mitme kasvanduse koormus koondub samasse rannikuvette või järve.

6) Kaubeldavad emissiooni- või koormuskvoodid

See on eelmise alatüüp, kuid poliitikaloogika mõttes tasub seda eraldi hoida. Vesiviljelusega tegelev ettevõte võib müüa osa oma lubatud N- või P-koormusest teisele, kui ta vähendab heidet odavamalt või läheb üle puhtamale tehnoloogiale.[831] Tuntuim uuritud näide on Taani mageveevesiviljeluse lämmastiku emissioonilubade süsteem, kus igale ettevõttele määratakse individuaalne lämmastikuheite õigus ning need õigused on kaubeldavad.[832]

7) Kulupõhised omanik maksab skeemid

Sellised skeemid on praktikas sageli realistlikumad kui puhas emissioonitasu. Vesiviljeluse ettevõte peab selle skeemi korral kinni maksma meetmed, mis vähendavad tema koormust: näiteks heitvee puhastuse, settetiigid, filtreerimise, söödakorralduse parandamise, muda eemaldamise, põhja taastamise, biofiltrid või muud tehnilised lahendused. Tegemist ei ole otsese “€/kg heite” maksuga, kuid väliskulu hinnastatakse kohustusliku leevenduskulu kaudu.

8) Tulemuspõhised skeemid

Rahaline kohustus või tasu saavutatakse keskkonnatulemusega, näiteks heide alla kindla taseme, veekvaliteedi näitajate püsimine sihttasemes, põhjaelustiku taastumine, või modelleeritud koormuse vähenemine. See võib toimida kahelt poolt: kas kõrgema koormuse korral tuleb maksta rohkem või väiksema koormuse eest saadakse soodustus. Tulemuspõhine lähenemine on vesiviljeluses loogiline just seal, kus tootmistehnoloogiad erinevad palju ja ettevõtjale soovitakse anda vabadus otsustada, kuidas tulemus saavutada.[833]

9) Kompensatsiooniskeemid

[831] Nielsen, R., Andersen, J., Bogetoft, P. 2014. Dynamic Reallocation of Marketable Nitrogen Emission Permits in Danish Freshwater Aquaculture. Marine Resource Economics 29, pp. 219 – 239.
[832] Nielsen, R. 2012. Introducing individual transferable quotas on nitrogen in Danish fresh water aquaculture: Production and profitability gains. *Ecological Economics 75,* pp. 83-90.
[833] Implementing the Strategic Guidelines for EU aquaculture. Regulatory and administrative framework for aquaculture, https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-04/SWD_2024_Regulatory%20and%20administrative%20aquaculture.pdf

Nende puhul ei maksustata ainult heidet, vaid jääkmõju, mida ettevõtja peab kompenseerima. Näiteks võiks kasvandus olla kohustatud rahastama märgala taastamist, vetikate või karpide kasvatust toitainete sidumiseks, setete eemaldamist või muud ökoloogilist parandusmeedet. See on vesiviljeluses eriti huvitav rannikumere kontekstis, kus toitainekoormust saab osaliselt tasakaalustada teiste tegevustega. Siin võidakse kasutada ka lähenemist, kus nõutakse et toitainete koormust tasakaalustataks integreeritud multitroofse vesiviljelusega: näiteks kalakasvanduse kõrval kasvatatakse karpe või vetikaid, mis seovad osa lämmastikust ja fosforist.

10) Fondi- või sektoripõhised skeemid

Sellistes skeemides maksavad vesiviljelusettevõtted ühisesse fondi ning sealt rahastatakse (sektori) seiret, taastamist, ravimijääkide ohjamist, haigusriski vähendamist või koormuse leevendamist. See on mõistlik siis, kui ühe kasvanduse täpset mõju on raske eristada, kuid sektori kogumõju on oluline.

Teoreetiliselt on võimalik kõiki eelnevaid lähenemise vesiviljeluse puhul analüüsida, aga praktikas on kõige realistlikumad ja kirjanduses kõige enam arutatud variandid tavaliselt modelleeritud või bilansiline koormus, kaubeldavad toitainete kvoodid, kulupõhised ettevõtja kohustused, ning hübriidid, kus regulatsioon, luba ja rahaline kohustus töötavad koos. Otsene puhas emissioonitasu on vesiviljeluses seni pigem harvem.[834]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on vesiviljeluse keskkonnakoormuse hinnastamine toimunud eeskätt saastetasu ning keskkonnaloast tulenevate seire-, piirväärtus- ja leevendusmeetmete kulude kaudu, samas kui vee kasutus ise on vesiviljeluse puhul vee erikasutusõiguse tasust vabastatud.[835] Saastetasu maksmise kohustus tekib eeskätt siis, kui lubatud koguseid või kontsentratsioone ületatakse või kui saasteaineid juhitakse keskkonda ilma loata.

Sageli on välisriikides vesiviljeluse koormus reguleeritud lubade ja tingimustega (nõuete täitmise kulu või leevendusmeetmete kulu). Hinnastamine toimub läbi lubade menetlustasu, veekasutuse tasu, ja heitemaksu, kui käitisel on olemas selge väljalase. Kasutatakse ka tegevusõiguse ja ruumikasutuse põhist hinnastamist, mis nt Kanadas väljendub kui rahaühik hektari kohta.[836] USA-s on mõne osariigi

[834] Hammarlund, C., Andersson, A., Nordström, J. 2024. Nutrient policies and the performance of aquaculture in developed countries – a literature review. Aquaculture Economics & Management 28, pp. 208-237.
[835] Keskkonnatasude seadus, RT I, 11.06.2024, 8
[836] Land use – aquaculture, https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/crown-land-water/crown-land/crown-land-uses/aquaculture

tasandil rakendatud aastamaksu, mis kannab järelevalve kulusid, muude kohustuste kõrval. Rootsis maksavad loakohustuslikud kalakasvatusettevõtted samuti iga-aastast tasu (p*rövnings- och tillsynsavgift*) riigi loa- ja järelevalvesüsteemi kulude katteks.[837] Tasu arvestamise alus on sööda kasutamine tonnides/aastas. Taanis on olnud kasutuses mageveevesiviljeluses söödakvootide süsteem. Ettevõttele seatakse piir sööda kasutamisele, sest sööta käsitatakse vesiviljeluse toitainete koormuse kaudse allikana. Hollandis on vesiviljeluse koormuse hinnastamine olnud ja on peamiselt seotud üldiste veereostuse ja reoveepuhastuse tasudega ning vajadusel veekasutuse/põhjavee võtu tasudega. Poola reostustasusüsteemis käsitletakse kalatiikidest väljuvat vett eraldi väljalaskekategooriana ning tasu ei arvutata tavalise kg saasteaine kaupa, vaid kalade juurdekasvu alusel. Näiteks 2017. aastal kehtis kalatiikidest väljuvale veele määr ca 0,6 eurot iga 100 kg kalade juurdekasvu kohta kalade puhul, mis ei ole lõhelased.[838] Tšiilis maksavad merekalakasvatused tegevusõiguse ja kontsessiooni iga-aastast tasu. Šotimaal maksavad merekalakasvatajad merepõhja kasutamise eest renti.

USA Marylandi osariigis rakendatakse toitainete krediidisüsteemi, milles ka austrikasvatusest võib tekkida kaubeldav veekvaliteedi krediit. Selle loogika on järgmine: kui austrikasvatus eemaldab veest lämmastikku ja fosforit, siis see eemaldamine arvutatakse kindla metoodika alusel ümber krediitideks. Kasvataja esitab selleks taotluse ja vajalikud tõendavad andmed, riigiasutus kontrollib need üle ning heakskiidetud krediidid kantakse registrisse. Seejärel saab krediite kasutada veekvaliteedi nõuete täitmiseks või need müüa turul teistele osalistele, kellel on vaja oma koormust kompenseerida. Seega ei maksustata siin vesiviljeluse enda koormust, vaid vastupidi — rahalise väärtuse saab toitainete eemaldamine.[839]

Norras on alates 2023. aastast rakendatud vesiviljeluse ressursirendi maksu, mida võetakse meres kasvatatava lõhe, forelli ja vikerforelli kasvatamisest saadavalt nn erakorraliselt tulult. Selle mõte ei ole maksustada otseselt keskkonnakoormust, vaid seda, et ettevõtted kasutavad piiratud avalikku loodusressurssi — fjorde ja merealasid — ning saavad sellest tavapärasest suuremat kasumit. Maksu võetakse merefaasist saadud maksustatava ressursitulu pealt, mitte kogu käibelt. Efektiivne maksumäär on 25%, kuid enne seda arvestatakse maha lubatud kulud ja investeeringud ning rakendub ka 70 miljoni Norra krooni suurune standardne mahaarvamine. Maks lisandub tavalisele ettevõtte

[837] Förordning (1998:940) om avgifter för prövning och tillsyn enligt miljöbalken, https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998940-om-avgifter-for-provning-och_sfs-1998-940/
[838] Wastewater fee in Poland, https://ieep.eu/wp-content/uploads/2022/12/PL-Wastewater-Fee-final.pdf
[839] On the Forefront of Nutrient Credit Trading Using Oysters: Lessons Learned, https://coast.noaa.gov/digitalcoast/training/oyster-aquaculture.html

tulumaksule ning selle tulu jagavad riik ja mõjutatud omavalitsused.[840] Lisaks on Norras eraldi ka vesiviljeluse fond - süsteem, mille kaudu sektorilt laekuv raha suunatakse osaliselt tagasi omavalitsustele ja maakondadele, kus vesiviljelus toimub. Raha tuleb fondi muu hulgas tootmismaksust (lõhe, forelli ja vikerforelli tootmisele kehtib tootmismaks, mis alates 1. juulist 2024 on 0,935 Norra krooni kilogrammi toodetud kala kohta) ning ka uue kasvatusmahu müügist. Tootmismaksu on kirjeldatud kui stabiilset tulu kohalikele omavalitsustele, kus kalakasvatused asuvad. See on sisult tulude jaotamise/ kompensatsiooni skeem. Ehk see on üsna tugev sektor maksab skeem, kuigi mitte puhas saastetasu.[841]

6.2.11 Veevõtt jahutusveeks

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Jahutusvett mõistetakse keskkonnaministri määruse alusel kui „üksnes jahutamiseks kasutatud vett, kuhu kasutamise käigus ei lisandu saasteaineid ning mis juhitakse pärast kasutamist suublasse.“[842] Jahutusvee võttu ei peeta üldjuhul oluliseks veevõtuks, sest vaatamata suurtele kogustele vee omadusi üldjoontes ei muudeta ning vesi suunatakse keskkonda tagasi.[843]

Jahutusvett kasutatakse sageli näiteks suurtes kogustes põlevkivi tarbivates elektrijaamades, ning keemia- ja metallurgiatööstuses. Potentsiaalselt on jahutusvee suur tarbimine seotud ka tuumaelektrijaamade tööga. Olulise osa Eesti elektrijaamade jahutusveest päritolu on Narva jõgi/Mustajõgi ning jahutusvee väljalaskest on mõjutatud ka Narva veehoidla.[844] Keskkonnaagentuuri andmetel moodustas veel kümnendi alguses Eestis elektrijaamade jahutusveevõtt üle 2/3 kogu Eesti veetarbimisest, kuid viimastel aastatel on see tulenevalt põlevkivielektri tootmise vähenemisest drastiliselt langenud (aastal 2024 oli elektrijaamades ammutatud jahutusvee kogus 356 mln m^3).[845]

Jahutusvee võtmine tööstuslikuks tarbeks on keskkonnakoormuseks pinnaveekogudele, kust vett ammutatakse ning ka kuhu vett pärast selle kasutamist suunatakse (vt tööstusheite pt). Suurte

[840] Resource Rent Tax on Aquaculture, https://www.fiskeridir.no/english/aquaculture/resource-rent-tax-on-aquaculture
[841] Taxes 2025 For the 2025 Budget Year, https://www.regjeringen.no/en/documents/prop.-1-ls-20242025/id3057469
[842] Keskkonnaministri määrus „Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused.“ RT I, 26.11.2024, 4
[843] Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. Maves.
[844] Õlitehase maa-ala detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise täiendatud aruanne. 2019. Enefit Energiatootmine AS.
[845] Keskkonnaagentuuri veekasutuse koondaruanded.

veekoguste võtmine tööstusprotsesside jahutamiseks võib kaasa tuua veekoguse vähenemise, vee temperatuuri muutusi, hüdromorfoloogilisi muutusi, ning mõju vee kvaliteedile.

Veekoguse vähenemine doonorveekogust võib põhjustada vooluhulga vähenemist, veetaseme langust ning muutusi veekogu veerežiimis. Vooluhulga vähenemine võib põhjustada ka saasteainete suuremat kontsentratsiooni veekogus ning aeglasemat vee tsirkulatsiooni. See võib mõjutada eriti väiksemaid jõgesid ja järvi ning nende ökoloogilist seisundit, eriti kuivematel perioodidel.

Hüdromorfoloogilised muutused võivad avalduda mõjuna voolukiirusele, setete liikumisele ning elupaikade struktuurile. Need muutused võivad halvendada veeorganismide elutingimusi.

Temperatuuri muutused avalduvad peamiselt nende veekogude veetemperatuuri tõusus, kuhu jahutusvesi pärast kasutamist suunatakse. See võib kaasa tuua soojusreostust, mis mõjutab lahustunud hapniku sisaldust ja vee-elustikku. Temperatuuri muutused võivad puudutada keskkonnakoormusena ka doonorveekogusid, kui kasutatud jahutusvesi nendesse tagasi suunatakse (vt tööstusheite pt). Näiteks Narva elektrijaamade tagasijuhitava vee temperatuur on võetava vee temperatuurist keskmiselt 7°C võrra kõrgem.

Mõju vee-elustikule võib potentsiaalselt avalduda lisaks ka selle kaudu, et jahutusveevõtu rajatised võivad mõjutada veeorganisme. Kalad ja selgrootud võivad sattuda veehaardesse ning väiksemad organismid võivad sattuda jahutussüsteemi. See võib vähendada kohalike populatsioonide arvukust. Veekogudesse suunatav jahutusvesi kui lokaalne soojusreostus võib põhjustada hälbeid kalade kudemise ajalises rütmis. Paljudele kalaliikidele on ohuks veetemperatuuri tõus 28-30 kraadini. Kõrge veetemperatuur ja pikenev kasvuperiood võib tõsta kalade haigestumise sagedust.

Jahutusvee mõjul suureneb soontaimede ja kiiresti kasvavate niitjate vetikate hulk. Suvised vetikate vohamised ehk veeõitsengud võivad põhjustada kalade ja teiste veeloomade hukkumist, sest suure hulga vetikate lagunemisel tekib hapnikupuudus.

Narva elektrijaamade jahutusvesi ei kanna Narva jõe vette peale soojuskoormuse ühtegi lisaainet ja seetõttu ei teki jões ka täiendavat toitainete voogu või hapnikku tarbivaid ühendeid, mis mõjutaksid taimestikku. Potentsiaalne jahutusvee soojuskoormuse mõju Narva jõe ökosüsteemile on suurem suveperioodil kui jõevee temperatuur on kõrge ning jõevee tase madal.[846]

[846] Õlitehase maa-ala detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise täiendatud aruanne. 2019. Enefit Energiatootmine AS.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Veevõtust jahutusveeks tulenevat koormust pinnaveele tuleb hinnata tervikuna, hõlmates nii võetavat veehulka, jahutusvee tagasijuhtimisel tekkivat soojuskoormust kui ka otsest mõju vee-elustikule. Jahutusvee kasutamine võib lokaalselt muuta vooluhulka, veetaset, temperatuurirežiimi, hapnikutingimusi ning veeorganismide elupaiku. Neid mõjusid tuleb hinnata veekogumi ökoloogilise ja keemilise seisundi kaudu, arvestades bioloogilisi, hüdromorfoloogilisi ja füüsikalis-keemilisi kvaliteedielemente.[847]

Esmalt on vaja kindlaks teha, kui suur osa veekogu vooluhulgast või veemahust võetakse jahutusveeks ning millal see toimub, mõõtes veevõtu mahtu mitte ainult aasta kogusena, vaid ka sesoonse, ööpäevase ja tunnise sagedusega. Eriti oluline on hinnata veevõtu osakaalu madalveeperioodil, kui veekogu lahjendus- ja isepuhastusvõime on väiksem ning elustik on temperatuurist ja hapnikutingimustest rohkem mõjutatud. Jõgedes tuleks veevõttu võrrelda veekogu iseloomustavate vooluhulkadega, sealhulgas madalvee vooluhulga ja ökoloogilise miinimumvooluhulgaga; järvedes ja rannikuvetes tuleb arvestada veevahetust, segunemist ja võimalikku kihistumist.[848]

Teiseks on vaja mõõta soojuskoormust ehk tagasijuhitava jahutusvee mõju veekogu temperatuurirežiimile, mõõtes võetava vee ja väljalaskes oleva vee temperatuuri, väljalaske vooluhulka ning suubla temperatuuri nii taustaalal kui ka segunemisalas. Keskmisele temperatuuritõusule lisaks on vaja mõõta ka maksimumtemperatuuri, temperatuurimuutuse kestust, soojuslaigu ruumilist ulatust ja mõju tundlikel perioodidel, sest kõrgenenud temperatuur vähendab lahustunud hapniku sisaldust, kiirendab organismide ainevahetust ja võib muuta kalade rännet ja kudemist ning mõjutada põhjaloomastiku ja planktoni koosseisu.[849]

---

[847] Euroopa Parlament ja nõukogu. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG%3A2000L0060%3A20080321%3AEN%3APDF ; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2003. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts. https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf

[848] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2003; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2005. Guidance Document No. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20%28WG%20A%29.pdf

[849] European Commission 2010. Technical Background Document on the Identification of Mixing Zones. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/78ce94bb-6f1c-4379-87ac-88a18967c4c3/Technical%20Background%20Document%20on%20the%20Identification%20of%20Mixing%20Zones.doc ; CEFAS. 2011. Thermal standards for cooling water from new build nuclear power stations. https://www.cefas.co.uk/publications/environment/beems-scientific-advisory-report-no-008.pdf

Käsitlemist vajab organismide sattumine veevõturajatistesse – selle juures eristatakse kalade ja teiste organismide kinnijäämist vee sissevõtu võredele ning väikeste organismide, marja, vastsete ja planktoni kandumist koos veega jahutussüsteemi. Nende mõjude hindamiseks tuleb teha sissevõtukoha bioloogilist seiret: loendada võredele jäänud organismid, määrata liigid ja arengujärgud, hinnata suremust ning võtta veeproove väiksemate organismide ja vastsete esinemise kohta - need mõjud sõltuvad sissevõtu asukohast, veevõtu kiirusest, sügavusest, kaugusest kaldast ning sellest, kas veevõtt paikneb rände- või kudemisalade läheduses.[850]

Pidevalt tuleks mõõta vähemalt veevõtu ja väljalaske vooluhulka, temperatuuri, veetaset ning võimaluse korral lahustunud hapnikku ja elektrijuhtivust. Laborianalüüsid peaksid hõlmama vee füüsikalis-keemilisi näitajaid ja vajaduse korral jahutussüsteemis kasutatavate kemikaalide jääke. Bioloogiline seire peaks keskenduma kalastikule, põhjaloomastikule, planktonile ja teistele tundlikele elustikurühmadele. Kõige usaldusväärsem on enne–pärast–kontroll–mõju tüüpi seirekorraldus, kuid selle puudumisel saab kasutada gradientanalüüsi, kus mõõtmisi tehakse väljalaskepunktist erinevatel kaugustel ja võrreldakse taustaalaga.[851]

Mudeldamine on vajalik eeskätt seetõttu, et kõige suurem risk ei pruugi ilmneda keskmiste tingimuste korral, vaid madalvee, kõrge õhutemperatuuri, nõrga segunemise ja suure tootmiskoormuse samaaegsel esinemisel. Hüdrodünaamiliste ja termiliste mudelitega saab hinnata soojuslaigu ulatust, segunemist, maksimaalseid temperatuure ning võimalikke kliimamuutuse ja madalvee tulevikustsenaariume. Jõgedes on tähtis hinnata, kas soojuslaik haarab kogu ristlõike või jääb elustikule jahedama vee koridor; järvedes ja rannikuvetes on oluline hinnata kihistumist ja soojuslaigu püsimist.[852]

Kokkuvõttes peaks hindamine näitama kui palju ja millal vett võetakse; milline on tagasijuhitava vee soojuskoormus; milline on mõju vee-elustikule; ning vastama kas sama jahutusvajadust oleks võimalik täita väiksema veevõtu, väiksema soojusheite või parema tehnoloogilise lahendusega.

[850] US EPA. 1977. Guidance for Evaluating the Adverse Impact of Cooling Water Intake Structures on the Aquatic Environment. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9400A17Y.TXT ; IFC. 2008. Environmental, Health, and Safety Guidelines for Thermal Power Plants. https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2000/2008-thermal-power-ehs-guidelines-en.pdf

[851] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2003; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2005.

[852] European Comission 2010; Du, T., Dugdale, S. J., Johnson, M. F. 2026. A scenario-based, generalised model of the thermal impacts of cooling water discharge from thermoelectric power plants. Water Research. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135425014332

„*Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi*“ järgi kuulub „veevõtt jahutusveeks” koormusklassi 3.4 ning on seotud EMTAK 35 tegevustega ehk energia tootmise ja jahutusega; samas on selles klassis käsitletud ka hüdroenergia jaoks võetavat vett, kuigi hüdroenergia eraldi veevõtukoormusena ei eristunud.

Antud laiemas analüüsis toetub hindamine peamiselt veekasutuse aastaaruannetele ja vooluhulkade andmetele, mis seotakse veekogumite ja valglatega. Selles eelistati aruandlusandmeid, aga nende puudusel või veehaarde ja keskkonnaloa seose täpsustamisel tulid kasutusele ka loaandmed. Analüüsis ei käsitleta läbivoolset jahutusvee kasutust veevõtu koormusena juhul, kui vesi suunatakse pärast kasutamist veekogusse tagasi ja veekogumi veebilanss sisuliselt ei muutu ning peamine surve pole mitte veekoguse kadu, vaid soojus- või kvaliteedimuutus, mida tuleb käsitleda pigem jahutusvee suublasse juhtimise, heite tingimuste ja suubla seire kaudu. Analüüsis leitakse, et veevõtu koormusena muutub jahutusvesi oluliseks eelkõige siis, kui vesi võetakse veekogumist ära mahus kus see võib muuta vooluhulka või veetaset. Kuna jahutusveena kasutatud pinnavesi suunatakse üldjuhul pärast soojusvahetust tagasi keskkonda ja sellistel juhtudel ei vähene veekogu veehulk püsivalt ning mõju avaldub pigem vee kvaliteedis või lokaalsetes hüdromorfoloogilistes muutustes, mitte veevõtu koormusena veerežiimile, siis nende juhtude koormused on hinnatud teistes koormusklassides.

Koormuse olulisuse määramisel kasutati pinnavee koormuste analüüsis kvantitatiivset lävendit: veevõtt loeti oluliseks siis, kui aastane veevõtu mahu protsent veekogumi aastasest vooluhulgast ületas määratud künnise. Selline lähenemine seob veekasutuse veekogumi hüdroloogilise taluvusega: sama veevõtumaht võib suure vooluhulgaga veekogumis olla väheoluline, kuid väiksema vooluhulgaga või madalvee suhtes tundlikus veekogumis põhjustada olulist survet. Seega pinnavee koormuste analüüsis, mis hõlmab kogu Eestit, on jahutusvee veevõttu hinnatud ruumiliselt ja koguseliselt: veevõtukohad on seotud konkreetsete pinnaveekogumitega ning võetud veemahtu on võrreldud veekogumi vooluhulga või veebilansiga.[853]

Veeseaduse käsitluses ei loeta jahutusvett heitveeks, kuid suublasse juhitav jahutusvesi peab vastama jahutusvee saasteainesisalduse piirväärtustele ning veeloaga määratud heitkogustele. Veeseadus näeb ette, et jahutusvee saasteainesisalduse piirväärtused ning jahutusvee suublasse juhtimise ja seire

[853] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

nõuded kehtestatakse määrusega. Seega on jahutusvee mõju hindamine seotud nii veevõtu kui ka tagasijuhitava vee kvaliteedi ja seirega.[854]

Jahutusvee (nii nagu ka saasteainete või heitvee) suublasse juhtimiseks on lähtuvalt Keskkonnaameti juhistest vaja luba, milles määratakse veevõtu kogused, suublasse juhtimise tingimused, seirenõuded ja vajaduse korral piirangud, mis lähtuvad konkreetse veekogumi seisundist ja suubla tundlikkusest – seega loa menetlus hõlmab jahutusveest tingitud koormuse riskide analüüsi.[855]

Eestis reguleerivad jahutusvee suublasse juhtimist nõuded, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saastenäitajate piirväärtused. Nõuetele vastavuse hindamise meetmed toovad välja, et jahutusvee kahju tekkeprotsesside hindamisel tuleb lisaks veevõtu mahule arvestada tagasijuhitava vee temperatuuri ja kvaliteeti, kuna see võib muuta suubla temperatuurirežiimi, vähendada lahustunud hapniku sisaldust, mõjutada kalade rännet ja kudemist ning muuta põhjaloomastiku või planktoni koosseisu. Eestis hinnatakse soojusmõju nii konkreetse loa, suubla seire, keskkonnamõju hindamise kui veekogumi seisundihinnangu kaudu.[856]

Pinnavee koormuste analüüsi tulemustes eristatakse esiteks veevõtu koormust, ehk hinnangut sellele, kuidas veekogumist eemaldatav veekogus võib muuta veebilanssi ja vooluhulka ning teiseks jahutusvee tagasijuhtimise mõju, kus hinnatakse vee temperatuuri, võimalikke saasteaineid, segunemistingimusi ja mõju elustikule. Kasutatud metoodika on andmepõhine, üleriigiliselt võrreldav ja seotav veekogumite hüdroloogilise taluvusega. Samas on piiranguks see, et aastane veevõtu ja vooluhulga suhe ei kirjelda täielikult lühiajalisi madalveeolukordi, tagasijuhitava jahutusvee soojuskoormust ega organismide võimalikku sattumist veevõturajatistesse. Seetõttu oleks detailsemates objektipõhistes hindamistes vaja lisaks aastasele veevõtu mahule kasutada ajaliselt peenemat veevõtuandmestikku, veetemperatuuri mõõtmisi, suubla segunemisanalüüsi, kalastiku ja põhjaloomastiku seiret ning vajaduse korral hüdrodünaamilist mudeldamist.[857]

Eesti pinnaveekoormuste analüüsis hinnatakse jahutusveeks võetava pinnavee koormust eelkõige veevõtu mahuna ja selle suhtena veekogumi aastasesse vooluhulka. Kui jahutusvesi juhitakse veekogusse tagasi ja veebilanss ei muutu, ei käsitleta seda pinnavee koormuste analüüsis üldjuhul

[854] Veeseadus. RT I, 27.04.2022, 9.
[855] Keskkonnaamet. 2026. Veevaldkonna keskkonnaluba. https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/keskkonnaluba
[856] Keskkonnaministri määrus nr 61 „Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused“. RT I, 26.11.2024, 4
[857] Keskkonnaagentuur. 2025.

veevõtu koormusena, samas aga, seadustes nõutakse võimalikku kahju hindamist jahutusvee suublasse juhtimise tingimuste, seire, temperatuuri- ja kvaliteedinäitajate ning veekogumi ökoloogilise seisundi kaudu. Selline käsitlus eristab veekoguse vähenemisest tuleneva hüdroloogilise surve ja tagasijuhitava vee võimalikust temperatuurilisest või keemilisest mõjust tuleneva surve. Ideaalpildis kirjeldatud mõjude hindamiseks rakendatavad meetodid katavad samuti mõju suublale. Kuna mõju suublale on ka Eestis seaduste nõuetena juhtumipõhisesse hindamismetoodikasse sisse arvestatud, on vaja seoses veevõtuga jahutusveeks ka üle-eestilises analüüsis sellega arvestada.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Jahutusvee võtu puhul on kõige levinum rahasse hindamise loogika tasu maksmine veekasutusõiguse ja veekeskkonnale tekitatava ressursi- või soojuskoormuse eest. Praktikas on selle koormusklassi jaoks kõige tüüpilisem "pakett" järgmine: madalama määraga mahupõhine veevõtutasu + loa/haldustasu + loatingimustega juhitud temperatuurimõju ning kõrgendatud määr rikkumiste korral. Eraldi puhtalt soojuskoormuse hinnastamine on samuti võimalik, kuid see on praktikas harvem kui abstraktsioonitasu.

Teoreetiliselt võib skeemides olla erinevused ka sõltuvalt tootmisprotsessi või veekasutuse eripärast. Sel juhul on skeemides mitmeid lisakomponente. Näiteks võidakse tööstuslike jahutussüsteemide puhul hinnata koos nii vee-, energia- ja kemikaalikulu kui ka soojus- ja kemikaaliheidet, mis tähendab, et nt keemiatööstuses võib hinnastamine nihkuda puhtast "jahutusvee võtutasust" rohkem kombineeritud skeemi suunas: veevõtt + heitvee/saaste komponent + loatingimused.

1) Loa- või haldustasu

Levinud on ka fikseeritud või osaliselt fikseeritud tasu, millega kaetakse loa andmise, seire ja järelevalve halduskulud. Paljudes riikides on abstraktsioonitasu tase üldiselt madal just seetõttu, et see on piiratud peamiselt haldus- ja regulatsioonikulude katmisega, mitte tugeva hinnasignaaliga. See skeem sobib eriti siis, kui eesmärk on rohkem kontroll kui käitumise muutmine.[858]

2) Mahupõhine veevõtutasu

See on kõige tavalisem skeem: tasu arvestatakse võetud vee mahu järgi, tavaliselt eurot m^3 või 1000 m^3 kohta. ELis on vee abstraheerimise ja reostuse tasud kõige levinumad veemajanduse

[858] Farnault, A., Leflaive, X. 2024. Cost recovery for water services under the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 240.

majandusinstrumendid ning kõrge kasutuse osakaaluga sektorid, nagu hüdroenergia ja soojuselektrijaamade jahutus, tavaliselt madalama määraga.

3) Diferentseeritud tasu ressursi mahu, asukoha või kasutusviisi järgi

Kolmas levinud skeem on sama mahupõhine tasu, kuid tasu määr sõltub vesikonnast, veekogu tüübist, vee defitsiitsusest või kasutusotstarbest.

4) Heitme- või soojuskoormuse põhine tasu/ kompensatsioon

Kui probleem ei ole niivõrd vee "ära tarbimine", vaid tagastatava vee mõju suublale, siis hinnastatakse mõju mõnikord heitme kaudu: tasu seotakse loas lubatud või tegeliku heitkogusega, mõnes süsteemis ka ületuste või kvaliteediparameetritega. Jahutusvee puhul on aga eraldi "soojusmaks" pigem harvem kui klassikaline veevõtutasu; soojuskoormust juhitakse tihti eeskätt loa temperatuuritingimuste, piirväärtuste ja seirega, mitte iseseisva hinnakomponendiga.

5) Karistuslik kõrgendatud määr ületamise või loata võtu eest

Üldjuhul lisandub selle koormusklassi puhul põhiskeemile ka sanktsioonimudel: kui võetakse vett loata või rohkem kui loas määratud, rakendatakse kordistatud tasu.[859]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis koosneb antud koormuse hinnastamine kahest kihist: tavapärane mahupõhine kasutustasu ja rikkumise korral kõrgendatud määr. Jahutusvee veevõtt on täpsemalt hinnastatud madalama määraga mahupõhise vee erikasutusõiguse tasuna, mille 2025–2026 määr on üldjuhul 1,76 €/1000 m³, kuid Tallinna veevarustussüsteemi veekogudest võttes 7,66 €/1000 m³; loata või ülemäärase võtu eest rakendub 5× määr.[860] Selle koormusklassi puhul on seaduses eristatud "pinnavesi jahutusveena" eraldi, madalama tasuklassina võrreldes muu pinnaveevõtuga. Veevõtutasu määramisel lähtutakse muu hulgas veekogust, põhjaveekihist, võetava vee defitsiitsusest ja kasutusviisist.[861] Jahutusvee tagasijuhtimine suublasse ei ole Eestis selle koormusklassi puhul eraldi üldise "soojustasuna" hinnastatud samal viisil nagu veevõtt. Veeseaduse järgi peab suublasse juhitav jahutusvesi vastama piirväärtustele ja veeloas määratud heitkogustele.

[859] Samas.
[860] Vabariigi Valitsuse määrus „Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist" Lisa, https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1270/8202/5007/VV_169m_lisa.pdf
[861] Keskkonnatasude seadus, RT I, 07.03.2023, 80.

Välisriikides on jahutusvee veevõtu hinnastamisel levinud mitu lähenemist. Ühel juhul rakendatakse üldist mahupõhist veevõtutasu; teisel juhul piirdub süsteem peamiselt loa-, seire- ja haldusmudeliga; kolmandal juhul kohaldatakse küll üldist veevõtutasu, kuid jahutusveele nähakse ette madalam määr või erikohtlemine, kuna tegemist on sageli suuremahulise, kuid suhteliselt väikese netotarbimisega veekasutusega. Tasu võib sõltuda veeallikast, kasutuseesmärgist, piirkonna veenappusest, loa mahust, tegelikust veevõtust ja sellest, kui suur osa veest tagastatakse.[862]

Mitmetes välisriikides, sh nt Hollandis ei ole pinnavee võtmine jahutusveeks hinnastatud. Ka Soomes ei ole jahutusvee veevõtt üldjuhul koormatud eraldi abstraktsioonimaksuna. See on peamiselt lubade, seire, kahjuhüvitiste ja vajadusel nõutavate kalanduslike leevendusmeetmete kaudu hinnastatud mõjujuhtimine.

Erinevalt Soomest, aga ka nt Rootsist on Poolas veeteenustasude süsteem, kus veevõtu eest makstakse nii püsitasu kui ka muuttasu. Püsitasu pinnavee võtmisel arvutatakse lubatud maksimaalse võimsuse alusel ning muuttasu tegelikult võetud vee hulga järgi. Poola eripära on see, et elektrijaamade ja koostootmisjaamade jahutussüsteemidele on ette nähtud erireegel. Muuttasu arvutatakse nende puhul mitte kogu võetud vee pealt, vaid võetud vee ja tagasijuhitud jahutusvee vahelt. See tähendab, et tasustatakse sisuliselt netotarbimist, mitte kogu läbivoolavat jahutusvett. Lisaks on elektrijaamade ja koostootmisjaamade jahutusvee tagasijuhtimine samuti hinnastatud temperatuuri põhiselt.[863] Kui jahutusvee kvaliteet ei halvene muul viisil peale temperatuuri muutuse ja sama kogus juhitakse tagasi, siis selle eest makstakse ainult muuttasu. 2023. aasta määrus sätestab, et jahutusvee suublasse juhtimisel on tasu 0,68 zlotti iga 1000 m³ eest, kui temperatuur on 26°-32°C, ja 1,36 zlotti iga 1000 m³ eest, kui temperatuur on üle 32°-35°C.

Iirimaal ei ole pinnavee võtmine jahutuseks üldjuhul hinnastatud jooksva mahupõhise veevõtutasuna; see on hinnastatud peamiselt registreerimis- ja litsentsitasude kaudu.[864] Kui jahutusvee võtt on väga suur, näiteks elektrijaama või suure tööstusrajatise puhul, siis praktikas tähendab see enamasti litsentsikohustust ja vastavat taotlustasu. Prantsusmaal on veeametite ressursivõtutasudes otseselt eraldi kategooria tööstuslik jahutus, mis tagastab üle 99% veest. See kategooria on hinnastatud oluliselt madalamalt kui näiteks joogiveevarustuse võtt, ning tariifid erinevad ka tsoonide järgi. Süsteem tunnustab otseselt väga kõrget tagastusmäära ja seob tariifi ka territoriaalse veedefitsiidi

[862] OECD 2015. Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.
[863] Prawo wodne, https://sip.lex.pl/akty-prawne/dzu-dziennik-ustaw/prawo-wodne-18625895
[864] Water Environment (Abstractions and Associated Impoundments) (Licensing Fees) Regulations 2024, https://www.irishstatutebook.ie/eli/2024/si/418/made/en/print

tsooniga.[865] Ehk hinnastatakse korraga kaht asja: mitte-tarbivus ja asukohapõhine defitsiit. See on tavapärasest m³-loogikast samm edasi.

USA-s Susquehanna jõe vesikonnas on kasutusel skeem, kus hinnastatakse vee tarbitud osa ja madalvee-riski. Lähenemisel ei keskenduta seega mitte kogu veevõtule, vaid sellele osale, mida vesikonda samas koguses tagasi ei viida (nt oluline osa aurustub jahutustornides). Kui jahutusvee netokasutus on suur ehk tagasi suunatakse oluliselt vähem kui võetakse, siis nõutakse ettevõttelt leevendustasu (*mitigation fee*) kriitilise madalvee ja põua ajal. Enamik ettevõtteid täidab selle kohustuse nö veekao aastase tasu maksmisega, mis läheb eraldi veemajandusfondi ja rahastab leevendusprojekte kogu vesikonnas.[866] Ettevõte maksab selle eest, et vesikonnas tehtaks meetmeid, mis aitavad põua või madalvee ajal vett juurde tekitada, salvestada või kasutust vähendada.

Kõige innovaatilisemad rahalise hinnastamise lahendused selle koormusklassi jaoks on netotarbimise põhine tasu, temperatuurikoormuse eraldi hinnastamine, ning tagastusmäära ja veedefitsiidi tsooni koos arvestav tariif. Need kolm ongi need lahendused, mis selgelt eristuvad tavapärasest "eurot 1000 m³ kohta" mudelist.

6.2.12 Võõrliigid ja haigused

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Võõrliigid võivad sattuda veekogudesse näiteks laevaliikluse – laevade ballastvee, kalakasvatuse, tahtliku asustamise või veekogude ühendamise kaudu ning seejärel levida looduslikes veesüsteemides.[867]

Võõrliigid konkureerivad kohalike liikidega toidu ja elupaikade pärast, mõjutavad veekogude koosluste liigilist koosseisu ning võivad hakata domineerima kohalike liikide üle.[868] Euroopa Liidu tasandil peetakse invasiivseid võõrliike üheks oluliseks bioloogilise mitmekesisuse vähenemise põhjustajaks.[869]

---

[865] Code de l'environnement: Section 3, https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176454/2026-03-04

[866] Consumptive Use Mitigation Grants, https://www.srbc.gov/our-work/pamphlets/consumptive-use-mitigation-grants.html

[867] European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe, https://www.eea.europa.eu; HELCOM. 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment, https://helcom.fi

[868] Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T. jt. 2015. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management; OECD 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia, https://www.oecd.org

[869] European Commission. 2014. Regulation (EU) No 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species, https://eur-lex.europa.eu; European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe.

Võõrliikide ja haiguste levik võib mõjutada pinnaveekogusid, sest kuigi enamasti ei jää võõrliigid uues elupaigas püsima, kohanevad invasiivsed liigid hästi, ohustades ökosüsteemi tasakaalu (rändkarp Peipsis ja Saadjärves, ümarmudil Läänemeres) ja viies vahel ka kohalike liikide hävimiseni.[870] Selliseks hoiatavaks näiteks on euroopa naaritsa asendumine mingiga ja liigi taasasustamine/säilitamine Hiiumaal tänu looduskaitsele. Tagajärjeks võib olla peale ökosüsteemi muutuse ka otsene majanduslik kahju.[871]

Invasiivsed võõrliigid võivad mõjutada ka veekogude troofilist struktuuri ja toiduahelaid.[872] Mõned liigid võivad muuta põhjasette omadusi, mõjutada taimkatet või muuta toitainete ringet veekeskkonnas. Sellised muutused võivad avalduda näiteks vee läbipaistvuse, hapnikutingimuste või veetaimestiku struktuuri muutusena.[873]

Võõrliigid võivad olla kohalikele liikidele ohtlike haiguste või parasiitide kandjaks, olles ise nendest vähem ohustatud – näiteks praeguseks juba paljudes siseveekogudes levinud signaalvähk kannab edasi jõevähile surmavat vähikatku.[874]

Võõrliigid võivad tuua kaasa ka uusi, pärismaistele liikidele tundmatuid patogeene või parasiite, millega pärismaised liigid ei ole kohastunud toime tulema. See võib põhjustada kalade ja teiste veeorganismide haiguspuhanguid ning mõjutada kalavarusid ja veeökosüsteemide toimimist.[875]

Keskkonnakulude monetiseerimise võimalused

Võõrliikide ja sissetoodud haiguste koormusklassi puhul on kõige levinumad rahalise hinnastamise lähenemised need, mis seovad kulud sissekandetee või nn riskivektoriga, mitte ei püüa koormust ühe konkreetse vastutaja osas tõendada. Võõrliikide ja sissetoodud haiguste puhul on põhjuslik seos sageli hajus, ajaliselt viitega ja mitme osapoole vahel jaotunud.

Hinnastamise skeemid võib grupeerida kolmeks: a) ennetus- ja nõuete täitmise kulude sidumine laevaliikluse, vesiviljeluse või muu levikukanaliga, b) sektoripõhised tasud ja lõivud seire- ning

[870] European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe; HELCOM. 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment.
[871] OECD 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia.
[872] Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T. jt. 2015. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management.
[873] European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe.
[874] Kliimaministeerium 2026. Signaalvähk annab hädasignaali.
[875] Gozlan, R. E., Peeler, E. J., Longshaw, M. jt. 2010. Effect of invasive fish on the spread of fish diseases; Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T. jt. 2015.

ohjamiskulude katmiseks, ning c) hajusate riskide korral kollektiivsed kulukandmisskeemid. Otsene kahjuhüvitise põhine lähenemine on võimalik, kuid selle rakendamist piirab sageli konkreetse sissekandja, kahju ja põhjusliku seose keeruline tõendatavus.[876]

1) Ennetus- ja nõuete täitmise kulude sidumine levikukanaliga

Selles lähenemises omistatakse kulud sellele tegevusele või sektorile, mille kaudu võõrliik või haigusetekitaja võib pinnavette jõuda. Praktikas ei oodata siin ära, et kahju oleks juba tekkinud ja tõendatud, vaid hinnastatakse ennetuse, kontrolli ja regulatiivsete nõuete täitmise kulu. Laevaliikluse puhul on tüüpiline näide ballastvee käitlus: hinnatakse ballastvee haldamise süsteemide, seire, kontrolli, sadamamenetluste ja muu vastavuskulu ning seotakse see laevaoperaatori või sektori kohustustega. Siin võidakse korraga hinnata riskis olevaid (loodus-) väärtusi, võimalikke invasioonikulusid ja ballastvee meetmete rakenduskulusid, et otsustada, milline koormus tuleks laevaliikluse sektorile panna.[877]

Sama loogika kehtib ka vesiviljeluse suhtes - hinnastamise aluseks võivad olla bioohutuse, karantiini, desinfitseerimise, haigusseire, sertifitseerimise või liikumispiirangute kulud. “Saastaja maksab” vaates on selle lähenemise tugevus see, et konkreetne koormuse tekitaja on ette teada ja kulu saab siduda konkreetse riskivektoriga isegi siis, kui hilisemat kahju ei ole võimalik ühe juhtumina tõendada. Nõrkus on see, et rahasse ei panda tingimata kogu ökoloogilist kahju, vaid pigem see minimaalne kulu, mis on vajalik riski vähendamiseks või normide täitmiseks.[878]

2) Sektoripõhised tasud ja lõivud seire- ning ohjamiskulude katmiseks

Selle lähenemise puhul ei arvutata kulu igale üksikule juhtumile eraldi, vaid kujundatakse tasud, lõivud või muud finantsinstrumendid, millega riskisektorid katavad seire, järelevalve, varajase avastamise, tõrje või administratiivse juhtimise kulud. See on väga tüüpiline olukorras, kus on küll teada, milline sektor riski põhjustab, kuid konkreetset hilisemat kahjustajat pole võimalik täpselt tuvastada. Eesmärk on panna sissetoomise või leviku eest vastutavad ettevõtted kandma vajalike meetmete kulud. Selle lähenemise puhul on hinnastamise objekt enamasti avaliku või kollektiivse halduse kulu, mitte ühe

[876] Emerton, L., Howard, G. A Toolkit for the Economic Analysis of Invasive Species. 2008. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-030.pdf

[877] Economic Assessment of Ballast Water Management, https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/PartnershipsProjects/Documents/Mono24_English.pdf

[878] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024 The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238.

konkreetse juhtumi täielik kahju. Näiteks sadamatasu, bioohutuse teenustasu või tegevusloa juurde kuuluv järelevalvelõiv võib olla arvutatud nii, et see katab kontrolli- ja seirekulud.[879]

3) Kollektiivsed kulukandmisskeemid hajusate riskide korral

See lähenemine tuleb mängu siis, kui koormus ei ole hästi taandatav ühele ettevõttele või ühele teole, vaid risk tekib paljude osaliste koosmõjus või on põhjuslik ahel liiga hajus. Sellisel juhul luuakse skeem, kus kulud kaetakse ühiselt näiteks terve sektori, kasutajate grupi või fondi kaudu. Sisuliselt tähendab see, et hinnastatakse võõrliikide või haiguste juhtimise eeldatav ühiskondlik kulu ning jaotatakse see riskitekitajate vahel kollektiivselt. Võõrliikide ja sissetoodud haiguste puhul on see loogika asjakohane näiteks siis, kui mitmed sadamad, mitmed laevaoperaatorid või terve tootmisahel tekitavad koos riski, kuid pole realistlik hiljem ühele osapoolele kogu kahju arvet esitada. Kollektiivne skeem võib rahastada seiret, kiiret tõrjet, uuringuid või taastamismeetmeid.[880]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole võõrliikide ja sissetoodud haiguste pinnaveele põhjustatava koormuse jaoks kasutusel eraldi klassikalist saastetasu skeemi. Kehtiv veesaastetasu süsteem on seotud eeskätt saasteainete veekeskkonda juhtimisega, mitte võõrliikide või haigusetekitajate kui eraldi tasustatava koormusliigiga. “Saastaja maksab” põhimõte rakendub selles koormusklassis Eestis pigem kaudselt, eeskätt kolme skeemi kaudu. Esiteks kasutatakse ennetus- ja vastavuskulude kandmise skeemi riskitegevuste puhul.[881] Laevanduses tähendab see ballastvee käitlemise kohustust: keskkonda võib juhtida ainult inimese tervisele ja keskkonnale ohutut ballastvett ning ohutust seotakse otseselt ballastvee konventsiooni nõuetega. Seega ei ole tegemist klassikalise saastetasuga, vaid lahendusega, kus laevaoperaator peab ise kandma riski ennetamise ja nõuete täitmise kulud. Teiseks avaldub see veterinaar- ja vesiviljelusvaldkonnas bioohutuse, haigustõrje, järelevalve ja vastutuse kaudu, mitte eraldi pinnavee koormustasuna. Kolmandaks kasutatakse keskkonnavastutuse ja heastamise skeemi juhtudel, kus kahju või kahjuohtu saab siduda konkreetse isiku või tegevusega. Keskkonnavastutuse seadus näeb ette, et keskkonnakahju vältimise või heastamise kulud kannab kahju tekitaja, kui ta vastutab kahju või kahjuohu põhjustamise eest. See on Eesti kontekstis kõige lähem klassikalisele “saastaja maksab” põhimõtte rakendamisele, kuid võõrliikide ja sissetoodud haiguste puhul piirab selle

[879] Samas.
[880] Emerton, L., Howard, G. A Toolkit for the Economic Analysis of Invasive Species 2008. https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-030.pdf
[881] Euroopa parlamendi ja nõukogu määrus, (EL) nr 1143/2014, 22. oktoober 2014, looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide sissetoomise ja levimise ennetamise ja ohjamise kohta.

skeemi praktilist kasutamist sageli see, et konkreetse sissekandja, tekkinud kahju ja põhjusliku seose tuvastamine on keeruline.[882]

Eri riikides ei kasutata võõrliikide ja sissetoodud haiguste pinnaveekoormuse puhul enamasti eraldi klassikalist ühikupõhist saastetasu, vaid "saastaja maksab" põhimõte rakendub pigem nelja tüüpi skeemi kaudu: esiteks laevanduse ballastvee vastavuskulud, kus laevaomanik peab kandma ballastvee käitlemise, sertifitseerimise ja kontrolli kulud; teiseks bioohutuse ja haigustõrje kohustused vesiviljeluses ja veeloomade pidamises, kus käitaja rahastab seiret, tõrjet ja nõuetele vastavust; kolmandaks väikelaevade kontrolli-, dekontaminatsiooni- ja trahviskeemid, mida kasutatakse eriti Kanadas ja USA-s nii paadirampides kui ka maanteeäärsetes kontrollpunktides, et takistada invasiivsete liikide levikut ühest veekogust teise; ning neljandaks keskkonnavastutuse ja heastamise skeemid, mille alusel saab kulud panna konkreetse tekitaja kanda siis, kui põhjuslik seos on tõendatav.[883]

Uus-Meremaal võtab riik iga kommertslaeva saabumise pealt tasu, mis on praegu ca 500 eurot ühe saabumise kohta. See tasu katab süsteemseid bioohutuskulusid, nagu riskiprofiilide analüüs, riskiseire, seire sadamate ümbruses ja auditid. See on näide sellest, kuidas laev kui riskivektor pannakse maksma bioohutuse püsikulusid juba enne konkreetse kahju tekkimist.[884]

USA-s Californias peavad osariigi registreeritud alused, mis sõidavad magevees, kandma spetsiaalset tasumärgist, mille hind on 8 USD aastas. See on otsene rahaline kohustus rekreatiivse veesõiduki omanikule võitlemaks invasiivsete karpide levikuga. See tasu ei asenda kohalikke ülevaatus- ega inspekteerimistasusid — veekogu haldajad võivad lisaks nõuda oma kontrolli ja oma tasusid. Osariigis kasutatakse kihilist skeemi: osariigi üldtasu + kohaliku veekogu lisatasud/karantiinid.[885]

Hübriidnäide on USA-s Massachusettsi Quabbini reservuaar. Seal ei piirduta ainult kontrolliga, vaid veekogule ligipääs on seotud paadi pitseerimise/ karantiiniprogrammiga, mille tavahind on 60 USD. Sisuliselt tähendab see, et paadiomanik maksab riskivähendusmeetme eest enne tundlikku veekogusse

[882] Veeseadus, RT I, 22.02.2019, 1; Keskkonnatasude seadus, RT I, 08.07.2025, 46; Veterinaarseadus, RT I, 30.06.2023, 103; Keskkonnavastutuse seadus, RT I, 21.09.2023, 2.
[883] The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive, https://www.oecd.org/en/publications/the-implementation-of-the-polluter-pays-principle-in-the-context-of-the-water-framework-directive_699601fc-en.html
[884] Fees and charges for vessels arriving in New Zealand, https://www.mpi.govt.nz/import/border-clearance/ships-and-boats-border-clearance/fees-and-charges-for-vessels-arriving
[885] Mussel Fee Paid sticker requirements for California registered vessels, https://www.parks.ca.gov/pages/28702/files/mussel-paid-sticker-requirements.pdf

sisenemist. See on kohaspetsiifiline ligipääsu tasu, aga koormusklassi mõttes on see väga huvitav, sest rahaline kohustus seotakse otse konkreetse levikuriskiga.[886]

Kanadas pannakse riskivektorile — haagisel veetavale paadile või selle omanikule — konkreetne rahaline kohustus, kui ta väldib kontrolli või liigub keelatud bioloogilise riskiga edasi. See ei ole "saastetasu", aga on üsna tugev „saastaja maksab" laadne finantsmehhanism. Rõhk on eelkõige tingimuste täitmisel ja kontrollisüsteemil ning kontrolli eiramise korral on trahvid suhteliselt suured.

6.2.13 Hüdroloogilised häiringud - hüdroenergia

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Koormus 4.3.3 Hüdroloogilised häiringud – hüdroenergia (voolurežiimi muutused) väljendub jõgede loodusliku äravoolu ja veetaseme muutumises hüdroelektrijaamade töö tulemusena. Hüdroenergia tootmiseks rajatakse paisud ja veehoidlad, mille abil reguleeritakse vooluhulka vastavalt energiavajadusele, mistõttu looduslik voolurežiim muutub ajaliselt ja ruumiliselt ebaühtlaseks.[887]

Hüdroenergia tootmisega seotud koormus avaldub eelkõige vooluhulga kõikumiste suurenemises – vett hoitakse paisjärves ning lastakse periooditi allavoolu, mille tagajärjel võivad allpool elektrijaama paisu vooluhulgad lühikese aja jooksul märkimisväärselt muutuda. Selline kunstlik režiim võib põhjustada olukordi, kus veevaestel perioodidel langeb allavoolu paiknevates jõelõikudes vooluhulk alla ökoloogilise miinimumi – need võivad ajutiselt kuivada või väheneb nende veehulk oluliselt, mis kahjustab vee-elustikku ja elupaiku, samas kui tootmise ajal tekivad järsud vooluhulga tõusud. Lisaks põhjustab paisutamine ja vee kogumine veetaseme ja vooluhulga sesoonse mustri muutusi, pikendades suurvee perioodi ja vähendades looduslikku varieeruvust.[888]

Hüdroenergia tootmisega seotud hüdroloogilised häiringud mõjutavad ka setete liikumist ja temperatuuri režiimi, kuna paisud takistavad looduslikku ainete transporti ning muudavad vee

[886] Learn about the Quabbin Boat Seal program, https://www.mass.gov/info-details/learn-about-the-quabbin-boat-seal-program

[887] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

[888] Loodusveeb 2026. Hüdroenergia mõjud elurikkusele; Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.

füüsikalisi omadusi. Paisude taga kogunevad setted ja orgaaniline aine, mis võivad paisu avamisel kanduda allavoolu ning halvendada vee kvaliteeti ja elupaiku.[889]

Muus osas on mõjud samad teistel otstarvetel ehitatud paisudega, mis leiab käsitlemist teema koormusi 4.2.1 – 4.2.8 koondava teema jõgede paisutamine ja tammid all - paisud katkestavad jõgede ökoloogilise sidususe ning takistavad liikide liikumist, mis koos vooluhäiringutega vähendab elupaikade kvaliteeti.[890]

Eestis on hüdroenergia mõju ulatus küll suhteliselt lokaalne, kuid olemasolevad hüdroelektrijaamad mõjutavad märgatavalt väiksemate jõgede hüdroloogilist režiimi.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Hüdroenergia kasutamisest tulenev koormus pinnaveekogumitele avaldub eelkõige jõe loodusliku voolurežiimi muutumisena. Paisu ja hüdroelektrijaama tõttu vee kogumine, paisutamine, turbiinidest läbi juhtimine ja allavoolu laskmine muudab vooluhulka, veetaset, voolukiirust, elupaikade kättesaadavust, sette liikumist ning kalade ja muu vee-elustiku liikumisvõimalusi. Veepoliitika raamdirektiivi järgi tuleb selliseid mõjusid hinnata veekogumi ökoloogilise seisundi kaudu.[891] Hüdroenergia puhul on oluline käsitleda survet valglapõhiselt, sest üks hüdroelektrijaam võib mõjutada nii paisutatud jõelõiku kui ka paisust allavoolu jäävat lõiku.

Ideaalne hindamine algab loodusliku või võimalikult looduslähedase voolurežiimi kirjeldamisest. Selleks võrreldakse tänast reguleeritud vooluhulka olukorraga, mis valitses enne paisutamist, või sobiva võrdlusjõega, mille hüdroloogiline režiim on vähem muudetud. Voolurežiimi tuleks kirjeldada mitte ainult keskmise vooluhulga, vaid vähemalt viie tunnuse kaudu: vooluhulga suurus, muutuste sagedus, kestus, ajastus ja muutumise kiirus. Need tunnused määravad, millal ja kui kaua on elupaigad veega kaetud, kui pikad on madalveeperioodid ning kui järsult võivad veetasemed tõusta või langeda.[892] Hüdroenergia mõju hindamisel on seetõttu vaja kasutada piisavalt tiheda sammuga vooluhulga- ja

[889] Loodusveeb 2026. Hüdroenergia mõjud elurikkusele.
[890] Euroopa Komisjon 2000. Direktiiv 2000/60/EÜ (vee raamdirektiiv).
[891] Euroopa Parlament ja nõukogu. 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts. https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf
[892] Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., Stromberg, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience*, 47(11), 769–784; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2015. Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf

veetasemeandmeid; üksnes kuupõhised või aastased keskmised ei näita lühiajalisi kõikumisi, mis võivad olla elustikule kõige olulisemad.

Hüdroenergia eripärane surve on hüdropeaking ehk vooluhulga kiire ja korduv muutmine elektritootmise vajaduse järgi. Sellisel juhul võivad allavoolu jäävad jõelõigud kogeda ööpäeva jooksul korduvaid veetaseme tõuse ja langusi. Mõõta tuleb vooluhulga tõusu- ja languskiirust, miinimum- ja maksimumvooluhulga suhet, kõikumiste sagedust, kestust ning mõju kaldavööndi üleujutamisele ja kuivalejäämisele. Kahju tekib näiteks siis, kui kalade noorjärgud või põhjaloomastik jäävad kiire veetaseme languse tõttu madalatesse lompidesse või kuivale, kui põhjaelupaigad muutuvad ebastabiilseks või kui setted hakkavad tavapärasest teisiti liikuma. Uuemad ülevaated näitavad, et hüdropeaking mõjutab eriti kalade ja põhjaloomastiku elupaiku ning võib muuta ka sette- ja temperatuurirežiimi.[893]

Teine keskne hindamisküsimus on jõe ökoloogiline vooluhulk - vajalik on selline voolurežiim, mis säilitab elupaikade toimimise, kalade rände, põhjaloomastiku kooslused ja jõe isepuhastusvõime. Selle määramisel tuleb arvestada nii baasvooluhulka kui ka looduslikku dünaamikat, sealhulgas sesoonseid suur- ja madalveeperioode. Euroopa Liidu ökoloogilise vooluhulga juhend rõhutab, et ökoloogilise vooluhulga hindamine peab toetama veepoliitika raamdirektiivi eesmärki saavutada hea ökoloogiline seisund või tugevasti muudetud veekogumites hea ökoloogiline potentsiaal.[894] Praktikas tähendab see, et hinnatakse, kui palju vooluhulka peab jääma jõesängi eri aastaaegadel, millised vooluhulgad on vajalikud kalade rändeks ja kudemiseks ning milline vooluhulk hoia alles põhja- ja kaldavööndi elupaigad ja kas olemasolev olukord vastab sellele vajadusele.

Hüdroenergia mõju hindamisel tuleb eraldi käsitleda paisu kui rändetõket – hindamine peab vastama küsimusele, kas kalad ja teised veeorganismid pääsevad tegelikult üles- ja allavoolu ning kas rändeperioodil on kalapääsus piisav vooluhulk, sügavus ja voolukiirus. Hindamismeetoditeks on kalapääsu hüdrauliline mõõdistamine, kalade märgistamine ja telemeetria, kalaloendurid, püügiseire paisust üles- ja allavoolu ning kudemisalade kasutuse hindamine. Allavoolurände puhul tuleb hinnata ka turbiinidest läbimineku riski, vigastusi ja suremust ning vajadust suunavate võrede või

[893] Bipa, N. J., et al. 2024. Impacts of hydropeaking: A systematic review. Science of the Total Environment. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969723078816

[894] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2015.

möödaviikude järele.[895] Antud aspekt leiab laiemat käsitlemist siiski jõgede paisutamise ja tammide teema all ja siin dubleerituna toodud.

