

1. Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise eest vastutav ametnik:
Keskkonnaministeeriumi keskkonnakorralduse osakonna
nõunik Aire Rihe
(tel. 626 2983, e-post: aire.rihe@envir.ee)

2. Projektijuht:
Katrín Väljataga, Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ
(tel 611 7692, e-post: katrinv@environment.ee)

3. Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüsi I etapi finantseerimine:



KIK-i 2015. aasta Keskkonnainvesteeringute Keskuse keskkonnaprogrammi keskkonnakorralduse programmi eelarvest, projekti nimetus „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs.“

4. Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüsi I etapi vahearuande koostamises osalenud konsultandid:



Toomas Pallo (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Pille Antons (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Ahto Oja (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Anne Aan (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Thomas Van Rensburg (National University of Ireland Galway)
Jekaterina Dimitrijeva (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Helen Juhkama (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ)
Valts Vilnitis (SIA Estonian, Latvian & Lithuanian Environment)
Aiga Tora (SIA Estonian, Latvian & Lithuanian Environment)
Olga Melnicenko (SIA Estonian, Latvian & Lithuanian Environment)
Vaida Malijonyte (SIA Estonian, Latvian & Lithuanian Environment)
Antti Roose (Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ, TREA)
Katrín Pihor (SA Poliitikauuringute Keskus Praxis)
Kaupo Koppel, (SA Poliitikauuringute Keskus Praxis)
Gerli Paat-Ahi (SA Poliitikauuringute Keskus Praxis)
Bastiaan Meinders (SA Poliitikauuringute Keskus Praxis)
Silja Kralik (SA Poliitikauuringute Keskus Praxis)
Aija Kosk (Eesti Maaülikool)
Karl Kupits (AS Maves)
Madis Metsur (AS Maves)
Madis Osjamets (AS Maves)
Artto Pello (AS Maves)
Aadu Niidas (OÜ Inseneribüroo STEIGER)
Erki Niitlaan (OÜ Inseneribüroo STEIGER)
Priit Kallaste (OÜ Inseneribüroo STEIGER)
Arvi Toomik (OÜ Inseneribüroo STEIGER)

Koostaja ja toimetaja: Anne Aan, Katrin Väljataga, Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ
Korrektuur: OÜ Avatar
Kujundus: Lemmikmeedium OÜ

SISUKORD

MÕISTED JA LÜHENDID.....	7
Mõisted.....	7
Lühendid.....	9
Aruandes esinevate keemiliste elementide tähiste, saasteainete keemiliste valemite ja lühendite selgitused.....	11
SISSEJUHATUS.....	12
EESMÄRK JA ÜLESANDED.....	16
Eesmärk ja oodatavad tulemused.....	16
Ülesanded.....	16
Tööde tegemisele seatavad piirangud.....	19
I ÜLDINE METOODILINE TAUST.....	21
1.1 Sissejuhatus.....	21
1.2 Üldise metoodilise lähenemise kirjeldus.....	21
1.2.1 Ühtsed metoodilised alused.....	21
1.2.2 DPSIR metoodika ja komponentide kirjeldus.....	22
1.2.2 DPSIR metoodika rakendamisel saadud välismõjude analüüsi läbiviimine ja tulemuste esitamine.....	25
1.2.3 DPSIR komponentide kirjeldamise, kasutatavate metoodikate usaldusväarsuse ja andmete määratamise hindamise eeskiri.....	28
1.2.4 Metoodikate valiku põhimõtted ja valiku teostamine.....	31
1.2.5 DPSIR metoodika edasiarenduse võimalused välismõjude hindamiseks.....	32
1.3 Keskkonnakasutuse vormide olulisuse hindamine ja olulisuse hindamise tulemused.....	36
1.3.1 Olulisuse hindamise kriteeriumid.....	36
1.3.2 Olulisuse hindamise metoodika kirjeldus.....	37
1.3.3 Olulisuse hindamise metoodiline taustamaterjal, hinnang kasutatavusele ja usaldusväarsusele.....	42
Kasutatud kirjandus.....	46
II Saasteainete väljutamine välisõhku, ebameeldiv lõhn – keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus.....	48
2.1 Saasteainete väljutamine välisõhku.....	48
2.1.1 Seisundi hindamine.....	48
2.1.2 Surve hindamine.....	52
2.1.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	55
Kasutatud kirjandus.....	56
2.2 Ebameeldiv lõhn.....	56
2.2.1 Seisundi hindamine.....	56

2.2.1 Surve hindamine	60
2.2.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	62
III Mõra – keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus	63
3.1 Seisundi hindamine.....	63
3.2 Surve hindamine	67
3.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	71
Kasutatud kirjandus	72
IV Vibratsioon – keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus	73
4.1 Seisundi hindamine.....	73
4.2 Surve hindamine	76
4.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	78
Kasutatud kirjandus	78
V Veekogude paisutamine ja tõkestamine – keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus	79
5.1 Seisundi hindamine.....	79
5.2 Surve hindamine	82
5.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	84
VI Saasteainete heide vette ja veekasutus (veevõtt)– keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus	85
6.1 Saasteainete heide vette, ohtlikud ained.....	85
6.1.1 Seisundi hindamine.....	85
6.1.2 Surve hindamine	90
6.1.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	93
6.2 Saasteainete heide vette, toitained (lämmastik, fosfor)	94
6.2.1 Seisundi hindamine.....	94
6.2.2 Surve hindamine	96
6.2.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	98
6.3 Veekasutus (veevõtt)	99
6.3.1 Seisundi hindamine.....	99
6.3.2 Surve hindamine	102
6.4 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	103
VII Maa hõivamine ja mulla katmine – keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus	104
7.1 Seisundi hindamine.....	104
7.2 Surve hindamine	107
7.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	108

VIII Kaevandamine– keskkonnaseisundi ja keskkonnale avalduva surve näitajate valik ja analüüsimeetodi kirjeldus.....	109
8.1 Olukorra kirjeldus.....	109
8.2 Kaevandamisega seonduvad keskkonnakasutuse vormid.....	112
8.3 Metoodika.....	113
8.4 Analüüsitulemuste kokkuvõte.....	114
Kasutatud kirjandus	116
IX Keskkonnamõju hindamine.....	117
9.1 Mõju inimese tervisele ja heaolule	117
9.1.1 Inimese heaolu mõistest ja hindamisest.....	117
9.1.2 Alternatiivsed heaolu käsitlemise raamistikud.....	118
9.1.3 Keskkonnategurite tervisemõjude hindamise metoodika.....	119
9.1.4 Mõju inimese heaolule ja tervisele kvantifitseerimise meetodi lühikirjeldus	124
Kasutatud kirjandus	128
9.2 Mõju loodusele	129
9.2.1 Keskkonnakasutusest loodusele avalduva mõju hindamise mõistest ja hindamisest	129
9.2.2 Mõju loodusele kvantifitseerimise meetodi lühikirjeldus	132
Kasutatud kirjandus	137
X Keskkonnamõju rahasse hindamise meetodid.....	138
10.1 Sissejuhatus	138
10.1 Meetod 1 – valikkatse meetod	140
10.2 Meetod 2 – turuhinna meetod	142
10.3 Meetod 3 – tulu ülekande meetod	143
10.4 Meetod 4 – tingliku hindamise meetod	145
10.5 Meetod 5 – taastamiskulu meetod.....	147
10.6 Meetod 6 – reisikulu meetod, individuaalne lähenemine.....	148
10.7 Meetod 7 – reisikulu meetod, tsonaalne lähenemine	150
10.8 Meetod 8 – kinnisvarahinna meetod	151
10.9 Meetod 9 – ennetuskulu meetod	153
10.10 Meetod 10 – kasvuhoonegaaside heite välismõjude rahasse hindamine.....	154
10.10.1 Globaalne taust.....	154
10.10.2 Eestis läbiviidud uuringud ja andmed Eesti kohta.....	155
10.10.3 Kokkuvõtte Eesti CO ₂ heite keskkonnamõju hindamise analüüsist	156
Kasutatud kirjandus	157
10.11 Kokkuvõtte rahasse hindamise meetoditest – meetodite sobivus keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjude rahasse hindamiseks.....	158
XI KOKKUVÕTE JA ETTEPANEKUD	159
11.1 Ettepanekud metoodika osas.....	159

11.2 Andmete olemasolu ja kättesaadavusega seotud ettepanekud	160
11.3 Meetmete rakendamisega seotud ja meetodilised ettepanekud	161
PRIORITEETSED VALDKONNAD: VIIS OLULISIMAT KESKKONNAKASUTUSE VORMI JA NENDE OLULISED KESKKONNAMÕJUD	167
LISAD.....	175
LISA 1 DPSIR kontseptsiooni kasutamise ja rakendusvõimaluste analüüs	175
LISA 2 Saasteainete väljutamine välisõhku, ebameeldiv lõhn	175
LISA 3 Müra.....	175
LISA 4 Vibratsioon	175
LISA 5 Veekogude paisutamine ja tõkestamine	175
LISA 6 Saasteainete heide vette ja veekasutus (veevõtt)	175
LISA 7 Maa hõivamine ja mulla katmine	175
LISA 8 Kaevandamine.....	175
LISA 9 Inimese heaolu ja tervis.....	175
LISA 10 Eesti kasvuhoonegaaside heitest Eestis avalduva keskkonnamõju võimaluste käsitlemise analüüs	175
LISA 11 DPSIR tabelid	175
LISA 12 PSI tabelid.....	176
LISA 13 Teemakaardid.....	176
LISA 14 Kasutatud ja loodud andmed	176

MÕISTED JA LÜHENDID

Mõisted

Derivatsioonikanal – kanal veekogust vee kõrvale juhtimiseks, enamjaolt kasutatakse vee juhtimiseks hüdroenergia seadmesse.

DPSIR-kontseptsioon – keskkonnakaitses ja -korralduses ning vastavate poliitikate ja regulatsioonide kujundamises ja rakendamises kasutatav süsteemne lähenemine, mis kirjeldab põhjuse ja tagajärje seoseid läbi erinevaid ühiskonnas ja looduskeskkonnas asetleidvaid nähtusi ja protsesse iseloomustavate indikaatorite ahela.

Elurikkus – elurikkus ehk looduse mitmekesisus on eluvormide rohkus Maal, hõlmates geneetilist, liigilist ja ökosüsteemide mitmekesisust.

Inimese heaolu – objektiivsete ja subjektiivsete sotsiaalsete, majanduslike ja tervisenäitajate kogum, mis hõlmab järgmisi komponente:

- põhivajadused (toit, eluase, sissetulek);
- tervis (sh puhas õhk, puhas vesi), käesolevas töös käsitletud eraldi;
- sotsiaalsed suhted ja sidemed;
- turvalisus (majanduslik ja füüsiline);
- teo- ja valikuvabadus.

Keskkonnakasutus – erinevate bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste mõjurite viimine keskkonda (nt võõrliigid, saasteained, valgus ja müra) või keskkonnast loodusvarade eemaldamine inimkasutuseks ja inimese huvides. Keskkonnakasutuse hulka kuulub ka keskkonna kui ruumi kasutus (maa hõivamine). Keskkonnakasutuse tulemusena toimub muutus keskkonnas, mõjutatakse keskkonna seisundit.

Keskkonnakasutuse vormid – bioloogiliste, keemiliste ja füüsikaliste mõjurite rühmad, mis on loetletud keskkonnatasude seaduses. Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise projekti I etapi lähteülesandes määratletud kui Eesti keskkonnakasutuse välismõjude hindamise valdkonnad.

Keskkonnamõju – käesoleva projekti raames peetakse keskkonnamõju all silmas keskkonnaseisundi muutustest inimese tervisele ja heaolule ning loodusele avalduvat mõju ehk sellist muutust inimese tervise ja heaolu või looduse seisundi näitajates, mida põhjustab muutus keskkonnaseisundi või -surve näitajates.

Keskkonnaseisundi muutus – keskkonnaseisundi muutuse all peetakse käesolevas projektis silmas keskkonnaseisundit kirjeldavate erinevate keemiliste, füüsikaliste ja bioloogiliste näitajate muutumist, mille tingib keskkonnakasutusest avalduv surve.

Kvantifitseeritud hinnang – kvantifitseeritud hinnangu all mõistetakse uurimustulemust, mille puhul uurimisobjekt, probleem või nähtus on kirjeldatav ja kirjeldatud arvilise väärtusega näitajate kaudu (mõõtmis- ja määramistulemused).

Kvalitatiivne hinnang – kvalitatiivse hinnangu all mõistetakse uurimustulemust, mis on saadud uurimisobjekti või probleemi või nähtuse kirjeldamisel kaudsete (kirjeldavate) näitajate abil olukorras, kus otsesed mõõdetavad näitajad ja/või andmed selle kohta puuduvad.

Laskuja – ehk *smolt*, lõhe, ka meriforelli arengujärk, kes laskub peale koorumist ja magevees (jõgedes) läbitud arengujärke merre, et asuda toitumisrändele. Laskuja arengujärgule eelnev arengujärk on tähnik ehk *parr*.

- Loodus (looduskeskkond)** – looduse all mõistetakse loodusvarade (sh elurikkus), kliima ja ilmastiku dünaamilist kompleksi, mis mõjutab ja suunab inimeste heaolu ning majandustegevust.
- Möödaviik** – väljaspool jõe looduslikku süngi asuv kalapääs.
- Määramatus** – andmete kvaliteedi puudulikkusest või andmete puudumisest tulenev kahtlus analüüsi, mõõtmise või hindamise tulemustes.
- Normtasemed** – keskkonda juhitavatele inimtegevusega seotud või looduslikult esinevatele saasteainetele või ka bioloogilistele või füüsikalistele mõjuritele kehtestatud piirväärtused ja sihttasemed, mille eesmärk on inimese ja muu eluslooduse kaitse nendega kokkupuutel avalduvate negatiivsete mõjude eest.
- Ohtlikud ained** – ohtlik aine on veeseaduse § 26⁵ lõike 3 (uue veeseaduse eelnõu § 84 lg 1) kohaselt element või ühend, mis oma mürgisuse, püsivuse või bioakumulatsiooni tõttu põhjustab või võib põhjustada ohtu inimese tervisele ning kahjustab või võib kahjustada teisi elusorganisme või ökosüsteeme¹. Kemikaaliseaduse² § 7 kohaselt on ohtlik kemikaal aine või segu, mis vastab CLP-määruse I lisa osades 2–5 sätestatud füüsikaliste, tervise- või keskkonnaohtude kriteeriumidele. Direktiivi 2012/18/EL³ (direktiiv ohtlike ainete seotud suurõnnetuse ohu ohjeldamise ning nõukogu direktiivi 96/82/EÜ muutmise ja hilisema kehtetuks tunnistamise kohta) kohaselt on ohtlik aine aine või segu, mis on hõlmatud I lisa 1. osaga või nimetatud I lisa 2. osas, sealhulgas tooraine, toote, kõrvaltoote, jääkaine või vahesaaduse kujul. Käesolevas töös kasutatakse mõistet veeseaduse § 26⁵ lõike 3 ja veeseaduse eelnõu (seisuga 6.10.2017) § 84 lg 1 tähenduses.
- Taimemürk** – nimetatakse ka taimekaitsevahendid, pestitsiidid. Käesoleva töö tähenduses kemikaalid, mida kasutatakse kahjurloomade (insektiitsiidid ja rodentiitsiidid), umbrohu (herbitsiidid) ja taimehaiguste (fungitsiidid) tõrjeks.⁴ Taimekaitsevahendite hulka kuuluvad ka kõrre lamandumise vältimiseks kasutatavad kasvuregulaatorid. Kõige suurem kasutusvaldkond on põllumajandus, samas kasutatakse neid ka maanteede, raudteede, kodusõude hoolduses.
- Usaldusväärsus** – iseloomustab, kuidas vastavad analüüsi, mõõtmise või hindamise tulemused tegelikule olukorrale ehk kui hästi kajastab mõõdik, analüüs, hinnang tegelikku olukorda.
- Vibratsioon** – käesolevas töös on vibratsioon defineeritud lühiajaliste võnkumistena tahkes keskkonnas (maapinnakihtides, aluskivimites) ehk maavõngetena (ingl *ground-borne vibration*)
- Väliskulu** – negatiivsest välismõjust kolmandale osapoolle tekkiva kahju rahaline väärtus.
- Välismõju** – välismõju ehk eksternaalsus on mõiste, mis kirjeldab olukorda, kus isik, kes pole konkreetse tegevusega (sh majandustegevusega) seotud, on siiski sellest tegevusest mõjutatud ning puudub turumehhanism, mis tegevuse elluviijat motiveeriks kahjusid hüvitama. Välismõju on olemas, kui kolmandal osapoolel tekivad kas kasud või kahjud kellegi teise poolt elluviidud tegevusest. Looduskeskkonna kontekstis kasutatakse mõistet keskkonna välismõju.
- Välistulu** – positiivsest välismõjust kolmandale osapoolle tekkiva kasu rahaline väärtus.
- Ökosüsteemi terviklikkus** – ökosüsteemi seisundi näitaja. Terviklikuks saab nimetada ökosüsteemi, mille elukooslus on tasakaalus, terviklik ja kohanemisvõimeline ning mille liigiline

¹ <https://www.riigiteataja.ee/akt/103032017030?leiaKehtiv>

² <https://www.riigiteataja.ee/akt/110112015002>

³ <https://www.riigiteataja.ee/akt/103032017030?leiaKehtiv>

⁴ <http://www.vet.agri.ee/?op=body&id=819> – taimekaitsevahendite kirjeldus.

koosseis, liigirikkkuse tase ning toimimine on võrreldavad (mitte identsed) looduslikus seisundis oleva sarnase ökosüsteemiga.

Ökosüsteemiteenus – loodusvarad ja looduslikud protsessid, mida inimene saab kasutada ja kasutab oma hüvanguks.

Lühendid

ADMS – *Atmospheric Dispersion Modelling System*, tarkvara atmosfääri saastetasemete arvutamiseks ja hajumisarvutuste tegemiseks, välja töötatud Cambridge'i keskkonnauuringute eskuse poolt (*Cambridge Environmental Research Consultants, CERC*)

AirViro – veebipõhine tarkvara (õhukvaliteedi juhtimissüsteem) välisõhu kvaliteedi mõõtmisandmete haldamiseks, välisõhu saasteainete heitkoguste andmete haldamiseks ja hajumisarvutuste tegemiseks, mis on välja töötatud Roosti Meteoroloogia ja Hüdroloogia Instituudi (SMHI) poolt

ASC – *Adaptation Sub-Committee*, Ühendkuningriigi (Suurbritannia) kliimamuutuste komitee allüksus

AHKH – alumiste hingamisteede kroonilised haigused

ATSDR – *Agency for Toxic Substances and Disease Registry*, Mürgiste ainete ja haiguste registri agentuur (USA)

CLRTAP – *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*, piiriülese õhusaaste kauglevi konventsioon

CXC – ClimateXChange, Šoti kliimamuutuste kompetentsikeskus

DALY – *disability-adjusted life years*, tervisekaoga eluaastaid

DPSIR komponentide tüübid:

- D – *Driver*, vallapäästev jõud;
- P – *Pressure*, surve;
- S – *State*, seisund;
- I – *Impact*, mõju;
- R – *Response*, (vastu)meede.

EHIS – Eesti Hariduse Infosüsteem, haldab Haridus- ja Teadusministeerium

EELIS – Eesti looduse infosüsteem, haldab Keskkonnaagentuur

EPA – Environmental Protection Agency (USA), Keskkonnakaitse Agentuur

ETAK – Eesti topograafiline andmekogu, haldab Maa-amet

ETS – *Emissions Trading System*, kasvuhoonegaaside lubatud heitkoguse ühikutega kauplemise süsteem

GAINS – *Greenhouse Gas-Air Pollution Interactions and Synergies*, heitkoguste modelleerimise ja simulatsiooni töövahend, mis võimaldab hinnata eri stsenaariumide mõju välisõhu kvaliteedile, tervisele jt näitajatele

IMPERIA – *Improving Environmental Assessment by Adopting Good Practices and Tools of Multi-Criteria Decision Analysis*, projekt keskkonnamõjude hindamise analüüsimeetodite väljatöötamiseks

IPCC – *Intergovernmental Panel on Climate Change*, valitsustevaheline kliimamuutuse nõukogu

KTUK – Keskkonnatervise Uuringute Keskus

KeHJS – keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seadus

KeTS – keskkonnatasude seadus

KeÜS – keskkonnaseadustiku üldosa seadus

LOAEL – lowest observed-adverse-effect level, vähim täheldatavat ebasoodsat toimet avaldav annus

L(eq) – keskmine müratase

L_d, L_{day} – päevamüraindikaator

L_e, L_{evening} – õhtumüraindikaator

L_{de} – päeva-õhtumüraindikaator

L_{den} – päeva-õhtu-öömüraindikaator

L_{night} – öömüraindikaator

LULUCF – *Land use, land-use change and forestry*, maakasutus, maakasutuse muutus ja metsandus

NAT – nitraaditundlik ala

NIR – *National Inventory Report*, riiklik välisõhku heidetavate saasteainete heitkoguste aruanne

NIOSH – National Institute of Occupational Safety and Health (USA), Riiklik tööhutuse ja tervishoiu instituut

NOEL – *no-observed-effect level*, täheldatavat toimet mitteavaldav annus

NSDI – *Noise Sensitivity Depreciation Index*, müratundlikkuse vähenemise indeks

OSIS – välisõhu punktsaasteallikate infosüsteem, haldab Keskkonnaagentuur

PAH – polüaromaatsed süsivesinikud

ppm – *parts per million*, märgib aine sisaldust miljonis osas segus (tervikus); analoogselt ppb (*parts per billion*) – miljardis ja ppt – triljonis osas

1012ppt = 106ppb = 1000ppm = 1‰ = 0,1%

PPV – *peak particle velocity*, osakese suurim hetkkiirus valitud ajavahemikus

RfC – *reference concentration*, referentskontsentratsioon, kogus, mille korral igapäevane sissehingatav kogus kogu eluea jooksul ei kahjusta organismi.

SKT – sisemajanduse kogutoodang

SNAP – *Selected Nomenclature for sources of Air Pollution*, välisõhu saastet põhjustavate protsesside kokkuleppeline loetelu, kasutamiseks välisõhu inventuuri teostamise juures

TA – Terviseamet

UNFCCC – *United Nations Framework Convention on Climate Change*, Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni (ÜRO) kliimamuutuste raamkonventsioon

UTM – *Universal Transverse Mercator*, Mercatori universaalne põikprojektsioon, kaardiprojektsiooni liik

VEKA – veekasutuse infosüsteem, haldab Keskkonnaagentuur

ÕPV – õhukvaliteedi piirväärtus

YLL – *years of life lost*, kaotatud eluaastaid

Aruandes esinevate keemiliste elementide tähiste, saasteainete keemiliste valemite ja lühendite selgitused

As – arseen, raskmetall

B(a)P – benzo(a)püreen

C₆H₆ – benseen

Cd – kaadmium, raskmetall

CO – süsinikoksiid ehk vingugaas

Hg – elavhõbe, raskmetall

H₂S – vesiniksulfiid ehk väävelvesinik

NO₂ – lämmastikdioksiid

NO_x – lämmastikkoksiidid, summaarselt

NO₃⁻ – nitraatioon

NH₃ – ammoniaak

NH₄⁺ – ammooniumioon

Ni – nikkel, raskmetall

NM VOC – *non-methane volatile organic compound*, lenduvad (mittemetaansed) orgaanilised ühendid ehk LOÜ-d, keemiliste ühendite rühm, välisõhu saasteained. Kuuluvad lenduvate orgaaniliste ühendite (VOC, *volatile organic compounds*) alla. NM VOC alla kuuluvad ka NMHC-d (*non-methane hydrocarbons*) ehk mittemetaansed süsivesinikud, sh benseen, toluen, ksüleen, atsetoon jt.

N_{üld} – üldlämmastik, lämmastikuühendite summaarne kogus vees

O₃ – osoon

Pb – plii, raskmetall

PM_{2,5} – eriti peened osakesed läbimõõduga alla 2,5 µm, välisõhu saasteaine

PM₁₀ – peenosakesed läbimõõduga alla 10 µm, välisõhu saasteaine

P_{üld} – üldfosfor, fosforiühendite summaarne kogus vees

SO₂ – vääveldioksiid

TSP – *total suspended particles*, osakesed summaarselt. Näitaja, mida kasutatakse välisõhus leiduvate hõljuvosakeste kogusisalduse väljendamiseks.

SISSEJUHATUS

➔ Prioriteetsed valdkonnad: viis olulisimat keskkonnakasutuse vormi ja nende olulisimad keskkonnamõjud, potentsiaalselt mõjutatud elanike arv, järelused ja ettepanekud

Käesolev aruanne annab ülevaate projekti „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs, I etapp“ käigus loodud, kohandatud ja erinevate keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjude hindamiseks kasutatud meetodikast. Projekti olulisim eesmärk vastavalt lähteülesandele oli meetodika väljatöötamine süsteemse välismõjude keskkonnamõjude hindamise ja rahasse arvutamise jaoks. Selle ülesande täitmiseks rakendati DPSIR-kontseptsioonil põhinevat lähenemist.

Käesolev aruanne sisaldab:

1. üldise meetodilise lähenemise kirjeldust ning edasiste meetodika arendamise võimaluste kirjeldust, keskkonnakasutuse vormide ja keskkonnamõjude olulisuse hindamise meetodika kirjeldust;
2. keskkonnakasutuse ulatuse ja intensiivsuse hindamise meetodikate kirjeldusi, sh kokkuvõtvaid tabeleid keskkonnakasutuse ulatuse ja intensiivsuse analüüsi tulemustega, mis annavad ülevaate:
 - oluliste keskkonnakasutuse vormide oluliste keskkonnamõjude kvantifitseeritud tulemustest;
 - analüüsiga hõlmatud keskkonnakasutuse vormide olulistest keskkonnamõjudest;
 - keskkonnamõju arvutamiseks vajalikest parameetritest;

Nimetatud meetodikate kirjeldused sisaldavad kasutatud keskkonnakasutuse ulatuse ja intensiivsuse meetodikate meetodiliste kitsenduste kirjeldust ja argumentatsiooni, sh hinnanguid meetodikate usaldusväärsusele ning alternatiividele, samuti kohandatavusele.
3. keskkonnamõju kvantifitseerimiseks kasutatud meetodikate kirjeldust ja alternatiivsete meetodikate tugevuste ning puuduste argumentatsiooni, oluliste keskkonnakasutuse vormide oluliste keskkonnamõjude doosi ja mõju vaheliste seoste väljatoomise kirjeldust, hinnanguid meetodikate usaldusväärsusele ning alternatiividele, kohandatavusele;
4. keskkonnakasutuse rahasse hindamise meetodikate kirjeldusi ja argumentatsiooni projekti II etapis kasutamiseks, sh Eesti keskkonnakasutusest tekkivast kasvuhooonegaaside heitest Eestis tekkivate keskkonnamõjude rahasse hindamise meetodika ettepanekut;
5. kokkuvõtet meetodikate rakendamisel saadud tulemustest, sh ettepanekuid prioriteetsete keskkonnakasutuse vormide lõikes.

Töösse hõlmatud keskkonnakasutuse vormid vastavalt lähteülesandele olid (vt lähteülesanne p 2.1)⁵:

Saasteainete heide välisõhku, mille puhul arvestatakse järgmiste saasteainetega:

- CO₂
- SO₂
- NO_x
- LOÜ⁶

⁵ <https://riigihanked.riik.ee/register/fsdownload?fileId=0366E4FB-B2C7-5369-A79B-18C8C7AC87E7>

- PM_{2,5} ja PM₁₀
 - NH₃
 - H₂S
 - raskmetallid
1. Saasteainete heide veekeskkonda või pinnasesse, mille puhul arvestatakse järgmiste saasteainetega:
 - fosforiühendid
 - lämmastikuühendid
 - ohtlikud ained
 2. Veevõtt, mille puhul eristatakse järgmisi vorme:
 - vee tarbimine
 - vee ümberjuhtimine
 3. Vibratsioon
 4. Paisutamine
 5. *Jäätmete ladestamine*
 6. Pinnase, sh muld, hõivamine
 7. *Kaevandamine*
 8. Ebameeldiv lõhn
 9. Müra tekitamine

Tellijaga ja projekti töörühmaga kokkuleppel käsitleti jäätmete ladestamist ja kaevandamist tegevustena, mille raames võib toimuda erinevat tüüpi keskkonnakasutus (saasteainete väljutamine välisõhku ja heide vette, müra, vibratsioon, maa hõivamine, veevõtt, ebameeldiv lõhn. Seetõttu jäätmete ladestamise ja kaevandamise kohta eraldi meetodikaid koostatud ei ole, kuid vajadusel on keskkonnakasutuse vormide meetodikate all välja toodud nendest tegevustest kui keskkonnasurve allikatest tuleneva mõju hindamise eripärased aspektid. Töö teostajate poolt ettepanekuid keskkonnakasutuse vormide analüüsist väljajätmiseks ei tehtud.

Tellijalt lõpparuande koostamise käigus täiendavalt laekunud info alusel lisati välisõhku väljutatavate ainete loetellu, mida tuleb analüüsis käsitleda, ka benseeni ja benso(a)pireeni. Lähtuvalt tellijalt lõpparuande koostamise käigus tulnud tagasisidest koostati kaevandamise kohta täiendavalt eraldiseisev koondülevaade, mis koondab erinevaid selle tegevusega seotud keskkonnakasutuse vorme ning nendega seotud seisundi-, surve- ja mõjunäitajate analüüsi (esitatud aruande lisas 8).

Iga projekti lähteülesandes toodud keskkonnakasutuse vormi kohta viidi seda kirjeldavate andmete kvaliteedist ja kättesaadavusest lähtudes optimaalseimal tasemel läbi ka keskkonnakasutuse ulatuse ja intensiivsuse kirjeldamine ning oluliste keskkonnamõjude kvantifitseerimine. Arvutati välja **haigusrisiki muutused Eesti erinevates piirkondades välisõhu kvaliteedi muutustest lähtuvalt, lähtudes doosi ja mõju vahelistest seostest**. Keskkonnamõjude ulatuse ja intensiivsuse hindamisest keskkonnakasutuse vormide loikes, selle käigust ja tulemusest annavad ülevaate aruande lisad 2 kuni 10. Nimetatud lisade numeratsioon vastab käesoleva aruande peatükkide numeratsioonile – st lisas 2 on esitatud saasteainete väljutamisest välisõhku keskkonnale tekkiva surve, välisõhu seisundi ja selle muutuste ning muutustest põhjustatud keskkonnamõjude hindamise ülevaade, lisas 3 – sama müra kohta jne.

Keskkonnamõjude ja häiringute suuruste piire, millest alates mõju lugeda oluliseks, ei olnud käesoleva töö üle-Eestilist ning kõiki projekti lähteülesandes loetletud keskkonnakasutuse vormide paljusust arvestades (vt eespool, lähteülesandes toodud loetelu aluseks on keskkonnatasude seadus⁷, KeTS) võimalik kvantitatiivselt välja tuua.

Seetõttu tehti vastavalt lähteülesande punktile 1.6.5 („Esitatud on keskkonnamõjude ja häiringute kvantifitseeritud suuruste piirid, millest alates mõju on oluline ning seda tuleks rahasse hinnata. Kui

⁶ seisundihindamise juures – välisõhu seirejaamades mõõdetud benseeni sisalduste alusel

⁷ <https://www.riigiteataja.ee/akt/130062017033>

piire ei saa esitada koguseliselt, on antud soovitus, kuidas olulise mõju taset eristada mitteolulisest tasemest.“) **soovitus olulise keskkonnamõju eristamiseks väheolulisest.** Keskkonnakasutuse vormide ja neist tulenevate mõjude olulisuse hindamiseks koostati **kahe-etapiline kvalitatiivne meetodika.** Seejuures kasutatakse käesolevas töös läbivalt ja teadlikult olulisuse hinnangute puhul sõna „**väheoluline**“ sõna „mitteoluline“ asendajana, kuna keskkonnamõjude ja -häiringute lõplik olulisuse hinnang antakse sotsiaalse, majandusliku ja keskkonnaaspekti koos arvestamise tulemusel (vt ka KeHJS, § 2² ⁸). Madal olulisus või hinnang „väheoluline“ käesolevas töös ei tähenda, et edasistes tegevustes keskkonnamõjude hindamisel ja keskkonnameetmete väljatöötamisel võiks sellise hinnangu saanud keskkonnakasutuse vormid ja/või nendega seotud survetegurid ja keskkonnamõjud ilma täpsema, objekti- ja juhtumipõhiseid asjaolusid arvestava analüüsita kõrvale jätta.

Käesoleva töö raames loodud või kohandatud meetodika rakendamisel saadud tulemused on kokkuvõtivate tabelitena esitatud iga keskkonnakasutuse vormi meetodikat käsitleva peatüki või alapeatüki lõpus. Aruandes orienteerumise hõlbustamiseks on iga keskkonnakasutuse vormi **meetodikat kirjeldava alajaotuse pealkirja all toodud otselink tulemuste koondtabelile.**

Projekti käigus väljatöötatud või kohandatud meetodika alusel leitud olulisimad tulemused prioriteetsete keskkonnakasutuse vormide ja nende olulisimate keskkonnamõjude kohta on toodud aruande lõpus koondtabelina, mis sisaldab konkreetsest keskkonnakasutusest potentsiaalselt mõjutatud elanikkonna arvu, kokkuvõtvaid järeldusi ja ettepanekuid.

Käesoleva aruande juurde kuuluvad täiendavad materjalid on esitatud aruande lisades järgnevalt:

- Lisa 1: DPSIR kontseptsiooni kasutuse ja kasutusvõimaluste analüüs;
- Lisa 2: saasteainete väljutamine välisõhku, ebameeldiv lõhn, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 3: müra, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 4: vibratsioon, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 5: veekogude paisutamine ja tõkestamine, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 6: saasteainete heide vette, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 7: maa hõivamine ja mulla katmine, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 8: kaevandamine, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 9a: inimese tervisele avalduvate mõjude hindamise koondülevaade, meetodika rakendamise käik ja tulemused;
- Lisa 9b: inimese heaolu hindamise tulemuste koondülevaade;
- Lisa 10: Eestis välisõhku väljutavatest kasvuhoonegaasidest Eestis põhjustatud keskkonnamõjude hindamise analüüs;
- Lisa 11: DPSIR tabelid erinevate keskkonnakasutuse vormide seisundi, surve ja mõjunäitajatega, sh Lisa 11a (välisõhk, müra, vibratsioon, ebameeldiv lõhn), Lisa 11b (vesi), Lisa 11c (kasvuhoonegaasid);
- Lisa 12: PSI tabelid inimtervisele avalduvate mõjudega, sh sõltuvus doosist;
- Lisa 13: keskkonnakasutuse ning keskkonnamõju intensiivsust ja ruumilist ulatust kirjeldavad teemakaardid;
- Lisa 14: töö käigus kasutatud ja loodud andmed

Lõpparuande juurde kuulub kaks lühikokkuvõtet ja tõlge inglise keelde:

- lühikokkuvõte A (üldistatud kokkuvõte);
- lühikokkuvõtte A tõlge inglise keelde;
- lühikokkuvõtte B (valdkonnapõhine kokkuvõte) .