Lisaks tuleb hinnata elupaikade füüsilist muutumist. Paisutamine muudab jõelise elupaiga sageli aeglasema vooluga paisjärveliseks alaks, kus muutuvad põhjasubstraat, sügavus, temperatuur, hapnikutingimused ja setete ladestumine. Paisust allavoolu võib tekkida vastupidine probleem: setete puudus, vooluhulga kõikumine, erosioon või liiga väike veega kaetud elupaikade pindala. Selliste mõjude hindamiseks kasutatakse lisaks ka hüdromorfoloogilist kaardistamist: mõõdetakse jõesängi laius, sügavus, voolukiirus, põhjamaterjal, kaldastruktuur, varjepaigad, peen- ja jämesette jaotus, veega kaetud ala ning ühendus lammialaga.[896]

Bioloogiline seire on vajalik selleks, et hüdroloogilise muutuse tegelik mõju oleks seotud veekogumi seisundiga. Mõjutatud ja võrdlusaladel on vaja võrrelda bioloogilisi kvaliteedielemente, milleks on: kalastiku liigiline koosseis ja vanuseline struktuur, põhjaloomastiku kooslused, ränivetikad, suurtaimestik ning vajaduse korral ka kalade sigimise edukus. Eriti oluline hüdropeaking'u ja põhjaelupaikade ebastabiilsuse näitaja on põhjaloomastik, sest selle kooslused reageerivad voolukiiruse, veetaseme kõikumise ja substraadi muutustele. Kalastik näitab paremini rändetakistuste, elupaikade killustumise ja voolurežiimi muutuse kumulatiivset mõju.[897]

Parim hindamiskorraldus on enne–pärast–kontroll–mõju ehk BACI-tüüpi seire, kus andmeid kogutakse enne hüdroenergia rajatise ehitamist või töörežiimi muutmist ja pärast seda ning võrreldakse neid sarnase kontrolljõelõiguga. Olemasolevate hüdroelektrijaamade puhul, kus varasemad andmed puuduvad, kasutatakse sageli gradientanalüüsi: võrreldakse paisust ülesvoolu jäävat paisutatud lõiku, vahetult allavoolu jäävat lõiku, kaugemat allavoolu lõiku ja võimalikult looduslähedast võrdluslõiku. Analüüs peaks eristama hüdroenergia mõju teistest koormustest, näiteks reostusest, maaparandusest, veevõtust või jõesängi füüsilisest muutmisest. Veepoliitika raamdirektiivi koormuste ja mõjude

[895] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2006. Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. https://sednet.org/download/061130_WFD_paper.pdf; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2019. Guidance Document No. 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of Heavily Modified Water Bodies. https://circabc.europa.eu/sd/a/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/Guidance%20No%2037%20-%20Steps%20for%20defining%20and%20assessing%20ecological%20potential%20for%20improving%20comparability%20of%20Heavily%20Modified%20Water%20Bodies.pdf

[896] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2006; Kampa, E., Bussettini, M. 2018. River Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies: Part 1 – Summary of European country questionnaires. https://www.ecologic.eu/14786

[897] BAFU 2022. Aquatic macroinvertebrates as indicators for hydropeaking. Swiss Federal Office for the Environment. https://www.bafu.admin.ch/dam/de/sd-web/2n6g60Ty-nEr/Aquatic-macroinvertebrates-as-indicators-for-hydropeaking.pdf

analüüsi juhend soovitabki siduda surveteguri, koormused, seisundinäitajad ja meetmed loogiliseks DPSIR-põhiseks (DPSIR: Driving forces – Pressures – State – Impact – Response) hindamisahelaks.[898]

Mudelite kasutamine on vajalik siis, kui tuleb hinnata eri töörežiimide ja leevendusmeetmete mõju. Hüdroloogiline mudel võimaldab arvutada, kuidas muutuks voolurežiim eri tootmisgraafikute, ökoloogilise vooluhulga nõuete või paisu opereerimise reeglite korral. Elupaigamudel võimaldab hinnata, millise vooluhulga juures on kaladele, põhjaloomastikule või kudemisaladele sobiv sügavus, voolukiirus ja põhjasubstraat. Sellised mudelid aitavad võrrelda näiteks püsiva miinimumvooluhulga, dünaamilise ökoloogilise vooluhulga, *hüdropeaking*'u piirangute, kalapääsu rajamise või paisu eemaldamise mõju. Ökoloogilise vooluhulga juhend rõhutab, et meetmete kavandamisel tuleb hinnata vahet kehtiva olukorra ja ökoloogiliste eesmärkide saavutamiseks vajaliku hüdroloogilise režiimi vahel.[899]

Kahju hindamise lõpptulemus peaks seega ühendama hüdroloogilised, hüdromorfoloogilised ja bioloogilised tõendid. Ideaalpildis ei anta hinnangut üksnes selle järgi, kas jões on tagatud miinimumvooluhulk, vaid selle järgi, kas jõe ökoloogilised funktsioonid säilivad, hinnates, kas voolurežiim toetab elupaikade püsimist, kas rändetee on toimiv, kas kalade sigimine ja noorjärkude areng on võimalik, kas põhjaloomastiku kooslused vastavad jõetüübile ning kas paisutamise ja hüdropeaking'u kumulatiivne mõju võib takistada hea seisundi või hea ökoloogilise potentsiaali saavutamist. Kui veekogum on tugevasti muudetud, tuleb hinnata ka seda, millised leevendusmeetmed on tehniliselt teostatavad ja ökoloogiliselt tõhusad, sest tugevalt muudetud veekogumites hinnatakse veepoliitika raamdirektiivi järgi hea ökoloogilise potentsiaali saavutamist.[900]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis on hüdroloogilise häiringu - hüdroenergia tootmisest tulenevat koormust pinnaveekogumitele käsitletud häiringuna, mille põhimehhanism on jõe loodusliku voolurežiimi muutmine. Hüdroenergia mõju ei piirdu paisu kui tõkkega, vaid avaldub ka selles, kuidas paisutamine, vee kogumine, turbiinidest läbi juhtimine ja veetaseme reguleerimine muudavad vooluhulka, veetaset, voolukiirust, elupaikade veega kaetust ning kalade ja põhjaloomastiku elutingimusi. Eesti laiemat pilti ja selle hindamismetoodikat kajastavas Pinnavee koormuste analüüsis ongi koormusklassi 4.3.3 „Hüdroloogilised häiringud – hüdroenergia" puhul toodud välja, et tegemist on hüdroenergiast põhjustatud voolurežiimi muutustega ning pais võib olla koormus nii füüsilise rändetõkke kui ka

[898] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003.
[899] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2015.
[900] Euroopa Parlament ja nõukogu 2000. Directive 2000/60/EC

elupaiga muutjana. Hüdroenergia puhul tuleb seetõttu hinnata nii paisu, kalapääsu ja jõe pikipidevust kui ka allavoolu jäävate lõikude vooluhulga kõikumist ja veevaeguse riski.[901]

Seal analüüsiti hüdroenergia kasutamiseks kehtiva keskkonnaloaga hüdroenergia tootjatest tingitud vooluhulkade häiringuid vooluveekogumites, kasutades EstModeli vooluhulkade andmeid, ökoloogilise miinimumvooluhulga ehk eflow väärtusi ning vooluveekogumite 2024. aasta ökoloogilise seisundi hinnanguid - neid nii vooluveekogumi hüdromorfoloogilise seisundi kui ka veevaegusest mõjutatavate bioloogiliste kvaliteedielementide seisundi kaudu; eraldi jälgiti voolurežiimi muutustele tugevalt reageerivaid elemente: suurselgrootuid põhjaloomi, fütobentost ja makrofüüte.[902]

Metoodika üks keskseid osi oli ökoloogilise miinimumvooluhulga kasutamine. Vooluhulkade andmed tuginesid 56 hüdromeetriajaama andmetele. Ökoloogilise miinimumvooluhulga määramisel lähtuti veekogu paisutamise, paisu likvideerimise ja veetaseme alandamise nõuete määrusest, mis sätestab ka paisutamisega seotud seire, vee-elustiku kaitse ja ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika.[903] Tulemuste põhjal analüüsiti hüdroenergia tootmiseks paisutamist kokku 36 vooluveekogumil, mida mõjutasid 27 paisu; neist 15 kogumil loeti hüdroenergia tootmine oluliseks koormuseks. Olulise koormusega kogumitel esines kas korduv ööpäevane vooluhulga langus alla ökoloogilise miinimumvooluhulga koos üle 20% ööpäevase vooluhulga kõikumisega või olid veevaegusest mõjutatavad bioloogilised kvaliteedielemendid viimase kümne aasta jooksul mitteheas seisundis.

Hüdroenergia koormuse olulisuse määramisel hinnati, mil määral mõjutab voolurežiimi muutus veekogumi seisundit ja koormus loeti oluliseks, kui vähemalt üks veevaegusest mõjutatav kvaliteedielement – suurselgrootud põhjaloomad, fütobentos või makrofüüdid – oli mitteheas seisundis ja see oli seirega kinnitatud.

Lisaks bioloogilistele näitajatele kasutati hüdroloogilist kriteeriumi, mis seob veevaeguse ja lühiajalise vooluhulga kõikumise. Koormus loeti oluliseks juhul, kui 2023. aasta hüdromeetria andmete järgi esines vähemalt ühel päeval olukord, kus ööpäevane minimaalne vooluhulk oli väiksem kui vastava veekogumi ökoloogiline miinimumvooluhulk ning samal päeval ületas ööpäevase maksimaalse ja minimaalse vooluhulga vahe 20% päeva keskmisest vooluhulgast. Suurte vooluhulkadega jõgedes, kus

[901] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.
[902] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2015; Keskkonnaagentuur 2025.
[903] Keskkonnaministri määrus 13.10.2019 nr. 54 „Veekogu paisutamise, paisu likvideerimise ja veetaseme alandamise täpsustatud nõuded ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika“; Keskkonnaagentuur 2025.

ökoloogiline miinimumvooluhulk ei ole piisavalt tundlik indikaator, kasutati eraldi olulisuse näitajana üle 50% ööpäevast kõikumist.[904]

Hüdroenergia mõju hindamisel tuleb Eestis arvestada ka paisutamise ja kalade läbipääsu küsimust. Antud aspekt leiab laiemat käsitlemist siiski jõgede paisutamise ja tammide teema all ja siin dubleerituna toodud. Keskkonnaameti andmetel on hüdroenergia kasutamiseks alati vajalik keskkonnaluba ning 1. septembri 2023 seisuga töötas Eestis keskkonnaloa alusel 28 hüdroelektrijaama.[905] Paisutamise määrus reguleerib lisaks paisutamisele ka paisutamisega seotud keskkonnaseiret, vee-elustiku kaitset, paisu likvideerimist, veetaseme alandamist ja ökoloogilise miinimumvooluhulga määramist.[906] Seetõttu on hüdroenergia koormuse hindamisel vaja vaadata koos nii keskkonnaloa tingimusi, paisu tehnilist toimimist, kalapääsu olemasolu ja toimivust kui ka veekogumi bioloogilise seisundi andmeid.

Eesti metoodika tugevus on see, et see seob hüdroenergia mõju hindamise konkreetsete mõõdetavate näitajatega: vooluhulga kõikumine, ökoloogiline miinimumvooluhulk, veevaegusest mõjutatavate kvaliteedielementide seisund ja seireandmete olemasolu. Pinnavee koormuste analüüsi metoodika sobib oluliste koormuste määratlemiseks, kuid ei asenda objekti- või paisupõhist detailuuringut. Detailsemal tasandil tuleks vajaduse korral mõõta lühikese ajasammuga veetaset ja vooluhulka, hinnata kalapääsu toimivust, teha kalastiku ja põhjaloomastiku seiret, määrata kuivale jäävate elupaikade ulatus ning analüüsida paisu erinevate opereerimisrežiimide mõju. Vastavalt Euroopa hüdroenergia ja veepoliitika raamdirektiivi juhendmaterjalidele tuleb hüdroenergia mõjude leevendamisel ühildada energiakasutus, ökoloogilised eesmärgid, voolurežiimi taastamine, kalade rände tagamine ja vajaduse korral rajatiste ümberkujundamine.[907]

Hüdroenergiast tingitud hüdroloogiliste häiringute koormuse hindamine ideaalis on kaetud voolurežiimi muutuse (*hydropeaking*), ökoloogilise vooluhulga, paisu kui rändetõkke, elupaikade füüsilist muutumise hindamisega, millele lisandub bioloogiline seire, ning kasutatakse BACI (enne-pärast –kontroll-mõju) disaini ja mudeleid, et hinnata eri töörežiimide ja leevendusmeetmete mõju.

---

[904] Keskkonnaagentuur 2025.

[905] Keskkonnaamet 2023. Paisud ja paisutamine, https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/paisud-ja-paisutamine

[906] Keskkonnaministri määrus 13.10.2019 nr. 54.

[907] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2006. Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive. https://sednet.org/download/061130_WFD_paper.pdf ; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2015. Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf

Selle alusel saab otsustada, millised meetmed – näiteks ökoloogilise vooluhulga nõuded, hüdropeaking'u piiramine, kalapääsud, turbiiniriskide vähendamine, paisu töörežiimi muutmine või paisu eemaldamine – on konkreetse veekogumi puhul vajalikud. Ka Eesti metoodika hõlmab voolurežiimi muutuste (*hydropeaking*), ökoloogilisele miinimumvooluhulgale vastavuse ja ökoloogilise seisundi hinnanguid, ning koormuse olulisuse määramist nende samade mõjude künniseväärtuste kaudu. Eesti metoodika võimaldab meetmete valikulist rakendamist prioriteetsetele, st. suurema ökoloogilise survega objektidele. Eesti hindamismetoodika ideaalpildis peaks aitama paremini vastata küsimusele meetmete laiemast mõjust ökoloogilistele tingimustele kogu veekogumi kui terviku seisukohalt ning toetama meetmete prioriseerimist senisest paremini.

Keskkonnakulude monetiseerimise võimalused

Hinnastamise skeemid keskenduvad siin sellele, millise tootmistegevuse tõttu tekkiva koormuse peaks tootja ise rahaliselt või muu kohustusena kandma. See tähendab, et hinnastamise objekt ei ole lihtsalt paisu olemasolu, vaid elektritootmisega seotud hüdroloogiline ja ökoloogiline välismõju. Pais jääb küll põhjuslikuks eelduseks, aga vastutuse kandja on tootja/operaator/ kontsessiooniomanik.

Hinnastatakse vee kasutamine energiaks, tootmise käitusrežiim, tootmisest tulenev ökoloogiline kõrvalekalle, ning tootja kohustus see mõju leevendada või kompenseerida.

Peamised lähenemised on: a) ressursikasutuspõhised (vee kasutamise tasu, kontsessioonitasu); b) käitusmõju põhised (miinimumvooluhulga puudujäägi tasu, *hüdropeaking*'u tasu, voolurežiimi kõrvalekalde tasu); c) kahjupõhised skeemid (ökoloogilise kahju tasu, elupaiga või kalanduskahju tasu, veekahju rahaline hindamine); d) kulupõhised skeemid (kalapääs, settemajandus, ökoloogiliselt turvalised turbiinid, ümberehitus- ja leevendusmeetmed); e) tootmistulu põhised (kohustuslik tootmispiirang, väiksem lubatud kasutus, paindlikkuse vähenemine); f) kompensatsiooniskeemid (muu jõelõigu taastamine, ökoloogiline kompensatsioon, fondi makse); ning g) vastutus- ja lõpetamisskeemid (keskkonnakahju heastamine, eemaldamise ja taastamise kulu – sh setete eemaldamine, jõesängi taastamine, hilisem seire).

1) Vee kasutamise õiguse hinnastamine

Rahasse pannakse õigus kasutada jõevett elektritootmiseks. Loogika on selles, et tootja saab kasutada avalikku loodusressurssi ning selle õiguse eest makstakse tasu (nt kasutatava vooluhulga järgi, kasutatava languse järgi, toodetud MWh kohta, kõrgem tasu ökoloogiliselt tundlikus jões). Tasu võidakse diferentseerida ka keskkonnamõju järgi. Maksustatakse seega tootmise eeltingimus, mitte

veel konkreetne mõju. See on osaliselt ressursikasutuse tasu, mitte puhas keskkonnakahju tasu, aga „saastaja maksab" põhimõttega saab selle siduda siis, kui tasu peegeldab ka ökoloogilist survet.[908]

2) Käitusrežiimi mõju hinnastamine

Siin pannakse rahasse tootmise viis, mitte lihtsalt vee kasutamine. See on hüdroenergia puhul väga oluline tüüp, sest suur osa kahjust ei tule mitte "paisust staatiliselt", vaid sellest, kuidas jaama käitatakse: kui palju vett turbiini juhitakse, kui palju jääb allavoolu, kui järsult voolu muudetakse, kas tehakse *hüdropeaking*'ut, millal vett kinni hoitakse või vabastatakse. See skeem võib jaguneda näiteks nii: a) keskkonnavoolu puudujäägi tasu - kui tootja jätab allavoolu alla nõutud ökoloogilise miinimumvooluhulga või looduslähedase voolurežiimi, tekib tasu maksmise kohustus või sanktsioon; b) *hüdropeaking*'u tasu - kui tootja tekitab kiireid voolukõikumisi, mis kahjustavad elustikku või kallast, hinnastatakse see eraldi; c) hooajalise kõrvalekalde tasu - kui tootmine mõjutab kõrgveerežiimi või muid ökoloogiliselt vajalikke voolumustreid, võib ka see olla hinnastatav.[909]

3) Kahjupõhine tootmiskohustus

Selle skeemi puhul ei hinnastata üksnes käitusparameetrit, vaid tootmisest tulenevat kahju. See tähendab, et tootja vastutab rahaliselt selle eest, et elektritootmine põhjustab näiteks kalade rände katkemist, kalade suremust turbiinides, setete kinnipidamist, elupaikade halvenemist, vee kvaliteedi muutusi, allavoolu ökoloogilise seisundi halvenemist. Siin eristatakse kahte võimalust: a) ühikukahju põhine tasu, nt: €/kadunud rändekala, €/ha halvenenud elupaika, €/indeksipunkt ökoloogilise seisundi halvenemise eest; või b) koondkahju põhine tasu - arvutatakse välja kogukahju ning see pannakse tootja kohustuseks tervikuna.

4) Leevendusmeetmete mudel

See on praktikas sageli rakendatav lähenemine. Tootja kohustus võib seisneda selles, et ta peab tegema kulutusi nt kalapääsu, möödavoolukanali, ökoloogiliselt sobivate turbiinide, settemajanduse, ökoloogilise miinimumvooluhulga tagamise, elupaikade taastamise, paisu ümberkujundamise vms osas. Sisuliselt tootmise väliskulu hinnastatakse leevendusmeetme kohustusliku kuluna.

5) Tootmiskao põhine skeem

[908] Hydroelectric Power. A Guide for Developers and Investors, https://ppp.worldbank.org/sites/default/files/2021-10/Hydroelectric%20Power%20-%20A%20Guide%20for%20Developers%20and%20Investors.pdf

[909] Ruokamo, E., Juutinen, A., Ashraf, F. B., Torabi Haghighi, A., Hellsten, S., Huuki, H., Karhinen, S., Kopsakangas-Savolainen, M., Marttila, H., Pongracz, E., Romakkaniemi, A., Vermaat, J. E. 2024. Estimating the economic value of hydropeaking externalities in regulated rivers. *Applied Energy* 353, pp. xx

See skeem näeb ette, et hüdroenergia tootjalt nõutakse sellist käitamist, mis vähendab turbiinist läbilastavat vett, piirab tippkoormuse tootmist, sunnib hoidma rohkem vett jões, takistab liiga kiireid voolumuutusi. Siis avaldub „saastaja maksab“ põhimõttena nii, et tootja kaotab osa tulust või tootmisvõimsusest. Majanduslikult on see väga oluline, sest hüdroenergia puhul on paljude keskkonnanõuete tegelik “hind” just vähem MWh, vähem paindlikkust, või väiksem tiputuru tulu.[910]

6) Kompensatsiooni põhine tootjavastutus

Selle lähenemise juures eeldatakse, et osa kahjust jääb alles ka pärast leevendusmeetmeid. Siis pannakse tootjale kohustus teha kulutusi parandamaks jõgede, paisjärvede üldist ökoloogilist seisundit - taastada muid jõelõike, eemaldada tõkkeid, parandada kalade elupaiku mujal, rahastada kalanduse või elupaikade kompensatsiooni. Ehk hüdroenergia tootmisest jääv negatiivne ökoloogiline bilanss tuleb kompenseerida. Seda tüüpi skeemi võidakse rakendada siis, kui tootmise mõju ei saa täielikult vältida ning mõju on suhteliselt tugev.

7) Fondi- või ühiskompensatsiooni skeem

See on kollektiivne „saastaja maksab“ mudel, mis arvestab kogu sektori koormust. Tootjad maksavad näiteks fondi, sektorimaksu, spetsiaalsesse keskkonnakassasse, või kontsessioonitasu. Maksetest rahastatakse kalapääsude rajamist, elupaikade taastamist, seiret, teadusuuringuid, kahjustatud liikide taastamist. See on mõistlik lähenemine siis, kui üksiktootja täpset kahju on raske mõõta, aga sektor tervikuna tekitab olulise surve.[911]

8) Keskkonnavastutuse mudel

Selle skeemi korral vastutab tootja siis, kui tootmine põhjustab keskkonnakahju, nt olulist kahju veerežiimile, kalade massilise hukkumise, või muu õiguslikult määratletud kahjustuse. Siis peab tootja kahju vältima, selle heastama, või kulud hüvitama. See on otsesel kahju tekkimisel rakenduv rahaline vastutus.

9) Käitusest kõrvaldamise ja likvideerimise vastutus

Hüdroenergia tootmiseks kasutatava paisu likvideerimine ja käitusest kõrvaldamise tegevused võivad samuti olla hinnastamise objektiks. See lähenemine eeldab, et hüdroenergiatootja võib olla

[910] Environmental Flows for Hydropower Projects. Guidance for the Private Sector in Emerging Markets 2018, https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/mgrt-pub/gph-eflows-for-hydropower-projects-updated-compressed.pdf

[911] Lindström, A., Ruud, A. 2017. Swedish hydropower and the EU Water Framework Directive. Stockholm Environment Institute, https://mediamanager.sei.org/documents/Publications/SEI-PR-2017-01-Sweden-Hydropower-WFDa.pdf

kohustatud kandma likvideerimise kulud (võib sisaldada nt paisu eemaldamise, setete käsitlemise, jõesängi taastamise, järelseire, ohutuks sulgemise kulusid).[912]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole hüdroenergia tootmise keskkonnakoormus hinnastatud sellisel kujul, et hüdroenergia tootja maksaks eraldi keskkonnatasu näiteks rändetõkke, voolurežiimi muutmise või muu ökoloogilise mõju eest. Eesti veeseadus läheb pigem teist teed: paisu omanik või valdaja peab tagama kalade läbipääsu ning vesiehitise allpool looduslikus sängis ökoloogilise miinimumvooluhulga või loodusliku vooluhulga. See on selge rahalise sisuga kohustus, aga mitte klassikaline "saastaja maksab" tasu. Hüdroenergia tootmise mõju on Eestis osaliselt hinnastatud läbi kohustuslike meetmete kulude. Eestis on kasutatud ka avalikku toetust vooluveekogude seisundi parandamiseks ja kalapääsude rajamiseks. Näiteks meetme "Vooluveekogude seisundi parandamine" alusel on olnud abikõlblikud kalapääsude rajamise ja seire kulud teatud lõhejõgedel. Eesti mudel ei ole puhas "saastaja maksab", vaid pigem hübriid: kohustus on olemas, kuid osa leevenduskuludest võib tulla ka avalikust rahast.[913]

Välisriikides üldjuhul ei ole hürdoenergia koormus samuti hinnastatud klassikalise "saastaja maksab" keskkonnatasuna, ning rahaline vastutus peegeldub sageli pigem loatasudes, käitustingimuste täitmises, kalapääsu nõuete ja vooluhulga säilitamise kohustuse kulus.

Soomes on hüdroenergia mõju rahaliselt hinnastatud eelkõige kalanduskompensatsiooni ja kalandusmeetmete rahastamise kaudu. Soome veeseadus lubab hüdroenergia projekti suhtes määrata nö kalanduse kahju maksu, kui projekt kahjustab kalu või kalandust; seadus ütleb ka, et kalandusmaksu kasutatakse kahjustatud veepiirkonnas meetmete kavandamiseks, elluviimiseks ja seireks. Tegu on projekti- või käitajapõhise kalanduskompensatsiooni mehhanismiga, millel on „saastaja maksab" elemente. See ei ole üldine hüdroenergia ökoloogilise koormuse maks, vaid pigem spetsiifiline kalandusliku kahju leevendamise või kompenseerimise kohustus.[914]

Rootsis muudeti 2019. aastal õigusraamistikku nii, et hüdroelektrijaamad peavad vastama kaasaegsetele keskkonnatingimustele, ning riiklik plaan näeb ette lubade järkjärgulise ümbervaatamise. Paisu või jaama omanik vastutab loa ajakohastamise eest ning

[912] Jumani, S., McKay, S. K., Moberg, T., Hoenke, K., Wenger, S. J. 2026. Estimating the monetary costs of aging dam removals in the United States. *Environmental Challenges* 23, pp. xx

[913] Meetme „Vooluveekogude seisundi parandamine" tingimused avatud taotlemise korral. RT I, 27.06.2022, 12.

[914] Fish passage strat. Towards a natural life cycle, https://mmm.fi/documents/1410837/0/kalastrategia_EN.pdf/036b0541-ccd6-35e3-574f-33b8f744db21/kalastrategia_EN.pdf?t=1603443670646

keskkonnakohandused tuleb ellu viia. Omanik saab taotleda toetust spetsiaalsest fondist - *Vattenkraftens Miljöfond*, mis võib katta kuni 85% loa ümbervaatamise ja nõutud keskkonnakohanduste kuludest. See fond on rahastatud Rootsi energiasektori poolt.[915] See on näide, et hüdroenergia sektori keskkonnakoormus on Rootsis rahaliselt internaliseeritud, kuigi mitte klassikalise ühikupõhise saastetasuna.

Poolas on veeteenuse tasu hüdroenergiale umbes 1.24 zlotti iga toodetud MWh kohta. See tähendab, et hüdroenergia tootmine on pandud rahalise kohustuse alla, kuid see on pigem vee kasutamise/ veeteenuse tasu, mitte otsene tasu näiteks kalade rändetõkke, setete kinnipidamise või ökoloogilise seisundi halvenemise eest. Praktikas arvestatakse osa hüdroenergia väliskulust just nii, et tootja peab jätma jõkke rohkem vett ja tal tekib seeläbi tootmis- või tulukadu.[916] See on „saastaja maksab“ tüüpi kulukohustus, kuid mitte ühikupõhine “kahjumaks”.

6.2.14 Veeloomade või taimede püüdmine või korjamine

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Kalapüük toimub Eestis nii kutselise kui harrastusliku tegevusena, kusjuures harrastuskalapüük on väga levinud ning sellega tegeleb märkimisväärne osa elanikkonnast (ligikaudu 13% elanikkonnast vähemalt korra aastas).[917]

Kalapüük mõjutab kalavarude suurust ning liigilist ja vanuselist struktuuri, mis võib viia kalakoosluste muutumiseni. Intensiivne või valikuline püük võib vähendada röövkalade hulka ning muuta toiduahelaid veekogudes, mõjutades seeläbi kogu ökosüsteemi toimimist.[918] Samuti võivad erinevad püügiviisid (nt nakkevõrgud, õngpüük) erineda selektiivsuse ja mõju poolest kalastikule.[919]

Harrastuslik kalapüük, kuigi sageli väiksema intensiivsusega kui kutseline püük, võib kumulatiivselt avaldada olulist mõju, kuna püügiga tegeleb suur hulk inimesi ning püügikogused ulatuvad mitmesaja

[915] Vattenkraftens Miljöfond, https://vattenkraftensmiljofond.se/in-english/
[916] Operacz, A., Wałęga, A., Cupak, A., Tomaszewska, B. 2018. The comparison of environmental flow assessment - The barrier for investment in Poland or river protection? *Journal of Cleaner Production* 193, pp. 575-592.
[917] OECD. 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia, https://www.oecd.org
[918] HELCOM. 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment, https://helcom.fi ; Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T. jt. 2015. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management.
[919] Järvsoo, E. 2023. Nakkevõrkudega harrastuslik kalapüük Eesti väikejärvedes.

tonnini aastas.[920] Lisaks võib esineda alamõõduliste isendite või püügikeelu alla olevate liikide püüdmist ning vigastamist, mis mõjutab populatsioonide taastumisvõimet.[921]

Lisaks kalapüügile avaldab mõju ka hüljeste küttimine, mis võib mõjutada toiduahela ülemisi tasemeid. Hüljeste arvukuse muutused võivad omakorda mõjutada kalavarusid ja ökosüsteemi tasakaalu, kuna tegemist on oluliste tippkiskjatega Läänemere ökosüsteemis.

Vetikate ja teiste veetaimede korjamine (nt rannikumere vetikapüük) võib mõjutada elupaiku ja põhjataimestikku, mis on oluline varjepaik ja sigimisala paljudele veeorganismidele. Taimkatte eemaldamine võib muuta setete dünaamikat, vähendada elupaikade mitmekesisust ning mõjutada toitainete ringet veekeskkonnas.[922]

Avalduvate mõjude tugevus sõltub püügikoormuse intensiivsusest, kasutatavatest püügivahenditest ja ökosüsteemi seisundist ning võib viia nii ökoloogilise seisundi halvenemiseni kui ka majanduslike kahjudeni kalandussektoris.[923]

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Veeloomade või taimede püüdmise või korjamise koormuse hinnastamisel on üldiselt viis peamist lähenemist: hinnatakse: 1) varu ammendumist, 2) elupaiga ja ökosüsteemi kahjustuse taastamiskulu, 3) kaotatud ökosüsteemiteenuseid, 4) kõrvalmõjusid nagu kaaspüük või kaitstavate liikide kahjustus, või 5) haldus- ja kompensatsioonimehhanisme, millega see surve rahasse tõlgitakse. Hinnastatakse eelkõige eemaldatud loodusvara enda ammendumine, veekogu seisundi halvenemine ja teenuste kadu, ning hinnatakse leevendamise või kompenseerimise kulu.[924]

1) Varu ammendumise rahaline hindamine

See on kõige “raamatupidamislikum” lähenemine. Kui püük või korje vähendab kalavarusid, veetaimestikku või muud taastuvat vee-elustiku varu, siis hinnatakse selle loodusvara väärtust ja

[920] Kliimaministeerium 2023. Harrastuskalapüük köidab jätkuvalt masse; European Commission. 2014. Regulation (EU) No 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species, https://eur-lex.europa.eu

[921] European Environment Agency 2012. The impacts of invasive alien species in Europe, https://www.eea.europa.eu

[922] HELCOM 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment, https://helcom.fi; European Environment Agency. 2012. The impacts of invasive alien species in Europe.

[923] OECD 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia; Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T. jt. 2015. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management.

[924] Measuring Natural Resources in the National Accounts. A Compilation Guide. https://www.oecd.org/en/publications/measuring-natural-resources-in-the-national-accounts_420c7c2a-en/full-report/valuation-of-natural-resources_ba221f36.html

sellest tulenevat ammendumist rahas. Pinnavee koormus hinnastatakse kui veekogus oleva bioloogilise kapitali vähenemine. OECD 2025 juhend ütleb, et loodusvara väärtus leitakse eelistatult turuinfo põhjal, aga kui otsest vara hinda ei ole, kasutatakse tulevaste ressursirentide nüüdisväärtust; sama raamistik käsitleb ka ammendumise kajastamist kuluna.[925]

2) Ressursirendi, kvoodi- ja ligipääsutasude kasutamine pinnavee kasutuskoormuse rahaliseks väljendamiseks

See lähenemine on veekogu kasutusõiguse hinnastamine. Mõte on selles, et avaliku veeökosüsteemi bioloogilise ressursi eemaldamine ei oleks tasuta, vaid osa sellest väärtusest püütakse tagasi litsentsitasude, kvooditasude või oksjonite kaudu. See ei mõõda küll kogu keskkonnakahju üks-ühele, aga on üks väheseid rakendatud viise, kuidas püügist või eemaldamisest tekkiv surve veekogule rahasse pöörata. Sisuliselt hinnastatakse siin veekogu bioloogilise kandevõime kasutamist.

3) Taastamis- või asenduskulu põhine skeem

Kui püük või korje kahjustab pinnaveekogu elupaika, kalade kudemistingimusi, taimestikku või muud ökoloogilist funktsiooni, saab koormuse hinnastada kui taastamise maksumuse. Selle tuntuim variant on NOAA *Habitat Equivalency Analysis* (HEA), mida kasutatakse loodusressursside kahjustuse kompensatsiooni määramisel. HEA loogika on, et kaotatud ökosüsteemiteenused kompenseeritakse samaväärse taastamisega; kahju väärtus väljendub selles, kui palju taastamist on vaja ja mis see maksab.[926] Püügi ja korje kontekstis saab sama loogikat kasutada näiteks siis, kui eemaldamine või püügimeetod kahjustab taimestikku, põhjaelupaiku või vähendab populatsiooni taastumisvõimet ning kahju soovitakse kompenseerida taastamisprojektide kuluga.

4) Kaotatud ökosüsteemiteenuste väärtustamine

See lähenemine võimaldab hinnata, millist ühiskondlikku ja ökoloogilist väärtust veekogu kaotab, kui veeloomi või veetaimi eemaldatakse üle kestliku taseme. Veekogud pakuvad mitmesuguseid hüvesid, sealhulgas looduspõhist rekreatsiooni, harrastuskalapüügi võimalusi, elurikkuse säilimist, toiduvõrgu stabiilsust, kultuurilisi väärtusi ning mõnel juhul ka vee kvaliteedi hoidmist toetavaid funktsioone. Kui püügi või korje tulemusel nende teenuste pakkumine väheneb, saab mõju hinnata ökosüsteemiteenuste rahalise väärtustamise meetoditega, näiteks tingimusliku väärtustamise, valikkatse, reisikulu meetodi või väärtuse ülekande kaudu. Selliseid meetodeid kasutatakse just

[925] Samas.
[926] Habitat Equivalency Analysis: An Overview, https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/47184

olukordades, kus keskkonnahüvedel puudub otsene turuhind, kuid nende vähenemine mõjutab inimeste heaolu.[927]

5) Kõrvalmõjude hinnastamine: kaaspüük, kaitstavate liikide kahjustus, toiduvõrgu häired

Kui püügi või korje mõju ei piirdu sihtliigi eemaldamisega, vaid kaasneb näiteks kaitstavate liikide juhupüük, saab just selle kõrvalmõju rahastada või hinnastada. Põhiloogika on see, et püügi kõrvalmõju veekogule muudetakse püüdja jaoks rahaliseks kuluks. Kui juhupüük on püüdjale tasuta, on tal nõrk majanduslik motivatsioon seda vähendada. Kui aga juhupüügiga kaasneb maks, tasu, kompensatsioonikohustus või vajadus omandada vastav püügiõigus, kandub osa selle ökoloogilisest väliskulust püüdja tootmiskuludesse. Sellisel juhul muutub majanduslikult soodsamaks kasutada selektiivsemaid püügiviise, vältida tundlikke alasid või kohandada püügiaega ja -tehnikat, et vähendada mitte-sihtliikide juhuslikku püüki. Selliste stiimulipõhiste lahendustena rakendatakse nt makse, vastutuspõhiseid mehhanisme ja õiguspõhiseid ehk *cap-and-trade* tüüpi lähenemisi, mille ühine eesmärk on siduda juhupüügi ökoloogiline mõju otsesemalt püügitegevuse majanduslike otsustega.

6) Kasutustasud või kompensatsioonifondid, millega rahastatakse seiret, kaitset ja taastamist

Kui veekogu kasutajatele kehtestatakse tasud, millest rahastatakse elupaigakaitset, seiret, taastamist või juurdepääsu haldust, siis muutub koormus rahaliseks kohustuseks. OECD on toonud välja merekaitsealade kasutustasud kui reaalse rahastusmehhanismi, millega kaetakse kaitseala haldamise kulusid. Sama loogika on ülekantav ka magevee või ranniku veekogudele, kui tasu põhjendus on veekogu ökoloogilise seisundi hoidmine või taastamine. See ei ole kõige täpsem kahju hindamise meetod, kuid on üks rakenduslikumaid viise, kuidas tekitatud surve päriselt rahasse pöörata.[928]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis hinnastatakse selle koormusklassi mõju pinnaveele, aga mitte otsese "pinnavee keskkonnakoormuse tasuna". Praktikas on see valdavalt lahendatud nii, et riik küsib loodusvara kasutusõiguse tasu või jahi-/püügiõiguse tasu, piirab ligipääsu lubade ja kaartidega ning nõuab rikkumiste korral sisse kahjuhüvitise. Kalapüügiseaduse eesmärk on küll otseselt kaitsta kala- ja veetaimevaru, tagada veekogude tootlikkus ja vältida ebasoodsaid muutusi veekogu ökosüsteemis,

[927] Schenau, S., Mosterd, R. 2023. Publishing and interpreting data from the monetary SEEA Ecosystem accounts, https://www.cbs.nl/en-gb/background/2024/10/publishing-and-interpreting-data-from-the-monetary-seea-ecosystem-accounts

[928] Monetary Valuation of Ecosystem Services: A Review of Methods, https://www.cso.ie/en/methods/methodologicalresearch/rp-mvmnsi/monetaryvaluationofecosystemservicesareviewofmethods/backgroundnotes/

kuid rahaline mehhanism on enamasti kasutusõiguse hinnastamine, mitte eraldi ökoloogilise kahju maks.[929]

Kutseline kalapüük on Eestis kõige selgemini hinnastatud. Kalapüügiõiguse eest tuleb maksta tasu ning keskkonnatasude seadus ütleb, et seda tasu makstakse õiguse eest püüda kala ja koguda veetaimi. Sama seadus lubab püügikoormuse reguleerimiseks kehtestada kõrgema tasu juhul, kui kalavaru olukord on halb, ning seab enampakkumiste alghinna samuti kalapüügiõiguse tasu metoodikast lähtudes. 2026. aasta määrus sätestab kutselise püügi kalapüügivõimalused ja tasumäärad eraldi Läänemerele, Peipsi piirkonnale ja teistele siseveekogudele; Läänemere puhul on tasumäärad kehtestatud ka püügivahendite ja veetaimede kohta ning püügivõimaluste nappuse korral müüakse need enampakkumisel. See tähendab, et kutselise kalapüügi koormus pinnaveele on Eestis rahasse pööratud eeskätt ressursikasutuse hinnastamise kaudu. Harrastuskalapüük on samuti hinnastatud, aga veel lihtsama kasutustasu loogikaga. Hüljeste küttimine on Eestis samuti rahasse arvestatud, kuid see on sisuliselt jahipidamisõiguse ja loa tasu, mitte pinnaveele avalduva koormuse otsene rahaline hindamine.[930] Vetikapüügi koormus on Eestis hinnastatud eeskätt kasutusõiguse tasu kaudu. Lisaks toimib koormusklassi osas ka kahju hüvitamise mehhanism.

Valdavalt on välisriikides antud koormusklassi hinnastamine peegelduv pigem tegevuse piiramises, loastamises, kvootide seadmises, korjeplaanide määramises, ruumilistes piirangutes ja keskkonnatingimuste määratlemises. Kui tegevus põhjustab õigusvastase või konkreetse keskkonnakahju, rakenduvad trahvid, kohtu määratud maksed ja taastamisrahastus - vastutav osapool maksab hindamise ja taastamise kulud.

Rootsis näiteks on kõige selgem „saastaja maksab“ laadne rahaline instrument seotud pigem püügivahendite jäätmete kui elusressursi eemaldamisega. Plastikut sisaldava püügivahendi tootjatele kehtib tootjavastutus ning nad peavad muu hulgas katma omavalitsuste kogumiskulud. See on väga selge “saastaja maksab” instrument, kuid see hinnastab prügi- ja jäätmekoormust, mitte kutselise või harrastusliku püügi bioloogilise ressursi eemaldamist kui sellist.[931]

Islandil on ametlik kalavarude rendimaks. Islandi kutseliste kalalaevade registreeritud omanikud maksavad maksu kõigilt lossitud kommertskalalaadungitelt.[932] Selle tulu arvel kaetakse riigi kulud, mis

[929] Kalapüügiseadus, RT I, 30.06.2023, 23; Keskkonnatasude seadus, RT I, 12.05.2026, 12.
[930] Jahiseadus, RT I, 28.01.2026, 4.
[931] Extended producer responsibility for fishing gear, https://www.naturvardsverket.se/en/guidance/extended-producer-responsibility-epr/extended-producer-responsibility-for-fishing-gear/
[932] Fisheries resource rent, https://island.is/en/fisheries-resource-rent

on seotud kalanduse ja kalatöötlemise teadusuuringute, haldamise, kontrolli ning järelevalvega. Ressursirent tagab, et riik saab osa merevarade kasutamisest saadavast kasumist. Uus-Meremaal küsitakse kalandussektorilt looduskaitse teenuse tasu (*conservation services levy*) peamiselt kvoodiosakute omamise või mittekvoodiliikide lossitud koguse alusel. Tasu jaotatakse kalavarude või püükide vahel vastavalt sellele, millega on seotud kaitse-, seire- ja soovimatu kaaspüügi vähendamise kulud. Vetikakorje puhul aga nt on Ühendkuningriigis üsna selge kinnistu-/merepõhja kasutusõiguse litsentsimudel.

Austraalias hinnastatakse kalapüügi keskkonnakoormust peamiselt kulutaastamise põhimõttel. See tähendab, et kalandussektorilt küsitakse tagasi oluline osa kalanduse juhtimise, seire, kontrolli ja järelevalve kuludest, selle asemel et need jääksid täielikult avaliku sektori kanda. Kutselises kalanduses toimub see eelkõige püügiõiguste, lubade ja riigiinstitutsiooni kulutaastamise süsteemi kaudu; harrastuskalapüügis aga osariiklike litsentsi- ja kalastustasude kaudu. Seega ei väljendu hinnastamine niivõrd otsese pinnavee ökoloogilise koormuse maksuna, vaid pigem selles, et ressursi kasutaja kannab osa oma tegevuse haldamise ja mõju ohjamise kuludest.[933]

6.2.15 Hüdromorfoloogilised häiringud

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Hüdromorfoloogilised koormused on inimtegevusest tulenevad muutused, mis mõjutavad veekogumite voolurežiimi, veetaset, sängi kuju ja kaldavööndi struktuuri. Peamised koormusallikad on paisutamine, kuivendus, eesvoolude muutmine, veevõtt, veetaseme kõigutamine ja laevandus (sadamaalad, ankrualad, laevateed). Need muutused võivad oluliselt mõjutada veekogumite looduslikku dünaamikat ja vähendada elupaikade mitmekesisust, häirides näiteks kalade rännet.[934]

Koormused 4.4 Hüdromorfoloogilised häiringud – veekogu või selle osa füüsiline kadu ja 4.5 Hüdromorfoloogilised häiringud – muu (ümberjuhtimine ja tehisveekogude teke) on Eestis peamiselt seotud kaevandustegevusega (nt põlevkivi kaevandamine, turbakaevandamine), mis muudab oluliselt pinnaveekogude olemasolu, paiknemist ja hüdroloogilist toimimist.

[933] Fishing rights and permits, https://www.afma.gov.au/fisheries-management/fishing-rights-and-permits

[934] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur; Kliimaministeerium 2022. Tugevasti muudetud veekogumite määramine.

Koormus 4.4 väljendub pinnaveekogumitele eelkõige veekogude ajutises või püsivas kuivamises ning veevaeste kogumite kujunemises. Maavarade (põlevkivi, lubjakivi jm.) kaevandamise käigus viiakse põhjaveetase alla, et hoida kaevandusalad kuivana. See vähendab pinnaveekogude toitumist ning osa väiksemaid jõgesid, ojasid ja märgalasid võib ajutiselt või püsivalt kaduda.[935]

Turbaalade kuivendamine ja selleks sinna kuivendussüsteemide ja kraavide kaevamine sinna turbakaevandusalade rajamise otstarbel põhjustab märgalade ja soode hüdroloogilise režiimi häiringuid, mille tulemusena väheneb pinnavee ja põhjavee vastastikune seos ning kaovad veega seotud elupaigad.[936]

Koormus 4.5 väljendub veekogude ümberjuhtimises ja uute tehisveekogude tekkes kaevandustegevuse tulemusena - ärajuhitud vesi suunatakse sageli kraavide ja kanalite kaudu teistesse veekogudesse, muutes looduslikke äravooluteid, voolusuundasid ja valgalasid - mis mõjutab nii vee kvaliteeti kui ka elustiku levikut. Lisaks võib kaevandusaladelt pärinev vesi sisaldada kõrgendatud mineraalainete või reostusainete sisaldust, mis kandub uutesse või ümber juhitud veekogudesse.[937]

Samuti tekivad kaevandamise tagajärjel tehislikud veekogumid (nt karjäärijärved, settebasseinid), mille hüdromorfoloogilised omadused erinevad looduslikest veekogudest. Sellised kogumid võivad olla tugevalt muudetud looduslikud veekogumid või tehisveekogumid, mille ökoloogiline toimimine ja elustik erinevad looduslikest süsteemidest.[938]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Hüdromorfoloogiliste häiringute - veekogu või selle osa füüsilise kadu (koormusklass 4.4) ning hüdromorfoloogilised häiringute – muu (koormusklass 4.5) korrektseks hindamiseks ei piisa ainult muutuse kaardistamisest, vaid tuleb hinnata kogu mõjuahelat: milline on füüsiline sekkumine, kui suur on selle ruumiline ulatus, kuidas see muudab veekogu kuju, pidevust, veerežiimi ja settedünaamikat ning kuidas need muutused kanduvad edasi elupaikade kvaliteeti ja bioloogilisse seisundisse. Survete ja mõjude analüüs peab lähtuma riskist, et veekogu ei saavuta seatud keskkonnaeesmärke, ning

[935] Kliimaministeerium 2022; OÜ Inseneribüroo STEIGER 2021. Vee erikasutuse keskkonnakaitsenõuete seadmine Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini piirkonna kaevandustele ja karjääridele.
[936] OÜ Inseneribüroo STEIGER. 2023. Soosaare III turbatootmisala töötamisega kaasneva keskkonnamõju hindamise programm. Töö nr 23/4607, https://adr-docs.karlerss.com/e0jB9lhVuqwKwwW3I5jK2kXzrPnZdxrE/Soosaare%20III%20turbatootmisala%20KMH%20programm.pdf
[937] OÜ Inseneribüroo STEIGER 2021.
[938] Kliimaministeerium 2022.

hüdromorfoloogiliste survete hindamine peab olema seotud nii füüsiliste muutuste kui ka nende ökoloogilise mõju hinnanguga.[939]

Veekogu või selle osa füüsilise kao (koormuse 4.4) hindamine algab on ruumilise bilansi hindamisest: tuleb määrata, kui suur osa veekogust on tegelikult kadunud, ajutiselt kuivaks jäänud, ümber juhitud või muudetud teiseks veekogutüübiks. Ideaalpildis tehakse seda mitme ajatasandi võrdluses, kasutades ajaloolisi kaarte, ortofotosid, kõrgusmudeleid, LiDAR-it, batümeetrilisi andmeid ja välitöid, et võrrelda praegust olukorda referents- või varasema looduslähedase seisundiga. Euroopa hüdromorfoloogiliste mõjude hindamise standardi järgi tuleb hindamise aluseks võtta veekogu struktuursed tunnused ja pidevus ning hinnata morfoloogilist terviklikkust võrdluses referentstingimustega.[940] Samuti on soovitatud, et selline hindamine peab olema mitmeskaalaline, ulatudes valgalast veekogu lõiguni ja lõigust detailse uurimisühiku tasandini.[941]

Koormuse 4.5 ehk muu hüdromorfoloogilise häiringu puhul on ideaalne hindamine protsessipõhine. See tähendab, et lisaks vormimuutustele tuleb hinnata, kuidas sekkumine muudab vee liikumist, setete transporti, erosiooni ja setete ladestumise mustreid, jõe lateraalset liikuvust, ühendust lammiga ning pikisuunalist ja külgsuunalist sidusust. Hindamiseks võib kasutada *Morphological Quality Indexi* metoodikat, mis hindab koos survetegureid, täheldatavaid morfoloogilisi muutusi ja funktsionaalsust; andes selguse, kas muutus on ainult tehniline või on see viinud veekogu toimimise tegeliku kahjustumiseni.[942]

Praktilise mõõtmise puhul peaks hüdromorfoloogiliste häiringute koormuste hindamine hõlmama vähemalt viit näitajate rühma. Esiteks tuleb mõõta füüsilise kadumise või ümberkujundamise ulatust, näiteks kadunud sängi pikkust, kuivanud või ümber juhitud lõikude pindala, uute tehisveekogude

---

[939] European Commission. 2019. Guidance Document No. 37. Steps for defining and assessing ecological potential for improving comparability of heavily modified water bodies. Common Implementation Strategy for the Water Framework. Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/Guidance%20No%2037%20-%20Steps%20for%20defining%20and%20assessing%20ecological%20potential%20for%20improving%20comparability%20of%20Heavily%20Modified%20Water%20Bodies.pdf

[940] CEN 2004. Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. European Committee for Standardization. https://www.riverhabitatsurvey.org/wp-content/uploads/2012/09/CEN-2004-standard-for-assessing-hydromorphology.pdf

[941] Gurnell, A. M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., Buijse, A. D., Garcia de Jalon, D., González del Tánago, M., Grabowski, R. C., Gunn, I. D. M., Habersack, H., Hendriks, D., Hohensinner, S., Klösch, M., Lastoria, B., Latapie, A., Marcinkowski, P., Martínez-Fernández, V., Mosselman, E., Mountford, O., Nardi, L., Okruszko, T., Surian, N., van de Bund, W. 2015. Methods to assess hydromorphology of rivers. Part I: Main report. REFORM. https://www.reformrivers.eu/system/files/6.2%20Methods%20to%20assess%20hydromorphology%20of%20rivers%20part%20I.pdf

[942] Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussettini, M. 2016. Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI). ISPRA. https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/idromorfologia/MQI_final_Aug16_revOct16.pdf

osakaalu või muutunud kaldajoone pikkust. Teiseks tuleb kirjeldada morfoloogiat, sealhulgas ristlõikeid, sügavus- ja laiusemustreid, põhjasubstraati, kaldaehitust ja üleujutusalade sidusust. Kolmandaks tuleb hinnata pidevust ja ühendatust, st kas sekkumine on katkestanud vee, setete, organismide või üleujutusvee liikumise. Neljandaks tuleb mõõta hüdroloogiat, eeskätt vooluhulga, veetaseme, voolukiiruse ja kuivaperioodide muutusi, sest VRD juhendite järgi on hüdroloogia puhul asjakohane pidev või vähemalt kõrgsageduslik seire. Viiendaks tuleb siduda saadud tulemused bioloogiliste kvaliteedielementidega, sest hüdromorfoloogiline hinnang on mõeldud selgitama, miks elustik reageerib halvenemisega.[943]

Kahjude tekkimise osas hinnatakse, kuidas see vähendab elupaikade hulka, kvaliteeti ja omavahelist sidusust. Füüsilise kao korral võib kahjustus avalduda selles, et vooluveekogu lõik kaob, jääb perioodiliselt kuivaks või muutub tehislikuks basseiniks, mistõttu kaob senine voolurežiim, substraat ja elupaigatüüp. Muude hüdromorfoloogiliste häiringute korral on hinnatavateks protsessideks elupaikade lihtsustumine, peene sette hulga suurenemine, varju ja kaldavööndi kadumine, hüporeilise tsooni häiringud ning jõe-lammi ühenduse nõrgenemine. Samuti on vajalik kaldavööndi taimestiku hindamine, sest see mõjutab otseselt voolurežiimi, settedünaamikat ja elupaikade püsimist; vajades käsitlemist ühe peamise mõjumehhanismina.[944]

Kuna veekogu või selle osa füüsilise kao või muu hüdromorfoloogilise häiringu koormuste puhul on sageli tegemist aeglaselt kujunevate ja vahel ka episoodiliselt võimenduvate häiringutega, peab seire olema ajas korduv, ühendades püsiseire, kordusmõõdistused ja vajaduse korral ka sündmuspõhise jälgimise. Hüdromorfoloogilise surve all olevates veekogudes peab seire hõlmama neid kvaliteedielemente, mis on konkreetse surve suhtes kõige tundlikumad; hüdroloogia puhul soovitatakse pidevat seiret, morfoloogia ja veekogumi pidevuse puhul tsüklilist kordushindamist - seda eriti füüsilise kao ja vee ümberjuhtimise juhtudel, kus mõju võib algul avalduda vooluhulga või veetaseme muutusena ning alles hiljem sängi, kalda ja koosluste muutusena.[945]

Parima teadmise järgi kasutatakse hüdromorfoloogiliste koormust hindamisel koos ruumianalüüsi, välitöid, hüdroloogilist seiret, morfoloogilisi indekseid ja bioloogilist hinnangut. Füüsilise kao puhul on kõige olulisem kvantifitseerida kadunud või ümberkujundatud veekogu osa ning võrrelda seda

[943] European Commission. 2019.
[944] González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F. C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., Rodríguez-González, P. M. 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management*, 292, 112730.
[945] European Commission. 2019.

referentsseisundiga. Muude hüdromorfoloogiliste häiringute puhul on kõige olulisem siduda nähtav vormimuutus protsesside muutusega: kas muutus mõjutab voolu, setteid, pidevust, lammiala ühendust ja elupaigamosaiiki. Alles siis, kui need komponendid on hinnatud koos ning nende seos ökoloogilise seisundiga on kontrollitud, saab usaldusväärselt otsustada, kas tegemist on veekogu seisundit oluliselt mõjutava koormusega ja millised leevendus- või taastamismeetmed on põhjendatud.[946]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Hüdromorfoloogiliste häiringute koormuste 4.4 ja 4.5 mõõtmisel Eestis hinnatakse, kuidas inimtegevus muudab veekogu voolurežiimi, sängi kuju, kaldaid, põhjaehitust, jõe-lammi seost ja veekogu sidusust ümbritseva maastikuga. Keskkonnaagentuuri järgi on hüdromorfoloogilise seisundi hinnang veekogumite seisundi hinnangu andmist toetav näitaja, mis iseloomustab kogumite voolurežiimi ja morfoloogia muutmise ulatust inimese poolt.[947] Lähtutakse veepoliitika raamdirektiivi loogikast ökoloogilise seisundi hindamisel arvestada lisaks bioloogilistele ja füüsikalis-keemilistele näitajatele ka hüdromorfoloogilisi kvaliteedinäitajaid.

Vooluveekogude hindamise metoodika aruandes nähakse ette, et peamiste veekogu struktuuris ja toimimises esinevate inimtekkeliste muutuste kirjeldamisel tuleks toetuda ruumiandmetele ja standardiseeritud tunnustele – see tähendab, et kasutatavad parameetrid peavad olema võimalikult suures osas hinnatavad kaartide, ortofotode ja muude ruumiandmete abil, et oleks võimalik anda ühtne hinnang kogu riigi vooluveekogumitele.[948] Keskkonnaagentuuri hüdromorfoloogilise seisundi analüüsis ongi antud kõigile Eesti vooluveekogumitele hinnang ühtsete andmete põhjal ja see kujunes kvaliteedielementidest milleks olid: veekasutus, äravoolu looduslikkus, tõkestamatus ja morfoloogia. Morfoloogia poolel vaadatakse näiteks jõe looklevust, veekaitsevööndi maakatet ja jõe-lammi seost;

[946] Phelan, N., Rumley, J., Salas Herrero, F. 2021. Hydromorphological assessment and monitoring methodologies in coastal and transitional waters. European Commission, Joint Research Centre, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf ; European Commission 2003. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf

[947] Keskkonnaagentuur 2021. Vooluveekogumite hüdromorfoloogiline analüüs. https://keskkonnaportaal.ee/et/vooluveekogumite-hudromorfoloogiline-analuus

[948] Kliimaministeerium 2021. Vooluveekogude hindamise metoodika aruanne. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Vooluveekogude%20hindamise%20metoodika%20aruanne.pdf

see tähendab, et ka füüsilise kao või muu hüdromorfoloogilise häiringu mõju hinnatakse Eestis eeskätt nende tunnuste kaudu, et näha, kui kaugele veekogu on oma looduslikust seisundist nihkunud.[949]

Veekogu või selle osa füüsilise kao (koormuse 4.4) puhul tähendab see, et hinnatakse, kas veekogu osa on hüdromorfoloogilise muutuse tagajärjel kadunud, kuivaks jäänud, teisenenud või oma varasema funktsiooni kaotanud sellisel määral, et see kajastub voolurežiimi, sängi või morfoloogia hinnangus – seda hinnatakse ruumiandmete, varasema seisundi võrdluse ja seisundinäitajate kaudu, mitte üksnes objekti olemasolu alusel. Füüsilise kao kahju avaldub selle loogika järgi eelkõige äravoolu looduslikkuse halvenemises, morfoloogia muutuses ja veekogu sidususe vähenemises.[950]

Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi - Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuringus on koormusklass 4.4 kohaselt arvestatud ainult neid kogumeid, kus perioodiline veevaegus on tingitud kaevandustegevusest ja kogumid, mis kuivavad kaevandamise mõju tõttu, loeti kõik oluliseks koormuseks.[951]

Koormuse 4.5 ehk muu hüdromorfoloogilise häiringu puhul on hindamisloogika sarnane, kuid rõhk on laiemal inimtekkelisel ümberkujundamisel. Eesti metoodikad viitavad, et hüdromorfoloogiline kahjustus võib avalduda vee teisaldamises, sängi ja kalda muutmises, maakatte muutuses veekaitsevööndis ning jõe-lammi seose nõrgenemises. Seega mõõdetakse ja hinnatakse 4.5 tüüpi häiringuid Eestis eeskätt nende mõju kaudu voolurežiimile, morfoloogilistele tunnustele ja veekogu sidususele. Kui selline muutus on ulatuslik, püsiv ja seotud mittehea ökoloogilise seisundiga, on see ka praktilises veemajanduses käsitatav olulise hüdromorfoloogilise probleemina.[952]

Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi - Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuringus on kogumid, mille voolusängi on ümberjuhitud kaevandustegevuse tõttu, mis on tekkinud kaevandamise tagajärjel, või millesse juhitakse kaevandusest pärit vett, liigitatud koormusklassi 4.5. Kaevandusest mõjutatud kogumitel loeti kaevandustegevustest tulenevad häiringud oluliseks koormuseks.[953]

---

[949] Keskkonnaagentuur 2019. Vooluveekogude hüdromorfoloogilise seisundi analüüs. Seletuskiri. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2021-12/vesi/Vooluveekogude%20h%C3%BCdromorfoloogilise%20seisundi%20anal%C3%BC%C3%BCsseletuskiri.pdf ; Kliimaministeerium 2021.

[950] Keskkonnaagentuur 2019; Keskkonnaagentuur 2021.

[951] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuring.

[952] Kliimaministeerium 2021; Keskkonnaagentuur 2019.

[953] Keskkonnaagentuur 2025.

Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi - Veemajanduskavade 2028–2033 alusuuringus on veevaeste kogumite väljaselgitamiseks kasutatud andmeid erinevatest töödest, kus on välja toodud kogumi veevaesuse põhjusena kaevandamine. Samuti on analüüsis kasutatud kalastikuliselt väheoluliste (KaVo) veekogumite nimekirja, mis on saadud EELISest, lisaks kasutatakse ajutiste kogumite nimekirja (mis pärineb vesikonnatunnuste analüüsi 08.03.2024 vooluveekogumite muudatusettepanekutest – vt. täpsemalt viidatud allikast) ning kogumite infot, millele tehtud ettepanek muuta KaVo-ks (KaVo-de tööst ja 2025 TMV töörühmadest – vt. täpsemalt viidatud allikast).

Lisaks sellele, et mõlema häiringu puhul loeti *Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüsi* koormus oluliseks veekogumites, kus perioodiline veevaegus või voolusängi muutus oli otseselt seotud kaevandustegevusega – kas kuivamise, ümberjuhitud vooluharude või kaevandusvee juhtimise tõttu, loeti koormus oluliseks kui veekogum kattub loodusdirektiivi (LoD) elupaigatüübiga, mis on hinnatud mittesoodsasse seisundisse või mille seisundit mõjutavaks teguriks on tuvastatud konkreetne survetegur või tegevus (nt kaldakindlustus, kuivendus, sadamarajatis), võidakse koormus määrata oluliseks ka täiendava hindamiskriteeriumi alusel.[954]

Eeltoodust on näha, et oluline osa Eesti käsitlusest on seotud tugevalt muudetud veekogumite määramisega - tugevasti muudetud vooluveekogumite ökoloogilise potentsiaali hindamise metoodika järgi võib veekogu lugeda tugevalt muudetuks siis, kui inimese tegevusest põhjustatud hüdromorfoloogiliste omaduste muutused ei võimalda saavutada head ökoloogilist seisundit ja nende omaduste taastamine tooks kaasa olulise negatiivse mõju veekasutusele või muule avalikule huvile. See tähendab, et füüsilise kao või muu hüdromorfoloogilise häiringu lõplikku kaalu hinnatakse ka selle järgi, kas muutus on nii ulatuslik, et veekogu tuleb käsitleda tugevalt muudetuna ning selle seisundit tuleb edasi hinnata ökoloogilise potentsiaali, mitte hea ökoloogilise seisundi loogikas.

Praktilises veemajanduse käsitluses nähakse Eestis hüdromorfoloogia muutmist ühe peamise probleemina veekogude hea seisundi saavutamisel. Pinnaveekogumite seisundiinfo leht märgib, et seisundi hindamisel kasutatakse riikliku keskkonnaseire programmi andmeid, veekasutuse aruannetest laekuvat teavet, muud kättesaadavat infot ning modelleerimist. Seega seotakse ka 4.4 ja 4.5 tüüpi hüdromorfoloogiliste häiringute hindamine võimaluse korral seire- ja seisundiandmetega, mitte ainult kaarditõlgendusega.[955]

[954] Samas.
[955] Keskkonnaportaal 2024. Pinnaveekogumite seisundiinfo, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pinnavesi/pinnaveekogumite-seisundiinfo

Parima teadmise põhine üldteadmine kogu mõjuahela hindamisest: milline on füüsiline sekkumine, kui suur on selle ruumiline ulatus, kuidas see muudab veekogu kuju, pidevust, veerežiimi ja settedünaamikat ning kuidas need muutused kanduvad edasi elupaikade kvaliteeti ja bioloogilisse seisundisse. Parima teadmise põhjal veekogu või selle osa füüsilise kao korral on keskseks ruumilise bilansi hindamine, et võrrelda praegust olukorda referents- või varasema looduslähedase seisundiga, soovitavalt mitmeskaalaline, ulatudes valgalast veekogu lõiguni ja lõigust detailse uurimisühiku tasandini. Veekogu või selle osa füüsilise kao hindamine toimub Eestis ruumiandmete, varasema seisundi võrdluse ja seisundinäitajate kaudu, mitte üksnes objekti olemasolu alusel, olles üldvaates kooskõlas parima teadmisega. Parima teadmise põhjal on veekogude ümberjuhtimise ja tehisveekogude tekke puhul keskseks protsessipõhine hindamine – vormimuutuste, vee liikumise muutuse, setete transpordi, erosiooni ja setete ladestumise mustrite, jõe lateraalse liikuvuse, lammiga ning pikisuunalist ja külgsuunalist sidususe hindamine, ka *Morphological Quality Indexi* metoodikat kasutus, mis peab andma selguse muutuse ulatuse osas. Veekogude ümberjuhtimise ja tehisveekogude tekke häiring hinnatakse Eestis eeskätt nende mõju kaudu voolurežiimile, morfoloogilistele tunnustele ja veekogu sidususele, hinnates selle ulatuslikkust, püsivust ja seotust mittehea ökoloogilise seisundiga, mis tundub esmapilgul vähem detailne kui võimalik ideaal.

Hüdromorfoloogilise häiringu puhul loetakse koormus oluliseks veekogumites, kus perioodiline veevaegus või voolusängi muutus oli otseselt seotud kaevandustegevusega – kas kuivamise, ümberjuhitud vooluharude või kaevandusvee juhtimise tõttu, täiendava hindamiskriteeriumi alusel loetakse see oluliseks ka kui veekogum kattub loodusdirektiivi (LoD) elupaigatüübiga, mis on hinnatud mittesoodsasse seisundisse või mille seisundit mõjutavaks teguriks on tuvastatud konkreetne survetegur või tegevus (nt kaldakindlustus, kuivendus, sadamarajatis).

Eesti käsitlus on seotud ka tugevalt muudetud veekogumite määramisega - veekogu loetakse tugevalt muudetuks siis, kui inimese tegevusest põhjustatud hüdromorfoloogiliste omaduste muutused ei võimalda saavutada head ökoloogilist seisundit ja nende omaduste taastamine tooks kaasa olulise negatiivse mõju veekasutusele või muule avalikule huvile. Seega, häiringu lõplik kaal saadakse muutuse ulatuslikkuse hindamise läbi ja tugevalt muudetud veekogu edasine hindamine käib ökoloogilise potentsiaali, mitte hea ökoloogilise seisundi hindamisloogikat järgides.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Selle koormusklassi tüüpilisemad hinnastamise skeemid jagunevad kaheks: 1) tagatised: kaevanduse sulgemis-/korrastamistagatis, mille sees on eraldi hüdroloogia ja hüdromorfoloogia komponent;

pangagarantii, kolmanda osapoole tagatis, deponeerimiskonto jms, et taastamiskulu oleks (vajadusel) päriselt kaetud; ning 2) kompensatsiooni-/asendusmehhanismid, mis korvavad veekogu või elupaigafunktsiooni kao.

1) Kaevanduse sulgemis- või korrastamistagatis

Enne tegevust nõutav rahaline tagatis, et ala saaks korrastada ka siis, kui ettevõtja seda ise ei tee. Tagatisse saab arvutada veerežiimi taastamise, kuivenduse sulgemise, voolusuuna taastamise, erosioonikontrolli, tehisveekogu ohutuks kujundamise, seire ja järelhoolduse kulud. Finantstagatis peaks tagama piisavad vahendid häiretest põhjustatud kahju rehabiliteerimiseks ning vajadusel seireks ja hoolduseks.[956] Finantstagatised võivad tüüpiliselt olla nt panga, kindlustusandja või muude kolmandate osapoolte garantiid, deposiidid, jm. Sobib loa tingimuste tagamiseks: kui loas on nõue taastada veekogu funktsioon, tagada keskkonnavooluhulk või kompenseerida ajutise veekogu kadu, saab selle kohustuse rahaliselt tagada.

2) Pikaajaline hooldusfond

Eraldatud fond, mille tootlusest või põhiosast rahastatakse pikaajalist hooldust, seiret ja järelmeetmeid. Juhtudel, kus mõju kestab kaua: kaevandusjärved, põhjaveetaseme muutused, pikaajaline happeline äravool, veerežiimi jälgimine või kompensatsiooniala hooldus.

Hooldusfondi skeemis peab ettevõtja enne tegevuse alustamist või selle käigus eraldama kokkulepitud summa fondi, mida ei saa kasutada tavapäraseks äritegevuseks. Fondi haldab tavaliselt sõltumatu osapool, avalik asutus või eraldi loodud haldusstruktuur ning raha kasutatakse ainult kindlaksmääratud eesmärkidel: näiteks kaevandusjärve veetaseme ja vee kvaliteedi seireks, kraavide ja veerajatiste hoolduseks, kompensatsioonimärgala toimimise tagamiseks, taimestiku taastamiseks, erosioonikahjude parandamiseks või vajaduse korral täiendavate leevendusmeetmete rahastamiseks. Erinevalt ühekordsest tagatisest on hooldusfond mõeldud katma pikaajalisi ja korduvaid kulusid ka pärast kaevandamise lõppu. Fondi suurus arvutatakse eeldatavate iga-aastaste hooldus- ja seirekulude ning vajaliku ajahorisondi alusel, sageli koos varuga inflatsiooni ja ootamatute tööde jaoks. Raha vabastatakse järk-järgult vastavalt kinnitatud hooldus- või seirekavale, mitte korraga, ning kui ökoloogiline funktsioon ei taastu või ilmnevad uued probleemid, saab fondist rahastada lisatöid ilma, et avalik sektor peaks neid kulusid kandma.[957]

---

[956] Financial Surety, Guidelines for the Implementation of Financial Surety for for Mine Closure, https://documents1.worldbank.org/curated/en/915061468163480537/pdf/499690NWP0Extr10Box341980B01PUBLIC1.pdf

[957] Background about Compensatory Mitigation Requirements under CWA Section 404, https://www.epa.gov/cwa-404/background-about-compensatory-mitigation-requirements-under-cwa-section-404

3) Sektori ühine korrastamisfond

Ettevõtjad maksavad ühisesse, sektoripõhisesse fondi, millest rahastatakse korrastamist, sageli mõjude puhul, mille allikaid on keeruline tuvastada või ei ole vastutajad maksevõimelised.[958]

4) Kompenseeriv heastamine

Kui mõju pinnaveekogule on vältimatu, ning algset seisundit taastada ei saa või ei ole otstarbekas, siis nõutakse meetmete rahastamist (meetmekulu), mis kompenseeriksid kahju. Sageli tähendab see võimalusel samas valgalas ökoloogiliste leevendusalade rajamist, taastamist ja parendamist või ökoloogilise tasakaalumehhanismide kujundamist. Pinnaveekogu puhul võib see hõlmata näiteks märgala, lammiala, kalade elupaiga, kaldavööndi või muu veekoguga seotud ökoloogilise ala taastamist, rajamist või parendamist.[959]

5) Leevenduspank või „Ökopank“

Kompensatsioonipanganduse idee on selles, et keegi teine on juba varem kusagil märgala taastanud, selle ökoloogiline väärtus on ametlikult hinnatud, ja selle taastamistöö eest on talle antud müüdavad krediidid. Eriti uute elamupiirkondade arendaja saavad ostab neid krediite, kui otsene taastamine ei ole samas kohas võimalik. Näiteks kuivaks jääva oja või märgala funktsiooni kompenseeritakse samas valgalas asuva taastatud oja või märgala krediitidega.[960]

6) Kompensatsiooniprogramm

See on sarnane leevenduspanga lähenemisega, kuid ettevõtja maksab heakskiidetud leevendusprogrammi. Programmi haldaja koondab koormust tekitavatelt ettevõtetelt saadud maksed ning kasutab neid hiljem suuremate ja ökoloogiliselt paremini planeeritud taastamis-, rajamis-, parendamis- või säilitamisprojektide elluviimiseks. Selline lahendus sobib eriti olukorras, kus üksiku ettevõtte mõju on väike või eraldi kompensatsiooniprojekti tegemine ei oleks otstarbekas, kuid mitme mõju koondamisel saab rahastada looduskaitseliselt parema tulemuse. Risk on ajanihe: kahju tekib kohe, kompensatsioon võib tulla hiljem.[961]

7) Keskkonnavastutuse kindlustus

[958] Hattingh, R., Stevens, R., Bliss, M. 2021. Global Review: Financial assurance governance for the post-mining transition, https://www.iisd.org/system/files/2021-09/financial-assurance-governance-for-post-mining-transition.pdf

[959] Environmental liability. Preventing and remedying damage to protected species, natural habitats, water and soil, https://environment.ec.europa.eu/law-and-governance/environmental-compliance-assurance/environmental-liability_en

[960] Mechanisms for Providing Compensatory Mitigation under CWA Section 404, https://www.epa.gov/cwa-404/mechanisms-providing-compensatory-mitigation-under-cwa-section-404

[961] Samas.

Kindlustus on üldjuhul mõeldud ootamatute keskkonnakahjude või vastutusnõuete katteks. Pigem on see täiendav instrument. Sobib näiteks ootamatule reostusele, õnnetusele või kolmanda isiku kahjule, aga mitte alati planeeritud ja loas lubatud veekogu kuivamise või ümberjuhtimise kompenseerimiseks.

Ettevõtja sõlmib enne tegevuse alustamist kindlustuse, mis katab pinnaveekogumi füüsilise seisundi halvenemisest tuleneva taastamis- või kompenseerimiskulu. Kindlustusjuhtumiks loetaks olukord, kus tegevuse tõttu tekib oluline hüdromorfoloogiline häiring: näiteks veekogu või selle osa kuivamine, voolurežiimi püsiv muutus, veekogumi ümberjuhtimine, ajutise veekogu kadumine, põhjaveest sõltuva pinnaveekogu veevaesus või kaevandamise tagajärjel tekkinud uue veekogumi mõju olemasolevale veerežiimile. Näiteks, ettevõtte kaevandustegevusest tingitud veekogu kuivamise, ümberjuhtimise või füüsilise kao risk hinnatakse loamenetluses, sellele määratakse rahaline vastutuslimiit ning ettevõtja peab hoidma kehtivat keskkonnavastutuse kindlustust, millest rahastatakse vajaduse korral veekogu taastamine või samaväärne ökoloogiline kompensatsioon.[962]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis hinnastatakse see koormusklass saastaja-maksab vaates peamiselt kulupõhiselt. Raha väljendub kaevandamisõiguse tasus, vee erikasutusõiguse tasus, võimalikus veesaastetasus, seire- ja leevendusmeetmete kuludes, korrastamisprojekti kuludes ning keskkonnakahju korral heastamismeetmete kuludes.[963]

Soomes hinnastatakse sellist koormust peamiselt kolme kanali kaudu: 1) veeloa tingimused ja hüvitised; 2) kalanduslik kohustus või kalandusmaks ning 3) kaevanduse lõpetamise ja järelhoolduse tagatis. Kui kaevanduse tõttu veekogu kuivab, suunatakse ümber või muutub kasutuskõlbmatuks, ei pruugita hinnastada „ökoloogilist kadu“ abstraktselt, vaid hüvitatakse konkreetne kahju: maaomaniku, kalapüügi, veekasutuse, ettevõtluse või muu õigustatud kasutuse kahju. Veeloas võib projektile määrata kalandusliku kohustuse (*kalatalousvelvoite*) või nõuda kalandusmaksu (*kalatalousmaksu*). Kalanduslik kohustus võib sisaldada näiteks kalapääsu, kalastiku taastamismeedet, asustamist või muid kalanduslikke majandamismeetmeid ning vajadusel meetmete tulemuslikkuse seiret. Kui kasutatakse

[962] OECD 2003. Environmental Risks and Insurance, No. 6, A comparative Analysis of the Role of Insurance in the Management of Environment-Related Risks, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2003/10/environmental-risks-and-insurance_g1gh3adb/9789264105522-en.pdf

[963] Maapõueseadus, RT I, 08.07.2025, 59; Keskkonnavastutuse seadus, RT I, 17.03.2023, 41; Keskkonnatasude seadus, RT I, 11.06.2024, 8

kalandusmaksu, tuleb seda kasutada meetmete kavandamiseks, elluviimiseks ja seireks.[964] Koormusklassi hinnastamine võib peegelduda ka kaevandustegevuse lõpetamise ja järelhoolduse tagatises. Kaevandamisloa omaja peab deponeerima tagatise, mis on piisav kaevandustegevuse iseloomu ja ulatust, loatingimusi ning muu õiguse alusel nõutavaid tagatisi arvestades. Kas see hõlmab ka hüdromorfoloogilisi häiringuid, sõltub üldjuhul loa tingimustest.

Rootsis hinnastatakse see koormus loa tingimustesse pandud kulukohustuste, kalatasude või kalastiku kompensatsiooni, ökoloogiliste kompensatsioonimeetmete, eraõiguslike hüvitiste ja kaevanduse finantstagatiste kaudu. Kõige otsesem "saastaja maksab" instrument kaevanduste puhul on finantstagatis; kõige otsesem veekogude hüdromorfoloogilise mõju instrument on veetegevuse luba koos taastamis-, leevendus- ja kompensatsioonitingimustega.

Rootsis on *fiskeavgift* samuti veetegevusega seotud kalanduskahju kompenseerimise instrument. See on tasu, mille eesmärk on kompenseerida koormusest kalandusele tekkivat kahju.[965]

Taanis hinnastatakse kaevandamisest tulenevat hüdromorfoloogilist koormust peamiselt loapõhiste kulukohustuste kaudu: loaomanik rahastab uuringud, keskkonnahinnangud, veerežiimi ja veekogude ümberkujundamise lahendused, leevendus- ja taastamismeetmed, seire ning kaevandatud ala järelkorrastamise. Kaevandamisel on oluline finantstagatis, mis peab katma ametiasutuse kulud juhul, kui loaomanik järelkorrastamist ise ei tee.[966]

Hollandis rakendub "saastaja maksab" põhimõte peamiselt läbi loa tingimuste, veemaksude, põhjavee- ja reostustasude, kaevandamis-/süvendamisala taastamiskohustuse, võimalike finantstagatiste ning Natura 2000 või muude loodusväärtuste puhul looduskompensatsiooni kaudu. Kadunud või ümberkujundatud veekogu väärtus väljendub seega enamasti konkreetsete meetmete ja tagatiste maksumuses, mitte standardiseeritud ökoloogilise ühikuhinnana.[967]

Kanadas on võimalik häiring seotud kaevandustagatisega. Kui kaevanduse tõttu tekivad kuivendusvõrk, karjäärijärv, veekogude ümberjuhtimine, settestusrajatised, uued märgalad või vajadus pikaajaliseks veeseireks, siis nende kulud võivad minna sulgemis- ja korrastamiskava maksumusse.[968] Kui häiring mõjutab kalavarusid, siis ettevõtja võib olla kohustatud rajama või taastama kalade elupaiga mujal,

[964] Water Act, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688078/mainPdf/main.pdf?timestamp=2011-05-26T21%3A00%3A00.000Z
[965] Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering, https://pub.epsilon.slu.se/29968/1/bergstrom-u-et-al-20221223.pdf
[966] Bekendtgørelse af lov om råstoffer — LBK nr. 1230 af 20/11/2024.
[967] Information for entrepreneurs. Regulation, https://business.gov.nl/regulations/
[968] Mine closure, reclamation and monitooring, https://www.rcaanc-cirnac.gc.ca/eng/1646321588912/1646321643743

parandama olemasolevat elupaika, eemaldama rändetakistusi, taastama koelmualasid või tegema muid meetmeid, mis tasakaalustaksid kahju.[969] Kui looduslikku veekogu lubatakse kasutada kaevandusjäätmete hoidla osana, tuleb koostada ja ellu viia kalade elupaiga kompensatsiooniplaan.

USA-s on samuti tugevad instrumendid kaevanduse korrastamis- ja sulgemistagatis, mis hõlmab hüdromorfoloogiliste häiringute osa ning leevendusmeetmed ehk märgalade, ojade ja teiste veekogude funktsioonide kompenseerimine. Aga näiteks ka identifitseerimata või maksejõuetute ettevõtete põhjustatud kahju korvav spetsiaalne sektori põhine fond. Samuti leevendusprogrammide tasud ning turupõhised ökokrediidiskeemid. Kui mõjutatakse kaitstavaid liike või nende elupaiku, võivad lisanduda eraldi leevendus-, taastamis- või kompensatsioonikohustused.[970]

6.2.16 Inimtekkelised survetegurid - ajalooline saaste

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Ajalooline saaste tähendab minevikus pinnaveekogumitesse sattunud saasteaineid, mis püsivad seal siiani ja mõjutavad keskkonda ka pärast esialgse reostusallika kadumist. Ajalooline saaste võib pärineda nii ohutuks tehtud või likvideeritud tööstus- või põllumajandusaladelt kui ka jääkreostusobjektidelt. Ajaloolist saastet võib mõista ka kui osa keskkonna üldisest taustaseisundist. Ajalooline saaste tekib varasema inimtegevuse tulemusel, kui veekogudesse on suunatud või lastud sattuda näiteks heitmed tööstustegevusest (nt metallid, kemikaalid), väetised põllumajandusest (fosfor ja lämmastik), saasteained prügilatest ning jääkreostusobjektidelt saasteaineid või on veekogudesse suunatud ebapiisavalt puhastatud reovett. See on sageli pikaajaline hajuskoormus (nt tööstus, põllumajandus), ning varasemate heidete akumuleerunud tulem. Ajalooline saaste ei püsi ühes keskkonnas – see ringleb süsteemis, nt pinna- ja põhjavee vastasmõjus.[971]

Ajaloolise saastega seondub veekogude sisekoormus, kus saasteained (nt fosfor ja orgaaniline aine) ei tule pinnaveekogumitesse enam väljast (nt tööstusest või põllumajandusest), vaid vabanevad veekogu

[969] Policy for applying measures to offset harmful impacts to fish and fish habitat, https://www.dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/reviews-revues/policies-politiques-eng.html

[970] Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-H/part-230/subpart-J ; Financial Assurances for Reclamation: Federal Regulations and Policies for Selected Mining and Energy Development Activities, https://www.gao.gov/products/gao-17-207r

[971] Investing in Europe's water health: from toxic to thriving. 2026. Summa Equity.

enda setetest (põhjamudast) tagasi vette. Veekogu jääb saastunuks ka siis, kui väliskoormus on vähenenud - tekivad õitsengud (vetikate massiline kasv), vee kvaliteet ei parane iseenesest ning taastamine on aeglane ja kallis.

Ajalooline saaste võib avalduda hajusreostuse (eriti põllumajanduse) ning saasteallikaks ei ole üks konkreetne objekt. Samuti võib ajalooline saaste olla ka peidus. Näiteks järvede ja jõgede setetes olev saaste võib olla täpselt lokaliseerimata. See sõltub setete koostisest ning hapnikutingimustest. Isegi kui allikas on teada, täpne mõju võib olla ebaselge.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Ajaloolise saaste kui hajukoormuse hinnastamine "saastaja maksab" põhimõttel tähendab selliste maksude, tasude, fondide või kauplemismehhanismide kujundamist, mille kaudu hajusa või kollektiivse saastaja ringile omistatakse varasema tegevuse pikaajalised veekeskkonnakulud kas saastavate sisendite, hinnangulise emissiooni, toitainete ülejäägi, valgalapõhise vastutuse või vähenduskrediitide kaudu. Ajaloolise hajukoormuse puhul peetakse tõhusamateks eelkõige sisendipõhist maksustamist, toitainete ülejäägi/ hinnangulise emissiooni põhist tasu määmist, ning kollektiivset valgalapõhist või sektoriaalset vastutusfondi.

1) Sisendipõhine maksustamine

Selle skeemi põhimõte on, et ei maksustata otseselt veekogusse jõudnud ajaloolist saastet, vaid sisendeid ja tegevusi, mis sellist hajukoormust (tõenäoliselt) tekitavad või on tekitanud: nt mineraalväetised, pestitsiidid, sööda kaudu sisse toodud toitained, loomkoormus, teatavad riskantsemad maakasutuspraktikad või majandustegevused. See on klassikaline "saastaja maksab" lähenemine olukorras, kus tegelikku emissiooni on raske otseselt mõõta ning ka saastajaid või nende (ka hinnangulist) panust. Ajaloolise saaste kontekstis tähendab see, et hinnastamine toimub nö vahendaja kaudu: tänased või tüüpilised saastamistegevused pannakse maksma, et arvestada ka pikaajaline akumuleeruv risk.[972]

2) Hinnangulise emissiooni või ülejäägi põhine maksustamine

See lähenemine on "saastaja maksab" "rangem" versioon kui sisendimaks. Siin püütakse hinnata iga tootja või majapidamise tõenäolist emissiooni või vähemalt selle eelastet, näiteks lämmastiku/fosfori

[972] OECD 2012. Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge, OECD Studies on Water, OECD Publishing, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2012/03/water-quality-and-agriculture_g1g196a1/9789264168060-en.pdf

bilansi ülejääki, sõnniku ülejääki või erosiooniriski. Hollandi MINAS-tüüpi toitainete arvestus on klassikaline näide sellest, kuidas “saastaja maksab” loogikat rakendatakse mitte üksnes sisendile, vaid hinnangulisele toitainete ülejäägile. Ajalooline saaste on sageli varasemate toitainete ülejääkide akumuleerunud tulemus. Seega on üks viis hinnastada just neid ülejääke, mis loovad tulevase “ajaloolise saaste varu”.[973]

3) Kohustuslikud taastamis- või vähendusfondid, mida rahastavad saastajarühmad

Kui individuaalne saaste omistus on nõrk, kuid on teada, milline sektor ajaloolist hajukoormust süsteemselt põhjustab, saab luua fondi või tasusüsteemi, kuhu maksavad praegused või sektoriüleste reeglitega määratud saastajad (sh nt valgalas, drenaažipiirkonnas või tootjarühmas) ning millest rahastatakse sisekoormuse, eutrofeerumise või setetest vabanevate toitainete ohjamist.[974] Põhimõte on, et teatud hajusaastajate ring vastutab kogunenud koormusriskide eest ning kannab seetõttu osa vähendamise kulust.[975]

4) Kauplemisskeemid ja krediidid hajureostuse vähendamiseks

Veekvaliteedi kauplemise skeemid võiksid siin samuti kõne alla tulla. Sel juhul saavad näiteks punktallikad või muud kohustatud osapooled täita osa kohustustest, rahastades hajukoormuse vähendamist seal, kus see on odavam. Sellised skeemid on välja töötatud eeskätt lämmastiku, fosfori ja sette jaoks ning hõlmavad sageli punkt- ja hajukoormuse kombinatsiooni. Ajaloolise hajusaaste puhul ei ole “müügiartikkel” vana saaste ise, vaid selle vähendamine või neutraliseerimine. “Saastaja maksab” loogika toimib siis, kui ostjaks või kohustatud osapooleks on saastaja või koormuse tekitaja, mitte üldine maksumaksja.976

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole ajaloolise saaste mõju pinnaveele „saastaja maksab“ põhimõtte alusel sisuliselt hinnastatud. Selle koormuse kuhjuv mõju jääb valdavalt hinnastamata, mistõttu vastavad kulud kantakse osaliselt avaliku sektori ja meetmeprogrammide kaudu. Kehtiv tasusüsteem keskendub peamiselt vee võtmisele ning lubatud otsesele heitele veekogusse ega hõlma ajaloolist koormust ega selle akumuleerunud mõju. Õigusliku vastutuse mehhanismid võimaldavad küll nõuda kahju vältimist

[973] Sanchez Trancon, D., and Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework. Directive Environment Working Paper No. 238.
[974] Samas.
[975] Samas.
[976] Sediment and Nutrient Trades with Forestry and Drinking Water Treatment Facility, https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-04/documents/wqtradingtoolkit_app_g_sediment_nutrient.pdf

ja heastamist, kuid hajusa ja ajaloolise saaste korral piiravad nende tõhusat rakendamist põhjusliku seose tõendamise raskus ning ajalised piirangud.[977]

Teistes riikides ei ole samuti üldjuhul ajalooline saaste otseselt "saastaja maksab" põhimõttel hinnastatud ning kasutatakse pigem kaudseid lähenemisi, regulatsioone ning sihistatud meetmeid. Ajaloolise või raskesti omistatava saaste kulud püütakse esmalt siiski siduda kas konkreetsele saastajale, saastajate ringile või riskisektorile.

Soomes on selle koormusliigi puhul, eriti kui ajaloolise saaste ja selle tekitaja seost ei ole võimalik üheselt määratleda, oluliseks skeemiks keskkonnakahju fond. Fondist makstakse saaste vältimise, saastunud keskkonna taastamise ja kahju hüvitamise kulusid juhul, kui vastutavalt isikult ei saa hüvitist kätte, näiteks maksejõuetuse või tuvastamatuse tõttu. Fondi rahastatakse 2025. aastast alates keskkonnavastutuse maksetega tegevustelt, mis kujutavad endast keskkonnareostuse riski; need maksed on seotud tegevustega, mis vajavad keskkonnaloa, teatise või registrikohustust. See ei ole puhas "ajaloolise hajusaaste tasu", kuid on oluline "saastaja maksab" põhine kollektiivne mehhanism: riskantsete tegevuste ring rahastab viimase instantsina ka olukordi, kus tegelik saastaja jääb tabamata.[978]

USA-s on kõige tugevam saastaja-maksab instrument ajaloolise saaste puhul *Superfund*. Kui ajaloolise saaste tekitaja on teadmata, kadunud, maksejõuetu, siis käsitletakse seda kui *orphan share* ehk "orvuks jäänud osa" ning saaste likvideeritakse avaliku *Superfund* programmi rahastuse ja riigi sekkumise kaudu. *Superfund* ei ole otseselt (sektoriaalne või territoriaalne) solidaarsusprogramm. Otseselt maksavad keemia- ja naftasektor (peamiselt läbi toodete maksustamise), ning lisaks rahastavad *Superfundi* vastutavad saastajad; kui neid ei leita või nad ei maksa, kasutatakse Kongressi eraldatud riigiraha.[979]

Taanis nt kasutatakse kaudse sisendi maksustamist (pestitsiidimaks, mineraalne fosfor loomasöödas), samuti nt Prantsusmaal. Austraalias rakendatakse hinnastamist konkreetses tundlikus valgalas, kus koormuse pikaajaline kuhjumine on eriti kriitiline. Ajaloolise või püsiva koormuse hinnastamisel

[977] Keskkonnatasude seadus, RT I, 08.07.2025, 46; Keskkonnavastutuse seadus, RT I, 21.09.2023, 2; Oluliste veemajandusprobleemide ülevaade. Veemajanduskavade alusuuringute 2028-2033 kokkuvõte https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2026-03/Oluliste%20veemmajandusprobleemide%20%C3%BClevaade%202025_0.pdf

[978] Environmental Damage Fund, https://ym.fi/en/environmental-damage-fund

[979] Cleaning Up Superfund Sites: Highlights of Infrastructure Investment and Jobs Act Funding, https://www.epa.gov/infrastructure/cleaning-superfund-sites-highlights-infrastructure-investment-and-jobs-act-funding

eelistatakse seega sihtvalgala-põhist lähenemist, kuna ajaloolise saaste mõju ei ole igal pool võrdse riskiga.

Rootsis on olnud varasemalt keskkonnakahju likvideerimise kindlustuse süsteem, mis hõlmas laiemalt keskkonnakahju vastutust. Selle kaudu pidid keskkonnaohtliku tegevuse loa- või teavituskohustusega käitajad maksma kindlustusskeemi; kindlustushüvitist maksti näiteks siis, kui vastutav saastaja oli maksejõuetu või teadmata. Kindlustuse skeem lõpetati 2010. aastal ning selle peamiseks põhjuseks oli see, et skeemi kasutati väga vähe.[980] Ei olnud mõistlik hoida üleval eraldi riiklikult korraldatud kindlustusmehhanismi, mille eest ettevõtjad maksavad, aga millest hüvitisi makstakse harva.

6.2.17 Saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Saastunud või mahajäetud endiste tööstusalade heitvesi võib olla ümbritsevale pinnaveele arvestatav keskkonnakoormus. Selliste alade punktkoormus avaldub juhul, kui heitvesi on suunatud alalt välja läbi kindlaks määratud heitvee väljalaskmete. Tööstusaladel on rajatud kuivenduskraavid, drenaažitorud ning sademeveekanalisatsioon. Need koguvad alalt vett ja juhivad selle ühest konkreetsest väljalaskest veekogusse. Näiteks, kui sadevesi voolab üle saastunud pinnase või jäätmealade, võib see kaasa haarata saasteaineid ning liikuda läbi kraavide või torustiku veekogusse. Selline keskkonnakoormus on sagedamini seotud varasemate tööstustegevuste jääkidega pinnases ja põhjavees, kuid ka avariiliste ja lahtiste ohtlike ainete hoidlatega, mis üleujutuste korral võivad lokaalselt reostada pinnast, põhjavett või pinnavett.[981] Nende alade punktkoormuse teke võib olla pikaajaline, just lekete pikaajaline imbumine pinnasesse ja jõudmine alade väljalasetesse. Koormus ei ole sageli konstantne, see võib ajas varieeruda ehk see sõltub sh sademetest ja veetasemest.

Ida-Eesti vesikonna veemajanduskavas 2022-27 tuuakse välja, et koormus tööstusega seotud jääkreostusobjektidelt on Eestis valdavalt avalduv hajukoormusena, sest jääkreostusobjektidel on harva üks konkreetne väljalase (näiteks väetise- ja kütusehoidlad jm).[982] Jääkreostusobjektide mõju ajas

[980] The Environmental Code, https://www.government.se/contentassets/be5e4d4ebdb4499f8d6365720ae68724/the-swedish-environmental-code-ds-200061

[981] Normak, K., Vreimann, T., Kupits, K., Metsur, M. 2019. Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. OÜ Maves; Salu, M., Kupits, K., Vreimann, T. 2015. Jääkreostusobjektide inventariseerimine 2014-2015. Hinnangute koostamine ja andmete analüüs. Tallinn: Eesti Keskkonnauuringute Keskus

[982] Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022-27.

väheneb, sest objekte järjest likvideeritakse või tehakse ohutuks. Riiklikus keskkonnastrateegias 2030 seatakse sihiks kõigi teadaolevate jääkreostusobjektide likvideerimine aastaks 2030.[983] Koormuste analüüsis märgitakse, et ehkki jääkreostusobjektide likvideerimine ei ole lõppenud, on nende risk pinnaveele valdavalt väike või puudub, kuid see teave on osaline ega pruugi kajastada objekti tegelikku keskkonnamõju. Samas on selle koormusklassi puhul ka oluline arv määratletava omanikuga objekte, mis on saastunud või mahajäetud pärast 1998. aastat ja mida jääkreostusena ei piiritleta.

Tööstuslike saastunud ja mahajäetud alade punktkoormus ohustab ümbruskonna elanike tervist ja elusloodust. Keskkonnakoormuse liigid kõne all olevate alade puhul on sagedamini naftasaadused ja õlid, millega saastunud pinnase erosioon võib põhjustada setete sattumist veekogusse, ning saasteainete sidumist nende setetega.[984] Põhjasetted võivad seeläbi muutuda püsivaks reostusallikaks, kust saaste võib hiljem uuesti vette vabaneda ning avaldada negatiivset mõju veekogude põhjaelustikule (nn ajaloolise saastena). Samuti on riski allikaks raskmetallid, mis võivad leostuda vihmaveega ja jõuda veekogudesse. Need ei lagune looduses ning võivad samuti koguneda setetesse, akumuleeruda kalades ja teistes veeorganismides, halvendavad vee kvaliteeti, ning ohustada inimeste tervist joogivee või toiduahela kaudu.

Sellistelt aladelt võivad punkreostuse läbi pinnaveekogudesse sattuda ka orgaanilised saasteained (fenoolid, lahustid, polüaromaatsed süsivesinikud jm tööstuskemikaalid), hõljuv aine, toitained (lämmastiku- ja fosforiühendid), mis võivad aidata kaasa veekogude eutrofeerumisele, ning ka lahustunud orgaanilised ained, mis suurendavad KHT ja BHT väärtusi ning mõjutavad vee keemilist seisundit. Selle tagajärjel tekkiv hapnikupuudus võib põhjustada kalade ja teiste organismide hukkumist.[985]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormus tähendab olukorda, kus ajaloolisest või jätkuvast tööstustegevusest pärinevad saasteained jõuavad pinnaveekogumisse konkreetse väljalaske, kraavi, dreeni, toru, sadevee äravoolu, pinnasevee väljakiildumise või muu tuvastatava voolutee kaudu – see tähendab, et saaste liikumist on võimalik siduda kindla saastekolde ja äravoolukohaga. Hindamise

[983] Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030, https://dspace.ut.ee/server/api/core/bitstreams/c242c3df-bfab-4625-be61-09fe0b62cae5/content

[984] Salu jt. 2004. Ohtlike jääkreostuskollete kontroll ja uuringud. 2004. AS Maves.

[985] Singh, P. K.; Kumar, U.; Kumar, I.; Dwivedi, A.; Singh, P.; Mishra, S.; Seth, C. S.; Sharma, R. K. 2024. Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: sources, monitoring, and its impact on human health. *Environmental Science and Pollution Research* 31, pp. 56428–56462.

lähtekoht peaks olema veepoliitika raamdirektiivi surve–mõju loogika: tuvastatakse saasteallikas, hinnatakse saasteainete liikumisteed, mõõdetakse mõju veekogumi keemilisele ja ökoloogilisele seisundile ning otsustatakse, kas koormus võib takistada hea seisundi saavutamist.[986]

Hindamine peaks algama saastunud ala kontseptuaalse mudeli koostamisest, mille keskmes on allikas–levikutee–vastuvõtja käsitlus: allikaks võib olla näiteks vana tööstusplats, jäätmehoidla, kütuse- või kemikaalihoidla, metallipuhastusala, endine tselluloosi-, põlevkivi-, masina-, tekstiili-, keemia- või kaitsetööstuse objekt; levikuteeks võib olla sadevesi, pinnasevesi, põhjavesi, kraav, drenaaž, üleujutus või setete ümberpaiknemine; vastuvõtjaks on jõgi, järv, rannikuvesi või veekogumi elustik. Selline kontseptuaalne mudel määrab, mida tuleb mõõta, kus proove võtta ja millise ajasammuga seiret teha. Saastunud alade riskihindamise juhendites rõhutatakse, et enne detailuuringut tuleb esmalt koostada esialgne riskihinnang ning teha kindlaks, kas saaste võib põhjustada vastuvõtjatele vastuvõetamatut riski.[987]

Saasteallika kirjeldamisel tuleb koguda nii ajaloolisi kui ka tänapäevaseid andmeid. Ajalooline analüüs hõlmab varasemaid tootmisprotsesse, kasutatud kemikaale, õnnetusi, mahutite ja torustike asukohti, jäätmete ladestamist, vanu kuivenduskraave ja sademeveesüsteeme. Välitöö hõlmab ala visuaalset ülevaatust, väljalaskude ja kraavide kaardistamist, pinnase ja setete uuringut, põhjavee vaatluskaeve, sademevee äravoolu mõõtmist ning suubla seisundi kontrolli. Eesmärk on eristada aktiivset punktkoormust ajaloolisest jääkreostusest: osa saasteainetest võib olla pinnases ja setetes püsivalt talletunud, kuid ohustada veekogumit suurvee, ehitustööde, erosiooni, põhjaveetaseme muutuse või setete häirimise korral.[988]

Mõõtmiste keskne osa on vee, sette ja vajaduse korral elustiku keemiline analüüs. Pinnavees tuleks mõõta nii üldisi füüsikalis-keemilisi näitajaid kui ka saastunud ala tegevusloost tulenevaid spetsiifilisi aineid. Üldnäitajatest on olulised vooluhulk, temperatuur, pH, elektrijuhtivus, lahustunud hapnik, heljum, keemiline hapnikutarve, orgaaniline süsinik ning vajaduse korral toitained. Spetsiifiliste ainete

---

[986] Euroopa Parlament ja nõukogu 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX:32000L0060; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts, https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf

[987] Environment Agency 2025. Land contamination risk management: Stage 1 risk assessment. https://www.gov.uk/government/publications/land-contamination-risk-management-lcrm/lcrm-stage-1-risk-assessment; IMPEL 2022. Multi Phase Extraction. IMPEL final report, https://www.impel.eu/contents/libraryfile/mpe-impel-final-report-2022-10-mpe-en.pdf

[988] European Environment Agency 2024. Chemicals in European surface water and groundwater. https://www.eea.europa.eu/en/european-zero-pollution-dashboards/indicators/chemicals-in-european-surface-water-and-groundwater-bodies; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003.

valik sõltub allikast: metallid ja poolmetallid, naftasaadused, PAH-ühendid, BTEX-ühendid, fenoolid, klooritud lahustid, pestitsiidijäägid, tsüaniidid, PFAS-ained või muud püsivad ja bioakumuleeruvad ühendid. Euroopa pinnavee keemilise seisundi hindamisel on keskne roll prioriteetsetel ainetel ja keskkonnakvaliteedi standarditel, mille eesmärk on vähendada ohtlike ainete heidet ja saavutada hea keemiline seisund.[989]

Proovivõtu ruumiline ülesehitus peaks võimaldama eristada saastunud ala mõju looduslikust taustast ja muude koormuste mõjust. Tavaliselt on selleks vaja vähemalt ühte kontrolliks olevat proovivõtupunkti ülesvoolu või mõjuväljast väljas ja proovvõtupunkte väljalaskekohas, segunemisalas ning neist allavoolu veel mitu. Kui saaste liigub põhjavee kaudu, on vaja vaatluskaeve saastekolde ja pinnaveekogu vahel ja neis mõõta nii põhjavee taset kui ka kvaliteeti. Kui kahtlustatakse setetesse seotud saastet, tuleb võtta setteproove nii väljalaske lähedalt kui ka setete kogunemise aladelt allavoolu . Selline seire võimaldab hinnata, kas saasteallika ja veekogumi vahel on toimiv levikutee ning kas kontsentratsioonid vähenevad, suurenevad või akumuleeruvad piki vooluteed.[990]

Sama oluline on ka mõõtmise ajaline planeerimine, sest koormus võib olla nii pidev, episoodiline kui ka seotud konkreetsete hüdroloogiliste tingimustega: kuivaperioodil võib domineerida põhjaveeline sissevool, vihmaperioodil sademevee äravool ja suurvee ajal saastunud setete või pinnaseosakeste transport. Seetõttu on vaja kombineerida tavapärane seire sündmuspõhise proovivõtuga pärast tugevaid sademeid, sulaperioodi või veetaseme kiiret tõusu. Punktallikast pärit reostuskoormust tuleks hinnata massina ajaühiku kohta.[991]

Kahju hindamisel tuleb keemilised mõõtmised siduda ökoloogilise mõjuga. Ohtlike ainete puhul võib pinnavee kontsentratsioon olla ajutiselt madal, kuid saaste võib akumuleeruda setetes või organismides ning avalduda pikaajalise toksilise mõjuna. Seetõttu tuleks vajaduse korral kasutada sette kvaliteedi hindamist, elustikuproove, bioakumulatsiooni uuringuid ja toksilisuse teste - näiteks põhjaloomastik võib näidata setetega seotud saaste mõju, kalad aga bioakumuleeruvate ja toiduahelas võimenduvate ainete mõju.[992]

[989] Euroopa Parlament ja nõukogu 2008. Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/eng ; European Environment Agency 2024. PFAS pollution in European waters, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters

[990] Environment Agency 2025; IMPEL 2022.

[991] Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003; Euroopa Parlament ja nõukogu 2008.

[992] European Environment Agency 2024.

Punktkoormuse puhul tuleb hinnata, millises ruumilises ulatuses ületavad kontsentratsioonid keskkonnakvaliteedi standardeid või riskipõhiseid piirväärtusi ning kas segunemistsoon jääb veekogumi seisundi seisukohalt vastuvõetavaks. Kui saaste mõjutab suurt osa väikesest vooluveekogust, kudemisala, kaitstavat elupaika või joogiveehaaret, võib ka suhteliselt väike väljalase olla ökoloogiliselt oluline - kontsentratsioonide hindamisel on vaja arvestada veekogu suurust, vooluhulka, lahjendusvõimet, elupaikade paiknemist ja kasutusviise.[993]

Oluline osa metoodikast on saastekoormuse lähteallika väljaselgitamine. Selleks selgitatakse ala kasutusslugu, mõõdetakse ainete „sõrmejälgi" ja kontsentratsioonigradiente, kasutatakse isotoope või markerühendeid, põhjavee voolusuuna analüüsi ning vajaduse korral modelleerimist. Näiteks naftasaaduste eri fraktsioonide ja lisaainete mõõtmisega saab eristada värsket ja ajaloolist reostust; metallide puhul saab hinnata suhteid taustkontsentratsioonide ja tööstuslike markerite vahel; PFAS-ainete puhul võib ühendite profiil viidata tulekustutusvahtudele, pinnakatetele, tekstiilitööstusele või muule allikale. Vajalik on, et meetmed oleksid suunatud tegelikule saastekoldele, mitte lihtsalt tagajärje leevendamisele veekogus.[994]

Mudelite abil saab hinnata saaste levikut ajas ja ruumis või võrrelda võimalikke saneerimismeetmeid –näiteks hüdroloogilised ja hüdrogeoloogilised mudelid aitavad hinnata, kuidas saaste liigub pinnase, põhjavee, kraavide ja pinnaveekogu vahel ja veekvaliteedi mudelid võimaldavad hinnata lahjenemist, settimist, lagunemist, lendumist, sorptsiooni ning saasteainete koormust eri vooluhulkade korral. Riskihindamise jaoks on vaja modelleerida ka ekstreemseid olukordi, näiteks üleujutusi või tugevaid sademeid, mille ajal varem stabiilsena püsinud saaste võib kiiresti veekogusse kanduda. Mudeldamine aitab otsustada, kas seirest ja allika ohjamisest piisab või on vaja aktiivset puhastamist, äravoolu ümberjuhtimist, saastunud pinnase või setete eemaldamist, isoleerimist või kohapealset puhastust.[995]

Parim hindamiskorraldus on astmeline - esmalt tehakse dokumentide ja ala ajaloo põhjal esialgne riskihinnang, seejärel välitöö ja sõeluuring, edasi detailne uuring koos vee, pinnase, sette ja põhjavee proovidega ning lõpuks kvantitatiivne riskihinnang ja meetmete tõhususe hindamine. Puhastus- või ohjamismeetmete rakendamisele peab järgnema järelseire, mis näitab, kas koormus veekogumile on vähenenud.[996]

---

[993] Euroopa Parlament ja nõukogu 2008; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003.
[994] Environment Agency 2025; European Environment Agency 2024.
[995] IMPEL 2022. Multi Phase Extraction. IMPEL final report, https://www.impel.eu/contents/libraryfile/mpe-impel-final-report-2022-10-mpe-en.pdf ; Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003.

[996] Environment Agency 2025; Euroopa Parlament ja nõukogu 2000.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eesti pinnavee koormuste analüüsis on saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormust (koormusklass 1.5) määratletud jääkreostusalade veelaskmetena ehk jääkreostusobjektidena, millel on väljalase olemas; väetise- ja kütusehoidlad on sellest punktkoormuse käsitlusest eraldi välja jäetud. Metoodiliselt tähendab punktkoormus koormusklassis 1.5, et saaste jõuab pinnavette kindla väljalaske, kraavi, toru, drenaaži või muu punktina määratletava voolutee kaudu. Laiemalt saastunud kinnistut tuhamäe, kütusehoidla, väetisehoidla või muu jääkreostusalaga, kust saaste võib välja liikuda pinnase, põhjavee, hajusa äravoolu või setete kaudu, käsitletakse hajusa koormusena koormusklassis 2.5 (jääkreostusobjektid ja -alad, näiteks väetisehoidlad, kütusehoidlad, saastunud kinnistud ja tuhamäed).[997] Jääkreostuseks ei loeta pärast 07.06.1998 tekkinud reostust, sest siis jõustus kemikaaliseadus, millega kehtestati *saastaja maksab* põhimõte.[998]

Saastunud või mahajäetud tööstusalade mõju hindamine Eestis tugineb üldisele veemajanduskava loogikale: tuleb tuvastada inimtegevusest pärinevad koormused, hinnata nende võimalikku mõju pinnaveekogumi ökoloogilisele ja keemilisele seisundile ning kasutada tulemusi seire ja meetmete planeerimiseks. Eesti pinnavee koormuste analüüsi metoodika aluseks on Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv ja selle rakendamise juhendid, sh koormuste ja mõjude analüüsi juhend ning WFD Reporting Guidance'i koormusklassid ning veeseadus.[999]

Pinnavee koormuste analüüs kasutab ohtlike ainete hindamisel riskipõhist lähenemist. Põhjuseks on see, et kuna Eestis ei ole kõik veekogusse juhitavad ained keskkonnakaitselubades kajastatud ning piisavad seireandmed kõigi ohtlike ainete kohta enamikus veekogumites puuduvad, siis ainult heite- ja mõõteandmete põhjal ohtlike ainete koormust hinnata ei ole võimalik. Seetõttu on lähtutud objektide ruumilisest jaotusest ja asukohad on seotud veekogumite valglatega - kui heiteandmeid pole, kuid objekti iseloomust lähtuvalt võivad ohtlikud ained keskkonda liikuda, loetakse objekt riskiallikaks veekogumile. Tüüpilised lähteandmed on jääkreostusobjektide andmed , keskkonnakaitseload, KOTKAS-e ja EELIS-e andmestikud, veekogumite ja valglate ruumiandmed, pinnavee seireandmed ning vajadusel objekti varasemad uuringud. Lisaks koormuste hindamisele esinemisriskide alusel lisati nende veekogumite puhul, kus ohtlike ainete koormus oli mõõtmistega kindlaks tehtud, oluliste ainete nimekirja ka veekogumist leitud ained.

---

[997] Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Jenas, K.-L., Toom, A. 2026. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade 2028-2033 alusuuring. Keskkonnaagentuur.
[998] Kliimaministeerium 2026. Jääkreostus, https://kliimaministeerium.ee/jaakreostus-0
[999] Keskkonnaagentuur 2025; Veeseadus, https://www.riigiteataja.ee/akt/104072017052

Olulisuse hindamisel erineb ohtlike ainete käsitlus toitainete koormuse hindamisest. Kui toitainete puhul kasutatakse koormuse osakaalu ja seisundipõhiseid kriteeriume, siis ohtlike ainete puhul rakendatakse ettevaatusprintsiipi ja loetakse teatud riskitegevused oluliseks juba nende olemasolu põhjal, ilma eraldi arvulise lävendita. Seetõttu on sisuline hinnang seotud eelkõige jääkreostusobjekti väljalaske olemasolu, ohtlike ainete võimaliku esinemise, ruumilise paiknemise ja veekogumis mõõdetud ainete leidudega.[1000]

Mõõtmiste ja seire mõttes tuleb Eestis sellise koormuse puhul hinnata vähemalt kolme keskkonnakomponenti: väljalaskest või kraavist juhitavat vett, suubla pinnavett ning vajaduse korral setteid ja elustikku. Pinnavee keemilise seisundi hindamisel lähtutakse prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonnakvaliteedi piirväärtustest. Kehtiv määrus sätestab prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimekirja, nende keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning piirväärtuste kohaldamise meetodid pinnaveekogumi keemilise seisundi hindamiseks.[1001]

Eestis seiratakse ohtlike ainete jälgimisnimekirjas olevaid aineid vähemalt üks kord 12 järjestikuse kuu jooksul, arvesse võttes konkreetse aine kasutusviise ja võimalikku esinemist ja võttes proove nii, et eristatav oleks saastunud ala mõju looduslikust taustast ja teistest koormustest. Tavaliselt tähendab see taustapunkti ülesvoolu või mõjuväljast väljas, proovi väljalaskest või kraavist, proove segunemisalas ning allavoolu jäävaid kontrollpunkte. Kui kahtlustatakse saaste liikumist põhjavee kaudu, lisatakse põhjavee vaatluskaevud või kasutakse olemasolevaid põhjaveeandmeid. Setetes või elustikus akumuleeruvate ainete analüüsi puhul on lisatud setete ja vee-elustiku analüüs.[1002]

Kuna pinnavee koormuste analüüsis hinnati koormuseid peamiselt esinemisriski ja allikate ruumilise paiknemise alusel, mitte täieliku massibilansi põhjal, sest kõigi ohtlike ainete kohta ei ole piisavaid mõõtmisandmeid ning kõiki aineid ei kajastata keskkonnakaitselubades, siis on lähenemine ideaalpildist erinev, kuna ideaalis tuleks mõõta nii saasteaine kontsentratsiooni kui ka vooluhulka, et arvutada aine reostuskoormus, näiteks g/päev või kg/aasta.[1003]

[1000] Keskkonnaagentuur 2025.
[1001] Keskkonnaministri määrus 24.07.2019 nr 28 „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimekiri, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekirjaga seotud tegevused“, https://www.riigiteataja.ee/akt/101082019021
[1002] Keskkonnaministri määrus 24.07.2019 nr 28.
[1003] Keskkonnaagentuur 2025.

Seetõttu tuleb veekogude seire keemiliste mõõtmiste tulemusi tõlgendada koos veekogumi seisundiandmetega: kas samas veekogumis on leitud prioriteetseid või vesikonnaspetsiifilisi saasteaineid, kas piirväärtusi ületatakse, kas veekogumi keemiline seisund on halb ning kas läheduses on tuvastatav jääkreostusobjekt või väljalase, mis võiks olla tõenäoline allikas.[1004]

Eesti jääkreostuse käsitluses tuuakse välja ka riskide vähendamise ja saneerimise seos – täpsemalt öeldakse Kliimaministeeriumi jääkreostuse ülevaates, et jääkreostuse koristamata jätmine võib ohustada inimeste tervist ohtlike ainetega kokkupuutel, saastunud toidu ja joogivee tarbimisel ning lenduvate ainete kaudu; veekeskkonna seisukohalt tähendab sama probleem, et saaste võib liikuda pinnases, põhjavees ja äravoolus ning jõuda lõpuks veekogumisse.[1005] Seega arvestatakse ka allika püsimist ja võimalust, et koormus suureneb sademete, üleujutuse, ehitustööde või pinnase häirimise korral.

Eesti pinnavee koormuste analüüsi metoodika tugevus on see, et see arvestab andmelünki ega eelda, et kõik ohtlikud ained oleksid lubades või seires juba tuvastatud. Piirang on see, et üleriigilisel tasandil ei arvutata kõigi objektide kohta tegelikke massikoormusi. Seetõttu peaks detailsem objektipõhine hindamine lisama väljalaske vooluhulga ja kontsentratsioonide mõõtmise, sademe- ja suurveeproovid, põhjavee ja setete uuringud, allika–levikutee–vastuvõtja mudeli ning saneerimis- või ohjamismeetmete järelseire.

Eesti laiema pildi analüüsimetoodika riskipõhisuse tugevuseks on andmelünkadega arvestamine – see, et ei eeldata, et kõik ohtlikud ained oleksid lubades või seires juba tuvastatud. Asjaolu, et andmetega kaetus pole piisav, on ka arengukohaks objektipõhise koormuste hindamise kavandamisel – lisaks olemasolevale teadmisele ja üldisele seirele on vajaduspõhiselt soovitav jääkreostuse levikuteede parem kaardistamine ja massikoormuste määramine erinevates hüdroloogilistes tingimustes, et täpsemalt määratleda ohjamismeetmete vajadust koos järelseirega.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormuse puhul võib “saastaja maksab” põhine hinnastamine olla sageli otsesem, - olemas on konkreetne objekt, väljalase, sageli tuvastatav tegevus, ning adressaat, kellele kulud saab omistada. Peamised hinnastamise lähenemised keerlevad selle

[1004]Euroopa Parlament ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ; Keskkonnaagentuur 2025.
[1005] Kliimaministeerium 2026.

ümber, kas maksustatakse jooksvat väljalaset, varasemat kahju, tulevast riski või „orvuks jäänud“ vastutust.

Olulisemad skeemid on jooksva väljalasu heitepõhine tasustamine, likvideerimis- ja ohjamiskulu kandmine, tagasiulatuv vastutus, finantstagatis ning fond varumehhanismina. Üldiselt on nii, et kui vastutajat ei ole, siis liigub süsteem enamasti fondide või avaliku sektori suunas.

1) Väljalaset hinnastav saastetasu või heitetasu

Kui objektil on veelask või muu püsiv väljalase pinnavette, saab saastaja panna maksma heitkoguse, saasteaine liigi või ohtlikkuse järgi. Makstakse selle eest, et saasteainet juhitakse keskkonda. Selline mudel sobib siis, kui saaste on mõõdetav ja väljalase lubadega reguleeritav. Punktallika väljalase vajab sageli luba ning seda saab siduda tasude, piirnormide ja rikkumise korral kõrgemate kuludega.[1006]

2) Saaste ohjamise ja kõrvaldamise täielik omistamine saastajale.

Selle loogika järgi ei maksa saastaja ainult tasu heite eest, vaid peab rahastama puhastamise, reostuse leviku tõkestamise, seire, järelhoolduse ja muud vajalikud heastamistoimingud. ELi keskkonnavastutuse süsteemi eesmärk ongi teha kahju põhjustaja vastutavaks nii ennetava tegevuse kui ka heastamise eest. See lähenemine sobib eriti punktkoormuse puhul, sest olemas on konkreetne objekt ja võimalik põhjuslik side pinnavee kahjustusega.

3) Loa-, järelevalve- ja seirekulude kandmine saastaja poolt.

See on eelnevast tagasihoidlikum, kuid praktiliselt väga levinud saastaja-maksab vorm. Saastaja kannab loamenetluse, järelevalve, proovivõtu, aruandluse ja mõnikord ka erakorralise kontrolli kulud. Selline skeem ei kata tavaliselt kogu saastet, kuid hõlmab vähemalt selle reguleerimise ja kontrolli halduskulud.

4) Kohustuslikud tagatisinstrumendid - finantstagatis, finantskindlustus, reservfond, deposiit

Lähenemise idee on selles, et riskisektori ettevõtja peab juba ette looma tagatise, kindlustuse, reservi või muu finantskatte, millest saab hiljem katta sulgemise, reostuse likvideerimise, reostuse ohjamise ja järelhoolduse kulud. Selle eesmärk on tagada, et vahendid oleksid olemas ka juhul, kui reostuse mõju avaldub alles pikema aja jooksul või kui vastutav isik ei ole hiljem enam maksevõimeline. Sellest rahalisest kattest saab katta muu hulgas tegevuse lõpetamisega seotud kulusid, saastuse puhastamist, reostuse leviku tõkestamist, seiret ja järelhooldust. Selline lahendus tugevdab “saastaja maksab”

[1006] The Polluter Pays Principle, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1975/01/the-polluter-pays-principle_g1gh8f8f/9789264044845-en.pdf

põhimõtte rakendatavust, kuna aitab vältida olukorda, kus reostuse ohjamise kulud kanduvad hiljem avalikule sektorile.

Panga tagatis tähendab, et pank või muu finantsasutus annab garantii, et kui saastaja ise oma kohustusi ei täida, makstakse kokkulepitud summa tema eest välja. See annab riigile või järelevalveasutusele kindluse, et raha on vajaduse korral kiiresti kättesaadav.

Kindlustus korral sõlmib ettevõte kindlustuslepingu, mille alusel katab kindlustusandja teatud tingimustel reostuse ohjamise, puhastamise või kahju heastamise kulud. Selle eelis on, et risk kantakse osaliselt üle kindlustusandjale. Samas sõltub selle praktiline väärtus sellest, millised riskid on poliisiga tegelikult kaetud ja millised on välistused.

Reservfondi skeemi korral kogub ettevõte oma vahenditest järk-järgult eraldi rahalise puhvri tulevaste keskkonnakulude katmiseks. See võib olla ettevõttesisene sihtotstarbeline fond või eraldi arvestuslik reserv. Selle tugevus on paindlikkus, kuid nõrkus on see, et raha olemasolu sõltub ettevõtte finantsseisust ning fond ei pruugi kriisiolukorras olla piisavalt kaitstud.

Deposiit tähendab, et saastaja peab paigutama kindla rahasumma ette eraldi kontole või avaliku asutuse kontrolli alla. Seda raha saab kasutada üksnes kokkulepitud keskkonnakohustuste täitmiseks, näiteks puhastamiseks või järelhoolduseks. Deposiidi eelis on selle kõrge garanteeritus, sest raha on reaalselt olemas, kuid see võib ettevõtte jaoks olla kapitalimahukas lahendus.[1007]

5) Sektoripõhine fond

Kui konkreetne punktallika saastaja on pankrotis, kadunud või vastutusvaidlus on lootusetu, tekib küsimus, kas kulud jäävad maksumaksjale. Üheks lahenduseks on siis saastajate ringi kollektiivne fond: riski kandva sektori ettevõtted maksavad solidaarset fondimakset, millest kaetakse peremeheta objektide saaste likvideerimine.[1008]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on saastunud või mahajäetud tööstusalade punktkoormust hinnastatud veeloa nõuetega seotud ohjamis- ja seirekulude, saastetasude ning keskkonnavastutuse kaudu, kui objektil on olemas

[1007] Bradley, K.; Corrigan, P.; Crowcroft, P.; Fogleman, V.; Mackie, C.; McCarthy, S. 2017. Financial Provision for Environmental Liabilities. Practical Guide.

[1008] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238.

mõõdetav väljalase ja saasteaineid juhitakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse. Kui kahju tekitaja ei ole teada, kannab vältimis- ja heastamismeetmete kulud riik. Kinnisasja omanikku ei käsitleta automaatselt kahju tekitajana.[1009]

Kui endisel tööstusalal on väljalask ja selle kaudu satub loodusesse näiteks õli, fenoole, heljumit, lämmastikku, fosforit või muid ohtlikke aineid, siis käsitatakse seda tavapärase punktallika veeheitena ning sellele kohaldatakse saastetasu üldreegleid. Ehk saastetasu ei sõltu (teoreetiliselt) sellest, et tegemist on "pärast majandustegevuse lõppemist tekkiva saastega", vaid sellest, mida ja kui palju väljalaske kaudu keskkonda juhitakse.

Kui saasteaineid juhitakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse lubatust suuremas koguses või kontsentratsioonis, tõstetakse veesaastetasu määrasid kuni 100 korda. Kui sama tegevus toimub ilma loata, on määrad veel karmimad: kuni 1000 korda. See on Eesti süsteemi kõige selgem "saastaja maksab" komponent sellise reostusobjekti punktkoormuse puhul.

Kõige otsesem hinnastamise viis Soomes selle koormusklassi puhul on loa ja loatingimuste kaudu internaliseeritud kulu. Kui objektil on väljalase või muu veereostuse risk, saab loas nõuda puhastamist, käitlusmeetmeid, seiret, aruandlust ja muid meetmeid, mille kulud kannab tegevuse põhjustaja. Juhtudeks, kui saastajat ei suudeta tuvastada või ei ole võimalik kulusid välja nõuda on keskkonnakahju fond. Fondi raha tuleb peamiselt keskkonnavastutuse maksetest (e*nvironmental liability contributions*), mida kogutakse keskkonnareostuse riski põhjustada võivatelt tegevuselt. Fondi võib minna ka riigieelarvest ülekantav eraldis, kuid see osa on mõeldud eeskätt ennetavateks toetusteks ja selle suurus võib aastati varieeruda. Fond on eelarveväline üksus ning selle kapitalile on seatud 30 miljoni euro ülempiir. Kui fondi varad ületavad selle piiri, peatatakse keskkonnavastutuse maksete kogumine seni, kuni fondi maht langeb 15 miljoni euroni.[1010]

Rootsis kasutatakse, juhul kui saastajat ei ole võimalik vastutama panna, riiklikke toetusi saastunud alade uurimiseks ja puhastamiseks.[1011] Ehk nö varufond on erinevalt Soomest riigieelarveline. Ka Hollandis on selleks (saaste likvideerimiseks) sihtotstarbelised riiklikud eelarvelised vahendid.

Iirimaa kasutatakse käitiste puhul ka tagatisraha süsteemi. Vastuvõetavad võivad olla näiteks eraldi tagatud pangakonto, *on-demand performance bond*, emaettevõtte garantii, kinnisvarale seatud tagatis

[1009] Keskkonnavastutuse seadus, RT I, 21.09.2023, 2.
[1010] Environmental Damage Fund, https://ym.fi/en/environmental-damage-fund
[1011] Compendium Remediation of Contaminated Sites in Sweden, https://www.naturvardsverket.se/contentassets/7949a99b2f6e4e598082086b1530a049/compendium_remediation_contaminated_sites_sweden_2021.pdf

ja teatud juhtudel ka kindlustus. Tegevusloa tingimustes võidakse kõrgema riskiga ettevõtetelt nõuda rahalist tagatist keskkonnakohustuste katteks, ning see hõlmab muu hulgas sulgemist, taastamist ja järelhooldust. See on oluline just siis, kui objektil võib tekkida pinnase või põhjavee saastatus või risk, mis võib vajada sekkumist väljaspool objekti. Teisisõnu tuleb selles skeemis raha sellisel juhul ettevõtte enda loodud tagatisest, mitte alles hilisemast avalikust päästepaketist.[1012] Ettevõte peab kõigepealt hindama oma keskkonnakohustused rahasse ja seejärel panema riigiametiga kooskõlastatult paika finantstagatise, mis need kulud katab. Riigi juhiste järgi tuleb paljudel kõrgema riskiga litsentsitud käitistel hinnata nii teadaolevad kohustused (nt sulgemine, taastamine, järelhooldus) kui ka võimalikud avariidest või intsidentidest tulenevad kohustused, ning teha nende katteks finantstagatis. Heaks kiidetud keskkonnakulude summa ongi nõutava tagatise suurus. Finantstagatise summa sõltub objekti iseloomust, saasteohust, võimaliku kahju ulatusest ja sellest, milline finantsinstrument valitakse.