⁸ <https://www.riigiteataja.ee/akt/103072017014>

Lisaks kuulub aruande juurde interaktiivne kaardirakendus, mille kaudu on võimalik vaadata ja omavahel kombineerida kõiki töö tulemusel valminud kaardikihte, mis on teemakaartide aluseks. Aruande valmimise ajal asub nimetatud kaardirakendus projekti teostajate poolt pakutud kaardiserveris, kuid edaspidi on nimetatud kaardid leitavad Keskkonnaministeeriumi kodulehe kaudu (keskkonnakorralduse teemarubriigi alt).

Lisas 13 esitatud teemakaartide ja eespoolviidatud kaardirakenduse kaardikihtide puhul, millest sisuliselt ja mahuliselt optimaalne osa on toodud ka keskkonnakasutuse vormide analüüsi kulgu ja tulemusi kirjeldavates lisades 2 kuni 10, on tegemist lisas 11 esitatud DPSIR-andmetabelites toodud näitajate ja nende väärtuste ruumiandmetega seostatud ja ruumilisele kujule viidud esitusega, mis võimaldab visualiseerida andmetabelites esitatud seisundi-, surve- ja mõjunäitajate tasemete piirkondlikke erinevusi.

EESMÄRK JA ÜLESANDED

Eesmärk ja oodatavad tulemused

Käesolev analüüs on esimene osa kaheetapilisest tööst. Riigi eesmärk tervikprojektiga on vastavalt lähteülesandele⁹ järgmine: „Keskonna-, majandus- ja sotsiaalpoliitiliste otsuste tegemisel arvestatakse keskkonnakasutuse keskkonnamõjudega ja otsuste mõjuga nende tasemele“.

I etapi oodatavad tulemused vastavalt projekti lähteülesandele olid (lähteülesanne p. 1.6.1-1.6.5):

1. Projektiga hõlmatud keskkonnakasutuse **olulised keskkonnamõjud** argumenteeritult välja toodud.
2. Eristatud on nn universaalsed keskkonnamõjud (üle-eestiline mõjuhindang) ja sellised keskkonnamõjud, mida saab hinnata objektipõhiselt (nt konkreetse objektiga kaasnev vibratsioon). Tehtud on ka **ettepanek selliste keskkonnakasutuse vormide või nende keskkonnamõjude analüüsist väljajätmiseks, mille või milliste keskkonnamõjude kvantitatiivse suuruse hindamine sõltub väga konkreetsest olukorrast ja objektist, st tulemusi ei saaks meetodiliselt üldistada** vastava keskkonnakasutuse tasemele ja/või objektile iseloomulikke üldisi omadusi arvestades.
3. Loodud on projektiga hõlmatud **keskkonnakasutuse keskkonnamõjude (sh häiringute) kvantitatiivsete suuruste arvutamise meetodikad, mis võimaldavad ka edaspidi ja teiste projektide raames keskkonnakasutuse keskkonnamõjud (ümber)hinnata ja kvantitatiivsed suurused arvutada**. Tagatud on, et meetodikates **väljitakse samade keskkonnamõjude mitmekordset arvesse võtmist** (näiteks välisõhu saaste mõju tervisele saastetasemest üldiselt vs konkreetse saasteaine panus selle mõju tekkimisse).
4. Meetodika tagab keskkonnakasutuse **keskkonnamõjude süsteemse ja usaldusväärse kvantitatiivse suuruse arvutamise**.
5. Esitatud on keskkonnamõjude ja häiringute kvantifitseeritud suuruste piirid, millest alates mõju on oluline ning see tuleks rahasse hinnata. Kui piire ei saa esitada koguseliselt, on antud soovitus, **kuidas olulise mõju taset eristada mitteolulisest tasemest**.

Ülesanded

I etapi raames teostatava analüüsi etappide kirjeldus vastavalt projekti lähteülesandele oli järgmine (p. 1.9.1.1-1.9.1.10)

1. Projekti I etapis korrastatakse Eesti olemasolevate keskkonnakasutuse andmete töötamise ja süstematiseerimise abil projektiga hõlmatud keskkonnakasutus (vähemalt dokumendi punktis 2.1. esitatud nimistu, mis võib kooskõlastatult hankijaga muutuda) ning selle keskkonnakasutuse keskkonnamõju kirjeldava info.
2. Hinnatakse keskkonnakasutuse olulist mõju inimese tervislikule seisundile, inimese heaolule, vara turuväärtusele, looduse elurikkuse muutusele. **Iga keskkonnakasutuse vormi korral hinnatakse, kas vastavat liiki mõju on oluline ning peaks olema analüüsi osa**.
3. Tuuakse välja, missuguste Eesti keskkonnakasutuse vormide korral missuguseid keskkonnamõjusid oluliseks peetakse ning kirjeldatakse meetodilised põhimõtted, kuidas keskkonnamõjude kvantitatiivse suuruse arvutamiseni jõuda.

⁹ <https://riigihanked.riik.ee/register/fsdownload?fileId=0366E4FB-B2C7-5369-A79B-18C8C7AC87E7>

4. Projekti raames analüüsitakse hankijaga kooskõlastatud keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjude arvutamise võimalusi detailsemalt ning argumenteeritult eristatakse need keskkonnamõjud, mis ei ole olemasoleva teabe ja meetodikate abil kvantitatiivse suurusena hinnatavad või sõltuvad väga oluliselt olukorrast.
5. Lisaks hinnatakse ja kirjeldatakse, kas keskkonnamõju on kvantifitseeritav universaalselt või objektipõhiselt. Keskkonnamõjude ja häiringute korral, mis on objektipõhised, tuleb kasutada meetodikat, mis oleks rakendatav ka teiste sarnaste objektide korral edaspidi.
6. Andmete kvaliteedi ning olemasolu ja meetodikate võrdluse alusel otsustatakse kooskõlastatult hankijaga, missuguse meetodika abil ning milliste kitsendustega on otstarbekas keskkonnakasutuse tekitatavad keskkonnamõjud Eestis usaldusväärselt kvantifitseerida.
7. Kirjeldatakse keskkonnakasutuse koguse ja keskkonnamõju tekke seosed konkreetse meetodika, vajadusel kitsenduste ning Eesti jaoks kohandamise abil vastavalt hankijaga kooskõlastatud tingimustele. Meetodikate abil arvutatakse Eestis toimuva keskkonnakasutuse keskkonnamõju kvantitatiivne suurus välja.
8. Eraldi peab välja tooma keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse sõltuvuse doosist/keskkonnakasutuse mahust, väärtuse alumise ja ülemise piiri meetodikas sätestatud usaldusväärsuse juures ning kõige sagedasema väärtuse iga analüüsitud doosi väärtuse juures.
9. Esimese etapi tulemuseks on keskkonnakasutuse suuruselt sõltuvate keskkonnamõjude kvantitatiivsete suuruste hinnangud. Sealhulgas tuleb esitada koguseliselt piirid, millal mõju on oluline ja see tuleks kompenseerida, näiteks rahaliselt. Esimeses etapis ei hinnata eraldi keskkonnamõjude rahalist väärtust. See on järgmise etapi tegevus. **Tulemused peavad vastama projekti oodatavatele tulemustele nr 1.6.1.-1.6.5.**, mis on kirjas lähteülesande alapeatükis 1.6.
10. Eraldi käsitus on I etapi raames ette nähtud Eesti CO₂ emissioonide keskkonnamõjude kirjeldamisele ja nende kvantitatiivsete suuruste hindamisele. I etapis on tuleb kirjeldada ja koondada CO₂ emissioonide keskkonnamõju kohta tehtud rahvusvaheliste uuringute tulemused. Nende alusel tuleb kirjeldada Eesti emissioonide poolt Eestis otsest keskkonnamõju tekitavad põhjustajad ja kasutatav meetodika ning mõjude suurus ja avaldumise tõenäoline periood. Kuna CO₂ mõju on nii laialdaselt maailmas uuritud, tuleb otsida selleks ja kasutada olemasolevaid uuringuid ja meetodikaid **Juhul, kui konkreetsete Eesti-kesksete mõjude kvantitatiivse suuruse arvutamine ei ole võimalik, tuleb esitada vastav argumentatsioon ja teha ettepanek CO₂ emissioonide analüüsis käsitlemise sisu kohta.** Analüüsi alusel peab hankijal olema võimalik hinnata II etapi jaoks **CO₂ põhjustatava kulu rahalise väärtuse arvutamise otstarbekust Eesti emissioonide tekitatava mõju osas konkreetselt Eesti jaoks.** Juhul, kui juba on olemas hinnangud, mida saaks Eesti kontekstis aluseks võtta ja usaldusväärseks pidada, tuleb vältida nende tööde dubleerimist ja esitada vastavad viited.

I etapi uurimisülesanded olid vastavalt lähteülesandele järgmised (p.2.2.1-2.2.16):

1. **Töövõtja kirjeldab lähteülesande punktis 2.1. nimetatud keskkonnakasutuse vormide olulised keskkonnamõjud** ning keskkonnamõjude kvantitatiivsete suuruste arvutamiseks vajalikud parameetrid.
2. Töövõtja hindab, missuguste keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjud saab kvantifitseerida üle-Eestiliselt ning missuguste keskkonnakasutuse vormide puhul on keskkonnamõjud sellised, et meetodika saab olla objektipõhine.
3. Töövõtja teeb argumenteeritud ettepaneku hankijale, missuguseid Eesti keskkonnakasutuse vorme ja mis ulatusest alates projekti raames kaasata, sh võib töövõtja argumenteerida mõne keskkonnakasutuse vormi väljajätmise kui ka kaasamise poolt.

4. Töövõtja teeb argumenteeritud ettepaneku hankijale, missugused keskkonnamõjud iga keskkonnakasutuse vormi lõikes on olulised ja tuleks kvantitatiivse suurusena välja arvutada ehk missugused keskkonnamõjud töö kestel kvantifitseeritakse.
5. Töövõtja kooskõlastab hankijaga analüüsitava keskkonnakasutuse vormide ja nende keskkonnamõjude nimistu ning selle, kas analüüsis käsitletavate keskkonnamõjude kvantitatiivsete suuruste meetodika on objektipõhine või universaalne.
6. Töövõtja kirjeldab keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse arvutamiseks keskkonnakasutuse ja keskkonnamõju tekkimise tingimused/seosed olemasolevate või välja pakutud meetodikate alusel, sh esitab andmete kvaliteedist ja kättesaadavusest tulenevad piirangud tulemuste usaldusväärsusele.
7. Eelmise punkti alusel teeb töövõtja argumenteeritud ettepaneku hankijale, missuguste keskkonnakasutust iseloomustavate parameetrite (asukoht, levik, sagedus, kogus jt) kohta andmeid keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse arvutamiseks hankijalt küsitakse või täiendavalt kogutakse. Töövõtja selgitab, missugune on nende andmete täpsus ja usaldusväärsus.
8. Töövõtja kooskõlastab hankijaga uurimisülesandes nr 7 raames esitatud parameetrite ja andmete valiku.
9. CO₂ kohta esitab töövõtja rahvusvaheliste ja Eestisest olemasolevate uuringute alusel Eestis CO₂ emissiooni otsest mõju tekitavate protsesside põhjus-tagajärg seoste kirjeldused, keskkonnamõju kvantifitseerimise võimalused, meetodika kirjelduse ning keskkonnamõju avaldumise perioodi. Juhul, kui töövõtja hinnangul on mõni olemasolevatest uuringutest piisavalt üldistatav Eesti jaoks, teeb töövõtja sellekohase ettepaneku uuringutulemuste kasutamiseks ja/või kohandamiseks Eesti jaoks. CO₂ poliitika rahvusvahelise tasandi ja emissioonide mõjude analüüside rohkuse tõttu tuleb kasutada CO₂ mõjude kirjeldamiseks ja arvutamiseks võimalikult suures ulatuses olemasolevaid analüüse, teave süstematiseerida ning anda järeldused Eesti jaoks. Töövõtja kooskõlastab valitud meetodilise lähenemise ja aluseks olevate analüüside nimistu hankijaga.
10. Eelmiste punktide alusel tehtud otsuste alusel hindab töövõtja andmete kvaliteedi ning olemasolu ja võrdleb meetodikaid sobivuse järgi. Töövõtja teeb ettepaneku hankijale, arvestades ka uurimisülesande 11 tulemusi, missuguse meetodika abil ning milliste kitsendustega oleks otstarbekas keskkonnakasutuse tekitavad keskkonnamõjude kvantitatiivsed suurused arvutada. **Töövõtja arvestab meetodikate võrdluse käigus, et keskkonnamõju peab olema realselt avaldunud või kindlaks määratud perioodil tõenäoliselt avalduv, piisava tõenäosusega tekkiv ja realistlik.** Töövõtja ei käsitle väga pikas (üle 15 aasta) perioodis avalduvaid keskkonnamõjusid või võimalikke mõjusid, mis ei pruugi siiski piisava tõenäosusega avalduda.
11. Töövõtja kaardistab ka kvantifitseeritavate keskkonnamõjude rahalise väärtuse hindamiseks sobivad meetodikad nende tugevuste ja puuduste ning tulemuste eeldatava usaldusväärsuse väljatoomisega, et hankija saaks hinnata, kuidas mõjutaks keskkonnamõjude kvantifitseerimiseks valitud meetodika alusel saadud tulemus järgmises etapis keskkonnamõjude rahasse hindamise usaldusväärsust.
12. Hankijaga kooskõlastatakse uurimisülesannete 10 ja 11 alusel toimunud arutelu järel kasutusele võetavad meetodikad.
13. Töövõtja kirjeldab keskkonnakasutuse koguse ja keskkonnamõju tekke seosed konkreetse valitud meetodika abil ning vastavalt Eesti keskkonnakasutuse mahule arvutab välja keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse.

14. Eraldi toob töövõtja välja keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse sõltuvuse doosist/keskkonnakasutuse mahust, väärtuse alumise ja ülemise piiri meetodikas sätestatud usaldusväärsuse juures ning kõige sagedasema väärtuse iga analüüsitud doosi väärtuse juures.
15. Argumenteeritult esitab töövõtja analüüsi tulemuste põhjal ka koguseliselt piirid, mille tingimustes keskkonnamõju on oluline ja seda tuleks leevendada või kompenseerida, näiteks rahaliselt.
16. Töövõtja teeb analüüsi tulemuste põhjal argumenteeritud ettepaneku, missuguste parameetrite korral on keskkonnakasutuse keskkonnamõju kvantitatiivsete suuruste põhjal siiski pigem ebaoluline.

Vastavalt lähteülesandele (p. 2.3.3.1-2.3.3.7) peab aruanne sisaldama järgmisi osi:

1. analüüsiga hõlmatud keskkonnakasutuse oluliste keskkonnamõtjude kirjeldust;
2. keskkonnamõju arvutamiseks vajalike parameetrite kirjeldust;
3. keskkonnakasutuse ulatuse ja keskkonnamõju tekkimise vaheliste seoste kvantitatiivset kirjeldust, sh tuuakse välja keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse sõltuvus doosist/keskkonnakasutuse mahust, väärtuse alumine ja ülemine piir meetodikas sätestatud usaldusväärsuse juures ning kõige sagedasem väärtus iga analüüsitud doosi väärtuse juures;
4. analüüsis keskkonnamõju kvantifitseerimiseks kasutatud meetodikate kirjeldust ja alternatiivsete meetodikate tugevuste ning puuduste argumentatsiooni;
5. analüüsis kasutatud andmete kirjeldust;
6. kasutatud meetodikate meetodiliste kitsenduste kirjeldust ja argumentatsiooni;
7. kasutatud andmeallikate loetelu.

Vastavalt pakkumusele peab analüüsi tulemusena olema olemas:

1. Analüüsiga hõlmatud keskkonnakasutuse olulised argumenteeritud **keskkonnamõjud**, sh universaalsed keskkonnamõjud (üle-eestiline mõjuhindang) on eristatud sellistest keskkonnamõtjudest, mida saab hinnata objektipõhiselt.
2. **Ettepanek** selliste keskkonnakasutuse vormide või nende keskkonnamõtjude analüüsist väljajätmiseks, mille või milliste keskkonnamõtjude kvantitatiivse suuruse hindamine sõltub väga konkreetselt olukorrast ja objektist.
3. **Meetodikad** projektiga hõlmatud keskkonnakasutuse keskkonnamõtjude (sh häiringute) kvantitatiivsete suuruste arvutamiseks, kus on **väljastatud samade keskkonnamõtjude mitmekordset arvesse võtmist** ja mis tagavad keskkonnakasutuse keskkonnamõtjude süsteemse ja usaldusväärse kvantitatiivse suuruse arvutamise.
4. Keskkonnamõtjude ja häiringute **kvantifitseeritud suuruste piirid**, millest alates mõju on oluline ning see tuleks rahasse hinnata. **Kui piire ei saa esitada koguseliselt, on antud soovitus, kuidas olulise mõju taset eristada mitteolulisest tasemest.** Igas töö etapis on esitatud hinnang ja selgitused tulemuste usaldusväärsusele.

Tööde tegemisele seatavad piirangud

Keskkonnakasutuse keskkonnamõtjude rahalisse väärtusesse hindamise raames võetakse aluseks **reaalsed uuringute abil tõendatud tõenäolised keskkonnamõtjud või nende realistlikud alternatiivkulud/-tulud**, sh nii positiivsed kui ka negatiivsed mõjud. Mõjud peavad olema realistlikud ja tõenäolised.

1. Keskkonnamõtjude puhul peetakse silmas keskkonnakasutuse tulemusel (nt saastamine, veevõtt, kaevandamine) avalduvat positiivset või negatiivset mõju. **Ei käsitleta nt keskkonnakasutuse tekitaja (sektor/tarbija) majanduslikku või sotsiaalset panust.** Selle panuse arvestamine toimub analüüsides valmimise järel.

2. Keskkonnakasutus liigitatakse vastavalt antud projekti lähteülesande punktile 2.1. Töö teostaja võib teha ettepanekuid keskkonnakasutuse liigituse muutmiseks.
3. Tegevuste täitmise etappide järel (punkt 2.2.) **kooskõlastatakse otsused tööruhmag**a, näiteks esitatakse põhjendused meetodikate väljapakkumisele ja valikule ning andmetega seotud piirangutele tulemuste usaldusvärsuse eeldatav hinnang vastava meetodika kasutamise korral.
4. **Metoodikate valikul** kitsenduste tegemise osas kooskõlastatakse ja põhjendatakse otsused tööruhmaga.
5. **Metoodikate väljapakkumiseks** kasutatakse olemasolevaid andmeid, mis on avalikud või tööhankija poolt kasutada antavad või mõistlike kuludega kättesaadavad ja töödeldavad.
6. CO₂ keskkonnamõjudega seotud analüüsi puhul tuginetakse eelkõige **olemasolevatele rahvusvahelistele või Eesti-sisestele uuringutele**.

I ÜLDINE METOODILINE TAUST

1.1 Sissejuhatus

Käesoleva projekti aruande lugejal tuleb tähele panna asjaolu, et metoodika(d) on jaotatud üldiseks ja spetsiifilisteks. Üldine metoodika, mille lühikirjelduse leiab peatükist II, kirjeldab projekti meeskonna üldist lähenemisviisi hankija poolt projekti lähteülesandes seatud probleemide lahendamiseks (vt eelmine peatükk, eesmärgid ja ülesanded) etteantud aja ja kättesaadavate andmete põhjal.

Üldisest metoodikast on lähtunud projekti partnerasutuste ekspertidest ja välisekspertidest moodustatud teemarühmad oma teemaspetsiifiliste ülesannete lahendamisel ja metoodikate valikul või väljatöötamisel. Teemade lahkamise käigus loodud ja kasutatud **teemaspetsiifiline metoodika** on kirjeldatud vastavate teemarühmade poolt eraldi ning esitatud **aruande järgnevas peatükis**.

Käesolevas peatükis on lisaks DPSIR kontseptsiooni kirjeldamisele, rakendamisele ja edasiarendamise võimalustele keskkonnakasutuse vormide ja keskkonnamõtjude **olulisuse hindamise** kirjeldus koos tulemustega. Projekti meeskonna poolt pakkumuses esitatud metoodikas, nii nagu see on kirjeldatud pakkumuses ja vahearuandes, olulisi muudatusi töö käigus ei toimunud. Projekti käigus kerkinud metoodilised üldised küsimused vajasis mõnes lõigus täpsustamist, mida on allpool lähemalt ka kirjeldatud.

Täiendusena käesolevale peatükile on lisa 1 toodud DPSIR kontseptsiooni praktilise rakendamise ja kohandatavuse analüüs (Rehnsburg 2017), mis annab ülevaate sellest, kuidas käesolevas töös rakendatud DPSIR kontseptsiooni on rakendatud keskkonnamõtjude, sh mõjud elurikkusele, inimese tervisele ja heaolule, hindamisel erinevate projektide raames nii Eestis kui välisriikides.

1.2 Üldise metoodilise lähenemise kirjeldus

1.2.1 Ühtsed metoodilised alused

Projekti üldise metoodika lähtekohtadeks olid:

- hanke aluseks olnud projekti lähteülesanne (Keskkonnaministeerium 2015a);
- DPSIR-kontseptsiooni rakendatavuse analüüs sarnaste varemteostatud tööde põhjal;
- partnerite poolt koostatud, esitatud ning kliendi poolt vastu võetud pakkumus (ELLE 2015).

Metoodika võtab arvesse eelpoolnimetatud dokumentides esitatud lähtekohti ning arvestab neid süstemaatilise, erinevast keskkonnakasutusest tulenevate keskkonnamõtjude kirjelduse koostamisel. Keskkonnakasutuse ja sellest tuleneva keskkonnamõtju kirjeldus esitatakse DPSIR metoodikat kasutades.

Lähenemine keskkonnaprobleemidele käesolevas töös on Eesti-keskne ja inimkeskne. Keskkonnakasutuse vormi ja keskkonnamõtju analüüsimisel, sh mõju hindamisel inimtervisele ja -heaolule ning elurikkusele ja ökosüsteemide terviklikkusele kasutatakse rahvusvahelisi metoodikaid. Võimalusel ja vajadusel, lähtudes keskkonnakasutuse vormist (nt müra), arvestatakse Eesti eripäradega, juhul kui selliste erisuste metoodikad on piisavalt ja objektiivselt kirjeldamist leidnud.

Tuginedes lähteülesandele, arvestatakse keskkonnakasutuse vormide ja neist lähtuvate keskkonnamõtjude olulisuse hindamise ja analüüsi kaasamise otsuste langetamise puhul eeldusest, et valdkondlike regulatsioonide olemasolul toimub keskkonnale surve avaldumine regulatsioonide poolt määratletud viisil ja mahus. Analüüs ei tegele juhuslike, madala tõenäosusega avalduvate keskkonnamõtjudega, mis on seotud õnnetusjuhtumite või kehtivate regulatsioonide rikkumisega.

Esmajärjekorras kasutatakse kvantitatiivse hindamise meetodikaid. Kvalitatiivne või semikvalitatiivne hindamine võetakse kasutusele siis, kui olulise keskkonnakasutuse vormi või keskkonnamõju kohta puuduvad kvantitatiivse hindamise jaoks vajalikud andmed või andmete kvaliteet pole piisav.

Töös kasutatakse vaid olemasolevaid andmeid, mida projekti meeskonnale kättesaadavaks tehakse. Käesoleva töö raames ei koguta uusi andmeid, kuid olemasolevate andmete töötlemise ja analüüsi tulemusel luuakse uusi andmeid. Analüüsi tulemused esitatakse GIS vahendeid kasutades teemakaartidena, kui seda analüüsiks kasutatavad andmed võimaldavad. **Keskkonnakasutuse keskkonnamõjude hindamise haaratakse ajaperiood 2005-2015**, võimalikud on kõrvalekalded sellest perioodist, kui teatud keskkonnakasutuse vormi puhul on andmed viidatud perioodist osaliselt puudu, andmed kõikide oluliste DPSIR komponentide (P, S, I) kohta ei ole kättesaadavad või vajatakse suundumuse väljatoomiseks pikemat aegrida (ja need andmed on võrreldaval kujul olemas). Keskkonnaseisundi ja survenäitajate valikul ja neist lähtuvate keskkonnamõjude väljatoomisel ning olulisuse hindamisel on arvestatud lähteülesande tingimusega, mille kohaselt **hinnatavad keskkonnamõjud peavad olema tegelikult avaldunud või suure tõenäosusega avalduvad – arvesse võetakse reaalsed uuringute abil tõendatud keskkonnamõjud** (Keskkonnaministeerium 2015, p 2.4.1).

Andmete esituse geograafiline ulatus on Eesti. Analüüsis kasutatavad andmed peaksid olema võimalikult täpsed, et võimaldada ka andmete üldistamisel võimalikult kõrge kvaliteediga tulemuste saamist. Tulemused esitatakse riigi ja piirkondlikul (nt omavalitsuste) tasemel, vajaduse ja võimaluse korral kohalikul tasemel või objektipõhiselt. Iga teemarühm lähtub otsuste tegemisel neile kasutada olevate andmete detailsusastmest ja kvaliteedist ning valdkondlikest eripäradest. Keskkonnaekspertidel tuleb arvestada keskkonnamõjude hindamiseks piisava detailsusega andmete tagamise olulisusega inimtervise ja inimese heaolu teemarühmale ning elusloodusele avalduva mõju analüüsiga tegelevale teemarühmale. Keskkonnamõjude esitamise ruumiline ja ajaline detailsusaste ning tulemuste usaldusvärsus sõltub otseselt sellest, kui detailsed seisundi- ja survenäitajate andmed on kasutada keskkonnaekspertidel, kelle ülesanne on kirjeldada keskkonnaseisundi ja -surve väärtused ja nende muutlikkus erinevates Eesti piirkondades.

Surve, keskkonnaseisundi ja -mõju hindamiseks kasutatavad andmete aegread on võimalusel vähemalt 10 aastat pikad. Aegride kvaliteedi puhul tuleb arvesse võtta andmete võrreldavust, lähtudes näitajate mõõtmise ja määramise, sh keemiliste ja füüsikalise-keemiliste analüüsimeetoditest, ning andmete kogumise ja töötlemise meetoditest. Juhul, kui projekti valdkondlikule teemarühmale teadaolevalt on toimunud näitajate ajalisi või ruumilisi muutlikkusi kirjeldavates andmeriikides analüüsi-, andmete kogumise ja/või töötlemise meetodites muutused, mis olulisel määral võivad mõjutada hinnanguid, siis tuleb need muutused kirjeldada ja muutuste mõju analüüsitulemusele hinnata. Andmete kvaliteedi kirjeldamiseks kasutatakse määramatuse, meetodite kvaliteedi kirjeldamiseks usaldusvärsuse hindamist.

Hindamise raames ei koostata tulevikuprognose.

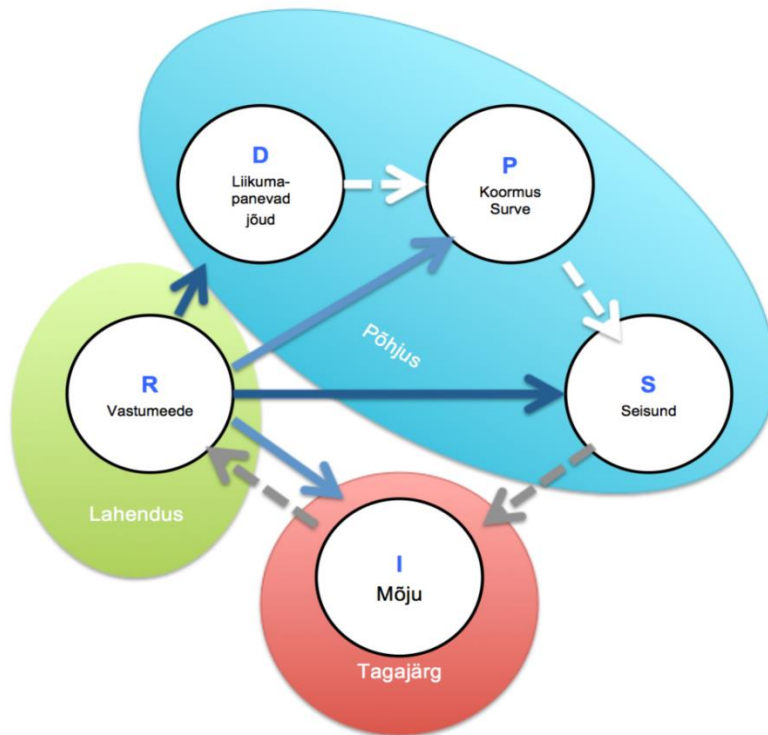
1.2.2 DPSIR meetodika ja komponentide kirjeldus

DPSIR meetodika kirjeldab põhjus-tagajärg seoseid läbi nähtuseid ja protsesse kirjeldavate indikaatorite ahela. DPSIR indikaatorite süsteem ja meetodika on laialdaselt kasutusel keskkonkakaitset ja -korralduses, samuti keskkonnapoliitika kujundamises töövahendina, mis võimaldab lihtsustatud kujul esitada ja selgitada ühiskonnas asetleidvate sotsiaal-majanduslike ja demograafiliste protsesside, keskkonnaseisundi ja viimase säilitamiseks ja parandamiseks rakendatavate meetmete seoseid ning meetmete tulemuslikkust (*Burkhard, Müller 2008*).

- Meetodika rahvusvaheliselt tuntud akronüüm DPSIR kirjeldab järgmisi komponente (vt joonis 1):
- D – Driver, vallapäästev jõud;
- P – Pressure, surve;
- S – State, seisund;

- I – Impact, mõju;
- R – Response, (vastu)meede.

Komponente kirjeldavate indikaatorite täpne defineerimine ja valik sõltub praktikas konkreetsest analüüsist, mille kontekstis ja mille eesmärkide saavutamiseks meetodikat rakendatakse.



Joonis 1. DPSIR meetodika ja indikaatorite süsteem (ELLE OÜ, Praxis, 2015; Smeets, Weterings, 1999).

Eesti keskkonnamõjude rahasse hindamise analüüsi I etapis defineeritakse DPSIR komponendid nii, nagu need on kirjeldatud allpool.

Vallapäästev, ka tagantlukkav jõud (Driver) – sotsiaalne, majanduslik või demograafiline üldisem protsess/tegevus, mis mõjutab loodusvarade kasutamise, tarbimise ja tootmise viise ning intensiivsust ja millest tekkiva surve kaudu kujuneb keskkonnaseisund, mille muutus omakorda toob kaasa keskkonnamõju. Vallapäästev jõud on näiteks elanike liikumisvajadus, energiavajadus jmt tegurid, mis „sunnivad“ ühiskonda tootma ja tarbima. Vallapäästvat jõudu kasutatakse DPSIR kontseptsioonis eelkõige ühiskondlike protsesside ja keskkonnaseisundi, -surve ja -mõjude vaheliste seoste kirjeldamiseks, et neid ühiskondlike protsesse poliitikakujundamise jt meetmete abil mõistlikult suunata keskkonnasäästlikumas suunas. Vallapäästev jõud on olemuslikult seotud erinevate sotsiaalsete ja majanduslike valikutega, mitte konkreetse tegevusvaldkonnaga. Kuna ühiskondlike protsesside suunamine on eelkõige seotud poliitiliste otsustega, siis käesoleva projekti raames neid jõude projekti meeskond ei defineeri. Kategooria on esitatud vaid illustreerivalt, eeldades, et see aitab käesoleva, välismõjude analüüsi I etapi tulemusi siduda II etapi tegevustega (välismõjude rahasse hindamine, sh tootja ja tarbija välismõjude eristamine) ning aitab kaasa mõlema etapi tulemuste alusel sõnastatavate poliitikasoovituste koostamisel, et edaspidi süsteemselt probleemidele lahendusi leida.

Näitena vallapäästvast jõust võib siinkohal näitlikustamiseks tuua elanike vajaduse mugava eluaseme järele. Seda vajadust võib rahuldada mitmel viisil, võib rajada kortermaju või soosida eramute ehitust, võib tihendada olemasolevaid asulaid ja soodustada linnastumist või vastupidi suunata eluaseme otsijad linnadest välja. On selge, et erinevate lahendusviisidega kaasneb erinev mõju erinevatele keskkonnaneelementidele. Sagedasti käsitletakse vallapäästva jõuna surve allikat, kuid tuleb tähele panna, et allikad on konkreetsemad ning vallapäästvad jõud kujundavad surve allikad, mitte vastupidi. Näiteks kui vallapäästvaks jõuks on vajadus energiaressursside järele soojuse tootmiseks ühes kindlas piirkonnas (kuna piirkonnas on arvestatav inimasustus ja asulad), siis surve allikaks on näiteks fossiilsete kütuste põletamine soojusenergia tootmiseks, millega kaasneb otsene surve keskkonnaseisundile saasteainete väljutamise näol välisõhku.

Surve, koormus (*Pressure*) – keskkonda viidavad keemilised, füüsikalised ja bioloogilised tegurid (nt keskkonda heidetavad saasteained ja inimtekkeline soojus- ja valguskiirgus, vöörlükkide sissetoomine, aga ka maastike ümberkujundamine jmt), mille toime kujundab ja muudab elukeskkonna seisundit. Eesti keelde on erinevatest Euroopa Liidu õigusaktidest jõudnud surve mõiste ka teistel kujudel, näiteks veekaitse valdkonnas kasutatakse sünonüümina koormuse mõistet.

Survega on seotud **allikas** (*Source*). Allikaks on tegevus, mis põhjustab surve. Surve seostatakse DPSIR kontseptsiooni rakendavates analüüsides kindla (majandusliku vm inim-) tegevusega, et luua võimalus seda tegevust vajadusel allikate mõjutamise kaudu suunata. Surve ja allika vahelist seoseks on näiteks põllumajanduses taimekasvatuse, mille surve veekogudele avaldub väetistega lisatud toitainete (lämmastik, fosfor) leostumisena põllumullast vette. Toitainete suurenev juurdevool võib põhjustada veekogu ökoloogilise seisundi muutusi. Allikad on konkreetsemad kui eelpoolkirjeldatud vallapäästvad jõud. Üheks vallapäästvaks jõuks võiks näitena toodud juhul olla positiivne loomulik iive või sisseränne ja sellega seoses suurenev vajadus toidu järele, mille tulemusel suureneb põllumajandussektori majandusaktiivsus.