Kanadas Ontarios tekib finantstagatis tavaliselt loa või provintsi regulatiivse nõude alusel. Selle suurus määratakse riskipõhiselt, lähtudes tegevuse liigist, ulatusest ning sulgemise, ohustamise ja järelhoolduse hinnangulisest maksumusest. Seetõttu peab ettevõte tavaliselt esitama kuluhinnangu ja seda toetavad arvutused või välised hinnapakkumised. Kui vastutaja puudub või tagatisest ei piisa, kasutatakse sageli avalikku rahastust.[1013]

Saksamaa Föderaalse pinnasekaitseseaduse järgi ei vastuta ainult algne saastaja, vaid ka tema õigusjärglane, kinnisasja omanik ja valdaja; kohustus hõlmab lisaks pinnasele ka saastunud alast lähtuva vee saastuse ohjamist ja kõrvaldamist. See on huvitav just mahajäetud tööstusalade puhul, sest vastutus ei kao tingimata koos algse ettevõtte kadumisega, vaid liigub edasi laiemas vastutusahelas.[1014] Sarnast põhimõtet rakendatakse ka nt Ühendkuningriigis.

[1012] Guidance on assessing and costing environmental liabilities, 2014. Environmental Protection Agency, Ireland, https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/licensees/reporting/financial-provisions/EPA_OEE-Guidance-and-Assessing-WEB.pdf

[1013] F-15: Financial assurance guideline, https://www.ontario.ca/document/f-15-financial-assurance-guideline

[1014] Contaminated sites, https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/soil-land/contaminated-sites

6.3 Koormused põhjaveekogumitele

6.3.1 Veevõtt ühisveevärgiks

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Veevõtt ühisveevärgiks on oluline veekasutuse vorm, mille kaudu varustatakse elanikkonda joogiveega ning tagatakse vee kättesaadavus tööstuses ja teenindussektoris. Eestis põhineb joogiveevarustus väljaspool Tallinna linna peamiselt põhjaveel, kuna see on enamasti hea kvaliteediga ja vajab vähem puhastamist kui pinnavesi. Samas võib intensiivne põhjavee ammutamine avaldada mõju põhjaveevaru suurusele ja selle kvaliteedile ning seetõttu käsitletakse seda olulise keskkonnakoormusena.[1015]

Üheks peamiseks veevõtuga seotud mõjuks on põhjaveetaseme alanemine ja depressioonilehtri kujunemine veehaarde ümber, mis toimub siis kui põhjaveekihtidest ammutatakse vett suuremas mahus kui looduslik juurdekanne võimaldab.[1016] Põhjaveetaseme langus võib vähendada allikate ja põhjaveest toituvate veekogude veehulka ning mõjutada märgalade seisundit. See mõjutab nii veekihtide tasakaalu kui ka nendega seotud ökosüsteeme. Seetõttu käsitletakse põhjavee ja pinnavee süsteeme sageli omavahel tihedalt seotud keskkonnakomponentidena.[1017]

Põhjavee taseme alanemisest tuleneb teine oluline keskkonnakoormuse liik - hüdrogeoloogiliste tingimuste muutumine. Suur veevõtt ja veekihtide tasakaalu muutus võib muuta põhjavee liikumissuundi ja voolukiirust, mis võib põhjustada vee liikumist erinevate veekihtide vahel. Selle tulemusena võib halveneda vee kvaliteet, näiteks kui sügavamates kihtides olev mineraaliderikkam või soolasem vesi surutakse joogiveeks kasutatava põhjavee kihti ja seguneb joogiveeks sobiva põhjaveega, vähendades selle kõlblikkust joogiveeks.[1018]

Veevõtuga võib kaasneda ka põhjavee kvaliteedi halvenemine veetaseme alanemise tagajärjel võimalikuks osutunud vähemkvaliteetse vee sissetungi tõttu ülemistest veekihtidest. Näiteks võib põhjavee taseme langus soodustada maapinnalt pärinevate saasteainete, nagu nitraatide või muude keemiliste ühendite liikumist sügavamatesse veekihtidesse ja rannikualadel võib tekkida oht soolase

[1015] Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf
[1016] Keskkonnaamet 2023. Käsiraamat kohaliku omavalitsuse keskkonnaspetsialistile, https://keskkonnaamet.ee/kasiraamat-kohaliku-omavalitsuse-keskkonnaspetsialistile
[1017] Keskkonnaministeerium 2017. Veeseaduse seletuskiri.
[1018] World Health Organization 2017. Guidelines for drinking-water quality.

vee sissetungiks põhjaveekihtidesse, kui magevee surve väheneb.[1019] Reostusrisk on suurem kui veekihtide kaitstus on nõrk või esineb hüdrogeoloogilisi häiringuid.[1020]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Põhjaveele avalduv koormuse veevõtt ühisveevärgi tarbeks hindamisel on vaja hinnata kogu mõjuahelat: kui suur on veevõtt võrreldes loodusliku taastootega, kuidas muutub põhjaveetase ja voolusuund, kas kujuneb depressioonilehter, kas väheneb allikate, jõgede, märgalade või teiste põhjaveest sõltuvate ökosüsteemide toide ning kas veevõtt võib kaasa tuua ka vee kvaliteedi halvenemise, näiteks soolase vee sissetungi, teistest kihtidest pärit halvema kvaliteediga vee juurdevoolu või saasteainete mobiliseerumise.[1021]

Esmalt tuleb hinnata veevõttu ja põhjaveevaru bilanssi - määrata pumbatav kogus, põhjaveekihi looduslik taastootmine, põhjavee sisse- ja väljavool, seos teiste põhjaveekihtidega ning seos pinnaveega. Ideaalis ei hinnata ainult aastast keskmist veevõttu, vaid ka hooajalist ja tipukoormust, sest just tipuvõtt võib põhjustada lühiajalisi, kuid ökoloogiliselt olulisi veetaseme alanemisi. Koguselise seisundi hindamisel peab seirevõrk suutma näidata nii pikaajalisi trende kui ka inimtegevusest tingitud muutusi veetasemes, eriti veevõtu surve all olevates põhjaveekogumites.[1022] Põhjaveetaseme seire peab olema pikaajaline, sest ainult nii saab kliimast tingitud kõikumisi eristada veevõtust tingitud alanemisest.[1023]

Teine põhimõte on depressioonilehtri ja mõjuala mõõtmine, sest ühisveevärgi veevõtu koormus avaldub sageli põhjaveetaseme alanemises puurkaevu mõjualas. Ideaalis kasutatakse selleks seirekaevude võrku eri kaugustel veehaardest, mõõdetakse regulaarselt veetasemeid ning vajadusel

[1019] European Parliament and Council. 2006. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the Protection of Groundwater Against Pollution and Deterioration.

[1020] Keskkonnaamet 2025. Põhjaveevaru kogumid ja põhjavee seisund, https://keskkonnaamet.ee/kasiraamat-kohaliku-omavalitsuse-keskkonnaspetsialistile/pohjaveevaru-kogumid-ja-pohjavee-seisund

[1021] European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 7 – Monitoring under the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/63f7715f-0f45-4955-b7cb-58ca305e42a8/Guidance%20No%207%20-%20Monitoring%20%28WG%202.7%29.pdf; European Commission 2006. Groundwater Monitoring Guidance. https://circabc.europa.eu/sd/a/e409710d-f1c1-4672-9480-e2b9e93f30ad/Groundwater%20Monitoring%20Guidance%20Nov-2006_FINAL-2.pdf; World Health Organization 2016. Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources. https://www.who.int/docs/default-source/food-safety/arsenic/9241546689-eng.pdf

[1022] European Commission. s.a. Groundwater. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/groundwater_en; European Commission. s.a. Water Framework Directive. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en

[1023] Taylor, C. J., Alley, W. M. 2001. Ground-Water-Level Monitoring and the Importance of Long-Term Water-Level Data. U.S. Geological Survey. https://pubs.usgs.gov/circ/circ1217/pdf/circular1217.pdf

tehakse pidevseiret, et kirjeldada nii lühiajalist pumpamismõju kui ka pikaajalist trendi. Ainult veehaarde enda veetaseme jälgimisest ei piisa, sest see ei näita, kui kaugele mõju ulatub ning kas see mõjutab naaberpuurkaeve, allikaid või seotud pinnaveekogusid. Põhjaveemudeleid ja mõõteandmeid on vaja kasutada koos, et hinnata depressioonilehtri suurust, põhjavee voolusuundade muutust ning veehaarde toiteala ulatust.[1024]

Kolmandaks tuleb hinnata mõju põhjaveega seotud pinnaveele ja põhjaveest sõltuvatele ökosüsteemidele, saavutamaks lõppeesmärgina, et veevõtt ei vähendaks jõgede baasäravoolu, ei kuivataks allikaid ega kahjustaks märgalasid - Euroopa Komisjoni põhjavee käsitluses peab kvantitatiivne hindamine arvestama põhjavee rolli seotud pinnaveekogude ja maismaaökosüsteemide toites. Seetõttu peaks ideaalne hindamissüsteem ühendama põhjaveetaseme seire, põhjavee-pinnavee seoste analüüsi, baasäravoolu hindamise ja vajaduse korral ökosüsteemi seisundi näitajad. WHO rõhutab samuti, et joogiveeallikate kaitses tuleb vee kogust ja kvaliteeti käsitleda koos, sest liigse veevõtu korral võivad muutuda nii allika tootlikkus kui ka sõltuvate ökosüsteemide toimimine.[1025]

Neljandaks tuleb hinnata veekvaliteedi muutust, sest koguselise koormuse mõju võib tekitada kvaliteediprobleeme, näiteks kui rannikupiirkondades tuleb alandatud põhjaveetaseme tõttu juurde soolasemat vett, või kui juurde tuleb halvema kvaliteediga vett teisest veekihist või saastunud vett veehaarde toitealalt. Seetõttu on vaja regulaarset veekvaliteedi seiret, eriti seal, kus esineb risk soolase vee sissetungiks, redoksolude muutuseks või saasteainete liikumise kiirenemiseks. WHO ja Euroopa Komisjoni juhendmaterjalid rõhutavad, et joogiveeallika kaitse strateegia peab ühendama koguselise ja keemilise seire ning toiteala riskihindamisega – st. veeallika kaitsetsoonide, reostusallikate ja transportteede analüüsiga.[1026]

Viiendaks peaks mõõtmisi toetama on mudelite kasutamine - ideaalpildis koostatakse veehaarde jaoks kontseptuaalne hüdrogeoloogiline mudel ja selle põhjal vajadusel arvutuslik põhjaveevoolu mudel, mis hindab taastootmist, alanduslehtri ulatust, toiteala, vee vanust ja võimalikke tulevikustsenaariume. Mudel peab olema kalibreeritud tegelike veetaseme, pumbatava koguse ja vajaduse korral vooluhulga või veekvaliteedi andmetega. USGS-i modelleerimisjuhendid rõhutavad, et mudeli sobivus sõltub selle

[1024] Cunningham, W. L., Schalk, C. W. 2011. Groundwater Technical Procedures of the U.S. Geological Survey. U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/tm/1a1/pdf/tm1-a1.pdf
[1025] WHO 2016.
[1026] European Commission 2006; WHO 2016.

kasutuseesmärgist ning veevõtu hindamisel peab mudel lisaks olemasolevate veetasemete hoidmise kirjeldamisele võimaldama taastootmise, voolusuundade ja veevõtu mõjuala kirjeldamist.[1027]

Hindamises peab järelikult olema ühendatud pikaajaline veetaseme seire, pumpamiskatsete ja veehaarete töörežiimi andmed, veekvaliteedi seire, toiteala hindamine ning mudelarvutused. Alles siis saab usaldusväärselt hinnata, kas veevõtt on jätkusuutlik või kujutab endast juba põhjavee koguselise ja kaudselt ka keemilise seisundi halvenemise riski.[1028]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis hinnatakse veevõtu tõttu ühisveevärgiks põhjaveele avalduvat koormust eeskätt põhjaveekogumite koguselise seisundi hindamise ühe osana, hinnates mitte ainult pumbatava vee mahtu, vaid ka seda, kas veevõtt ületab põhjaveekogumi loodusliku ressursi või põhjustab põhjaveetaseme muutusi, mis võivad halvendada põhjavee kvaliteeti või kahjustada põhjaveest sõltuvaid ökosüsteeme. Hindamine tugineb veepoliitika raamdirektiivi ja põhjaveedirektiivi rakendamisel kujunenud koguselise seisundi käsitlusele, kus veevõtt ühisveevärgiks kuulub koormusklassi 3.2, kuid praktikas käsitletakse seda sageli kogu veevõtu koormuse osana, sest olemasolevates andmebaasides ei ole kõiki veevõtu liike alati täielikult eristatult hinnatud.

Eesti metoodika esimene põhielement on veevõtu ja loodusliku ressursi võrdlus. Koguselise seisundi hindamisel võrreldakse põhjaveekogumi aastakeskmist veevõttu kinnitatud põhjaveevaru ning põhjaveekogumi loodusliku ressursiga. Kui veevõtt on väiksem looduslikust ressursist ja ei põhjusta kõrvalmõjusid, loetakse seisund heaks. See metoodika tugineb veeseadusele ja põhjaveekogumite seisundiklasside määramise korrale ning Eesti praktikas on selleks kasutatud nii kinnitatud põhjaveevarude andmeid kui ka veekasutuse aruandlust.[1029]

[1027] Reilly, T. E., Harbaugh, A. W. 2004. Guidelines for Evaluating Ground-Water Flow Models. U.S. Geological Survey. https://pubs.usgs.gov/sir/2004/5038/PDF/SIR20045038_ver1.01.pdf; U.S. Geological Survey. 2013. A National Framework for Ground-Water Monitoring. https://www.usgs.gov/apps/ngwmn/remote-content/content/doc/ngwmn_framework_report_july2013.pdf

[1028] European Commission 2006; WHO 2016; Taylor ja Alley 2001.

[1029] European Commission 2006. Groundwater Monitoring Guidance. https://circabc.europa.eu; Keskkonnaminister 2019. Määrus nr 48. Põhjaveekogumite seisundiklassid ja määramise kord. https://www.riigiteataja.ee/akt/102102019005; Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus; Keskkonnaamet. 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf; Veeseadus. 2024. Riigi Teataja. https://www.riigiteataja.ee

Teine keskne metoodika on hüdrogeoloogiline modelleerimine. Eestis on põhjaveekogumite loodusliku ressursi hindamisel kasutatud regionaalset kolmemõõtmelist põhjavee dünaamika mudelit MODFLOW, mille abil hinnatakse põhjaveekogumite bilanssi, veevõtu mõju ning vajadusel korrigeeritakse ka põhjaveekogumite piire. Mudel on vajalik, sest ainult pumbatava mahu ja taastootmise lihtne võrdlus ei kirjelda, mille arvelt vett tegelikult tarbitakse – kas suureneb sissevool, väheneb looduslik väljavool või toimub põhjaveevaru ammendumine. Näiteks Meltsiveski põhjaveekogumi puhul näidati mudelarvutustega, et varasem negatiivne bilanss oli osaliselt metoodiline probleem ning seotud kogumi piiritlemisega, mitte otsese ületarbimisega.[1030]

Kolmas oluline komponent on põhjaveetaseme muutuste ja depressioonilehtrite hindamine. Eesti praktikas on suuremate veehaarete puhul põhjaveevarude uuringud ajalooliselt keskendunud sellele, et etteantud kasutusmahu juures ei langeks põhjaveetase alla lubatud piiride. Seega ei hinnata ainult veekogust, vaid ka põhjaveetaseme muutusi, mis võivad viidata koormusest tulenevatele kahjudele. Selline lähenemine on eriti oluline sügavates põhjaveekogumites ning piirkondades, kus veevõtt on intensiivsem, näiteks Harjumaal, Ida-Virumaal või Kambriumi-Vendi süsteemis. Mõju hindamisel kasutatakse seirekaevude andmeid, põhjaveetasemete aegridu ning veehaarete töörežiimide analüüsi, et tuvastada võimalikke alanduslehtrite kujunemisi ja nende ruumilist ulatust.

Neljas metoodiline suund on kahjude hindamine põhjaveega seotud ökosüsteemidele ja veekeskkonnale - hinnatakse ka seda, kas veevõtt võib mõjutada põhjaveest sõltuvaid maismaaökosüsteeme, allikaid või pinnaveekogude baasäravoolu. Eraldi oluline näide on Vasavere põhjaveekogum, kus hindamises on arvestatud mõju Natura järvedele, mis näitab, et kahjude hindamine ei piirdu veevõtu ja ressursi suhtarvudega, vaid sisaldab ka ökosüsteemimõju käsitlust.[1031]

Viies oluline osa Eesti metoodikas on ohustatuse määramine riskipõhise sõelumise kaudu. Veevõtust tingitud koormus ei loeta oluliseks ainult seal, kus seisund on juba halb, vaid ka seal, kus põhjaveekogum on ohustatud. Põhjaveekogumite mõju analüüsis loeti veevõtu tõttu ohustatuks näiteks PVK 1, 2, 3, 4, 5b ja 7, kus põhjuseks olid kas looduslikku ressurssi ületavad kinnitatud tarbevarud, intensiivne kasutus või keerukad hüdrogeoloogilised tingimused. See tähendab, et Eestis kasutatakse lisaks seisundi mõõtmisele ka survetegurite eelhindamist, et tuvastada potentsiaalseid riske enne tegeliku seisundi halvenemist.

[1030] Marandi, A., Osjamets, M., Polikarpus, M. jt. 2019. Põhjaveekogumite piiride kirjeldamine, koormusallikate hindamine ja hüdrogeoloogiliste kontseptuaalsete mudelite koostamine. Eesti Geoloogiateenistus.

[1031] Keskkonnaminister 2019; Marandi, A. jt. 2020. Eesti põhjaveekogumite seisund perioodil 2014–2019. Eesti Geoloogiateenistus.

Kuuendaks, hinnatakse veevõtu mõju põhjavee kvaliteedile, sest veevõtt võib põhjustada ka kvaliteediriske – näiteks merevee sissetungi rannikualadel, ülemistest veekihtidest lekkeid või saastunud vee liikumise suurenemist. Eriti Kambriumi-Vendi ja Ordoviitsiumi-Kambriumi süsteemide puhul käsitletakse seda olulise riskina. Seetõttu ei ole veevõtu koormuse hindamine Eestis puhtalt koguseline, vaid seostub osaliselt ka põhjavee keemilise seisundi riskidega.[1032]

Eesti metoodika tugevuseks on hüdrogeoloogiline modelleerimine ja põhjaveekogumipõhine käsitlus, kuid arendamisruumi sündmuspõhise ja veehaardespetsiifilise mõju hindamises, pidevseires ning veehaarete mõjualade analüüsis. Sellest hoolimata võimaldab praegune metoodika hinnata, kas veevõtt ühisveevärgiks on vaid kasutus või juba põhjaveekogumi koguselist seisundit mõjutav koormus.

Põhjaveele avalduva koormuse veevõtt ühisveevärgi tarbeks hindamiseks vajalik kogu mõjuahela komponentide hindamise tingimus on Eestis täidetud.

Parima teadmise kohaselt tuleb hinnata veevõttu ja põhjaveevaru bilanssi ning ka Eesti metoodika esimene põhielement on veevõtu ja loodusliku ressursi võrdlus (mida pumbatava koguse, põhjaveekihi loodusliku taastootmise, põhjavee sisse- ja väljavoolu määramine on), kuigi lahtiseks jääb, mil määral seos teiste põhjaveekihtidega käsitlemist leiab.

Ka depressioonilehtri ja mõjuala mõõtmine on Eestis esindatud (põhjaveetaseme muutuste ja depressioonilehtrite hindamine) ning hinnatakse mõju põhjaveega seotud pinnaveele ja põhjaveest sõltuvatele ökosüsteemidele, nii nagu parim teadmine ette näeb (ideaalis põhjaveetaseme seire, põhjavee-pinnavee seoste analüüs, baasäravoolu hindamine ja vajaduse korral ökosüsteemi seisundi näitajad).

Samuti hinnatakse veevõtu mõju põhjavee kvaliteedile vastavalt parimale teadmisele ning vastavalt parimale teadmisele Eestis on kasutusel hüdrogeoloogiline modelleerimine (põhjavee dünaamika mudel MODFLOW põhjaveekogumite veebilansi, veevõtu mõju hindamiseks ja vajadusel põhjaveekogumite piiride korrigeerimiseks).

Lisaks, Eesti metoodika hõlmab ka halvas või ohustatud seisundis pinnaveekogumite määramist riskipõhise sõelumise kaudu veevõtust tingitud oluliste koormuste kindlakstegemiseks.

[1032] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus.

Üldiselt on Eesti hindamispraktika kõrgel tasemel. Arendamiseruumi on pikaajalises veetaseme seires (pidevseires), pumpamiskatsete ja veehaarete töörežiimi andmete arvestamise osas, põhjavee toiteala hindamises ning sündmuspõhise ja veehaardespetsiifilise mõju hindamises ja analüüsis ning põhjavee koormusanalüüsis ei eristata alati erinevaid veevõtu liike, mõju hinnatakse praegu enamasti kogumipõhiselt kogu veetarbimise koondmõjuna.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Ühisveevärgi põhjaveevõttu ei käsitleta kitsalt reostusena, vaid veeressursile avalduva kvantitatiivse survena. Põhjavee võtmist ühisveevärgiks saab hinnastada "saastaja maksab" põhimõtte laiendatud tõlgenduses pigem "kasutaja/koormuse tekitaja maksab" põhimõttena. Põhjaveevõtt ei ole alati "saastamine", kuid see tekitab ressursikulu ning võib tekitada ka keskkonnakulu: veetaseme alanemist, survet põhjaveekogumi seisundile, mõju allikatele/märgaladele või tulevaste kasutajate varustuskindlusele.

1) Mahupõhine põhjavee võtu tasu

See on kõige tavalisem skeem: iga m³ ammutatud põhjavee eest makstakse tasu. Tasu võib erineda põhjaveekihi järgi, sest sügavamad, aeglasemalt taastuvad või defitsiitsemad kihid on ressursina väärtuslikumad. Näiteks arvutatakse: koormuse rahaline väärtus = võetud põhjavee maht × tasumäär €/m³. See on halduslikult suhteliselt sobilik skeem, kuid kui määr on liiga madal, katab see pigem riigitulu/ressursitasu kui tegeliku ökoloogilise kahju. Kasutada võidakse ka diferentseeritud tasu põhjaveekihi, piirkonna ja defitsiitsuse järgi. Kõrgem määr rakendub näiteks siis, kui veevõtt toimub ohustatud põhjaveekogumis, rannikualal sooldumisriskiga piirkonnas või sügavast, aeglaselt taastuva varuga põhjaveekihist. Veeloaga tegevuste puhul (vee-ettevõtted antud koormusklassis nt) aga ka aastase, kvartali või ööpäeva maksimumi ületamisel tuleb maksta kõrgendatud tasu või järgneb muu sanktsioon. See on oluline, kuna põhjaveekogumi seisundi jaoks on kriitiline ka absoluutne veevõtu piir.[1033]

2) Astmeline ehk kasvav veevõtutasu

See on põhiskeemi edasiarendus, kus üleammutamine on kulukas. Lubatud baasmaht maksab madalamat tasu, suurem tarbimine kõrgemat tasu. Näiteks: 0–80% lubatud = baasmäär; 80–100%

[1033] Farnault, A., Leflaive, X. 2024. Cost recovery for water services under the Water Framework Directive, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/cost-recovery-for-water-services-under-the-water-framework-directive_fe64e164/e2a363e3-en.pdf

lubatud = kõrgem määr; üle loa = kõrgendatud määr. See on eriti sobiv ühisveevärgi puhul suvise kastmisvee või muu tiputarbimise ohjamiseks.

3) Ressursikulu komponendiga tariif lõpptarbijale

Selles skeemis maksab ühisveevärgi ettevõte veevõtutasu, kuid praktikas kandub see tavaliselt veeteenuse hinda. Saastaja-maksab vaates on oluline, et kulu ei jagataks ainult püsitasuna kõigile võrdselt, vaid võimalikult palju mahu järgi, et suurem tarbija maksaks suurema osa põhjaveekoormusest. Näiteks veearve võiks koosneda: püsitasu + teenuse omahind €/m³ + põhjavee ressursitasu €/m³ + defitsiit-/keskkonnakomponent €/m³. Sotsiaalse õigluse jaoks võib majapidamiste hädavajalik baasmaht olla madalama hinnaga, aga liigtarbimine, kastmine või basseinitäitmine kõrgema hinnaga.[1034]

4) Veedefitsiidi lisatasu

Selle lähenemise idee on, et kui põhjaveekogumi seisund halveneb või varud on piiratud, siis lisatakse ajutine või püsiv defitsiiditasu. Skeem võib olla näiteks: defitsiiditasu = võetud m³ × riskikoefitsient × baasmäär. Riskikoefitsient võiks sõltuda nt põhjaveekogumi seisundist ja taastumisvõimest.

5) Reostusriski lisatasu või saastetasu eraldi

Kui veevõtt põhjaveest põhjustab näiteks saastunud vee sissevoolu, sooldumist või põhjavee kvaliteedi halvenemise riski, võib lisanduda kvaliteediriski komponent. Kui aga põhjaveekihti viiakse saasteaineid, rakendatakse saastetasu loogikat.[1035]

6) Kohalik kompensatsioonitasu

Kui veehaare paikneb ühes omavalitsuses, aga vesi teenindab teist piirkonda, kasutatakse mõnes süsteemis kompensatsiooni skeeme kohalikule omavalitsusele või veeressursi piirkonnale. See skeem hinnastab siiski pigem kohaliku ressursikasutuse ja talumiskohustuse, mitte otsest ökoloogilist kahju.

7) Veevõtu kvootidega kauplemine

Teoreetiliselt on võimalik ka selline hinnastamise skeem, kus põhjaveekogumile seatakse võtu kogumäär mingis ajaaknas ning kasutajatele jagatakse veevõtu kvoote. Kes vett säästab, saab kvoote müüa ning kes vajab vett rohkem, saab kvoote osta. See töötab vaid siis, kui mõõtmine, järelevalve ja

[1034] OECD 2023. Implementing Water Economics in the EU Water Framework Directive, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

[1035] Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2010/03/pricing-water-resources-and-water-and-sanitation-services_g1ghc680/9789264083608-en.pdf

hüdrogeoloogiline piiritlemine on tugevad. Ühisveevärgi puhul kasutatakse seda harva, sest joogiveevarustus on avalik teenus.[1036]

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on ühisveevärgiks põhjavee võtmise koormus hinnastatud peamiselt vee erikasutusõiguse tasuna ehk ressursikasutuse tasuna ning loa nõuete täitmise kuluna. Vee-ettevõtja maksab riigile tasu põhjaveekihist vee võtmisel ning see kulu arvestatakse reguleeritud veeteenuse hinda. Keskkonnatasude seaduse järgi makstakse vee erikasutusõiguse tasu õiguse eest võtta vett veekogust või põhjaveekihist erikasutuse korras. Seadus eristab põhjaveekihte ning sätestab vee erikasutusõiguse tasu alam- ja ülemmäärad eurodes 1000 m³ kohta; tasumäära kehtestamisel lähtutakse muu hulgas põhjaveekihist (mida sügavam põhjaveekiht, seda suurem on tasu), vee defitsiitsusest ja kasutusviisist. Kui vett võetakse loata või üle loa, rakendatakse viiekordset vee erikasutusõiguse tasumäära.[1037]

Soomes ei ole ühisveevärgi põhjaveevõtule üldist riiklikku veevõtutasu, põhjavee ressursitasu ega saastetasu. Ühisveevärgi põhjaveevõttu juhitakse loapõhiselt, kus seotakse nõuded ja tingimused vee ammutamisele, seireks ja erakorraliste olukordade meetmeteks. Seega hinnastatakse koormust kaudselt – kulud tekivad loaomanikule (kaitse-)nõuete täitmisest. Veeteenuse kulud kaetakse vee-ettevõtte tasudega. Kogutavad tasud peavad pikaajaliselt katma investeeringud ja vee-ettevõtte kulud ning võivad sisaldada ainult mõistlikku kapitalitootlust. Kasutustasu kogutakse kinnistu kasutatud vee koguse ja kvaliteedi järgi. Oluline on skeemis ka veetarbimise ohjamise hinnasignaal ehk tasud peavad vajadusel soodustama vee säästlikku kasutamist.[1038] Peamine mudel on: luba + maksimaalne veevõtukogus + seirekohustus + veeteenuse kulupõhine tariif + vajadusel kaitseala/kompensatsioon.

Rootsis on see koormusklass hinnastatud peamiselt loakohustuse, loa tingimuste, seire, kaitsemeetmete ja veeteenuse tariifi kaudu. Eraldi põhjavee keskkonna- või ressursitasu ei võeta.1039

Taanis ei ole ühisveevärki võetavale põhjaveele tasu. On riiklik veemaks torustikuga tarnitud vee pealt. Seda kogub praktikas vee-ettevõte tarbijalt arvega, aga see ei ole vee-ettevõtte tulu, sest ta kannab

[1036] Leflaive, X. 2024. The economics of water scarcity, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/the-economics-of-water-scarcity_06943700/81d1bc0a-en.pdf
[1037] Keskkonnatasude seadus, RT I, 14.03.2011, 39.
[1038] Water Services Act (119/2001), https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688592/mainPdf/main.pdf
[1039] OECD 2025. OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025, OECD Environmental Performance Reviews, OECD Publishing, Paris.

selle maksuraha riigile edasi. See on maksukomponent, nagu aktsiisilaadne lisand tarbitud vee m³ kohta. Maksu suurus oli 2025–2026 6,37 DKK/m³. Veevärgid peavad maksma riiklikku veemaksu vähemalt 90% pumbatud vee pealt; kui veekadu on üle 10%, tuleb sisuliselt maksta ka osa kaotsiläinud vee eest. See toimib lekete vähendamise stiimulina. Riiklik veemaks ei ole valdavalt sihtotstarbeline maks, sest seda raha kasutatakse põhjavee kaitseks ainult väga piiratud osas.

Lisaks riiklikule veemaksule on ühisveevärgist tarbitud veele kehtestatud ka vee-ettevõtte poolt veetariif, mida arvestatakse koguste põhjal. Veeteenuse tasu katab tavaliselt vee hankimise, põhjavee pumpamise, töötluse, torustiku, veemõõtmise, hoolduse, investeeringud, klienditeeninduse jne. Nende vahe on sama tüüpi nagu näiteks elektriarvel: elektri võrgutasu või müügihind on teenusepakkuja tasu, aga elektriaktsiis või riiklik maks on riigi maks.[1040]

Poolas on põhiskeem selline, et vee-ettevõtja maksab riigile veevaru kasutamise eest ning selle kulu arvestatakse veetariifi kujundamisel tarbijatele edasi. Riigile makstav tasu koosneb püsiosast ja muutuvosast. Püsiosa määratakse kord aastas ja makstakse neljas kvartaliosamakses; muutuvosa määratakse pärast iga kvartalit tegeliku veekasutuse andmete põhjal. Püsiosa arvutatakse loas lubatud maksimaalse veevõtu järgi. Muutuvosa sõltub tegelikult võetud vee kogusest, vee liigist - põhjavesi või pinnavesi - ja veevõtu eesmärgist. Põhjavee puhul korrigeeritakse muutuvtasu veel veetöötluse koefitsientidega. Näiteks kui vett ei töödelda või ainult desinfitseeritakse, on koefitsient 2 jne.[1041]

Iirimaal on põhjaveevõtt ühisveevärgist hinnastatakse eripäraselt nii, et veeteenuse eest maksavad vee-ettevõtjale vaid mitte-kodutarbijad. Riik annab vee-ettevõttele avaliku teenuse osutamiseks raha, mis tuleb üldistest maksudest. Ülemäärase kasutuse piiramiseks on kavandatud määra tasu, aga reaalsuses ei ole selle rakendamiseni jõutud.[1042]

6.3.2 Veevõtt tootmiseks

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Eestis kasutatakse tootmisprotsessides sageli põhjaveevarusid, kuna need on kättesaadavad ja stabiilse kvaliteediga. Samas võib intensiivne põhjavee ammutamine tootmise eesmärgil avaldada

[1040] OECD 2019. OECD Environmental Performance Reviews: Denmark 2019, OECD Environmenta Performance Reviews, OECD Publishing, Paris.
[1041] Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, https://www.gov.pl/web/wody-polskie/oplaty-za-uslugi-wodne
[1042] Uisce Éireann Water Charges Plan, https://www.water.ie/sites/default/files/2024-09/Uisce-E%CC%81ireann-Water-Charges-Plan-2024_final-draft_Clean-Version-20-Sept.pdf

märkimisväärset mõju nii põhjavee kogusele kui ka kvaliteedile ning seetõttu käsitletakse seda olulise keskkonnakoormusena.[1043]

Üheks peamiseks mõjuks on põhjaveetaseme alanemine ja põhjaveevaru vähenemine. Suuremahuline veevõtt, eriti tööstuspiirkondades, võib ületada põhjavee loodusliku taastumise määra ning põhjustada ulatuslikke põhjaveetaseme langusi. Eestis tuleb põhjavee kasutust hinnata ja piirata juhul, kui veevõtt ületab teatud mahud, et tagada põhjaveevarude kestlik kasutamine.[1044]

Lisaks kvantitatiivsetele muutustele võib tootmiseks vajalik veevõtt põhjustada ka hüdrogeoloogiliste tingimuste muutumist. Suur veevõtt võib muuta põhjavee liikumissuundi ning põhjustada vee liikumist erinevate veekihtide vahel. Sellised muutused võivad viia olukorrani, kus sügavamates kihtides olev mineraalirikkam või soolasem vesi seguneb joogiveeks sobiva põhjaveega ning halvendab selle kvaliteeti.[1045]

Oluliseks keskkonnakoormuse liigiks on ka põhjavee kvaliteedi halvenemine tootmistegevuse mõjul. Näiteks tööstuslik veekasutus ja kaevandamine võivad mõjutada põhjavee keemilist koostist, suurendades teatud ainete, nagu sulfaatide, kloriidide või raskmetallide sisaldust. Eestis on näiteks põlevkivitööstuse piirkondades täheldatud põhjavee taseme langust ning veeringluse muutusi, samuti põhjavee kvaliteedi halvenemist seoses kaevandustegevusega.

Veevõtuga tootmiseks võib kaasneda ka põhjavee ja pinnavee süsteemide vastastikune mõjutamine. Suuremahuline põhjavee ammutamine võib vähendada põhjaveest toituvate jõgede ja järvede veehulka ning muuta nende ökoloogilist seisundit. Samuti võib tootmistegevusega kaasnev vee väljapumpamine muuta looduslikku veeringlust ning põhjustada uute veekogude või veehoidlate teket, mis mõjutab piirkondlikku hüdroloogiat.[1046]

Lisaks võib põhjavee intensiivne kasutamine tootmises suurendada reostusriski, kuna veetaseme alanemine võib soodustada saasteainete liikumist pinnalt või teistest veekihtidest põhjaveekihti. Euroopa Liidu põhjaveedirektiivi kohaselt on oluline ennetada selliste saasteainete sattumist põhjaveesse ning säilitada põhjavee hea keemiline seisund.[1047]

[1043] Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

[1044] Keskkonnaportaal 2025. Groundwater, https://keskkonnaportaal.ee

[1045] World Health Organization 2017. Guidelines for drinking-water quality.

[1046] European Environment Agency 2018. European waters – assessment of status and pressures, https://www.eea.europa.eu

[1047] European Parliament and Council. 2006. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the Protection of Groundwater Against Pollution and Deterioration.

Kokkuvõttes väljendub veevõtt tootmiseks kui koormus põhjaveele Eestis peamiselt põhjaveetaseme alanemises, hüdrogeoloogiliste tingimuste muutumises, põhjavee kvaliteedi halvenemises ning põhjaveega seotud pinnaveekogude seisundi muutumises. Peamised keskkonnakoormuse liigid on põhjaveevaru vähenemine, keemilise koostise muutused ning veeringluse häired, eriti intensiivse tööstusliku veekasutuse piirkondades.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Põhjaveele avalduva koormuse veevõtt tootmiseks (tööstuslikuks tarbeks) mõju mõõtmine ja hindamine põhineb ideaalis mitmetasandilisel lähenemisel, kus hinnatakse samaaegselt veevõtu survet põhjavee kogusele, põhjavee kvaliteedile ning põhjaveest sõltuvatele ökosüsteemidele. Erinevalt ühisveevärgi veevõtust iseloomustab tootmisotstarbelist veevõttu sageli suurem ruumiline kontsentreeritus, suuremad lokaalsed koormused, sektori- ja protsessispetsiifilisus ning mõnel juhul ka vee tagasijuhtimine või kvaliteedi muutmine, mistõttu hindamine peab hõlmama nii koguselise kui keemilise koormuse mõõtmist. Üldpõhimõttena ei hinnata koormust üksnes võetud veehulga kaudu, vaid küsimus on selles, kas veevõtt muudab põhjaveekogumi tasakaalu, tekitab hüdrodünaamilisi muutusi või põhjustab kõrvalmõjusid.[1048]

Esimene põhimõte on veebilansi ja ohutu kasutuse hindamine ehk põhjaveekogumi loodusliku ressursi, tegeliku veevõtu ning ökoloogiliselt ohutu kasutustaseme võrdlus. Koormust väljendatakse tavaliselt veevõtu osakaaluna põhjaveekogumi taastuvast ressursist ja hinnatakse, kas veevõtt põhjustab pikaajalist negatiivset bilanssi. Selleks kasutatakse põhjaveebilansi arvutusi, loodusliku toitumise hindamist, veehaarete pumpamiskatseid ning piirkondlikke veebilansimudeleid. Hinnang ei tohiks piirduda keskmise aastase veevõtuga, vaid peab hõlmama ka tipukoormusi, põuaperioode ja kliimamuutuse mõju põhjavee taastumisele.[1049]

Teine keskne põhimõte on põhjaveetaseme ja depressioonilehtrite mõõtmine. Piirkondliku põhjaveetaseme alanemise mõju hinnatakse seirekaevude võrgustike, piesomeetriliste aegridade, pumpamiskatsete ning hüdrogeoloogiliste mudelite abil. Oluline ei ole ainult veetaseme languse suurus, vaid depressioonilehtri ulatus, selle dünaamika ajas ja mõju teistele veehaaretele, põhjavee

[1048] European Parliament and Council 2000. Directive 2000/60/EC Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy; European Commission 2006. Groundwater Monitoring Guidance. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive.

[1049] Sophocleous, M. 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52–67; Seward, P., Xu, Y., Brendonck, L. 2006. Conceptual understanding of sustainable groundwater use. *Hydrogeology Journal*, 14, pp. 288–300.

voolusuundadele ning pinnaveega seotud süsteemidele. Ideaalis kasutatakse siin kombineeritult pikaajalist seiret ja mudelarvutusi (nt MODFLOW-tüüpi põhjaveemudelid), et hinnata nii olemasolevat mõju kui tulevasi stsenaariume.[1050]

Kolmas põhimõte on veehaarde mõjuala ja hüdroloogiliste seoste hindamine - hinnatakse veehaarde mõjuala, kust pumbatav vesi pärineb ja milliseid vooluteid see mõjutab, kasutades voolumudeleid, *tracer*-uuringuid, isotoope ja hüdrogeoloogilisi kontseptuaalseid mudeleid. See on oluline, sest tööstusliku veevõtu suur maht võib muuta põhjavee ja pinnavee seoseid, vähendada allikate vooluhulka või kutsuda esile soovimatut veevahetust teiste veekihtidega.[1051]

Neljandaks on vajalik veekvaliteedi riskide hindamine, sest veevõtt võib soodustada soolase vee sissetungi rannikualadel, saastunud vee liikumist reostusaladelt veehaarde poole või vertikaalseid lekkeid erinevate põhjaveekihtide vahel. Nende riskide hindamiseks kasutatakse keemilist seiret (nt kloriidid, sulfaat, metallid, juhtivus), trendianalüüsi ning vajadusel geokeemilist modelleerimist.[1052]

Viiendaks - tootmissektorispetsiifiliste mõjude hindamine. Tööstuslik veevõtt ei ole homogeenne koormus: mäetööstuse, toiduainetööstuse, keemiatööstuse, energiatootmise või jahutusvee vajadused mõjutavad põhjaveesüsteeme erinevalt. Seetõttu on vajalik sektoripõhine surveteguri te analüüs, kus hinnatakse mitte ainult veevõtu mahtu, vaid ka kasutusrežiimi (pidev või episoodiline), tagasijuhtimise olemasolu, vee kvaliteedi muutust protsessis ja võimalikke kumulatiivseid mõjusid. Eriti oluline on see kaevanduspiirkondades, kus veevõtt võib olla seotud põhjavee alandamisega kuivenduse eesmärgil ning selle mõju võib ulatuda kaugele väljapoole tegevusala.[1053]

Kuues põhimõte on põhjaveest sõltuvate ökosüsteemide mõju hindamine. Tootmiseks veevõtu mõju ei tohiks hinnata ainult põhjaveekogumi enda seisundi kaudu, vaid ka selle kaudu, kas veevõtt vähendab allikate vooluhulka, muudab märgalade veerežiimi või vähendab jõgede baasäravoolu. Selleks kasutatakse ökohüdroloogilisi näitajaid, allikate seiret, põhjaveest sõltuvate ökosüsteemide

[1050] Lohman, S.W. 1972. Ground-Water Hydraulics. U.S. Geological Survey Professional Paper 708; Harbaugh, A.W., Banta, E.R., Hill, M.C., McDonald, M.G. 2000. MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model. USGS.
[1051] Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M. 1998. Ground Water and Surface Water: A Single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139; Alley, W.M., Reilly, T.E., Franke, O.L. 1999. Sustainability of Ground-Water Resources. U.S. Geological Survey Circular 1186. https://pubs.usgs.gov/circ/circ1186/
[1052] European Commission 2009. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. Common Implementation Strategy Technical Report.
[1053] Younger, P.L. 2001. Mine water pollution and remediation. *Environmental Geology*, 40, 1254–1267.

kaardistamist ning vajaduse korral ökoloogilise vooluhulga analüüsi. Rahvusvaheliselt peetakse just seda sageli ohutu põhjaveekasutuse kriitiliseks osaks.[1054]

Seitsmes põhimõte on riskipõhine ja stsenaariumipõhine hindamine. Kaasaegne ideaalpilt ei piirdu olemasoleva mõju mõõtmisega, vaid hõlmab prognoosimist: kuidas mõjutavad veevõttu nõudluse kasv, kliimamuutus, põuad või mitme suure veehaarde koosmõju. Selleks kasutatakse stsenaariumimudeleid, tundlikkusanalüüsi ja kumulatiivse mõju hindamist. Just tootmisveevõtu puhul, kus kasutus võib kiiresti muutuda, on oluline hinnata mitte ainult tänast, vaid tulevast koormusriski.[1055]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Eestis hinnatakse veevõtu tõttu tootmiseks põhjaveele avalduvat koormust peamiselt põhjaveekogumite koguselise seisundi hindamise raamistikus. Praktikas ei käsitleta veevõttu üksnes üksiku puurkaevu või käitise tasandil, vaid põhjaveekogumi kui terviku suhtes: võrreldakse sealt võetavat veehulka põhjaveekogumi loodusliku ressursiga ning hinnatakse, kas veevõtt võib põhjustada põhjaveetaseme muutusi, veekvaliteedi halvenemist või mõju põhjaveest sõltuvatele ökosüsteemidele. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüsi eelnõu järgi on sügavamate põhjaveekogumite peamiseks surveteguriks just veevõtt, samas kui maapinnalähedaste kogumite puhul domineerivad sagedamini maapinnalt pärinevad keemilised koormused.[1056]

Metoodiliselt käsitletakse Eestis veevõtust tingitud koormust koormusklassina 3, kuid olemasolevate andmebaasi seoste tõttu ei ole üldises veevõtu andmestikus võimalik alati täielikult eristada veevõttu põllumajanduse, ühisveevärgi või tootmise tarbeks. Eelnõus on see sõnaselgelt välja toodud: alusandmestikuna kasutatakse KAURi veevõtu tabeleid ning kogu veevõttu saab käsitleda kogumipõhiselt, kuid tegevusalade lõikes ei ole see praegu alati täielikult lahutatav. See tähendab, et ka tootmiseks veevõtu hindamine toimub Eestis suuresti kogu veevõtu koormuse üldraamistikus ning sektoripõhine eristus ei ole põhjavee metoodikas veel sama detailne kui näiteks pinnavee koormuste analüüsis.[1057]

Eesti metoodika esimene põhielement on põhjaveekogumi loodusliku ressursi ja tegeliku veevõtu võrdlus. Vastavalt kehtivale korrale peetakse põhjaveekogumi koguselist seisundit heaks siis, kui aasta

[1054] Gleeson, T., Cuthbert, M., Ferguson, G., Perrone, D. 2020. Global groundwater sustainability, resources and systems in the Anthropocene. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 48, 431–463; European Environment Agency 2018. European Waters — Assessment of Status and Pressures 2018. https://www.eea.europa.eu

[1055] Gleeson, T., Cuthbert, M., Ferguson, G., Perrone, D. 2020.

[1056] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus, Rakvere.

[1057] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 202; Pinnavee koormuste analüüs. 2025. Pinnavee koormuste klassifikatsioon ja veevõtu koormusklassid.

keskmine põhjaveevõtu hulk on väiksem kinnitatud põhjaveevarust või veemajanduskava koostamise käigus määratud looduslikust ressursist. Samas ei sõltu hinnang ainult sellest suhtarvust, vaid ka sellest, kas veevõtt põhjustab põhjaveetaseme inimtekkelisi muutusi, mis võivad halvendada põhjavee kvaliteeti või kahjustada põhjaveest sõltuvaid ökosüsteeme.[1058]

Teine oluline metoodiline osa on loodusliku ressursi mõiste ja selle arvutamine. Eelnõu järgi ei võrdu ohutu põhjaveevõtt lihtsalt põhjaveekihi loodusliku toitumisega, vaid määrava tähtsusega on see, mille arvelt pumbatav vesi saadakse. Põhjavee kasutamisega rikutakse looduslik tasakaaluseisund. Seetõttu on Eestis põhjavee loodusliku ressursi arvutamisel ja veevõtu mõju hindamisel kasutatud regionaalset kolmemõõtmelist põhjavee dünaamika mudelit MODFLOW, mis hõlmab kogu Eesti arteesiabasseini. See mudel võimaldab hinnata, kas vett võetakse tegelikult loodusliku taastumise arvelt, teiste põhjaveekogumite arvelt või põhjaveevaru vähenemise hinnaga.[1059]

Kolmas põhielement on põhjaveetaseme muutuste ja hüdrogeoloogiliste tingimuste arvestamine. Eesti metoodikas on põhjaveevarude hindamise peamine praktiline eesmärk olnud seni põhjaveetasemete prognoosimine sõltuvalt veehaarete kasutusmahust. Põhjavee tarbevarude uuringud keskenduvad sellele, et etteantud veehaarde konfiguratsiooni ja kasutustingimuste korral ei langeks põhjaveetase uuritavas piirkonnas pika aja jooksul alla lubatud piiri. Lubatud piir sõltub põhjaveekihi tüübist: surveliste põhjaveekihtide puhul on see põhjaveekihi ülemine piir ning mereäärsete põhjaveekihtide puhul merepinna kõrgus. See tähendab, et tootmiseks veevõtu kahjude hindamine ei piirdu Eestis veehulga arvestusega, vaid sisaldab ka põhjaveetaseme prognoose ja võimalike depressioonilehtrite käsitlust.[1060]

Neljas element on põhjaveekogumite ohustatuse määramine - põhjaveekogum loetakse ohustatuks siis, kui eelmise perioodi seisundi hinnang oli halb või kui põhjaveekogumis esinevad olulised koormusallikad. Veevõtu tõttu hinnati ohustatuks põhjaveekogumid PVK 1, 2, 3, 4, 5b ja 7. Neist osa puhul tuleneb hinnang sellest, et kinnitatud põhjavee tarbevarud ületavad looduslikku ressurssi, ning Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogumi puhul mängib lisaks rolli ulatuslik

[1058] Keskkonnaministri määrus 01.10.2019, nr 48. Põhjaveekogumite nimekiri ja nende eristamise kord, seisundiklassid ja nende määramise kord, seisundiklassidele vastavad keemilise seisundi määramiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate väärtused ja koguselise seisundi määramiseks kasutatavate näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende sisalduse läviväärtused põhjaveekogumite kaupa ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning taustataseme määramise põhimõtted. https://www.riigiteataja.ee/akt/102102019005 ; Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.

[1059] Marandi, A., Osjamets, M., Polikarpus, M., Pärn, J., Raidla, V., Tarros, S., Vallner, L. 2019. Põhjaveekogumite piiride kirjeldamine, koormusallikate hindamine ja hüdrogeoloogiliste kontseptuaalsete mudelite koostamine. Eesti Geoloogiateenistus, https://fond.egt.ee/fond/egf/9110; Harbaugh, A. W. 2005. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model — the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey.

[1060] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.

kaevandamisega seotud väljapumpamine. Eelnõu rõhutab ka, et tegelik aastane veetarbimine võib olla 2–3 korda väiksem kinnitatud tarbevarudest, kuid kuna kehtestatud tarbevarud annavad loa kasutada varusid maksimaalses mahus pidevalt, loetakse need kogumid siiski ohustatuks. Seega hinnang ei tugine üksnes tegelikule tänasele tarbimisele, vaid ka lubatud kasutuspotentsiaalile.

Veevõtu mõju tootmise tarbeks hinnatakse Eestis ka piirkondliku eripära kaudu. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüsi järgi on suurema ohustatusega piirkonnad seotud intensiivse veekasutuse ja keerukate hüdrogeoloogiliste tingimustega, eeskätt Harjumaal, Ida-Virumaal ja kaevanduspiirkondades. Näiteks Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogumis võib ulatuslik põhjavee väljapumpamine mõjutada kaevanduste läheduses olevaid puurkaeve ning avaldada mõju ka pinnaveekogudele ja nendega seotud ökosüsteemidele. Sügavate põhjaveekogumite puhul, nagu Kambriumi-Vendi süsteem või Ordoviitsiumi-Kambriumi Tartu põhjaveekogum, võib suurem veetarbimine põhjustada veetaseme langust, mis rannikualadel omakorda suurendab merevee sissetungi ohtu, soodustab ülemistest veekihtidest lekkimist või võimaldab reostunud vee infiltreerumist läbi ürgorgude. Seega käsitletakse koormuse veevõtt tootmiseks kahjusid Eestis mitte ainult koguselise vähenemisena, vaid ka võimaliku veekvaliteedi halvenemise riskina.[1061]

Oluline metoodiline piirang on see, et veevõttu tootmiseks ei eristata põhjavee koormusanalüüsis alati täpselt teistest veevõtu liikidest – mõju hinnatakse praegu enamasti kogumipõhiselt kogu veetarbimise koondmõju sees ja tootmisega seotud veehaarded ei ole koormusanalüüsis alati eraldi nähtavad. Samas, Eesti metoodika plusspooleks on tugev hüdrogeoloogiline alus: loodusliku ressursi hindamine, regionaalsed mudelarvutused, veetasemete prognoosid ja põhjaveekogumi bilansi käsitlus.[1062]

Kuna parima teadmise kohaselt iseloomustab tootmisotstarbelist veevõttu võrreldes muu veevõtuga sageli suurem ruumiline kontsentreeritus, suuremad lokaalsed koormused, sektori- ja protsessispetsiifilisus ning mõnel juhul ka vee tagasijuhtimine või kvaliteedi muutmine, peab hindamine lisaks ühisveevärgiks veevõtu osas toodule hõlmama ka keemilise koormuse mõõtmist ja veehaarde mõjuala ja hüdroloogiliste seoste hindamist (vee päritolu ja vooluteed voolumudeleid, *tracer*-uuringuid, isotoope ja hüdrogeoloogilisi kontseptuaalseid mudeleid kasutades) tootmissektorispetsiifiliste mõjude hindamist ja sektoripõhiste survetegurite analüüsi, kasutusrežiimi (pidev või episoodiline), tagasijuhtimise olemasolu ja võimalike kumulatiivsete mõjude ning riskipõhist

[1061] Marandi, A., Karro, E., Osjamets, M., Polikarpus, M., Hunt, M. 2020. *Eesti põhjaveekogumite seisund perioodil 2014–2019.* Eesti Geoloogiateenistus, https://fond.egt.ee/fond/egf/9416
[1062] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.

ja stsenaariumipõhist hindamist(veevõtu prognoosimine, kasutades stsenaariumimudeleid, tundlikkusanalüüsi ja kumulatiivse mõju hindamist).

Eelpool loetletud parima teadmise kohaseid mõjude hindamismeetodeid Eestis põhjavee koormusanalüüsis välja ei tooda ning järelikult ka ei rakendata, sest ei eristata koormusklassi veevõtt tootmiseks mõju põhjaveele teistest veevõtu liikidest ja seda hinnatakse kogumipõhiselt kogu veetarbimise koondmõju sees (tootmisega seotud veehaarded ei ole koormusanalüüsis alati eraldi nähtavad). Seetõttu on Eestis selle koormusklassi hindamismetoodika samasugune koormusklassi veevõtt ühisveevärgiks metoodikaga ja parima teadmise rakendamine tootmise veevõtu spetsiifiliselt puudub või pole leidnud kajastamist.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Põhjaveevõtt tootmiseks on üldjuhul käsitletud kui "kasutaja maksab" või "ressursikasutaja maksab" vaatest koormust, sest vee võtmine ei ole (üldjuhul) "saastamine", kuid see tekitab kvantitatiivset survet põhjaveekihile. Levinumad skeemid antud koormuse tekitajale rahalise vastutuse seadmiseks on seotud ammutatava põhjavee mahu, põhjaveekihi tundlikkuse ning ka ammutamise (perioodilise) survega põhjaveele. Uuritud ja katsetatud skeemidest on kõige olulisemad just kolm: diferentseeritud veevõtutasud, veekasutusõigused ja mitmeastmelised tariifid. "Saastaja maksab" vaatest on eelistatum skeem selline, kus tootja maksab tegeliku mahu, kohaliku põhjaveesurve, põhjaveekihi haavatavuse ja ülevõtu riski järgi ning tulu kasutatakse põhjavee seireks, kaitseks või taastamiseks.

1) Mahupõhine (diferentseeritud) põhjaveevõtutasu

Baasskeemis maksab ettevõte iga võetud m³ põhjavee eest veevõtutasu. Sageli eeldatakse hinnastamisel, et küsitav tasumäär katab ka lisakulud, mis tekivad veeressurssidele avalduva surve, sh defitsiidi, leevendamisest või ennetamisest.[1063] Diferentseeritud tasumäärasid võidakse kasutada nt erinevate majandustegevuste osas, samuti suurte (perioodiliste) mahtude korral, või tundlikest põhjaveekihtidest ammutamisel. Ehk nt sama m³ maksab rohkem, kui vesi võetakse haavatavast, ülepumbatud või aeglaselt taastuvast põhjaveekihist. Diferentseeritud lähenemist kasutatakse sageli koormuse hinnastamise ühtlustamiseks. Kirjeldatud skeemis võib olla ka kõrgendatud tasu ülevõtu või loata võtu eest. See hinnastab nõuete rikkumise ja teeb üleammutamise majanduslikult riskantseks. Kõrgendatud määr on oluline, sest tavaline m³ tasu võib olla liiga madal, et tootjat distsiplineerida.

2) Mahupõhine progresseeruv tasu

[1063] Farnault, A., Leflaive, X. 2024. Cost recovery for water services under the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 240.

Selles skeemis on loogika distsiplineerida suurt või üleammutamist - ehk väike kogus on odavam, suuremad kogused tähendavad (oluliselt) kõrgemat m³-hinda. Selline skeem püüab nügida ettevõtet ringkasutusele, lekete vähendamisele või veesäästliku tehnoloogia kasutamisele.

3) Mahupõhine püsi- ja muutosast koosnev tasu

Ettevõte maksab loas määratud mahu või maksimaalse lubatud võtu eest püsitasu ning tegelikult võetud vee eest muutuvtasu. Püsiosa hinnastab süsteemi reserveeritud võimsust ja halduskulu; muutuvosa annab säästusignaali iga m³ kohta.[1064]

4) Keskkonna-/ressursikulu komponendiga veevõtutasu

Selles skeemis on tasu sees eraldi veedefitsiidi, põhjaveetaseme languse, ökosüsteemimõju või tulevaste kasutajate kulu komponent. Veehinnad katavad sageli pigem tulu- või halduskulu, kuid ei kata hästi või otseselt ressursi ökoloogilise koormuse mõju. See skeem seob paremini "saastaja maksab" põhimõtet.

5) Sihtotstarbeline veefond

Selle skeemi korral suunatakse (osa) veevõtutasu tulu veeseiresse, põhjavee taastamisse, alternatiivsete veeallikate arendamisse, lekete vähendamisse või kaitsealade meetmetesse. Tasu ei ole seega lihtsalt riigi üldtulu, vaid rahastab sama koormuse leevendamist.

6) Kaubeldavad veevõtukvoodid

Selle skeemi puhul seatakse põhjaveekogumile veevõtu (nt aastane) mahuline kogupiir, ning loa omanikele jagatakse veevõtu kvoodid, millega saab kaubelda. Üldiselt on see kasutatav eelkõige piirkondades, kus on (perioodiline) põhjavee defitsiit. Skeemi puhul on oluline, et seatud piir oleks piisavalt range või turg ei oleks liiga piiratud, sest vastasel juhul ei taga süsteem kestlikku kasutust.

7) Kompensatsiooni või tasakaalumehhanism

Kaudsem skeem eelkõige kahju juhtudeks. Kui põhjaveevõtt kahjustab teisi kaeve, või ökosüsteeme, peab ettevõte hüvitama kahju või rahastama asendusmeetmeid.[1065]

[1064] OECD 2017. Groundwater Allocation: Managing Growing Pressures on Quantity and Quality. OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.

[1065] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays Principle in the context of the Water Framework Directive. Environment Working Paper No. 238.

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis hinnastatakse põhjaveevõttu tootmiseks peamiselt loa tingimuste kulu ning vee erikasutusõiguse tasu kaudu. Viimane ei ole kitsas mõttes "saastetasu", sest põhjavee võtmine ei tähenda tingimata saastamist, aga "saastaja maksab" või "kasutaja maksab" loogikas on see loodusvara kasutamise tasu - ettevõte maksab õiguse eest võtta vett põhjaveekihist. Põhiskeem on Eestis see, et tasutav summa võrdub võetud põhjavee kogus korda põhjaveekihi/kasutusviisi tasumäär. Tasumäära kehtestamisel lähtutakse veekogust, põhjaveekihist, võetava vee defitsiitsusest ja kasutusviisist.1066 Tootmise vaates tähendab see, et Eestis on kasutusel diferentseeritud mahupõhine tasu, aga mitte nt "veestressi indeksiga" mudel. Diferentseerimine toimub eelkõige põhjaveekihi ja mõne kasutusviisi järgi.[1067] Kõige olulisem erisus on Kambriumi-Vendi põhjaveekihi joogivee kvaliteediga vee kasutamine tehnoloogiliseks otstarbeks. Kui ettevõte kasutab sellist kvaliteetset põhjavett tehnoloogilises protsessis, mitte toiduainete valmistamiseks, on määr tavalisest Kambriumi-Vendi määrast peaaegu kaks korda kõrgem. Seega hinnastatakse mitte ainult võetud kogust, vaid ka seda, milleks kvaliteetset põhjavett kasutatakse. Tööstuslik tootmisvesi on üldjuhul maksustatud, aga põllumajanduslik kastmisvesi on erandina tasust vabastatud.[1068]

Levinum reegel välisriikide lahenduste puhul on, et kui põhjaveekasutus on mõõdetud, rakendatakse mahupõhist tasu; kui mõõtmist pole, kasutatakse lihtsamaid asendajaid, näiteks fikseeritud tasu või irrigatsiooniala põhist tasu.

Soomes ei ole üldist mahupõhist põhjaveevõtutasu, mida tootmisettevõte maksaks riigile iga võetud kuupmeetri eest. Põhjavee võtmisel on kulud kaudsed läbi loa tingimuste ja seire. Põhjavee reostuse ennetamise, piiramise, tõrje ja hüvitamise kulud kannab vastutav ettevõtja. Kuna veevõtu loa omanik sageli kuulub sellesse klassi, kelle tegevus on suurema keskkonnaohuga üldiselt, siis maksab ta üldisesse keskkonnakahju fondi, mis aitab katta peremeheta reostuse kulusid.

Rootsis on skeem üldjoontes sarnane Soomele. Taanis ei maksa tootmisettevõte tavaliselt põhjaveevõtu ressursitasu m³ × põhjaveekihi määr. Ettevõte vajab veeluba, kannab loa-, mõõtmise ja seirekulud, ning maksab ka torustikku juhitud riiklikku veemaksu, kuid käibemaksukohustuslik tootja saab selle tasutud summa üldjuhul tagasi.[1069]

[1066] Keskkonnatasude seadus, RT I, 05.01.2024, 3.

[1067] Vabariigi Valitsuse määrus 15.08.2025 nr 67 „Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist." Lisa, https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1270/8202/5007/VV_169m_lisa.pdf

[1068] Keskkonnatasude seadus, RT I, 05.01.2024, 3.

[1069] Excise duties on goods. Environmental, piped water, https://businessindenmark.virk.dk/guidance/exicse-duties-on-goods/Environmental

Hollandi põhiskeem on see, et kui ettevõte võtab põhjavett tootmiseks üle 150 000 m³ aastas, vajab ta selleks luba või peab veevõtu registreerima. Kohustus on mõõta ja raporteerida veevõtu kogused ning maksta seatud määra alusel provintsile põhjaveevõtutasu. Tasu määr on eri regioonides erinev. Tulu kasutatakse põhjavee uuringute ja majandamise kulude katmiseks ning ka kahjude kompenseerimiseks.[1070]

Poolas maksab tootmisettevõte põhjaveevõtu eest riigile nii loas reserveeritud veevõtuõiguse/võimsuse kui ka tegeliku veekasutuse eest.[1071] Tasu püsiosa makstakse loas lubatud maksimaalse põhjaveevõtu järgi ning muutuv osa tegelikult võetud mahu ja kasutusotstarbe järgi.

Belgia Flandria süsteem hinnastab tootmiseks võetava põhjavee kvantitatiivset koormust nii, et mida rohkem pumpamist, haavatavam põhjaveekiht ja suurema survega piirkond, seda kõrgem on põhjaveetasu. Tasu loogika on see, et suurema veevõtu korral hakkab ühikuhind kasvama: väiksematele kogustele on madalam algmäär, kuid üle teatud mahu kasutatakse progressiivset valemit. Samuti on põhjaveekihid ja veevõtu piirkonnad erinevalt hinnastatud.[1072]

Iirimaal ei ole tootmise põhjaveevõtul samuti mahupõhist põhjaveemaksu. Hinnastamine toimub loa-, hindamis-, seire- ja vastavuskulude kaudu. See tähendab, et kui ettevõte võtab väga palju põhjavett, suureneb regulatiivne koormus.[1073]

Kanadas Briti Columbias tuleb veeloaga ettevõttel tootmiseks põhjaveevõtul maksta vee aastarenti mahupõhise määra alusel. Veerent on sisuliselt tasu õiguse eest võtta loaga eraldatud mahus vett, mitte garantii, et vett alati on või et see on kindla kvaliteediga. Veerendi hind on miinimum lävendiga (kui aastane lubatud ammutus on nii madal, et rendi hind jääb alla 200 CAD-i, siis renti ei maksta), ning väga madal, ega pruugi peegeldada (võimalikku) põhjavee defitsiiti, ökosüsteemikulu või kohaliku põhjaveekihi koormust.[1074] Rendi määr on sõltuv vee kasutusotstarbest.

Quebecis rakendub põhjavee tasu tootjatele, kelle tegevus kasutab vähemalt 50 000 liitrit vett päevas vähemalt ühel päeval aastas. Tasu arvutatakse aastas kasutatud vee mahu alusel. Põhimäär on 36,05

[1070] Registration of groundwater extraction or infiltration, https://business.gov.nl/regulations/registering-extraction-infiltration-groundwater

[1071] W sprawie jednostkowych stawek opłat za usługi wodne, https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20230002471/O/D20232471.pdf

[1072] Laag- en gebiedsfactoren, https://vmm.vlaanderen.be/diensten-producten/heffing-op-winning-grondwater/laag-en-gebiedsfactoren

[1073] Water Environment (Abstractions and Associated Impoundments) (Licensing Fees) Regulations 2024, https://www.irishstatutebook.ie/eli/2024/si/418/made/en/print

[1074] Water application fees and rental rates, https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/water-licensing-rights/water-licences-approvals/water-application-fees-rental-rates

CAD miljoni liitri kohta, aga kõrgem määr 154,50 CAD miljoni liitri kohta kehtib teatud tegevustele, näiteks pudelivee tootmine, joogitootmine, teatud mineraaltoodete ja keemiatoodete tootmine ning nafta- ja gaasitootmine. Pudeliveele ja vee kaubanduslikule transportimisele lisandub veel 350 CAD miljoni liitri kohta.[1075]

6.3.3 Põllumajanduse hajukoormus

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Põllumajandus on üks olulisemaid hajureostuse allikaid, mis mõjutab põhjavee seisundit Eestis. Hajukoormus tekib siis, kui saasteained satuvad keskkonda paljudest hajusatest allikatest, näiteks haritavatelt põldudelt, väetiste kasutamisest ja loomakasvatusest. Põllumajanduslik hajukoormus avaldub eelkõige toitainete, orgaanilise aine ja erinevate taimekaitsevahendite jääkide leostumisena pinnasest põhjaveekihtidesse ning võib mõjutada nii põhjavee keemilist koostist kui ka kvaliteeti.[1076]

Haritav maa on üks peamisi põllumajandusliku hajukoormuse allikaid põhjaveele. Mullaharimine, taimestiku perioodiline puudumine ja intensiivne maakasutus soodustavad toitainete leostumist pinnasesse. Eriti oluline on see piirkondades, kus mullad on kerged ja vett hästi läbilaskvad, kuna sellistes tingimustes liiguvad lahustunud ained kiiresti põhjaveekihtidesse. Haritavatelt põldudelt pärinev hajukoormus on sageli seotud lämmastikuühendite, eriti nitraatide, sattumisega põhjavette, mis võib põhjustada põhjavee kvaliteedi halvenemist.[1077]

Mineraalväetiste kasutamine on oluline tegur, mis mõjutab põhjavee keemilist koostist. Kui väetisi kasutatakse suuremates kogustes kui taimed suudavad omastada, jääb osa toitainetest mulda ning leostub sademete mõjul põhjaveesse. Toitainetest (N ja P) ohustab põhjavett rohkem lämmastik, mis oksüdeeritakse mullas nitraatideks. Nitraatide võime seonduda mullaosakestega on väike ja seetõttu jõuavad nad lihtsasti põhjavette, kus nende kontsentratsioon intensiivse väetamise korral kergesti suureneb. Nitraatide kõrge sisaldus joogivees võib kujutada ohtu inimtervisele, mistõttu on nende sisaldus põhjavees reguleeritud nii riiklikul kui ka Euroopa Liidu tasandil.[1078] See oht on kõrgem

[1075] Regulation respecting the charges payable for the use of water, https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2042.1?langCont=en

[1076] Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

[1077] Iital, A., Pachel, K., Deelstra, J. 2008. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. Agricultural Water Management.

[1078] Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ (nitraadidirektiiv); World Health Organization 2017. Guidelines for drinking-water quality.

kaitsmata põhjavee korral, mille poolest eriti haavatavana eristub Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlik ala.[1079]

Põllumajandusloomadest pärinev orgaaniline väetis, nagu sõnnik ja läga, on samuti oluline hajukoormuse allikas. Sõnnik sisaldab suures koguses lämmastikku, fosforit ja orgaanilist ainet, mis võivad ebasobiva käitlemise või laotamise korral leostuda pinnasesse ja jõuda põhjaveekihtidesse. Eriti suur on risk siis, kui sõnnikut laotatakse külmunud või veega küllastunud pinnasele, kus toitainete sidumine on piiratud. Lisaks toitainetele võivad orgaanilise väetisega põhjavette sattuda ka mikroorganismid ja patogeenid, mis võivad halvendada vee kvaliteeti.[1080]

Põllumajandusmaa kuivendamine ja maaparandussüsteemide rajamine mõjutavad samuti põhjavee seisundit. Kuivendussüsteemid kiirendavad vee liikumist pinnases ja vähendavad vee viibeaega mullas, mis võib suurendada toitainete leostumist põhjaveekihtidesse. Samuti võib kuivendamine muuta põhjavee taset ja hüdrogeoloogilisi tingimusi, mõjutades veekihtide vahelist tasakaalu. Kuivendatud aladel võib suureneda orgaanilise aine lagunemine ning sellest tulenevalt toitainete vabanemine, mis kanduvad põhjavette.[1081]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Põllumajandusest põhjaveele avalduva hajukoormuse hindamisel tuleb hinnata kogu selle tekkimise põhjuslikku ahelat: koormusallikat põllul, aine liikumist mullas ja veega küllastumata tsoonis, jõudmist põhjavette, muutusi põhjavee keemilises seisundis ning lõpuks võimalikku mõju joogiveele, seotud pinnaveele ja põhjaveest sõltuvatele ökosüsteemidele. Euroopa Liidu põhjaveedirektiiv seab põhjavee keemilise seisundi hindamiseks ühenduseülesed kriteeriumid, sealhulgas nitraatide ja pestitsiidide jaoks, samuti on oluline nitraadidirektiiv, mille eesmärk on vähendada põllumajandusallikatest põhjustatud veereostust ja seda ennetada.[1082]

Kasutatav parimat teadmist rakendav hindamismetoodika peaks ühendama vähemalt neli tasandit. Esiteks tehtav survete inventuur, kus eristatakse haritava maa ulatus, mineraalväetise kasutus,

[1079] Kliimaministeerium 2025 Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala tegevuskava.
[1080] Keskkonnaministeerium 2017. Veeseaduse seletuskiri.
[1081] Keskkonnaamet 2024. Maaparandussüsteemide mõju ja leevendusmeetmed.
[1082] European Commission 1991. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. EUR-Lex. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:01991L0676-20081211 ; European Parliament and Council 2006. Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration. EUR-Lex. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32006L0118

loomade pidamisega seotud orgaanilise väetise koormus ning põllumajandusmaa kuivendamine. Teiseks hinnatakse põhjavee haavatavust (kaitstust), sest sama koormus ei anna igal pool sama tulemust: oluline on mullatekstuur, orgaanilise aine sisaldus, infiltreerumine, põhjavee sügavus, aeratsioonitsooni paksus, põhjaveekihi tüüp ja denitrifikatsiooni võimalus. Kolmandaks rajatakse seirevõrk, mis katab nii koormusalad kui ka taustaalad. Neljandaks ühendatakse seire andmed mudelite ja massibilansiga, et eristada tegelik põllumajanduslik hajukoormus looduslikust taustast ja muudest allikatest.[1083]

Haritava maa koormuse hindamisel on peamine küsimus, kui suur on lämmastiku ja teiste saasteainete leostumispotentsiaal põllult põhjavette. Ideaalne mõõtmine ei piirdu põllu pindalaga, vaid seob maakasutuse tegeliku külvikorra, mullaharimise, taimkatte sesoonsuse ja väetuspraktikatega. Haritava maa koormust hinnatakse tavaliselt lämmastiku ülejäägi või toitainebilansi kaudu, st kui palju lämmastikku viiakse süsteemi sisse ja kui palju eemaldatakse saagiga; ülejääk näitab potentsiaali, mis võib jääda mulda ja leostuda. Seda tuleb siduda välivaatluste ja põhjaveeseirega, sest nitraat on vees väga lahustuv ja liigub kergesti läbi mulla põhjavette, eriti siis, kui taimne omastamine on väike ja sademeid palju või infiltreerumine kiire.[1084]

Mineraalväetise koormuse hindamisel mõõdetakse mitte ainult kasutatud väetisekogust, vaid ka selle ajastust, vormi, laotamisviisi ja koostoimet ilmastiku ning mullaniiskusega. Põhjavee seisukohast on eriti oluline nitraadiks muundunud lämmastik, sest see leostub veega küllastumata tsooni kaudu kergesti põhjavette. Seetõttu peaks hea hindamissüsteem ühendama põllupõhised väetusandmed, mulla mineraalse lämmastiku mõõtmised, null- või imilüsimeetrid leostumise hindamiseks, seirekaevud eri sügavustel ning trendianalüüsi ajas. Põhjaveedirektiiv seab nitraatidele kvaliteedistandardi ning nitraadidirektiiv nõuab seiret ja haavatavate alade määramist kasutusel olevate põllumajandustavade seostamiseks tegelike põhjaveemõjudega.[1085]

Põllumajandusloomadega seotud orgaanilise väetise koormuse hindamisel tuleb eristada loomkoormust, sõnniku või läga omadusi, hoiustamist, laotamise ajastust ning võimalikku kohalikku mõju teket punktreostusena, kuigi üldpilt avaldub hajukoormusena. Selles alamrühmas ei ole oluline ainult lämmastiku kogus, vaid ka selle vormid, patogeenid, fosfor, lahustunud orgaaniline aine ning ravimi- ja antibiootikumijäägid. Koormust hinnatakse lähtuvalt nõuetest – näiteks nitraadidirektiiv

[1083] U.S. Geological Survey 2013. A National Framework for Ground-Water Monitoring, https://www.usgs.gov/apps/ngwmn/remote-content/content/doc/ngwmn_framework_report_july2013.pdf
[1084] U.S. Geological Survey 2023. Nitrogen and Water. https://www.usgs.gov/water-science-school/science/nitrogen-and-water
[1085] European Parliament and Council 2006; European Commission 1991.

lähtub sellest, et kariloomade sõnnikust pärineva lämmastiku kasutamine ei tohi üldjuhul ületada 170 kg N/ha aastas, kui ei ole lubatud erandit, ning see piir peegeldab otseselt vajadust vähendada leostumise riski. Ideaalne hindamine ühendab loomkoormuse ja sõnnikubilansi seirekaevude andmetega ning kasutab vajaduse korral nitraadi isotoopkoostist, et eristada mineraalväetisest, sõnnikust ja muudest allikatest pärinevat koormust.[1086]

Põllumajandusmaa kuivendamise mõju hindamisel on ideaalne käsitlus protsessipõhine, sest kuivendus muudab vee liikumiskiirust, mulla redoksolusid ja lämmastiku teisenemist. Kuivendus võib suurendada nitraadi kiiret ärakannet põllust ja vähendada selle viibeaega mullas, mistõttu denitrifikatsioonivõimalus väheneb; samas sõltub mõju tugevalt pinnasest, drenaaži sügavusest ja hüdrogeoloogiast. Hea hindamissüsteem peab seetõttu ühendama kuivendusskeemid, drenaaživoolu mõõtmise, mulla vee- ja lämmastikurežiimi, põhjavee taseme seire ning vajaduse korral äravoolu ja leostumise modelleerimise. Pikaajalised põldkatsed on näidanud, et maa-aluse kuivenduse arvestamine võib anda hea põlluskaala integraalnäitaja nitraadi leostumise kohta, mistõttu on drenaaživee seire põhjavee hajukoormuse hindamisel oluline varajane indikaator isegi siis, kui põhjavee reageering ilmneb hiljem.[1087]

Kahjude tekkeprotsessi tõendamiseks ei piisa ideaalses süsteemis ainult kontsentratsioonidest. Vaja on eristada reostuse survet, ainete teekonda ja vastust. Seetõttu kasutatakse parima teadmise järgi koos kontsentratsiooniseiret, veetaseme seiret, vanuse- ja isotoop*tracer*eid, kontseptuaalseid hüdrogeoloogilisi mudeleid ning trendi- ja allikaanalüüsi. Nitraadi puhul on eriti kasulikud δ15N ja δ18O isotoobid, mis aitavad eristada sõnniku, mineraalväetise ja muude allikate signaale ning hinnata ka denitrifikatsiooni ulatust. Selline lähenemine on oluline seepärast, et põhjavee reageering põllumajanduskoormusele võib viibida aastaid või aastakümneid; ilma hüdrogeoloogilise mudeli ja *tracer'*iteta võib koormuse tegelik päritolu jääda ebaselgeks. IAEA juhendid ja mitmed põhjaveeuuringud rõhutavad, et isotoobid on eriti väärtuslikud just hajukoormuse allikaeristuses ja transpordiprotsesside tõlgendamisel.[1088]

[1086] European Commission 1991; European Commission 2022. Commission Implementing Decision (EU) 2022/2069. EUR-Lex. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022D2069; IAEA 2023. Nitrogen isotope techniques for tracing atmospheric and agricultural sources of nitrate pollution. International Atomic Energy Agency. https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TE-2050web.pdf

[1087] Wang, H., Ju, X., Wei, Y., Li, B., Zhao, L., Hu, K. 2015. Nitrate accumulation and leaching in surface and ground water based on simulated rainfall experiments. *PLoS ONE*, 10(8), e0136274; Kladivko, E. J., VanScoyoc, G. E., Monke, E. J., Oates, K. M., Pask, W. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *Journal of Environmental Quality*, 33(5), pp. 1803–1813.

[1088] IAEA 2023; Harris, S. J., Cendón, D. I., Hankin, S. I., Peterson, M. A., Xiao, S., Kelly, B. F. J. 2022. Isotopic evidence for nitrate sources and controls on denitrification in groundwater beneath an irrigated agricultural district. *Science of the Total Environment*, 808, 152606

Kõige usaldusväärsem süsteem ühendab põllumajandusandmed, mulla ja küllastumata tsooni mõõtmised, põhjavee keemilise ja kvantitatiivse seire, hüdrogeoloogilise haavatavuse hindamise ning allikajälituse. Alles siis saab hinnata, kas tegemist on ainult potentsiaalse koormusega või juba põhjavee keemilist seisundit halvendava hajukoormusega.[1089]

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid Eestis

Põllumajandusest põhjaveele avalduva hajukoormuse hindamine toimub Eestis praegu mitme omavahel seotud meetodi kooskasutusena. Praktikas ei hinnata seda ainult ühe näitaja või ühe andmekihi põhjal, vaid ühendatakse põhjaveekogumite keemiline ja koguseline seire, nitraaditundliku ala sihitud seire, ruumianalüüs koormusallikate paiknemise kohta, põhjaveekogumite seisundi ja läviväärtuste metoodika ning vajaduse korral täiendavad hüdrogeoloogilised uuringud ja modelleerimine. Eesti põhjaveekogumite seisundi hindamisel hinnatakse esmalt riski ja inimtegevuse võimalikku mõju, seejärel saasteainete sisaldusi seirepunktides ning lõpuks seda, kas keemilise seisundi testide üldhinnang osutab halvale või heale seisundile.[1090]

Haritava maa koormuse hindamisel kasutatakse Eestis üha enam ruumianalüütilist lähenemist. 2025. aasta põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüsi eelnõu järgi hinnatakse põllumajandusest lähtuvat koormust eeskätt PRIA põllumassiivide abil, mille pindala võrreldakse iga põhjaveekogumi kogupindalaga. See tähendab, et haritava maa osakaalu kasutatakse praegu põhilise surveteguri ruumilise indikaatorina. Selle meetodi tugevus on üleriigiline katvus ja võrreldavus põhjaveekogumite vahel, kuid piirang on see, et haritava maa pindala ei näita veel otseselt väetamise intensiivsust ega tegelikku leostumiskoormust. Seetõttu kasutatakse haritava maa ruumilist ulatust Eestis peamiselt riskinäitajana, mida tõlgendatakse koos seireandmetega, eriti nitraadisisalduse trendidega põhjavees.[1091]

[1089] European Parliament and Council 2006; IAEA 2023.

[1090] Kliimaministeerium. 2021. Eesti põhjaveekogumite hindamise ja läviväärtuste määramise metoodika. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Eesti%20p%C3%B5hjaveekogumite%20hindamise%20ja%20l%C3%A4viv%C3%A4%C3%A4rtuste%20m%C3%A4%C3%A4ramise%20metoodika.pdf ;Infragate Eesti AS, Hartal Projekt OÜ. 2015. Põhjaveekogumite ohustatust ja halba seisundit põhjustavate koormuste vähendamise meetmeprogramm ja selle tegevused. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/P%C3%B5hjaveekogumite%20ohustatust%20ja%20halba%20seisundit%20p%C3%B5hjustavate%20koormuste%20v%C3%A4hendamise%20meetmeprogramm%20ja%20selle%20tegevused.pdf

[1091] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus.https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2025-07/P%C3%95hjaveekogumite%20koormusallikate%20m%C3%B5ju%20anal%C3%BC%C3%BCs%20EELN%C3%95U.pdf; Kliimaministeerium 2025. Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala tegevuskava 2025–2028. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2025-05/NTA%20tegevuskava%202025-2028.pdf

Mineraalväetise mõju hindamisel on Eesti tänane praktika osaliselt kaudne. Avalikus koormusallikate analüüsis on sõnaselgelt märgitud, et täpsemate, näiteks väetamist puudutavate andmete puudumise tõttu ei hinnata põllumajanduskoormust üleriigiliselt väetusnormide või väetisekoguste alusel, vaid kasutatakse põllumassiivide pindala ja põhjaveeseire tulemusi. Seega ei ole mineraalväetise koormus praegu Eestis põhjavee koormusallikate üleriigilises analüüsis detailselt eristatud - selle mõju püütakse välja lugeda nitraadisisalduse seirest, ruumilisest kattuvusest haritava maaga ja nitraaditundliku ala andmetest. Nitraaditundliku ala seires määratakse regulaarselt NH_4, NO_3, Cl, SO_4 ioone ning proovivõtul temperatuur, lahustunud hapnik, elektrijuhtivus ja pH; kuni 20 seirepunktis määratakse kord aastas ka enamkasutatavate taimekaitsevahendite sisaldused. See annab Eestis praktilise võimaluse siduda väetisekasutuse üldise surve põhjavee keemilise koostisega, isegi kui kõiki väetusandmeid ei kasutata veel üleriigilise koormusarvutuse sisendina.[1092]

Põllumajandusloomadega seotud orgaanilise väetise koormuse hindamine on Eestis võrreldes mineraalväetisega mõnevõrra otsesem - koormusallikate analüüsis käsitletakse eraldi loomakasvatusest tulenevat mõju. 2025. aasta eelnõu järgi loetakse põhjavee koormusallikaks loomakasvatuse tegevuskohad, kus loomade hulk ületab 5 loomühikut, ning need seotakse mõjutatud osavalgala või põhjaveekogumiga. See tähendab, et orgaanilise väetise surve hindamisel kasutatakse praegu ruumiliselt paiknevaid loomakasvatusobjekte kui koormuse kandjaid. Samal ajal ei anna see meetod veel täielikku pilti sõnniku tegelikust laotamisest, hoiustamisest või lämmastikubilansist põllutasandil. Seetõttu täiendatakse seda praktikas põhjavee keemilise seirega ning viimastel aastatel ka isotoopanalüüsidega. Tartu Ülikooli 2024. aasta NTA (nitraaditundliku ala) pilootuuring näitas, et nitraadi lämmastiku ja hapniku isotoopkoostis aitab küll allikaid tõlgendada, kuid lämmastikväetistest, mullast ning sõnnikust ja heitveest pärinevad nitraadid võivad kujuneda koostiselt osaliselt kattuvaks; see tähendab, et orgaanilise väetise mõju eristamine nõuab Eestis juba tavaseirest detailsemaid uuringuid.

Põllumajandusmaa kuivendamise mõju hindamine põhjaveele on Eestis metodoloogiliselt kõige hajusam, sest seda ei käsitleta kõikjal ühetaoliselt eraldi hajukoormuse alamklassina. Kaasaegses praktikas hinnatakse kuivenduse mõju eelkõige seal, kus kuivendusvesi võib liikuda kiiresti põhjavette või karsti. 2025. aasta koormusallikate mõju analüüsi eelnõus käsitletakse põhjavee tehistoitmise all selliseid maaparanduse eesvoole, kus kuivendusvesi juhitakse otse karsti, ning märgitakse, et tegemist on potentsiaalse koormusallikaga, kuid paljude selliste eesvoolude juures puuduvad seirekaevud ja

[1092] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025; Kliimaministeerium 2025.

seetõttu ka otsesed andmed tegeliku põhjaveekoormuse kohta. Sellest järeldub, et põllumajandusmaa kuivendamise mõju hinnatakse Eestis praegu peamiselt põhjavee haavatavuse, karstisüsteemide tundlikkuse ja võimalike kiirete sissekandeteede kaudu, mitte veel ühtse üleriigilise lämmastikuleostuse arvutusena. Seal, kus kuivendus mõju hindamiseks oluliseks peetakse, kasutatakse täiendavalt hüdrogeoloogilist modelleerimist ja veehaarete toitealade määramist.[1093]

Seire on Eestis selle koormusgrupi hindamise keskne osa. Nitraaditundliku ala põhjaveeseire toimub riikliku keskkonnaseire programmi raames alates 1995. aastast ning põllumajanduspiirkondade põhjaveeuuringuid on seal tehtud juba alates 1988. aastast. NTA põhjaveeseire jaguneb neli korda aastas tehtavaks põhivõrgu seireks ja seda täiendavaks tugivõrgu seireks; lisaks kasutatakse väljaspool NTA-d taustapunkte, et hinnata põllumajandusmõju väljaspool kõige tundlikumat ala ja saada võrdlusfoon. Seire andmeid kasutatakse mitte ainult hetkeseisundi kirjeldamiseks, vaid ka ajatrendide hindamiseks. 2024. aasta NTA pilootuuring näitas näiteks, et mitmes seirepunktis kõigub nitraadisisaldus piirväärtuse ümbruses või on viimase paarikümne aasta jooksul pöördunud tõusule, ning et vee vanus ja vooluteed võivad seletada, miks põhjavesi reageerib põllumajandussurvele viitajaga. See on Eesti tänase metoodika oluline tunnus: koormust ei tõlgendata ainult maakasutuse järgi, vaid seotakse pikaajaliste aegridade, põhjavee vanuse ja toitealadega.[1094]

Kaasaegse hindamise oluline osa on Eestis ka põhjaveekogumite seisundi ja riskide sidumine hüdrogeoloogiliste mudelitega. Meetmeprogrammi ja seisundi hindamise metoodika loogika järgi ei piisa sellest, et mõnes seirepunktis määratakse kõrgem saasteaine sisaldus; vaja on hinnata, kas tegemist on inimtegevuse mõjuga, kas kvaliteedinormid või läviväärtused on ületatud ning kas keemiliste testide üldhinnang näitab halba seisundit. NTA uutes uuringutes kasutatakse selleks lisaks tavaseirele hüdrogeoloogilist modelleerimist, millega määratakse veehaarete toitealad ja põhjavee liikumissuunad. Väike-Maarja pilootalal tehtud uuringus analüüsiti kahel korral 21 puurkaevu ja 3 allika vett, kasutati keemilist ja isotoopkoostist ning modelleeriti, millisest suunast ja alalt põhjavesi koos võimalike saasteainetega veehaaretesse liigub. Selline lähenemine võimaldab Eestis üha paremini siduda haritava maa, väetamise, loomakasvatuse ja kuivenduse ruumilise mõju tegeliku põhjavee seisundiga.[1095]

[1093] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025; Jõeleht, A., Paat, R., Karro, E., Piirimäe, K. 2024. Hüdrogeoloogiline uuring Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku alal põhjavee ning saasteainete liikumise ja veehaarete toitealade määramiseks modelleerimise meetodil. Tartu Ülikool. https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2025-02/NTA%20uuringu%20aruanne%202024.pdf

[1094] Kliimaministeerium 2025; Jõeleht, A., Paat, R., Karro, E., Piirimäe, K. 2024.

[1095] Infragate Eesti AS, Hartal Projekt OÜ 2015. Põhjaveekogumite ohustatust ja halba seisundit põhjustavate koormuste vähendamise meetmeprogramm ja selle tegevused. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-

Eestis rakendatav kaasaegne metoodika põllumajandusliku põhjavee-hajukoormuse hindamisel põhineb järelikult nelja lähenemise ühendamisel: ruumiline surveanalüüs, riiklik põhjavee- ja NTA seire, põhjaveekogumite seisundi ja läviväärtuste hindamine ning täiendavad uuringud, sealhulgas isotoopanalüüs ja hüdrogeoloogiline modelleerimine. Haritava maa mõju hinnatakse praegu peamiselt PRIA põllumassiivide pindala kaudu, mineraalväetise mõju peegeldub peamiselt nitraadi- ja pestitsiidiseires, orgaanilise väetise mõju hinnatakse loomakasvatuskohtade ruumilise paiknemise ja seire kombinatsioonina ning kuivendamise mõju käsitletakse eeskätt haavatavuse, karsti ja kiirete sissekandeteede kontekstis. Samal ajal tuleb märkida, et avalikes riiklikes metoodikates ei ole neid nelja alamrühma veel kõikjal võrdselt detailselt lahutatud; kõige arenenum on praegu põllumajanduskoormuse ruumiline üldhinnang ja nitraaditundliku ala sihitud põhjaveeseire, samas kui mineraalväetise, orgaanilise väetise ja kuivenduse eristus muutub täpsemaks siis, kui lisatakse detailsemad väetusandmed, seirekaevud ja modelleerimine.[1096]

Kasutatav parimat teadmist rakendav hindamismetoodika peaks ühendama vähemalt neli tasandit, millel on vasted ka Eesti praktikas olemas:

1) tehtav survete inventuur, kus eristatakse haritava maa ulatus, mineraalväetise kasutus, loomade pidamisega seotud orgaanilise väetise koormus ning põllumajandusmaa kuivendamine. Eesti puhul toimub haritava maa ulatuse hindamine ruumianalüütiliselt, mineraalväetiste kasutuse osas kasutatakse osaliselt kaudset praktikat, loomade puhul kasutusel 5 loomühiku künnis ja kuivendust põhjavee haavatavuse, karstisüsteemide tundlikkuse ja võimalike kiirete sissekandeteede kaudu, mitte veel ühtse üleriigilise lämmastikuleostuse arvutusena;
2) hinnatakse põhjavee haavatavust (kaitstust), mis Eesti puhul on kättesaadav põhjavee kaitstuse kaardi näol;
3) rajatakse seirevõrk, mis katab nii koormusalad kui ka taustaalad. Eesti puhul on pikaajaliselt seiratud nitraaditundlikel aladel;
4) ühendatakse seire andmed mudelite ja massibilansiga, et eristada põllumajanduslik hajukoormus looduslikust taustast ja muudest allikatest. Kaasaegse hindamise oluline osa on Eestis ka põhjaveekogumite seisundi ja riskide sidumine hüdrogeoloogiliste mudelitega. See

10/P%C3%B5hjaveekogumite%20ohustatust%20ja%20halba%20seisundit%20p%C3%B5hjustavate%20koormuste%20v%C3%A4hendamise%20meetmeprogramm%20ja%20selle%20tegevused.pdf ; Jõeleht, A., Paat, R., Karro, E., Piirimäe, K. 2024.

[1096] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025; Kliimaministeerium. 2025; Jõeleht, A., Paat, R., Karro, E., Piirimäe, K. 2024.

võimaldab siduda haritava maa, väetamise, loomakasvatuse ja kuivenduse ruumilise mõju tegeliku põhjavee seisundiga.

Kokkuvõttes moodustavad ruumiline surveanalüüs, riiklik põhjavee- ja NTA seire, põhjaveekogumite seisundi ja läviväärtuste hindamine ning täiendavad uuringud, sealhulgas isotoopanalüüs ja hüdrogeoloogiline modelleerimine, Eestis üldjoontes piisava metoodilise aluse hindamiseks, kuigi esineb andme lünki.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Hajureostuse puhul on peamine probleem see, et üksiku saastaja tegelikku põhjaveekoormust on kallis ja raske otse mõõta. Seetõttu ei ole "saastaja maksab" põllumajanduses, eriti hajukoormuse puhul, laialt "puhtal kujul" ehk reaalse emissiooni põhiselt rakendunud. Põllumajanduse hajukoormust põhjaveele on püütud hinnastada sageli skeemidega, mis tuginevad kulude hindamisel: a) otsesed kulud: joogivee täiendav töötlemine, nitraatide eemaldamine, pestitsiidijääkide eemaldamine, puhtama veega segamine, seire ja halduskulud; b) väliskulud: elustiku ja ökosüsteemiteenuste kadu; ning c) võimaluskulud: põhjavee või veehaarde kasutuspiirangud, maa-arenduse või veekasutuse piirangud.[1097] Tüüpilised hinnastamise viisid on järgmised:

1) Sisendipõhised maksud või tasud

Kõige levinum kaudne lähenemine on maksustada saastet tekitavaid sisendid: mineraalväetised, pestitsiidid, mõnikord ka sõnniku laotus või loomkoormus. OECD käsitleb hajureostuse instrumentidena just väetise- ja pestitsiidimakse ning märgib, et neid kasutatakse sageli emissiooni otsese hinnastamise asemel.[1098] Sellist tüüpi hinnastamise puhul ei koguta tasu põllumajandusettevõtjalt otse, vaid pigem tootelt või turustusahelalt. Näiteks võidakse maksta hajureostuse tasu eelkõige taimekaitsevahendite turustajate ja müüjate kaudu; tasu kandub edasi lõpphinda ning seeläbi kasutajale.

2) Modelleeritud koormuse põhised tasud

Sageli peetakse õiglasemaks "saastaja maksab" rakenduseks seda, kui tasu seotakse modelleeritud nitraadi- või fosforikoormusega, mitte lihtsalt väetisekogusega. Uued toitainemudelid võimaldavad maksustada hinnangulist hajureostuse väljundit otse ning see võib olla tõhusam kui väetise või nt loomade arvu põhised kaudsed hinnastamised.

[1097] OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris.
[1098] Samas.

3) Kvoodid ja kaubeldavad õigused

Põllumajanduse hajukoormust põhjaveele on hinnastatud ka piirangute ja turuloogika kaudu. Näiteks võidakse rakendada kaubeldavate fosfaadiõiguste süsteemi; see ei ole klassikaline maks, kuid paneb saastamisele hinna ja on kooskõlas ka "saastaja maksab" põhimõttega.1099

4) Kaudne kulude tagasivõtmine veearvetes

Kui põhjavesi on reostunud, siis osa kulust jõuab veetarbijani joogivee töötlemise kaudu. Osa hajureostuse kuludest kaetakse veearvete kaudu, kui vee-ettevõtja peab saastunud joogivee puhastamiseks lisakulusid tegema. "Saastaja maksab" vaatest on see nõrgem lahendus, sest maksjaks ei saastaja, vaid tarbija.

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis on põllumajanduse põhjavee hajukoormus hinnastatud peamiselt loa nõuete täitmise kuluna ning normatiivsete piirangute rikkumise rahalise sanktsioonina. Normi ületava väetisekasutuse eest tuleb maksta kümnekordset saastetasu. Sama kõrgendatud määr rakendub ka siis, kui mineraalväetist, sõnnikut või silomahla kasutatakse vastuolus veeseaduse nõuetega.[1100] Süsteemis on oluline roll järelevalvel ning ennetusel.

Lisaks rakendatakse piiranguid nitraaditundlikel aladel (kulud potentsiaalsele saastajale) ning osa hajukoormuse vähendamise kulust kaetakse avaliku rahaga toetuste kaudu. Majanduspoliitiliselt on see rohkem "ühiskond maksab ennetuse eest" kui puhas "saastaja maksab" skeem.

Soomes ei hinnastata põllumajanduse hajukoormust põhjaveele üldiselt eraldi "nitraadi/pestitsiidi leostumise tasuna", vaid süsteem põhineb regulatsioonidel ja piirangutel, järelevalvel ning toetustel. Oluline hinnastamise väljund on loa tingimuste täitmise kulu ning võimaliku rikkumise vastutus. Kui tekib konkreetne, tuvastatav reostusjuhtum, on saastajal taastamiskohustus. Kui saastaja leidmine on keeruline, siis on lahenduseks kollektiivne rahaline vastutus - keskkonnakahju fond (vt eespool). See on "saastaja maksab" lähedane riskipõhine rahastusinstrument, kuid mitte põllumajandusliku hajukoormuse otsene ühikuhind põhjaveele.[1101]

[1099] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive.
[1100] Keskkonnatasude seadus, RT I, 14.03.2011, 39.
[1101] Protection of groundwater, https://ym.fi/en/protection-of-groundwater

1990. aastate alguses oli Soomes ka põllumajanduse koormuse sisendipõhine väetisemaks (kaotati Soome liitumisel EL-iga).

Rootsi süsteem koosneb neljast kihist: keskkonnaseadustiku "saastaja maksab" põhimõte, pestitsiidimaks, reeglid nitraaditundlikel aladel, ja suured meetme toetused koormuse vähendamiseks. Riiki toodud või riigis toodetud pestitsiididelt makstakse maksu 34 Rootsi krooni iga toimeaine täiskilogrammi kohta. Taimekaitsevahendite kaudu hinnastatakse osa põllumajanduse hajukoormuse riskist sisendipõhiselt: mida rohkem aktiivainet turule või kasutusse tuuakse, seda suurem maks. Rootsis oli varem, sarnaselt Soomele, ka väetisemaks, kuid tänasel päeval enam mitte.[1102]

Umbes 75% Rootsi põllumaast asub nitraaditundlikel aladel, kus kehtivad erireeglid sõnniku ladustamisele ja laotamisele, väetamise ajastusele, kaitsevööndite ja mullaharimisele. Nitraaditundlikel aladel pakutakse keskkonnatoetusi, mille eesmärk on vähendada fosfori ja lämmastiku leket ning vähendada taimekaitsevahendite sattumist vette. 2026. aastal on toetus 4 000 SEK/ha tavalise kaitsevööndi ja 10 000 SEK/ha kohandatud kaitsevööndi eest. Samuti on toetused püüniskultuuridele, kevadisele mullaharimisele, märgaladele ja teistele veekaitse meetmetele.[1103]

Taani kõige tugevam "saastaja maksab" instrument põhjavee hajukoormuse suhtes on diferentseeritud pestitsiidimaks. 2013. aastal muudeti süsteem väärtuspõhisest maksust koormuspõhiseks maksuks. See tähendab, et pestitsiide hinnastatakse vastavalt nende keskkonna- ja terviseriskile, mitte lihtsalt toote hinnale. Hajukoormuse põhjaveerisk hinnastatakse siin seega sisendipõhiselt ja riskikaalutult. Nitraatide ja muu toitainete leostumise puhul domineerib Taanis regulatiivne piiramine.[1104]

Hollandis oli varasemalt kasutuses MINAS-süsteem (*MINeral Accounting System*) ehk farmitasandi mineraalide arvestussüsteem. Lühidalt: talus võrreldi, kui palju lämmastikku ja fosforit tuli süsteemi sisse (nt sööt, väetised) ja kui palju läks välja (nt piim, liha, saak). Kui vahe ehk toitainete ülejääk ületas lubatud piiri, tuli selle pealt maksta tasu. "Saastaja maksab" vaates oli MINAS huvitav seepärast, et see ei maksustanud ainult sisendit, nagu väetist, vaid püüdis hinnastada tegelikku toitainete ülejääki talus. OECD on kirjeldanud seda kui innovaatilist süsteemi, mis aitas juhtida farmi toitainete bilanssi ning vähendada nitraadi ja ammoniaagi mõju rohkem kui poole võrra. MINAS-est loobuti seetõttu, et süsteem oli keerukas, tekitas suuri tehingu- ja halduskulusid, ning Euroopa Kohus leidis, et see ei olnud

[1102] Lag (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel, https://lawline.se/laws/1984:410
[1103] Jordbruket och övergödning, https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring
[1104] Load tax related to plant protection products, https://eng.mst.dk/chemicals/pesticides/pesticide-tax

kooskõlas EL-i Nitraadidirektiivi rakendamise nõuetega.[1105] 2006. aastal mindi aga üle väetiste kasutusnormidel põhinevale poliitikale. Praegu on Hollandi kõige olulisem ”saastaja maksab” laadne majandusinstrument põllumajandusliku hajukoormuse jaoks kaubeldavate fosfaadiõiguste süsteem. Süsteem toimib nii, et riik seab põllumajandussektorile üldise fosfaadilae ja jagab sellest tulenevad fosfaadiõigused farmidele. Kui farm tahab pidada rohkem loomi ja seega toota rohkem fosfaati sõnnikus, peab tal olema selleks piisavalt õigusi. Kui õigusi ei jätku, tuleb neid osta teiselt farmilt või tootmist vähendada. Vajaduslikud õigused sõltuvad sellest, milliseid loomi peetakse ja kui suur on nende arvestuslik fosfaadieritus.[1106]

Belgias Flandrias on kasutusel *nutriëntenemissierechten* (NER-D) ehk toitainete emissioonikvoodid loomadele. Kvootide maht määratakse loomade arvu ja loomaliigiti kehtestatud normväärtuste järgi. Kui ettevõte tahab laieneda, saab ta seda teha ainult teiste ettevõtete kvootide ülevõtmisega. See tähendab, et suurem sõnniku- ja toitainete koormus ei ole tasuta: lisakoormuse jaoks peab omandama kvoodid, millel on turuväärtus. “Saastaja maksab” mõttes on see üsna sarnane Hollandi fosfaadiõiguste loogikale, kuigi Flandria süsteem on laiemalt loomakasvatusõiguste raam.1107

6.3.4 Kaevandamise mõju põhjaveele

Olulised keskkonnakoormuse liigid

Kaevandamise hajukoormus avaldub kvantitatiivse mõjuna põhjavee režiimile ning kvalitatiivse mõjuna põhjavee kvaliteedile.

Põlevkivi kaevandamine toimub Eestis nii maa-aluste kaevanduste kui ka karjääride kaudu, valdavalt Ida-Virumaal, kus hüdrogeoloogiline ehitus on kihiline ja põhjavesi ruumiliselt ning funktsionaalselt seotud pinnaveekogude ja ökosüsteemidega. Põlevkivikaevandamise kõige ulatuslikum ja süsteemsem mõju on põhjavee taseme sunnitud alandamine. Kaevandamisest on mõjutatud Ordoviitsiumi–Kambriumi ja Ordoviitsiumi–Siluri veekihid. Kõige otsesemalt mõjutab põlevkivi kaevandamine Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogumit.[1108]

[1105] OECD 2015. Innovation, Agricultural Productivity and Sustainability in the Netherlands, OECD Food and Agricultural Reviews, OECD Publishing, Paris.
[1106] Hoeveel fosfaatrechten nodig, https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/fosfaatrechten/hoeveel-nodig
[1107] Nutriëntenemissierechten (NER-D), https://www.vlm.be/nl/themas/Waterkwaliteit/Mestbank/mest/NER/Paginas/default.aspx
[1108] Põlevkivi kasutamise riiklik arengukava 2016-2030 (2015). Tallinn: Keskkonnaministeerium.

Kaevanduste kuivendamiseks pumbatakse pidevalt välja suuri veekoguseid (kümned miljonid m³ aastas), selle tulemusena tekivad regionaalsed alanduslehtrid, mis võivad ulatuda kümnete kilomeetriteni. Kaevandamise tulemusena langeb põhjavee tase kaevudes, allikates ja märgaladel, sh kaevandustest kaugel. Tegemist ei ole sageli lokaalse mõjuga, vaid kogu põhjaveekogumi bilansi muutusega. Kaevandustegevusest mõjutatud põhjaveekihtides muutub veevahetuse intensiivsus.

Põlevkivikaevandamine mõjutab põhjavee kvaliteeti. Kaevandustööd loovad võimaluse vaba hapniku juurdepääsuks kivimitele, mis põhjustab püriidi oksüdeerumist, millega kaasneb sulfaatide, kaltsiumi ja magneesiumi sisalduse suurenemine ning mineraliseerumise kasv põhjavees.[1109] Põhjavee keemilist koostist võivad mõjutada ka lõhketöödest ja tehnoloogiast pärinevad lämmastikuühendid ning jäätmealade (aheraine, tuhk) leostumine põhjaveekihtidesse. Tagajärjeks on joogivee kvaliteedi halvenemine ja põhjaveekogumite keemilise seisundi langus.[1110] Võib suureneda surve sügavamate põhjaveekihtide kasutamiseks, kus veevaru taastub oluliselt aeglasemalt kui ülemistes kihtides.

Varem kaevandatud ja praegu kaevandatavatel aladel toimib tehislik või tugevasti muudetud veeringe, millest tulenevad probleemid keskkonnale ja elanikkonnale võivad ilmneda ka aastaid hiljem liigniiskuse, veekogude kuivamise, vee ja maismaa ökosüsteemide seisundi ning veekvaliteedi muutumise näol.[1111] Pikaajaline ja pöördumatu mõju võib avalduda kui kaevanduste sulgemisel täituvad need veega, kuid algne põhjaveerežiim ei taastu. Kujunevad uued hüdraulilised ühendused ja voolusuunad.

Põlevkivi kaevandamise mõju põhjaveele Eestis on ulatuslik (regionaalne), pikaajaline (üle põlvkondade), ning osaliselt pöördumatu.

Kruusakaevandamine on valdavalt avakaevandamine, mis eeldab sageli põhjaveetasemest allapoole kaevamist. Selle tulemusel tekib põhjavee alanduslehter; muutuvad põhjavee voolusuunad ja -kiirused; võib väheneda põhjavee juurdevool lähedalasuvatesse kaevudesse, allikatesse ja märgaladesse. Samuti suureneb aurumine kaevandusalal, mis vähendab põhjavee bilanssi. Kruusakaevandamise mõju põhjaveele on süsteemne, sageli pöördumatu ja ruumiliselt laienev.

[1109] Liblik, V., Rätsep, A., Toomik, A. 2005. Uurimisala kirjeldus ja kasutatud metoodikad. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis, TLÜ ökoloogia instituut, Publikatsioonid 9/2005.

[1110] Pihor, K., Kralik, S., Aolaid-Aas, A., Jürgenson, A., Paat-Ahi, G., Rell, M., Batueva, V. 2013. „Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise sotsiaalmajanduslike mõjude hindamine", Tallinn: Poliitikauuringute Keskus Praxis.

[1111] Põlevkivi kasutamise riiklik arengukava 2016-2030 (2015). Tallinn: Keskkonnaministeerium.

Põhjavee kvaliteeti võivad mõjutada setete häiring ja peenosiste mobiliseerumine; pinnasefiltri eemaldumine, mis vähendab looduslikku puhastusvõimet; kütuste, õlide ja määrdeainete lekked masinatest; suurenenud nitraatide või muude saasteainete liikumine sügavamatesse veekihtidesse.

Kaevandamise hajukoormus võib olla püsiva ja kumulatiivse mõjuga. Mõjud ei piirdu ainult kaevanduse elueaga, sest põhjaveerežiimi taastumine võib võtta aastaid või aastakümneid. Mitme kaevanduse koostoimes tekib kumulatiivne koormus, mida üksikprojekti tasandil sageli alahinnatakse.

Paekivi kaevandamine toimub Eestis valdavalt avakaevandustena (karjäärid), peamiselt Eesti põhja- ja keskosas, kus levivad karstistunud Ordoviitsiumi ja Siluri lubjakivid ja dolokivid. Just karstilisus muudab põhjavee eriti haavatavaks.

Paekivi kaevandamine põhjustab samuti põhjavee režiimi muutusi. Karjääride rajamisel eemaldatakse kaitsev pinnasekiht, mis vähendab infiltratsiooni aeglustavat filtrit. Kaevandamine toimub sageli põhjaveetasemest allpool, mistõttu on vajalik põhjavee alandus. Selle tulemusel tekivad lokaalsed kuni piirkondlikud põhjavee alanduslehtrid. Mõjutatud on allikad, kaevud, väikeveekogud ja karstinähtused. Eriti tundlikud on seejuures õhukese kattega põhjaveekogumid, kus isegi väike alandus põhjustab ulatuslikke mõjusid.

Paekivi kaevandamisega kaasneb ka mõju põhjavee kvaliteedile. Tekib reostusrisk karstikanalite kaudu, kus saaste levib kiiresti ja filtreerimata. Lõhketööde tulemusel võivad nitraadid ja ammooniumühendid sattuda põhjaveekihti. Põhjavees võib toimuda peenosiste ja hägususe suurenemine. Lisaks on paekivi kaevandamisel ka oht et kaevandamisprotsessis kasutatavate masinate kütus ja õlid võivad sattuda põhjavette.[1112]

Karstialadel võib saaste levida kilomeetrite kaugusele väga lühikese ajaga, muutes kahju raskesti lokaliseeritavaks.

Paekivi kaevandamisel võib põhjaveele olla pikaajaline ja kumulatiivne mõju. Kaevandamine on kõrge riskiga, eriti karstialadel, sageli lokaalselt väga intensiivne, kuid kiiresti laienev ning osaliselt pöördumatu. Karjäärid jäävad sageli avatuks ka pärast kaevandamise lõppu (tehisjärved); põhjavee voolusuunad ja -kiirused muutuvad püsivalt, samuti võib mitme karjääri koosmõju võib põhjustada kumulatiivse põhjaveekoormuse.

[1112] Savitski, L., Savva, V. 2008. Nabala lubjakivimaardla rajatavate karjääride mõju põhjavee seisundile. Geoloogiafond.

Turba kaevandamisel on põhjaveele olulisemad keskkonnakoormuse liigid seotud eelkõige veerežiimi muutmise, vee kvaliteedi halvenemise ja ökosüsteemide kaudse mõjutamisega. Põhjaveele on kõige olulisemad koormused kuivendamisest tingitud põhjaveetaseme alanemine, vee keemilise koostise muutumine, orgaanilise aine ja toitainete leostumine ning õli- ja kütusereostuse risk.

Turba kaevandamiseks kuivendatakse raba kraavide ja drenaažiga. See võib alandada põhjaveetaset nii kaevandusalal kui ka selle ümbruses. Tagajärjeks võib olla kaevude veetaseme langus, märgalade kuivamine ja loodusliku veerežiimi muutumine. Kuivendus võib muuta põhjavee loomulikke liikumisteid. Vesi võib hakata liikuma kaevanduse kuivenduskraavide suunas, mis võib mõjutada lähedal asuvaid allikaid, ojasid, järvi või majapidamiskaeve. Turvas sisaldab palju orgaanilist ainet. Kaevandamise ja kuivendamise käigus võib vette sattuda lahustunud orgaanilisi ühendeid, mis võivad muuta vee värvust, lõhna ja maitset ning suurendada vee keemilist hapnikutarvet. Kuivendatud turbast võivad vette liikuda lämmastiku- ja fosforiühendid. Need mõjutavad eelkõige pinnavett, kuid sobivates tingimustes võivad jõuda ka madalasse põhjavette. Turba kuivendamisel ja orgaanilise aine lagunemisel võivad muutuda vee pH ja redokstingimused. Mõnes piirkonnas võib see soodustada happelisemate või mineraaliderikkamate vete teket. Kaevandustööde, kraavide puhastamise ja äravoolu kaudu võib vette sattuda turbaosakesi. See mõjutab otsesemalt kraavi- ja pinnavett, kuid võib kaudselt mõjutada ka põhjaveega seotud veekogusid.[1113]

Kaevandamisel kasutatavad masinad, kütusehoidlad ja hooldusalad võivad põhjustada lokaalseid õli-, kütuse- või määrdeainereostusi. Need on eriti ohtlikud juhul, kui kaitsev pinnasekiht on õhuke või põhjavesi paikneb madalal.

Pärast kaevandamise lõppu võib ala jääda pikaks ajaks kuivendatuks. Kui ala ei taastata või veetaset ei tõsteta, jätkub turba lagunemine ja veerežiimi mõju põhjaveele võib püsida aastaid.

Keskkonnakoormuse hindamise ja mõõtmise meetodid

Kaevandamise mõju hindamiseks põhjaveele on vaja lisaks teadmisele, kui palju vett kaevandusest välja pumbatakse või kas põhjavees on tõusnud mõne saasteaine sisaldus, hinnata kogu mõjuahelat: kuidas on muutub põhjavee tase ja voolusuunad, kui suur on alanduslehter, kuidas muutub põhjavee ja pinnavee seos, kas väheneb allikate või märgalade toide ning kas kivimite avamine, õhuga

[1113] Peterson, K. 2007. Keskkonnamõju hindamine. Juhised menetluse läbiviimiseks tegevusloa tasandil. Keskkonnaministeerium.

kokkupuude ja veevahetuse muutus põhjustavad happelise või metalliderikka kaevandusvee teket. Kaevandamise mõju nii koguselise kui ka keemilise koormusena tuleb hinnata koos.[1114]

Esmalt on vajalik kontseptuaalse hüdrogeoloogilise mudeli koostamine. Enne mõõtmist tuleb kirjeldada, millised põhjaveekihid, lõhed, rikked, karstivormid, pinnaveekogud ja ökosüsteemid on kaevandusalaga seotud ning milline on nende omavaheline veevahetus, sest sellest sõltub, kas kaevandamise mõju jääb lokaalseks või kandub laiemale alale. Kaevandusalade veeressursside hindamisel tuleb esmalt tuvastada veeallikad, vooluteed ja saasteainete liikumise mehhanismid ning alles seejärel valida sobivad mõõte- ja isotoopmeetodid.[1115]

Teiseks on vaja mõõta kaevandamise mõju põhjavee kogustele, tehes veetaseme seiret, mõõta pumpamismahtusid, alanduslehtri ulatust ja veetaseme taastumist pärast pumpamise vähenemist või lõppu. Kuna avakaevanduste ja maa-aluste kaevanduste kuivendamine võib tekitada põhjavee taseme alanemist, mis püsib kaua ka pärast kaevandamise lõppu, tuleb kasutada seirekaevude võrku eri kaugustel kaevandusest, pidevseiret ning mudelarvutusi, millega hinnatakse, kui palju põhjavee väljavool ümbritsevalt alal suureneb või looduslik väljavool pinnavette väheneb.[1116]

Kolmandaks on vajalik keemilise mõju hindamine, mõõtes vähemalt pH-d, elektrijuhtivust, sulfaatide, raua, mangaani ja teiste metallide sisaldust ning vajaduse korral ka arseeni, alumiiniumi, kloriide või muid kohaspetsiifilisi komponente. See on oluline, et hinnata saastunud kaevandusvee tekke riski. Kaevandamine võib muuta nii põhjavee kui ka kaevandusest väljuva vee kvaliteeti pikaks ajaks ja keemilist seiret tuleb seetõttu teha nii enne kaevandamist, selle ajal kui ka järelhooldusperioodil, sest mõju võib avalduda viitajaga.[1117]

Neljas põhimõte on põhjavee ja pinnavee seose hindamine, sest kaevandamine mõjutab ka jõgede baasäravoolu, märgalade veerežiimi ja allikate toidet. Seetõttu tuleb mõõta nii põhjaveetaset kui ka

---

[1114] U.S. Geological Survey 2018. Conceptual Framework and Approach for Conducting a Review and Synthesis of Environmental Effects from Hardrock Mining. https://pubs.usgs.gov/sir/2018/5104/sir20185104.pdf

[1115] IAEA 2020. New CRP: Development and Application of Isotope Techniques for Efficient Water Resources Management in Mining Areas, https://www.iaea.org/newscenter/news/new-crp-development-and-application-of-isotope-techniques-for-efficient-water-resources-management-in-mining-areas-crp-f33026

[1116] U.S. Geological Survey 2018; U.S. Geological Survey 1995. Water Resources and Potential Effects of Ground-Water Development in Maggie, Marys, and Susie Creek Basins, Elko County, Nevada. https://pubs.usgs.gov/wri/1994/4222/report.pdf

[1117] Umweltbundesamt 2004. Groundwater management in mining areas. https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/cp035.pdf ; Wolkersdorfer, C. jt. 2020. Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Tracer, and Isotope Methods in Mining and Mine Water Studies. https://d-nb.info/1210755963/34

pinnavee vooluhulka, temperatuuri, elektrijuhtivust ja keemilist koostist ning hinnata, kas kaevanduse kuivendusvesi asendab looduslikku väljavoolu uuritavast piikonnast või katkestab selle.[1118]

Viiendaks on vajalik ruumilise mõju ja mõjuala modelleerimine – mitte ainult kaevanduse vahetus ümbruses, vaid kogu mõjualal, hinnates, kust kuivendusvesi pärineb, millised alad jäävad põhjavee haardealasse ja kuhu võivad kanduda saasteained. Selleks kasutatakse põhjaveevoolu mudeleid, vajaduse korral lahustunud ainete transpordi mudeleid ning tundlikkusanalüüsi - mudelitega tuleb siduda ka koguselise ja keemilise seire andmed. Mudelid võimaldavad hinnata ka tulevikustsenaariume, näiteks kaevanduse süvenemist, sulgemist või veega täitumist.[1119]

Kuuendaks, abiks on tracer- ja isotoopmeetodite kasutamine, et selgitada, kust vesi pärineb, kui vana see on, millised on vooluteed või kas saaste pärineb looduslikust geokeemiast või kaevandamise mõjust - isotoobid aitavad eristada eri veeallikaid, hinnata segunemist ja saaste transporti ning mõista kaevandusvee rolli saaste kandjana. See on eriti oluline keerukates süsteemides, nagu karstialad, mitmekihilised põhjaveesüsteemid või vanade kaevanduste üleujutatud alad.[1120]

Seitsmendaks, vajalik on mõju hindamine kogu kaevanduse elutsükli jooksul, sest mõju ei teki ainult aktiivse töö ajal, vaid võib tugevneda pärast sulgemist, kui kaevandus hakkab veega täituma, redoksolud muutuvad ja lahustunud ained vabanevad uuel viisil. Seetõttu peab hea hindamismetoodika hõlmama baasolukorra kirjeldust enne tegevust, tegevusaegset seiret, sulgemisjärgset seiret ja vajaduse korral leevendusmeetmete tõhususe kontrolli. Järelseire on vajalik, et vältida pikaajalise mõju alahindamist.[1121]

Kokkuvõttes: hüdrogeoloogiline kontseptuaalne mudel, põhjaveetaseme ja kuivenduse mõju, vee kvaliteedi muutus, põhjavee ja pinnavee seos, mõjuala modelleerimine, tracer- ja isotoopuuringud ning kogu elutsüklit kattev seire, k.a järelseire.[1122]

[1118] European Commission. Water Framework Directive. https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en; USGS 2018.

[1119] Punkkinen, H. jt. 2016. Guidelines for mine water management. https://kh.aquaenergyexpo.com/wp-content/uploads/2022/11/Guidelines-for-Mine-Water-Management.pdf; Wolkersdorfer, C. jt. 2019. Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Tracer, and Isotope Methods in Mining and Mine Water Studies, https://d-nb.info/1210755963/34

[1120] IAEA 2020. New CRP: Development and Application of Isotope Techniques for Efficient Water Resources Management in Mining Areas, https://www.iaea.org/newscenter/news/new-crp-development-and-application-of-isotope-techniques-for-efficient-water-resources-management-in-mining-areas-crp-f33026; Wolkersdorfer, C. jt. 2019.

[1121] Umweltbundesamt 2004; Punkkinen, H. jt. 2016.

[1122] IAEA 2020; USGS and U.S. Bureau of Land Management. Mine dewatering effects on ground water, https://pubs.usgs.gov/pp/1464/report.pdf

Hinnatakse nii keemilist seisundit kui ka koguselist seisundit, kasutades selleks ruumianalüüsi ja mudelarvutusi, mille eesmärk on hinnata peamiste koormusallikate olulisust, mõju põhjaveekogumite seisundile ning põhjaveekogumite ohustatust.[1123] Lisaks, püütakse eristada kaevandamise otsest mõju, kaevandusvee punktkoormust, aktiivsete mäeraldiste hajumõju ja suletud kaevanduste järelmõju, tõlgendades seda sõltuvalt protsessi iseloomust.[1124]

Keemilise seisundi hindamisel käsitletakse Eestis kaevandamise mõju kahes osas: punktkoormusena ja hajukoormusena. Eelnõu järgi on kaevandusvetest põhjustatud koormus klassifitseeritud punktkoormusallikana 1.7 ning ruumianalüüsis käsitletakse selle all kaevanduste ja karjääride veelaskmeid - teadaolevad veelaskmed seotakse vastavate pinnaveekogumite osavalgaladega ja hinnatakse, milline osa põhjaveekogumist jääb mõjutatud osavalgalade alla. Kaevandamine ise on samal ajal klassifitseeritud hajukoormusallikana 2.8 ning selle mõju hindamiseks võrreldakse aktiivsete mäeraldiste pindalasid iga põhjaveekogumi kogupindalaga. Seega on kaevandamise keemilise mõju hindamise alus valdavalt ruumiline: hinnatakse, kui suure osa põhjaveekogumist katavad kaevandusalad või millistel osavalgaladel paiknevad kaevandusvee väljalasked. Hindamine toimub kvalitatiivsel skaalal: kui koormusallika pindalaline katvus on üle 50%, loetakse mõju oluliseks; 25–50% puhul väheoluliseks; alla 25% puhul mitteoluliseks. Selline lähenemine tähendab, et Eestis hinnatakse kaevandamise mõju põhjavee keemilisele seisundile eelkõige ruumilise katvuse kaudu, mitte esmalt saasteainete mõõdetud kontsentratsioonide järgi kogu kogumis.

Põhjavee analüüsi eelnõu toob välja ka ühe metoodiliselt olulise piirangu: näiteks PVK 16 puhul näitas ruumianalüüs kaevandamisega seotud osavalgalade osakaaluks 39% kogu põhjaveekogumist, kuid täiendav vaatlus näitas, et tegelikud kaevandusalad moodustasid alla 1% osavalgala pindalast. Seetõttu peetakse vähetõenäoliseks, et need alad võiksid kogu põhjaveekogumit oluliselt mõjutada. Seega vajaduse korral tõlgendatakse ruumianalüüsi tulemusi hüdrogeoloogilisest dünaamikast lähtudes, mitte ei võeta pindalalist tulemust alati üksüheselt.

Kaevandamisest tingitud põhjavee koguselise seisundi hindamisel seotakse kaevandamise mõju Eestis peamiselt veetarbimise ja põhjavee väljapumpamisega. Eelnõu järgi on põhjaveekogumi koguselist seisundit mõjutavate koormuste puhul olulised tegurid veetarbimise maht, veehaarete hajutatus ja

[1123] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus, Rakvere.