Seisund (*State*). Seisundit kirjeldavad keemilised, füüsikalised, bioloogilised jt näitajad, mille alusel saab hinnata keskkonna kvaliteeti, lähtudes selle sobilikkusest elusorganismidele elupaigaks. Seisundi näitajad valitakse DPSIR kontseptsiooni rakendamisel sellised, mis kirjeldavad võimalikult otseselt seisundi sõltuvust survest. Seisundinäitajate valikul ja seisundi muutuste ja nende muutuste mõju näitajate valikul tuleb lähtuda ka analüüsi eesmärgist, sh sellest, kellele avalduvat mõju hinnatakse. Erinevatel elusorganismidel on erinevate füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste keskkonnategurite suhtes erinev taluvuse vahemik, mis sõltub nende elukeskkonnast, eluviisist, ainevahetuse eripäradest jpm teguritest. Seetõttu ei ole õige inimese taluvuslävest ja tundlikkusest lähtuvaid, seadustega inimese tervise kaitseks kehtestatud normtasemeid (nt müratase, ohtlike ühendite sisaldus vees või õhus jmt näitajad) ilma täiendava analüüsita ja asjakohasuse hindamiseta kasutada keskkonnaseisundi kvaliteedi ja selle muutumise potentsiaalse mõju hindamiseks teistele elusorganismidele.

Mõju (*Impact*). Mõju all mõistetakse käesoleva projekti raames keskkonnaseisundi näitajate muutumise ehk keskkonnaseisundi halvenemise toimetel inimeste tervislikus seisundis ja/või heaolus ning elurikkuses ja/või ökosüsteemide seisundis asetleidvaid muutusi. Mõju on seotud seisundi muutusega, mida põhjustab keskkonnale avalduv surve saasteainete või füüsikaliste tegurite, nt müra ja vibratsioon, näol.

(Vastu)meede (*Response*). Vastumeetmeks on erinevad poliitilised, majanduslikud, juriidilised jt sekkumisvahendid, mis on välja töötatud ja rakendatud selleks, et vähendada ja kompenseerida avalduvat keskkonnamõju, parandada või säilitada keskkonnaseisundit, vähendada või hoida stabiilsena keskkonnale avalduvat survet ja suunata või ümber kujundada vallapäästvaid jõude, sh vallapäästvate jõudude seoseid keskkonnale avalduva survega. Üldtunnustatud on seisukoht, et kõige efektiivsem on meetmete rakendamine DPSIR-ahela alguses ehk sekkumine selles faasis, kus pannakse alus keskkonnasurve tekkimisele. Kõige vähem kulutõhus ja tulemusi andev on meetmete rakendamine üldjuhul selles faasis, kus negatiivsed keskkonnamõjud on juba tekkinud ja ilmnunud ning tegelda tuleb nende likvideerimise või heastamisega.

1.2.2 DPSIR metoodika rakendamisel saadud välismõjude analüüsi läbiviimine ja tulemuste esitamine

Käesoleva analüüsiga valmistatakse ette tervikprojekti järgmist etappi, mille tulemuseks on välismõjude rahasse hindamine. Käesoleva hindamise peamiseks sisuks on süsteemse metoodika koostamine, mis annab võimaluse kasutada olemasolevaid ja analüüsi käigus kaardistatud andmeid väliskulude hindamiseks. Projekti meeskond mõistab, et eelkõige soovib tellija saada ülevaadet seisundi- ja survenäitajatest ja surve allikatest, mis põhjustavad keskkonnale olulist negatiivset mõju. Kogu projekti lõpptulemusena peab riik saama metoodilise süsteemse aluse, mille abil negatiivset keskkonnamõju riiklike vahenditega vähendada või vältida. Süsteemse põhjus-tagajärg hinnangu andmise aluseks on projektis eespoolkirjeldatud DPSIR raamistik.

Käesolevas analüüsis keskendutakse eelkõige DPSIR metoodika komponentidele P (surve), S (seisund) ning I (mõju). Projekti meeskond peab I tervikprojekti etapis oluliseks kajastada siiski ka komponenti R (meetmed). R komponenti kirjeldatakse üldisel tasemel et anda projekti II etapi teostajatele üldine ülevaade erinevate keskkonnakasutuse vormidega seonduvatest peamistest meetmetest.

Teemarühmad peavad **tööd alustama seisundi ja seisundi muutuse näitajate kaardistamisest**, kuna see on sisendiks inimtervisele ja heaolule ning loodusele avalduvat mõju hindavatele teemarühmadele. Väga oluline on analüüsiks kättesaadavate seisundiandmete põhjalik kaardistus ja andmete kvaliteedi hindamine, kuna sellest sõltub keskkonnamõjude hindamismetoodika valik ja mõjude hindamise detailsusaste.

Sellela samaaegselt saavad valdkondlike teemarühmade eksperdid kaardistada ka survenäitajaid, kuna analüüsi hõlmatud keskkonnakasutuse valdkondade puhul on seisundinäitajate ja neid mõjutavate survenäitajate andmestikud sageli seotud (näiteks saasteainete heitkogused vette on kättesaadavad keskkonnaregistrist, nii nagu on keskkonnaregistrist avalikult kättesaadavad ka saasteainete sisaldused riikliku keskkonnaseire tulemustest). Seosed seisundi- ja survenäitajate vahel on hästi läbi uuritud ning kajastatud ka Eesti kohta koostatavates siseriiklikes ja rahvusvahelistes keskkonnaraportites.

Seisundi- ja survenäitajate valikul lähtuvad valdkondlikud teemarühmad eelkõige lähteülesandes toodud loetelust. Vajadusel tehakse ettepanekud loetelu täiendamiseks või toodud näitajate väljaarvamiseks sellest. Põhjenduseks saab olla näitaja olulisus keskkonnamõju aspektist või andmete puudumine. Käesolevas töös laekusid täiendusettepanekud täiendavate näitajate lisamiseks töö tellijalt (kahe välisõhu saasteaine, B(a)P, C₆H₆ osas). Seisundi- ja survenäitajate väärtused valitud ajaperioodi aastatest kantakse andmetabelisse, mille vorm koos selgitustega on esitatud joonisel 2. Analüüsi lõpptulemused esitatakse tellijale joonisel 2 toodud vormile vastavate andmetabelitena. Andmetabelid on toodud käesoleva aruande lisades 11 ja 12.

I LIIKUMAPANEV JÕUD/ DRIVER		II SURVE ehk koormus/ PRESSURE					III SEISUND/ STATUS						IV A MÕJU INIMESELE/ IMPACT TO HUMANS						IV B MÕJU LOODUSELE/ IMPACT TO NATURE						V VASTUMÕJU ehk meede/ RESPONSE			
Liikumapanev jõud	Surve	Survet iseloomustav väärtus	Usaldusväärsus	Määramatus	Surve- ehk koormuse allika kirjeldus	Kommentaari	Seisundi kirjeldus	Seisundit iseloomustav väärtus	Usaldusväärsus	Määramatus	Ulatus, mille põhineb seisundi hinnang	Kommentaari	Mõju kirjeldus inimesele	Mõju inimesele iseloomustav väärtus	Õigusnõue	Inimesele avalduva mõju hinnangu usaldusväärsus	Inimesele avalduva mõju määramatus	Mõju kirjeldus loodusele	Mõju iseloomustav väärtus	Õigusnõue	Mõju loodusele usaldusväärsus	Mõju loodusele määramatus	Mõju ulatus	Kommentaari	Vastumõju ehk meede	Vastumõju kirjeldus	Soovitused	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	
Käesolevas töös ei täideta II etapis.	Kesk-konnakasutusest lähtuvat survet iseloomustav näitaja.	Näitaja arvuline väärtus või kvalitatiivne hinnang.	Hinnatavate andmete saamiseks kasutatavate meetodite kvaliteedi alusel.	Hinnatavate andmete kvaliteedi alusel.	Surve allikate loetelu näitajate loikes. Allikas = tegevusvaldkond.	Täiendav info survenäitaja või selle väärtuste vmt kohta.	Keskonnakasutusel lähtuvast survest mõjutatud seisundi näitaja, mis iseloomustab keskkonna kvaliteeti.	Näitaja arvuline väärtus või kvalitatiivne hinnang.	Andmete saamiseks kasutatavate meetodite kvaliteedi alusel.	Olemasolevate andmete kvaliteedi alusel.	Seisundi hindamise ruumiline ulatus (veekogu, piirkond, asula).	Täiendav info seisundi näitaja või selle väärtuste vmt kohta.	Näitajad, mis kirjeldavad mõju inimesele.	Näitaja arvuline väärtus või kvalitatiivne hinnang.	Inimtervise kaitseks kehtestatud normtasemed.	Hinnatavate andmete saamiseks kasutatavate meetodite kvaliteedi alusel.	Hinnatavate andmete olemasolevate andmete kvaliteedi alusel.	Näitajad, mis kirjeldavad mõju loodusele (näitaja nimetus).	Näitaja arvuline väärtus või kvalitatiivne hinnang.	Looduse kaitseks kehtestatud normtasemed, arvuline väärtus.	Andmete saamiseks kasutatavate meetodite kvaliteedi alusel.	Olemasolevate andmete kvaliteedi alusel.	Mõju ruumiline ulatus (veekogu, piirkond ...)	Täiendav info keskkonnamõju näitajate, nende väärtuste vmt kohta.	Meetme olemasolu, valikud jah/ei.	Vastumõju ehk meetmete kirjeldus (nimetus).	Ettepanekud meetmete kohta.	
	Näitaja nimetus.	Igale töölehele ühe aasta andmed.	5 palli süsteemis	5 palli süsteemis	Nimetus vastavalt üldtunnustatud ametlikule klassifikatsioonile (kui see on olemas).		Näitaja nimetus.	Igale töölehele ühe aasta andmed.	5 palli süsteemis	5 palli süsteemis			Näitaja nimetus.	Igale töölehele ühe aasta kohta	5 palli süsteemis	5 palli süsteemis			Igale töölehele ühe aasta andmed.	Täidetakse käesolevas töös välisõhu kohta	5 palli süsteemis	5 palli süsteemis			Käesolevas etapis teisejärgulise tähtsusega.	Käesolevas etapis teisejärgulise tähtsusega.	Käesolevas etapis teisejärgulise tähtsusega.	
		Võimalus on lisada aegread eraldi lehele ja trendi-graafik linkida näitaja nimele.			Andmete olemasolul antakse nende osakaal kogu koormusest.			Võimalus on lisada aegread eraldi lehele ja trendi-graafik linkida näitaja nimele.																				

Joonis 2. DPSIR kontseptsioonist lähtuvalt kujundatud tööleht andmete koondamiseks seisundi-, surve- ja mõjunäitajate kohta.

DPSIR komponentide kohta näitajate lisamist tabelisse alustatakse seisund näitajatest, millele järgnevad surve ja mõju näitajad. Kõikide näitajate puhul lisatakse tabelisse näitajate väärtused ning suundumuste paremaks väljatoomiseks võib seejuures kasutada värvikodeeringut:

- Punane – halvenev suundumus
- Kollane – stabiilne suundumus
- Roheline – paranev suundumus
- Hall – suundumus ebaselge või pole võimalik hinnata

Keskkonnamõjude identifitseerimine, näitajate valik ja mõjude hindamine horisontaalsete teemarühmade (mõju inimese tervisele ja heaolule, mõju loodusele) poolt oli käesolevas töös esialgu planeeritud teha oluliste seisundi- ja survenäitajate valiku alusel. Sellest lähenemisest tuli loobuda, kuna esiteks ei ole võimalik tõmmata seisundinäitajate ja keskkonnamõju iseloomustavate näitajate vahele üks-üheseid seoseid. Üks seisundinäitaja võib osaleda mitme keskkonnamõju kujunemises, ning mitu seisundinäitajat võivad panustada ühe keskkonnamõju tekkimisse, mille tõttu **klassikaline lineaarsetel üks-ühele ja lihtsustatud seostel põhinev DPSIR-meetodi rakendamine ei ole võimalik**. Inimese tervise ja heaolu puhul tuleb arvesse võtta täiendavalt ka asjaolu, et seisundi- ja/või survenäitajad, mille puhul mõõdetakse ja hinnatakse kõrgeid või kõrgenevaid väärtusi, ei pruugi erinevatel põhjustel olla kujunenud olulisteks keskkonnamõjudeks. Põhjusteks võivad olla nt inimeste lühiajaline tegelik eksponeeritus, kompenseerivad keskkonnategurid (nt saasteallikate paiknemine elupiirkondadest kaugemal, saasteainete hajumist soodustav maastik), mõjude ilmnemise pikk aeg jpt. Looduse puhul tuleb arvestada ökosüsteemide loomuliku vastupidavus- ja taastumisvõimega, mistõttu mõjud loodusele ilmuvad väga pika aja möödudes neid kahjustava survetaseme saavutamisest. Samas võib praegu täheldatav keskkonnamõju olla tingitud mitte kaasajal toimuvast keskkonnakasutusest ning sellest lähtuvast survest, vaid survest, millest tingitud halvenenud keskkonnaseisundi näitajad mõjutasid näiteks elanike tervist kümneid aastaid tagasi – sellisel juhul lähevad mõjunäitajate väärtustega vastuollu kaasajal mõõdetavad ja hinnatavad madalad või vähenevad survenäitajad ja/või paranev keskkonnaseisund. Seetõttu tuleb seisundi- ja survenäitajate ning mõjunäitajate kaardistamine, statistiline ja ruumianalüüs läbi viia sisuliselt paralleelselt, kusjuures **keskkonnamõjude olulisuse hindamise juures ei saa lahutada üksteisest surve- ja seisundinäitajaid ning mõjunäitajaid, vaid neid tuleb vaadelda ja hinnata tervikuna**.

DPSIR-kontseptsioon ja sellel põhinev üldine meetodiline lähenemine ei ole ette nähtud põhjuslike seoste kindlakstegemiseks seisundi- ja survenäitajate ning mõjunäitajate vahel. **DPSIR meetod võimaldab jälgida teadaolevalt põhjuslikult seostatud näitajate koosmuutumist**. DPSIR meetod on töövahendiks, mille abil seostatakse tervikuks ja visualiseeritakse põhjuslikult seostatud ahela(te)ks teadaolevad surve, seisundi ja mõjunäitajad. DPSIR meetodi rakendamine võimaldab välja selgitada ja visualiseerida andmete puudumise ahela lülide kohta ning analüüsi teostamise käigus aitab süstematiseerida tulemusi ja jälgida analüüsi teostamist. Mitteteadaolevate põhjuslike seoste väljaselgitamiseks (või nende seoste kontrollimiseks) seisundimuutuste ja keskkonnamõjude vahel on vaja läbi viia objektipõhiseid või kohalikul tasemel uuringuid muutuste kohta inimese heaolus, tervises ja looduses, seda valitud keskkonnategurite ja kitsamalt piiritletud alade või mõju sihtgruppide lõikes. Põhjuslike seoste väljaselgitamine tervisenäitajate ja keskkonnanäitajate vahel eeldab pikaajalisi ja piisavalt suurt arvu uuritavaid hõlmavate epidemioloogiliste uuringute läbiviimist valitud keskkonnanäitajate kohta. Sellest asjaolust lähtuvalt piirduakse käesolevas töös keskkonnamõjude puhul varasemate uuringute, eelkõige teadusuuringute põhjal teadaolevalt põhjuslikult seostatud keskkonnamõjude ja seisundinäitajate analüüsimisega.

Seoste kirjeldamise seisundi- ja survenäitajate vahel viivad ellu keskkonnakasutuse vormidele pühendunud vertikaalsed teemarühmad, lähtudes üldisest meetodikast. Kõikidel teemarühmadel on kohustus lähtuda ühtsest meetodikast, et tagada tulemuste ühtlane kvaliteet ja detailsusaste ning võrreldavus. Vastavalt teemarühma käsitletavale valdkonnale saab teemarühm üldisest meetodikast lähtudes töötada välja valdkonnapõhise täpsustatud meetodika ning teha täiendusettepanekuid DPSIR

tabeli struktuuri. Keskkonnamõjude hindamise viivad läbi horisontaalsed teemarühmad, kelle tegevus on keskkonnakasutuse vormide ülene ning toimub koostöös valdkondlike keskkonnaekspertidega.

DPSIR kontseptsiooni kasutamisest erinevates keskkonnakasutuse ja keskkonnamõjude valdkondades annab põhjalikuma ülevaate lisa 1, kus on loetletud ja kirjeldatud DPSIR kontseptsiooni kasutavaid analüüse nii Eestist kui teistest riikidest ning kus on välja toodud ja selgitatud ka nimetatud meetodilise lähenemise nõrku ja tugevaid külgi (*Rehnsburg 2017*).

1.2.3 DPSIR komponentide kirjeldamise, kasutatavate meetodikate usaldusvärsuse ja andmete määramatuse hindamise eeskiri

D komponendi hindamine

Vallapäästvate jõudude kaardistamist käesolevas töös läbi ei viida. Tervikprojekti II etapi ettevalmistamise vaatenurgast on selle veeru esitamine andmetabelis siiski oluline. Selle komponendi osas on hindamine ja ühtlustamine võimalik analüüsi hilisemates etappides, kui on selgunud, millise detailsusastmega on võimalik ja vajalik erinevate valdkondade puhul vallapäästvaid jõude eristada ja kirjeldada.

S komponendi hindamine

Samm 1 – kirjeldada, millise keskkonna milline näitaja või näitajad ja nende väärtustes ilmnevad suundumused Eesti keskkonnaseisundi ja keskkonnakasutuse ülevaadete alusel indikeerivad olulist mõjutatust erinevatest keskkonnakasutuse vormidest ning kirjeldavad seost keskkonnakasutuse vormiga võimalikult usaldusvärselt. Selleks tuleb igal teemarühmal analüüsida Eesti keskkonnaseisundit, lähtudes Euroopa Liidu ja Eesti regulatsioonidest ning rahvusvahelistes kokkulepetes toodud kvaliteedinäitajatest ja neile kehtestatud piir- ja sihtväärtustest.

Samm 2 – teha kindlaks ja analüüsida keskkonna kvaliteedistandardite allikad. Analüüsida, millistest õigusaktidest või kokkulepetest tulenevad kehtestatud kvaliteedistandardid ning millisel tasemel need on koostatud ja kehtestatud – rahvusvahelised, Euroopa Liidu või Eesti regulatsioonid. Teha kindlaks seisundinäitajate osas olemasolev andmestik. Tuua välja konkreetsed seisundinäitajad. Hinnata, kui suur osa seisundinäitajate hindamiseks vajalikust andmestikust on kättesaadav (%). Kokkuvõtvasse tabelisse lisada viimase kättesaadava aasta väärtus koos aastaga.

Samm 3 – Lisada iga näitaja kohta tabelid näitaja väärtustega analüüsitava ajaperioodi (2005-2015) kohta. Tabelisse lisatakse andmed aasta kohta riigi tasemel. Erinevate punktide andmed ja aegread esitatakse eraldi töölehtedel. Need andmetabelid saab linkida põhitabelis (DPSIR tabel) oleva iga näitaja viimase aasta väärtusega, mis võimaldab aegrea avada samast tabelist. Kasutades värvikodeeringut saab tabelis visuaalselt eristuvalt välja tuua paraneva, halveneava, stabiilse või ebaselge trendiga näitajad. Lõpparuandesse koostada tekstiline ja graafiline selgitav info suundumuste kohta aegridade lõikes.

Samm 4 – usaldusvärsuse ja määramatuse hindamine. Kasutada ühtset allpool toodud hindamiskaalat ja -eeskirja

Samm 5 – S komponendi seos meetmetega (R). Võib tuua välja, kas on olemas keskkonnasurvet ennetavad, vähendavad ja leevendavad regulatsioonid ja muud meetmed, nt keskkonnatasud. Kui jah, siis tuua välja, millised ja lisada viide (link) vastavale dokumendile.

P komponendi hindamine

Samm 1 – kirjeldada survetegur võimalikult täpselt, pöörates rõhku põhjus-tagajärg seostele. Kui on teada surve allikas, tuua see välja võimalikult täpselt ja vältides liigset üldistamist (nt „Nimetegevus“). Võimalusel kasutada ametlikke allikate ehk tegevusvaldkondade klassifikatsioone (nt Eesti majandustegevuse klassifikatsioon). Pöörata tähelepanu töö eesmärgile – eristada II projekti etapis surve allikad ning selgitada välja asjaolu, kas konkreetne surve on kaetud regulatsioonide ja/või keskkonnatasudega vm meetmetega. Oluline on hindamise käigus täiendavate surve-, seisundi- ja

mõjunäitajate lisamisel liikuda horisontaalselt kategooriate vahel ning pöörata tähelepanu komponentide omavahelistele põhjuslikele seostele.

Samm 2 – teha kindlaks ja analüüsida keskkonna kvaliteedistandardite allikad. Analüüsida, millistest õigusaktidest või kokkulepetest tulenevad kehtestatud kvaliteedistandardid ning millisel tasemel need on koostatud ja kehtestatud – rahvusvahelised, Euroopa Liidu või Eesti regulatsioonid. Teha kindlaks ja kirjeldada survetegurite osas olemasolev andmestik. Tuua välja konkreetsed survenäitajad ja nende arvuliste väärtuste aegrida. Hinnata, kui suur osa survetegurite hindamiseks vajalikust andmestikust on kättesaadav (%).

Samm 3 Lisada iga näitaja kohta tabelid näitaja väärtustega analüüsitava ajaperioodi (2005-2015) kohta. Tabelisse lisatakse andmed aasta kohta riigi tasemel. Erinevate punktide andmed ja aegread esitatakse eraldi töölehtedel. Need andmetabelid saab linkida põhitabelis (DPSIR tabel) oleva iga näitaja viimase aasta väärtusega, mis võimaldab aegrea avada samast tabelist. Kasutades värvikodeeringut saab tabelis visuaalselt eristuvalt välja tuua paraneva, halveneava, stabiilse või ebaselge trendiga näitajad. Lõpparuandesse koostada tekstiline ja graafiline selgitav info suundumuste kohta aegridade lõikes.

Samm 4 – usaldusväarsuse ja määramatuse hindamine allpool kirjeldatud hindamisskaalat ja juhust kasutades.

Samm 5 – P komponendi seos meetmetega (R). Võib tuua välja, kas on olemas keskkonnasurvet ennetavad, vähendavad ja leevendavad regulatsioonid ja muud meetmed, nt keskkonnatasud. Kui jah, siis tuua välja, millised ja lisada viide (link) vastavale dokumendile.

I komponendi hindamine

Samm 1 – kirjeldada keskkonnaseisundi näitajate ja nende muutustega seotud mõju inimtervisele ja heaolule, loodusele Kuna tegemist on väga olulise osaga tervikprojekti II etapi jaoks, kus viiakse läbi välismõjude rahasse hindamine, tuleb see osa kirjeldada võimalikult detailselt. Selgitada välja ja kirjeldada seosed keskkonnaseisundi näitajate ja mõjunäitajate vahel.

Samm 2 – teha kindlaks ja analüüsida keskkonna kvaliteedistandardite allikad. Analüüsida, millistest õigusaktidest või kokkulepetest tulenevad kehtestatud kvaliteedistandardid ning millisel tasemel need on koostatud ja kehtestatud – rahvusvahelised, Euroopa Liidu või Eesti regulatsioonid. Teha kindlaks mõjunäitajate osas olemasolev andmestik. Tuua välja konkreetsed mõjunäitajad. Hinnata, kui suur osa mõjunäitajate hindamiseks vajalikust andmestikust on kättesaadav (%). Kokkuvõtvasse tabelisse lisada viimase kättesaadava aasta väärtus koos aastaga.

Samm 3 - Kokkuvõtvasse tabelisse lisada iga näitaja kohta viimase kättesaadava aasta väärtus koos aastaga. Lisada andmetabelid iga näitaja väärtuste kohta aastate 2005-2015 kohta (või nii pika perioodi kohta, kui andmeid on). Tabelisse lisatakse andmed aasta kohta riigi tasemel. Erinevate punktide andmed ja aegread esitatakse eraldi töölehtedel. Need andmetabelid saab linkida põhitabelis (DPSIR tabel) oleva iga näitaja viimase aasta väärtusega, mis võimaldab aegrea avada samast tabelist. Kasutades värvikodeeringut saab tabelis visuaalselt eristuvalt välja tuua paraneva, halveneava, stabiilse või ebaselge trendiga näitajad. Lõpparuandesse koostada tekstiline ja graafiline selgitav info suundumuste kohta aegridade lõikes.

Samm 4 – usaldusväarsuse ja määramatuse hindamine. Kasutada allpool kirjeldatud ühtset hindamisskaalat.

Samm 5 – I komponendi seos komponendiga R. Võib tuua välja, kas on olemas keskkonnasurvet ennetavad, vähendavad ja leevendavad regulatsioonid ja muud meetmed, nt keskkonnatasud. Kui jah, siis tuua välja, millised ja lisada viide (link) vastavale dokumendile

R komponendi hindamine

R komponendi täitmine on võimalik võtmekomponentide kirjeldamise ajal või ka hiljem, analüüsi lõppfaasis. Meetmed ei ole selle analüüsi fookuses, kuid ettepanekute formuleerimiseks kehtivate praktikate muutmise ja regulatsioonide täiendamise või väljatöötamise osas on see vajalik.

Usaldusväarsuse ja määramatuse hindamine

Usaldusväarsust ja määramatust hinnatakse iga üksiku PSI komponenti kirjeldava näitaja kohta. Võimalusel ja projekti eesmärgi saavutamiseks vajalikul juhul rakendatakse edaspidi projekti II etapis usaldusväarsuse ja määramatuse hindamist ka D ja R komponentide kohta. PSI komponentide usaldusväarsuse ja määramatuse hinnang on seotud analüüsiks kasutatavate meetodite usaldusväarsuse ja andmete kvaliteedist tuleneva määramatusega. Usaldusväarsus iseloomustab meetodikat ning määramatus meetodika rakendamiseks vajalike ja kasutada olevate andmete kvaliteeti. Usaldusväarsuse ja määramatuse hinnang on antud seetõttu ka kasutuselevõetavate meetodikate kirjeldustes, mis on kirjeldatud järgnevas peatükis. Allpool on toodud usaldusväarsuse ja määramatuse ühtne hindamiskaala ning hindamiseeskiri.

Usaldusväarsus (5 parim, 1 halvim):

5. Väga kõrge usaldusväarsus. Meetodika põhineb rahvusvaheliselt tunnustatud meetodikal, mis on välja töötatud rahvusvaheliste töögruppide poolt pikaajaliste uuringute andmete tuginedes ning on kohandatud või kohandatav regionaalsetele või riiklikele oludele.
4. Kõrge usaldusväarsus. Meetodika on välja töötatud rahvusvaheliselt tunnustatud ekspertide poolt ning põhineb rahvusvaheliste, regionaalsete või kahepoolsete koostööprojektide tulemustel ning on kohandatud või kohandatav regionaalsetele või riiklikele oludele.
3. Keskmise usaldusväarsus. Meetodika põhineb vähestel, kuid tunnustatud ja usaldusväärsetel, temaatilistel rahvusvahelistel või riiklikel uuringutel.
2. Madal usaldusväarsus. Meetodika põhineb üksikutel sarnase teemapüstitusega uuringutel teiste riikide või regioonide kohta ning ekstrapoleeritakse Eestile.
1. Usaldusväarsus puudulik. Meetodika puudub, kasutatakse eksperthinnanguid.

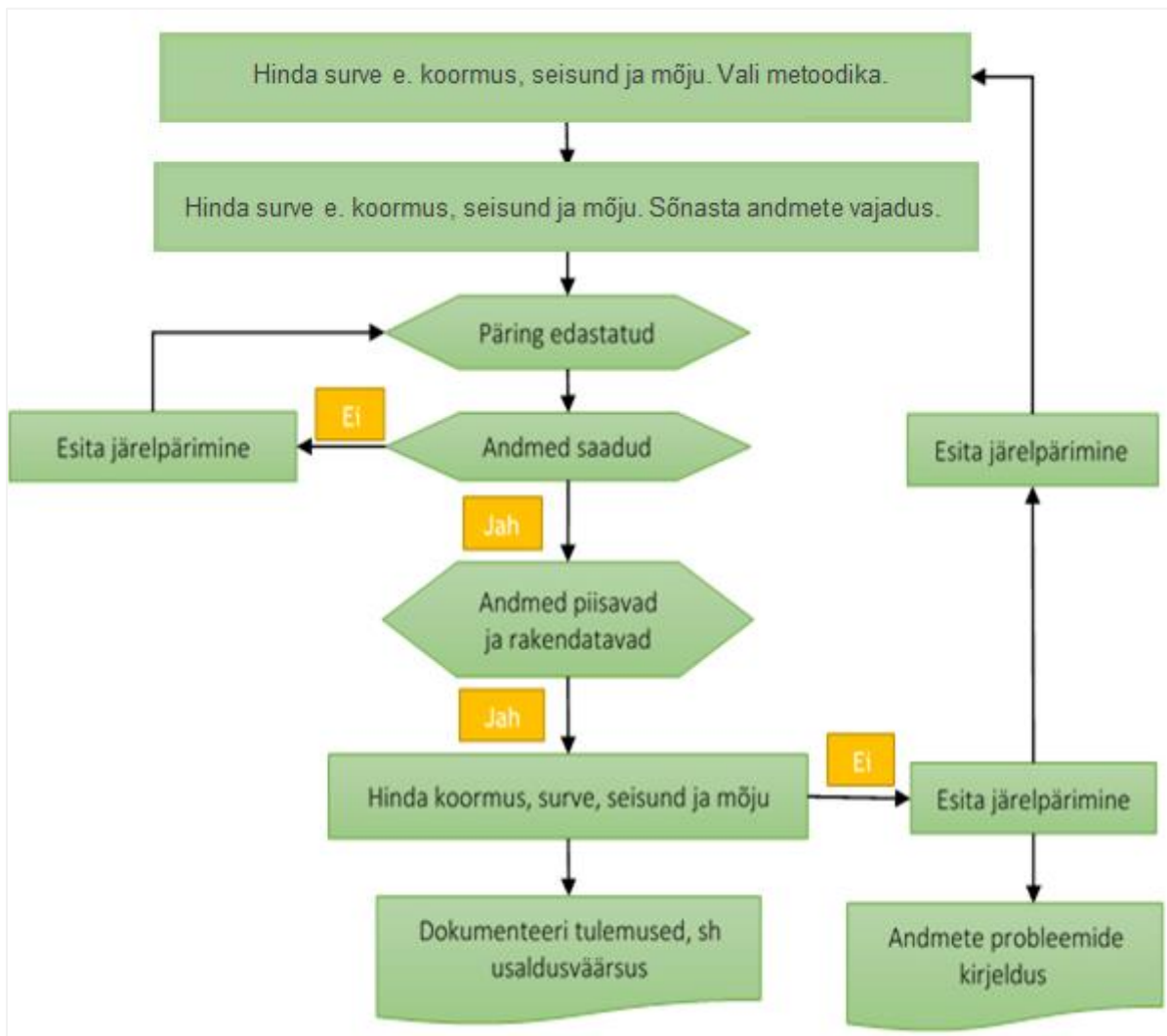
Määramatus (5 parim, 1 halvim):

5. Määramatus väga madal. Kõrge või väga kõrge usaldusväarsusega, st akrediteeritud ja rahvusvaheliselt tunnustatud meetodikatega ning vastavate akrediteeringutega asutuste (instituutide, laborite) poolt kogutud mõõtmistulemuste andmed on olemas kogu vaadeldava perioodi kohta.
4. Määramatus madal. Andmed mõõtmistulemuste kohta on olemas suurema osa vaadeldava perioodi kohta, need on valdavalt kogutud tunnustatud meetoditega vastava koolitusega spetsialistide poolt.
3. Määramatus keskmine. Andmed on olemas üksikute aastate kohta, mõõtmistulemuste ja hinnanguliste tulemuste saamiseks on kasutatud standardseid meetodeid ning rakendatud andmete saamiseks vastava koolitusega spetsialiste.
2. Määramatus kõrge. Andmed valdavalt või täielikult puudu, info kasutatud meetodite ning andmete tootmise ja kogumise viiside kohta puudulik või puudub täiesti.
1. Määramatus väga kõrge. Mõõtmistulemuste ja standardsetel meetodikatel põhinevate hinnangute andmeid ei ole, olemasolev info põhineb ekspertide hinnangutel.

1.2.4 Metoodikate valiku põhimõtted ja valiku teostamine

Metoodikate valiku keskkonnamõjude kvantitatiivseks hindamiseks viivad läbi teemarühmade eksperdid. Metoodikate valiku skeem on antud joonisel 3. Metoodikate valikul tuleks täiendavalt tähele panna järgmisi asjaolusid:

- usaldusväärsus ja määramatus – teemarühmadel tuleb hinnata nimetatud näitajad alternatiivsete metoodikate puhul (kui need on olemas), sh ka nende rakendamiseks vajalike ja kasutada olevate andmete koosseisu, kvaliteedi ja üldistusastme alusel (st kas olemasolev andmestik on meetodi tegelikul rakendamisel piisav tulemuste madala määramatuse ja kõrge usaldusväärseuse tagamiseks);
- metoodika sobivus antud analüüsis kasutatava DPSIR metoodikaga – arvestada tuleb projekti üldisest metoodilisest lähenemisest tuleneva nõudega, tagada põhjus-tagajärg seoste jälgimise ja väljatoomise võimalikkus. NB! **metoodika ei ole kasutatav ja tulemused usaldusväärsed**, kui selle rakendamisel kasutatavad või saadavad üht või mitut DPSIR komponenti kirjeldavad **andmed ei ole seostatavad DPSIR ahela teiste komponentidega erineva detailsusastme, määramatuse vm omaduse olulise erinevuse tõttu**;
- metoodikate ja nende rakendamisel saadavate tulemuste sobivus kasutamiseks projekti II etapis (välismõjude rahasse hindamine) – keskkonnaseisundi muutusi analüüsivatel ja väljatoovatel teemarühmadel konsulteerida selle aspekti arvestamiseks metoodikate valiku juures inimestevise ja heaolu mõjude hindamise teemarühmaga ning looduse teemarühmaga.



Joonis 3. Metoodikate valiku protsess Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüsi I etapis

1.2.5 DPSIR meetoodika edasiarenduse võimalused välismõjude hindamiseks

Klassikalisel DPSIR kontseptsioonil on nii puudusi kui plusse. Lähemalt on neid analüüsitud ja kirjeldatud koos DPSIR meetoodika erinevate kasutusvõimalustega keskkonnamõjude hindamisel lisas 1 toodud analüüsi aruandes (Rehnsburg 2017).

Plussideks on seoseid luua võimaldav olemus (võimaldab seostada keskkonnanäitajad inimtegevusega, looduslikud süsteemid inimtekkelistega). Plussiks on ka süsteemi selgus ja arusaadavus ning pändlikkus (võimalused edasiarendusteks). Meetod võimaldab luua ja arendada indikaatorite süsteeme ning ühendada omavahel erinevaid valdkondi (loodusteaduste uurimisvaldkonnad, poliitikavaldkonnad...). Meetodist on olulist abi ulatuslike kaardistuste ja uuringute raames nii töö kavandamisel kui läbiviimisel kui tulemuste esitamisel.

Üheks oluliseks puuduseks on raskused keeruliste, mitmesuunaliste ja hargnevate või koonduvate seoste väljatoomisel, mis osutus probleemiks ka käesoleva aruande aluseks olnud töös. Samuti vajas välismõjude hindamise I etapi elluviimisel lahendamist probleem, mis on seotud ruumilise mõõtme aspektiga – erinevate DPSIR komponentide jaoks peavad andmed olema olemas võrreldaval detailsuse tasemel. Sotsiaalmajanduslike aspektide sissetoomine, mis on teada kui keeruliste seostega valdkond, eeldab paralleelsete alluuringute-kaardistuste tegemist. DPSIR kontseptsioon on olemuselt

interdistsiplinaarne ehk valdkonnaülene ja üksikute valdkondade ühendamine sellesse ühtse tervikuna on keeruline (metoodilised erinevused, andmete detailsusastme erinevused jne). Väga oluline on DPSIR kontseptsiooni edukaks rakendamiseks andmete kvaliteet – ajaline ja ruumiline pidevus, võrreldavus. Kvaliteetsete andmete puudumine ei võimalda seoseid usaldusväärselt välja tuua ja kirjeldada. (*Rehnsburg 2017*).

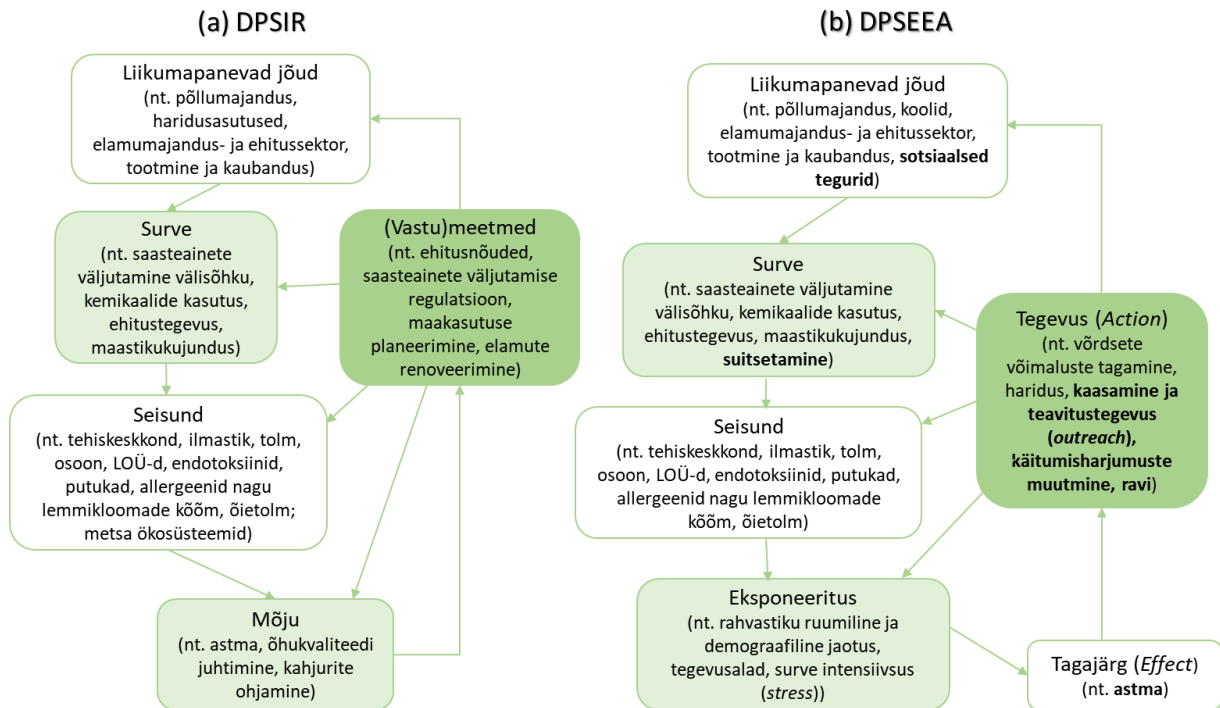
Käesolevas töös lahendati eelpoolkirjeldatud puudused eelkõige **ühtse ruumilise lähenemise taseme valikuga (riigi tase)**, uuritava ajaperioodi eelneva kokkuleppimisega (2005-2015), alternatiivse lähenemise võimaldamisega meetodite valikul surve- ja seisundinäitajate hindamiseks – kokkuleppeliselt eelistati reaalseste mõõtmiste tulemusi, kuid nende puudumisel kasutati modelleerimist ja eksperthinnangut (nt ebameeldiva lõhna puhul lõhna levialade määratlemisel). Mõistetest ja terminitest ühtse arusaamise loomiseks, sh DPSIR komponentide sarnase tõlgenduse tagamiseks toimusid perioodiliselt partnerite koosolekud ja arutelud. Keskkonnakasutusest mõjutatud inimeste arvu hindamiseks kasutati lihtsustatud meetodina rahvastikutiheduse kaardi ja keskkonnaekspertide poolt väljatoodud kõrgeenenud surve- või halvema seisunditasemega piirkondade kattuvuse analüüsi (vt interaktiivsed kaardid Internetis ja teemakaardid aruande lisa 13).

Puudustest ülesaamiseks on klassikalisele DPSIR meetodile välja töötatud erinevaid, ülesandepüstistusest ja eesmärgist lähtuvaid laiendusi. **Üheks edasiarenduseks on DPSEEA metoodika**, milles mõju (I) komponent on laiendatud ja asendatud *Exposure-Effect-Action* kompleksigakompleksiga ehk Eksponeeritus-Mõju-Tegevus komponendiga. Tegevuse komponent on samane meetme komponendiga R DPSIR süsteemis. **Selline lähenemine eeldab iga potentsiaalset tervisemõju omava seisundinäitaja suhtes eraldi analüüsi läbiviimist mõjude kindlakstegemiseks ja nendega seotud vallapäästvate jõudude väljaselgitamiseks.** Üksikutest alluuringutest kujuneb analüüsi tulemusel mosaiikne tervik (*Gentrey, Bartram 2014, Susan H. Yee jt 2012*).

Tervisemõjude hindamisega seotud ülesandepüstistuste juures on oluline ajaperioodi arvestamine, mille kestel inimene on eksponeeritud erinevatele saasteaine(te)le. Võrdlus DPSIR nõ klassikalise versiooni ja inimesele avalduvate tervisemõjude kaardistamiseks (ja surve- ning seisunditegurite, survele eksponeerituse ning vajalike vastumeetmetega seostamiseks) väljatöötatud metoodika laienduse DPSEEA vahel on esitatud joonisel 4 (*Susan H. Yee jt 2012*).

Viidatud meetodi laiendus on selle väljatöötajate ja rakendajate sõnul aidanud kaasa erinevate valdkondade ekspertide kaasamise valdkonnaülel analüüsi eeldavates uuringutes, sh ülesannete püstitamise ja töö organiseerimise ja selle tulemuste edasi andmise juures (*Susan H. Yee jt 2012*).

Teiseks võimalikuks edasiarenduseks, mis aitaks siduda keskkonnakasutuse välismõjusid ökosüsteemiteenuste seisundi ja selle kaudu ka inimeste heaolu näitajatega on **DPSEER metoodika**, kus mõju (I) komponent asendatakse ökosüsteemiteenuste komponendiga E (E nagu *Ecosystem Services*) (*Kelble jt. 2013*). Sisuliselt tähendab see sarnaselt eelpoolnimetatud DPSEEA metoodikaga D, P ja S komponentide kirjeldamisele lisaks erinevate surve- ja seisundinäitajatega seostuvate ökosüsteemiteenuste kaardistamist ja mõjuahelasse paigutamist (vt joonis 5). Tulemuseks on samuti metoodika, kus teostatakse laia DPSIR kaardistuse all sisuliselt eraldi detailsed kaardistused erinevate ökosüsteemiteenuste ja/või ökosüsteemiteenustega seotud seisundi- ja survenäitajatega, seostades need lisaks veel mõjuga inimese heaolule. Joonisel 6 on esitatud joonis DPSEER-metoodika rakendamisel saadava seostepildi kohta, kus olulisel kohal on veeökosüsteemi poolt pakutavatest teenustest sõltuvad inimese heaolu, sh tervist mõjutavad aspektid. Välja on toodud seosed veekogude eutrofeerumise ja inimese heaolu ning tervist otseselt mõjutavate nähtuste (nagu nt toksilised vetikaõitsengud) vahel. Silmas tuleb pidada, et joonistel 5 ja 6 on toodud lihtsustatud kirjeldus laiendatud kontseptsioonist ja selle rakendamise tulemustest – tegelikud seoste võrgustikud on keerulisemad. Antud joonistel on käesolevas töös võimalikke arendussuundi illustreeriv funktsioon.

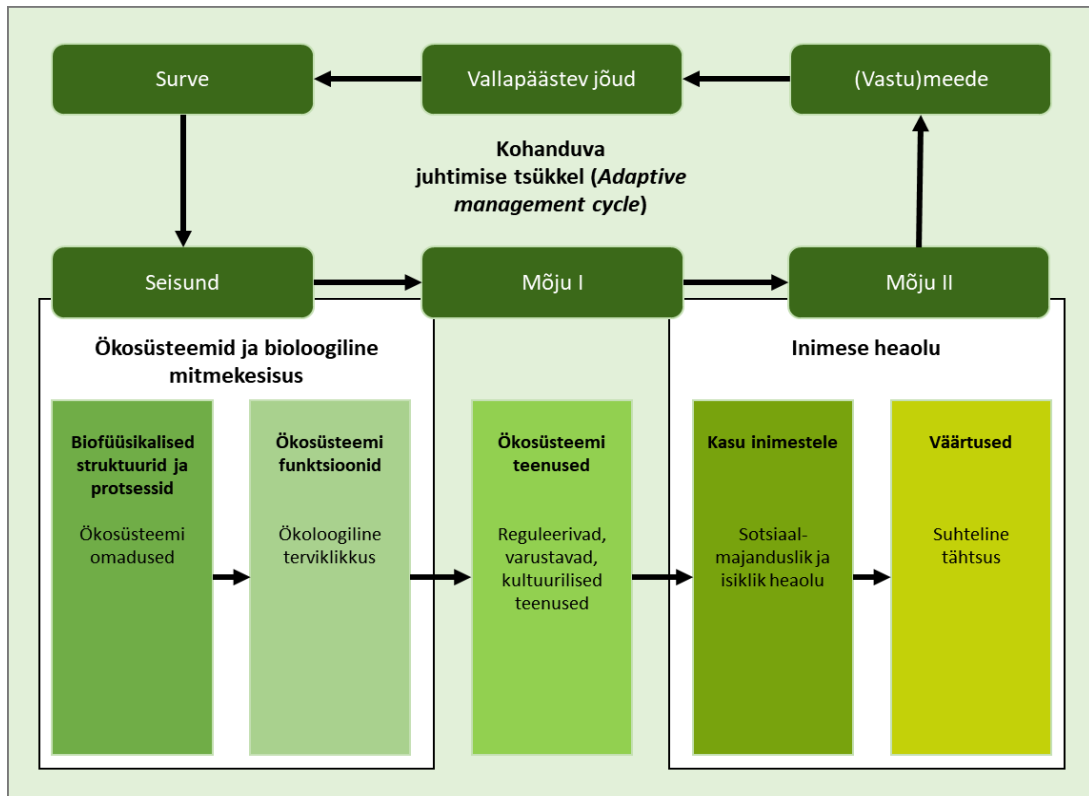


Joonis 4. DPSIR meetodika kasutamisel kujuneva seostekaardi klassikaline ülesehitus võrdluses inimtervises asetleidvate muutuste detailsemaks kaardistamiseks väljatöötatud laiendusega DPSEEA (Susan H. Yee jt 2012).

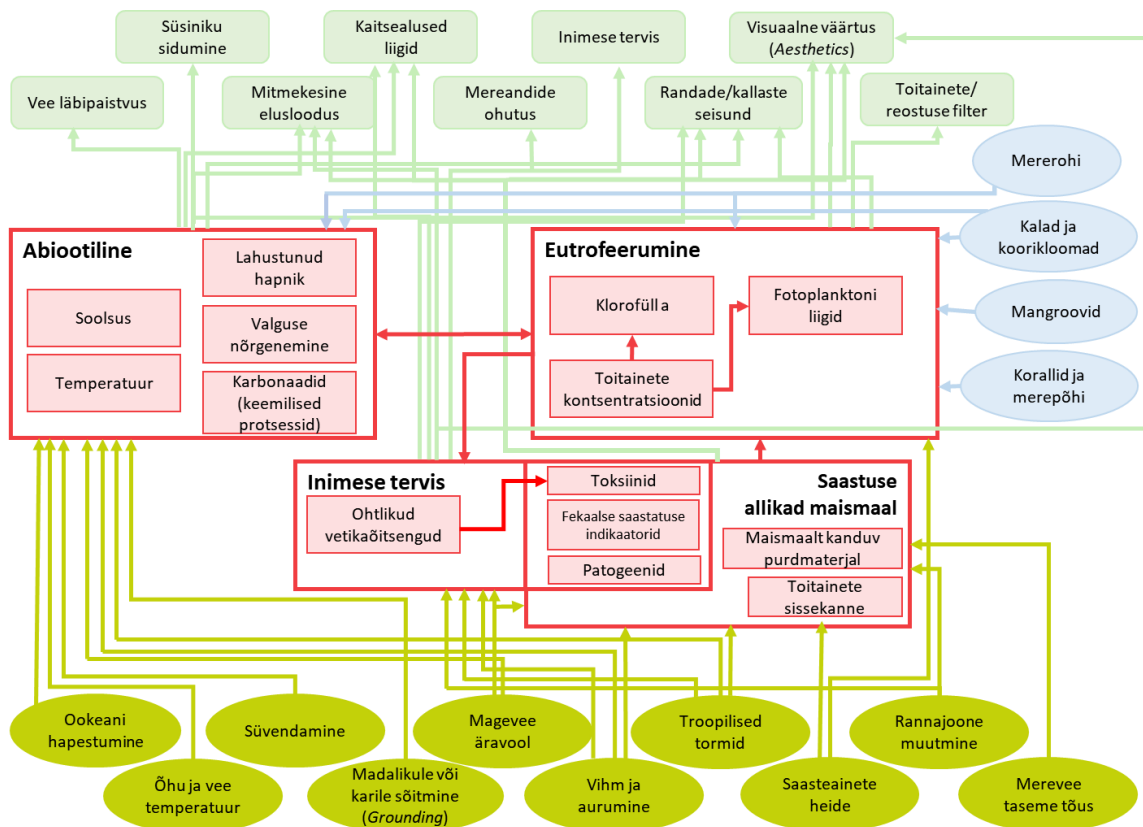
DPSER-kontseptsiooni eelis, võrreldes klassikalise DPSIR lahendusega on asjaolu, et ökosüsteemiteenuste kontseptsiooni sissetoomine võimaldab integreerida ja kirjeldada nii positiivseid kui negatiivseid mõjusid, mis kaasnevad keskkonnakasutuse, st keskkonnale avalduva surve ja sellest tingitud seisundimuutustega.

Inimese heaolu seostamine elurikkuse näitajate ja looduskaitse meetmetega, sh läbi ökosüsteemiteenuste on oluline ülesanne, mis aitaks tõhustada elurikkuse kaitset. Elurikkuse seoseid inimese heaoluga ei ole palju uuritud ning takistuseks meetmete rakendamisel saab sageli inimese heaolu ja elurikkuse ning ökosüsteemiteenuste seisundi vaheliste seoste mittemõistmine ja -arvestamine (Sandifera jt 2015). Sellest vaatenurgast lähtudes on DPSEER kontseptsiooni või sarnaste lähenemiste väljatöötamine ja rakendamine keskkonnapoliitikas väga oluline. Eestis on 2017. aastal valmimas nii välismõjude rahasse hindamise analüüs kui alustatud üleriigilise ökosüsteemiteenuste kaardistamisega. Olemas on juba ka pilootprojektide tulemused ökosüsteemiteenuste hinna määramiseks. See annab võimaluse lähitulevikus seostada kahe suure projekti tulemused ning kirjeldada inimese heaolu kaasvalt keskkonnakasutuse mõjud ökosüsteemidele, sh võimaluse kavandada terviklikult kaitse- ja leevendusmeetmeid ökosüsteemide terviklikkuse säilitamiseks.

Mõlema DPSIR meetodika laienduse puhul tekib selle rakendamisel keeruline süsteem vastu- ja koosmõjuvatest keskkonnateguritest ja nende mõjudest uurimisobjekti suhtes. DPSIR meetodika roll on siinkohal süsteemse ülevaate loomine uuritavast probleemist, ühtse lähenemise rakendamine probleemi kirjeldamiseks, tegevuste elluviimiseks süsteemi loomine ning uurimistulemuste korrastatud esitlemine. Detailsed alluuringud viiakse läbi objekti(de) eripärast lähtuvate spetsiifiliste meetoditega.



Joonis 5. DPSIR kontseptsiooni edasiarendus ökosüsteemiteenuste hõlmamiseks (DPSER). I ehk mõju komponent on asendatud ökosüsteemiteenuste komponendiga (E), mis hõlmab ka mõju inimese heaolule (Müller ja Burkhard 2012).



Joonis 6. DPSER meetodikaga teostatud kaardistuse tulemus veeökosüsteemi näitel (Kelble jt 2013).

DPSER-i rakendamine eeldab andmete olemasolu ökosüsteemide ja ökosüsteemiteenuste seisundi kohta, samuti ökosüsteemiteenuste rahalise väärtuse kohta. **Ökosüsteemide seisundi indikaatorina** on praktiliselt kasutatavad **elurikkuse näitajad** - nt üldine elurikkus, elupaikade paljusus, ökosüsteemile tüübiomaste liikide arv, geneetiline mitmekesisus või võtmeliikide arvukus. Indikaatorite täpne valik sõltub analüüsi eesmärgipüstitusest. Kui eesmärk on keskkonnamõju rahasse hindamine, tuleb indikaatorite valikul seda arvestada ja valida näitajad, mida on võimalik rahasse hinnata mõne olemasoleva meetodiga.

Elurikkuse rahasse arutamiseks on olemas mitmeid meetodeid. Näiteks saab hinnata elurikkuse rahalist väärtust mõju kaudu vee seisundile (veekaitseline aspekt, nt märgalad, roostikud). Võimalik on hinnata elurikkuse **väärtust kasutusvõimaluste kaudu** teaduses, põllumajanduses, metsanduses – näiteks geneetilise mitmekesisuse kaudu, mis loob võimalused selektsioonimaterjali olemasoluks sordiarvutuses ja välistele stressiteguritele vastupidavate koosluste kujundamiseks, ravimite väljatöötamiseks jne. Samuti saab elurikkusele anda rahalise väärtuse inimeste **maksevalmiduse uuringute kaudu** (Nunes, Bergh 2001). Vaata ka käesolevas aruandes toodud rahalise väärtuse hindamise meetodite kirjeldusi peatükis 10.

Eelpooltoodust lähtuvalt ja julgustatuna varasemate analüüside tulemustest elurikkuse kui ökosüsteemide terviklikkuse indikaatori hea potentsiaali kohta, on **käesolevas töös on pakutud välja meetodika maa hõivamise mõju hindamiseks loodusele piirkondliku elurikkuse ja elupaigale iseloomulike liikide arvukuse muutuste kaudu**, seostades muutust elurikkuses keskkonnale avalduvate survenäitajate intensiivsuse ja ulatusega vaadeldavas piirkonnas. Selle edukaks rakendamiseks on aga vajalikud täpsemad, süstemaatiliselt kogutud, aja- ja ruumikomponendiga seotud andmed liikide arvu kohta Eesti erinevates piirkondades ja ökosüsteemides, erineva maa hõive mõjualas.

1.3 Keskkonnakasutuse vormide olulisuse hindamine ja olulisuse hindamise tulemused

1.3.1 Olulisuse hindamise kriteeriumid

Pakkumuses esitatud olulisuse hindamise kriteeriumid, mida projekti elluviimise käigus täiendati pakkumuses toodule lisaks kahe komponendiga (vt väljatoodud kriteeriumid allpool), olid käesolevas töös järgmised:

- ruumiline ulatus
- **ajaline kestvus (lisatud töö käigus täiendavalt)**
- **tagasipöörduvus (lisatud töö käigus täiendavalt)**
- normtasemed
- mõju loodusele
- mõju inimtervisele
- mõju inimese heaolule

Kriteeriumite valiku algseks aluseks on KeHJS (vt olulise keskkonnamõju definitsioon, keskkonnamõju hindamise eesmärk¹⁰ ning keskkonnamõjude eelhindamise juhend (vt olulise keskkonnamõju kindlaksmääramise kontrollküsimused; Kutsar 2015¹¹), mida on täiendatud projekti tellija ning I etapi nõustava töörühma tagasiside, projekti IMPERIA raames valminud keskkonnamõjude hindamise meetodika¹² (IMPERIA 2015) ja keskkonnamõjude hindamise käsiraamatu (Pöder 2017) alusel.

¹⁰ <https://www.riigiteataja.ee/akt/103072017014?leiaKehtiv>

¹¹ https://www.keskkonnaamet.ee/sites/default/files/KMH/eelhindamise_juhend_0307.pdf

¹² <file:///C:/Users/Inta/Downloads/Guidelines%20for%20impact%20significance%20assessment%20-%20ARVI-approach.pdf>

Normtasemete (kehtestatud piir- ja sihtväärtused) ületamine või nende ületamise tõenäosuse suurenemine ehk teisisõnu mõõdetud tasemete tõusev trend on loodusele ning inimese tervisele ja heaolule avalduva mõju olulisuse indikaatoriteks. Keskkonnamõju olulisuse hindamise juures eeldatakse, et normtasemeid mitteületavate väärtuste puhul ei ole alust eeldada pöördumatute muutuste asetleidmist keskkonnas ning ei teki kahju inimese tervisele ega heaolule. Käesolevas analüüsis on normtasemete puhul siiski arvestatud asjaoluga, et keskkonnakvaliteeti kirjeldavatele kehtivatele normtasemetele vastavus ei pruugi tagada mõjude puudumist inimese tervisele ja heaolule ning loodusele. Sellele viitab mh näiteks Maailma Tervishoiuorganisatsiooni eksperttöögrupi analüüs (*WHO 2016*), kus uute tervise- ja keskkonnauuringute valguses tuuakse välja vajadus mitmete välisõhu saasteainete normtasemete ülevaatamiseks ja uute saasteainete lisamiseks normtasemetega reguleeritud saasteainete nimestikku¹³.

Sellest asjaolust lähtuvalt, mis on laiendatav ka saasteainetele teistes keskkondades, on olulisuse hindamisel rakendatud põhimõtet, **mille kohaselt käesolevas töös keskkonnamõju olulisuse hindamise puhul ei arvestata vaid keskkonnamuutuse olulisuse ega vaid inimese tervises ja heaolus või looduses asetleidvate muutuste olulisusega, vaid vaadatakse ja hinnatakse neid koos ühtse tervikuna.** Näiteks võib tuua müra, mille puhul on Eestis nagu enamikes Euroopa riikides kehtestatud vaid inimese tundlikkus- ja talumislävest lähtuvad normtasemed (vt AÕKS, 3. jagu¹⁴), kuid loomastiku kaitseks kehtestatud ja nende erinevat tundlikkust ja talumisläve arvestavad spetsiifilised normtasemed puuduvad (*Dutilleux 2012*). Kuna erinevate loomarühmade mürataluvust arvestavad, arvulise väärtuse kaudu väljendatavad indikaatorid puuduvad, on müra mõju olulisuse hindamine loodusele keerulisem ja madalama usaldusväärsusega kui mõju hindamise puhul inimese tervisele. Abistavateks näitajateks olulisuse hindamisel saavadki siinkohal olla sellised näitajad nagu mürataseme trendid ajas ning üldise mürast mõjutatud ala pindala muutus.

1.3.2 Olulisuse hindamise metoodika kirjeldus

Keskkonnakasutuse vormide ja keskkonnamõjude olulisuse hindamine seisundi- ja survenäitajate kaudu viidi käesolevas töös läbi ühtse metoodika alusel keskkonnakasutuse valdkondade kaupa. **Olulisuse hindamise metoodika lühikirjeldus ja hindamise tulemused on esitatud joonisel 7.**

Esmalt hinnati keskkonnakasutuse vormide, seisundi- ja survetegurite olulisust töö ettevalmistavas etapis kahe palli skaalas (oluline, väheoluline). Kasutati eksperthinnangu meetodit eespooltoodud kriteeriumite alusel. Esimese olulisuse hindamise eesmärgiks oli kitsendada keskkonnasurve- ja seisundi näitajate valimit, millega seostada hindamisse hõlmataavaid keskkonnamõjusid.

Olulisuse hindamise II etapis oli surve- ja seisundinäitajate ning keskkonnamõju näitajate andmestik koondatud ning läbi viidud statistiline ja ruumianalüüs. Nendel teadmistel põhinevalt koostati semikvalitatiivne olulisuse hindamise metoodika, mis on edasiarendatav kvantitatiivse hinnangu andmise suunas. Käesolevas töös jäi olulisuse hindamise II etapis põhirõhk siiski eksperthinnangule, kuigi kasutati võrdlust kõikide töösse haaratud ja asjassepuutuvate kättesaadavate keskkonnaandmetega. Järgnevalt on etappide kaupa toodud olulisuse hindamise metoodika kirjeldus ja esitatud hindamisaspektide kaalud.

Käesolevas töös antud olulisuse hinnang on kasutatav käesoleva projekti kontekstis ja selle eesmärkide saavutamiseks. **Hinnangud antud kolmel tasemel – väheoluline, keskmise olulisusega ja oluline.** Välditud on sõna „mitteoluline“ kasutamist, kuna käesoleva töö raames antud hinnang „mitteoluline“ keskkonnakasutuse vormidele või neist lähtuvast survest tekitatud keskkonnamõjudele oleks KeÜS-is toodud keskkonnakaitse põhimõtteid (sh ettevaatus- ja vältimispõhimõte) arvestades ennatlik ning

¹³ http://www.euro.who.int/data/assets/pdf_file/0013/301720/Evidence-future-update-AQGs-mtg-report-Bonn-sept-oct-15.pdf?ua=1

¹⁴ <https://www.riigiteataja.ee/akt/103072017015?leiaKehtiv>

olulisuse hindamise tulemuste edasisel rakendamisel nt poliitikasoovituste koostamiseks vääriti mõistmist võimaldav.

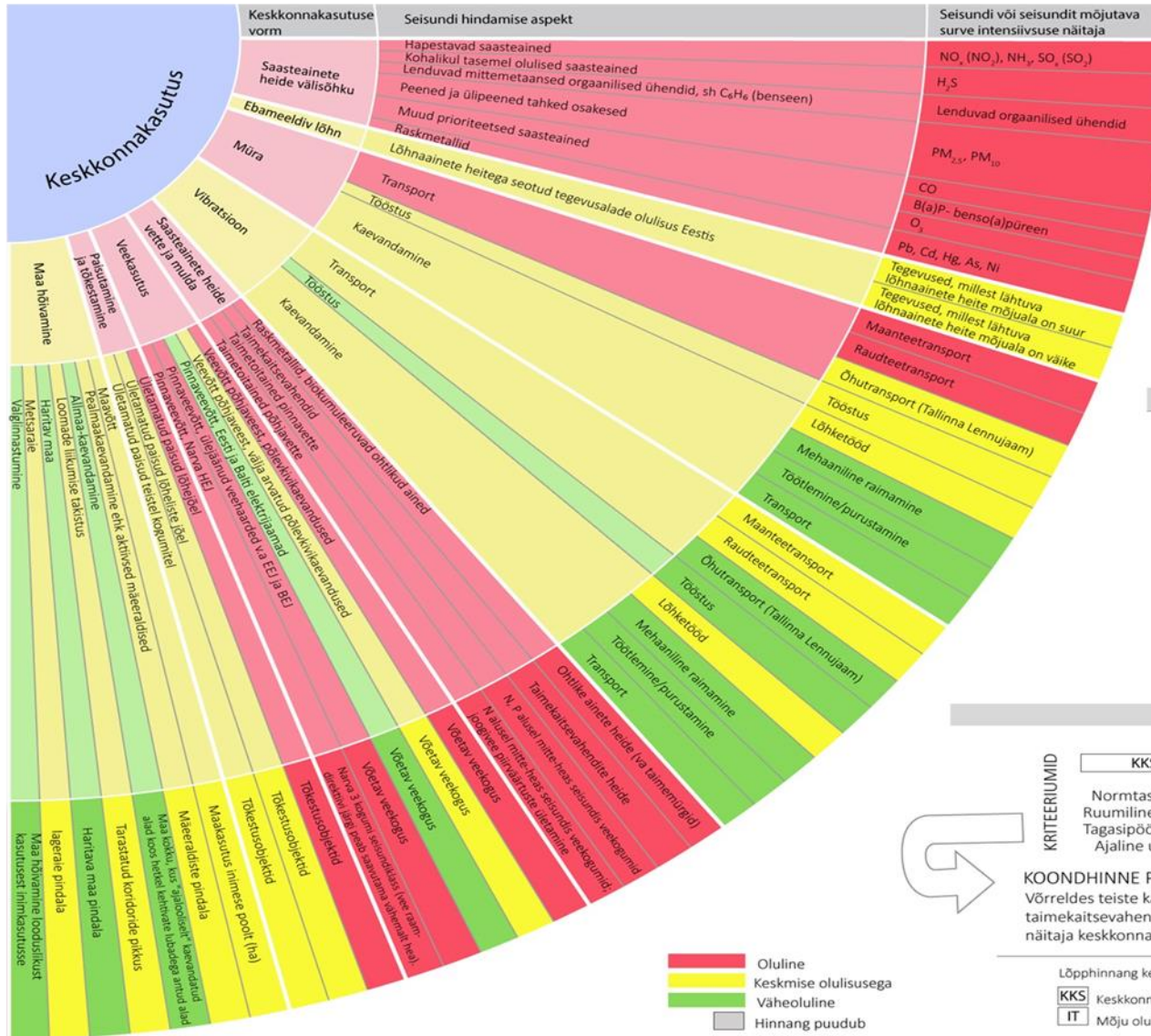
Keskkonnakasutuse vormide ja nendega seotud keskkonnamõjude hindamisel on hinnatud PSI ahela erinevaid komponente terviklikult, arvestades nii surve- ja seisundinäitajaid kui mõjunäitajaid, andes seejuures **kõige suurema osakaalu inimese tervise allkomponendile** (vt joonis 8). See lähenemine on kooskõlas projekti lähteülesandel põhineva pakkumusega, mille kohaselt käesolev analüüs on inimkeskne.

Mõju inimese **heaolule allkomponendile ning mõju loodusele komponendile on antud võrdne kaal** tulenevalt asjaolust, et mõju loodusele avaldab ökosüsteemiteenuste seisundi ja kättesaadavuse muutuste kaudu inimese heaolule nii otsest kui kaudset mõju. Seetõttu pole õigustatud inimese heaolu komponendi kaalu suurendamine, mis viiks inimesele avalduva mõju ebaproportsionaalsele ülehindamisele.

Enne hinnangute andmist viidi läbi olulisuse hindamine kõikide keskkonnakasutuse vormide ja nendega seotud seisundi- ja survetegurite kohta. Saadud punktisummadest moodustub hindamiskaala, mis jaotatakse järgmiste proportsioonide alusel kolmeks:

- olulise klassi vahemik peab hõlmama 30 +/-3% kogu hindamise käigus saadud punktisummade kõrgematest väärtustest (käesolevas töös hõlmab see saadud väärtuste skaalat 200 p ehk 29.4% ulatuses);
- keskmise olulisusega klass kui klass, mille puhul on mõju staatus ebaselge ja tuleb rakendada täiendavat hindamist (olukord, mille tekkimise tõenäosus peaks olema vähendatav eeltöö, piisava andmetega ja taustauuringutega kaetuse korra), peab kogu hindamisteljest moodustama kõige väiksema osa, 15 +/-3% (käesolevas töös hõlmab see saadud väärtuste skaalat 80 p ehk 12% ulatuses);
- keskmise ja madala olulisusega (väheoluline) klass peab kokku hõlmama hindamiskaala ulatusest alla 3/4, soovitatavalt 75 +/- 3% (käesolevas töös hõlmab see väärtuste skaalal vahemiku 315...480p ehk 70.6%)

Proportsioonide jaotamisel lähtutakse eeldusest, et analüüsi hõlmatakse keskkonnakasutuse vormid ja neist tuleneva surve-, survest mõjutatud seisundi ja keskkonnamõju näitajad enne esmase keskkonnamõju olulisuse hindamise (sisuliselt eelhindamise) läbiviimist, mistõttu tõenäosus madalate mõju olulisuse punktiskooride saamiseks on suhteliselt kõrge. Olulisuse hindamise skaala koostamiseks otsiti infot erinevatest allikatest, kuid selgus, et olulisuse hindamise puhul on üldtunnustatud arusaam, mille kohaselt tegu on kaalutusotsusega, mille puhul tuleb arvestada nii mõjutava tegevuse poolt põhjustatud keskkonnaväljateede lähteseisundi, muutuse ulatuse ja suunaga kui mõju sihtmärgi eripäradega (nt tundlikkus, lähteseisund) samuti avalduva mõju ajaliste (nt mõju ilmnemise kiirus, tagasipöördumus) ja ruumiliste eripäradega – seetõttu on kriteeriumid pigem kirjeldavad (*IMPERIA 2015, Pöder 2017*). Käesolevas töös on tehtud ettepanek olulisuse hindamiseks kirjeldavate hinnangute arvulisteks väärtusteks teisendamise teel.



Keskonnakasutuse vormide ja seisundi- ning survetegurite muutuse olulisust hinnati kahes etapis:

- **ettevalmistavas etapis** keskkonnaseisundi ja selle muutuse näitajate kaudu kahe palli skaalas (oluline, väheoluline), eksperthinnangu meetodil, põhirõhk seisundinäitajatel;
 - **analüüsi etapis** keskkonnaseisundi ja selle muutuse näitajate, keskkonnamõju näitajate (mõju inimese tervisele, mõju inimese heaolule, mõju loodusele) kaudu terviklikult.
- Teises olulisuse hindamises anti koondhinnangus kõige suurem kaal inimese tervise ja heaolu võimalikele muutustele, tulemused esitati 3 palli skaalas**

Olulisuse hinnanguga rühmitatakse käsitletud keskkonnakasutuse vormid ja keskkonnakasutuse intensiivsust kirjeldavad keskkonnaseisundi- ja survenäitajad Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise I etapi raamides suhtelise olulisuse järgi olulisteks, keskmise olulisusega ja väheolulisteks. **Jaotus ei ole alus rahalise väärtuse hindamisest keskkonnakasutuse vormide väljajätmiseks.**

I ettevalmistav etapp

Näide 1:
Kloriidide ja naftasüvesinike sisaldus teeäärse maa mullas
 KKS IT IH L → Hinnati väheoluliseks, edasi ei uuritud

Näide 2:
Taimkaitsevahendite sisaldus vees ja mullas
 KKS IT IH L → Määrati oluliseks ning liigiti järgmisesse analüüsi etappi

* tugineb Justiitsministeeriumi ja Riigikantselei juhendil "Mõjude hindamise meetodika", 2012.