[1124] Infragate Eesti AS 2015. Põhjaveekogumite ohustatust ja halba seisundit põhjustavate koormuste vähendamise meetmeprogramm ja selle tegevused, https://kliimaministeerium.ee/

põhjaveekihi hüdrogeoloogilised omadused. Enamikus Eesti põhjaveekogumites on tegelik veetarbimine praegu väiksem kui loodusliku ressursi taastumine ja otsest seisundi halvenemist ei ole täheldatud, kuid osad piirkonnad on suurema ohustatusega. Kaevandamise kontekstis toob eelnõu esile, et Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogumis mõjutab ulatuslik põhjavee väljapumpamine kaevanduste läheduses olevaid puurkaeve ning võib avaldada mõju ka pinnaveekogudele ja nendega seotud ökosüsteemidele. Seega hinnatakse kaevandamise koguselist mõju Eestis eeskätt veevõtu kaudu.[1125]

Kaevandamise koguselise mõju hindamiseks võrreldakse põhjaveekogumi loodusliku ressurssi ja tegelikku veevõttu. Looduslik ressurss on defineeritud kui põhjaveekogumi keskmine pikaajaline aasta toitumismäär, millest on lahutatud see osa pikaajalisest aastasest vooluhulgast, mis on vajalik põhjaveega seotud pinnavee hea ökoloogilise seisundi saavutamiseks, pinnavee seisundi olulise halvenemise vältimiseks ja põhjaveest sõltuvate maismaaökosüsteemide olulise kahjustumise vältimiseks. See tähendab, et kaevandamise mõju hindamisel arvestatakse, mille arvelt täpsemalt tuleb koguseline mõju veele. Eelnõu rõhutab ka, et põhjavee tarbevarude hindamisel tuleb arvestada põhjaveest sõltuvate ökosüsteemide säilimist, saastunud pinnase ja põhjaveega alade paiknemist ning piirkonnas asuvaid potentsiaalselt ohtlikke saasteallikaid.[1126] Eestis kasutatakse koguselise mõju arvutamiseks mudelarvutusi - mudelipõhist bilansi- ja vooluhulkade käsitlust: põhjavee eelnõu järgi arvutati Eesti põhjaveekogumite looduslikud bilansid kasutades regionaalset kogu Eesti arteesiabasseini hõlmavat kolmemõõtmelist põhjavee dünaamika mudelit MODFLOW. Mudeleid on vaja, kuna kaevandamisega seotud kuivendus ja põhjavee väljapumpamine võivad muuta põhjavee ja pinnavee seoseid ning mõjutada põhjaveekogumi looduslikku tasakaalu viisil, mida ainult lihtne veevõtu statistika ei näita.[1127]

Kaevandamise mõju hindamine Eestis ei piirdu ainult koormusallikate olemasolu kirjeldamisega, vaid annab ka põhjaveekogumi ohustatuse hinnangu. Ohustatuse hindamine koondab keemilise ja koguselise info üheks riskihinnanguks - põhjaveekogum on ohustatud, kui eelmise perioodi seisund oli halb või kui põhjaveekogumis esinevad olulised koormusallikad. Veevõtu tõttu on ohustatud põhjaveekogumite hulgas ka PVK 7, st Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini põhjaveekogum, mille

[1125] Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.
[1126] Veeseadus, https://www.riigiteataja.ee/akt/Veeseadus ; Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.
[1127] Marandi, A., Osjamets, M., Polikarpus, M., Pärn, J., Raidla, V., Tarros, S., Vallner, L. 2019. Põhjaveekogumite piiride kirjeldamine, koormusallikate hindamine ja hüdrogeoloogiliste kontseptuaalsete mudelite koostamine. Eesti Geoloogiateenistus. https://fond.egt.ee/fond/egf/9110 ; Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.

seisund oli eelmisel hindamisperioodil halb ja ulatusliku põlevkivikaevandamise jätkumise tõttu ei ole selle perioodi jooksul võimalik seisundit parandada.[1128]

Parima teadmise põhjal peab kaevandamise mõju põhjaveele hõlmama järgmisi meetodeid: hüdrogeoloogiline kontseptuaalne mudeli koostamine, põhjaveetaseme muutuse ja kuivenduse mõju, vee kvaliteedi muutuse, põhjavee ja pinnavee seose hindamine, mõjuala modelleerimine, tracer- ja isotoopuuringud ning kogu elutsüklit kattev seire, k.a järelseire.

Kaevandamise mõju põhjaveele hindamine Eestis põhineb erinevalt eelnevast loetelust ruumianalüüsil, et hinnata kaevanduse veelaskmete ja aktiivsete mäeraldiste paiknemist ning pindalalist kattuvust põhjaveekogumitega ja seejärel kvalitatiivseid hindamiskriteeriume, et määrata koormuse olulisus selle ruumilise ulatuse põhjal. Koguselise mõju hinnang põhjaveekogumi looduslikule ressursile on ülaltoodud parima praktikaga vastavuses. Põhjaveekogumite ohustatuse hinnang, kus arvestatakse nii varasemat seisundit kui ka oluliste koormusallikate olemasolu annab riskipõhise hinnangu, parima praktika mitmed näitajaid selle sisendiks ei võeta.

Seega on Eesti praegune metoodika koormuse kaevandamise mõju põhjaveele puhul eeskätt ruumianalüütiline, bilansipõhine ja riskihindamisele suunatud; kahjude tekkeprotsesse hinnatakse peamiselt läbi koormusallikate paiknemise, põhjavee väljapumpamise mahu ja põhjaveekogumi ohustatuse kaudu ning lahknevus eelpool pakutud ideaalsest hindamismudelist on olemas.

Keskkonnakoormuse monetiseerimise võimalused

Kaevandamise mõju põhjaveele hinnastatakse valdavalt kolmel viisil: a) veevõtu/kuivenduse tasud, b) heite- ja reostustasud, ning c) finantstagatised sulgemiseks ja pikaajaliseks veekäitluseks.

Täielikult kahjupõhine hinnastamine — ehk kui tasu sõltuks otseselt sellest, kui palju kaevandamine alandab põhjaveetaset, kui palju kahjustab kaeve, allikaid, märgalasid või põhjavee kvaliteeti — on praktikas harvem. Selle põhjuseks on mõõtmise ja põhjusliku seose tõendamise keerukus. Seetõttu eelistavad riigid enamasti lihtsamaid instrumente: mahu-, heite- või tagatisepõhiseid skeeme. Kõige enam on viimase 10–15 aasta jooksul tugevnenud tagatise skeemide kasutamine, sest see vähendab ohtu, et põhjavee pikaajaline puhastus jääb avaliku sektori kanda.[1129]

[1128]Marandi, A., Karro, E., Osjamets, M., Polikarpus, M., Hunt, M. 2020. Eesti põhjaveekogumite seisund perioodil 2014–2019. Eesti Geoloogiateenistus. https://fond.egt.ee/fond/egf/9416 ; Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025.

[1129] Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024. The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive. Environment Working Paper No. 238.

Põlevkivi-, lubjakivi-, liiva- ja kruusa kaevandamise mõjusid põhjaveele hinnastatakse peamiselt põhjavee abstraheerimis- või kuivendustasude kaudu ehk kui karjäärist pumbatakse vett välja, hinnastatakse karjäärist välja pumbatava vee mahtu või loas märgitud lubatud mahtu. Tasud võivad olla ka diferentseeritud vastavalt põhjavee tundlikkuse aladele.

Teiseks lähenemiseks on otsene asendus- ja taastamiskulude meetod ehk kahju hüvitamine, kui põhjavesi või kaevud on mõjutatud. Kui põhjaveetase langeb või voolusuund muutub ja selle tõttu saavad kahjustada kaevud, allikad või märgalad, hinnastatakse mõju kompensatsiooni, asendusvee või tehnilise leevendusmeetme kaudu, sh nt tuleb saastajal kanda uute kaevude rajamise või süvendamise; veevõtusüsteemide ümberseadistamise, põhjavee taastamise või kunstliku infiltratsiooni kulud.

Kolmandaks oluliseks hinnastamise skeemiks on karjääride sulgemis- ja taastamiskulu/ finantstagatised. Kui karjääri sulgemisel tuleb põhjaveerežiim stabiliseerida, nõlvad kujundada, veetasemed kontrolli alla saada ja järelseiret teha, siis see on samuti põhjaveemõju kaudne hinnastamine. Finantstagatis võib olla erinevas vormis ning see seotakse sageli kaevandamisloa tingimustega.[1130]

Alternatiivse lähenemisena võidakse sulgemis- ja järelhoolduskulusid kanda ka kaevanduskulude tootmiskulu sees. Uuem hea tava ei oota kahju tekkimist, vaid nõuab, et veemajandus, põhjavee kaitse, järelpuhastus ja sulgemisjärgne veerežiimi kaitse oleksid planeeritud juba tegevuse ajal ning nende maksumus oleks sisuliselt tootmiskulu osa. Võib öelda, et see on rohkem juhtimismudel kui “saastaja maksab” lahendus, kuid majanduslikult on see väga oluline põhjavee koormuse rahasse tõlkimise vorm.[1131]

Põlevkivikaevandamise puhul võidakse, juhul kui põhjavette või põhjaveega seotud süsteemi sattub sulfaatide, fenoolsete ühendite, õlisaaduste või muu saaste koormus, hinnastada see saastetasu, puhastuskohustuse või muu heitekontrolli kaudu. Praktikas tähendab see, et saastetasu arvutatakse mingi ühiku alusel — näiteks saasteaine kogus, kontsentratsioon või heitkogus koos vooluhulgaga ning teatud ainetele on ette nähtud oma määrad.

[1130] Mine Closure. A Toolbox for Governments, https://documents1.worldbank.org/curated/en/278831617774355047/pdf/Mine-Closure-A-Toolbox-for-Governments.pdf

[1131] Water, Mining and Communities: Creating Shared Value through Sustainable Water Management, https://documents1.worldbank.org/curated/en/099114110182328977/pdf/IDU03cd94b0000ec2049bf088530a5314a187d91.pdf

Turbamaardlate puhul on levinumateks hinnastamise viisideks põhjavee abstraheerimis- või kuivendustasu ning mõjutatud veevarustuse kompenseerimine (nt kui põhjavee taseme languse tõttu kaevud jäävad kuivaks). Enamasti kasutatakse kaudset hinnastamist. Esiteks hõlmab see kuivenduse ja veerežiimi muutmise ohjamise kulu - kraavide rajamist, veetaseme juhtimist, hüdroloogilist seiret, modelleerimist ja loatingimuste täitmist. Kuna turbakaevandamise põhimõju on sageli põhjaveetaseme alandamine ja vooluteede muutmine, siis kajastub koormuse hinnastamine ennekõike nende tehniliste ja halduslike meetmete maksumusena. Teiseks hõlmab see ära juhitava vee puhastamise ja käitlemise kulu. Kui kuivendus- ja sademevesi kannab kaasa orgaanilist ainet, toitaineid, rauda või happelisust, peab ettevõte rajama ja käitama settetiike, üleujutusvälju, märgalapuhasteid või muid lahendusi. See on "saastaja maksab" loogika kaudsel kujul: põhjavee ja turbakihi häirimisest tulenev koormus tõlgitakse veekäitluse püsikuluks. Kolmandaks hõlmab see sulgemise ja järelseire kulu. Kui ala tuleb pärast kaevandamist hüdroloogiliselt stabiliseerida — näiteks kraavid sulgeda, rajada paisud ja tõsta veetaset, siis see on sisuliselt põhjaveerežiimi kahjustamise "tagantjärele hind". Sageli kaetakse see sulgemise plaani ja finantstagatise kaudu. Neljandaks hõlmab see kahju heastamist, kui mõjutatud saavad kaevud, märgalad, allikad või seotud veekogud. Siis hinnastatakse põhjaveekoormus mitte maksu, vaid kompensatsiooni, asendusvee, lisaseire või taastamismeetmete rahastamise kaudu.[1132]

Kaevandamise koormus põhjaveele võib olla hinnastatud ka kahjukulu meetodiga (nt majapidamiste ja ettevõtete lisakulud alternatiivsele veevarustusele, tootmiskahjud (nt põllumajandus), ökosüsteemiteenuste kadu (nt märgalade kuivamine)), põhjavee kui strateegilise joogiveereservi kaotus (riskikulu tulevikule) või varjatud väärtuse meetodiga (nt põhjavee kui strateegilise ressursi tulevikuväärtus, ka mõju piirkonna kinnisvaraväärtusele jms). Potentsiaalselt võimalikud on ka sihtotstarbelised põhjavee taastamisfondid, lepingu- ja planeeringupõhised lahendused (kohalike omavalitsuste ja kaevandusettevõtete vahelised hüvituslepingud, arendustasud, mis suunatakse veevarustuse kindlustamisse, kaevandamisõiguse ajastamine vastavalt põhjavee taastumisvõimele) ning kaudsed kompensatsiooni- ja leevenduskulu lahendused (nt ökosüsteemiteenuste asendus kusagil mujal; karjääride hüdroisolatsiooni või muude veekaitsemeetmete rajamine). Turupõhised instrumendid antud koormusklassi puhul on alles paljuski arenev praktika, kuid võimalikud skeemid on nt veekasutuse kvoodid põhjaveekogumi tasandil, kaubeldavad põhjavee alandusõigused ning kompensatsioonimehhanismid teiste veekasutajatega.

[1132] The Polluter Pays Principle, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1975/01/the-polluter-pays-principle_g1gh8f8f/9789264044845-en.pdf

Eestis ja teistes riikides kasutatud keskkonnakoormuse monetiseerimise skeemid

Eestis ei ole kaevandamise mõju põhjaveele otseselt hinnastatud “saastaja maksab” instrumendina. Eestis on tasud mahu- ja tegevuspõhised, mitte kahju- ja riskipõhised; puudub põhjaveekogumi tasandil kumulatiivse mõju hinnastamine ning pikaajaline vastutus (50–100 aastat) ei ole rahaliselt täielikult kaetud.

Kui kaevandamine alandab põhjaveetaset või muudab vooluteid, siis kaevandamisloa omaja hüvitab kaevandamisega tekitatud kahju sõltumata oma süüst. See tähendab sisuliselt range vastutuse mudelit — kannatanu ei pea tõendama hooletust, küll aga peab olema seos kaevandamise ja kahju vahel.[1133]

Keskkonnavastutust, sh kaevandamise mõju põhjaveele peegeldavad ka ressursitasud - vee erikasutusõiguse tasu ning kaevandamisõiguse tasu. Need sisaldavad keskkonnapoliitilist hinnasignaali, kuid ei ole põhimõtteliselt saastaja-maksab tüüpi instrumendid. Maavara kaevandamisõiguse tasu määra tingimustes arvestatakse ka ökoloogiliste teguritega. Kui liiva ja kruusa kaevandatakse allpool põhjaveetaset seda taset alandamata, rakendatakse kaevandamisõiguse tasu arvutamisel koefitsienti 0,5 ehk leebemat kohtlemist vähem häiriva variandi suhtes. Kui kaevandamine eeldab põhjavee võttu või ümberjuhtimist, hinnastatakse see vee erikasutusõiguse tasu kaudu. Seadus sätestab põhjavee jaoks tasumäärad eurodes 1000 m³ kohta eri põhjaveekihtidele.[1134]

Seaduses määratletud saastetasu võib õiguslikult puudutada ka kaevandamise mõju põhjaveele, aga praktikas puudutab see kaevandustes sagedamini ikkagi punktkoormuse väljalaskeid pinnavette.[1135]

Välisriikides üldjuhul otsest tasu ei võeta. Osades riikides on sarnaselt Eestile olemas küll (põhjavee) abstraheerimise tasu, aga see pole seotud otseselt saastamise põhimõttega.

Soomes on selle koormusklassiga seotud skeemid lisaks loa nõuete täitmise kuludele ja kahju hüvitamisele tagatised ja keskkonnakahju fondi maksed (sh ka turbamaardlatele).[1136]

Rootsis ja Taanis ei ole tüüpiliselt otsest põhjavee koormuse maksu ei kaevandustele, liiva-kruusa võtule ega turbale. “Saastaja-maksab” põhimõte rakendub peamiselt loatingimuste täitmise kuluna,

[1133] Maapõueseadus, RT I, 08.07.2025, 59.
[1134] Keskkonnatasude seadus, RT I, 11.06.2024, 8.
[1135] Samas.
[1136] Environmental Protection Act, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/687946/mainPdf/main.pdf?timestamp=2014-06-26T21%3A00%3A00.000Z

kohustusliku tagatisena ning vee- või põhjaveekahju hüvitamisena.1137 Taani näitel on tagatis mõeldud kaevandusala järelkorrastuse kulude katteks. See arvutatakse selle alusel, kui palju maksaks järelkorrastuse tegemine loas kirjeldatud korrastusplaani tingimuste järgi. Lisanduvad hinnamuutuse koefitsiendid. Põhjavee kaitse tuleb tagatise skeemi sisse kaudselt, sest seadus ütleb, et loatingimused peavad muu hulgas aitama ennetada põhjavee ja pinnase reostust. Võimalusel ei maksta tagatist korraga, vaid selle maksmine seotakse järk-järgulise ala korrastuse plaaniga.[1138]

Iirimaal on koormus samuti hinnastatud kaudselt peamiselt loa taotlemise ja tingimuste täitmise kuluna, abstraktsiooniloa tasudena suuremate veevõttude puhul, ning keskkonnavastutuse/heastamise kuluna. Kanadas on oluline tagatise süsteem, samuti on suur rõhk loa tingimustel, kus määratakse kindlaks kaevandaja kohustused põhjavee kaitsmiseks ning leevendusmeetmed kahju tekkimisel.[1139]

Saksamaal võivad osad liidumaad võtta tasu nii põhjavee võtult kui ka põhjavee ärajuhtimiselt, ning mõnes liidumaas saab selle tasu tasaarveldada veekaitsemeetmete kuludega.[1140]

Lääne-Austraalias ei hinnastata kaevandamise põhjaveekoormust eraldi põhjavee tasuna, vaid läbi ühise fondi (*Mining Rehabilitation Fund*), kuhu kaevandusõigust omavad ettevõtted maksavad igal aastal 1% oma häiritud maa-ala normatiivsest rehabilitatsioonivastutusest. Põhjaveerisk tuleb fondimaksesse sisse seetõttu, et allpool põhjaveetaset jäävad kaevandusõõnsused ja muud veeriskiga rajatised on pandud kõrgema vastutuse kategooriatesse. Fondi kasutatakse siis, kui kaevandust ei korrastada pärast kaevandamise lõpetamist või vastutajalt ei õnnestu kahju raha kätte saada.[1141]

Tšiilis on kaevandamise järgne tagatise skeem. Sulgemisplaan peab tagama kaevandusala füüsilise ja keemilise stabiilsuse, ning tagatis tuleb üles ehitada nii, et kogu garantii oleks riigile kättesaadav juba

[1137] OECD 2025. OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2025/03/oecd-environmental-performance-reviews-sweden-2025_409c4061/91dcc109-en.pdf ; Råstofindvinding på land, https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/raastofindvinding/raastofindvinding-paa-land

[1138] Bekendtgørelse af lov om råstoffer, https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2016/1218

[1139] Joint Application Information Requirements (JAIR), https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/mineral-exploration-mining/documents/permitting/joint_application_information_requirements.pdf

[1140] Calculate water withdrawal charges, https://verwaltung.bund.de/leistungsverzeichnis/en/leistung/99129028151000/herausgeber/RP-231513482/region/070000000000

[1141] Mining Rehabilitation Fund Regulations 2013, https://www.legislation.wa.gov.au/legislation/prod/filestore.nsf/FileURL/mrdoc_48785.pdf/$FILE/Mining%20Rehabilitation%20Fund%20Regulations%202013%20-%20%5B00-g0-00%5D.pdf

projekti eluaja esimeses osas — kui eluiga on alla 20 aasta, siis esimese kahe kolmandiku jooksul; kui pikem, siis 15 aasta jooksul.[1142]

[1142] On closure of mining sites and facilities, https://www.carey.cl/en/amendment-to-law-no-20551-on-closure-of-mining-sites-and-facilities-inclusion-of-insurance-policies-as-a-1-instruments

7 Esmased järeldused SMP mõistete, teooria ja praktika kaardistusest

„Saastaja maksab“ põhimõtte kontseptsioon

- „Saastaja maksab“ põhimõtte lähtekoht on, et keskkonnakahjust või keskkonnakasutusest tulenevad kulud ei peaks jääma riigi, kohaliku omavalitsuse ega ühiskonna üldiseks koormaks, vaid need tuleb võimalikult suures ulatuses suunata isikule, kelle tegevus kahju, riski või keskkonnakoormuse põhjustab. Põhimõte kujunes algselt majanduspoliitilise ja konkurentsineutraalsust tagava instrumendina, kuid on aja jooksul arenenud laiemaks keskkonnaõiguslikuks põhimõtteks, mis hõlmab nii saaste vältimise, kontrollimise kui ka kahju heastamise kulusid.
- SMP ei anna iseenesest vastust kõigile rakendusküsimustele. Selle rakendamisel tuleb eraldi otsustada, kes on konkreetses olukorras „saastaja“, milline mõju kvalifitseerub hüvitamist või vältimist vajavaks keskkonnakahjuks, millist põhjuslikku seost tuleb nõuda ning millises ulatuses peab kulud internaliseerima. Eriti keeruline on see hajusa, kumulatiivse või pikaajalise keskkonnamõju korral, kus konkreetset kahjutekitajat ei ole võimalik täpselt eristada. Sellistel juhtudel võib õiguspoliitiliselt olla põhjendatud lihtsustatud või sektoripõhine lähenemine, mille puhul kohustus pannakse isikutele, kelle tegevus on keskkonnakoormusega seotud ja kelle käitumist on võimalik tõhusalt mõjutada.
- Põhimõtet ei tule mõista kitsalt karistusena juba tekkinud kahju eest. Selle olulisem funktsioon on ennetav: SMP peab looma majandusliku ja õigusliku stiimuli vältida keskkonnakahju tekkimist juba tegevuse planeerimise ja elluviimise etapis. Seetõttu hõlmab tänapäevane käsitlus lisaks kahju heastamisele ka ennetus-, kontrolli-, seire-, loa-, hindamis- ja tehnoloogianõuete täitmise kulusid. Samas ei tähenda see piiramatut vastutust: meetmete valikul tuleb arvestada proportsionaalsust, õiguskindlust, võrdset kohtlemist ning seda, milline keskkonnaseisund on õiguslikult ja ühiskondlikult vastuvõetav.

SMP ELi õiguses ja vee raamdirektiivis

- ELi õiguses on SMP kinnistatud ELTL artikli 191 lõikes 2 ning toimib liidu keskkonnapoliitika ühe keskse põhimõttena. See on oluline tõlgendusabinõu, mis suunab ELi institutsioone, liikmesriike, haldusorganeid ja kohtuid jaotama keskkonnakulud viisil, mis väldib nende põhjendamatut ülekandumist ühiskonnale.

- SMP ei ole absoluutne. Selle rakendamisel ja meetmete kavandamisel tuleb arvestada teiste keskkonnaõiguse ja ELi õiguse üldpõhimõtetega, eelkõige ettevaatus- ja vältimispõhimõtte, proportsionaalsuse, õiguskindluse ja võrdse kohtlemisega.
- Konkreetsema sisu saab SMP temaatilistes direktiivides. Vee raamdirektiivi (VRD) kontekstis väljendub SMP eelkõige veeteenuste kulude katmise, keskkonna- ja ressursikulude arvestamise ning veehinnapoliitika kaudu. VRD artikkel 9 nõuab, et veehinnapoliitika motiveeriks tõhusat veekasutust ning et vähemalt tööstus, kodumajapidamised ja põllumajandus annaksid piisava panuse veeteenuste kulude katmisse. Samas jätab VRD liikmesriikidele märkimisväärse kaalutlusruumi, kuidas kulude katmist korraldada, milliseid majanduslikke või regulatiivseid meetmeid kasutada ning millal arvestada sotsiaalseid, majanduslikke, keskkonnaalaseid või piirkondlikke erisusi. Euroopa Kohus on leidnud, et art 9 ei kohusta liikmesriike kõigis veekasutuse valdkondades SMP-d rakendama, vaid otsustused tuleb teha konkreetseid olusid arvestades.
- EL tasandil on SMP-d rakendatud ebaühtlaselt ja puudulikult. Praktikas jäävad keskkonna- ja ressursikulud paljudes valdkondades täielikult hinnastamata, osa kuludest kandub lõpptarbijatele või maksumaksjatele ning hajureostuse, eriti põllumajandusliku nitraadi- ja pestitsiidikoormuse puhul on saastaja tuvastamine ja kulude jaotamine keeruline. Seetõttu on SMP tõhus rakendamine veevaldkonnas seotud mitte ainult veehinna, vaid ka põllumajandus-, tööstus-, jäätme-, kemikaali-, keskkonnavastutuse ja rahastamispoliitika kooskõlaga. Uued arengud EL keskkonnapoliitikas ohustavad tõenäoliselt ka VRD eesmärke ja SMP senisest laialdasemat kohaldamist.

SMP Eesti õiguses

- Eesti õiguses on SMP sisustatud eeskätt põhiseaduse (PS) keskkonnasätete, keskkonnaseadustiku üldosa seaduse (KeÜS) § 12 ning valdkondlike eriseaduste kaudu. PS § 5 käsitab loodusvarasid rahvusliku rikkusena ning PS § 53 paneb igaühele kohustuse keskkonda säästa ja tekitatud kahju hüvitada. KeÜS § 12 konkretiseerib selle üldisel tasandil põhimõttena, et keskkonna kasutamisega seotud kulud kannab keskkonnakasutaja. Seetõttu on Eesti õiguses SMP sageli laiem kui kitsas „saastaja maksab“ käsitlus: see toimib ka „keskkonnakasutaja maksab“ põhimõttena.
- Eesti õiguses rakendub SMP peamiselt keskkonnatasude, keskkonnalubade, keskkonnamõju hindamise, keskkonnavastutuse, seire- ja järelevalvekohustuste ning muude rahaliste ja mitterahaliste kohustuste kaudu. Kõige otsesemalt avaldub põhimõte keskkonnatasudes, mis

on avalik-õiguslikud rahalised kohustused keskkonnakasutuse hinnastamiseks ja käitumise suunamiseks.

- SMP kohaldamine ei ole täielik ega ühtlane. Tugevaim rakendusala on keskkonnatasud ja loamenetlusega seotud kulud; nõrgem või probleemsem on tegelike keskkonna- ja ressursikulude täielik internaliseerimine, hajureostuse hinnastamine ning keskkonnavastutuse praktiline toimimine.
- Keskkonnatasude kogumisel on kitsaskohaks nii tasude mittevastavus tegelikule keskkonnakahjule, kui ka see, et tagatud ei ole keskkonnatasudest laekuvate vahendite kasutamine keskkonnakaitselistel eesmärkidel.
- Mitmed olulised keskkonnakasutuse valdkonnad on loakohustuse või piisavate meetmetega, sh tasudega katmata, näiteks metsakuivendus.
- Edasiste meetmete kujundamisel tuleb hinnata, kas makstav summa ja kulude kandmise kohustus vastavad tegelikule keskkonnakoormusele, on proportsionaalsed ning aitavad päriselt kaasa kahju vältimisele ja keskkonnaseisundi parandamisele.

Rahvusvaheline teadmine ja praktika keskkonnakulude monetiseerimisel ning SMP poliitikainstrumentide rakendamisel

- Teadus- ja ekspertkirjandus pakub laia valikut keskkonnakulude monetiseerimise metoodikatest ja/või võimalike asjakohaste SMP poliitikainstrumentide kirjeldusi iga detailsesse analüüsi (ptk 6) hõlmatud Eestis olulisi koormusi põhjustava koormusklassi jaoks.
- Samade koormusklasside tegelik kaetus SMP tasusid ja makse sisaldavate poliitikainstrumentidega on rahvusvahelises praktikas väga ebaühtlane. Sarnaselt Eestiga on tasudega kaetud veevõtt ja reovee punktkoormused, ning osades riikides lisaks ka paisude poolt põhjustatud hüdromorfoloogilised häiringud (kuid seda üksnes hüdroenergia tootmisega seonduvalt ning suurematele paisudele rakendatuna), kaevanduste poolt põhjustatud häiringud (tagatissüsteemidega) ning väetiste ja pestitsiidide poolt põhjustatud hajukoormus põllumajanduses (sisendite põhiselt, üksikutes riikides).

SMP poliitikainstrumentide majanduslik olulisus ja perspektiivid Eesti veepoliitikas

- SMP rakendamise peamisteks tasuinstrumentideks Eestis on veevõtu erikasutusõiguse tasu ja vee saastetasu. Viimase 10 aasta trendina on veekasutaja poolt makstav keskkonnatasu reaalhindades märkimisväärselt kahanenud. Laekumise vähenemist reaalhindades ei selgita veetarbimise vähenemine, sest põhilised tasuallikad - veevõtt ja kaevandusest väljapumbatav vesi - ei ole mahtude mõttes sel perioodil vähenenud, veevõtt olmes ja tööstuses on pigem

kasvanud. Peamiseks põhjuseks on vee erikasutustasude määrade muutumatus osade veekogumite ning vähene muutus teiste veekogumite osas.

- Keskkonnatasude piisavust keskkonna- ja ressursikulude katmiseks veeteenuste osutamisel on analüüsitud IV perioodi veemajanduskavade majandusanalüüsis. Täpsemalt on analüüsitud keskkonnakulusid, mis kaasneksid heitvee taastamiseks joogivee või loodusliku fooni tasemeni. Keskkonnakulude hindamise tulemused on esitatud väga suures amplituudis, sõltuvalt taastamiseks kasutatavatest tehnoloogiatest. Siiski näitab hinnatud keskkonnakulude mahu võrdlus keskkonnatasude laekumisega samadest veekasutuse sektoritest, et keskkonnakulude kaetuse määr ei ületa 30% piiri ning on summaarselt vaid 12%.
- Statistikaameti keskkonnakaitsekulutuste arvepidamise andmed näitavad, et väljaspool ÜVK sektorit ning heitveega tegelemist tööstuses on muudes valdkondades (sh põllumajanduses, metsanduses, kalanduses ja vesiviljeluses) veevaldkonnaga seonduvate kulude, sh investeeringute tase väga madal. Sellises raamistikus ei saa suur olla ka vahetult veekasutajale seatud nõuetega seotud investeeringute ja jooksevkulude maht.
- Valdav osa veemajanduskavades kavandatud meetmete maksumusest on otseselt (riigieelarve kulud) või kaudselt (KIK keskkonnaprogramm, ÜPP rakenduskava) sotsialiseeritud.
- Uue perioodi veemajanduskavade alusuuringud oluliste koormuste osas kinnitavad rahvusvaheliste analüüside järeldusi, et olulisim SMP instrumentidega katmata keskkonnakoormus „asub“ põllumajandus- ja metsasektori hajukoormuses ning esmajoones toitainete koormuses. Selle koormuse keskkonnakulu kehtivate saastetasude määrade alusel ulatub kuni 100 mln euroni aastas. Arvestades põllumajandus- ja metsasektori viimaste aastate majanduse keskmisest madalamat kasumlikkust (dividendide väljamaksete põhjal), võib eeldada, et täiendavate kulude lisandumisega sellises mahus kaasneks muude tingimuste samaks jäädes nende sektorite konkurentsivõime kahanemine.
- Asulate reovee direktiivi muutustest tulenevalt kujuneb farmaatsia- ja isikuhooldusvahendite tootjavastutuse rakendamisest mikrosaasteainete osas oluline SMP poliitikainstrument, mis toob peale täielikku rakendumist aastaks 2040 veevaldkonda 5-15 mln eurot lisavahendeid.
- Esmaseks (lahendamist vajavaks) piiranguks SMP poliitikainstrumentide laiemaks rakendamiseks Eestis on keskkonnakoormuse, mõjude ja keskkonnakahju ulatuse kvaliteetsete mõõtmistulemuste (andmete) nappus suures osas koormusklassides.

8 Lisad

8.1 Keskkonnavastutuse juhtumid 2009-2018, veekeskkond

Kirjeldus	Keskkonnakahju/ohu objekt	Kahju tekitaja ja OTSUS	Vältimis- ja/või heastamismeetmete kirjeldus	Märkused
06.05.2010 tuvastas Keskkonnainspektsioon Fortum Termest AS-i katlamajas avarii – pinnasesse lekkis umbes 3 tonni diiselkütust.	pinnasekahjustus (inimese tervis) ja põhjaveekogum	Fortum Termest AS Tuvastati kahju oht pinnasele (inimese tervisele)	Vanade mahutite puhastamine, demonteerimine ja tükeldamine; ajutiste plastist kütusepaakide paigaldamine; montaažiava rajamist kütuselao ruumi seina; betoonpõrandate ja vanade mahutite vundamentide lammutamine; reostunud pinnase väljakaevamine ning utiliseerimine; pinnaseproovide võtmine; väljakaevatud pinnase asendamine liivaga.	
Libeda tee tõttu sõitis Olerexile kuuluv kütuseveok kraavi ning tsisternist lekkis hinnanguliselt 6000–8000 liitrit diiselkütust, reostades umbes 150 m² pinnast.	Pinnasekahjustus (inimese tervis), pinnaveekogu, põhjaveekogum	Aktsiaselts Olerex Tuvastati keskkonnakahju oht pinna- ja põhjaveele ning keskkonnakahju inimese tervisele	1. Reostunud pinnase eemaldamine ja käitlemine; 2. pinnase- ja veeproovide võtmine; 3. kaevandisse kogunenud reostunud vee väljapumpamine; 4. kaevandi laiendamine ja süvendamine; 5. kaevandi täitmine täite- ja kasvupinnasega; 6. kraavi vee kvaliteedi kontroll (naftasaadused); 7. vajadusel täiendavate meetmete plaan. Keskkonnakahju oht kõrvaldati.	
Keskkonnainspektsioon teavitas Muhu valla Mõega küla kaevude joogivee bakterioloogilisest reostusest; menetluses selgus, et Hellamaa farmi hoidlad ei vasta nõuetele ja ohustavad sademete ajal ümbruskonna kaeve.	põhjavesi (joogivesi)	Muhu Farmid OÜ Tuvastati keskkonnakahju oht põhjaveele	1. Reostusallikad tuleb viia veeseaduse nõuetega vastavusse; 2. nõuetele mittevastavates hoidlates silo ja sõnnikut hoida ei tohi; 3. tuleb teha põhjavee seiret; 4. kvaliteedi halvenemisel tagada taludele nõuetele vastav joogivesi; 5. meetmed	Menetlus pooleli

Kirjeldus	Keskkonnakahju/ohu objekt	Kahju tekitaja ja OTSUS	Vältimis- ja/või heastamismeetmete kirjeldus	Märkused
			kooskõlastada Keskkonnaametiga.	
09.06.2015 hävis tulekahjus tootmishoone nr 51 (haruldaste metallide tootmine); kustutusveega sattusid kemikaalid peamiselt ÖKOSILi väljalaskudesse nr 5 ja 7.	pinnavesi ja pinnasekahjustus (inimese tervis)	Molycorp Silmet AS Tuvastati keskkonnakahju oht pinnaveele ja inimese tervisele (pinnasekahjustus).	Kustutustööde käigus rakendatud vältimismeetmed: tootmishoonest nr 51 koos kustutusveega välja voolanud happeliste lahuste neutraliseerimine; hoone sisse jäänud ligipääsetavate ohtlike vedelike kokku kogumine ja neutraliseerimine vältimaks kahjulike ainete pinnasesse ja kanalisatsiooni sattumist; ettevõtte territooriumi, linna, järve ja mere väljavoolu monitooring jne.	
27.03.2017 toimus Sonda ja Tapa raudteejaamas kahe tsisternvaguni lekkest kemikaalireostus; kokku lekkis 51,9 t lahustit, suurem osa Sondas.	pinnasekahjustus (inimese tervis), põhjavesi ja joogivesi	AS EVR Cargo Keskkonnakahju oht (põhjavesi) keskkonnakahju pinnasele	Telliti reostusuuring Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ-lt, mille kohaselt tuli reostunud kustutusvesi Soodevahe peakraavist eemaldada ning suunata AKTSIASELTS TALLINNA VESI kanalisatsiooni. Samuti nähti ette piirkonna seire.	Menetlus pooleli
27.04.2018 toimus põleng RAGN-SELLS AS-i jäätmekäitluskohas (Tallinn, Suur-Sõjamäe 31a); kustutusvesi jõudis Soodevahe peakraavi kaudu Pirita jõkke, ohustades vee kvaliteeti ja elustikku.	vesi; liik ja elupaik	keskkonnakahju oht	Telliti reostusuuring Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ-lt, mille kohaselt tuli reostunud kustutusvesi Soodevahe peakraavist eemaldada ning suunata AKTSIASELTS TALLINNA VESI kanalisatsiooni. Samuti nähti ette piirkonna seire.	

8.2 Keskkonnavastutuse juhtumid alates 2019, veekeskkond

Kahju/ ohu kpv	Kirjeldus	Keskkonna-kahju/ohu objekt	Kahju tekitaja ja OTSUS	Kahju/ohu korral, KeVS § 8 lg 2 tegevus (kus asjakohane)	Vältimis- ja/või heastamis-meetmete kirjeldus	Märkused
17.02.2019	Keskkonna-inspektsioon tuvastas, et aktsiaseltsi kütusemahutist lekkis raske põlevkiviõli, mis jõudis drenaaži kaudu Küti kraavi ja sealt Kunda jõkke, põhjustades ulatusliku kalade hukkumise (u 1000 jõeforelli); Kunda jõgi on kaitstav veekogu.	elupaik - elupaigatüüp jõed ja ojad (3260)	Juriidiline isik keskkonna-kahju oht		Puhastati kraav sinna kogunenud kütteõlist, eemaldati kütteõli jäägid kraavi kaldapinnasest ja põhjasetetest, kokku kogutud jäätmed anda üle vastavat õigust omavale jäätmekäitlejale.	
29.01.2019	Paldiski settetiiki juhiti nõuetele mittevastavat heitvett, mis lekkis ja juhiti Lahepere lahte, ohustades nii põhjavett kui ka Pakri hoiuala.	vesi (mere- ja põhjavesi)	Juriidiline isik keskkonna-kahju oht	kompleksluba KeVS § 8 lg 2 p 1	Vältimismeetmed: mere- ja põhjavee seire; reostunud vee eemaldamine ja tiigi puhastamine; sadevee torustiku puhastamine; kanali reostunud vee, setete ja pinnase eemaldamine.	
25.05.2020	Loobu paisul veetaseme kiire alandamine kandis setteid allavoolu, muutes vee	elupaik (elupaigatüüp jõed ja ojad (3260))	Juriidiline isiktuvastati keskkonna-kahju tekitamine	vee erikasutusluba; KeVS § 8 lg 2 p 2(1)	Ettekirjutusega nõuti Loobu jõe elupaikade parandamist kivide lisamisega, et	

	häguseks ja ohustades jõe elupaiku ning lõheliste kudemist.		Loobu jõe hoiualal elupaiga-tüübi jõed ja ojad (3260) ning lõhe (Salmo salar) ja paksu-kojalise jõekarbi (Unio crassus) elupaiga suhtes.		suurendada veetäidet ja mitmekesistada voolutingimusi; tööde kohta tuli esitada kokkuvõte koos eksperdi kinnitusega.	
23.02.2022	Linnuraba looduskaitsealal rajati ebaseaduslikud tiigid, mis kahjustasid kaitse-eesmärke ja hävitasid osaliselt kaitstavaid sooelupaiku.	kaitstav ala; elupaigatüüp liigirikkad madalsood (7230) ning siirde- ja õõtsiksood (7140)	Füüsiline isik; tuvastati keskkonna-kahju elupaigatüübi liigirikkad madalsood (7230) ning siirde- ja õõtsiksood (7140) suhtes.		Ebaseaduslikud tiigid tuleb kujundada harivesiliku ja teiste kahepaiksete sobivaks elupaigaks; nende seisundit ja sigimisedukust tuleb seirata aastatel 2024, 2026 ja 2028 ning vajadusel rakendada lisameetmeid.	Menetlus pooleli
11.08.2022	Pisisaare farmi silohoidlatest lekkis silomahl sadevee-kanalisatsiooni ning sealt Umbusi jõkke ja Lustivere paisjärve, põhjustades hapnikupuuduse ja ulatusliku vee-elustiku hukkumise.	vesi (pinnavee-kogumi seisundiklassi muutus)	Juriidiline isik; tuvastati pinnavee-kogumi seisundiklassi langus, heast kvaliteedi-klassist halba kvaliteediklassi ning seega keskkonnakahju.	keskkonnaluba KeVS § 8 lg 2 p 1; ohtliku kemikaali kasutamine KeVS § 8 lg 2 p 4.		Menetlus pooleli
23.05.2023	Toimus põleng ohtlike jäätmete käitlemiskohas; põlesid kemikaalid ja ohtlikud jäätmed ning kustutusvesi kandis reostuse		Juriidiline isik;	keskkonnaluba KeVS § 8 lg 2 p 1; ohtliku kemikaali kasutamine KeVS § 8 lg 2 p 4.		Menetlus pooleli

	sadevee-kanalisatsiooni ja ümbruskonna kraavidesse.					

8.3 Hindamisanalüüside järeldusi veepoliitika instrumentide tõhususe kohta

Ökosüsteemiteenuste eest maksmine (PES)

Ökosüsteemiteenuste eest maksmine (PES) võib motiveerida saastajaid oma käitumist muutma. Näiteks maksavad parema veekvaliteedi allavoolu kasusaajad (nagu vee-ettevõtted, tööstus, kohalikud omavalitsused ja rekreatiivsed kasutajad) ülesvoolu põllumajandustootjatele maa majandamise praktikate eest, mis parandavad ökosüsteemide toimimist.

PES-meetmed on kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega juhul, kui kompensatsioon toetab tegevusi, mis mitte ainult ei vähenda saastet, vaid ka tugevdavad ökosüsteemiteenuseid. See kehtib olukordades, kus ülesvoolu elanikke või maaomanikke innustatakse säilitama metsi või märgalasid, puhastama vett või vähendama üleujutuste ja põudade riske. Kui ökosüsteemiteenuste paranemist ei toimu, võib PES-mehhanisme käsitada SMPga mittekooskõlas olevatena, kuna sel juhul kannavad saaste ohjamise kulud pigem kasusaajad kui saastajad.

PES-meetmed võivad tekitada ka õiglusprobleeme, kui maksed sisuliselt premeerivad saastajaid, samal ajal kui varasemad heade tavade rakendajad sellest kasu ei saa.

Nõuetekohase kujunduse korral võivad PES-mehhanismid olla tõhus ja praktiline vahend veekvaliteedi (ja -koguse) parandamiseks kooskõlas veepoliitika raamdirektiivi eesmärkidega. Need jaotavad kulud mitme sidusrühma vahel, eelkõige nende vahel, kellel on majanduslik huvi veekvaliteedi parandamise vastu ning kes on vesikonnas sageli jõukamad ja seega suudavad meetmeid rahastada (nt üksikpõllumajandustootjad võrreldes vee-ettevõtetega).

OECD riikides on põllumajandusest pärineva hajusa veereostuse vähendamiseks makstavad toetused kõige sagedamini seotud väetiste ja pestitsiidide kasutamise vähendamise või

lõpetamisega (nt Saksamaal), haritava maa kasutusest kõrvaldamisega ning kaldavööndite puhveralade rajamisega (nt Ühendkuningriigis).

Selliste mehhanismide rakendamise negatiivseks küljeks on potentsiaalselt kõrged tehingukulud (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2013), mis on seotud ökosüsteemiteenuste määratlemise, seire ja edusammude jälgimisega.

Vee-ettevõtted (näiteks Pariisis ja Münchenis) kompenseerivad põllumajandustootjaid, kes lähevad üle keskkonnasõbralikumatele ja vee kvaliteeti vähem kahjustavatele põllumajandusvõtetele, võimaldades seeläbi vähendada veepuhastuskulusid enne vee tarnimist kodutarbijatele.

Sellised programmid võivad olla keskkonna seisukohast tõhusamad ja kulutõhusamad kui investeeringud veepuhastuse tehnoloogiate täiustamisse, et eemaldada toitaineid ja pestitsiide (OECD, 2017), ning kui veeteenuse hinnatõusu kandmine tarbijate poolt. (OECD, 2024)

Ökosüsteemiteenuste eest maksmist (PES) võib käsitada üleminekuinstrumendina hajureostuse vähendamiseks pikemas perspektiivis ning lühiajaliselt võib see olla vee-ettevõtjate jaoks kulutõhus lahendus. Samas tuleks see instrument siduda laiemasse territoriaalsesse strateegiasse, et tagada selle tõhusus ja struktuursed muutused ka pärast meetme lõpetamist. (OECD, 2023)

Tegevusvaldkondlikud tasud

Hajureostuse käsitlemisel on õiglusprobleemid liikmesriikide jaoks levinud väljakutse. Need võivad esile kerkida majandusinstrumentide rakendamisel. Näiteks võivad õiglusprobleemid tekkida siis, kui hajureostuse tasud lisatakse niisutajate veearvetele tehingukulude vähendamise eesmärgil. See ei pruugi olla kooskõlas „saastaja maksab“ põhimõttega, kuna (1) kõik niisutajad maksavad tasu sõltumata nende tegelikust saastepanusest ning (2) teised saastajad, näiteks loomakasvatusettevõtted, ei pruugi katta oma hajureostuse kulusid.

Samas võib pragmaatilisema lahenduse (näiteks hajureostuse tasu kehtestamine niisutajatele) rakendamine olla kulutõhusam kui täpsem tasusüsteem, mis eeldab ulatuslikumaid alusandmeid ja seiret. Hajureostuse ohjamise kulude kandmine kodutarbijatele veearvete kaudu võib omakorda kahjustada teenuse taskukohasust. (OECD, 2023)

Tingimuslikud toetused

Tingimuslik toetus võib olla alternatiiv ökosüsteemiteenuste eest maksmisele (PES). Tegemist on programmiga, mis pakub toetusi eesmärgiga motiveerida põllumajandustootjaid rakendama

keskkonnasõbralikke meetmeid. Toetus võetakse aga tagasi, kui põllumajandustootjad ei järgi väetamise programmi nõudeid ega pea pestitsiidide kasutuse arvestust.

See instrument ei ole kooskõlas „saastaja maksab“ põhimõttega, kuna saastajad ei kanna oma saastest tulenevaid kulusid. Samas on tegemist tõhusa ja praktilise süsteemiga veekvaliteedi parandamiseks, mis toetab veepoliitika raamdirektiivi eesmärke. Lisaks võib tingimuslikkus vähemalt osaliselt leevendada probleeme, mis on seotud avalike vahendite kasutamisega saastajate toetamiseks, suunates neid üle minema vähem saastavatele tegevustele.

Šotimaal võivad selliseid toetusi taotleda kõik põllumajandustootjad ning toetus antakse kõigile, kes vastavad kehtestatud tingimustele. Näitena nõutakse põllumajandustootjatelt taimkattega puhveralade rajamist jõgede ja ojade kallastele (Hovik, 2019[34]). (OECD, 2024)

Investeeringutoetused

Valitsused saavad toetada hajureostuse vähendamiseks vajalike „füüsilise taristu“ investeeringute tegemist, pakkudes põllumajandustootjatele nende rajamiseks rahalist või tehnilist abi. See instrument ei ole kooskõlas „saastaja maksab“ põhimõttega, kuna saastajad ei kanna oma saaste ennetamise või ohjamisega seotud kulusid. Samas on tegemist tõhusa ja praktilise süsteemiga veekvaliteedi parandamiseks, mis toetab veepoliitika raamdirektiivi eesmärke.

Majanduslikust vaatenurgast aitab see instrument lahendada turutõrkeid, näiteks keskkonnakulude ebapiisavat internaliseerimist. Üksik tootja, kes teeb selliseid investeeringuid iseseisvalt, kaotaks turuosa võrreldes nendega, kes ei investeeri, kuna tema toodangu hind oleks kõrgem.

Hajureostuse vähendamiseks põllul või tootmisüksuse tasandil võib rakendada mitmesuguseid rajatisi, näiteks kasvuhoonete reoveesüsteeme, pestitsiidipritside pesukohti, veevoolu suunamise muutmist kanalites ning fosfaadi eemaldamise seadmeid veest. (OECD, 2024)

CAP öko-skeemid

Ühise põllumajanduspoliitika (ÜPP) 2023–2027 perioodil võetakse kasutusele ökokavad (eco-schemes). Tegemist on vabatahtlike makseskeemidega, mille eesmärk on otseste toetuste kaudu soodustada kestlikumat põllumajandust ja maakasutust. Need on integreeritud ÜPP I samba otsetoetustesse. Otsetoetused moodustavad suurima osa Euroopa Liidu eelarvekuludest, mida rahastatakse täielikult ELi vahenditest, ning nendele ei ole kehtestatud kulupiiranguid.

Seetõttu võivad ökokavad kujuneda ambitsioonikaks vahendiks põllumajandusest pärineva hajureostuse vähendamisel, mis on üks peamisi keskkonnakoormusi ja mille peamine allikasektor on põllumajandus.

Ökokavade väljatöötamise protsessi alustamiseks peavad liikmesriigid koostama „kliima ja keskkonna seisukohast kasulike põllumajandustavade loetelu“, lähtudes riiklikul ja/või piirkondlikul tasandil kindlaks tehtud vajadustest ja prioriteetidest. Vabatahtlike kohustuste raames võib toetusi maksta üksnes selliste tegevuste eest, mis ületavad kohustuslikud baasnõuded ja standardid vastavalt tingimuslikkuse kriteeriumidele (Euroopa Komisjon, 2021[40]).

Seega aitavad ökokavad leevendada õiglusprobleeme, mis on seotud keskkonnaprobleemide lahendamiseks antava rahalise toetusega, suunates rahastuse (enam) keskkonnasõbralikele põllumajandustootjatele. Seda teemat käsitletakse ka järgmises jaotises käsitletava majandusinstrumendi kontekstis.

Samas peab ökokavade ambitsioonitase ületama baastasemel (sealhulgas tingimuslikkuse raames) kehtestatud nõudeid ja kohustusi, et oleks võimalik tõhusalt tegeleda hajureostusega (Euroopa Kontrollikoda, 2021[3]). (OECD, 2024)

Regulatiivsete nõuete järelevalve ja toetuste kombineerimine

Scottish Environment Protection Agency on välja töötanud lähenemisviisi hajureostuse vähendamiseks oma esimese, teise ja kolmanda vesikonna majandamiskava (RBMP) raames, saavutades 2021. aastaks olukorra, kus vähemalt hea veekvaliteet oli 87% veekogudest.

Selle lähenemise raames valiti prioriteetsed valgalad, mille tulemusel viidi läbi 6300 esmast talukülastust. Valik põhines tõenditel (veekvaliteedi tase, kaitsealad ja määratletud erikaitsealad). Põllumajandustootjate kaasatus tagati meetmete kombinatsiooni abil. Riiklikul tasandil kehtestati õiguslikud miinimumnõuded, pakuti juhendmaterjale ning võimaldati (subsideeritud) tehnilist nõustamist. Valgala tasandil jälgisid eksperdid keskkonnanõuete täitmist talukülastuste kaudu. Nõuetele vastavuse määr tõusis esimesest RBMP tsüklist teise tsüklini 36%-lt 54%-le.

Põllumajandustootjatele anti 12 kuud aega, et kõrvaldada hindamisaruandes tuvastatud rikkumised. Maaelu arengu programmi raames rakendatud agro-keskkonna- ja kliimameede pakkus sihitud toetust, et aidata tootjatel minna kaugemale õiguslikest miinimumnõuetest.

Paljudel juhtudel nõudsid hajureostuse vähendamise meetmed üksnes majandamispraktikate muutmist, näiteks loomakasvatuse korralduse parandamist ja puhveralade laiendamist, mis ei

eeldanud suuri rahalisi investeeringuid. Samas oli oluline selgelt seostada jõgede reostuse tase põllumajandustavadega, et tagada põllumajandustootjate valmisolek meetmeid rakendada.

Osalejad märkisid, et põllumajandustootjate vaatenurgast on mullakvaliteet sageli olulisem kui veekvaliteet. Seetõttu võiks hajureostuse käsitlemisel olla kasulik kaasata veepoliitika kujundamisse ka mullakvaliteedi aspektid, et saavutada parem kokkulepe meetmete osas põllumajandussektori, eriti tootjate endiga. (OECD, 2023)

Toetused kestlike põllumajandustavade rakendamiseks

Kestlike majandamistavade laialdasem kasutuselevõtt, mis põhineb süsteemsel lähenemisel ning hõlmab agroökoloogilisi põhimõtteid, mahepõllumajandust ja looduspõhiseid lahendusi, on võtmetähtsusega hajusa veereostuse vähendamisel. Sellistel praktikatel on mitmekülgsed kestlikkuse eelised, aidates vähendada nelja peamise veesurvete rühma ulatust, mis takistavad veepoliitika raamdirektiivi eesmärkide saavutamist (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2021[14]).

See instrument ei ole kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega, kuna saastajad ei kanna oma saaste ennetamise või ohjamisega seotud kulusid. ***Samas on tegemist tõhusa ja praktilise süsteemiga veekvaliteedi parandamiseks, mis toetab veepoliitika raamdirektiivi eesmärke****.*

Majanduslikust vaatenurgast aitab see instrument lahendada turutõrkeid, nagu keskkonnakulude ebapiisav internaliseerimine. *Üksik tootja, kes teeb selliseid investeeringuid iseseisvalt, kaotaks turuosa võrreldes nendega, kes ei investeeri, kuna tema toodangu hind oleks kõrgem.*

Mahepõllumajanduse ja agroökoloogiliste lähenemiste rakendamine põllumajandussüsteemides võib anda veemajanduse seisukohast mitmeid eeliseid. Näiteks loomse sõnniku ja lämmastikku siduvate kultuuride kasutamine ning mullastruktuuri parandamine võivad vähendada sünteetiliste väetiste kasutust, mis omakorda vähendab nitraatide leostumise riski pinna- ja põhjaveesse. Integreeritud taimekaitse, mis vähendab pestitsiidide kasutust, soodustab taimede, rohumaade ja loomaliikide mitmekesisust nii talu kui ka piirkonna tasandil. Lisaks vähendab see kahjurite ja haiguste leviku riski ning monokultuuridest ja tootmise spetsialiseerumisest tulenevat haavatavust (Euroopa Keskkonnaagentuur, 2021[14]).

Näiteks asutas Prantsusmaa valitsus 2018. aastal sektori fondi Avenir Bio. Fondi aastane eelarve oli 2021. ja 2022. aastal 13 miljonit eurot. Fond, mis hõlmab kogu mahetootmise väärtusahelat, aitab vähendada toitainete ja kemikaalide hajureostust Prantsusmaa veevarudes. Fond toetab

lepingulisel alusel kolmeaastaseid partnerlusprojekte tootjarühmade ning pakendamis-, töötlemis- või turustusettevõtete vahel, et arendada ja edendada mahetootmise kvaliteeti ning luua töökohti. See aitab toetada nendes algatustes osalevaid majandustegevuse osalisi, vähendades tegevusprogrammide raames tehtavate materiaalsete ja mittemateriaalsete investeeringute kulusid. (OECD, 2024)

Riiklik fond

Soome on loonud naftareostuse hüvitusfondi, mis erineb esitatud pöördfondi mudelist, kuna „saastaja maksab" põhimõtet ei ole võimalik täielikult rakendada. Fondist rahastatakse naftareostusest põhjustatud pinnase ja põhjavee reostuse likvideerimist juhtudel, kui kahju põhjustanud saastaja on teadmata, teda ei ole võimalik tuvastada või ta ei ole võimeline hüvitama Keskkonnaministeeriumi kantud kulusid.

Fond rahastatakse tasudest, mida kogutakse Soome imporditavalt või Soome kaudu transporditavalt naftalt; tasu on kahekordne, kui naftat vedav laev ei ole täielikult topeltkerega. Praktikas tähendab see, et fondi rahastavad kolm ettevõtet. Lisaks rahastatakse fondi riigieelarvelistest eraldistest (Fogleman ja LLP, 2020[45]).

See fond ei pruugi olla täielikult kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega, kuna saastaja ise ei kanna reostusest tulenevaid kulusid, vaid need kannab saastav sektor laiemalt. Samas on tegemist lahendusega, mis aitab vältida olukorda, kus reostuse likvideerimise kulud jääksid maksumaksjate kanda. (OECD, 2024)

Veekvaliteediga kauplemise süsteemid

Veekvaliteedi kauplemist, mida tuntakse ka toitainete krediitidega kauplemise nime all, saab rakendada erinevates vormides ja variatsioonides. Käesolevas kontekstis tähendab see olukorda, kus põllumajandustootjad rakendavad vabatahtlikult toitainete eemaldamise meetmeid, mille tulemusel tekivad toitainete vähendamise „krediidid". Krediit on saaste vähendamise ühik, mida tavaliselt mõõdetakse tonnides ekvivalentides.

Krediite saab tekitada kas punktreostusallikas, vähendades oma heitmeid alla kehtivate regulatiivsete nõuete, või hajureostusallikas (st mittesihipärane allikas), rakendades parimaid majandamistavasid, mis erinevad kehtestatud baastasemest või täiendavad seda. Neid krediite müüakse munitsipaal- või tööstusettevõtetele, näiteks reoveepuhastitele, kellel on regulatiivne kohustus vähendada toitainete heidet.

Kauplemine toimub vesikonna tasandil saastekoormuse ülempiiri (st maksimaalne saasteainete kogus, mida veekogu suudab taluda ilma veekvaliteedi standardeid ületamata) alusel, mis määratakse maksimaalse kogukoormuse protsessi kaudu (Ameerika Ühendriikides nimetatakse seda maksimaalse ööpäevase kogukoormuse protsessiks, Total Maximum Daily Load) või sarnase veekvaliteedi analüüsi alusel, mis annab teavet saastekoormuste ja nendest tuleneva veekvaliteedi kohta.

Veekvaliteedi kauplemine on kooskõlas „saastaja maksab" põhimõttega eeldusel, et kehtestatud on maksimaalne kogukoormus (päevane, nädalane või muu ajaperioodi kohta), mis kehtib kõigile kauplemises osalejatele. Sellisel juhul kujutavad maksimaalse kogukoormuse alusel määratud koormusjaotused kauplemise baastaset. Kaubeldavate krediitide loomiseks peab allikas vähendama saastekoormust alla talle määratud taseme. Krediite ostval allikal on võimalik suurendada oma heidet üle muidu lubatud taseme, kuid ainult ostetud krediitide ulatuses ning vastavalt muudele loa ja kauplemissüsteemi tingimustele (EPA, 2021[36]).

***Sellise süsteemi eesmärk on tagada hajureostuse vähendamine võimalikult väikeste kuludega.** Samas püsivad probleemid seoses nõuete täitmise kontrolli ja seirega. Lisaks ei pruugi kõik saasteained olla kauplemiseks sobivad; seda tuleb hinnata iga juhtumi puhul eraldi. Näiteks Ameerika Ühendriikides sobivad kauplemiseks paremini sellised saasteained, mille negatiivne mõju veekvaliteedile tuleneb eelkõige kumulatiivsest koormusest (nt lämmastik ja fosfor), kui sellised, mis põhjustavad akuutseid mõjusid väikestes piirkondades ja suhteliselt madalates kontsentratsioonides (nt püsivad bioakumuleeruvad toksilised ained) (EPA, 2009[37]).*

Ameerika Ühendriikides on välja töötatud mitmeid kauplemis- ja kompensatsiooniprogramme, mille eesmärk on eelkõige toitainete heite vähendamine. Näiteks 2015. aastal hõlmas Ohio osariigis Great Miami River Watershed lämmastiku ja fosfori vähendamise programm 467 põllumajandusprojekti, mille tulemusel loodi projektide eluea jooksul üle 1,14 miljoni krediidi. Nende krediitide eest maksti põllumajandustootjatele 1,76 miljonit dollarit, mille tulemusel vähenes toitainete heide jõgedesse 626 tonni võrra. Programmi hinnanguline kogukulu oli enam kui 2,4 miljonit USA dollarit kolme aasta jooksul (EPA, 2015[38]). (OECD, 2024)

Veehinna taskukohasusega arvestamine

Finantsiline jätkusuutlikkus, keskkonnaline jätkusuutlikkus ja taskukohasus on kolm erinevat eesmärki, mida on keeruline saavutada üksnes veetariifide kaudu. Taskukohasuse käsitlemine ainult „kulude ja sissetuleku suhte" alusel võib olla problemaatiline. See võib tekitada küsimusi taskukohasuse lävendite kohta, eelkõige seoses teiste esmatarbekaupadega (taskukohasus ei ole

üksnes vee küsimus). Seetõttu on taskukohasuse probleemide lahendamine tõhusam sihitud sotsiaalmeetmete kaudu, mitte sotsiaalsete tariifide abil.

Lisaks võib tõhusate sotsiaalsete tariifide kujundamine olla keeruline. Sotsiaalsed tariifid ei pruugi jõuda sihtrühmani, eriti juhul, kui puuduvad täpsed andmed leibkondade sissetulekute kohta. Siiski on sotsiaalmeetmete puudumisel võimalik rakendada erinevaid lähenemisviise: tariifide kujundamine (sotsiaalsed tariifid, astmelised tariifid – mida järk-järgult lõpetatakse, kuna need ei taba sihtrühma, tasuta vee baasmaht), maksetoetus (veesolidaarsusfondid, maksete hõlbustamine) ning tarbimise mõjutamine (teadlikkuse tõstmine).