II analüüsi etapp

KRITEERIUMID	KKS	IT	IH	L
Normtasemed				
Ruumiline ulatus				
Tagasipöörduvus				
Ajaline ulatus				
Mõju ulatus				
Mõju avaldumise sagedus				
Mõjutatud sihtrühma suurus				
Mõju looduskaitsete eesmärkide saavutamisele				
Mõju ulatus elurikkusele				
Mõju kestvus/püsivus				

KOONDHINNE PEALE KAALUMIST: OLULINE

Võrreldes teiste käsitletud näitajatega on projekti I etapi teostavate ekspertide hinnangul taimkaitsevahendite sisaldus vees ja mullas suhteliselt kõrge olulisusega. Soovitav on kaasata näitaja keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise projekti järgnevas, II etapis.

Lõpphinnang keskkonnakasutuse vormi olulisusele anti kõige kõrgema hinnanguga mõjukomponendi järgi.

KKS Keskonnaseisundi muutuse olulisus
 IT Mõju olulisus inimese tervisele
 IH Mõju olulisus inimese heaolule
 L Mõju olulisus looduskeskonnale

Joonis 7. Keskkonnakasutuse vormide surve- ja seisundinäitajate ning nende potentsiaalse keskkonnamõju olulisuse hindamise meetodika ja projekti raames antud suhtelise olulisuse hinnangud.

Joonisel 8 on toodud **punktide vahemik**, mille puhul loetakse keskkonnakasutuse vormi keskkonnamõju surve- ja seisundinäitajate alusel väheoluliseks, keskmise olulisusega või oluliseks. **Klassipiirid on suhtelised ja liikuva ning sõltuvad konkreetsetes hindamises saadud miinimum- ja maksimumpunktide arvust.** Käesoleval juhul saadi hindamise tulemuseks kaalusid arvestades punktid vahemikus 315 kuni 680. Põhimõtted klassipiiride täpsemal jaotamisel on järgmised:

1. Oluline klass – klassi alumine piir määratakse 30% maksimumpunktide arvu võrra maksimumpunktide allapoole, lubatud kõikumine +/- kuni 3% (antud juhul $680 \cdot 0.3 = 204$ p, alumine piir $680 - 204 = 476$, piir 480, kõrvalekalle 0.8%);

2. Keskmise olulisusega klass – klassi alumine piir määratakse olulise klassi alumise piiri punktide arvust 50% võrra maksimumpunktide allapoole, lubatud kõikumine +/- 3% (antud juhul $480 \cdot 0.5 = 240$, $680 - 240 = 440$, alumine piir 430, kõrvalekalle 2.4%),

3. Väheoluline klass – keskmise olulisuse klassi alumisest piirist allapoole kuni miinimumpunktideni. Käesolevas töös on ülemiseks piiriks märgitud 400, kuna vahepealsed väärtused puudusid, klassipiiride jaotamisel aga lähtutakse tegelikult hindamisel saadud punktisummadest.

Lubatud kõikumine kuni 3% on seotud asjaoluga, et kasutatakse tegelikult läbi viidud hindamise punktisummasid ning piiride seadmisel on seetõttu lubatud arvutuslikult saadud tulemusest kõrvale kalduda selleks, et klassipiiridesse hõlmata mõjusid, mille hindamistulemus ei lange arvutusliku klassivahemikuga täpselt kokku. Suurema erinevuse kui 3% puhul peab ekspert klassi valikul lähtuma parimast ekspertteadmistest ning paigutama mõju sobivaimasse klassi, arvestades seejuures ettevaatus- ja vältimispõhimõttega ehk lähenema konservatiivselt.

Keskkonnakasutuse vormide ja nende keskkonnamõjude olulisuse lõplik hindamine seisundi- ja survenäitajate kaudu viidi läbi kolmes etapis:

1. Keskkonnaseisundi muutuse olulisuse hindamine surve- ja seisundinäitajate kaudu.

Joonisel 9 on toodud selle etapi hindamiskriteeriumid ja nende selgitused. Hindamiskriteeriumiteks olid:

- normtasemed
- ruumiline ulatus
- ajaline ulatus
- tagasipöördumus

Kõikidele kriteeriumitele anti hinnang 3 palli skaalas (1...3), seejuures 1 oli halvim ja 3 parim hinnang. Kui vähemalt üks kriteeriumitest sai hinnangu 3 või vähemalt kaks hinnangu 2, loeti keskkonnaseisundi muutuse komponent oluliseks.

2. Mõju olulisuse hindamine loodusele. Joonisel 10 on toodud selle etapi hindamiskriteeriumid ja nende selgitused. Hindamiskriteeriumiteks olid:

- mõju looduskaitsete eesmärkide saavutamisele
- mõju ruumiline ulatus elurikkusele
- mõju ajaline kestvus.

Kõikidele kriteeriumitele anti hinnang 3 palli skaalas (1...3), seejuures 1 oli halvim ja 3 parim hinnang. Kui vähemalt üks kriteerium sai hinnangu 3 või 2, loeti keskkonnakasutuse vormi ja keskkonnamõju olulisuse hindamise mõju loodusele komponent oluliseks.

Koondmõju hindamise etapid	Keskkonnakasutuse vormi olulisuse koondhinnangu kriteeriumid	Kaal	Min	Max
I etapp, keskkonnaseisundi muutuse näitajate olulisuse hindamine	keskkonnaseisundi muutus	5	4	12
II etapp, mõju olulisuse hindamine looduskeskkonnalet	looduskeskkond	25	3	9
III etapp, mõju olulisuse hindamine inimese tervisele ja heaolule	inimese tervis	45	3	9
	inimese heaolu	25	3	9
Kokku			305	915

VO	315...400	väheoluline
KO	430...480	keskmise olulisusega
O	485...680	oluline

Joonis 8. Keskkonnakasutuse vormide ja keskkonnamõjude olulisuse hindamine seisundi- ja survenäitajate kaudu, komponentide kaalud ja olulisuse tasemete piirid.

3. Mõju olulisuse hindamine inimesele. Joonisel 11 on antud selle etapi hindamiskriteeriumid ja selgitused. Hindamiskriteeriumiteks olid:

- mõju ruumiline ulatus
- mõju ilmnemise sagedus
- mõjutatud sihtrühma suurus

Kõikidele kriteeriumitele anti hinnang 3 palli skaalas (1...3), seejuures 1 oli halvim ja 3 parim hinnang. Kui vähemalt üks kriteerium sai väärtuseks 3 või vähemalt kaks kriteeriumi sai väärtuseks 2, loetakse olulisuse hindamise mõju inimese tervisele ja mõju inimese heaolule komponendid olulisteks.

Keskkonnakasutuse vormidena, millega seotud keskkonnamõju on kirjeldatud metodika alusel hinnatud oluliseks või keskmiselt oluliseks, saab välja tuua järgmised (vt joonis 7 eespool):

- saasteainete väljutamine välisõhku
- saasteainete heide vette ja mulda
- veekasutus (veevõtt)
- veekogude paisutamine ja tõkestamine
- müra
- vibratsioon
- maa hõivamine

1.3.3 Olulisuse hindamise meetoodiline taustamaterjal, hinnang kasutatavusele ja usaldusväarsusele

Meetodi väljatöötamisel on aluseks võetud Justiitsministeeriumi ja Riigikantselei poolt väljatöötatud mõjude hindamise meetodika ja 2015. aastal Soomes IMPERIA projekti raames valminud keskkonnamõju olulisuse hindamise juhend. Lisaks kasutati 2015. aastal valminud veemajanduskavade täiendavate meetmete hindamiseks väljatöötatud meetodikat (Keskkonnaministeerium 2015b). Oluliseks meetoodiliseks alusmaterjaliks oli Tõnis Põdra poolt koostatud keskkonnamõju hindamise käsiraamat, mis sisaldab keskkonnamõju olulisuse hindamisele pühendatud eraldiseisvat peatükki ja selles erinevate keskkonnamõju olulisuse hindamise meetodite kirjeldusi.

Nii KeHJS kui viidatud käsiraamat käsitlevad keskkonnamõju all keskkonnas toimuvat muutust ja selle olulisust. Käesolevas töös aga käsitletakse keskkonnamõjuna keskkonnakvaliteedi ehk keskkonnaseisundi muutusest tingitud muutust inimese tervises ja/või heaolus ning looduses (elurikkuses ja sellega vastastikmõjus olevas ökosüsteemide seisundis). Seega ei saa käesolevas töös olulist keskkonnamõju mõista kitsalt KeHJS tähenduses ning lähenemist tuleb laiendada. Keskkonnamõju hindamise käsiraamatus (Pöder 2017) on käesoleva töö mõistes keskkonnamõju esindatud keskkonnakvaliteedi muutuse objektina ehk sihtmärgina, millele keskkonnakvaliteedi muutus mõju avaldab. Sama põhimõtte pädeb ka IMPERIA projekti raames valminud ARVI-meetodi kohta. Seega on mõlemad allikad käesolevas töös olulisuse hindamise meetodi väljatöötamisel alusmaterjalina kasutamiseks siiski sobivad, sest sisaldavad ka keskkonnakvaliteedi muutuse sihtmärgiga (inimene, elurikkus, ökosüsteemid) seotud ja arvestamist vajavate eripärade kirjeldust ning olulisuse hindamisel arvessevõtmise põhimõtteid.

Väga oluline põhimõtte, millele keskkonnamõjude hindamise käsiraamatu autor Tõnis Pöder oma juhendmaterjaliga viitab, on keskkonnamõju olulisuse hindamise rangetesse kvantitatiivsete väärtuste ja arvutuslike meetodite piiridesse surumise võimatus ja selle sisuline vastuolu olulisuse hindamise eesmärgiga (järgneb tsitaat):

„Oluline on mõista, et keskkonnamõju olulisuse hindamiseks ei saa olla valemit või võrrandit, millesse teatavaid andmeid sisestades saab vastuse mõju olulisuse/mitteolulisuse kohta. Olulisuse hinnang on kaalutlemise tulemus, mis tugineb faktidele, kuid lisaks sisaldab neisse suhtumist.“ (Pöder 2017).

Autor toob seejuures välja, et kuigi olulisuse hindamiseks on erinevaid viise ning ainuõiget, igaks juhtumiks sobivat viisi pole, peab olulisuse hindamine olema läbipaistvuse ja hindamise protsessist ja tulemusteni jõudmisest arusaamise (ja diskussiooni võimaldamise) tagamiseks olema piisavalt detailselt kirjeldatud.

Puudusena olulisuse hindamiste juures on keskkonnamõju hindamise käsiraamatu autori poolt toodud välja praktika, kus keskkonnamõju olulisust hinnatakse intuitiivselt, ilma selget skeemi kasutamata. Käesoleva töö raames on seda puudust välditud põhjaliku olulisuse hindamise etappide ja hindamiskriteeriumite sisu kirjeldamise, hindamiskaala ja klassipiiride ning kriteeriumite kaalude määratlemise põhimõtete kirjeldamise ja väljatoomise kaudu. Hinnang on antud ka tulemuste usaldusväarsusele ning välja toodud usaldusväarsust vähendavad asjaolud.

Olulisuse hindamiseks on välja töötatud erinevaid meetodeid, nt hierarhiline analüütiline protsess (Saaty 2001). Nimetatud protsessi rakendatakse erinevate elu- ja tegevusvaldkondade valikuprobleemide lahendamiseks, sh objektide või protsesside tähtsusjärjestamine (prioriseerimine), parima tegevusalternatiivi või ressursside parima jaotusviisi leidmine jpm. Käesolevas projektis takistab hierarhilise analüütilise protsessi rakendamist asjaolu, et selle rakendamiseks on vaja teada konkreetset objekti, mille suhtes olulisust kaalutakse ja eesmärki, millest lähtuvalt olulisust hinnatakse. Käesolevas uuringus on ülesandepüstituseks üldise meetoodilise lähenemise väljatöötamine erinevate keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjude hindamiseks. Universaalsete objektide ja eesmärkide seadmise võimatuse tõttu erinevatele keskkonnakasutuse vormidele ja nende mõjudele ei ole olulisuse hindamine hierarhilise analüütilise meetodiga käesolevas uuringus asjakohane.

Keskonnakasutuse vormi olulisuse koondhinnangu kriteeriumid/ Criteria for evaluating the summary significance of exploitation of the environment	Keskonnaseisundi muutuse olulisuse hindamise kriteeriumid/ Criteria for evaluating the significance of change in the state of the environment	Selgitus/ Explanations	Kriteeriumi väärtuste skaala/ The scale of values for the criteria	Hindamiseeskiri/ Guidance for evaluation
I etapp, Keskonnaseisundi muutuse olulisus/ Significance of the change in the state of environment	normtasemed/ normative values	Keskonnaseisundi näitajatele ning nende muutustele (trendid) kehtestatud piir- ja sihtväärtused, mille abil tagatakse negatiivse keskkonnamõju minimeerimine inimtervisele ja -heaolule ning looduskeskkonnale/ Normative values that are set for different parameters and trends, in order to minimize negative impacts on human health and wellbeing and natural environment.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - piir- ja sihtväärtused ning suunised puuduvad nii näitajate tasemetele kui trendidele või tasemed ei ole ületatud ja trend on langev või stabiilne/ limit- and target values and guidances are missing for values of parameters and for trends or parameter values, or the target and limit values are not exceeded and trend is declining or stabile 2 - piir- ja sihtväärtused on kehtestatud näitajate tasemetele ja/või trendidele, tasemed ei ole ületatud, trend on tõusev/ limit and target values exist for parameter values and trends, not exceeded, trend is rising 3 - piir- ja sihtväärtused on kehtestatud normtasemetele ja trendidele, tasemed on ületatud, trend on tõusev või stabiilne/ limit and target values exist for parameter values and trends, exceeded, trend is rising or stabile
	ruumiline ulatus/ spatial range	Keskonnale keskkonnakasutuse poolt avaldatava surve põhjustatud keskkonnaseisundi muutuste ruumiline ulatus/ geographical range of changes in the state of the environment, caused by pressures related to the use of the environment.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - seisundi muutus ei ulatu kaugemale allikast ja selle vahetust lähedusest või kohaliku ulatusega, ulatusse ei jää inimasustust/ geographical range of the change in status does not extend further from the source or is of local importance, no human settlements are impacted 2 - seisundi muutus on kohaliku või piirkondliku ulatusega, ulatusse jääb inimasustust/ spatial range of the change in status of environment is of regional level, the observable zone covers human settlements 3 - seisundi muutus on üleriigilise ja/või piiriülese ulatusega, ulatusse jäävad suuremad tiheasustusalad/ spatial range of the change in status is on state and/or transboundary level, densely populated areas are affected
	tagasipöorduvus/ reversibility	Keskonnaseisundi muutust iseloomustavate näitajate väärtuste keskkonnasurve eelsele tasemele jõudmise võimalikkus ja kiirus/ how quickly and with what probability the parameters, describing the impacts on environment will (after terminating the activity) reach the levels that were present before the beginning of the activity.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - tegevuseelne või sellega võrreldav seisund taastub koheselt peale tegevuse lõppemist või mõne kuu kuni mõne aasta jooksul/ the state of environment returns to pre-activity or comparable to it state after termination of the activity or within several months or years 2 - tegevuseelne või sellega võrreldav seisund taastub kuni 15 aasta jooksul peale tegevuse/surve lõppemist/ pre-activity or comparable to it state is reached in 15 years after termination of the activity 3 - tegevusest põhjustatud muutustest taastumine on väga pikaajaline või tegevuseelset või sellega võrreldavat seisundit pole võimalik saavutada/ changes caused by the activity take more than 15 years to recover or are irreversible and pre-activity or comparable to it state cannot be reached
	ajaline ulatus/ time range	Keskonnaseisundi muutuste ajaline kestvus, pidevus ja prognoositavus/ how long the changes in the quality of the environment are observable, are they continuous and predictable.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - muutuste ilmumine keskkonnaseisundis on juhuslik/ occurrence of changes in the state of the environment is random 2 - muutuste ilmumine keskkonnaseisundis on prognoositav, kuid lühiajaline/ occurrence of changes in the state of the environment is predictable, but occurs for short periods 3 - muutuste ilmumine keskkonnaseisundis on prognoositav, pidev ja pikaajaline/ occurrence of changes in the state of the environment is predictable and long-lasting, continuous

Joonis 9. Keskonnakasutuse vormi ja sellega seotud keskkonnamõju olulisuse hindamine surve- ja seisundinäitajate kaudu – keskkonnaseisundi muutuse olulisuse hindamise komponent.

	Mõju olulisuse kriteeriumid/ Criteria for evaluating the significance of impact	Selgitus/ Explanations	Kriteeriumi väärtuste skaala/ The scale of values for the criteria	Hindamiseeskiri/ Guidance for evaluation
looduskeskkond/ natural environment	mõju looduskaitsete eesmärkide saavutamisele/ impact on achieving nature protection objectives	Mõju looduskaitsetele eesmärkidele hinnatakse mõjupiirkonna kattuvuse kaudu kohalike, riiklike ja rahvusvaheliste looduskaitsealadega ning teiste aladega, millel on looduskaitsete eesmärgid või olulisus, samuti kattuvuse kaudu kaitstavate ja ohustatud liikide registreeritud leiukohtadega./ Impact on objectives of nature protection are evaluated through local, national or international protected areas or other areas with significance, also by comparing the coverage of impacted areas with living areas of protected and endangered species.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - mõjupiirkond ei kattu kaitsealuste liikide registreeritud elupaikade, Natura2000 alade ega teiste aladega, millel on looduskaitsete eesmärgid (kõrge loodusväärtusega põllumajandusalad, vääriselupaigad, muud rohevõrgustiku alad jt)/ impacted area does not coincide with registered locations of protected species, Natura2000 areas or other areas with nature protection objectives (agricultural lands with high nature value, valuable forest habitats, other areas of green infrastructure etc) 2 - mõjupiirkonda jääb olulises ulatuses kohaliku tähtsusega kaitsealad ja/või looduskaitsete eesmärkidega alad ja madalama kaitsekategooria kaitsealuste liikide elupaiku/ impacted area covers areas with nature protection objectives and/or registered living areas of protected species with lower protection category 3 - mõjupiirkond kattub suure ulatuses looduskaitsealadega, sh riiklike ja rahvusvaheliste aladega; mõjualasse jäävad kõrgema kaitsekategooria ning Punase Raamatu väga ohustatud ja ohustatud liikide elupaigad/ impacted area covers a significant area of national and international protected areas; in the impact zone are located living areas of protected species of the highest protection category and species in the Red List of threatened species of endangered and critically endangered species.
	mõju ulatus elurikkusele/ extent of impacts on biodiversity	Mõju ulatust elurikkusele hinnatakse elupaikade sidususe ja üldise elurikkuse kaudu, hinnates mõjupiirkonna kattuvust kõrge üldise elurikkusega alade ja rohevõrgustiku aladega/ Impact on biodiversity will be evaluated through comparing the coverage of impacted areas with areas with high biodiversity and green infrastructure.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - mõjupiirkond ei kattu keskmisest kõrgema elurikkusega aladega ega rohevõrgustiku kuuluvate aladega/ impacted area does not coincide with areas of high species composition or green infrastructure 2 - mõjupiirkond kattub kuni 50% ulatuses keskmisest kõrgema elurikkusega aladega ning rohevõrgustiku tuum- ja sidusaladega/ impacted area overlaps with with areas of high species composition or green infrastructure, the overlapping is less than 50% 3 - mõjupiirkond kattub enam kui 50% ulatuses keskmisest kõrgema elurikkusega aladega ja rohevõrgustiku tuum- ja sidusaladega/ impacted area overlaps with with areas of high species composition or green infrastructure, the overlapping is more than 50%
	mõju kestvus/ time range of the impact	olemasolevatest riiklikest ja rahvusvahelistest uuringutest keskkonnamõjude kohta elurikkusele ja elupaikade seisundile ning elurikkuse ja looduskaitse ülevaadetest, kus kirjeldatakse erinevate keskkonnamõjude mõju kaitstavatele ja ohustatud liikidele ning elupaikadele/ Time range of the impact is evaluated by using data from national and international surveys on impacts of human activities on biodiversity and habitats, and from thematic reports.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)	1 - mõju ilmumine on juhuslik/ occurrence of impact is random 2 - mõju ilmumine on lühiajaline ja muudatust põhjustanud tegevusele eelnev seisund taastub kiiresti/ impacts occur for short periods and the previous state is achieved quickly (within months or a year) 3 - mõju ilmumine pidev ja pikaajaline, muudatust põhjustanud tegevusele eelnev seisund taastub aastakümnetega või ei taastu/ occurrence of impacts is long-lasting, continuous; the previous state is achieved in tens of years or will not be achieved

Joonis 10. Keskkonnamõjude vormi ja sellega seotud keskkonnamõju olulisuse hindamine surve- ja seisundinäitajate kaudu –loodusele avalduva mõju olulisuse hindamise komponent.

inimese tervis/ human health	Mõju olulisuse kriteeriumid/ Criteria for evaluating the significance of impact	Selgitus/ Explanations	Kriteeriumi väärtuste skaala/ The scale of values for the criteria
	mõju ulatus/ range of the impact	Mõju ulatus on suur, kui inimese senine toimimine võib muutuda märkimisväärselt võrreldes varasemaga ning eeldab sihiteadlikku kohanemist. Mõju ulatus on keskmine, kui inimese käitumises võivad kaasned muudatused, kuid nendega ei kaasne eeldatavalt kohanemiskõhmet. Mõju ulatus on väike, kui inimese käitumises erilisi muutusi ei toimu ning puudub tarvidus muutustega kohanemisele suunatud tegevusteks.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)
	mõju avaldumise sagedus/ frequency of the impact	Mõju avaldumise sagedus on suur, kui inimene puutub muudatuste tagajärgedega kokku regulaarselt või reeglipäraselt ja tihti (nt iga päev), keskmine, kui kokkupuude on regulaarne või reeglipärane, aga mitte igapäevane, ning väike, kui kokkupuude on ebaregulaarne, juhuslik ja harv.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)
	mõjutatud sihtrühma suurus/ number of the impacted population	Mõju olulisuse hindamisel analüüsitakse potentsiaalselt mõjutatud inimeste hulka. Sihtrühma suurus on keskmine, kui mõjutatud objektide hulk võrreldes kogu grupi suurusega on 5–50%, ja väike, kui mõjutatud on alla 5% grupist. Vahel võib mõju hinnata oluliseks ka siis, kui sihtrühma suurus on keskmine või väike, kuid tegemist on ühiskonna jaoks väga olulise sihtrühma (nt lapsed või vanurid). Samuti tuleb keskkonnamõju puhul arvestada, et kui tegemist on lokaalse mõjuga, tuleb vaadata mõjutatud sihtrühma suurus ka lokaalses kontekstis.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)
inimese heaolu/ human wellbeing	Mõju olulisuse kriteeriumid/ Criteria for evaluating the significance of impact	Selgitus/ Explanations	Kriteeriumi väärtuste skaala/ The scale of values for the criteria
	mõju ulatus/ range of the impact	Mõju ulatus on suur, kui inimeste senine toimimine võib muutuda märkimisväärselt võrreldes varasemaga ning eeldab sihiteadlikku kohanemist. Mõju ulatus on keskmine, kui sihtrühma käitumises võivad kaasned muudatused, kuid nendega ei kaasne eeldatavalt kohanemiskõhmet. Mõju ulatus on väike, kui objekti kui terviku käitumises erilisi muutusi ei toimu ning puudub tarvidus muutustega kohanemisele suunatud tegevusteks.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)
	mõju avaldumise sagedus/ frequency of the impact	Mõju avaldumise sagedus on suur, kui inimene puutub muudatuste tagajärgedega kokku regulaarselt või reeglipäraselt ja tihti (nt iga päev), keskmine, kui kokkupuude on regulaarne või reeglipärane, aga mitte igapäevane, ning väike, kui kokkupuude on ebaregulaarne, juhuslik	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)
	mõjutatud sihtrühma suurus/ number of the impacted population	Mõju olulisuse hindamisel analüüsitakse potentsiaalselt mõjutatud inimeste hulka. Sihtrühma suurus on keskmine, kui mõjutatud objektide hulk võrreldes kogu grupi suurusega on 5–50%, ja väike, kui mõjutatud on alla 5% grupist. Vahel võib mõju hinnata oluliseks ka siis, kui sihtrühma suurus on keskmine või väike, kuid tegemist on ühiskonna jaoks väga olulise sihtrühma (nt lapsed või vanurid). Samuti tuleb keskkonnamõju puhul arvestada, et kui tegemist on lokaalse mõjuga, tuleb vaadata mõjutatud sihtrühma suurus ka lokaalses kontekstis.	1 kuni 3 (väike/ small, keskmine/ medium, suur/ strong)

Joonis 11. Keskkonnakasutuse vormi ja sellega seotud keskkonnamõju olulisuse hindamine surve- ja seisundinäitajate kaudu –loodusele avalduva mõju olulisuse hindamise komponent.

Tuleb tunnistada, et andmete puudulikkusest tulenevalt (erinevatest keskkonnakasutustest tänapäeval Eestis tekkiva inimesele ja loodusele avalduva mõju ruumilise ulatuse ning tagasipöörduvuse, samuti keskkonnakasutuse ning keskkonnamõjudega seotud prognooside kohta), aga kindlasti ka käesoleva töö üle-eestilisest mõõtkavast tingituna on olulisuse hindamise tulemustes intuiitiivne komponent arvestatavalt olemas ning kuigi komponentide juures välja toodud kriteeriumid võimaldavad lõviosas kvantitatiivset hindamist, ei olnud seda võimalik täismahus ellu rakendada. Olulisuse hindamise **tulemuste usaldusväärsust võib seetõttu sõltuvalt keskkonnakasutuse vormist ja hinnatavatest seisundi- ja surveteguritest hinnata madalaks kuni keskmiseks**. Samas on väljapakutud meetod kitsamas piirkonnas ja konkreetsetele juhtumitele rakendamisel, kus on võimalik kasutada täpsemaid andmeid ja uuringute tulemusi, kõrgema usaldusväärsusega. Ka viidatud hierarhiline analüütiline protsess (ehk Saaty meetod, selle väljatöötaja Thomas L. Saaty järgi) on subjektiivne meetod, mis põhineb hinnangutel ja meetodi eesmärk on mitte kõige „õigema“ ja „objektiivseima“ tulemuseni jõudmine, vaid otsustusprotsessi korrastamine ja otsusetegijate abistamine selle protsessi käigus, hoidmaks hinnangute andmisel fookuses seatud eesmärki ja hinnatavat objekti ning järgimaks kokkulepitud hindamiskriteeriume (*Saaty 2001*). Sellest asjaolust lähtudes on käesoleva töö raames väljapakutud olulisuse hindamise meetod piisav, järjestamaks käsitletud keskkonnakasutuse vorme nende suhtelise tähtsuse alusel Eesti tasemel ja keskkonnakasutuse keskkonnamõjude hindamise fookuse seadmise eesmärgil.

Nagu on välja toodud eespool viidatud, IMPERIA projekti raames väljatöötatud ARVI-meetodi kirjelduses ning keskkonnamõjude hindamise käsiraamatus, tuleb keskkonnamõju olulisuse taseme lõpphinnangu andmisel ka arvestada surve avaldumise keskkonna ning mõju ilmumise ja selle sihtmärgi eripärade, samuti seonduvate kaudsete mõjude koostoimega. Käesoleva töö raames on eksperdid hinnanguid andes nende aspektidega arvestanud, kuivõrd töö detailsusaste ja andmed seda on võimaldanud. Arvestada tuleb ka kumulatiivsete mõjudega. Kumulatiivsete mõjude hindamine on väljapakutud olulisuse hindamise meetodisse sisse toodud survetegurite intensiivsuse ja keskkonnakvaliteedi näitajate väärtuste ruumilise jaotuse kaudu (nt välisõhu saasteainete sisaldused Eesti erinevates piirkondades, erineva müratasemega piirkondade ulatus, välisõhku väljutatavate saasteainete allikate paiknemine ja saasteainete kogused). Objektipõhisel lähenemisel ning hindamise läbiviimisel kitsamas ruumilises ulatuses ja kitsendatud keskkonnakasutuse vormide valimile saaks kumulatiivsed mõjud meetodisse integreerida täpsemalt, tuues välja ka erinevatest survenäitajatest põhjustatud keskkonnaseisundi muutuste suuna ja ulatuse. Seda illustreerivate kaardikihtide kombineerimisel on võimalik eristada alad, kus toimuvad sama- ja erisuunalised muutused keskkonnaseisundis ning seostada seda inimtervise- ja heaolu ning elurikkuse jt ökosüsteemide seisundi näitajatega.

Eespool kirjeldatud keskkonnakvaliteedi muutuste (keskkonnamõju KeHJS mõistes) ja inimese tervises ja heaolus ning looduses asetleidvate muutuste (keskkonnamõju käesoleva töö mõistes) olulisuse hindamise eripärad põhjendavad, miks käesolevas töös väheolulisena väljatoodud keskkonnakasutuse vorme ja nendega seotud surve- ja seisundinäitajate alusel väheoluliseks hinnatud keskkonnamõjusid ei saa pidada universaalselt väheoluliseks ning miks olulisust tuleb tegevuste elluviimisele eelnevalt, samuti konkreetsete keskkonnakaitsemeetmete väljatöötamiseks ja rakendamiseks hinnata objekti- ja juhtumipõhiselt.

Kasutatud kirjandus

1. Burkhard, Müller 2008. B. Burkhard, F. Müller 2008. *Drivers-Pressure-State-Impact-Response. Ecological Indicators. Vol. [2] of Encyclopedia of Ecology, 5 vols., Publisher: Oxord Elsevier, Editors: Sven Erik Jorgensen, Brian D. Fath, pp.967-970*
2. Dutilleux 2012. Dutilleux, G. *Anthropogenic outdoor sounds and wildlife: it's not just bioacoustics! Proceedings of the Acoustics 2012 Nantes Conference. 23-27 April 2012, Nantes, France.*
3. Bartram 2014. Gentrey-Shields J., Bartram J., 2014. *Human health and the water environment: using the DPSEEA framework to identify the driving forces of disease. Sci. Total. Environ. 2014 Jan 15;468-469:306-14. doi: 10.*
4. Imperia 2015. *Guidelines for the systematic impact significance assessment – The ARVI approach. IMPERIA Project Report, December 31, 2015.*

5. ELLE 2015. Estonian, Latvian and Lithuanian Environment OÜ, SA Poliitkauuringute Keskus Praxis, 2015. Pakkumuse projekti „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs, I etapp“ tehniline kirjeldus.
6. Kelble jt 2013. Kelble CR, Loomis DK, Lovelace S, Nuttle WK, Ortner PB, Fletcher P, et al. (2013) *The EBM-DPSER Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework*. *PLoS ONE* 8(8): e70766. doi:10.
7. Keskkonnaministeerium 2015a. Projekti „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs, I etapp“ tehniline kirjeldus.
8. Keskkonnaministeerium 2015b. Evaluation, including CEA, of „supplementary measures“ for development of the WFD programs of measures. Background Document for the RBMPs. AktivS, Europolis, ELLE OÜ, Keskkonnaministeerium, 2015.
9. Kutsar, R., 2015. Eelhindamine. KMH/KSH eelhindamise juhend otsustaja tasandil, sh Natura-eelhindamine. Keskkonnaministeerium 2015.
10. Pöder 2017. Keskkonnamõju hindamine. Käsiraamat. Keskkonnaministeerium, 2017. http://www.envir.ee/sites/default/files/poder_kmh_kasiraamat.pdf
11. Rehnsburg 2017. Rehnsburg, T., 2017. *A review of the DPSIR framework: Perspectives for the Baltic States*. University of Galway, 2017.
12. Jørgensen, Fadth 2008. S.E. Jørgensen, B.D. Fadth (Eds.), *Ecological Indicators*. Vol. [2] of *Encyclopedia of Ecology*, vol. 5, Elsevier, Oxford (2008), pp. 967–970
13. Saaty 2001. Saaty, T.L. *Decision making with the analytic network process (ANP) and its "Super Decisions" software: The National Missile Defense (NMD) Example*. In: *ISAHP 2001. Proceedings, Bern, Switzerland, August 2–4; 2001*.
14. Smeets, Weterings 1999. Smeets, E., Weterings, R., 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. Technical report No 25, EEA, Copenhagen, 1999.
15. Stiglitz jt 2009. Stiglitz, J. E., Sen, A., & Fitoussi, J.-P. (2009): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. Paris.
16. WHO 2016. *WHO Expert Consultation: Available evidence for the future update of the WHO Global Air Quality Guidelines (AQGs)*. Meeting report Bonn, Germany 29 September-1 October 2015. World Health Organization 2016. http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0013/301720/Evidence-future-update-AQGs-mtg-report-Bonn-sept-oct-15.pdf?ua=1

II SAASTEAINETE VÄLJUTAMINE VÄLISÕHKU, EBAMEELDIV LÕHN – KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

2.1 Saasteainete väljutamine välisõhku

2.1.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Allpool kirjeldatud meetodit kasutatakse valitud saasteainete sisalduste hindamiseks Eesti välisõhus ning sisalduste muutuste kirjeldamiseks. DPSIR süsteemis on tegemist seisundi (*State*) komponendiga, mille muutus väljendab keskkonnakasutuse mõju keskkonnaseisundile.

1. Valitud seisundinäitajad

Meetodi rakendamiseks on vajalikud andmed järgmiste saasteainete sisalduste kohta (mg/m^3 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) välisõhus aegreana:

- SO_2
- NO_x (NO_2 -na)
- mittemetaansed lenduvad orgaanilised ühendid (LOÜ, *MMVOC*)
- benso(a)püreen
- $\text{PM}_{2,5}$ ja PM_{10}
- NH_3
- H_2S
- CO
- Raskmetallid (Pb, As, Cd, Hg, Ni)

Esitatud näitajate loetelu põhineb projekti lähteülesandes toodud loetelul, mida on täiendatud hilisema tagasiside alusel projekti nõustavalt töörühmalt benseeni ja benso(a)püreeniga. Loetelus on esindatud nii peamised globaalse ja Euroopa tähtsusega prioriteetsed välisõhu saasteained (nt NO_x , SO_2) kui ka olulisemad kohaliku tähtsusega saasteained (nt H_2S Kohtla-Järvel, benso(a)püreen Tartus) (Keskkonnaagentuur 2014, EEA 2015, 2016). CO_2 heite käsitlemine on jäetud meetodi kirjeldusest välja, kuna kasvuhooaegaste, sh CO_2 on üleilmse levikuga ning nende suhtes rakendatakse vastavaid regulatsioone. CO_2 välismõjude hindamise võimalikkuse analüüs teostatakse ja esitatakse eraldi.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Kasutatakse riikliku keskkonnaseire välisõhu kvaliteedi seire tulemusi nii linnaõhu- kui fooni- ja saasteainete kauglevi seire automaatjaamade võrgustikust (vt joonis 12). Kätesaadavuse korral on võimalik kasutada ka ettevõtete omaseire ehk käitaja seire tulemusi (käesolevas töös ei ole kasutatud, kuna käitaja seire andmeid ei olnud võimalik teha töö teostajale kättesaadavaks. Automaatseirejaamade võrgustikku liidetud käitaja seirejaamad paiknevad põhiliselt sadamapiirkondades Eesti põhjarannikul, mistõttu ei ole need andmed kasutatavad üle-Eestilise hindamise tegemisel. Kasutatakse üldistatud andmeid igast seirejaamast – saasteaine aasta keskmine kontsentratsioon välisõhus, keskmise sisalduse piirväärtuste ületamiste arv aastas vastavalt konkreetsele saasteainele kehtestatud normtasemetele (tunnikeskmine, 8 tunni keskmine, 24 tunni keskmine vm). Riikliku keskkonnaseire koondtulemuste ja

üldistatud andmete allikaks on välisõhu kvaliteedi seire aruandlus¹⁵, mida koondab Keskkonnaagentuur ning andmed küsitakse teabenõudega vastavast andmebaasist. Välisõhu kvaliteedi seire tulemused (algandmed) on kättesaadavad ka Eesti õhukvaliteedi juhtimissüsteemist¹⁶.



Joonis 12. Välisõhu riikliku keskkonnaseire jaamade võrgustik 2016. aastal (EKUK 2017)

Täiendavalt kasutatakse saasteainete sisalduse mõõtmise andmetele lisaks eespoolloetletud saasteainete sisalduste ja sisalduste muutuste suundumuse hindamiseks andmeid nende saasteainete heitkoguste kohta välisõhku (ühikuks tuhat tonni aastas). Heitkoguste andmete peamisi allikaid on kaks – keskkonnakaitse lubades loa omanikule seatud maksimumtasemed saasteainete heitele välisõhku ja iga-aastase heitkoguste aruandluse andmed riiklikust infosüsteemist ning nimetatud andmeid koondavatest iga-aastastest aruannetest, mis on avalikustatud Keskkonnaministeeriumi¹⁷ ja Keskkonnaagentuuri^{18, 19} kodulehel. Eesti välisõhu saasteainete heitkoguste inventuuri aruanded, mida esitatakse välisõhu saasteainete piiriülese kauglevi konventsiooni kohustustest tulenevalt, on praegu kõige usaldusväärsemad andmed välisõhu kvaliteedile avalduva surve andmete osas. Nimetatud andmete osas on olemas pikad, ühtse meetodikaga kogutud aegread (EMEP 2016).

Keskkonnakaitse load on kättesaadavad keskkonnalubade infosüsteemist KLIS²⁰, mida haldab Keskkonnaamet. Heitkoguste aruandluse andmed ning vastavad aegread on kättesaadavad paiksete välisõhu saasteallikate infosüsteemi OSIS²¹ kaudu. Infosüsteemi andmete eelistamise vajalikkus ja eelistatus võrreldes iga-aastaste heitkoguste aruannetega on asjaolu, et heitkoguste arvutamise meetodid muutuvad sageli, mistõttu tehakse tagasiulatuvalt ümberarvutusi, mille tõttu muutub nt ka saasteainete allikate tähtsus summaarses heites. Neid muudatusi staatilised aruanded ei kajasta.

¹⁵ http://seire.keskkonnainfo.ee/index.php?option=com_content&view=article&id=2127&Itemid=440

¹⁶ <http://airviro.klab.ee>

¹⁷ <http://www.envir.ee/et/valisohu-uuringud>

¹⁸ http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/estonia_iir_2017.pdf

¹⁹ http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/estonian_iir_2016.pdf

²⁰ <https://eteenus.keskkonnaamet.ee/>

²¹ <https://osis.keskkonnainfo.ee>

Heitkogused punktsaasteallikatest koondab Keskkonnaagentuur omavalitsuste ja tegevusalade lõikes. Heitkoguste andmed hajussaasteallikatest, sh transpordist on võimalik saada vaid riigi tasemel – ka need andmed küsitakse Keskkonnaagentuurist. Heitkoguste andmeid kogutakse vastavaid kohustusi seadvate keskkonnakaitse lubade omanikelt (käitajatelt) välisõhu kaitse direktiivi nõuetest tulenevalt rahvusvahelise metoodika alusel.

Ruumiandmetest on vajalikud riikliku keskkonnaseire (võimalusel ja vajadusel ka käitaja seire) välisõhu kvaliteedi seirejaamade asukohtade info. Punktsaasteallikate paiknemist kirjeldavad ruumiandmed aitavad selgitada välja riskipiirkondi. Kui on võimalik saasteallikate asukohad siduda heitkogustega, võimaldab see täpsemalt modelleerida välisõhu seisundit.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Koondatud andmed korrastatakse andmetabeliteks. GIS töövahendeid kasutades seostatakse seiretulemused Eesti õhukvaliteedi piirkondadega, üldistades seirejaamades mõõdetud tulemused kooskõlas direktiivis 2008/50/EU (direktiiv välisõhu kvaliteedi ja Euroopa õhu puhtamaks muutmise kohta²²) toodud juhistega nimetatud piirkondadele. Nende tulemuste alusel joonistatakse kaardid õhukvaliteedi erinevuste illustreerimiseks erinevates piirkondades. Kaarte ei kasutata suundumuste illustreerimiseks (seda tehakse sisalduste aegriidide alusel). Andmerea pikkus on valitud nii, et see kattuks surveandmete (heitkogused) aegreaga. Seire andmeridades esineb nii ajalist kui ruumilist lünklikkust, kuna kõiki eespool loetletud saasteained ei mõõdetata kõikides seirejaamades ning konkreetsete saasteainete seire on alanud erineval ajal erinevates seirejaamades.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Näitajate väärtused, mis kirjeldavad seisundit, väljendatakse aasta keskmise kontsentratsiooni kaudu (mg/m^3 , $\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja kehtestatud õhukvaliteedi piirväärtuste ületamiste arvu kaudu. Piirväärtuste puhul lähtutakse Euroopa Liidu ja Eesti õigusaktidega kehtestatudest (atmosfääriõhu kaitse seadus²³, ja selle rakendusaktid; direktiiv 2008/50/EÜ).

Välisõhu saastetasemed mõõtmisandmete põhjal antakse ka ruumilises vaates, temaatilistel kaartidel ning tuuakse kaartidel Eesti välisõhu kvaliteedi piirkondade lõikes. Välisõhu kvaliteedi piirkonnad on piiritletud kooskõlas direktiivi 2008/50/EÜ²⁴ nõuetele, riikliku keskkonnaseire välisõhu kvaliteedi seire tulemustele tuginedes ja kinnitatud keskkonnaministri määrusega (RT I, 11.11.2016, 4). Seejuures eristatakse täiendavalt piirkondadena Tartu linn ja Lääne-Eesti saared. Kõrvutades neid kaarte rahvastikutiheduse kaardiga on võimalik hinnata elanikkonna arvu, kes on eksponeeritud saastetasemete kõrgeenenud sisaldustele ja selle kaudu tõenäoliselt suurenenud terviseriskidele.

5. Tulemuste detailsusaste

Andmed koondatakse riiklike seirejaamade lõikes, tulemused esitatakse riigi ja õhukvaliteedi piirkonna kohta (vt joonis 13).

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metoodikat kirjeldatud või rakendatud

Analoogilist lähenemist on kasutatud välisõhu seisundi ja selle muutuste kirjeldamisel Eesti ja Euroopa keskkonnaseisundi ja välisõhu seisundi ülevaadetes (Keskkonnaagentuur, 2014; Euroopa Keskkonnaamet, 2015, Euroopa Keskkonnaamet, 2016). Õhukvaliteedi piirkonnad on ametlikult kinnitatud ja aktsepteeritud direktiivi 2008/50/EÜ aruandluse esitamiseks ning kasutusel kõikides Euroopa Liidu liikmesriikides.

²² <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=et>

²³ <https://www.riigiteataja.ee/akt/105072016001>

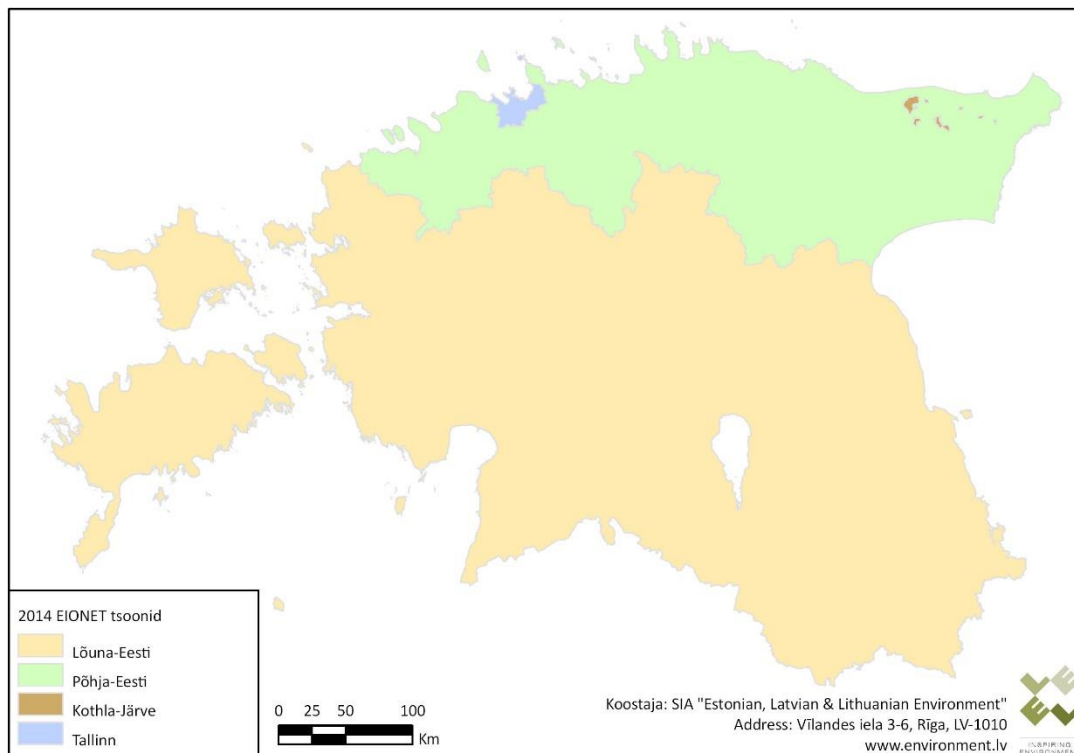
²⁴ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0050&from=et>

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Peamiseks andmete allikaks antud metoodika puhul on riikliku keskkonnaseire välisõhu kvaliteedi seirejaamad. Automaatseirejaamade võrgustik koosnes 2015. aastal 6 seirejaamast, neist 3 Tallinnas, 1 Tartus, 1 Narvas ja 1 Kohtla-Järvel. Lisaks kuulub riiklikku seirevõrku 3 taustajaama (Lahemaa, Saarejärve, Vilsandi). Täiendavalt saab vajadusel kasutada ka Tahkuse õhukvaliteedi komplekseirejaama seireandmeid. Meetodi usaldusväärsust võib seega hinnata vähemalt keskmiseks. Parem usaldusväärsus oleks saavutatav, kui ettevõtete poolt teostatava välisõhu kvaliteedi seire andmed oleksid täies mahus kasutamiseks kättesaadavad ning oleks teostatud välisõhu saasteainete sisalduse modelleerimine kõikidele olulistele saasteainetele üle-eestiliselt. Välisõhu seisundi kirjeldamine seireandmete alusel on kõige usaldusväärsem meetod ja reaalsed mõõtmised kõige usaldusväärsem andmete allikas. Samas tuleb silmas pidada, et sisalduste mõõtmine ei võimalda kindlaks teha saasteainete allikaid.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Seirejaamade paigutamisel on arvestatud Euroopa Liidu välisõhu kvaliteedi direktiivi nõuetega (2008/50/EÜ), mille kohaselt peavad seirekohad iseloomustama mitte ainult kõige kõrgemate sisaldustega piirkonda, vaid ka ümbritsevaid alasid. Sellest tulenevalt võib eeldada, et Eesti välisõhu kvaliteedi seirejaamade võrgustik annab piisavalt hea ülevaate Eesti välisõhu üldisest seisundist. Automaatmõõteseadmed, mida seirejaamades kasutatakse, vastavad rahvusvahelistele nõuetele ning standarditele ning seiret viivad läbi akrediteeritud, vajaliku kvalifikatsiooniga spetsialistid. Riikliku keskkonnaseire välisõhu seiret teostab Eesti Keskkonnauuringute Keskus (EKUK 2017), millel on olemas välisõhu uuringuteks vajalikud akrediteeringud kasutatavatele metoodikatele²⁵.



Joonis 13. Õhukvaliteedi piirkonnad Eestis (vt <http://cdr.eionet.europa.eu/ee/>). Jooniselt puuduvad Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise projekti I etapis täiendavalt eraldi piirkondadena eristatud Tartu ja läänesaarte piirkond.

²⁵ <http://www.klab.ee/firma/kvaliteedi-hindamine/akrediteeringud-sertifikaadid>

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikud on andmed järgmiste saasteainete heitkoguste osas (tuh t/a):

- SO₂
- NO_x (NO₂-na)
- mittemetaansed lenduvad orgaanilised ühendid (NMVOC, sh B(a)P)
- PM_{2,5} ja PM₁₀
- NH₃
- H₂S
- CO
- Raskemetallid (Pb, As, Cd, Hg, Ni)

Andmete saamiseks kasutatakse saasteainete kauglevi konventsiooni ja välisõhu kaitse direktiivi kohustustest tuleneva rahvusvahelise aruandluse raporteid ning paiksete õhusaasteallikate infosüsteemi OSIS andmeid, mis koondab heitkoguseid paiksetest saasteallikatest. Hajusaasteallikate andmed saadakse Keskkonnaagentuurist (mis haldab ka infosüsteemi OSIS). Hajusaasteallikatest lähtuvad heitkogused antakse riigi kohta. Kuna heitkoguste arvutamise meetodika ajas muutub, on oluline silmas pidada võimalust, et erinevate aastate tulemused ei ole võrreldavad ja aruannetes toodud järeldused võivad olla muutunud (vt heitkoguste inventuuri meetodika²⁸).

Surve ja selle allikate grupeerimisel tegevusvaldkondade lõikes lähtutakse rahvusvahelisest CLRTAP meetodikat (*Convention of Long-range Transboundary Air Pollution*, saasteainete kauglevi konventsioon, vt juhendmaterjal UNECE kodulehel²⁹). Grupeerimise juures modifitseeritakse CLRTAP meetodikas väljapakutud rühmi, vastavalt Eesti ja käesoleva projekti eripäradele ja vajadustele.

Heitkoguste andmed on esitatud riigi kohta, kohaliku omavalitsuse kohta ning rühmitatud rahvusvaheliselt kokkulepitud tegevusvaldkondade kaupa. Lisaks on olulisteks andmeteks punktsaasteallikate paiknemist kirjeldavad ruumiandmed, mille olemasolu ja heitkogustega sidumine võimaldab anda ülevaate piirkondadest, kus käsitletav keskkonnakasutus on intensiivsem, samuti sellest, kui suures ulatuses mingist tegevusvaldkonnast heide erinevates piirkondades pärineb.

Analüüsitulemused esitatakse (lõpparuandes ja DPSIR koondtabelis) koos andmetega saasteainete heite kohta erinevatest allikatest.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Heitkoguste andmed koondatakse ja korrastatakse aegriks, kasutades levinud tabelarvutusprogramme. Andmed rühmitatakse tegevusalade ja saasteainete lõikes ning seostatakse asukohakoordinaatidega. GIS tarkvara abil luuakse punktsaasteallikate paiknemist kirjeldavad kaardid.

Iga surveteguri (vt eespool loetletud näitajad) kohta tehakse kindlaks kõige olulisemad allikad. Selleks kasutatakse rahvusvaheliste heitkoguste aruandluse raportite ja OSIS andmebaasi infot. Riiklik välisõhu saasteainete heitkoguste aruandluse andmestik koondab punktsaasteallikate andmeid ning ei ole seostatav saasteallikate paiknemisega. Selle andmestiku alsuel on võimalik hinnata erienvate tegevusvaldkondade osakaalu koguheitest ja heite ehk keskkonnale avalduva surve muutumist. Keskkonnaagentuurilt pärit ja saadi ka andmed paiksete saasteallikate asukohtade kohta ning nende tegevusvaldkondade kohta. See andmestik võimaldab seostada heitkogused tegelike allikate ja asukohtadega ning edaspidi luua detailsemaid survekaarte.

Analüüsi tulemusel esitatakse GIS tarkvaraga kujundatud kaardid heitkoguste jaotumise kohta Eesti territooriumil, samuti kujundatakse heitkoguste ajalist muutust kirjeldavad graafikud. Ruumianalüüsi tulemusel joonistuvad välja mustrid, mille abil on võimalik hinnata heitkoguste ja välisõhu seisundi seost.

²⁸ <http://www.eea.europa.eu/themes/air/emep-eea-air-pollutant-emission-inventory-guidebook>

²⁹ http://www.unece.org/fileadmin/DAM/env/documents/2013/air/eb/ece.eb.air.125_E_ODS.pdf

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Väljundtulemusteks on valitud saasteainete (survetegurite) heitkogused aastas (tuhat tonni), kaardid heitkoguste ning saasteallikate paiknemise ja heitkoguste jaotumisega, heitkoguste muutumist ajas ja seost välisõhu seisundiga kirjeldavad graafikud ning surveallikate ja seisundi ruumilist jaotust ja seoseid kirjeldavad kaardid.

5. Tulemuste detailsusaste

Heitkoguste andmete puhul on peamiseks detailsusastmeks kohalik omavalitsus. Esitatakse heitkogused ja allikad riigi tasemel.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetoodikat kirjeldatud või rakendatud

Analoogilist lähenemist on kasutatud välisõhu seisundi ja selle muutuste kirjeldamisel Eesti ja Euroopa keskkonnaseisundi ja välisõhu seisundi ülevaadetes (Keskkonnaagentuur 2014; Euroopa Keskkonnaamet, 2015, Euroopa Keskkonnaamet 2016). Kasutatakse andmeid, mille kogumise meetoodika on kasutusel kõikides Euroopa Liidu riikides (välisõhu saasteainete heitkoguste inventuuri teostamiseks).

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetodi usaldusväärsus on kõrge, kuna meetodi aluseks on rahvusvaheliselt tunnustatud arvutusmeetodid (kasutusel rahvusvahelises aruandluses programmides COPERT, CollectER), EMEP/EEA (vt välisõhu saasteainete inventuuri juhendmaterjal Euroopa Keskkonnaameti kodulehelt³⁰). Rahvusvaheline meetoodika võimaldab riikidel välisõhu saasteainete heitkoguste arvutamisel kohandada arvutusmeetodeid vastavalt olemasolevate andmete detailsusele. Käesoleva meetoodika rakendamisel on oluline jälgida, et kasutataks aktuaalseid andmeid, seejuures tähele pannes asjaolu, et arvutusmeetoodikate võimalike muutuste tõttu ei tohi eelnevalt hindamata kasutada heitkoguste ja saasteallikate (tegevusvaldkondade mõttes) infot varasematest välisõhu saasteainete inventuuride aruannetest. Ka andmebaasist andmeid kasutades tuleb kontrollida, millise arvutusmeetodiga on andmed saadud.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on madal, kuna heitkoguste andmete kogumisel kasutatakse rahvusvahelist meetoodikat ning andmed salvestatakse elektroonilisse andmekogusse. Andmed esitatakse andmekogusse valdavalt digitaalsel kujul, mis vähendab vigade tekkimise võimalust. Heitkoguste andmeid kogutakse pidevalt ja süstemaatiliselt alates 1990. aastast (vt välisõhu andmed Keskkonnaagentuuri kodulehel³¹).

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiivseks meetodiks oleks GAINS mudeli rakendamine heitkoguste andmetele, mis võimaldab välja arvutada välisõhu eeldatava saastetaseme ja välja tuua heitkoguste allikate põhjal olulisemad tegevusvaldkonnad, mis saastetaseme kujundamisse panustavad. GAINS mudeli kasutamisest on käesolevas töös loobutud (vt selgitused seisundi meetoodika kirjelduse juures).

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod on paindlik, võimaldades välisõhu seisundi ja selle muutuste ning survetegurite vaheliste seoste kindlakstegemiseks kasutada erinevaid kättesaadavaid andmeid, neid vastavalt võimalustele ja vajadustele kombineerides. Meetod võimaldab seostada survetegurite kaudu keskkonnaseisundi ja selle muutustega ka erinevad allikad (tegevusvaldkonnad). Keskkonnaseisundi muutuste kaudu seostuvad surve allikad mõjuga inimese tervisele ja heaolule ning loodusele.

³⁰ <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016/#parent-fieldname-title>

³¹ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/ohugraafikud>

2.1.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 1. Saasteainete heitmine välisõhku – surve-, seisundi- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Hapestavad saasteained, heide NO _x , SO ₂ ↘ NH ₃ ↗	Hapestavad saasteained, sisaldus NO _x , SO ₂ ↘ NH ₃ ↘ *NH ₃ – Kohtla-Järvel vähenenud, Sillamäel ja Narvas puuduvad võrdluseks andmed (Narvas alustati pidevmõõtmistega 2014. viimases kvartalis), mujal riikliku seire jaamades ei mõõdeta	Tallinn – 413 000 Kohtla Järve – 36 000 Lahemaa (Põhja- Eesti) – 333 000 Vilsandi (läänesaared) – 40 300 Tartu – 97 300 Saarejärve (Lõuna- Eesti) – 393 400	IT: kopsude kahjustused ja vähenenud funktsionaalne võimekus, suurenenud hingamisteede tundlikkus, silmade, nina, kurgu ja naha- ärritused, methemoglo- bineemia, mõjud kesknärvi- süsteemile, suremuse tõus SVH ja kopsuvähki. L: vajalik piirkonnapõhine lähenemine. Metsaseire andmete alsuel kadus okasmetsade geogr. eristumine okkaka järgi välisõhukvaliteedi paranedes 1995/2015.
Peened tahked osakesed (PM _{2,5} ; PM ₁₀), heide ↘	Peened tahked osakesed (PM _{2,5} ; PM ₁₀), sisaldus ↘	PM _{2,5} ; PM ₁₀ – Tallinn 413 000 Tartu – 97 300 PM ₁₀ – Kohtla-Järve – 36 000	IT: üldine suremus; insulti, kopsuvähki, hingamisteede haigustesse suremus L: raske hinnata
Osoon, O ₃ heide eellaste ekvivalendis ↘	Osoon, O ₃ , sisaldus ↘	Vt 1. rida	IT: hingamisteede haigused, südame-veresoonkonna haigused (riski suurenemine, suremuse tõus, Orru 2016) L: raske hinnata
H ₂ S (piirkondlikult oluline saasteaine), heide ↘	H ₂ S, sisaldus ↘ *Kohtla-Järvel vähenenud, Sillamäel ja Narvas puudu- vad võrdluseks andmed (Narvas alustati pidevmõõt- mistega 2014. viimases kvartalis), mujal riikliku seire jaamades ei mõõdeta	Kohtla Järve – 36 000	IT: sõltuvalt kontsentratsioonist ebameeldivast lõhnast hingamishäirete ja surmani, võrreldavad uuringud puuduvad L: raske hinnata
Lenduvad orgaanilised ühendid (LOÜ, NMVOC, sh benseen), heide ↘	Lenduvad orgaanilised ühendid (LOÜ, NMVOC), sisaldus benseeni alusel ↘	Kogu Eesti – 1 313 200 (täpseks hindamiseks puuduvad andmed)	IT: ärritus ja ebamugavus- tunne; peavalu, suurtel kontsentratsioonidel neurotoksiline mõju, südame isheemiatõve risk ↗ L: raske hinnata
Benso(a)püreen ↔	benso(a)püreen (B(a)P), sisaldus ↔ *B(a)P sisalduse mõõtmised viitavad kumulatiivsele sisalduste tõusule, madal usaldusväärsus	Kogu Eesti – 1 313 200 (täpsemaks hindamiseks puuduvad andmed), Tartus enam sihtväärtuste ületamisi (maastiku eripära)	IT: ärritus- ja ↗ ebamugavustunne, peavalu, neurotoksiline mõju, südame isheemiatõve risk, vähirik. L: raske hinnata

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Raskmetallid, heide ↘	Raskemetallid, sisaldus ↘	Tallinn – 413 000 Tartu – 97 332 Lahemaa (Põhja- Eesti) – 333 000	IT: Sõltuvalt aineist ja kontsentratsioonist ärritusest hingamisteede kahjustusteni. Vähk, Non- Hodgkinsi sündr., Parkinsoni tõbi (suremus). L: raske hinnata

Kasutatud kirjandus

1. EKUK 2017. Eesti Keskkonnauuringute Keskus. Välisõhu kvaliteedi seire 2016. Riiklik keskkonnaseire, alamprogramm. Tallinn 2017.
2. EMEP 2017. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. EEA Report No 21/2016. European Environment Agency. <https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2016>
3. EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU DIREKTIIV 2008/50/EÜ, 21. mai 2008, välisõhu kvaliteedi ja Euroopa õhu puhtamaks muutmise kohta. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:ET:PDF>
<http://seire.keskkonnainfo.ee/attachments/article/3698/V%C3%A4lis%C3%B5huseire%20aasta%20aruanne%202016.doc>
4. EEA 2015. Euroopa Keskkonnaamet, 2015. State of Environment Report 2015. <http://www.eea.europa.eu/soer-2015/>
5. EEA 2016. Euroopa Keskkonnaamet, 2016. Air Quality in Europe – 2015 report. <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2015>
6. Keskkonnaagentuur, 2014. Keskkonnaseisund 2013, pt 5 Välisõhk. http://www.keskkonnaagentuur.ee/failid/ky_2013_pt5.pdf

2.2 Ebameeldiv lõhn

2.2.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit rakendatakse ebameeldivat lõhnaaistingut põhjustavate inimtekkeliste keemiliste ühendite sisalduste tasemete kaardistamiseks Eesti erinevates piirkondades heitkoguste, mõõtmistulemuste ja kaebuste alusel.

1. Valitud seisundinäitajad

Seisundinäitajaks on ebameeldiva lõhna leviala ulatus, kus lõhnaainete sisaldused ületavad rahvusvaheliselt kasutatava ebameeldiva lõhna piirnormi 5 LÜ (lõhnaühikut)/m³ enam kui 175 tunni vältel aastas.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikeks andmeteks on:

- tõenäoliselt ebameeldiva lõhna allikaks olevate tegevusaladega seotud objektide asukohad, sh loomakasvatushooned, reoveepuhastid jt
- andmed kaebuste kohta ebameeldiva lõhna osas (intsidendi toimumise aeg, koht, kaebuse sisu ja eeldatav allikas)

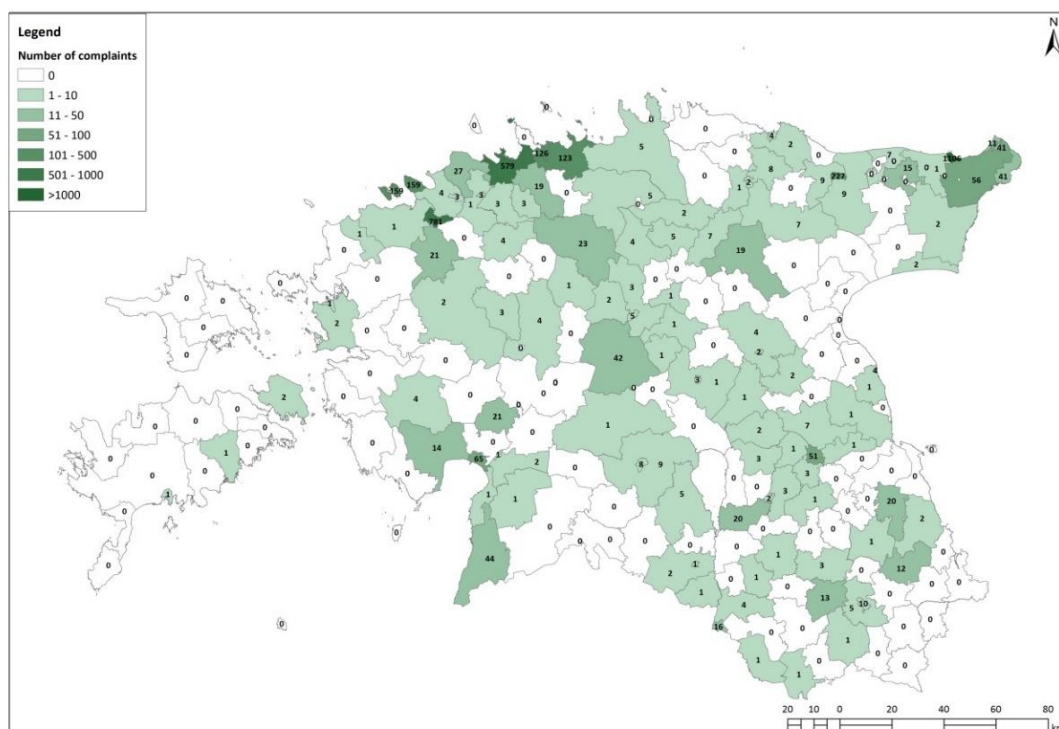
Andmed kogutakse neid haldavatest asutustest (Keskkonnaagentuur – käitiste asukohad ja tegevusvaldkonnad, ebaseeldiva lõhnaga ühendite heide; Keskkonnaamet – keskkonnaloa, Keskkonnainspeksioon – kaebused ebaseeldiva lõhna kohta) selgituspäringute abil ning kasutades asutuste avalikult ligipääsetavaid andmeallikaid (veebilehed ja sealt leitav info, ülevaated ja aruanded, andmepäringuid võimaldavad e-teenused). Täiendavate andmetena saab kasutada ebaseeldiva lõhnaga ühendite heitkoguseid käitistest, mille tegevusvaldkond ja keskkonnaloa andmed sellise heite olemasolu kinnitavad, ja käitiste tootmismahude andmeid (võimaldavad täpsustada tegelikke heitkoguseid).

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Käesolevas töös kasutati lihtsustatud lähenemist, mille puhul tehti kindlaks ja asetati kaardile ebaseeldiva lõhna tekkega seotud tegevustega objektide asukohad ning määrati ebaseeldiva lõhna leviulatuse nõ puhvertsoon (leviulatuse raadius). Lähtuti halvimalt võimalikust stsenaariumist ja anti eksperthinnang maksimaalsele võimalikule ebaseeldiva lõhna leviualtusele allikast. Kaebuste andmed korrastati asjakohase tabelarvutus- ja andmebaasitarkvaraga ning seostati geograafiliste asukohtadega. Kaarditöötlustarkvara abil kujundatakse eri piirkondade ebaseeldivast lõhnast mõjutatusse tasemeid illustreerivad kaardid, millel on välja toodud alade ulatus, kus lõhnaainete sisaldused ületavad rahvusvaheliselt kasutatava ebaseeldiva lõhna piirnormi 5 LÜ (lõhnaühikut) $\mu\text{g}/\text{m}^3$ enam kui 175 tundi aastas. Kaebuste andmestikku selle kohta, millistest piirkondadest on laekunud enam kaebusi, alade kaardiga võrreldes saab kontrollida andmete kokkulangevust ja hinnata võimalikke allikaid.

Teatud tegevusalade kohta on olemas heite koefitsendid ja vastavad meetodid, mis võimaldavad arvutada täpsemalt erinevatest tegevustest lähtuvat lõhnaheidet, nt loomakasvatus (vt *Emissions and immissions from animal husbandries. Housing systems and emissions. Pigs, cattle, poultry, horses*. VDI-RICHTLINIEN, VDI 3894, September 2011). Ebaseeldiva lõhnaga ühendite heitega seostuvate tegevusalade ettevõtetele määrati käesolevas töös ebaseeldiva lõhna mõjutsoonid. Ettevõtete klassifitseerimisel lähtuti rahvusvahelisest SNAP (*Selected Nomenclature for reporting of Air Pollutants*) nomenklatuurist, mida kasutatakse välisõhu saasteainete heitkoguste rahvusvahelisel raporteerimisel. Mõjutsoonide joonistamiseks kasutati GIS tarkvara ning eksperthinnangute meetodit halvima stsenaariumi olukorras, arvestamata meteoroloogilisi tingimusi ja piirkonna topograafiat. Mõjualade ehk häiringualade piiritlemisel arvestati ettevõtte tegevusalast tulevate eripäradega (tegevusalapõhised koefitsendid, vt eespool).

Kaebuste puhul on võimalik (kui on korrektselt ja täpselt välja toodud kaebust põhjustanud häiringu asukoht) esitada häiringute sagedust illustreerivad kaardid (vt näidis joonisel 14).



Joonis 14. Lõhnahäiringutest põhjustatud kaebuste kaart, mis põhineb Keskkonnainspektsioonile laekunud kaebuste andmetel aastate 2012-2015 kohta.

4. Väjundtulemused (nimetus, ühik)

Väljundtulemusteks on alade pindala, kus ebameeldivat lõhnaaistingut põhjustavate saasteainete sisaldus lõhnaühikutes (LÜ) ületab üldtunnustatud piirnormi 5 LÜ-d. LÜ levilatuuse hinnangute alusel joonistatakse lõhnaaast etasemete kaardid ning kaebuste sagedust iseloomustavad häiringute kaardid. Nende andmete alusel saab tuua välja kõrge riskiga piirkonnad, kus ebameeldivat lõhnaaistingut põhjustavate saasteainete sisaldused on kõrgemad kui 5 LÜ/m³ 175 h vältel aastas. Kõrgenenud lõhnaainete sisaldusega piirkondade suurus ja ettevõtete mõjualade (häiringualade) ulatus antakse pindalaühikutena (km²).

5. Tulemuste detailsusaste

Kaebused on objektipõhised ja subjektiivsed, nende laiendatavus lähemale piirkonnale on madala usaldusväärsusega, seetõttu saab seda andmestikku kasutada indikaativsena riskipiirkondade väljaselgitamisel ja kontrollimisel. Neinde andmete üldistamine ei ole asjakohane. Lõhnaainete heite andmestik on omavalitsuse-põhine ning ettevõtte-põhine. Väljundtulemused esitatakse omavalitsustele üldistatult ning ka allikapõhiselt (mõjualade ulatus ja katvus üle Eesti).