Osalejad olid üldiselt üksmeelel, et taskukohasuse küsimusi tuleks käsitleda pigem sotsiaalmeetmete kui sotsiaalsete tariifide kaudu, kuna vastasel juhul võib see ohustada vee-ettevõtete jätkusuutlikkust. Samas toodi esile, et sotsiaalmeetmed ei ole alati tõhusad ja nende rakendamine võib olla keeruline. Näiteks on mõnes Prantsusmaa linnas esinenud raskusi madala sissetulekuga rühmade toetamisel sotsiaalmeetmete kaudu (raskused sihtrühma tuvastamisel ja nendeni jõudmisel, andmetele juurdepääsu halduskulud, keerulised läbirääkimised sotsiaalvaldkonna osapooltega andmete kasutamiseks jne).

Nende probleemide lahendamiseks on Prantsusmaa ametiasutused koostanud vee sotsiaalpoliitika tööriistakogumi, mis koondab juhised ja parimad praktikad (kättesaadav aadressil: https://www.ecologie.gouv.fr/favoriser-lacces-leau-tous-politique-sociale-leau). Lisaks on sihitud sotsiaalmeetmete rakendamine võimalik eeldusel, et olemas on toimiv sotsiaalsüsteem, mis on Euroopas enamasti olemas. (OECD, 2023)

Amortisatsioonimeetodid vee hinnastamise komponendina

Olemasolevate varade amortisatsiooni finantskäsitlus on keeruline küsimus, mis varieerub vee-ettevõtete lõikes nii liikmesriikide sees kui ka nende vahel. Amortisatsiooni arvestamise viis mõjutab erinevalt veetariife ja kulude katmise määra ning võib avaldada eriti olulist mõju Euroopa Liidu toetustest rahastatud varadele.

Amortisatsioonimeetodeid võib käsitleda kahest vaatenurgast: ühelt poolt kulude jaotamisena ajas (lineaarne amortisatsioon), teiselt poolt kapitali säilitamise ja uuendamise rahastamisena (peamiselt kaks lähenemist: asenduskulupõhine amortisatsioon ning „maksa jooksvalt“ põhimõte).

Sisuliselt peegeldavad erinevad meetodid kas varade rajamiseks tehtud tegelikke kulusid (ELi toetustega rahastatud varade puhul võib see kulu olla null) või olemasolevate varade tulevasi asenduskulusid (sõltumata nende esialgsest rajamiskulust). Esimene lähenemine suurendab survet reguleeritud teenuseosutajatele kulutõhususe tagamiseks, kuid võib tulevikus tekitada rahastamispuudujääki. Teine lähenemine loob rohkem tulu tulevaste investeeringute jaoks, kuid vähendab survet tegevuse efektiivsusele ning suurendab veearveid, mis võib süvendada taskukohasuse probleeme. Hübriidmeetodid võimaldavad teatud tingimustel kiirendatud amortisatsiooni, mis arvestab poliitikaprioriteete.

Rumeenia puhul on veetaristu rajatud peamiselt Euroopa Liidu toetuste abil. Piirkondlike vee-ettevõtjate makstavad kasutustasud (royalties) peaksid ideaalis kajastama avalike põhivarade amortisatsiooni väärtust, kuid tegelikkuses on see nii vaid 7–8 piirkondliku operaatori puhul 44-st, peamiselt taskukohasuse kaalutlustele viidates.

Selle taristu jätkusuutlikkuse tagamine ning uute ELi standardite täitmine eeldab keskpikas ja pikas perspektiivis täiendavaid rahalisi ressursse. Eesmärk on paremini kajastada amortisatsiooni veetariifides, laiendades selle rakendamist ja suurendades järk-järgult kasutustasusid. Taskukohasuse küsimusi kavatsetakse lahendada erinevate meetmetega, sealhulgas veeteenuste regionaliseerimisega, risttoetustega suuremate ja väiksemate asulate vahel, kulude optimeerimisega, lekete vähendamisega ning haavatavate isikute toetamisega.

Iirimaal määrab vee-ettevõtete majandusregulaator iga tuluregulatsiooni perioodi (umbes viis aastat) jaoks riikliku vee-ettevõtte Irish Water lubatud tulu. See sisaldab tegevuskulusid, amortisatsiooni ning kapitalitootlust (tootluse määr/vara tootlus). Amortisatsioon põhineb lineaarse arvestuse meetodil, lähtudes varade eeldatavast majanduslikust elueast. See kulu jaotatakse kodutarbijate (77%) ja mitte-kodutarbijate (23%) vahel. Keskvalitsus katab kodutarbijate jaoks märkimisväärse osa kuludest üldiste maksutulude arvelt ning tasu võetakse üksnes ületarbimise eest. (OECD, 2023)

9 Kasutatud kirjandus

9.1 Teaduskirjandus ja rakenduslikud analüüsid

Ayres, Ian ja Braithwaite, John. Responsive Regulation: Transcending the Deregulation Debate. Oxford University Press, 1992.

Báliková, Kristína jt. „The Design of the Payments for Water-Related Ecosystem Services“. Water, 12(6), 2020, art 1583.

Baumol,William J. ja Oates, Wallace E. „The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment“. The Swedish Journal of Economics, 73(1), 1971, lk 42–54.

Baumol,William J. ja Oates, Wallace E. The Theory of Environmental Policy. 2nd ed. Cambridge University Press, 1988.

Böcker, Thomas ja Finger, Robert „European Pesticide Tax Schemes in Comparison: An Analysis of Experiences and Developments“. Sustainability, 8(4), 2016, art 378.

Capodaglio, A. G. ja Callegari, A. „Can Payment for Ecosystem Services Schemes Be an Alternative to Conventional Water Policies?“ Resources, 7(3), 2018, art 40.

Cheng, Linlin ja Skousen, Jeffrey G. „Comparison of International Mine Reclamation Bonding Systems with Recommendations for China“. 2017.

Coase, Ronald H. „The Problem of Social Cost“. Journal of Law and Economics, 3, 1960, lk 1–44.

Cochard, François; Willinger, Marc; Xepapadeas, Anastasios. „Efficiency of Nonpoint Source Pollution Instruments: An Experimental Study“. Environmental and Resource Economics, 30, 2005, lk 393–422.

Davis, Steven J. ja Caldeira, Ken. „Consumption-Based Accounting of CO_2 Emissions“. Proceedings of the National Academy of Sciences, 107(12), 2010, lk 5687–5692.

Defra. Payments for Ecosystem Services: Best Practice Guide. 2013.

ECOTEC jt. Study on the Economic and Environmental Implications of the Use of Environmental Taxes and Charges in the European Union and its Member States: Executive Summary. 2001.

Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine. I etapp. Lõpparuanne. 2017.

Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine. II etapp. Lõpparuanne. 2019.

Euroopa Keskkonnaagentuur. Assessment of Cost Recovery through Water Pricing. EEA Technical Report No 16/2013.

Euroopa Keskkonnaagentuur. Europe's State of Water 2024: The Need for Improved Water Resilience. 2024.

Euroopa Komisjon. Addressing Affordability Concerns in WFD Implementation. Resource Document for the WG Economics. 2014.

Euroopa Komisjon. Better Regulation Guidelines. SWD(2021) 305 final. 2021.

Euroopa Komisjon. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No 1: Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. 2003.

Euroopa Komisjon. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No 11: Planning Process. 2003.

Euroopa Komisjon. Green Taxation and Other Economic Instruments – Internalising Environmental Costs to Make the Polluter Pay. 2021.

Euroopa Komisjon. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU Ecosystem Assessment. 2020.

Euroopa Komisjon. Study in Support of the Evaluation of the Environmental Liability Directive and Its Implementation. Final Report. Stevens & Bolton, 2023.

Euroopa Kontrollikoda. Põhimõtte „saastaja maksab" ebajärjekindel kohaldamine ELi keskkonnapoliitikas ja -meetmetes. Eriaruanne 12/2021. Luxembourg, 2021.

Euroopa Kontrollikoda. Special Report 20/2024 (CAP and environmental performance). 2024.

European Commission. Approved 28 CAP Strategic Plans (2023–2027): Summary Overview. 2023.

Eurostat. Accounting for Ecosystems and Their Services in the European Union. 2021.

Eurostat. Environmental Taxes – A Statistical Guide. 2013 edition.

Finnish Environment Institute. Overview of Flood Risk Management Plans for 2022–2027. 2022.

Fogleman, Valerie. Improving Financial Security in the Context of the Environmental Liability Directive. Final Report. Euroopa Komisjon, 2020.

Forest Research. Payments for Ecosystem Services, Land Manager Networks and Social Capital: A Review. 2018.

Gunningham, Neil. „Enforcing Environmental Regulation“. Journal of Environmental Law, 23(2), 2011, lk 169–201.

Gunningham, Neil; Grabosky, Peter; Sinclair, Darren. Smart Regulation: Designing Environmental Policy. Clarendon Press, 1998.

HM Treasury ja Defra. Enabling a Natural Capital Approach. 2026.

HM Treasury. Economic Valuation with Stated Preference Techniques: A Manual. London, 2002; veebiväljaanne 2013.

HM Treasury. The Green Book: Central Government Guidance on Appraisal and Evaluation. London, 2026.

HM Treasury. Wellbeing Guidance for Appraisal: Supplementary Green Book Guidance. London, 2021.

Kask, O. jt. Keskkonnaseadustiku üldosa seaduse kommentaarid. 2., täiendatud väljaanne. SA Keskkonnaõiguse Keskus, 2015.

Keskkonnaagentuur. Eesti põhjaveekogumite seisund 2020–2023. Seire- ja seisundihinnangute koondaruanne. 2024.

Keskkonnaagentuur. Keskkonnajärelevalve 2025. aasta statistiline aruanne. 2026.

Keskkonnaagentuur. Nitraaditundliku ala põhjaveeseire 2020–2023 tulemused. 2024.

Keskkonnaagentuur. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade alusuuring 2028–2033. Koostajad Kaire Toomingas, Timo Torp, Kristi Uudeberg, Kaisa Kaljumäe, Kreete-Liisa Jenas ja Andra Toom. 2025.

Keskkonnaministeerium. Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikonna veemajanduskavade 2022–2027 meetmeprogrammid. 2022.

Kliimaministeerium. IV perioodi veemajanduskavade veekasutuse majandusanalüüs. Uuringuaruanne. Autorid Aljona Karlõševa, Üllas Ehrlich ja Sirje Soop. 03.2026.

Krämer, Ludwig. EC Environmental Law. 5th ed. Sweet & Maxwell, 2003.

Lindhout, P. E. ja van Rijswick, H. F. M. W. „The Effectiveness of the Principle of Recovery of the Costs of Water Services Jeopardized by the European Court of Justice – Annotations on the Judgment in C-525/12“. Journal for European and Planning Law, 12, 2015, lk 80–94.

Maailmapank ja Development Research Center of the State Council. Watershed: A New Era of Water Governance in China. Synthesis Report. 2019.

Marandi, A.; Männik, M.; Hints, L.; Polikarpus, M. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eesti Geoloogiateenistus, EGF 47426, 2025.

Millock, Katrin ja Salanié, François. „Nonpoint Source Pollution When Polluters Might Cooperate“. Topics in Economic Analysis & Policy, 5(1), 2005.

Montgomery, W. David. „Markets in Licenses and Efficient Pollution Control Programs“. Journal of Economic Theory, 5(3), 1972, lk 395–418.

Naturvårdsverket. Environmental Taxes in Sweden: Economic Instruments of Environmental Policy. 1997.

Nielsen, Helle Ørsted; Konrad, Maria Theresia Hedegaard; Pedersen, Anders Branth; Gyldenkærne, Steen. „Ex-post Evaluation of the Danish Pesticide Tax: A Novel and Effective Tax Design“. Land Use Policy, 126, 2023, art 106549.

Nielsen, Victoria L. ja Parker, Christine. „Testing Responsive Regulation in Regulatory Enforcement“. Regulation & Governance, 3(4), 2009, lk 376–399.

Nordic Council of Ministers. The Use of Economic Instruments in Nordic Environmental Policy 1999–2001. 2002.

OECD. Cost Recovery for Water Services under the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers, OECD Publishing, 2024.

OECD. Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use. OECD Publishing, 2018.

OECD. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions. OECD Studies on Water. OECD Publishing, 2017.

OECD. Ensuring Environmental Compliance: Trends and Good Practices. OECD Publishing, 2009.

OECD. Evaluating Agri-Environmental Policies: Design, Practice and Results. OECD Publishing, 2005.

OECD. Instrument Mixes for Environmental Policy. OECD Publishing, 2007.

OECD. Making Agri-Environmental Payments More Cost Effective. OECD Publishing, 2022.

OECD. OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025. OECD Publishing, 2025.

OECD. Paying for Biodiversity: Enhancing the Cost-Effectiveness of Payments for Ecosystem Services. OECD Publishing, 2010.

OECD. Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services. OECD Publishing, 2010.

OECD. Revenue Statistics 2025: Disentangling Personal Income Tax Revenue in OECD Countries. OECD Publishing, 2025.

OECD. The Economics of Water Scarcity. OECD Environment Working Papers, OECD Publishing, 2024.

OECD. The Implementation of the Polluter Pays Principle in the Context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No 238. OECD Publishing, 2024.

OECD. The Polluter-Pays Principle. OECD Legal Instruments and historical recommendation texts.

Oh, S. jt. „Pay the Polluter or Polluter Pays? A Preliminary Investigation of Public Support for Agricultural Nutrient Policies“. Ecological Economics, 2025.

Oosterhuis, Frans. Water Abstraction Charges in France. Institute for European Environmental Policy, 2017.

Paas, Alan. „Keskkonnatasude õiguslik olemus ja eesmärgid“. Juridica 5/2019, lk 372–375.

Perrot-Maître, Danièle. The Vittel Payments for Ecosystem Services: A “Perfect” PES Case? International Institute for Environment and Development, 2006.

Petsakos, A. jt. „Farm-level Impacts of the CAP Post-2020 Reform: A Scenario-based Analysis“. Applied Economic Perspectives and Policy, 45(2), 2023.

Pigou, Arthur. C..The Economics of Welfare. 4th ed. London: Macmillan, 1932.

Pilving, Ivo. „Keskkonnakasutuse kava kui halduse tegevusvorm“. Juridica I/2010, lk 55–59.

Raidla Ellex Advokaadibüroo OÜ. Keskkonnatasu, sealhulgas kõrgendatud keskkonnatasu, ja keskkonnakahju olemuse ning omavaheliste seoste analüüs. 2016.

Relve, K. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendus- ja kompensatsioonimeetmete rakendamise juhise õiguslik analüüs. Tartu, 2023.

RPA Europe jt. Greening of the European Semester through Environmental Taxation: Background Paper. 2025.

Sadeleer, Nicolas de. Environmental Principles: From Political Slogans to Legal Rules. 2nd ed. Oxford University Press, 2020.

Segerson, Kathleen. „Uncertainty and Incentives for Nonpoint Pollution Control“. Journal of Environmental Economics and Management, 15(1), 1988, lk 87–98.

Simon Caney. „Cosmopolitan Justice, Responsibility, and Global Climate Change“. Leiden Journal of International Law, 18(4), 2005, lk 747–775.

Statistics Netherlands. Experimental Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets in the Netherlands. 2019.

Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskus ja Tartu Ülikooli RAKE. Keskkonnatasude mõjuanalüüs. 2013.

Söderholm, Patrik ja Christiernsson, Anna. „Policy Effectiveness and Acceptance in the Taxation of Environmentally Damaging Chemical Compounds“. Environmental Science & Policy, 11(3), 2008, lk 240–252.

United Nations jt. System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting. United Nations, New York, 2021.

United Nations. Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem Accounting. 2022.

Vainu, M.; Viira, A-H.; Rooma, L.; Kikas, T.; Matveev, E.; Naarits, A.; Tiirats, K.; Vaarmari, K.; Palts, M. Nitraaditundlike alade nimistu läbivaatamine, vajadusel nimistu muutmise või täiendamise ettepanekute esitamine koos mõjuanalüüsiga. 2024.

van Eerdt, Martha; van Grinsven, Hans; Willems, Jaap; Schotten, Kees. A Review of Dutch Manure and Fertiliser Policy. 2004.

Wang, Hao; Meijerink, Sander; van der Krabben, Erwin; Yang, Huaguo. „The Evolution of Markets for Water Pollution Allowances in China: A Case Study of Jiaxing“. Teoses Wicked Problems of Water Quality Governance. Routledge, 2022, lk 183–204.

Wang, Hao; Ploegmakers, Huub; van der Krabben, Erwin; Meijerink, Sander. „The Environmental Effectiveness of Water Quality Trading: Evidence from Emissions Trading Programs in China“. Ecological Economics, 224, 2024, art 108277.

Veinla, Hannes jt. Keskkonnaõigus. Juura, 2016.

Veinla, Hannes. Ettevaatusprintsiip keskkonnaõiguses. Tartu Ülikooli Kirjastus, 2004.

WFD Reporting Guidance 2022. Final Draft V6.6.

Wright, S. A. L. „The Failure of the Dutch MINAS Policy: A Transaction Cost Analysis“. WIT Transactions on Ecology and the Environment, 98, 2006, lk 107–116.

Wunder, Sven. „Revisiting the Concept of Payments for Environmental Services“. Ecological Economics, 117, 2015, lk 234–243.

Xepapadeas, Anastasios „The Economics of Non-Point-Source Pollution“. Annual Review of Resource Economics, 3, 2011, lk 355–373.

9.2 Veebiallikad

Agence de l’eau Loire-Bretagne. „Pollutions diffuses“. https://aides-redevances.eau-loire-bretagne.fr/home/redevances/entreprises/pollutions-diffuses.html

Bundesamt für Energie. „Water usage levy“. https://www.bfe.admin.ch/bfe/en/home/supply/renewable-energy/hydropower/water-usage-levy.html

Cosmetics Europe. „Our industry“. https://cosmeticseurope.eu/our-industry/

Credence Research. „Europe retail pharmacy market“. https://www.credenceresearch.com/report/europe-retail-pharmacy-market

Department for Environment, Food & Rural Affairs. „Implementing the Nature Restoration Fund“. https://www.gov.uk/government/publications/nature-restoration-fund-implementation-plan/implementing-the-nature-restoration-fund

Euroopa Komisjon. „Conditionality“. https://agriculture.ec.europa.eu/common-agricultural-policy/income-support/conditionality_en

Euroopa Komisjon. „Ensuring that polluters pay – toolkit“. https://environment.ec.europa.eu/economy-and-finance/ensuring-polluters-pay_en

Euroopa Komisjon. „Green Public Procurement“. https://green-forum.ec.europa.eu/green-business/green-public-procurement_en

Euroopa Parlament. „CAP simplification package – legislative train“. https://www.europarl.europa.eu/legislative-train/package-vision-for-agriculture-and-food/file-common-agricultural-policy-simplification-package

Keskkonnaamet. „Keskkonnaotsuste infosüsteem KOTKAS“. https://kotkas.envir.ee/

Keskkonnaamet. „Keskkonnatasude statistika 2011–2024 (Tableau)“. https://public.tableau.com/app/profile/keskkonnaamet/viz/Keskkonnatasustatistika2011-2024/Deklareeritudkeskkonnatasu2011-2024EUR

Keskkonnainvesteeringute Keskus. „Toetatud projektide andmekogu“

Kliimaministeerium. „Jääkreostus“. https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veekasutamine-ja-kaitse/jaakreostus-0

Kliimaministeerium. „Parima võimaliku tehnika järeldused“. https://kliimaministeerium.ee/elurikkus-keskkonnakaitse/toostusheide-ja-kemikaalid/pvt

Kliimaministeerium. „Veemajanduskavad 2022–2027“. https://kliimaministeerium.ee/veemajanduskavad-2022-2027#veemajanduskavade-do

Mattilsynet. „Calculation of environmental taxes for plant protection products“. https://www.mattilsynet.no/en/plants/calculation-of-environmental-taxes-for-plant-protection-products

Naturvårdsverket. „LONA – Våtmarksprojekt“. https://www.naturvardsverket.se/bidrag/lona--vatmarksprojekt/

Naturvårdsverket. „Stöd för att anlägga, återväta eller restaurera våtmarker“. https://www.naturvardsverket.se/amnesomraden/vatmark/bidrag-som-stod-for-att-anlagga-atervata-eller-restaurera-vatmarker/

OECD. „Implementing water economics in the EU Water Framework Directive“. https://www.oecd.org/en/publications/implementing-water-economics-in-the-eu-water-framework-directive_d6abda81-en/full-report.html

OECD. „The Lake Taupo nitrogen market in New Zealand“. https://www.oecd.org/en/publications/the-lake-taupo-nitrogen-market-in-new-zealand_5jrtg1l3p9mr-en.html

Põllumajanduse Registrite ja Informatsiooni Amet. „Tingimuslikkus“. https://www.pria.ee/infokeskus/tingimuslikkus

Soome Põllumajandus- ja Metsandusministeerium. „Funding“. https://mmm.fi/en/water/funding

Statistikaamet. „Jaekaubandusettevõtete müügitulu tegevusala järgi (KM0011)“. https://andmed.stat.ee/et/stat/majandus__sisekaubandus__sisekaubanduse-majandusnaitajad/KM0011

Statistikaamet. „Keskkonnakaitsekulutused (KK031)“. https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK031

Statistikaamet. „Keskkonnakaitsekulutused (KK062)“. https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK062

Statistikaamet. „Keskkonnakaitsekulutused (KK064)“. https://andmed.stat.ee/et/stat/keskkond__keskkonnakaitse-ja-jarelevalve__keskkonnakaitsekulutused/KK064

Statistikaamet. „Tarbijahinnaindeks (IA001)“. https://andmed.stat.ee/et/stat/majandus__hinnad/IA001

Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø. „Kvælstof- og fosforvådområder“. https://sgavmst.dk/tilskud/tilskud-til-vand-og-klimaprojekter/kvaelstof-og-fosforvaadomraader

Taani Keskkonnakaitseamet. „Pesticide tax“. https://eng.mst.dk/chemicals/pesticides/pesticide-tax

Tukes. „Mining“. https://tukes.fi/en/mining

Vattenkraftens Miljöfond. „Hydroelectric Environmental Fund“. https://vattenkraftensmiljofond.se/in-english/

Victoria State Government. „Rehabilitation bonds“. https://resources.vic.gov.au/legislation-and-regulations/guidelines-and-codes-of-practice/rehabilitation-bonds

Victorian Auditor-General’s Office. „Rehabilitating mines“. https://www.audit.vic.gov.au/report/rehabilitating-mines

WAREG. „European water pricing principles“. https://www.wareg.org/articles/european-water-pricing-principles/

9.3 Kasutatud õigusaktide loetelu

Avaldamismärkena on märgitud Riigi Teataja rekvisiitides esitatud viimase avaldatud tervikteksti avaldamismärge. Kui õigusakt on olemuselt muutmise seadus ja tervikteksti ei avaldata, on märgitud algteksti avaldamismärge. Viited on Riigi Teataja avaldamislingid; kontrollimise kuupäev on sulgudes pärast linki.

Eesti õigusaktid

Seadused

1. Atmosfääriõhu kaitse seadus

   Avaldamismärge: RT I, 10.04.2026, 4.

   Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/A%C3%95KS (7.06.2026).

2. Eesti Vabariigi põhiseadus

   Avaldamismärge: RT I, 11.04.2025, 3.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/111042025003 (7.06.2026).

3. Euroopa Liidu ühise põllumajanduspoliitika rakendamise seadus

Avaldamismärge: RT I, 14.02.2025, 4.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/EL%C3%9CPS (7.06.2026).

4. Haldusmenetluse seadus

Avaldamismärge: RT I, 06.07.2023, 31.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/106072023031 (7.06.2026).

5. Jahiseadus

Avaldamismärge: RT I, 28.01.2026, 4.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/JahiS (7.06.2026).

6. Jäätmeseadus

Avaldamismärge: RT I, 18.03.2026, 34.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/118032026034 (7.06.2026).

7. Kalapüügiseadus

Avaldamismärge: RT I, 30.06.2023, 23.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/KPS (7.06.2026).

8. Karistusseadustik

Avaldamismärge: RT I, 22.12.2025, 2.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/122122025002 (7.06.2026).

9. Kemikaaliseadus

Avaldamismärge: RT I, 03.12.2025, 7.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/103122025007 (7.06.2026).

10. Keskkonnajärelevalve seadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 24.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/112052026024 (7.06.2026).

11. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 8.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/KeHJS (7.06.2026).

12. Keskkonnaseadustiku üldosa seadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 10.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/Ke%C3%9CS (7.06.2026).

13. Keskkonnatasude seadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 12.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/KeTS (7.06.2026).

14. Keskkonnatasude seaduse muutmise ja sellega seonduvalt teiste seaduste muutmise seadus

Avaldamismärge: RT I, 22.12.2018, 1 (algtekst; tervikteksti ei avaldata).

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/122122018001 (7.06.2026).

15. Keskkonnavastutuse seadus

Avaldamismärge: RT I, 21.09.2023, 2

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/et/akt/121092023002 (7.06.2026).

16. Kiirgusseadus

Avaldamismärge: RT I, 08.07.2025, 22

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/KiS (7.06.2026).

17. Korrakaitseseadus

Avaldamismärge: RT I, 07.04.2026, 7

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/et/akt/107042026007 (7.06.2026).

18. Liiklusseadus

Avaldamismärge: RT I, 03.06.2026, 12.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/103062026012 (7.06.2026).

19. Looduskaitseseadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 15.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/LKS (7.06.2026).

20. Loomakaitseseadus

Avaldamismärge: RT I, 02.01.2025, 25.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/LoKS (7.06.2026).

21. Maaparandusseadus

Avaldamismärge: RT I, 31.12.2025, 5.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/131122025005 (7.06.2026).

22. Maapõueseadus

Avaldamismärge: RT I, 08.07.2025, 59.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/MaaPS (7.06.2026).

23. Maksukorralduse seadus

Avaldamismärge: RT I, 03.06.2026, 54.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/103062026054 (7.06.2026).

24. Metsaseadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 19.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/MS (7.06.2026).

25. Mootorsõidukimaksu seadus

Avaldamismärge: RT I, 14.11.2025, 27.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/MSMS (7.06.2026).

26. Pakendiseadus

Avaldamismärge: RT I, 07.01.2026, 23.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/PakS (7.06.2026).

27. Sadamaseadus

Avaldamismärge: RT I, 30.12.2025, 25.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/SadS (7.06.2026).

28. Taimekaitseseadus

Avaldamismärge: RT I, 27.09.2023, 12.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/TaimKS (7.06.2026).

29. Tulumaksuseadus

Avaldamismärge: RT I, 03.06.2026, 59.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/103062026059 (7.06.2026).

30. Tööstusheite seadus

Avaldamismärge: RT I, 12.05.2026, 45.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/112052026045 (7.06.2026).

31. Vedelkütuse seadus

Avaldamismärge: RT I, 18.03.2026, 13.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/118032026013 (7.06.2026).

32. Veeseadus

Avaldamismärge: RT I, 08.07.2025, 70

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/VeeS (7.06.2026).

Määrused (kronoloogilises järjestuses)

1. Vabariigi Valitsuse 29.08.2005 määrus nr 224 „Tegevusvaldkondade, mille korral tuleb anda keskkonnamõju hindamise vajalikkuse eelhinnang, täpsustatud loetelu“

Avaldamismärge: RT I, 27.03.2024, 9.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/127032024009 (7.06.2026).

2. Vabariigi Valitsuse 06.06.2013 määrus nr 89 „Alltegevusvaldkondade loetelu ning künnisvõimsused, mille korral on käitise tegevuse jaoks nõutav kompleksluba“

Avaldamismärge: RT I, 25.09.2018, 4.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/125092018004 (7.06.2026).

3. Keskkonnaministri 19.09.2014 määrus nr 40 „Täpsustatud nõuded veekogu paisutamise, paisutamisega seotud keskkonnaseire, vee-elustiku kaitse, paisu, paisutuse likvideerimise ja veetaseme alandamise kohta ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika“

Avaldamismärge: RT I, 24.09.2014, 1.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/124092014001 (7.06.2026).

4. Keskkonnaministri 22.12.2014 määrus nr 59 „Toetuse andmise tingimused meetmes „Veemajandustaristu arendamine“ avatud taotlemise korral“

Avaldamismärge: RT I, 13.07.2023, 57.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/113072023057 (7.06.2026).

5. Keskkonnaministri 28.06.2019 määrus nr 26 „Ohtlike ainete sisalduse piirväärtused pinnases“

Avaldamismärge: RT I, 04.07.2019, 6.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/104072019006 (7.06.2026).

6. Keskkonnaministri 24.07.2019 määrus nr 28 „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimistu, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekirjaga seotud tegevused“

Avaldamismärge: RT I, 31.12.2021, 3.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/et/akt/131122021003 (7.06.2026).

7. Keskkonnaministri 09.10.2019 määrus nr 54 „Veekogu paisutamise, paisu likvideerimise ja veetaseme alandamise täpsustatud nõuded ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika“

Avaldamismärge: RT I, 10.10.2019, 3.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/110102019003 (7.06.2026).

8. Keskkonnaministri 15.10.2019 määrus nr 55 „Põhjaveevaru hindamise kord, nõuded põhjaveevaru hindamise ja hüdrogeoloogilise uuringu aruande kohta ning põhjaveevaru kehtestamise aluseks olevate andmete koosseis“

Avaldamismärge: RT I, 27.06.2025, 16

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/et/akt/127062025016 (7.06.2026).

9. Keskkonnaministri 31.01.2020 määrus nr 10 „Keskkonnaprogrammist toetuse andmise kord ja tingimused“

Avaldamismärge: RT I, 22.08.2025, 3.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/122082025003 (7.06.2026).

10. Maaeluministri 21.12.2022 määrus nr 68 „Maa heas põllumajandus- ja keskkonnaseisundis hoidmise nõuded, kohustuslikud majandamisnõuded ning töö- ja tööhõivetingimustega seotud nõuded ja tööandja kohustused“

Avaldamismärge: RT I, 06.05.2026, 4.

Kättesaadav: https://www.riigiteataja.ee/akt/106052026004 (7.06.2026).

Kasutatud EL õigusaktid

Euroopa Liidu aluslepingud

Euroopa Liidu toimimise lepingu konsolideeritud versioon. ELT C 202, 7.06.2016, lk 47–200.

Määrused

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 648/2004, 31. märts 2004, detergentide kohta. ELT L 104, 8.4.2004, lk 1–35.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 1221/2009, 25. november 2009, organisatsioonide vabatahtliku osalemise kohta ühenduse keskkonnajuhtimis- ja -auditeerimissüsteemis (EMAS). ELT L 342, 22.12.2009, lk 1–45.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 66/2010, 25. november 2009, ELi ökomärgise kohta. ELT L 27, 30.1.2010, lk 1–19.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) nr 691/2011, 6. juuli 2011, Euroopa keskkonnamajandusliku arvepidamise kohta. ELT L 192, 22.7.2011, lk 1–16.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2021/2115, 2. detsember 2021, millega kehtestatakse eeskirjad liikmesriikide koostatavate ÜPP strateegiakavade toetamise kohta. ELT L 435, 6.12.2021, lk 1–186.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) 2021/2116, 2. detsember 2021, ühise põllumajanduspoliitika rahastamise, haldamise ja seire kohta. ELT L 435, 6.12.2021, lk 187–261.

Komisjoni delegeeritud määrus (EL) 2022/126, 7. detsember 2021, millega täiendatakse määrust (EL) 2021/2115 teatavate sekkumisliikide lisanõuete ning HPK standardi 1 suhtarvu eeskirjadega. ELT L 20, 31.1.2022, lk 52–94.

Komisjoni delegeeritud määrus (EL) 2022/1172, 4. mai 2022, millega täiendatakse määrust (EL) 2021/2116 seoses integreeritud haldus- ja kontrollisüsteemi ning tingimuslikkuse halduskaristuste kohaldamise ja arvutamisega. ELT L 183, 8.7.2022, lk 12–22.

Direktiivid

Nõukogu direktiiv 75/442/EMÜ, 15. juuli 1975, jäätmete kohta. EÜT L 194, 25.7.1975, lk 39–41.

Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, 12. detsember 1991, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest. EÜT L 375, 31.12.1991, lk 1–8.

Nõukogu direktiiv 92/43/EMÜ, 21. mai 1992, looduslike elupaikade ning loodusliku loomastiku ja taimestiku kaitse kohta. EÜT L 206, 22.7.1992, lk 7–50.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. EÜT L 327, 22.12.2000, lk 1–73.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2004/35/EÜ, 21. aprill 2004, keskkonnavastutusest keskkonnakahjustuste ärahoidmise ja parandamise kohta. ELT L 143, 30.4.2004, lk 56–75.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/21/EÜ, 15. märts 2006, kaevandustööstuse jäätmete käitlemise ja direktiivi 2004/35/EÜ muutmise kohta. ELT L 102, 11.4.2006, lk 15–34.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2006/118/EÜ, 12. detsember 2006, mis käsitleb põhjavee kaitset reostuse ja seisundi halvenemise eest. ELT L 372, 27.12.2006, lk 19–31.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2007/60/EÜ, 23. oktoober 2007, üleujutusriski hindamise ja maandamise kohta. ELT L 288, 6.11.2007, lk 27–34.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/98/EÜ, 19. november 2008, mis käsitleb jäätmeid ja millega tunnistatakse kehtetuks teatud direktiivid. ELT L 312, 22.11.2008, lk 3–30.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas. ELT L 348, 24.12.2008, lk 84–97.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2010/75/EL, 24. november 2010, tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll). Avaldamismärge: ELT L 334, 17.12.2010, lk 17–119.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2020/2184, 16. detsember 2020, olmevee kvaliteedi kohta. ELT L 435, 23.12.2020, lk 1–62.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/1203, 11. aprill 2024, keskkonna kaitsmise kohta kriminaalõiguse kaudu ning millega asendatakse direktiivid 2008/99/EÜ ja 2009/123/EÜ. ELT L, 2024/1203, 30.4.2024.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/3019, 27. november 2024, asulareovee puhastamise kohta (uuesti sõnastatud). ELT L, 2024/3019, 12.12.2024.

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2026/805, 30. märts 2026, millega muudetakse direktiivi 2000/60/EÜ, direktiivi 2006/118/EÜ ja direktiivi 2008/105/EÜ. ELT L, 2026/805, 20.4.2026.

Otsused

Komisjoni rakendusotsus (EL) 2017/302, 15. veebruar 2017, millega kehtestatakse PVT-järeldused kodulindude või sigade intensiivkasvatuse jaoks. ELT L 43, 21.2.2017, lk 231–279.

9.4 Kasutatud kohtulahendite loetelu

1. Euroopa Kohtu lahendid

1) Euroopa Kohtu 13.11.1990 otsus asjas nr C-331/88, Fedesa.
2) Euroopa Kohtu 29.04.1999 otsus asjas nr C-293/97, Standley jt.
3) Euroopa Kohtu 02.10.2003 otsus asjas nr C-322/00, komisjon vs. Madalmaad.
4) Euroopa Kohtu 16.07.2009 otsus asjas nr C-254/08, Futura Immobiliare jt vs. Comune di Casoria.
5) Euroopa Kohtu 11.09.2014 otsus asjas nr C-525/12, Euroopa Komisjon vs. Saksamaa.
6) Euroopa Kohtu 01.07.2015 otsus asjas nr C-461/13, Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland eV vs. Bundesrepublik Deutschland.

7) Euroopa Kohtu 07.12.2016 otsus asjas nr C-686/15, Vodoopskrba i odvodnja d.o.o. vs. Željka Klafurić.
8) Euroopa Kohtu 30.03.2017 otsus asjas nr C-335/16, VG Čistoća.
9) Euroopa Kohtu 07.11.2019 otsus liidetud asjades nr C-105/18-C-113/18, UNESA jt.

2. Riigikohtu lahendid

1) RKPJKo 02.12.2004 asjas nr 3-4-1-20-04.
2) RKPJKo 15.12.2005 asjas nr 3-4-1-16-05.
3) RKPJKo 20.03.2006 asjas nr 3-4-1-33-05.
4) RKPJKo 31.01.2007 asjas nr 3-4-1-14-06.
5) RKHKo 18.11.2009 asjas nr 3-3-1-44-09.
6) RKHKo 06.12.2012 asjas nr 3-3-1-56-12.
7) RKPSJKo 16.12.2013 asjas nr 3-4-1-27-13.
8) RKÜKo 15.12.2015 asjas nr 3-2-1-71-14.
9) RKHKo 21.03.2016 asjas nr 3-3-1-72-15.
10) RKPJKo 29.03.2017 asjas nr 3-4-1-15-16.
11) RKHKo 16.03.2020 asjas nr 3-19-1825.
12) RKHKo 28.01.2021 asjas nr 3-17-1739/80.
13) RKHKo 19.02.2021 asjas nr 3-17-2565/136.
14) RKHKo 30.04.2025 asjas nr 3-22-2082/69.

3. Halduskohtute ja ringkonnakohtute lahendid

1) Tallinna RnK 12.12.2005 otsus asjas nr 2-3/340/05.
2) Tallinna HK 12.10.2006 otsus asjas nr 3-06-1443.
3) Tallinna HK 09.04.2007 otsus asjas nr 3-06-2507.
4) Tallinna HK 12.04.2007 otsus asjas nr 3-07-346.
5) Tallinna HK 27.04.2007 otsus asjas nr 3-06-1755.
6) Tallinna RnK 20.11.2007 otsus asjas nr 3-07-346.
7) Tallinna RnK 11.07.2008 otsus asjas nr 3-06-2463.
8) Tallinna HK 22.09.2011 otsus asjas nr 3-11-1015.
9) Tallinna HK 22.04.2013 otsus asjas nr 3-12-1392.
10) Tartu RnK 15.10.2013 otsus asjas nr 3-12-1000.
11) Tallinna HK 19.09.2014 otsus asjas nr 3-14-51710.
12) Tallinna HK 05.06.2017 otsus asjas nr 3-16-2267.
13) Tallinna RnK 30.04.2020 otsus asjas nr 3-19-1825.
14) Tartu HK 22.04.2021 otsus asjas nr 3-21-294.
15) Tallinna RnK 11.03.2022 otsus asjas nr 3-21-2867.
16) Tallinna HK 22.04.2022 otsus asjas nr 3-21-2990.
17) Tallinna HK 23.02.2023 otsus asjas nr 3-22-1420.

9.5 Koormusklasside analüüsis (ptk 6) kasutatud kirjandus

2021 Annual Report Water Quality Credit Trading, https://cleanwaterservices.org/wp-content/uploads/2022/06/2021-water-quality-credit-trading-report.pdf

2022-2023 Stormwater Grant Awardees, https://water.phila.gov/blog/2022-2023-stormwater-grant-awardees

Abandoned Mine Land Reclamation Fee, https://www.federalregister.gov/documents/2022/08/24/2022-17676/abandoned-mine-land-reclamation-fee

Ahmed, N., Thompson, S. & Glaser, M. 2019. Global Aquaculture Productivity, Environmental Sustainability, and Climate Change Adaptability. *Environmental Management* 63, pp. 159–172.

Allan, J. D., Castillo, M. M. 2007. Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters. Springer, https://link.springer.com/book/10.1007/978-1-4020-5583-6

Alley, W.M., Reilly, T.E., Franke, O.L. 1999. Sustainability of Ground-Water Resources. U.S. Geological Survey Circular 1186, https://pubs.usgs.gov/circ/circ1186/

Alternative approaches to pollution control and waste management: regulatory and economic instruments. World Bank, https://documents1.worldbank.org/curated/en/131231468767361425/pdf/multi-page.pdf

Annual & Application Dam Fees, https://water.ca.gov/Programs/All-Programs/Division-of-Safety-of-Dams/Annual-And-Application-Dam-Fees

Applying for or renewing an approval as a septic tank operator, https://wallonie.be/en/demarches/applying-or-renewing-approval-septic-tank-operator

Background about Compensatory Mitigation Requirements under CWA Section 404, https://www.epa.gov/cwa-404/background-about-compensatory-mitigation-requirements-under-cwa-section-404

BAFU 2022. Aquatic macroinvertebrates as indicators for hydropeaking. Swiss Federal Office for the Environment, https://www.bafu.admin.ch/dam/de/sd-web/2n6g60Ty-nEr/Aquatic-macroinvertebrates-as-indicators-for-hydropeaking.pdf

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish. U.S. Environmental Protection Agency, https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-02/documents/rapid-bioassessment-streams-rivers-1999.pdf

Barde, J.-P. 1994. Economic instruments in environmental policy: lessons from the OECD experience and their relevance to developing economies, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1994/01/economic-instruments-in-environmental-policy_g17a15d4/754416133402.pdf

Bekendtgørelse af lov om afgift af spildevand, https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2020/478

Bekendtgørelse af lov om råstoffer — LBK nr. 1230 af 20/11/2024, https://www.retsinformation.dk/eli/lta/2024/1230

Bipa, N. J., Stradiotti, G., Righetti, M., & Pisaturo, G. R. 2024. Impacts of hydropeaking: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 912: 169251.

Brack, W., Dulio, V., Ågerstrand, M., Allan, I., Altenburger, R., Brinkmann, M., Bunke, D., Burgess, R. M., Cousins, I. T., Escher, B. I., Hernández, F. J., Hewitt, L. M., Hilscherová, K., Hollender, J., Hollert, H., Kase, R., Klauer, B., Lindim, C., López Herráez, D., Miège, C., Munthe, J., O'Toole, S., Posthuma, L., Rüdel, H., Schäfer, R. B., Sengl, M., Smedes, F., van de Meent, D., van den Brink, P. J., van Gils, J., van Wezel, A. P., Vethaak, A. D., Vermeirssen, E. L. M., von der Ohe, P. C. ja Vrana, B. 2017. „Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources." *Science of the Total Environment* 576: 720–737.

Bradley, K., Corrigan, P., Crowcroft, P., Fogleman, V., Mackie, C. ja McCarthy, S. 2017. Financial Provision for Environmental Liabilities: Practical Guide. Report no. 2017/22. European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law (IMPEL).

Building a methodology to assess the benefits of a revision of urban wastewater regulation in the European Union, https://one.oecd.org/document/ENV/EPOC/WPBWE(2022)8/en/pdf

Calculate water withdrawal charges, https://verwaltung.bund.de/leistungsverzeichnis/en/leistung/99129028151000/herausgeber/RP-231513482/region/070000000000

CEFAS 2011. Thermal standards for cooling water from new build nuclear power stations, https://www.cefas.co.uk/publications/environment/beems-scientific-advisory-report-no-008.pdf

CEN 2004. Water quality – Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers. European Committee for Standardization, https://www.riverhabitatsurvey.org/wp-content/uploads/2012/09/CEN-2004-standard-for-assessing-hydromorphology.pdf

Chapman, D. (ed.). 1996. Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. UNESCO/WHO/UNEP, https://www.ircwash.org/sites/default/files/WHO-1996-Water.pdf

Clean River Rewards, https://www.portland.gov/bes/grants-incentives/clean-river-rewards

Cleaning Up Superfund Sites: Highlights of Infrastructure Investment and Jobs Act Funding, https://www.epa.gov/infrastructure/cleaning-superfund-sites-highlights-infrastructure-investment-and-jobs-act-funding

Code de l'environnement: Section 3, https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006176454/2026-03-04

Coffey, S.; Cheng, S. L.; Dukes, E.; Metson, G. S.; MacDonald, G. K.; Galloway, J. N. 2025. A model for institutional phosphorus damage costs: A case study at the University of Virginia. *Environmental and Sustainability Indicators* 25: 100560.

Combined Sewer Overflow Frequent Questions, https://www.epa.gov/npdes/combined-sewer-overflow-frequent-questions

Compendium Remediation of Contaminated Sites in Sweden, https://www.naturvardsverket.se/contentassets/7949a99b2f6e4e598082086b1530a049/compendium_remediation_contaminated_sites_sweden_2021.pdf

Compensatory Mitigation for Losses of Aquatic Resources, https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-H/part-230/subpart-J

Consumptive Use Mitigation Grants, https://www.srbc.gov/our-work/pamphlets/consumptive-use-mitigation-grants.html

Contaminated sites, https://www.umweltbundesamt.de/en/topics/soil-land/contaminated-sites

Cotton, A., Orban, P., Wildemeersch, S., Collon, P., Hallet, V. ja Brouyère, S. 2019. Active Dewatering of Limestone Quarry and Drinking Water Production – Feasibility Assessment Using a Groundwater Model, https://hal.univ-lorraine.fr/hal-02335990v1/document

Cranford, P. J., Brager, L. ja Wong, D. 2017. A dual indicator approach for monitoring benthic impacts from organic enrichment with test application near Atlantic salmon farms. *Marine Pollution Bulletin* 124, 1, pp. 258–265.

Cunningham, W. L., Schalk, C. W. 2011. Groundwater Technical Procedures of the U.S. Geological Survey. U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/tm/1a1/pdf/tm1-a1.pdf

Damage Cost Avoided, Replacement Cost, and Substitute Cost Methods, https://www.ecosystemvaluation.org/cost_avoided.htm

Dávila-Cisneros, S., Castañeda-Miranda, A. G., Bautista-Capetillo, C. F., Mattos-Villarroel, E. D., Rodríguez-Abdalá, V. I., Robles Rovelo, C. O., Pinedo-Torres, L. A., Rodríguez-Trejo, A. ja Ibarra Delgado, S. 2026. Monitoring the adverse effects of mining on water resources: A review using remote sensing, geographic information systems, and artificial intelligence. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C* 143: 104380.

DeBoe, G. 2020 Economic and environmental sustainability performance of environmental policies in agriculture. OECD Food, Agriculture and Fisheries Papers, No. 140, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2020/02/economic-and-environmental-sustainability-performance-of-environmental-policies-in-agriculture_08e0cbf6/3d459f91-en.pdf

Domestic waste water treatment systems (septic tanks), https://www.gov.ie/en/department-of-housing-local-government-and-heritage/publications/domestic-waste-water-treatment-systems-septic-tanks

Du, T., Dugdale, S. J. ja Johnson, M. F. 2026. A scenario-based, generalised model of the thermal impacts of cooling water discharge from thermoelectric power plants: thermopeaking and spatio-temporal interactions. *Water Research* 288, Part A: 124529.

Economic Assessment of Ballast Water Management, https://wwwcdn.imo.org/localresources/en/OurWork/PartnershipsProjects/Documents/Mono24_English.pdf

Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030, https://dspace.ut.ee/server/api/core/bitstreams/c242c3df-bfab-4625-be61-09fe0b62cae5/content

Eesti Keskkonnauuringute Keskus 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/P%C3%B5levkivit%C3%B6%C3%B6stusest%20tulevate%20veekeskkonnale%20ohtlike%20ainete%20m%C3%B5ju%20uuring.pdf

Eesti vesiviljeluse mitmeaastane riiklik tegevuskava 2030, Tallinn: Maaeluministeerium, 2022.

Effluent Guidelines Program Plan 15, https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-01/11143_ELG%20Plan%2015_508.pdf

Eklund, M. 2017. Regnpengen – VA-taxa med dagvattenavgift som styr mot hållbar dagvattenhantering. SVU-rapport 2017-17. Stockholm: Svenskt Vatten Utveckling, https://vav.griffel.net/filer/SVU-rapport_2017-17.pdf

ELi vesiviljeluse kestlikkuse ja konkurentsivõime suurendamise strateegilised suunised aastateks 2021–2030, https://aquaculture.ec.europa.eu/et/knowledge-base/eu-legislation-and-relevant-international-instruments/strategic-guidelines-more

Emerton, L., Howard, G. A. 2008. Toolkit for the Economic Analysis of Invasive Species, https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2008-030.pdf

Environment Agency 2022. River Habitat Survey in Britain and Ireland: Field Survey Guidance Manual. 2003 Version – 2022 Reprint. Ref: LIT 1758. Bristol: Environment Agency, https://assets.publishing.service.gov.uk/media/62dff4138fa8f564a21dcd5e/RHS-manual-2003_2022-reprint-LIT-1758.pdf

Environment Agency 2025. Land contamination risk management: Stage 1 risk assessment. https://www.gov.uk/government/publications/land-contamination-risk-management-lcrm/lcrm-stage-1-risk-assessment

Environmental Damage Fund, https://ym.fi/en/environmental-damage-fund

Environmental Flows for Hydropower Projects. Guidance for the Private Sector in Emerging Markets 2018, https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/mgrt-pub/gph-eflows-for-hydropower-projects-updated-compressed.pdf

Environmental liability. Preventing and remedying damage to protected species, natural habitats, water and soil, https://environment.ec.europa.eu/law-and-governance/environmental-compliance-assurance/environmental-liability_en

Environmental permits and supervision of environmental protection, https://ym.fi/en/environmental-permits-and-supervision-of-environmental-protection

Environmental Protection Act, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/687946/mainPdf/main.pdf?timestamp=2014-06-26T21%3A00%3A00.000Z

Environmental, https://businessindenmark.virk.dk/guidance/exicse-duties-on-goods/Environmental

EPA. 2004. Technical Development Document for Final Effluent Limitations Guidelines and Standards for the Concentrated Aquatic Animal Production Point Source Category, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/caap-aquaculture_tdd_2004.pdf

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik. EÜT L 327, 22.12.2000: 1–73. http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2008/105/EÜ, 16. detsember 2008, mis käsitleb keskkonnakvaliteedi standardeid veepoliitika valdkonnas ning millega muudetakse ja hiljem tunnistatakse kehtetuks nõukogu direktiivid 82/176/EMÜ, 83/513/EMÜ, 84/156/EMÜ, 84/491/EMÜ ja 86/280/EMÜ ning muudetakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2000/60/EÜ. ELT L 348, 24.12.2008: 84–97. https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2008/105/oj/est

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 2009/128/EÜ, 21. oktoober 2009, millega kehtestatakse ühenduse tegevusraamistik pestitsiidide säästva kasutamise saavutamiseks. ELT L 309, 24.11.2009: 71–86. http://data.europa.eu/eli/dir/2009/128/oj

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv (EL) 2024/1785, 24. aprill 2024, millega muudetakse Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2010/75/EL tööstusheidete kohta (saastuse kompleksne vältimine ja kontroll), http://data.europa.eu/eli/dir/2024/1785/oj

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EL) nr 1143/2014, 22. oktoober 2014, looduslikku tasakaalu ohustavate võõrliikide sissetoomise ja levimise ennetamise ja ohjamise kohta. ELT L 317, 4.11.2014: 35–55. http://data.europa.eu/eli/reg/2014/1143/oj

European Commission 1991. Council Directive 91/676/EEC concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources, https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:01991L0676-20081211

European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. Guidance Document No 1, https://www.voda.hr/sites/default/files/dokumenti/propisi-i-obrasci/1_-_economics_and_environment_-_eng.pdf

European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2003. Implementing the Strategic Guidelines for EU aquaculture. Regulatory and administrative framework for aquaculture, https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-04/SWD_2024_Regulatory%20and%20administrative%20aquaculture.pdf

European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20%28WG%202.1%29.pdf

European Commission 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance document 7, https://www.voda.hr/sites/default/files/dokumenti/propisi-i-obrasci/7_-_monitoring_under_the_water_framework_directive_-_eng.pdf

European Commission 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. 2005. Guidance Document No. 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential, https://circabc.europa.eu/sd/a/06480e87-27a6-41e6-b165-0581c2b046ad/Guidance%20No%2013%20-%20Classification%20of%20Ecological%20Status%20%28WG%20A%29.pdf

European Commission 2006. Groundwater Monitoring Guidance. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/e409710d-f1c1-4672-9480-e2b9e93f30ad/Groundwater%20Monitoring%20Guidance%20Nov-2006_FINAL-2.pdf

European Commission 2006. WFD and Hydromorphological Pressures Technical Report: Good Practice in Managing the Ecological Impacts of Hydropower Schemes; Flood Protection Works; and Works Designed to Facilitate Navigation under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/68065c2b-1b08-462d-9f07-413ae896ba67/HyMo_Technical_Report.pdf

European Commission 2009. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. Guidance Document No. 18. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Luxembourg: Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2779/77587

European Commission 2010. Technical Background Document on the Identification of Mixing Zones. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. https://circabc.europa.eu/sd/a/78ce94bb-6f1c-4379-87ac-88a18967c4c3/Technical%20Background%20Document%20on%20the%20Identification%20of%20Mixing%20Zones.doc

European Commission 2014. Regulation (EU) No 1143/2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species, https://eur-lex.europa.eu

European Commission 2015. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive 2015. Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive, https://circabc.europa.eu/sd/a/4063d635-957b-4b6f-bfd4-b51b0acb2570/Guidance%20No%2031%20-%20Ecological%20flows%20%28final%20version%29.pdf

European Commission 2016. Assessment of impact of storm water overflows from combined and separate waste water collecting systems on water bodies and groundwater – Task 1.3 Final Report, https://circabc.europa.eu/sd/a/f3c0cbde-3f4a-4b6f-8953-0eaec6a6ffd0/Task%203%20Occurrence%20of%20storm%20water%20over%20flows%20in%20the%20EU.pdf

European Commission 2018. Guidance on Aquaculture and Natura 2000, https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-01/guidance%20on%20aquaculture%20and%20natura%202000-KH0419087ENN.pdf

European Commission 2019. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive and the Floods Directive. Guidance Document No. 37: Steps for Defining and Assessing Ecological Potential for Improving Comparability of Heavily Modified Water Bodies, https://circabc.europa.eu/sd/a/d1d6c347-b528-4819-aa10-6819e6b80876/Guidance%20No%2037%20-%20Steps%20for%20defining%20and%20assessing%20ecological%20potential%20for%20improving%20comparability%20of%20Heavily%20Modified%20Water%20Bodies.pdf

European Commission 2022. Commission Implementing Decision (EU) 2022/2069. EUR-Lex. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022D2069

European Commission 2022. Integrated sediment management – Guidelines and good practices in the context of the Water Framework Directive, https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-09/CISdocumentsedimentfinalTO_BE_PUBLISHED_1430554724.pdf

European Commission. 2024. Commission Staff Working Document on space for marine aquaculture in the EU, https://aquaculture.ec.europa.eu/system/files/2024-04/SWD_2024_Space%20marine%20aquaculture.pdf

European Commission. 2024. Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast), https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32024L3019

European Commission. 2024. New rules for more thorough and cost-effective urban wastewater management enter into force. News article, Directorate-General for Environment, 20 December 2024, https://environment.ec.europa.eu/news/new-rules-urban-wastewater-management-set-enter-force-2024-12-20_en

European Commission. Groundwater, https://environment.ec.europa.eu/topics/water/groundwater_en;

European Commission. Water Framework Directive, https://environment.ec.europa.eu/topics/water/water-framework-directive_en

European Commission Joint Research Centre 2018. JRC Reference Report on Monitoring of Emissions to Air and Water from IED Installations, https://bureau-industrial-transformation.jrc.ec.europa.eu/sites/default/files/2019-12/ROM_2018_08_20.pdf

European Commission, Joint Research Centre 2019. Water quality in Europe: effects of the Urban Wastewater Treatment Directive, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC115607/uwwtd_sfp_report_final_revised.pdf

European Commission Joint Research Centre 2021. Hydromorphological assessment and monitoring under the Water Framework Directive, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf

Council of the European Communities. 1991. Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 Concerning the Protection of Waters Against Pollution Caused by Nitrates from Agricultural Sources. Official Journal of the European Communities L 375, 31.12.1991: 1–8, http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/oj

European Court of Auditors. 2016. Combating eutrophication in the Baltic Sea, https://www.eca.europa.eu

European Environment Agency 2012. The Impacts of Invasive Alien Species in Europe. EEA Technical Report No. 16/2012. Luxembourg: Publications Office of the European Union, https://doi.org/10.2800/65864

European Environment Agency 2013. Diffuse water emissions in E-PRTR, https://industry.eea.europa.eu

European Environment Agency 2018. European Waters — Assessment of Status and Pressures 2018, https://www.eea.europa.eu

European Environment Agency 2021. Tracking barriers and their impacts on European river ecosystems, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/tracking-barriers-and-their-impacts-on-european-river-ecosystems.

European Environment Agency 2024. Chemicals in European surface water and groundwater, https://www.eea.europa.eu/en/european-zero-pollution-dashboards/indicators/chemicals-in-european-surface-water-and-groundwater-bodies

European Environment Agency. 2024. Europe's State of Water 2024: The Need for Improved Water Resilience. EEA Report No. 07/2024. Luxembourg: Publications Office of the European Union, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/europes-state-of-water-2024

European Environment Agency 2024. PFAS pollution in European waters, https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/pfas-pollution-in-european-waters

European Parliament and Council. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Establishing a Framework for Community Action in the Field of Water Policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000: 1–73, http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj

European Parliament and Council. 2006. Directive 2006/118/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 on the Protection of Groundwater Against Pollution and Deterioration. Official Journal of the European Union L 372, 27.12.2006: 19–31. http://data.europa.eu/eli/dir/2006/118/oj

Excise duties on goods. Environmental, piped water, https://businessindenmark.virk.dk/guidance/exicse-duties-on-goods/Environmental

Extended producer responsibility for fishing gear, https://www.naturvardsverket.se/en/guidance/extended-producer-responsibility-epr/extended-producer-responsibility-for-fishing-gear/

F-15: Financial assurance guideline, https://www.ontario.ca/document/f-15-financial-assurance-guideline

Farnault, A., Leflaive, X. 2024. Cost recovery for water services under the Water Framework Directive, OECD Environment Working Papers No. 240, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/cost-recovery-for-water-services-under-the-water-framework-directive_fe64e164/e2a363e3-en.pdf

Faulwetter, S., Ramfos, A., Avramidis, P. 2025. Large-scale analysis of environmental and ecological impacts of marine finfish aquaculture in the Aegean and Ionian Sea (Eastern Mediterranean). *Science of the Total Environment* 978: 179414, https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2025.179414

Fees and charges for vessels arriving in New Zealand, https://www.mpi.govt.nz/import/border-clearance/ships-and-boats-border-clearance/fees-and-charges-for-vessels-arriving

Financial Assurances for Reclamation: Federal Regulations and Policies for Selected Mining and Energy Development Activities, https://www.gao.gov/products/gao-17-207r

Financial Surety, Guidelines for the Implementation of Financial Surety for for Mine Closure, https://documents1.worldbank.org/curated/en/915061468163480537/pdf/499690NWP0Extr10Box341980B01PUBLIC1.pdf

Finér, L., Čiuldienė, D., Lībiete, Z., Lode, E., Nieminen, M., Pierzgalski, E., Ring, E., Strand, L., Sikström, U. 2018. WAMBAF – Good Practices for Ditch Network Maintenance to Protect Water Quality in the Baltic Sea Region. Natural Resources and Bioeconomy Studies 25/2018. Natural Resources Institute Finland. https://jukuri.luke.fi/items/35e3cdf4-1f04-45a6-bc1d-43f75da94a86

Fish passage strat. Towards a natural life cycle, https://mmm.fi/documents/1410837/0/kalastrategia_EN.pdf/036b0541-ccd6-35e3-574f-33b8f744db21/kalastrategia_EN.pdf?t=1603443670646

Fisheries resource rent, https://island.is/en/fisheries-resource-rent

Fishing rights and permits, https://www.afma.gov.au/fisheries-management/fishing-rights-and-permits

Fletcher, T. D., Shuster, W., Hunt, W. F., Ashley, R., Butler, D., Arthur, S., Trowsdale, S., Barraud, S., Semadeni-Davies, A., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mikkelsen, P. S., Rivard, G., Uhl, M., Dagenais, D., Viklander, M. 2015. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more – The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. *Urban Water Journal* 12, 7, pp. 525–542. https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1573062X.2014.916314

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2009. *Environmental Impact Assessment and Monitoring in Aquaculture: Requirements, Practices, Effectiveness and Improvements*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 527. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Förordning (1998:940) om avgifter för prövning och tillsyn enligt miljöbalken, https://www.riksdagen.se/sv/dokument-och-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-1998940-om-avgifter-for-provning-och_sfs-1998-940/

Gleeson, T., Cuthbert, M., Ferguson, G., Perrone, D. 2020. Global groundwater sustainability, resources and systems in the Anthropocene. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences* 48, pp. 431–463.

González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., Aguiar, F. C., Bertoldi, W., Dufour, S., García de Jalón, D., Garófano-Gómez, V., Mandzukovski, D., Rodríguez-González, P. M. 2021. Improving river

hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: Scientific evidence and guidelines. *Journal of Environmental Management* 292: 112730.

González del Tánago, M., Martínez-Fernández, V., García de Jalón, D., Alcalde, A., Maretto, R. V., de Moor, T.-L. 2021. Improving river hydromorphological assessment through better integration of riparian vegetation: scientific evidence and guidelines. *Science of the Total Environment* 789.

Gozlan, R. E., Peeler, E. J., Longshaw, M., St-Hilaire, S., Feist, S. W. 2006. Effect of microbial pathogens on the diversity of aquatic populations, notably in Europe. Microbes and Infection 8, 5, pp. 1358–1364.