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metodoloogiat kirjeldatud või rakendatud

Ebameeldiva lõhna valdkond on Euroopa Liidus vähe reguleeritud, seetõttu puuduvad ühtsed selged suunised ja standardid. Kirjeldatud metodika põhineb Euroopas laialt kasutatavatele praktikatele, mida kasutatakse nt Hollandis, Prantsusmaal, Itaalias, Lätis, Iirimaa, Suurbritannias. Näiteks võib tuua Šoti Keskkonnagentuuri poolt koostatud juhendmaterjali ebameeldiva lõhna leviku määramiseks ja vältimiseks.³²

³² https://www.sepa.org.uk/media/154129/odour_guidance.pdf

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Analoogilist lähenemist kasutatakse paljudes riikides, kuid ühtsed nõuded, standardid ja suunised Euroopa Liidus puuduvad. Ekspert hinnangu meetodi usaldusväärsus on väga madal, kuna ei arvesta piirkondlike eripäradega saasteainete hajumises. Kaebuste andmestik ei ole ajaliselt ja ruumiliselt usaldusväärse hinnangu andmiseks piisavalt kattev. Kokkuvõttes võib usaldusväärsust pidada keskmiseks. Tegelikke lõhnaainete sisalduste määramise abil on võimalik hindamise usaldusväärsust oluliselt suurendada, kuna kaebuste andmete kasutamisel tuleb arvesse võtta ka piirkondlikest (maapiirkond vs linnaline piirkond) ja isiklikest eripäradest tulenevat inimeste erinevat tundlikkust lõhnaärringute suhtes.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on kõrge.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiivsete meetoditega võrrelda pole võimalik, kuna standardsed meetodid valdkonnas puuduvad. Lõhnaainete leviku modelleerimiseks on võimalik kasutada ADMS õhukvaliteedi ja lõhnaainete modelleerimistarkvara, mille kasutamine käesolevas töös ei ole usaldusväärseks modelleerimiseks vajalike andmete suure mahu ja piiratud ajaressursi tõttu võimalik. ADMS tarkvara võimaldab saasteainete taseme ja hajumise modelleerimist, arvestades piirkonna topograafia, meteoroloogiliste jpm teguritega³³. Täpsemaid andmeid lõhnaainete sisalduse kohta välisõhus on võimalik koguda olfaktomeetriliste meetoditega. SIA Estonian, Latvian & Lithuanian Environment on akrediteeritud dünaamilise olfaktomeetria meetodi (standard LVS EN 13725:2003 "*Air quality. Determination of odour concentration by dynamic olfactometry*") kasutamiseks. Olfaktomeetriliste meetodite kasutamisel saadud tulemuste olemasolu ja kättesaadavus lõhnaainete heitega seotud ettevõtetest võimaldaks hinnata lõhnaainete sisalduste erinevusi Eesti erinevates piirkondades, samuti muutusi kohalikul tasemel, ja hinnata erinevate tegevusalade seotust kaebustega.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Käesoleva projekti eesmärgi arvestades on meetodi rakendamisel saadavad tulemused vähemalt rahuldaval tasemel ning võimaldavad projekti järgmise, rahasse hindamise etapi jaoks piisaval tasemel ebaseeldiva lõhna põhjustatud välismõjude hindamist.

³³ <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html>

2.2.1 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Ebameeldiva lõhna seisundinäitajate seostamine keskkonnale avalduva surve ja selle allikatega.

1. Valitud survenäitajad

Surve näitajateks ebameeldiva lõhna puhul on lõhnaainete emissioon lõhnaühikutes (LÜ_E).

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

- Välisõhku inimtegevusest heidetavate ebameeldiva lõhnaga ühendite heitkogused
- Potentsiaalsed lõhnasaasteallikate asukohad, nt loomakasvatushooned, reoveepuhastid
- Õhusaastelood jt keskkonnakaitselood, lubades toodud maksimaalsed lubatud heitkogused (t, tuh t/aastas) ja nende raames teostatava käitaja seire tulemused asjakohaste saasteainete osas
- Andmed kaebuste kohta ebameeldiva lõhna osas (intsidendi toimumise aeg, koht, kaebuse sisu ja eeldatav allikas)

Täiendavaks infoks võib kasutada käitiste tootmisvõimsuse ja –aktiivsuse andmeid jt andmeid, mille abil on võimalik suurendada hindamise täpsust ja usaldusväärsust. Andmed kogutakse neid haldavatest asutustest (Keskkonnaagentuur – käitiste asukohad, tegevusvaldkonnad tööstusheite direktiivi lisa I loetelu järgi (SNAP nomenklatuur), ebameeldivat lõhna tekitavate ühendite heitkogused), Keskkonnaamet (keskkonnalubade andmed, käitiste seire andmed), Keskkonnainspeksioon (kaebuste andmed ja menetlusinfo) selgituspäringute abil ning kasutades asutuste avalikult ligipääsetavaid andmeallikaid (veebilehed ja sealt leitav info, ülevaated ja aruanded, andmepäringuid võimaldavad e-teenused). Andmed kogutakse saasteallikate kohta, mis on seotud teadaolevalt ebameeldiva lõhnaga ühendite heitega:

- Energiatööstus
- Keemiatööstus
- Jäätmekäitlus
- Nahkade parkimine ja värvimine
- Tapamajad
- Sea-, veise- ja linnukasvatus
- Naftaterminalid
- Toiduainetetööstus
- Tselluloosi- ja paberitööstus

Esitatud loetelu on indikatiivne, see võib muutuda töö käigus vastavalt sellele, millised tegevusalad osutuvad oluliseks konkreetse projektis. Tegevusalade olulisuse hindamisel on olulisuse näitajaks tegevusala esindavate piisavalt kõrge tootmisaktiivsusega käitiste arv, nende suurenemine ajas ja valdkonna käitiste asukohtade kokkulangevus lõhnakaebustega.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötamise protsessi kirjeldus

Saasteallikad eristatakse tegevusalade kaupa. Lõhnaainete heite andmed korrastatakse tabelarvutus- või andmebaasiprogrammidega aegridadeks. Ruumiandmed (keskkonnalubadest saadud koordinaadid, andmeandjatelt saadud ruumiandmekihid) korrastatakse ja kujundatakse erinevatest allikatest saadud andmetest terviklikud punktsaasteallikate kaardid. Analüüsitakse ebameeldiva lõhnaga tegevust läbi viivate ettevõtete paiknemist ja arvu muutust. Ebameeldiva lõhnaga seotud tegevustega seotud käitiste arvu muutus on aluseks kõrgeenenud ebameeldiva lõhna häiringu riskiga alade ulatuse muutuse hindamisel.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Väljundtulemuseks on lõhnaaineid väljutavate objektide asukohakaardid ja ebameeldivast lõhnast mõjutatud alade ulatuse muutuse andmed, mis indikeerivad surve muutust ning heite allikaks olevate

tegevusalade loetelu koos osakaaluga survest (%), mis kantakse DPSIR tabelisse. Ebameeldiva lõhnaga seotud tegevustega seotud käitiste arvu muutus on aluseks kõrgenenud ebameeldiva lõhna häiringu riskiga alade ulatuse hindamisel.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse omavalitsuse ja riigi tasemel, saasteallikate mõjualad objekti tasemel.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ebameeldiv lõhn on siseriiklikul ja rahvusvahelisel tasemel reguleerimata valdkond ning ühtseid üldtunnustatud meetodikaid, millest lähtuda, ei ole.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Kirjeldataud meetodika on kohandatud konkreetsetele tingimustele, põhineb üsna suures osas eksperthinnangutele ning ei põhine ühelgi üldtunnustatud meetodilisel lähenemisel (kuna need puuduvad). Seetõttu tuleb usaldusväärsust hinnata pigem madalaks. Käesolevas hindamises ei ole arvesse võetud meetmeid, mida ettevõtted ebameeldiva lõhna tekke vältimiseks ja leviku tõkestamiseks ette võtavad, mistõttu suure tõenäosusega on nii seisundi kui surve puhul tegemist ülehindamisega.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Määramatus tuleb hinnata keskmiseks, kuna suur osa meetodika rakendamiseks vajalikest andmetest pärineb rahvusvahelise meetodika alusel kogutavast välisõhu saasteainete heitkoguste andmestikust, sh koormusega seotud saasteallikate ruumiandmed. Lõhnaaerandmete kaebuste andmestik on lünklik. Samuti võib olla mitmeid lõhnaaineid emiteerivaid tegevusi ja objekte, millel ei ole keskkonnaluba (välisõhu saasteluba) ja mille andmed seetõttu töösse ei ole kaasatud.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiivsete meetoditega võrrelda ei ole võimalik, sest standardmeetodeid lõhnaainete alusel surve kaardistamiseks ja mõju hindamiseks ei ole. Usaldusväärsust saaks suurendada ja määramatust vähendada, kui oleksid kasutada reaalsete lõhnaainete sisalduse määramiste tulemused (olfraktomeetriline meetod) ning piisava detailsusega saastetasemete modelleerimistulemused, mis on saadud atmosfääriõhu kaitse seaduse § 43 alusel kehtestatud keskkonnaministri määruse nr 84 (RT I, 08.12.2017, 7)³⁴ § 17 nõuetele vastavate arvutuslike meetoditega (nt ADMS³⁵ või AirViro tarkvaraga³⁶) kogu Eesti kohta.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod on kujundatud lähtuvalt kohalikest oludest ja analüüsiks vajalike andmete kättesaadavusest. Meetodi väljatöötamisel on lähtutud seisundi ja surveandmete seostamise levinud ja laialtkasutatavatest printsiipidest, sidudes ruumiandmed seisundi- ja surveandmetega.

Käesolevas projektis võib hinnata meetodika rakendatavuse rahuldavaks, kuid kindlasti on vajalik arvesse võtta kasutada olevate andmete kvaliteedist tulenevat kõrget määramatust ja madalat usaldusväärsust, mis tuleneb eksperthinnangu meetodi rakendamisest ja reaalsete mõõtmistulemuste puudumisest. Tulenevalt andmete puudulikkusest ei ole seisundi ja surve näitajaid käesolevas töös võimalik usaldusväärselt seostada.

Edasiste tegevuste planeerimiseks ja soovituste koostamiseks on käesoleva meetodika rakendamisel saadud tulemusi võimalik siiski kasutada, kuna tulemused toovad välja suurenenud kaebuste arvuga piirkonnad, mis on infoks kohalikele otsustajatele elanike elukvaliteeti parandavate sammude astumiseks.

³⁴ <https://www.riigiteataja.ee/akt/108122017007?leiaKehtiv>

³⁵ <http://www.cerc.co.uk/environmental-software/ADMS-model.html>

³⁶ <http://www.smhi.se/airviro/aqm>

2.2.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 2. Kokkuvõtte ebameeldiva lõhna hindamisest

Surve (keskkonnakasutus) – tegevusala ettevõtete arv	Seisund (keskkonnakvaliteet) – mõjutatud ala pindala	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Loomakasvatus ↗	Vajab rohkem andmeid ↗	Sõltuvalt objektist mõjupiirkonnas 1–21 000 inimest, seejuures	IT: otsene tervisemõju vähene, tervisega seotud kaebused (õhupuudus, silmade ärritus, väsimus, stress, palavik, liigese ja lihavalu) lõhna levikupiirkonnas keskmiselt 1,5 korda sagedasemad. IH: atraktiivsus elu- ja külastuspiirkonnana langeb, kuid agregeeritud andmed rände, külastajate arvu ja kinnisvara hindade kohta Eestis seda ei kinnita. L: raskesti mõõdetav
Tootmisprotsessid kütusetööstuses ↗	Vajab rohkem andmeid ↗	• keskmise punktsaaste objekti läheduses 500 inimest (mõjutatud linnades, mediaan-keskmise 57 inimest);	
Keemiline töötlemine ↗	Vajab rohkem andmeid ↗	• keskmisest loomakasvatuserajatisest potentsiaalselt mõjutatud keskmiselt 85 inimest ;	
Reovee käitlemine ↗	Madal olulisus (eksperdihinnangu alusel) ↗	• heitveejaamast 450;	
Keemiatööstus ↗	Madal olulisus ↗	• keemiatööstusettevõttest 1300;	
Tahkete jäätmete käitlemine ↗	Madal olulisus ↗	• jäätmekäitlusest 70;	
Energeetikatööstus ↗	Madal olulisus ↗	• toiduainetööstusest 800;	
Toiduainete tootmine ↗	Madal olulisus ↗	• vedelkütuste tootmisjaamast 3700 inimest	
Vedelkütuste jaemüük ↗	Madal olulisus ↗	Eestis kokku ebameeldiva lõhna mõjualas elavaid inimesi <100 000 , kuid see on tsoonide kattuvuse tõttu üle hinnang	

*Hindamisel on **seisund** viidud otsesesse seosesse **survega**, väga kõrge määramatus, kasutatud on lähenemist „kõige halvem stsenaarium“, ei ole arvestatud piirkonna topograafiaga jt lõhna levikut mõjutavate väliste teguritega.

III MÜRA – KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

3.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse, hindamaks väliskeskkonnas leviva müra tasemeid Eesti erinevates piirkondades ja selgitamaks välja müra mõjutatud elanikkonna suurust. Seejuures tuginetakse eelkõige müra tasemete kaardistustele (sh strateegilised mürakaardid) ja nendega seotud tegevuskavadele ning müraga seotud kaebustele. Andmete koondamise käigus analüüsitakse võimalust hinnata veekeskkonnas leviva müra taset ja mõju vee-elustikule. Sõltuvalt andmete kättesaadavusest, hinnatakse võimaluse korral ka suundumusi müra tasemete muutumises. DPSIR raamistikus on tegu seisundi komponendiga.

Avalduv keskkonnamõju (keskkonnaseisundi halvenemine) seostatakse seejärel järgmiste sammudena seda põhjustavate surveallikatega ning mõjuga vastuvõtvale keskkonnale (inimeste tervis ja heaolu, elusloodus).

1. Valitud seisundinäitajad

Seisundinäitajaks on normtasemeid ületavate alade pindala töösse valitud liiklustihedusega maantee ja raudteelõikude, Tallinna Lennujaama ja Tallinna sadama ja tööstusobjektide mõjualas. Ala, mille ulatuses on ületatud normtasemed, arvutati lihtsustatud meetodil olemasolevate strateegiliste mürakaartide abil.

Müraindikaatoriteks, mille normtasemete suhtes analüüs läbi viidi, valiti käesolevas töös L_{den} (öhtu-päeva-öömüra) ja L_{night} (öömüra).

Öömüra puhul on normtasemeks valitud $L_{night} > 45$ dB, kuna see on Eestis kehtiv madalaim öömüra normtaseme, sh elurajoonides. Päeva-öhtu-öömüra koondindikaatori normtaseme Eestis pole kehtestatud, kuid lähtuvalt keskkonnamüra direktiivist 2002/49/EÜ³⁷ valiti selleks $L_{den} > 55$ dB. Keskkonnamüra direktiivi kohaselt tuleb seda väärtust ületavatest müra tasemetest linnastutes raporteerida strateegilise mürakaardi koostamisel raames, lisaks on viidatud indikaator üldise häirivuse indikaator, mida kasutatakse ka tervisele avalduva mõju hindamisel.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistel olemasolevatel andmetel (kogutakse andmepäringutega asutustest ja otsingutega avalikult kättesaadavatest allikatest, nt asutuste kodulehed):

- olemasolevad strateegilised mürakaardid³⁸
- Terviseametile laekunud ja registreeritud kaebused müra kohta
- Maanteetranspordi liiklustihedus Maanteeameti andmetel
- Raudteetranspordi liiklustihedus AS Eesti Raudtee andmetel
- Info lennujaamade ja lennuliikluse tiheduse kohta (Lennundusamet, Tallinna Lennujaam)
- Ruumiandmed müra põhjustavate objektide (maanteed ja raudteed, veeteed, lennujaamad, tööstusobjektid ja -rajatised, karjäärid ja kaevandused) kohta
- Kaevanduste paiknemine
- Seismilise seire tulemused lõhkamiste kohta

Lõplik kasutatavate andmete valim sõltub andmete kättesaadavusest ja detailsusastmest.

³⁷ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0049&from=ET>

³⁸ <http://www.terviseamet.ee/keskkonnatervis/fueuesikalised-tegurid/muera.html>

Veealust müra käesolevas analüüsis detailselt ei käsitleta, kuna selleks puuduvad võrdlusandmed – esimene mürakaardistus Läänemerel valmis 2016. aastal ning meetodika on väljatöötamisjärgus. Käesoleva aruande lisas 3 on esitatud kirjandusel põhinev ülevaade veealuse müra mõjust erinevatele loomarühmadele ning veealuse müra uuematest ulatuslikumatest uuringutest Läänemeres. Viidatud lisas tuuakse välja ka võimalikud indikaatorid, mida edaspidi veealuse müra mõjude hindamisel kasutada saab.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad seisundiandmed, analüüsitakse seisundi muutust ajas ning selgitatakse seisundiandmete ruumilised erinevused. Direktiivis 2002/49/EÜ väljatoodud indikaatorite L_{den} ja L_{night} osas kehtestatud normtasemetest lähtuvalt tehakse modelleerimise ja olemasolevate müraandmete interpoleerimise kaudu kindlaks piirkonnad, kus nimetatud normtasemeid ületatakse.

Erinevatest allikatest lähtuva müra tasemete modelleerimiseks kasutatakse vastavat modelleerimistarkvara (IMMI³⁹).

Maanteetranspordi puhul jagatakse teed liiklustiheduse järgi kolme gruppi:

- 3 miljonit sõidukit aastas
- 1-3 miljonit sõidukit aastas
- 0,5 – 1 miljonit sõidukit aastas

Seisundi näitajaks on vastavate maanteelõikude pikkuse alusel (km) modelleeritud müratase (dB). Transpordimüra puhul hinnatakse kaasneva müra tasemed ja muutused, kasutades andmeid muutuste kohta erineva liiklustihedusega teelõikude pikkuses.

Seisundi hindamine tiheasustustega aladest väljaspool viiakse läbi eelkõige maanteetranspordi andmete alusel. Tiheasustusaladel kasutatakse strateegiliste mürakaardistuste andmeid. Sarnaselt toimitakse ka raudteetranspordist lähtuva müraga.

Raudteetranspordist lähtuva müra hindamisel arvestatakse raudteelõikudega, kus aastane liiklustihedus on

- enam kui 70 000 kaubavagunit aastas
- enam kui 10 000 reisirongivagunit aastas

Seisundi näitajaks on vastavate raudteelõikude pikkuse alusel (km) modelleeritud müratase (dB). Võrreldakse 2006. ja 2015. aastat. Nii maantee- kui raudteetranspordi puhul sõltub seisundi hindamine surve (*Pressure*) analüüsi tulemustest.

Õhutranspordist lähtuvat müra hinnatakse Tallinna lennujaama põhjal, milleks kasutatakse lennujaama poolt läbiviidud müramonitooringute tulemusi ja strateegilise mürakaardistuse tulemusi. Võrreldakse 2015. aasta strateegilise mürakaardistuse tulemusi ja 2006. aasta tulemusi, mis on kättesaadavad EIONET'i (Euroopa Keskkonnaaavatlusvõrgustik⁴⁰) andmebaasist. Väiksemate lennujaamade andmete analüüsimisel järeldati, et nende mõju müratasemele ei ole antud analüüsi eesmärkidest ja ülesannetest lähtudes oluline.

Tööstuse puhul hinnangut müratasemete muutumisele ei anta. Tööstusmüra taseme hindamiseks tehakse kindlaks tööstusobjektide paiknemine Eestis ning kõrvutatakse tööstusobjektide loetelu välisõhu heitkogustega, mille alusel eristatakse tinglikult kerge- ja rasketööstuse objektid. Kergetööstuse hulka, mille tekitatud müratase on suhteliselt madal, on klassifitseeritud keemiatööstus, reovee käitlemine, mittetööstuslik põletamine. Rasketööstuse hulka, mis tekitab enam müra, on arvatud energiatootmine, fossiilsete põlevmaavarade kaevandamine ja käitlemine, metallitööstus, jäätmete põletamine. Sadamate puhul ei analüüsita sadamate mürataset, vaid sadamates paiknevate üksikute ettevõtete mürataset.

Alltoodud tabelis on toodud strateegilised mürakaardistused Eestis aastatel 2008 ja 2012.

³⁹ <https://www.woelfel.de/en/products/immi.html>

⁴⁰ <http://cdr.eionet.europa.eu/ee/eu/noise/colsou8ra/envsou8aw/index.html?&page=2>

Tabel 3. Strateegilised mürakaardistused (koostatud tulenevalt direktiivi 2002/49/EÜ nõuetest)

Strateegilised mürakaardid 2008	Strateegilised mürakaardid 2012
Mürakaart maanteedele aastase liiklustihedusega 6 miljonit sõidukit	Mürakaart maanteedele aastase liiklustihedusega 3 miljonit sõidukit
Tallinna linna mürakaart (müra allikad–maanteetransport, raudtee, Tallinna sadam, Tallinna lennujaam, tööstuspiirkonnad)	Tallinna linna mürakaart (müra allikad–maanteetransport, raudtee, Tallinna lennujaam, tööstuspiirkonnad)
Tallinna sadama mürakaart	Tartu linna mürakaart (müra allikad–maanteetransport, raudtee, tööstuspiirkonnad)

Erinevatest surveallikatest (maantee-, raudtee- ja õhustransport, tööstus) pärineva müra tase esitatakse modelleerimis- ja GIS tarkvara abil mürakaardide kujul, jaotatuna tasemete järgi tsoonideks. Seejuures kasutatakse lihtsustatud arvutusmeetodit, mille puhul ei võeta arvesse müra levikut mõjutavaid erinevaid tegureid. Nii saadakse tulemuseks igas mürataseme klassis maksimaalse mürataseme leviku ulatuse kirjeldus ehk nõuhalvim stsenaarium.

Kaevandamisega kaasneva müra iseloomustamiseks kasutatakse samu müraindikaatoreid kui teiste allikate puhul ning täiendavalt veel õhtust müratasest, $L_{evening}$. Nii on võimalik täpsemalt eristada müra tekitavate sündmuste toimumisaeg. Arvestatakse eri tüüpi kaevandamisega kaasneva müra leviku iseärasustega. Koondatakse andmed keskkonnakaitselubadega kohustatud müraseire tulemuste kohta (kui see on võimalik) ning hinnatakse müra levikuulatuse alusel mõjutatud elanikkonna suurus. Alternatiivselt, kui lubade alusel tehtava müraseire andmed ei ole kättesaadavad, saab lõhkamiste asukoha, toimumisaja ja magnituudi kohta infot seismilise seire andmetest (koondajaks Eesti Geoloogiakeskus, seiret teostatakse riikliku keskkonnaseire programmi raames), mis võimaldaks ligikaudselt hinnata võimalikke häiritud piirkondi ja häiringute suhtelist intensiivsust. Sellised hinnangud on madala usaldusväärsusega. Kaevandustest lähtuva müra puhul piiritletakse kaevanduste müra levikutsoonid vastavalt kaevanduse tüübile ja kasutatavatele kaevandamismeetoditele. Allmaakaevandamisega kaasneva müra analüüsi tulemused liidetakse üldisemas meetodis kirjeldatavate tulemustega.

Antud meetodika on rakendatav müra leviku kirjeldamiseks lihtsustatud keskkonnatingimustes. See tähendab, et ei arvestata ümbritsevaid keskkonna- ja ilmastikutingimusi, maastikulisi eripärasid, müra hajumist mõjutavaid objekte ning müra absorbeerumist.

Selle etapi tulemusena valmiv alusinformatsioon võimaldab koondatud andmeid siduda (ruumiliste analüüside abil või vajadusel muid täiendavaid analüüse kasutades) elanikkonna ja eluslooduse andmetega. Modelleerimise tulemusel saadud müratasemete kaarte rahvastiku tiheduse kaartidega kõrvutades saab anda hinnangu erinevatele müratasemetele eksponeeritud elanikkonna suuruse kohta. Tulemused on võimalik anda nii haldusüksuse kui mürataseme tsooni kohta. Kõrvutades tulemusi vaikselt alade, sh kaitsealade piiride ja paiknemisega on võimalik hinnata nii inimeste kui eluslooduse mõjutatust mürast. Vaiksete alade määratlemise kohustus on sõnastatud välisõhu mürakaardi, strateegilise mürakaardi ja müra vähendamise tegevuskava sisu ja tehnilisi nõudeid kirjeldavas keskkonnaministri määruses (RT I, 21.10.2016, 13).

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Väljundtulemused keskkonnaseisundi hindamisel müratasemete põhjal on direktiivist 2002/49/EÜ lähtuvalt müraindikaatorid L_{den} ehk päevane müratase (dB) ja L_{night} ehk öine müratase (dB), millele lisaks on lubatud vajaduse ja võimaluse korral kasutada täiendavaid indikaatoreid L_{day} ja $L_{evening}$. Antud töös on peamiseks näitajaks L_{den} , L_{night} hinnatakse täiendavalt, kuna see võimaldab hinnata negatiivset mõju inimeste une kvaliteedile. Eelnimetatud täiendavaid võimalikke indikaatoreid ei hinnata (va kaevandamise puhul, $L_{evening}$), arvestades töö eesmärki ja seda, et täiendavad indikaatorid sisalduvad L_{den} indikaatoris.

Tulemused esitatakse kaartide kujul ja DPSIR tabelis.

5. Tulemuste detailsusaste

GIS metoodika võimaldab tulemusi esitada erineval detailsusastmel. Lõplik valik tehakse analüüsi käigus ja see sõltub sellest, milline detailsusaste sobib kõige paremini mõju väljaselgitamiseks inimese tervisele ja heaolule ning elusloodusele (omavalitsuste tasemel, müratasemete tsoonide tasemel vmt).

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Kirjeldatud metoodikat ja sellega sarnast lähenemist on kasutatud erinevate müra tasemete ja keskkonnamõju hindamiste juures, sh strateegiliste mürakaardistuste juures. Eksperdid on arvesse võtnud Euroopa Komisjoni temaatilise töögrupi poolt välja antud juhendit strateegiliste mürakaardistuste teostamiseks ning rakendavad antud metoodikas selle suuniseid („Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure“⁴¹, European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise, 2007). Rahvusvahelistest ülevaadetest on sarnast metoodilist lähenemist kasutatud Euroopa müraülevaate koostamisel (EEA 2014⁴²). Osaliselt kattub kirjeldatav metoodika ka Euroopa vaiksete alade kaardistamise ja müra mõjude hindamise metoodikaga, mida on kasutatud ülevaate „Quiet areas in Europe“ (EEA 2016⁴³) koostamisel.

7. Meetodi usaldusvärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Hinnang meetodi usaldusvärsusele on kõrge kuni keskmine, sõltuvalt komponendist (4, 3). Keskmise usaldusvärsusega on tööstusmüra hindamine. Meetodi väljatöötamisel on lähtunud Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2002/49/EÜ⁴⁴, keskkonnamüra hindamisest ja kontrollimisest, keskkonnaministri määrusest „Välisõhu mürakaardi, strateegilise mürakaardi ja müra vähendamise tegevuskava sisu kohta esitavad tehnilised nõuded ja koostamise kord“ (RT I, 21.10.2016, 13⁴⁵) ning sotsiaalministri määrusest „Müra normtasemed elu- ja puhkealal, elamutes ning ühiskasutusega hoonetes ja mürataseme mõõtmise meetodid“ (RTL 2002, 38, 511⁴⁶). Metoodiliseks alusmaterjaliks on keskkonnamüra direktiivil põhinev juhendmaterjal (vt WG-AEN 2007⁴⁷). Väga kõrge usaldusvärsuse saavutamiseks oleks analüüsi teostamisel vajalikud reaalsed mõõtmisandmed erinevate müraallikate kohta erinevates Eesti piirkondades, sh kaevandused ja tööstusettevõtted, ning eelkõige neil aladel ja nende allikate kohta, mida ei käsitle strateegilised mürakaardistused.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatuse hinnang on sõltuvalt hinnatavast piirkonnast erinev. Tiheasustuspiirkondade ja teiste alade puhul, millele on tehtud strateegiline mürakaardistus, on määramatus madal. Linnadest väljapoole jäävate alade puhul on määramatus keskmine, kuna puudulike andmete tõttu tuleb kasutada olemasolevate andmete interpoleerimist. Samuti sõltub määramatus müra allika tüübist – head andmed on olemas maantee- ja raudteetranspordi kohta, samas kui tööstusobjektide kohta (sh kaevandused) madala määramatuse tagamiseks piisav andmestik puudub. Andmelünkade täitmiseks kasutatakse kättesaadavaid mürauringuid (sh rahvusvahelisi), modelleerimist ja ekspertarvamust. Määramatust saaks vähendada, kui kättesaadavad oleksid andmed keskkonnakaitse luba omavate ettevõtete müramonitooringute tulemuste kohta.

Kuna käesolevas uuringu teostamiseks ei olnud võimalik kätte saada andmeid keskkonnakaitsealade alusel kaevandustes teostatavate müramõõtmiste kohta, on meetodi usaldusvärsus kaevandamisandmete osas madal (müra mõjuulatus on kohalikul tasemel määratletud eksperthinnangu meetodil).

⁴¹ [Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure](#)

⁴² [\(Noise in Europe 2014, EEA Report No 10/2014, Euroopa Keskkonnaamet 2015](#)

⁴³ http://www.eea.europa.eu/publications/quiet-areas-in-europe/at_download/file

⁴⁴ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0049&qid=1477913199900&from=EN>

⁴⁵ <https://www.riigiteataja.ee/akt/121102016013>

⁴⁶ <https://www.riigiteataja.ee/akt/163756>

⁴⁷ https://www.lfu.bayern.de/laerm/eg_umgebungslaermrichtlinie/doc/good_practice_guide_2007.pdf

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodit ei ole võimalik võrrelda alternatiividega, kuna tegemist on Euroopas laialt kasutatava üldisema meetodilise lähenemise mugandusega kohalikele tingimustele, mis rakendab vastavat valdkonda reguleeriva direktiivi alusel koostatud müra kaardistamise juhendmaterjali suuniseid. Erinevate andmete ja andmeallikate kasutamine ning alternatiivsete lähenemiste ettenägemine andmete kättesaamise või kvaliteedi probleemide ilmnemisel annab meetodile vajaliku paindlikkuse. Arvestatud on ka vajadusega võimaldada liikumine keskkonnaseisundi ja selle muutuste hindamiselt mõjude hindamisele inimtervisele ja heaolule ning mõjule elusloodusele.

Teoreetiliselt on võimalik kasutada ka täpsemaid meetodeid, nt IMMI mürakaardistuse tarkvara⁴⁸ kasutades (tootjaks Wölfel Monitoring Systems GmbH & Co. KG), kuid lähtudes infost kasutada olevate andmete kohta ja antud töö eesmärgist, ei ole selline detailsus antud töös vajalik.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks käesolevas analüüsis, kuna ekspertidel on ulatuslik kogemus antud meetodi kasutamisel, meetod on vastavuses Euroopa Liidu tasemel kehtivate valdkondlike regulatsioonide ja Eesti vastavasisulise seadusandlusega ning sarnast lähenemist on kasutatud erinevate müra ülevaadete koostamisel Euroopa Liidu tasemel. Meetod võimaldab maksimaalselt kasutada olemasolevaid andmeid ning näeb ette ka alternatiivsed lähenemised teatud andmete osalise puudumise korral.

Seisundinäitajatelt võimaldab meetod sujuvat üleminekut mõjude hindamisele inimtervisele ja -heaolule. Mõju loodusele müra osas käesoleva töö raames ei hinnata, kuna puuduvad andmed müratasemete ja nende muutuse seoste kohta liikide arvukuses, pesitsemisedukuses jt liigi seisundinäitajates Eestis. Teadusuuringute alusel saab väita, et liikide müratundlikkus on väga erinev (vt Frances, Barber 2013). Mõju elusloodusele saab kaudselt hinnata mõju kaudu Natura2000 aladele jt aladele, kus on registreeritud kaitsealuste ja ohustatud loomaliikide elupaigad - ruumianalüüs võimaldab kõrvutada müratasemete ja -allikate kaardid kaitsealade ja kaitsealuste liikide leiukohtade kaartidega. Käesoleva töö raames ei ole selline detailsusaste võimalik.

3.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse väliskeskkonnas leviva müra tasemete ja tasememuutuste seostamiseks müra allikatega. DPSIR süsteemis on tegemist surve (P) komponendiga.

1. Valitud survenäitajad

Survenäitajateks on valitud müra tekitavate objektide arv ja tegevuste ulatus, mida hinnatakse töösse hõlmatud liiklustihedusega raudtee ja maanteelõikude pikkuse järgi, saabuvate ja väljuvate lendude arvu järgi ja tööstusobjektide arvu järgi modelleeritud mürataseme alusel (dB).

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Müra allikate väljaselgitamisel on kasutatud Euroopa Liidu müradirektiivis väljatoodud jaotust, mis jagab müra allikad järgmiselt:

- ✓ Transport, sh
 - Maanteetransport
 - Õhutransport
 - Raudteetransport
- ✓ Tööstus

⁴⁸ <https://www.woelfel.de/en/products/immi.html>

Erinevates Euroopa riikides ja erinevates analüüsid on kasutusel ka eeltoodust erinevaid jaotusi. Müradirektiivist lähtuva jaotuse kasutamine otsustati ekspertide pool tulenevalt vajadusest tagada tulemuste kõrge usaldusväärsus.

Veetranspordi puhul piirdatakse sadamatega, täpsemalt nende territooriumile jäävate ettevõtete, kuna laevateedel välisõhku leviv müra ei avalda elanikkonnale olulist häirivat mõju. Samal põhjusel võetakse õhustranspordi puhul arvesse eelkõige lennujaamad ja neist lähtuv müra (lennukite tõusul ja maandumisel). Müra allikate väljaselgitamisel kasutatakse ka müra kohta elanikelt kogutavate kaebuste andmeid (intsidendi toimumise aeg, asukoht, kaebuse iseloom, võimalik allikas).

Vajalikud andmed on:

- Olemasolevad strateegilised mürakaardid
- Terviseametile laekunud ja registreeritud kaebused müra kohta
- Maanteetranspordi liiklustihedus Maanteeameti andmetel ja erineva liiklustihedusega teelõikude kogupikkus
- Raudteetranspordi liiklustihedus AS Eesti Raudtee andmetel (sh prognoositav liiklustihedus)
- Info lennujaamade ja lennuliikluse tiheduse kohta (Lennundusamet)
- Info sadamate laevaliikluse kohta (Veeteede Amet)
- Andmed tööstusobjektide, sh kaevanduste lubatud ja tegelike müratasemete kohta keskkonnakaitse lubadest jt allikatest
- Ruumiandmed müra põhjustavate objektide (maanteed ja raudteed, sadamad, lennujaamad, tööstusrajatised)

Andmed kogutakse selgituspäringutega andmeid haldavatest asutustest ning avalikult ligipääsetavatest andmeallikatest (asutuste veebileheküljed ja seal avalikustatud andmed, sh erinevad ülevaated). Andmed kogutakse võimalikult täpsel detailsusastmel (soovitavalt objektide tasemel), mis tagaks modelleerimistulemuste võimalikult hea vastavuse tegelikule olukorrale ning võimaldaks edasise analüüsi käigus vajadusel esitada üldistatud tulemusi piirkonna, kohaliku omavalitsuse või riigi kohta.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Maanteetranspordi puhul eristatakse maanteelõigud (1. ja 2. astme teed) liiklustiheduse järgi kolme rühma:

- üle 3 miljoni sõiduki aastas
- 1-3 miljonit sõidukit aastas
- 0,5 kuni 1 miljon sõidukit aastas

Strateegiline mürakaardistus, mille teostamine on müradirektiivist tulenevalt Euroopa Liidu liikmesriikisele kohustuslik, tehakse vaid teelõikudele, kus liiklustihedus on suurem kui 3 miljonit sõidukit aastas. Välismõjude hindamiseks on eksperdid pidanud vajalikuks ka väiksema liiklustihedusega teede kaasamise analüüsi, kuna ka neil toimuvast liiklusest lähtuval müral võib olla oluline keskkonnamõju (st mõju inimese tervisele ja heaolule ning mõju elusloodusele).