Green taxation and other economic instruments. Internalising environmental costs to make the polluter pay. 2021, https://environment.ec.europa.eu/system/files/2021-11/Green%20taxation%20and%20other%20economic%20instruments%20%E2%80%93%20Internalising%20environmental%20costs%20to%20make%20the%20polluter%20pay_Study_10.11.2021.pdf

Groundwater levy (grondwaterheffing), https://business.gov.nl/regulations/groundwater-tax

Guidance on assessing and costing environmental liabilities, 2014. Environmental Protection Agency, Ireland, https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/licensees/reporting/financial-provisions/EPA_OEE-Guidance-and-Assessing-WEB.pdf

Guidance on the process of preparing and implementing a bog rehabilitation plan, https://www.epa.ie/publications/compliance--enforcement/licensees/reporting/05467-EPA-Bog-Rehabilitation-Report-Web-Proof-03.pdf

Gurnell, A. M., Rinaldi, M., Belletti, B., Bizzi, S., Blamauer, B., Braca, G., Buijse, A. D., Garcia de Jalon, D., González del Tánago, M., Grabowski, R. C., Gunn, I. D. M., Habersack, H., Hendriks, D., Hohensinner, S., Klösch, M., Lastoria, B., Latapie, A., Marcinkowski, P., Martínez-Fernández, V., Mosselman, E., Mountford, O., Nardi, L., Okruszko, T., Surian, N., van de Bund, W. 2015. Methods to assess hydromorphology of rivers. Part I: Main report. REFORM, https://www.reformrivers.eu/system/files/6.2%20Methods%20to%20assess%20hydromorphology%20of%20rivers%20part%20I.pdf

Habitat Equivalency Analysis: An Overview, https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/47184

Hall, S. J., Delaporte, A., Phillips, M. J., Beveridge, M., O'Keefe, M. 2011. Blue Frontiers: Managing the Environmental Costs of Aquaculture. Penang, Malaysia: The WorldFish Center. https://worldfishcenter.org/publication/blue-frontiers-managing-environmental-costs-aquaculture-0

Hammarlund, C., Andersson, A., Nordström, J. 2024. Nutrient policies and the performance of aquaculture in developed countries – a literature review. *Aquaculture Economics & Management* 28, pp. 208-237.

Harbaugh, A. W. 2005. MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A16. Reston, VA: U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/publication/tm6A16

Harbaugh, A. W., Banta, E. R., Hill, M. C., McDonald, M. G. 2000. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model—User guide to modularization concepts and the ground-water flow process. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92. Reston, VA: U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/publication/ofr200092

Harris, S. J., Cendón, D. I., Hankin, S. I., Peterson, M. A., Xiao, S., Kelly, B. F. J. 2022. Isotopic evidence for nitrate sources and controls on denitrification in groundwater beneath an irrigated agricultural district. *Science of the Total Environment*, 808: 152606

Hattingh, R., Stevens, R., Bliss, M. 2021. Global Review: Financial assurance governance for the post-mining transition, https://www.iisd.org/system/files/2021-09/financial-assurance-governance-for-post-mining-transition.pdf

Hatton MacDonald, D., Connor, J., Morrison, M. 2004. Economic Instruments for Managing Water Quality in New Zealand, https://www.environment.govt.nz/assets/Publications/Files/economic-instruments-water-quality-jan04.pdf

HELCOM 2018. HELCOM Pollution Load Compilation (PLC-6): Sixth Baltic Sea Pollution Load Compilation. Baltic Sea Environment Proceedings No. 153, https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSEP153.pdf

HELCOM 2018. State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011–2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155. Helsinki: Baltic Marine Environment Protection Commission, https://helcom.fi/wp-content/uploads/2019/06/BSEP155.pdf

HELCOM 2023. Waterborne nitrogen and phosphorus inputs to the Baltic Sea, https://helcom.fi

HELCOM 2025. Recommendation 42-43/10: Sustainable aquaculture in the Baltic Sea region, https://helcom.fi/wp-content/uploads/2025/02/Rec-42-43-10.pdf

HELCOM 2025. BAT/BEP descriptions of sustainable aquaculture in the Baltic Sea region, https://helcom.fi/publications/bat-bep-descriptions-of-sustainable-aquaculture-in-the-baltic-sea-region/

HELCOM 2026. Eutrophication, https://helcom.fi/baltic-sea-trends/eutrophication/

Hoeveel fosfaatrechten nodig, https://www.rvo.nl/onderwerpen/mest/fosfaatrechten/hoeveel-nodig

Hulevesien hallinnan vastuut ja ohjeistus, https://www.vesi.fi/vesitieto/hulevesien-hallinnan-vastuut-ja-ohjeistus

Hydroelectric Power. A Guide for Developers and Investors, https://ppp.worldbank.org/sites/default/files/2021-10/Hydroelectric%20Power%20-%20A%20Guide%20for%20Developers%20and%20Investors.pdf

IAEA 2020. New CRP: Development and Application of Isotope Techniques for Efficient Water Resources Management in Mining Areas, https://www.iaea.org/newscenter/news/new-crp-development-and-application-of-isotope-techniques-for-efficient-water-resources-management-in-mining-areas-crp-f33026

IAEA 2023. Nitrogen isotope techniques for tracing atmospheric and agricultural sources of nitrate pollution. International Atomic Energy Agency. https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/TE-2050web.pdf

IFC. 2008. Environmental, Health, and Safety Guidelines for Thermal Power Plants. https://www.ifc.org/content/dam/ifc/doc/2000/2008-thermal-power-ehs-guidelines-en.pdf

IISD. 2022. Surface Water Monitoring for the Mining Sector: Framework for Governments. International Institute for Sustainable Development, https://www.iisd.org/system/files/2022-02/water-monitoring-mining-sector-framework.pdf

Iital, A., Pachel, K., Deelstra, J. 2008. Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. *Environmental Science & Policy* 11, 2, pp. 185–193.

IMPEL. 2022. Multi Phase Extraction (MPE) Report. IMPEL Final Report 2022/10 MPE. European Union Network for the Implementation and Enforcement of Environmental Law. https://www.impel.eu/contents/libraryfile/mpe-impel-final-report-2022-10-mpe-en.pdf

Information for entrepreneurs. Regulation, https://business.gov.nl/regulations/

Infragate Eesti AS, Hartal Projekt OÜ 2015. Põhjaveekogumite ohustatust ja halba seisundit põhjustavate koormuste vähendamise meetmeprogramm ja selle tegevused, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/P%C3%B5hjaveekogumite%20ohustatust%20ja%20halba%20seisundit%20p%C3%B5hjustavate%20koormuste%20v%C3%A4hendamise%20meetmeprogramm%20ja%20selle%20tegevused.pdf

International Network for Acid Prevention (INAP). 2009. The Global Acid Rock Drainage Guide (GARD Guide). https://www.inap.com.au/gard-guide/

Investing in Europe's water health: from toxic to thriving. 2026. Summa Equity, https://summaequity.com/wp-content/uploads/2026/01/260126-Investing-in-Europes-water-health.pdf

Jahiseadus, RT I, 28.01.2026, 4, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/128012026004

Jakobson, L. 2015. Turbatootmise negatiivse hüdroloogilise mõju vähendamine. Magistritöö. Tartu Ülikool, loodus- ja tehnoloogiateaduskond, ökoloogia ja maateaduste instituut, geoloogia osakond, https://dspace.ut.ee/items/3cd99d0d-e1bc-4924-9f1c-b8042d5e2e46/full

Joint Application Information Requirements (JAIR), https://www2.gov.bc.ca/assets/gov/farming-natural-resources-and-industry/mineral-exploration-mining/documents/permitting/joint_application_information_requirements.pdf

Jokiniemi, L. 2022. Modelling nitrogen and phosphorus export and carbon balance in a drained peatland forest using the Peatland Simulator SUSI. Master's thesis. Aalto University, School of Engineering, https://aaltodoc.aalto.fi/items/9955fc2b-1106-4bb0-b9cb-bd081d960700

Jones, M. J., O'Connor, J. P. 2017. Monitoring the Performance of Fishways and Fish Passage Works. Arthur Rylah Institute for Environmental Research Technical Report Series No. 257. Heidelberg, Victoria: Department of Environment, Land, Water and Planning.

Jordbruket och övergödning, https://jordbruksverket.se/jordbruket-miljon-och-klimatet/overgodning-och-lackage-av-vaxtnaring

Jumani, S., McKay, S. K., Moberg, T., Hoenke, K., Wenger, S. J. 2026. Estimating the monetary costs of aging dam removals in the United States. Environmental Challenges 23, 101472, https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010026000661?via%3Dihub

Junk, W. J., Bayley, P. B., Sparks, R. E. 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. In: Dodge, D. P. ed. Proceedings of the International Large River Symposium. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 110–127. Ottawa: Canadian Department of Fisheries and Oceans, https://publications.gc.ca/collections/collection_2016/mpo-dfo/Fs41-31-106-eng.pdf

Jõeleht, A., Paat, R., Karro, E., Piirimäe, K. 2024. Hüdrogeoloogiline uuring Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku alal põhjavee ning saasteainete liikumise ja veehaarete toitealade määramiseks modelleerimise meetodil. Tartu Ülikool, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2025-02/NTA%20uuringu%20aruanne%202024.pdf

Järvan, M., Vettik, R., Koppel, M., Sooväli, P., Saue, T. 2020. Hea põllumajandustava. Eesti Taimekasvatuse Instituut; Maaeluministeerium, https://maaruum.ee/sites/default/files/documents/2024-12/Hea_pollumajandustava_UUS_2020.pdf

Järvsoo, E. 2023. Nakkevõrkudega harrastuslik kalapüük Eesti väikejärvedes. Bakalaureusetöö. Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituut, https://dspace.emu.ee/items/0f9e2dab-4a58-4f6a-ac76-1a5b67c2c0d5

Kalapüügiseadus, RT I, 30.06.2023, 23, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/130062023023

Kampa, E., Bussettini, M. 2018. River Hydromorphological Assessment and Monitoring Methodologies: Part 1 – Summary of European country questionnaires, https://www.ecologic.eu/14786

Keskkonnaagentuur 2018. Metsaökosüsteemi seisundi hindamine pikaajaliste riiklike seirete ja statistiliste andmestike alusel, https://kliimaministeerium.ee/MAKKSHmaterjalid

Keskkonnaagentuur 2019. Vooluveekogude hüdromorfoloogilise seisundi analüüs. Seletuskiri, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2021-12/vesi/Vooluveekogude%20h%C3%BCdromorfoloogilise%20seisundi%20anal%C3%BC%C3%BCsseletuskiri.pdf

Keskkonnaagentuur 2021. Vooluveekogumite hüdromorfoloogiline analüüs, https://keskkonnaportaal.ee/et/vooluveekogumite-hudromorfoloogiline-analuus

Keskkonnaagentuur 2024. Hüdroloogi igapäev, https://keskkonnaagentuur.ee/node/1695

Keskkonnaagentuur 2024. Tugevasti muudetud vooluveekogumite ökoloogilise potentsiaali hindamise metoodika, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2026-04/lisafail%20Lisa%203.%20TMV_OP_hindamise_metoodika_2024.pdf

Keskkonnaagentuur. Veekasutuse koondaruanded. Keskkonnaportaal, veekasutuse andmestik. https://keskkonnaportaal.ee/et/avaandmed/veekasutuse-andmestik

Keskkonnaamet 2015. Eesti vete seisund, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-05/Eesti%20vete%20seisund.pdf

Keskkonnaamet 2023. Käsiraamat kohaliku omavalitsuse keskkonnaspetsialistile, https://keskkonnaamet.ee/kasiraamat-kohaliku-omavalitsuse-keskkonnaspetsialistile

Keskkonnaamet 2023. Paisud ja paisutamine, https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/paisud-ja-paisutamine

Keskkonnaamet 2023. VMK teabepäeva koondettekanne, 27.09.2023, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2023-10/VMK%20teabep%C3%A4eva%2027.09.2023%20koondettekanne.pdf

Keskkonnaamet 2024. Juhis maaparanduse keskkonna- ja elustikumõjude leevendamiseks, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2025-01/240131_Lyhijuhend_T%C3%9C.pdf

Keskkonnaamet 2024. Seirearuannete keskmistamine veesaastetasu deklaratsioonile. Juhend. https://keskkonnaamet.ee/media/7548/download

Keskkonnaamet 2025. Põhjaveevaru kogumid ja põhjavee seisund, https://keskkonnaamet.ee/kasiraamat-kohaliku-omavalitsuse-keskkonnaspetsialistile/pohjaveevaru-kogumid-ja-pohjavee-seisund

Keskkonnaamet. 2026. Veevaldkonna keskkonnaluba, https://www.keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/keskkonnaluba

Keskkonnaluba, Aktsiaselts Kagu-Eesti Turvas, https://adr-docs.karlerss.com/ZEqcWrbaIMh6LsM3LdQMvFS4wzSpepUi/Keskkonnaluba%20nr%20VO-010.pdf

Keskkonnaministeerium 2017. Veeseadus. Eelnõu ja seletuskiri. Eelnõude infosüsteem, https://eelnoud.valitsus.ee/main/mount/docList/2e3372d5-7ff7-4210-83c2-59d5cd0c9129#hO2Tnq1T

Keskkonnaministeerium 2022. Ida-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022–2027, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Ida-Eesti%20vesikonna%20veemajanduskava%202022-2027.pdf

Keskkonnaministri määrus 05.07.2010 nr 24 Meetme „Vooluveekogude seisundi parandamine" tingimused avatud taotlemise korral. RT I, 27.06.2022, 12. https://www.riigiteataja.ee/et/akt/127062022012

Keskkonnaministri 24.07.2019 määrus nr 28 „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimekiri, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekirjaga seotud tegevused". RT I, 01.08.2019, 21. https://www.riigiteataja.ee/akt/101082019021

Keskkonnaministri 01.10.2019 määrus nr 48 „Põhjaveekogumite nimekiri ja nende eristamise kord, seisundiklassid ja nende määramise kord, seisundiklassidele vastavad keemilise seisundi määramiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate väärtused ja koguselise seisundi määramiseks kasutatavate näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende sisalduse läviväärtused põhjaveekogumite kaupa ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning taustataseme määramise põhimõtted". RT I, 02.10.2019, 5, https://www.riigiteataja.ee/akt/102102019005

Keskkonnaministri 09.10.2019 määrus nr 54 „Veekogu paisutamise, paisu likvideerimise ja veetaseme alandamise täpsustatud nõuded ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise metoodika". RT I, 10.10.2019, 3, https://www.riigiteataja.ee/akt/110102019003

Keskkonnaministri 08.11.2019 määrus nr 61 „Nõuded reovee puhastamise ning heit-, sademe-, kaevandus-, karjääri- ja jahutusvee suublasse juhtimise kohta, nõuetele vastavuse hindamise meetmed ning saasteainesisalduse piirväärtused". RT I, 26.11.2024, 4, https://www.riigiteataja.ee/akt/126112024004

Keskkonnaministri 27.03.2020 määrus nr 17 „Vesiviljeluse veekaitsenõuded, sealhulgas vesiviljelusest lähtuva vee saasteainesisalduse piirväärtused ja suublasse juhtimise ning seire nõuded". RT I, 03.04.2020, 21. https://www.riigiteataja.ee/akt/103042020021

Keskkonnaportaal 2024. Perioodi 2028–2033 veemajanduskavade ajakohastamine: metsanduse, kaevandamise metoodika, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/VMK/metsanduse%2C%20kaevandamise%20metoodika.pdf

Keskkonnaportaal 2024. Pinnaveekogumite seisundiinfo, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pinnavesi/pinnaveekogumite-seisundiinfo

Keskkonnaportaal. Eesti pinnaveekogumite seisundihindamise metoodika täpsustused, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/pinnavesi2024/Eesti%20pinnaveekogumite%20seisundihindamise%20metoodika%20t%C3%A4psustused.docx

Keskkonnaportaal. s.a. „Põhjavesi“, https://keskkonnaportaal.ee

Keskkonnaportaal. HÜMO metoodika, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/Teemad/VESI/VMK/hymo_metoodika.docx

Keskkonnaportaal. Pinnavesi, https://keskkonnaportaal.ee/et/teemad/vesi/pinnavesi

Keskkonnatasude mõjuanalüüs. 2013, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Keskkonnatasude%20m%C3%B5juanal%C3%BC%C3%BCs%20%28SEI%20Tallinn%2C%20Tartu%20%C3%9Clikool%20RAKE%2C%202013%29.pdf

Keskkonnatasude seadus, RT I, 12.05.2026, 12. https://www.riigiteataja.ee/et/akt/112052026014

Keskkonnavastutus, keskkonnakahju heastamine, https://keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/keskkonnakorraldus/keskkonnavastutus-keskkonnakahju-heastamine

Keskkonnavastutuse seadus, RT I, 21.09.2023, 2, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/121092023002

Kladivko, E. J., VanScoyoc, G. E., Monke, E. J., Oates, K. M., Pask, W. 2004. Nitrate leaching to subsurface drains as affected by drain spacing and changes in crop production system. *Journal of Environmental Quality*, 33, 5, pp. 1803–1813.

Kļaviņa, Z., Bārdule, A., Eklöf, K., Bitenieks, K., Kļaviņš, I., Lībiete, Z. 2021. Carbon, Nutrients and Methylmercury in Water from Small Catchments Affected by Various Forest Management Operations. *Forests* 12, 9, 1278, https://www.mdpi.com/1999-4907/12/9/1278

Kliimaministeerium. Reovesi ja reoveekogumisalad, https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon/reovesi-ja-reoveekogumisalad

Kliimaministeerium 2015. Juhendmaterjal hajaasustuse reoveekäitlussüsteemide kavandamiseks, valikuks, ehitamiseks ja hooldamiseks, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Juhendmaterjal%20hajaasustuse%20reoveek%C3%A4itluss%C3%BCsteemide%20kavandamiseks%2C%20valikuks%2C%20ehitamiseks%20ja%20hooldamiseks.pdf

Kliimaministeerium 2021. Eesti põhjaveekogumite hindamise ja läviväärtuste määramise metoodika, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-06/Eesti%20p%C3%B5hjaveekogumite%20hindamise%20ja%20l%C3%A4viv%C3%A4%C3%A4rtuste%20m%C3%A4%C3%A4ramise%20metoodika.pdf

Kliimaministeerium 2021. Metsanduse infrastruktuur, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-12/Metsanduse%20infrastruktuur_1.pdf

Kliimaministeerium 2021. Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Vesikonna%20pinnavett%20m%C3%B5jutava%20inimtegevuse%20koormuse%20%C3%BClevaade.pdf

Kliimaministeerium 2021. Vooluveekogude hindamise metoodika aruanne, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Vooluveekogude%20hindamise%20metoodika%20aruanne.pdf

Kliimaministeerium 2021. Olulised veemajandusprobleemid, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Olulised%20veemajandusprobleemid.pdf

Kliimaministeerium 2022. Meetmeprogramm 2022–2027. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond, https://kliimaministeerium.ee/media/2194/download

Kliimaministeerium 2022. Tugevasti muudetud veekogumite määramine. Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikondade veemajanduskavade 2022–2027 lisa 3. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Tugevasti%20muudetud%20veekogumite%20m%C3%A4%C3%A4ramine.pdf

Kliimaministeerium 2023. Harrastuskalapüük köidab jätkuvalt masse, https://kliimaministeerium.ee/uudised/harrastuskalapuuk-koidab-jatkuvalt-masse

Kliimaministeerium 2023. Riik plaanib seada selgemad reeglid majapidamiste reovee kogumisele, https://kliimaministeerium.ee/uudised/riik-plaanib-seada-selgemad-reeglid-majapidamiste-reovee-kogumisele

Kliimaministeerium 2025. Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala tegevuskava 2025–2028. https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2025-05/NTA%20tegevuskava%202025-2028.pdf

Kliimaministeerium 2025. Ühisveevärk ja -kanalisatsioon, https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon/uhisveevark-ja-kanalisatsioon

Kliimaministeerium 2025. Veevarustus ja kanalisatsioon, https://kliimaministeerium.ee/merendus-veekeskkond/veevarustus-ja-kanalisatsioon

Kliimaministeerium 2026. Jääkreostus, https://kliimaministeerium.ee/jaakreostus-0

Kliimaministeerium 2026. Signaalvähk annab hädasignaali, https://kliimaministeerium.ee/uudised/signaalvahk-annab-hadasignaali

Kompensation för miljöpåverkan vid kustexploatering, https://pub.epsilon.slu.se/29968/1/bergstrom-u-et-al-20221223.pdf

Kotta, J., Eschbaum, R., Martin, G. 2019. Kalakasvatuste kaudu merre suunatud lämmastiku- ja fosforikoormust kompenseerivate meetmete väljatöötamine. Tartu Ülikool, https://www.kalateave.ee/images/pdf/Uuringud_2014-2020/Kalakasvatuste_kaudu_merre_suunatud_l%C3%A4mmastiku-_ja_fosforikoormust_kompenseerivate_meetmete_v%C3%A4ljat%C3%B6%C3%B6tamine.pdf

Kotta, J., Martin, G., Eschbaum, R. Aps, R., Lees, L., Kalda, R. 2020. Vesiviljelus Eesti merealal. Alusandmed ja uuringud. Tartu Ülikool, Mereinstituut, https://pta.agri.ee/sites/default/files/documents/2020-12/2020_vesiviljeluse_koondanalyys.pdf

Kovalenko, O., Põrh, A. 2008. Hüdroelektrijaamade töö mõju jõgede hüdroloogilisele režiimile Eestis. Stendiettekanne kogumikus „2008: Meie planeedi seire parema tuleviku nimel“. EMHI, https://keskkonnaportaal.ee/et/2008-meie-planeedi-seire-parema-tuleviku-nimel

Käsiraamat tööstusele: veekeskkonnale ohtlikud ained. 2012. Balti Keskkonnafoorum, https://www.digar.ee/arhiiv/et/raamatud/17694

Laag- en gebiedsfactoren, https://vmm.vlaanderen.be/diensten-producten/heffing-op-winning-grondwater/laag-en-gebiedsfactoren

Lag (1984:410) om skatt på bekämpningsmedel, https://lawline.se/laws/1984:410

Land use – aquaculture, https://www2.gov.bc.ca/gov/content/industry/crown-land-water/crown-land/crown-land-uses/aquaculture

Laurén, A., Palviainen, M., Launiainen, S., Leppä, K., Stenberg, L., Urzainki, I., Nieminen, M., Laiho, R., Hökkä, H. 2021. Drainage and Stand Growth Response in Peatland Forests—Description, Testing, and Application of Mechanistic Peatland Simulator SUSI. Forests, 12, 3, 293, https://www.mdpi.com/1999-4907/12/3/293

Learn about the Quabbin Boat Seal program, https://www.mass.gov/info-details/learn-about-the-quabbin-boat-seal-program

Leflaive, X. 2024. The economics of water scarcity, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2024/05/the-economics-of-water-scarcity_06943700/81d1bc0a-en.pdf

Liblik, V., Rätsep, A., Toomik, A. 2005. Uurimisala kirjeldus ja kasutatud metoodikad. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis, TLÜ ökoloogia instituut, Publikatsioonid 9/2005.

Lindström, A., Ruud, A. 2017. Swedish hydropower and the EU Water Framework Directive. Stockholm Environment Institute, https://mediamanager.sei.org/documents/Publications/SEI-PR-2017-01-Sweden-Hydropower-WFDa.pdf

Load tax related to plant protection products, https://eng.mst.dk/chemicals/pesticides/pesticide-tax

Lohman, S.W. 1972. Ground-Water Hydraulics. U.S. Geological Survey Professional Paper 708, https://pubs.usgs.gov/pp/0708/report.pdf

Hood, M., Reihan, A., Loigu, E. 2007. Modeling Urban Stormwater Runoff Pollution in Tallinn, Estonia. In: UWM, International Symposium on New Directions in Urban Water Management, Paris, France, 12–14 September 2007.

Loodusveeb 2026. Hüdroenergia mõjud elurikkusele. Keskkonnaagentuur, https://keskkonnaportaal.ee/et/hudroenergia-mojud-elurikkusele

Loomis, J. 2002. Quantifying recreation use values from removing dams and restoring free-flowing rivers: A contingent behavior travel cost demand model for the Lower Snake River, https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2000WR000136

Loomis, J., Smith, A., Huszar, P. 2005. Estimating the economic benefits of maintaining residential lake levels at an irrigation reservoir: A contingent valuation study, https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2004WR003812

Lov om ændring af lov om afgift af bekæmpelsesmidler, https://www.ft.dk/ripdf/samling/20111/lovforslag/l171/20111_l171_som_fremsat.pdf

Lääne-Eesti vesikonna veemajanduskava 2022-2027, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/L%C3%A4%C3%A4ne-Eesti%20vesikonna%20veemajanduskava%202022-2027.pdf

Lääne-Eesti, Ida-Eesti ja Koiva vesikondade veemajanduskavade 2022-2027 meetmeprogramm, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2022-10/Meetmeprogramm%202022-2027.pdf

Maapõueseadus, RT I, 08.07.2025, 59, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/108072025059

Maharjan, B., Pachel, K., Loigu, E. 2016. Trends in urban storm water quality in Tallinn and influences from stormflow and baseflow. *Journal of Water Security* 2, jws2016001. https://www.vdu.lt/cris/entities/publication/696022dc-c693-4870-8906-2617b45d67c4

Marandi, A., Osjamets, M., Polikarpus, M., Pärn, J., Raidla, V., Tarros, S., Vallner, L. 2019. Põhjaveekogumite piiride kirjeldamine, koormusallikate hindamine ja hüdrogeoloogiliste kontseptuaalsete mudelite koostamine. Eesti Geoloogiateenistus, https://fond.egt.ee/fond/egf/9110

Marandi, A., Karro, E., Osjamets, M., Polikarpus, M., Hunt, M. 2020. Eesti põhjaveekogumite seisund perioodil 2014–2019. Eesti Geoloogiateenistus, https://fond.egt.ee/fond/egf/9416

Marandi, A., Männik, M., Hints, L., Polikarpus, M. 2025. Põhjaveekogumite koormusallikate mõju analüüs. Eelnõu. Eesti Geoloogiateenistus, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2025-

07/P%C3%95hjaveekogumite%20koormusallikate%20m%C3%B5ju%20anal%C3%BC%C3%BCs%20EELN%C3%95U.pdf

McKean, J. R., Johnson, D., Taylor, R.G. 2012. Three approaches to time valuation in recreation demand: A study of the Snake River recreation area in eastern Washington. *Journal of Environmental Management* 112, pp. 321-329.

Measuring Natural Resources in the National Accounts. A Compilation Guide, https://www.oecd.org/en/publications/measuring-natural-resources-in-the-national-accounts_420c7c2a-en/full-report/valuation-of-natural-resources_ba221f36.html

Mechanisms for Providing Compensatory Mitigation under CWA Section 404, https://www.epa.gov/cwa-404/mechanisms-providing-compensatory-mitigation-under-cwa-section-404

Miettinen, J. 2020. Essays on optimal forest management and water protection. Dissertationes Forestales 296. University of Helsinki, https://helda.helsinki.fi/server/api/core/bitstreams/07400cb4-4cec-4b06-80e0-972f885fe81a/content

Mine closure, reclamation and monitooring, https://www.rcaanc-cirnac.gc.ca/eng/1646321588912/1646321643743

Mine Closure. A Toolbox for Governments, https://documents1.worldbank.org/curated/en/278831617774355047/pdf/Mine-Closure-A-Toolbox-for-Governments.pdf

Mining Rehabilitation Fund Regulations 2013, https://www.legislation.wa.gov.au/legislation/prod/filestore.nsf/FileURL/mrdoc_48785.pdf/$FILE/Mining%20Rehabilitation%20Fund%20Regulations%202013%20-%20%5B00-g0-00%5D.pdf

Monetary Valuation of Ecosystem Services and Assets for Ecosystem Accounting, https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/techreportvaluationv15_final_21072022.pdf

Monetary Valuation of Ecosystem Services: A Review of Methods, https://www.cso.ie/en/methods/methodologicalresearch/rp-mvmnsi/monetaryvaluationofecosystemservicesareviewofmethods/backgroundnotes/

Mottershead, D., Watkins, E., Gore, T., Andersen, M. S., Pedersen, A. B., Whiteoak, K., de Bruyn, S., Vergeer, R., Chowdhury, T., Van Hummelen, S., Chewpreecha, U. 2021. Green taxation and other economic instruments: Internalising environmental costs to make the polluter pay. Brussels: Publications Office of the European Union. https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/0f246239-3f56-11ec-89db-01aa75ed71a1

Mussel Fee Paid sticker requirements for California registered vessels, https://www.parks.ca.gov/pages/28702/files/mussel-paid-sticker-requirements.pdf

Mägi, M., Simmulmann, K., Pavlov, D., Mõtte, M. 2023. Mahevesiviljeluse võimaluste ja vajaduste väljaselgitamine. Tartu Ülikool, RAKE, https://skytte.ut.ee/sites/default/files/2024-02/Mahevesiviljelus_aruanne_l%C3%B5plik.pdf

Natural England's nutrient mitigation scheme for developers, https://www.gov.uk/government/publications/natural-englands-nutrient-mitigation-scheme-for-developers

Natural Resource Damages, Mitigation Banking, and the Watershed Approach, https://www.eli.org/sites/default/files/eli-pubs/final-nrda-banking-report-eli.pdf

Niederschlag abrechnen, https://www.hamburgwasser.de/service/preise-und-informationen/tarife-und-gebuehren/niederschlagswassergebuehr

Nielsen, R. 2012. Introducing individual transferable quotas on nitrogen in Danish fresh water aquaculture: Production and profitability gains. *Ecological Economics* 75, pp. 83-90.

Nielsen, R., Andersen, J., Bogetoft, P. 2014. Dynamic Reallocation of Marketable Nitrogen Emission Permits in Danish Freshwater Aquaculture. *Marine Resource Economics* 29, pp. 219 – 239.

Nieminen, M., Räsänen, A., Miettinen, J., Sarkkola, S., Stenberg, L., Pukkala, T. 2025. Simulation of the Effects of Forest Management and Water Protection Practices on Nutrient Exports in a Forested Boreal Catchment. *Environmental Management* 75, 3538–3552.

Niine, R., Loigu, E., Pachel, K. 2012. Wastewater impact on the quality of waterbodies in Estonia. *In:* Advances in Environment, Computational Chemistry & Bioscience: 10th WSEAS International Conference on Environment, Ecosystems and Development (EED '12), Montreux, Switzerland, December 29–31, 2012, pp. 175–180. WSEAS Press, https://www.wseas.org/multimedia/books/2012/Montreux/BIOCHEMENV.pdf

NIK about Polish Waters, https://www.nik.gov.pl/en/news/nik-about-polish-waters.html

Normak, K., Vreimann, T., Kupits, K., Metsur, M. 2019. Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. OÜ Maves, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Vesikonna%20pinnavett%20m%C3%B5jutava%20inimtegevuse%20koormuse%20%C3%BClevaade.pdf

Novotny, V. 2003. Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management, https://search.worldcat.org/title/50228639

Nutrient Credit Trading, https://www.pa.gov/agencies/dep/programs-and-services/water/clean-water/nutrient-credit-trading

Nutriëntenemissierechten (NER-D), https://www.vlm.be/nl/themas/Waterkwaliteit/Mestbank/mest/NER/Paginas/default.aspx

Nõges, T., Vilbaste, S., McCarthy, M. J., Tamm, M., Nõges, P. 2022. Long-term data reflect nitrogen pollution in Estonian rivers. Hydrology Research 53, 12, pp. 1468–1479.

Nõukogu direktiiv 91/676/EMÜ, 12. detsember 1991, veekogude kaitsmise kohta põllumajandusest lähtuva nitraadireostuse eest. Euroopa Liidu Teataja L 375, 31.12.1991, lk 1–8. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/ALL/?uri=celex:31991L0676

OECD 2003. Environmental Risks and Insurance, No. 6, A comparative Analysis of the Role of Insurance in the Management of Environment-Related Risks, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2003/10/environmental-risks-and-insurance_g1gh3adb/9789264105522-en.pdf

OECD 2012. Water Quality and Agriculture: Meeting the Policy Challenge, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2012/03/water-quality-and-agriculture_g1g196a1/9789264168060-en.pdf

OECD. 2015. Innovation, Agricultural Productivity and Sustainability in the Netherlands. OECD Food and Agricultural Reviews. Paris: OECD Publishing. https://www.oecd.org/en/publications/innovation-agricultural-productivity-and-sustainability-in-the-netherlands_9789264238473-en.html

OECD 2015. Water Resources Allocation: Sharing Risks and Opportunities, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/en/publications/water-resources-allocation_9789264229631-en.html

OECD 2017. Diffuse Pollution, Degraded Waters: Emerging Policy Solutions, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2017/03/diffuse-pollution-degraded-waters_g1g75088/9789264269064-en.pdf

OECD 2017. Groundwater Allocation: Managing Growing Pressures on Quantity and Quality. OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/en/publications/groundwater-allocation_9789264281554-en.html

OECD 2019. Best Available Techniques (BAT) for Preventing and Controlling Industrial Pollution, Activity 3: Measuring the Effectiveness of BAT Policies, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2019/06/best-available-techniques-bat-for-preventing-and-controlling-industrial-pollution-activity-3-measuring-the-effectiveness-of-bat-policies_edd66e19/e8a85f61-en.pdf

OECD 2019. OECD Environmental Performance Reviews: Denmark 2019, OECD Environmental Performance Reviews, OECD Publishing, Paris. https://www.oecd.org/en/publications/oecd-environmental-performance-reviews-denmark-2019_1eeec492-en.html

OECD 2020. Taxation in Agriculture, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2020/02/taxation-in-agriculture_cc3f80fa/073bdf99-en.pdf

OECD 2021. Measuring Progress in Agricultural Water Management, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2021/06/measuring-progress-in-agricultural-water-management_b6543a2a/52b4db7e-en.pdf

OECD 2022. Towards Sustainable Water Services in Estonia, https://www.oecd.org

OECD 2023. Implementing Water Economics in the EU Water Framework Directive, OECD Studies on Water, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/en/publications/implementing-water-economics-in-the-eu-water-framework-directive_d6abda81-en.html

OECD 2025. OECD Environmental Performance Reviews: Sweden 2025, OECD Publishing, Paris, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2025/03/oecd-environmental-performance-reviews-sweden-2025_409c4061/91dcc109-en.pdf

Off-Site Retention for Regulated Projects, https://doee.dc.gov/sites/default/files/dc/sites/doee/page_content/attachments/Proposed%20updates%20to%20SWMG%20Chapters%206%20and%207_08_01_2025.pdf

Ojaveer, H., Galil, B. S., Carlton, J. T., Alleway, H., Goulletquer, P., Lehtiniemi, M., Marchini, A., Miller, W., Occhipinti-Ambrogi, A., Peharda, M., Ruiz, G. M., Williams, S. L., Zaiko, A. 2018. Historical baselines in marine bioinvasions: implications for policy and management. *PLoS ONE* 13, 8: e0202383.

Ojaveer, H., Galil, B. S., Campbell, M. L., Carlton, J. T., Canning-Clode, J., Cook, E. J., Davidson, A. D., Hewitt, C. L., Jelmert, A., Marchini, A., McKenzie, C. H., Minchin, D., Occhipinti-Ambrogi, A., Olenin, S., Ruiz, G. 2015. Classification of Non-Indigenous Species Based on Their Impacts: Considerations for Application in Marine Management. *PLoS Biology* 13, 4, e1002130.

Oluliste veemajandusprobleemide ülevaade. Veemajanduskavade alusuuringute 2028-2033 kokkuvõte, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2026-03/Oluliste%20veemmajandusprobleemide%20%C3%BClevaade%202025_0.pdf

On closure of mining sites and facilities, https://www.carey.cl/en/amendment-to-law-no-20551-on-closure-of-mining-sites-and-facilities-inclusion-of-insurance-policies-as-a-1-instruments

On the Forefront of Nutrient Credit Trading Using Oysters: Lessons Learned, https://coast.noaa.gov/digitalcoast/training/oyster-aquaculture.html

On-site Sewage Management Systems, https://www.byron.nsw.gov.au/Development-Business/Building-Construction/Plumbing-Sewage/On-site-Sewage-Management-Systems

Operacz, A., Wałęga, A., Cupak, A., Tomaszewska, B. 2018. The comparison of environmental flow assessment - The barrier for investment in Poland or river protection? *Journal of Cleaner Production* 193, pp. 575-592.

OÜ Inseneribüroo STEIGER 2021. Vee erikasutuse keskkonnakaitsenõuete seadmine Ordoviitsiumi Ida-Viru põlevkivibasseini piirkonna kaevandustele ja karjääridele, https://keskkonnaamet.ee/sites/default/files/documents/2021-08/Vee%20erikasutuse%20keskkonnakaitsen%C3%B5uete%20seadmine%20Ordoviitsiumi%20IdaViru

%20p%C3%B5levkivibasseini%20p%C3%B5hjaveekogumi%20piirkonna%20kaevandustele%20ja%20karj%C3%A4%C3%A4ridele.pdf

OÜ Inseneribüroo STEIGER. 2023. Soosaare III turbatootmisala töötamisega kaasneva keskkonnamõju hindamise programm. Töö nr 23/4607. Arendaja: AS Kraver. Tallinn: OÜ Inseneribüroo STEIGER. https://adr-docs.karlerss.com/e0jB9lhVuqwKwwW3I5jK2kXzrPnZdxrE/Soosaare%20III%20turbatootmisala%20KMH%20programm.pdf

Paisutamise võimalused ja kohustused, https://kalateed.com/paisuomanike-kohustused

Palmieri, A., Shah, F., Dinar, A. 2001. Economics of reservoir sedimentation and sustainable management of dams. *Journal of Environmental Management* 61, pp. 149-163.

Państwowe Gospodarstwo Wodne Wody Polskie, https://www.gov.pl/web/wody-polskie/oplaty-za-uslugi-wodne

Payments for ecosystem services and food security. 2011 Food and Agriculture Organization of the United Nations, https://www.fao.org/4/i2100e/i2100e.pdf

PEFC Estonia. 2022. Sustainable Forest Management Standard, https://pefc.ee

Peterson, K. 2007. Keskkonnamõju hindamine. Juhised menetluse läbiviimiseks tegevusloa tasandil. Keskkonnaministeerium, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Peterson%2C%20K.%20Keskkonnam%C3%B5ju%20hindamine.%20Juhised%20menetluse%20l%C3%A4biviimiseks%20tegevusloa%20tasandil.%20Keskkonnaministeerium%2C%202007.pdf

Phelan, N., Rumley, J., Salas Herrero, F. 2021. Hydromorphological assessment and monitoring methods of inland surface waters: Core indicator development under the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive. European Commission, Joint Research Centre, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf

Phelan, N., Rumley, J., Salas Herrero, F. 2021. Hydromorphological assessment and monitoring methodologies in coastal and transitional waters. European Commission, Joint Research Centre, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC127038/JRC127038_01.pdf

Pihor, K., Kralik, S., Aolaid-Aas, A., Jürgenson, A., Paat-Ahi, G., Rell, M., Batueva, V. 2013. „Põlevkivi kaevandamise ja töötlemise sotsiaalmajanduslike mõjude hindamine", Tallinn: Poliitikauuringute

Keskus Praxis, https://www.praxis.ee/uploads/2014/03/2013-Polevkivi-kaevandamise-ja-tootlemise-sotsiaalmajanduslikud-mojud.pdf

Platt, J. P. 2003. Economic analysis of dam decommissioning, https://www.usbr.gov/tsc/techreferences/economics/DamRemovalPaper2.pdf

Poff, N. L., Allan, J. D., Bain, M. B., Karr, J. R., Prestegaard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., Stromberg, J. C. 1997. The Natural Flow Regime. *BioScience* 47, 11, pp. 769–784.

Point To Non-point Phosphorus Trading In The South Nation River Watershed, https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-ecology-and-the-environment/108/18936

Policy for applying measures to offset harmful impacts to fish and fish habitat, https://www.dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/reviews-revues/policies-politiques-eng.html

Prawo wodne, https://sip.lex.pl/akty-prawne/dzu-dziennik-ustaw/prawo-wodne-18625895

Pretreatment Roles and Responsibilities-Industrial Users, https://www.epa.gov/npdes/pretreatment-roles-and-responsibilities-industrial-users

Pricing Water Resources and Water and Sanitation Services, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2010/03/pricing-water-resources-and-water-and-sanitation-services_g1ghc680/9789264083608-en.pdf

Protection of groundwater, https://ym.fi/en/protection-of-groundwater

Przydomowe oczyszczalnie ścieków – dofinansowanie, https://samorzad.gov.pl/web/gmina-grajewo/przydomowe-oczyszczalnie-sciekow

Public Water Services Act SFS 2006:412, https://www.kth.se/polopoly_fs/1.476969.1550154196%21/Public_Water_Services_Act.pdf

Punkkinen, H., Räsänen, L., Mroueh, U.-M., Korkealaakso, J., Luoma, S., Kaipainen, T., Backnäs, S., Turunen, K., Hentinen, K., Pasanen, A., Kauppi, S., Vehviläinen, B., Krogerus, K. 2016. Guidelines for mine water management. VTT Technology 266. VTT Technical Research Centre of Finland Ltd, https://kh.aquaenergyexpo.com/wp-content/uploads/2022/11/Guidelines-for-Mine-Water-Management.pdf

Purchasing and Using Stormwater Retention Credits, https://doee.dc.gov/service/purchasing-and-using-stormwater-retention-credits

Põlevkivi kasutamise riiklik arengukava 2016-2030 (2015). Tallinn: Keskkonnaministeerium. https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/3180/3201/6002/RKo_16032016_Lisa.pdf

Põllumajanduse ja kalanduse valdkonna arengukava aastani 2030 (2021). Tallinn: Maaeluministeerium, https://www.agri.ee/pollumajanduse-ja-kalanduse-valdkonna-arengukava-aastani-2030

Rahoitus, https://mmm.fi/vesi/rahoitus

Rammul, Ü., Niitlaan, E., Reinsalu, E. ja Keerberg, L. (koostajad) 2017. Ehitusmaavarade uuringu- ja kaevandamisalade korrastamise käsiraamat. OÜ Inseneribüroo STEIGER, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-10/Korrastamise%20k%C3%A4siraamat.pdf

Rannap, R., Vaikre, M., Soomets-Alver, E., Vellak, K., Remm, L., Lõhmus, P. 2024. Maaparandussüsteemide negatiivsete mõjude leevendus- ja kompensatsioonimeetmete rakendamise juhis. Tartu Ülikool; Keskkonnaamet, https://keskkonnaportaal.ee/sites/default/files/2025-01/240131_Maaparanduss%C3%BCsteemide%20leevendusmeetmed_IX_L6PP.pdf

Real estate diagnosis: status of the collective and non-collective sanitation facility, https://www.service-public.gouv.fr/particuliers/vosdroits/F31685?lang=en

Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., Simpson, J. T. 1980. Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty. U.S. Environmental Protection Agency, https://www.academia.edu/2606491/Modeling_phosphorus_loading_and_lake_response_under_uncertainty_A_manual_and_compilation_of_export_coefficients

Reclamation Bonds, https://www.osmre.gov/resources/reclamation-bonds

Regionaal- ja Põllumajandusministeerium 2024. Taimekaitsevahendite säästva kasutamise tegevuskava 2024–2029, https://www.agri.ee/sites/default/files/documents/2024-06/tegevuskava-taimekaitsevahendid-2024-2029.pdf

Regionaal- ja Põllumajandusministeerium 2025. Taimekaitsevahendite kasutus ja mõjud Eestis 2024, https://www.agri.ee/sites/default/files/documents/2025-04/%C3%BClevaade-2025-taimekaitsevahendid-eestis-2024.pdf

Regionaal- ja Põllumajandusministeerium 2025. Tulemusvaldkonna „Põllumajandus ja kalandus“ 2024. aasta aruanne, https://www.agri.ee/sites/default/files/documents/2025-06/valdkond-p%C3%B5llumajandus-kalandus-tulemusaruanne-2024.pdf

Regional Water Authority tax, https://business.gov.nl/regulations/water-authority-tax

Registration of groundwater extraction or infiltration, https://business.gov.nl/regulations/registering-extraction-infiltration-groundwater

Regulation respecting the charges payable for the use of water, https://www.legisquebec.gouv.qc.ca/fr/document/rc/q-2,%20r.%2042.1?langCont=en

Reilly, T. E., Harbaugh, A. W. 2004. Guidelines for Evaluating Ground-Water Flow Models. U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/sir/2004/5038/PDF/SIR20045038_ver1.01.pdf

Resource Rent Tax on Aquaculture, https://www.fiskeridir.no/english/aquaculture/resource-rent-tax-on-aquaculture

REstoring rivers FOR effective catchment Management, https://www.reformrivers.eu/system/files/1.4%20Inventory%20of%20restoration%20costs%20and%20benefits.pdf

Rinaldi, M., Surian, N., Comiti, F., Bussettini, M. 2016. Guidebook for the evaluation of stream morphological conditions by the Morphological Quality Index (MQI). ISPRA, https://www.isprambiente.gov.it/pre_meteo/idro/idromorfologia/MQI_final_Aug16_revOct16.pdf

Rist, D., Tenno, T., Kivirüüt, A., Lemmiksoo, V. 2020. Tööstusreovee käitlemise juhend. Tartu: OÜ Aqua Consult Baltic.

Ruokamo, E., Juutinen, A., Ashraf, F. B., Torabi Haghighi, A., Hellsten, S., Huuki, H., Karhinen, S., Kopsakangas-Savolainen, M., Marttila, H., Pongracz, E., Romakkaniemi, A., Vermaat, J. E. 2024. Estimating the economic value of hydropeaking externalities in regulated rivers. *Applied Energy* 353: 122055.

Räsänen, A., Albrecht, E., Annala, M., Aro, L., Laine, A. M., Maanavilja, L., Mustajoki, J., Ronkanen, A.-K., Silvan, N., Tarvainen, O., Tolvanen, A. 2023. After-use of peat extraction sites – A systematic review of biodiversity, climate, hydrological and social impacts. *Science of the Total Environment* 882: 163583

Råstofindvinding på land, https://mst.dk/erhverv/groen-produktion-og-affald/raastofindvinding/raastofindvinding-paa-land

Salu, M., Metsur, M., Kais, P. ja Kupits, K. 2004. Ohtlike jääkreostuskollete kontroll ja uuringud. Aruanne. Töö nr 3116. Tallinn: AS Maves.

Salu, M., Kupits, K., Vreimann, T. 2015. Jääkreostusobjektide inventariseerimine 2014-2015. Hinnangute koostamine ja andmete analüüs. Tallinn: Eesti Keskkonnauuringute Keskus.

Sanchez Trancon, D., Leflaive, X. 2024 The implementation of the Polluter Pays principle in the context of the Water Framework Directive. OECD Environment Working Papers No. 238.

Savitski, L., Savva, V. 2008. Nabala lubjakivimaardla rajatavate karjääride mõju põhjavee seisundile. Geoloogiafond.

Sawyer, C. N. 1966. Basic Concepts of Eutrophication. *Journal (Water Pollution Control Federation)*. 38, 5, pp. 737–744. JSTOR 25035549.

Schenau, S., Mosterd, R. 2023. Publishing and interpreting data from the monetary SEEA Ecosystem accounts, https://www.cbs.nl/en-gb/background/2024/10/publishing-and-interpreting-data-from-the-monetary-seea-ecosystem-accounts

Schröder, J.J., Neeteson J.J. 2008. Nutrient management regulations in The Netherlands. *Geoderma* 144, pp. 418-425.

Section 404 of the Clean Water Act: Permitting Discharges of Dredge or Fill Material, https://www.epa.gov/cwa-404?utm

Sediment and Nutrient Trades with Forestry and Drinking Water Treatment Facility, https://www.epa.gov/sites/default/files/2016-04/documents/wqtradingtoolkit_app_g_sediment_nutrient.pdf

Seward, P., Xu, Y., Brendonck, L. 2006. Conceptual understanding of sustainable groundwater use. *Hydrogeology Journal*, 14, pp. 288–300.

Sikk, A., Rebane, R. 2017. Põlevkivitööstusest tulevate veekeskkonnale ohtlike ainete mõju uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.

Singh, P. K., Kumar, U., Kumar, I., Dwivedi, A., Singh, P., Mishra, S., Seth, C. S., Sharma, R. K. 2024. Critical review on toxic contaminants in surface water ecosystem: sources, monitoring, and its impact on human health. *Environmental Science and Pollution Research* 31, pp. 56428–56462.

Sophocleous, M. 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, pp. 52–67.

Spildevandsudledere omfattet af reglerne Indhold, https://info.skat.dk/data.aspx?oid=1946688

Stormwater Infrastructure Funding and Financing. EPA Report to Congress 2022, https://www.epa.gov/system/files/documents/2023-01/stormwater-infrastructure-funding-and-financing-report-to-congress.pdf

Stormwater Quality Offset Schemes. Guidance for councils developing urban stormwater offsets in Victoria, https://www.water.vic.gov.au/__data/assets/pdf_file/0016/750211/Stormwater-offsets-guidance-2025-v1.1.pdf

Streicher, M. D., Reiss, H., Reiss, K. 2021. Impact of aquaculture and agriculture nutrient sources on macroalgae in a bioassay study. *Marine Pollution Bulletin* 173, Part B: 113025

Subsidy Programs for Johkasou Installation, https://www.env.go.jp/recycle/jokaso/en/pamph/pdf/wts_14.pdf

Sustainable Rivers Project 2011. Monitoring framework for environmental flows, https://www.hec.usace.army.mil/sustainablerivers/publications/docs/Sustainable%20Rivers%20-%20Monitoring%20framework%20for%20environmental%20flows.pdf

Zasady ogólne, https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20170001566/U/D20171566Lj.pdf

TalTech 2010. Water Resources, Sustainable Use and Integrated Water Management in Estonia, https://digikogu.taltech.ee

Tamm, I. 2021. Põlevkivi kaevandatud ala isevoolsete väljalaskmete veekeemia ja veekoguste uuring ning mõju hinnang pinnaveekogumite seisundile. Tallinn: Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ.

Taxes 2025 For the 2025 Budget Year, https://www.regjeringen.no/en/documents/prop.-1-ls-20242025/id3057469

Taylor, C. J., Alley, W. M. 2001. Ground-Water-Level Monitoring and the Importance of Long-Term Water-Level Data. U.S. Geological Survey, https://pubs.usgs.gov/circ/circ1217/pdf/circular1217.pdf

The Environmental Code, https://www.government.se/contentassets/be5e4d4ebdb4499f8d6365720ae68724/the-swedish-environmental-code-ds-200061

The issue of internalizing electricity production externalities: the case of the Estonian oil shale Industry, https://www.mjtoimetised.ut.ee/febpdf/febook17-09.pdf

The lake Taupo nitrogen market in New Zealand: Lessons in environmental policy reform 2015, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/2015/09/the-lake-taupo-nitrogen-market-in-new-zealand_g17a26fd/5jrtg1l3p9mr-en.pdf

The Polluter Pays Principle, https://www.oecd.org/content/dam/oecd/en/publications/reports/1975/01/the-polluter-pays-principle_g1gh8f8f/9789264044845-en.pdf

Tingimuslikkus, https://www.agri.ee/tingimuslikkus

Tingimuslikkus ja sotsiaalne tingimuslikkus 2025, https://www.pria.ee/sites/default/files/2025-05/tingimuslikkus-ja-sotsiaalne-tingimuslikkus-2025-trukis_0.pdf

Toomingas, K., Torp, T., Uudeberg, K., Kaljumäe, K., Jenas, K.-L. ja Toom, A. 2025. Pinnaveele avalduvate inimtekkeliste koormuste analüüs. Veemajanduskavade alusuuring 2028–2033. Keskkonnaagentuur.

Trading and Offsets in the Chesapeake Bay Watershed, https://www.epa.gov/chesapeake-bay-tmdl/trading-and-offsets-chesapeake-bay-watershed

Travade, F., Larinier, M. 2002. „Monitoring Techniques for Fishways.“ Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364, supplément: 166–180. https://doi.org/10.1051/kmae/2002101

Tööstusheite seadus. RT I, 08.07.2025, 69. https://www.riigiteataja.ee/et/akt/108072025069

Uisce Éireann Water Charges Plan 2024, https://www.water.ie/sites/default/files/2024-09/Uisce-E%CC%81ireann-Water-Charges-Plan-2024_final-draft_Clean-Version-20-Sept.pdf

Umweltbundesamt 2004. Groundwater management in mining areas, https://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/cp035.pdf

Updated estimation of the costs of quaternary wastewater treatment in the EU, https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/handle/JRC144745

Urban Wastewater Treatment Directive 1991. Council Directive 91/271/EEC concerning urban wastewater treatment, https://eur-lex.europa.eu

Urban wastewater. Ensuring wastewater discharge is dealt with properly to protect the environment and human health, https://environment.ec.europa.eu/topics/water/urban-wastewater_en

U.S. Bureau of Reclamation 2017. Dam Removal Analysis Guidelines for Sediment, https://www.usbr.gov/tsc/techreferences/mands/mands-pdfs/DamRemovalAnalysisGuidelinesForSediment12-2017_508.pdf

U.S. Environmental Protection Agency 1999. Combined Sewer Overflows: Guidance for Monitoring and Modeling, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-10/documents/sewer_0.pdf

U.S. Environmental Protection Agency 2002. Voluntary National Guidelines for Management of Onsite and Clustered (Decentralized) Wastewater Treatment Systems, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/septic_guidelines.pdf

U.S. Environmental Protection Agency 2004. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-06/documents/2004_07_07_septics_septic_2002_osdm_all.pdf

U.S. Environmental Protection Agency 2021. Industrial Stormwater Monitoring and Sampling Guide, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-11/documents/msgp_monitoring_guide.pdf

US EPA, 1977. Guidance for Evaluating the Adverse Impact of Cooling Water Intake Structures on the Aquatic Environment, https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=9400A17Y.TXT

US EPA 1994. Technical Document: Acid Mine Drainage Prediction. United States Environmental Protection Agency, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-09/documents/amd.pdf

U.S. Geological Survey 1995. Water Resources and Potential Effects of Ground-Water Development in Maggie, Marys, and Susie Creek Basins, Elko County, Nevada, https://pubs.usgs.gov/wri/1994/4222/report.pdf

U.S. Geological Survey 2013. A National Framework for Ground-Water Monitoring, https://www.usgs.gov/apps/ngwmn/remote-content/content/doc/ngwmn_framework_report_july2013.pdf

U.S. Geological Survey 2015. Dam Removal, Connectivity, and Aquatic Resources in the St. Regis River Basin, https://pubs.usgs.gov/sir/2015/5116/sir20155116.pdf

U.S. Geological Survey 2018. Conceptual Framework and Approach for Conducting a Review and Synthesis of Environmental Effects from Hardrock Mining, https://pubs.usgs.gov/sir/2018/5104/sir20185104.pdf

U.S. Geological Survey 2023. Nitrogen and Water. U.S. Geological Survey, https://www.usgs.gov/water-science-school/science/nitrogen-and-water

USGS and U.S. Bureau of Land Management. Mine dewatering effects on ground water, https://pubs.usgs.gov/pp/1464/report.pdf

Using the nutrient neutrality calculators, https://www.gov.uk/guidance/using-the-nutrient-neutrality-calculators

Vabariigi Valitsuse määrus 17.11.2014 nr 169 „Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist, RT I, 27.08.2025, 7, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/127082025007

Vabariigi Valitsuse määrus 15.08.2025 nr 67 „Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist." Lisa, https://www.riigiteataja.ee/aktilisa/1270/8202/5007/VV_169m_lisa.pdf

Valatin, G. 2021. Payments for Ecosystem Services (Forests for water), https://www.forestresearch.gov.uk/research/payments-for-ecosystem-services-forest-for water/

Valgma, I., Kolats, M., Leiaru, M., Adamson, A. 2012. Kivimite valikpurustamine. Kaevandamine ja keskkond. Tallinn: TTÜ Mäeinstituut.

Vallner, L., Sepp, K. 1993. Effects of pollution from oil shale mining in Estonia. *Land Degradation & Development* 4, 4, pp. 381-385.

Vattenkraftens Miljöfond, https://vattenkraftensmiljofond.se/in-english/

Veeseadus, RT I, 15.04.2025, 7. https://www.riigiteataja.ee/et/akt/115042025007

Veevaldkonna keskkonnaluba, https://keskkonnaamet.ee/keskkonnakasutus-kiirgus/vesi/keskkonnaluba

Vesikonna pinnavett mõjutava inimtegevuse koormuse ülevaade. Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond, Koiva vesikond. Maves, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-09/Vesikonna%20pinnavett%20m%C3%B5jutava%20inimtegevuse%20koormuse%20%C3%BClevaade.pdf

Veterinaarseadus, RT I, 30.06.2023, 103, https://www.riigiteataja.ee/et/akt/130062023103

VillageWaters Project 2019. Guidelines for the best technical solutions and practices for wastewater treatment in scattered dwelling areas, https://interreg-baltic.eu

Vooluveekogude ökosüsteemiteenuste hindamise metoodika projekti CleanEST raames (C.2), https://lifecleanest.ee/sites/cleanest/files/2022-03/Vooluveekogude%20%C3%B6kos%C3%BCsteemiteenuste%20hindamise%20metoodika%20%28C.2%29.pdf

Wang, H., Ju, X., Wei, Y., Li, B., Zhao, L., Hu, K. 2015. Nitrate accumulation and leaching in surface and ground water based on simulated rainfall experiments. *PLoS ONE*, 10(8), e0136274

Waste water discharge authorisation process, https://www.epa.ie/our-services/licensing/waste-water/wastewater-discharge-authorisation

Wastewater fee in Poland, https://ieep.eu/wp-content/uploads/2022/12/PL-Wastewater-Fee-final.pdf

Water Act, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688078/mainPdf/main.pdf?timestamp=2011-05-26T21%3A00%3A00.000Z

Water application fees and rental rates, https://www2.gov.bc.ca/gov/content/environment/air-land-water/water/water-licensing-rights/water-licences-approvals/water-application-fees-rental-rates

Water Environment (Abstractions and Associated Impoundments) (Licensing Fees) Regulations 2024, https://www.irishstatutebook.ie/eli/2024/si/418/made/en/print

Water Framework Directive 2000. Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, https://eur-lex.europa.eu

Water governance and legislation: shared responsibility, https://www.canada.ca/en/environment-climate-change/services/water-overview/governance-legislation/shared-responsibility.html

Water management in aggregates quarries and sand and gravel sites, https://www.aggregates-europe.eu/wp-content/uploads/2023/03/UEPG_ENVI_doc_227_-_UEPG-UNPG_Water_Management_Brochure.pdf

Water Quality Trading, https://www.epa.gov/npdes/water-quality-trading

Water Services Act 119/2001, https://www.finlex.fi/api/media/statute-foreign-language-translation/688592/mainPdf/main.pdf?timestamp=2001-02-08T22:00:00.000Z

Water UK 2018. Storm Overflow Assessment Framework, https://www.water.org.uk/sites/default/files/wp/2018/12/SOAF.pdf

Water, Mining and Communities: Creating Shared Value through Sustainable Water Management, https://documents1.worldbank.org/curated/en/099114110182328977/pdf/IDU03cd94b0000ec2049bf088530a5314a187d91.pdf

Wetlands compensatory mitigation, https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/compensatory_mitigation_factsheet.pdf

Whitelaw, E., Macmullan, E. 2002. A Framework for Estimating the Costs and Benefits of Dam Removal: Sound cost–benefit analyses of removing dams account for subsidies and externalities, for both the short and long run, and place the estimated costs and benefits in the appropriate economic context. *Bioscience* 52, pp. 724–730.

Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M. 1998. Ground Water and Surface Water: A Single Resource. U.S. Geological Survey Circular 1139.

Wolkersdorfer, C., Nordstrom, D. K., Beckie, R. D., Cicerone, D. S., Elliot, T., Edraki, M., Valente, T., França, S. C. A., Kumar, P., Oyarzún Lucero, R. A. ja Soler i Gil, A. 2020. Guidance for the Integrated Use of Hydrological, Geochemical, and Isotopic Tools in Mining Operations. *Mine Water and the Environment* 39, pp. 204–228.

World Health Organization 2015. Sanitation safety planning: manual for safe use and disposal of wastewater, greywater and excreta, https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/171753/9789241549240_eng.pdf

World Health Organization 2016. Protecting Groundwater for Health: Managing the Quality of Drinking-water Sources, https://www.who.int/docs/default-source/food-safety/arsenic/9241546689-eng.pdf

World Health Organization 2017. Guidelines for drinking-water quality, https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950?utm_source

World Health Organization 2023. Sanitary inspections for sanitation systems, https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/sanitation/sanitation-inspection-forms/sanitation-safety-inspections-v7-2023.pdf?sfvrsn=7d61e0e6_3

World Health Organization 2023. Sanitation inspections: user guide, https://cdn.who.int/media/docs/default-source/wash-documents/sanitation/sanitation-inspections-user-guide.pdf?download=true&sfvrsn=13056df9_3

World Health Organization 2023. World Health Organization. 2018. Protecting surface water for health: identifying, assessing and managing drinking-water quality risks in surface-water catchments, https://www.who.int/docs/default-source/food-safety/arsenic/9789241510554-eng.pdf

W sprawie jednostkowych stawek opłat za usługi wodne, https://isap.sejm.gov.pl/isap.nsf/download.xsp/WDU20230002471/O/D20232471.pdf

Õlitehase maa-ala detailplaneeringu keskkonnamõju strateegilise hindamise täiendatud aruanne. 2019. Enefit Energiatootmine AS, https://kliimaministeerium.ee/sites/default/files/documents/2021-07/Kehtivat%20C3%BCldplaneeringut%20muutva%20Auvere%20k%C3%BClas%20asuva%20C3%B5litehase%20maa-ala%20detailplaneeringu%20keskkonnam%C3%B5ju%20KSH%20aruanne.pdf?utm_source

Ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni seadus, RT I, 08.10.2024, 26. https://www.riigiteataja.ee/et/akt/108102024026

Younger, P.L. 2001. Mine water pollution and remediation. *Environmental Geology*, 40, pp. 1254–1267.