Raudteetranspordi osas kehtib müradirektiivist tulenev kohustus, viia läbi strateegiline mürakaardistamine, linnadest väljaspool paiknevate raudteelõikude puhul vaid raudteelõikudele, kus liiklustihedus on suurem kui 50 tuhat sõidukit aastas. Seniste mürakaardistuste teostamise ajal ei ole Eestis selliseid raudteelõike olnud ning seetõttu vastavad kaardistused puuduvad. Käesoleva töö raames hinnati eraldi vajadust ja võimalust analüüsida väiksema liiklustihedusega raudteelõikude mürataset. Raudteetranspordist lähtuva müra hindamisel arvestatakse raudteelõikudega, kus aastane liiklustihedus on

- Enam kui 70 000 kaubavagunit aastas
- Enam kui 10 000 reisirongi vagunit aastas

Lennuliikluse kohta kasutatakse Tallinna lennujaama lendude andmestikku. Teiste Eesti lennujaamade mõju osutus andmete analüüsimisel ebaoluliseks ja seda ei käsitleta. Tallinna lennujaama kohta on

olemas ka strateegiline mürakaardistus ning neid andmeid võib pidada kõrge usaldusväärsusega ja madala määramatusega andmeteks.

Tööstuse osas näeb müradirektiiv ette müra kaardistamist vaid suuremates asulates paiknevate tööstusobjektide kohta, mis võimaldab anda ülevaate olukorrast vaid omavalitsuse kohta. Kuna müradirektiiv ei sätesta, milliseid tööstusobjekte ja kuidas tuleb hinnata, lähtutakse käesolevas analüüsis strateegilise mürakaardistamise hea tava juhendist (*Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping; WG-AEN 2006*⁴⁹). Viidatud juhendis jagatakse tööstusobjektid järgmiselt:

- Rasketööstus
- Kergetööstus
- Kaubandus
- Sadamad

Käesolevas analüüsis jagati tööstusettevõttes välisõhu saastelubade andmete alusel kaheks: kergetööstus ja rasketööstus. Kergetööstuse hulka on klassifitseeritud keemiatööstus, reovee käitlemine, mittetööstuslik põletamine. Rasketööstuse hulka on arvatud energiatootmine, fossiilsete põlevmaavarade kaevandamine ja käitlemine, metallitööstus, jäätmete põletamine.

Veealuse müra kohta puuduvad võrdlusandmed (esimene kaardistus Läänemerel valmis 2016. aastal), mistõttu seda analüüsis ei kajastata.

Kogutud andmed erinevatest allikatest lähtuva müra kohta koondatakse ja korrastatakse, kasutades asjakohaseid tabelarvutus- ja andmebaasiprogramme. Ruumiandmete koondamiseks ja töötlemiseks kasutatakse ruumiandmetöötluse programme (nt ArcGis) ning mõõtmis- ja ruumiandmete abil modelleeritakse erinevatest uuritavatest objektidest lähtuvad müratasemed. Kaebuste andmestik korrastatakse ja esitatakse kaardi kujul, mis võimaldab kontrollida kaebuste kokkulangevust kõrgeenenud müratasemete piirkondade ja võimalike allikatega.

Kaevandamise puhul, mida käsitletakse muust tööstusmürast eraldi tuleb kasutada erinevate kaevandamisstsenaariumite modelleerimist müratasemete ja nende allikate seoste leidmise, kuna erinevate kaevandamise tüüpide (mis sõltub kaevandatavast maavarast) puhul on tegevusega kaasnev müra erineva taseme ja levikuulatusega. Joonistatakse võimalikud kaevanduste müralevikutsoonid.

Briti standardi (BS 5228) kohaselt ja Briti Keskkonnaministeeriumi (*Defra 2006*) poolt on välja töötatud andmebaas, kuhu on koondatud tüüpiliste karjääris kasutatavate masinate ja seadmete poolt tekitatavad müratasemed. Sisendandmed pärinevad üle 300 eri karjääri müramõõtmise tulemustest. Seejuures on eristatud lõhketöödega seotud karjäärid (ingl *Hard Rock Quarries*), mille alla kuuluvad lubja- ja dolokivi ning põlevkivikarjäärid, ning ülejäänud karjäärid (ingl *Other Quarries*), mille alla kuuluvad liiva-, kruusa- ja savikarjäärid ning turbatootmisalad. Nimetatud väärtusi karjääripõhiselt rakendades hinnatakse erinevat tüüpi karjääride müra levikuulatus ja joonistatakse mõjualad.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Maanteetranspordi ja raudteetranspordi puhul on surve väljundtulemuseks erineva liiklustihedusega teelõikude kogupikkus (km), seejuures võimaldab erinevate aastate andmete võrdlus välja tuua ka surve muutuse. Meetodi rakendamise tulemuseks on maanteemüra tasemete kaardid ning müra allikate asukohad, seostatuna neist lähtuva müra tasemetega. Võimalik on esitada müratasemed erineva müra taseme tsoonidena (sh tuues eraldi välja 50 dB ületava müratasemega piirkonnad). Erinevate allikate osakaalu hindamine mürataseme formeerumisel (%) sõltub andmete kättesaadavusest ja kvaliteedist ning selgub edasise töö käigus.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse riigi ja kohaliku omavalitsuse tasemel, täpsemate tulemuste esitamine oleks võimalik, kui oleksid kättesaadavad keskkonnakaitse loa alusel teostava müraseire tulemused.

⁴⁹ <http://sicaweb.cedex.es/docs/documentacion/Good-Practice-Guide-for-Strategic-Noise-Mapping.pdf>

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Kirjeldatud meetodikat ja sellega sarnast lähenemist on kasutatud erinevate müra tasemete ja keskkonnamõju hindamiste juures, sh strateegiliste mürakaardistuste juures. Eksperdid on arvesse võtnud Euroopa Komisjoni temaatilise töögrupi poolt välja antud juhendit strateegiliste mürakaardistuste teostamiseks ning rakendavad antud meetodikas selle suuniseid.

Rahvusvahelistest ülevaadetest on sarnast meetodilist lähenemist kasutatud Euroopa müraülevaate. Osaliselt kattub kirjeldatav meetodika ka Euroopa vaiksete alade kaardistamise ja müra mõjude hindamise meetodikaga.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Hinnang meetodi usaldusväärsusele on kõrge maanteede ja lennuliikluse puhul. Raudteetranspordi ja tööstuse osas on usaldusväärsus madalam (keskmine).

Meetodi väljatöötamisel on lähtunud Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 2002/49/EÜ, keskkonnamüra hindamisest ja kontrollimisest, keskkonnaministri määrusest „Välisõhu mürakaardi, strateegilise mürakaardi ja müra vähendamise tegevuskava sisu kohta esitatavad tehnilised nõuded ja koostamise kord“ (RT I, 21.10.2016, 13) ning sotsiaalministri määrusest „Müra normtasemed elu- ja puhkealal, elamutes ning ühiskasutusega hoonetes ja mürataseme mõõtmise meetodid“ (RTL 2002, 38, 511). Meetodiliseks alusmaterjaliks on keskkonnamüra direktiivil põhinev juhendmaterjal (vt „Good Practice Guide...“, EC WG-AEN, 2007). Väga kõrge usaldusväärsuse saavutamiseks oleks analüüsi teostamisel vajalikud reaalsed mõõtmisandmed erinevate müraallikate kohta erinevates Eesti piirkondades, eelkõige neil aladel ja nende allikate kohta, mida ei käsitle strateegilised mürakaardistused.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi rakendamisel saadavate tulemuste määramatus sõltub vaadeldava surveallika tüübist. Määramatus on eeldatavalt madal (4) lennuliikluse ja maanteetranspordi puhul, kus nii ruumiandmed, liiklustiheduse kui mõõtmisandmed on kättesaadavad ja ühtlase kvaliteediga. Raudteetranspordi puhul on ebaselgusi ruumiandmete täpsuses ning ka liiklustiheduse andmed vajavad lähemat kvaliteedihindamist.

Tööstusobjektide puhul on määramatus keskmine või kõrge, täpne määratlus selgub edasise töö käigus, kui on laekunud vajalikud andmed ja on võimalik hinnata, millised andmed ja millise kvaliteediga on kättesaadavad keskkonnakaitse lubades toodud lubatud müratasemete ning kohustatud mõõtmiste kohta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodit ei ole võimalik võrrelda alternatiividega, kuna tegemist on Euroopas laialt kasutatava üldisema meetodilise lähenemise mugandusega kohalikele tingimustele, mis rakendab vastavat valdkonda reguleeriva direktiivi alusel koostatud müra kaardistamise juhendmaterjali suuniseid. Erinevate andmete ja andmeallikate kasutamine ning alternatiivsete lähenemiste ettenägemine andmete kättesaamise või kvaliteedi probleemide ilmnemisel annab meetodile vajaliku paindlikkuse. Arvestatud on ka vajadusega võimaldada liikumine keskkonnaseisundi ja selle muutuste hindamiselt mõjude hindamisele inimestevisele ja heaolule ning mõjule elusloodusele.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks käesolevas analüüsis, kuna ekspertidel on ulatuslik kogemus antud meetodi kasutamisel, meetod on vastavuses Euroopa Liidu tasemel kehtivate valdkondlike regulatsioonide ja Eesti vastavasisulise seadusandlusega ning sarnast lähenemist on kasutatud erinevate müra ülevaadete koostamisel Euroopa Liidu tasemel. Meetod võimaldab maksimaalselt kasutada olemasolevaid andmeid ning näeb ette ka alternatiivsed lähenemised teatud andmete osalise puudumise korral.

3.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 4. Müra – surve-, seisundi- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet) – mõjutatud alade pindala	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)	
Maanteetransport (erineva liiklustihedusega teed, 3 rühma, km) ↗	Päeva-õhtu-öömüra, L_{den} ↗ Öömüra, L_{night} ↗	<ul style="list-style-type: none"> • Öine maanteemüra: üle Eesti <400 000 inimest, sh põhimaanteed <241 000 • Päevane maanteemüra: üle Eesti <345 000, sh põhimaanteed <216 000 • Öine raudteemüra: kokku <300 000 inimest • Päevane raudteemüra: kokku <118 000 inimest <p>Kõige enam potentsiaalselt mõjutatud elanikke on järgmistel raudteelõikudel:</p> <ul style="list-style-type: none"> • -Tallinn-Aegviidu <106 000 (öösel), < 37500 (päeval); • -Aegviidu-Narva 63 000 (öösel), <20000 (päeval); • -Aegviidu-Tartu <31 500 (öösel), <13000 (päeval); <p>Lennumüra mõjualas <26 000 (päeval); <52 000 inimest (öösel, eeldades lendude õist toimumist)</p>	<p>IT: Sõltuvalt müra tasemest ilmnevad stressiga seotud somaatilised tegurid: stressihormoonide kasv, vererõhu muutused, lihasspasmid. Psühholoogilised tegurid: häiritus/isolatsioon, unehäired, vaimse tervise probleemid. Üle 55 dB muutub tervist kahjustavaks, eriti vanemaealistele tekitab unehäireid ja suurendab südame-veresoonkonna haiguste riski. Öine müra mõjutab enneaegsete sündide riski. IH: piirkonna atraktiivsus elu- ja külastuspiirkonnana langeb, kuid agregeeritud andmed rände, külastajate arvu ja kinnisvara hindade kohta Eestis seda ei kinnita. L: mõju raskesti mõõdetav, müratundlikud liigid Eestis must-toonekurg, metsis, kotkad. Kirjandusallikate põhjal väheneb müra mõjualas linnustiku arvukus, muutub loomade valvsus ja toiduotsimise efektiivsus.</p>	
Raudteetransport (km) – võrdlusandmed puuduvad	(trendi pole võimalik hinnata, kuid suurim mõjutatud ala 2014. aastal)			
Õhustransport (lendude arv) ↗	Päeva-õhtu-öömüra, L_{den} ↔ Öömüra, L_{night} ↔			
Rasketööstus (allikate arv) ↗	Päeva-õhtu-öömüra, L_{den} – olulisus madal Öömüra, L_{night} ↗			<ul style="list-style-type: none"> • 2014: tööstusobjekti mürapiirkonnas öösel keskmiselt 193 inimest (mõjutatud linnades, mediaankeskmise 33), päeval 34
Kergetööstus (allikate arv) ↗	Päeva-õhtu-öömüra, L_{den} – olulisus madal Öömüra, L_{night} ↗			<ul style="list-style-type: none"> • 2006: öösel keskmiselt 213 inimest (mõjutatud linnades, mediaankeskmise 8), päeval 27

*NB: kasutatud lähenemist „kõige halvem stsenaarium“, ei ole arvestatud piirkonna topograafiaga, müra levikut vähendavate rajatistega.

Kasutatud kirjandus

1. Crocker 2007. Crocker 2007. Crocker, Malcolm J., (2007). *Handbook of Noise and Vibration Control*, John Wiley & Sons Inc.
2. EEA 2014. *Noise in Europe 2014*, EEA Report No 10/2014, Euroopa Keskkonnaamet 2015. <https://www.eea.europa.eu/publications/noise-in-europe-2014>
3. EEA 2016. *Quiet areas in Europe — The environment unaffected by noise pollution*. EEA Report No 14/2016. <https://www.eea.europa.eu/publications/quiet-areas-in-europe>
4. EC 2017. *Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure*. European Commission Working Group Assessment of Exposure to Noise, 2007.
5. Frances, Barber 2013. Frances, J., Barber, C., 2013. *A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, Volume 11, Issue 6 August 2013 Pages 305–313
6. WG-AEN 2006. *Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping*; WG-AEN 2006, <http://sicaweb.cedex.es/docs/documentacion/Good-Practice-Guide-for-Strategic-Noise-Mapping.pdf>

IV VIBRATSIOON – KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

4.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse maapinnas levivate võngete võnkesageduse ja levimiskiiruse kaardistamine keskkonnaseisundi kirjeldamiseks ning andmete saamiseks väliskeskkonnas leviva vibratsiooniga kaasnevate keskkonnamõjude (mõju inimese tervisele ja heaolule, mõju elusloodusele) hindamiseks.

Maapinnas levivate võngete, mille tulemusel võivad tekkida kahjustused hoonetele ja teistele rajatistele ning mida inimesed tajuvad häiringutena, võnkesageduse ja levimiskiiruse kaardistamine. Projekti raames käsitletakse vibratsiooni kui maapinnas levivate (*ground-borne vibration*) maavõngetena. Sõltuvus võnkekiirusest (mm/s), sagedusest (Hz) ja kaugusest (m) määrab ära vibratsiooni füüsiliselt tuntava mõju, häiringu ja kahjustuse tekkimise potentsiaali. Käesolevas projektis käsitletakse transpordist (maanteetransport, raudteetransport) ja kaevandamisest lähtuvat vibratsiooni.

1. Valitud seisundinäitajad

Registreeritud kahjustuste arv, vibratsiooni normasemete ületamiste arv ja nende muutused.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Eraldi käsitletakse vibratsiooni kirjeldamisel kaevandamisega kaasnevat vibratsiooni (peamiseks allikaks lõhketööd) ja transpordist (maanteed, raudteed) tulenevat vibratsioonisurvet. Analüüsi all on tööpiirkonnast/objektist/allikast väljapoole ulatuv vibratsioon ja selle mõju.

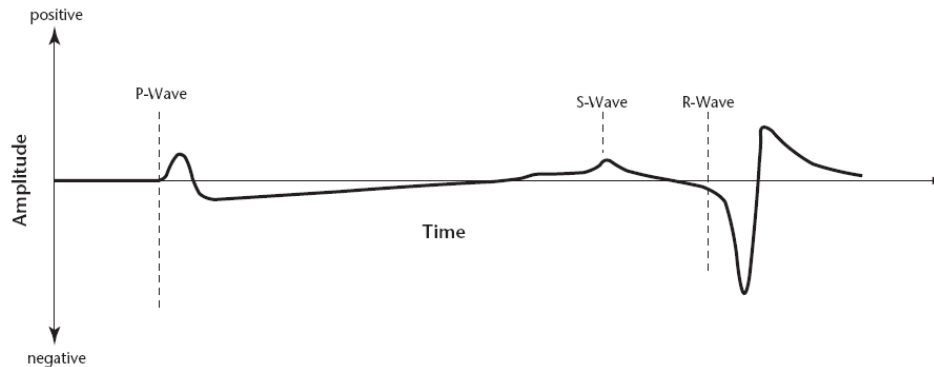
Maavõngete kõige iseloomustavaks parameetrik on võnkekiirus. Hoonetele/objektidele mõjuvat vibratsiooni iseloomustatakse osakeste maksimaalse võnkekiirusega mm/s, inimesele mõjuvat vibratsiooni keskmise vibratsiooni amplituudi kaudu ehk vibrokiirendusega mm/s² (sagedusvahemikus 1-80 Hz). Võimalusel tuleb välja tuua ka vibratsiooni esinemise sagedus – nõrga vibratsiooni sagedasel esinemisel on kahjustav toime või häiring erinev võrreldes tugeva vibratsiooni ühekordsel esinemisel. Lisaks on vibratsiooni puhul oluline ka sündmuste toimumise aeg – uuringute tulemused teistes riikides näitavad, et vibratsiooni vibrokiirendus on näiteks talvel külmunud pinnase puhul märgatavalt väiksem kui külmumata pinnase puhul. Samuti sõltub vibratsiooni väärtused põhjaveetasemest – kõrgema põhjaveetaseme puhul on edasikanduv vibratsioon soodustatud (*Hunaidi, Tremlay 1997*).

Vibratsioon ja osakeste võnkumine on keeruline füüsikaline nähtus, mille iseloom ja levik (sellest tulenevalt ka mõju) sõltub kolmest suuremast parameetrite grupid:

1. allikas – määrab ära võnkumise tekkimise, mis levib ümbritsevasse keskkonda (allika asukoht ja kontakt ümbritsevaga, võnkumise tekkimise iseloom, võnkumise tugevus, sagedus ja kestus, ülekandumine keskkonda);
2. levimise keskkond – määrab ära võnkumiste leviku ulatuse (maapinna/materjalide omadused, kaugus allika ja vastuvõtja vahel, sumbumise iseärasused);
3. vastuvõtja – määrab ära võnkumise mõju avaldumise (asukoht ja kontakt vibratsiooni edastava keskkonna suhtes, avalduva vibratsiooni tugevus, sagedus ja kestus).

Maavõnked on spetsiifilised lühiajalised maasisesed energia impulsid, mis levivad aluskivimite ja kvaternaarisetete kihtides. Maapinnas levivad võnked koosnevad erinevatest võnkelainetest, mis levivad erineva kiiruse ja suunaga. Nendeks on pikilained (ingl *compressional waves*), ristilained (ingl *shear waves*) ja põikilained ehk pinnalained (ingl *Rayleigh waves*). Summaarne võnkekiirus mistahes punktis moodustub nende kolme komponendi väärtustest ehk vektorsummast. Keskkonnas levides toimub

võngete kustumine, mille ulatus sõltub eelkõige kaugusest. Lisaks levivad võnkelained erineval kiirusel, mistõttu jõuavad nad kohale erineval ajahetkel. Kui vahemaa allika ja vastuvõtja vahel on väike, ei ole võimalik lainete kohale jõudmist eristada. Kauguse kasvades eristuvad võnkelainete iseärasused (joonis 15) (NZTA 2012).



Joonis 15. Võnkelainete ajaline ja amplituudiline karakteristika

Pikilained levivad maapinnas üldjuhul kõige kiiremini ning jõuavad allikast vastuvõtjani esimesena. Seetõttu loetakse pikilainete levimise kiirust maapinnas võrdseks maksimaalse komponendiväärtusega. Pikilained võnguvad osakesed laine levimise suunas edasi-tagasi. Ristilainete levimise kiirus on umbes 50 - 60% pikilainete levimise kiirusest ning osakesed võnguvad vertikaalsuunas risti laine levimise suunaga. Pinnalained on eelnimetatud võnkekomponentide kõige aegsama levikuga, mistõttu on ka nende lainete kustumine keskkonnas suurim. Pinnalained võnguvad osakesed horisontaalselt elliptilisel trajektooriga laine levimise suunas (*Blast Vibration Course, Measurement-Assessment-Control, TERROCK Consulting Engineers*). Sõltuvalt pinnase või aluskivimite omadusest, varieeruvad maavõngete leviku kiirused suurel määral. Eesti tingimustes on kvaternaarisetete kihis üldine leviku kiirus 1000 - 1500 m/s, paekivikihtides (lubja-dolokivi) 1600 - 2500 m/s ja põlevkivikihtides 700 - 1300 m/s (Toomik, Tomberg, T., 1997). Erinevate kiiruste tõttu toimub võnkelainete kustumine ja liitumine ajas, mis vastavalt kas tugevdavad või nõrgestavad maavõngete levikut keskkonnas.

Oluline aspekt lisaks võnkelainete levimise kiirusele on energia hulk, mida laine edasi kannab. Maavõngete koguenergiast kandub kuni 67% edasi pinnalainetega, 26% ristilainetega ning ainult 7% pikilainetega. Seetõttu omavad pinnalained kõige suuremat kahjustavat efekti hoonetele ja rajatistele (CDT 2013). Eelkirjeldatud ülevaade maavõngete komplekssest iseloomust toetab objektipõhist lähenemist antud valdkonnas, **st analüüsi tuleb teostada objektipõhiselt, lähtuvalt iga olukorra tingimustest. Välismõjude hindamise projektis hinnatakse vibratsiooni üldistatult, kuna puuduvad objektipõhised reaalsed mõõtmisandmed.** Andmed objektide kohta planeeriti koguda erinevatest allikatest, sh maavara kaevandamise luba omavate ettevõtete aruandlusest nende tegevusega tekitatava vibratsiooni taseme kohta. Kirjeldatud andmeid ei olnud võimalik saada.

Kaevandamise puhul on oluline eristada lõhkamistest ning mehaanilisest raimamisest jt tegevustest lähtuvat vibratsiooni. Vajalikud on andmed võnkekiiruse arvvaartuste, sagedusvahemike ja kauguste kohta, samuti maavõngete levimise keskkonna (aluskivimis, kvaternaarisetetes) kohta. Võimalusel kasutatakse ka Terviseametile laekunud kaebuste statistikat (intsidendi toimumise aeg ja koht, võimalik allikas) inimeste poolt tajutud häiriva vibratsiooni kohta, seostamaks transpordist ja kaevandamisest tingitud vibratsiooni mõju levikut. Eestis on ainsaks lõhketöödega kaasnevat vibratsiooni reguleerivaks dokumendiks majandus- ja taristuministri määrus nr 49 „Lõhkematerjali kasutamise ja hävitamise nõuded“ (RT I, 12.09.2017, 4,⁵⁰), mis määratleb lubatud võnkekiiruse väärtuseid käsitletava (tundliku) objekti kategooriast, pinnase iseloomust ja lõhkamise parameetritest (kaugus, laengu mass jne) lähtuvalt.

⁵⁰ <https://www.riigiteataja.ee/akt/112092017004>

Antud määruuses esitatud piirnorme saab töös analüüsitud juhtudel kasutada mõju hindamiseks. Lubatud vibratsiooni tasemeid elamutes ja hoonetes käsitleb sotsiaalministri määrus nr 78 „Vibratsiooni piirväärtused elamutes ja ühiskasutusega hoonetes ning vibratsiooni mõõtmise meetodid“ (RTL 2002, 62, 931,⁵¹). Lisaks piirnorme ületavate vibratsioonitasemete mõõtmistulemustele on vajalik info ka võimalike vibratsiooni tulemusel tekkinud kahjustuste kohta hoonetes.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötamise protsessi kirjeldus

Andmete korrastamiseks ja andmetöötamiseks kasutatakse sobivat tabelarvutus- või andmebaasitarkvara. Mõõtmisandmete seostamiseks ruumiandmetega ja ruumiandmeanalüüside tegemiseks kasutatakse kaarditarkvara (ArcGis, MapInfo vmt). Koondatud andmed registreeritud vibratsioonisündmuste ja kaebuste esinemise kohta seostatakse ruumiandmetega. Võimalusel tuuakse välja piirkondlikud või kohalikud muutused ajas.

Kaevandamise osas toetatakse meetodilisel lähenemisel suuresti seni läbiviidud mõõtmistele ja eksperthinnangutele. Maavarade kaevandamise andmestikust eristatakse need kaevandused/karjäärid, kus kasutatakse maavara raimamiseks lõhketöid.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Väljundtulemused sõltuvad suuresti lähteandmete olemasolust. Väljundtulemusteks on registreeritud kahjustuste arv vibratsiooniallika piirkonnas (aastas) ja vibratsiooni normtasemete ületamine vibratsiooniallika piirkonnas (aastas). Andmete olemasolu korral esitatakse muutus graafikuna.

Väljundtulemuseks on ka vibratsiooni mõõtmise asukohtade ja mõõdetud vibratsiooni tugevuse kaardid, mida võimaluse korral kõrvutatakse vibratsioonist põhjustatud laekunud kaebuste asukohtade kaartidega. Andmete olemasolul piirnorme ületavate vibratsioonitasemete mõõtmiste ja hoonetel esinevate kahjustuste kohta on võimalik nende asukohtade visualiseerimine kaardina ja selgitada välja võimalikud seosed allikate ja kaevandamistüübiga. Rahvastikutiheduse ruumiandmetega kõrvutades on võimalik piisava andmestiku olemasolu korral välja tuua riskipiirkonnad ja võimalike elanike arv, kes on eksponeeritud kõrgeenud vibratsioonitasemetele. Loetletud väljundtulemuste esitamise võimalikkus selgub edasise töö käigus.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse Eesti kohta üldistatuna.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodikat kirjeldatud või rakendatud

Tegemist üldkasutatava vibratsiooni hindamise meetodiga, mida rakendatakse käesolevas projektis vastavalt andmete kättesaadavusele kohandatult. Meetodit on kirjeldatud juhendmaterjalis *Environmental Management, 2006. Assessing Vibration*⁵².

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge usaldusväärsusega, kuna põhineb rahvusvaheliselt üldtunnustatud vibratsiooni hindamise ja kaardistamise meetodikate põhiprintsiipidel⁵³.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on tõenäoliselt suhteliselt kõrge (kõrge kuni keskmine), tulenevalt analüüsiks sobivate mõõtmisandmete halvast kättesaadavusest ning seetõttu piiratud ajalise ja ruumilise katvuse analüüsi võimalusest.

⁵¹ <https://www.riigiteataja.ee/akt/110061>

⁵² <http://www.epa.nsw.gov.au/resources/noise/vibrationguide0643.pdf>

⁵³ *Environmental Management, 2006. Assessing Vibration – a Technical Guideline. Dep. Env. Con., Sidney*

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiivseid meetodeid pole võimalik välja tuua, kuna projekti eesmärkide ja üldise metoodikaga sobivad standardmeetodid puuduvad. Vibratsiooni mõju on hinnatav objektipõhiste meetoditega. Põhjuseks on asjaolu, et vibratsiooni mõju jääb allika vahetusse lähedusse. Vibratsiooniuringud, mida Eestis on tehtud, keskenduvad põhiliselt konkreetsetest objektidest ja/või tegevustest lähtuva müra ja vibratsiooni hindamisele konkreetsetes asukohas (kaitsevæe harjutusväljakutelt lähtuv müra ja vibratsioon laskeharjutuse käigus, liiklusest lähtuv vibratsioon ja selle mõju piirnevatele hoonetele, karjääride lõhkamistöodega seotud vibratsioon jne) (Valgma 2010; Käär 2005).

Keskonnaseisundi muutused on kvantifitseeritavad ainult juhul, kui on fikseeritud mõju esinemisele eelnev ja järgnev olukord. Kaevandamise lõhketööde puhul on selleks näiteks hoonete/ehitiste passistamine, kaevude tehnilise olukorra fikseerimine.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod on Eesti oludele rakendatav, kuid meetodi usaldusväärsus ja tulemuste kvaliteet sõltuvad olulisel määral kasutada olevate andmete olemasolust ja kvaliteedist. Meetod on objektipõhine ning eeldab vajalike andmete järjepidevat kogumist.

4.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetod erinevatest maavõngete allikatest lähtuva vibratsiooni seisundi- ja survenäitajate omavaheliseks seostamiseks. DPSIR raamistikus on tegu surve (*Pressure*) komponendiga.

1. Valitud survenäitajad

Erinevatest allikatest pärineva vibratsiooni leviulatus ja selle muutus.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Varasemate vibratsiooniuringute andmed ja erinevate mõõtmiste tulemused vibratsiooni põhjustavate tegevuste kohta – vibratsiooni võnkesagedus, levikiirus.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Olulised vibratsiooniallikad kaardistatakse mõõtmisete asukoha info alusel. Võimaluse korral seostatakse geograafilise asukohaga ka kaebuste andmed (GIS andmed).

Ruumiandmeanalüüsi käigus piiritletakse ülaltoodud tulemuste alusel tegevustest lähtuva vibratsiooni mõjuala. Kõrvutades mõjualade kaardi rahvastiku tiheduse kaardiga on võimalik hinnata elanike arv, keda vibratsioon võib mõjutada, hoonestatud alade kaartidega võrdlemine annab võimalike mõjutatud rajatiste ülevaate.

Mõjuala määratlemisel arvestatakse järgnevate asjaoludega. Eestis on ainsaks lõhketöödega kaasnevate maavõngete reguleerivaks dokumendiks majandus- ja taristuministri määrus nr 49 „Lõhkematerjali kasutamise ja hävitamise nõuded“, mis on aluseks ehitistele ja hoonetele lubatud võnkekiiruse piirnorme määratlemisel. Lubatud piirväärtused on välja töötatud erinevate lõhkamismeetodite kohta, hõlmates nii karjääris kui ka allmaakaevandamisel toimuvaid lõhketöid. Keerukate tingimuste tõttu on lõhkamisel tekkivad maavõnked ja nende levik suuresti varieeruvad. Tuginedes varasematele vibratsiooni analüüsidele ja praktilistele mõõtmistele lubja- ja dolokivikarjäärides ning põlevkivikaevandustes (mille teostajaks on olnud OÜ Inseneribüroo STEIGER), määratakse karjääridele ja allmaakaevandustele orienteeruvad olulised maavõngete leviku ulatused.

Tööstust käesolevas analüüsis ei käsitleta. Tulenevalt töötervishoiu ja tööohutuse nõuetest peab olema tööruumides tagatud seal töötavate inimeste ohutus, mistõttu vibratsioon ei levi tööruumist kaugemale. Tööohutuse ja töötervishoiu nõuete rikkumine, samuti vibreerivate seadmete juhtimise ja käsitlemisega seotud tervisemõjud (kutsehaigused) ei ole käesoleva analüüsi osa.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Kaevandamise seotud vibratsiooni puhul antakse analüüsi käigus:

- Lõhketöödega kaasneva vibratsiooni leviku iseloomustus (suurused, sagedusvahemikud) ja ulatus keskkonnas (aluskiivimites, kvaternaarisetetes), toetudes varasematele KMH töödele, mõõtmis-tulemustele, uuringutele, kirjandusele.
- Mehaanilise raimamise jt protsesside vibratsiooni leviku iseloomustus ja ulatus – analoogselt eelmisega.

Transpordist pärineva vibratsiooni puhul antakse analüüsi tulemusel:

- Maantee ja raudtee vibratsiooni iseloomustus ja leviku ulatus

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused üldistatakse Eesti kohta.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metoodikat kirjeldatud või rakendatud

Tegemist üldkasutatava vibratsiooni hindamise meetodiga, mida rakendatakse käesolevas projektis vastavalt andmete kättesaadavusele kohandatult. Meetodit on kirjeldatud juhendmaterjalis *Environmental Management, 2006. Assessing Vibration*⁵⁴.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge usaldusväärsusega, kuna põhineb rahvusvaheliselt üldtunnustatud vibratsiooni hindamise ja kaardistamise metoodikate põhiprintsiipidel⁵⁵.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on kõrge kuni keskmine, tulenevalt analüüsiks sobivate asukoha- ja mõõtmisandmete vähesest kättesaadavusest ning madalast ajalisest ja ruumilisest katvusest.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiivseid meetodeid pole võimalik välja tuua, kuna projekti eesmärkide ja üldise metoodikaga sobivad standardmeetodid puuduvad. Vibratsiooni mõju on hinnatav objektipõhiste meetoditega. Põhjuseks on asjaolu, et vibratsiooni mõju jääb allika vahetusse lähedusse.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod on Eesti oludele rakendatav, kuid meetodi usaldusväärsus ja tulemuste kvaliteet sõltuvad olulisel määral kasutada olevate andmete kvaliteedist. Lõplik hinnang meetodi usaldusväärsusele ja tulemustele antakse edasise analüüsi käigus ning vastavalt sellele tehakse vajadusel ka ettepanekud olukorra parandamiseks.

Meetod on kasutatav vibratsioonist inimeste tervisele ja heaolule tekkida võimaliku mõju hindamiseks. Mõju elusloodusele ei ole võimalik hinnata, kuna puuduvad sellekohased varasemad ulatuslikumad uuringud, praktika ning seadusega kehtestatud piirnormid, millele tugineda. Teadaolevalt on erinevate liikide vibratsioonitundlikkus väga erinev ning eelkõige on tõenäoliselt mõjutatud mullaelustik - putukad, vihmaussid jt selgrootud, aga ka mõned selgroogsete rühmad nagu roomajad, kelle hulgas kasutatakse heli ja vibratsiooni omavaheliseks suhtlemiseks ja keskkonnas orienteerumiseks, väiksemate selgrootude puhul ka ilmselt mullas liikumise hõlbustamiseks (*Farina 2014*). Kirjeldatud mõjusid ei ole võimalik käesoleva projekti raames analüüsida puuduvate andmete tõttu (eeldaks konkreetsete liikide peal läbiviidavaid uuringuid vibratsioonist mõjutatud aladel).

⁵⁴ <http://www.epa.nsw.gov.au/resources/noise/vibrationguide0643.pdf>

⁵⁵ [Environmental Management, 2006. Assessing Vibration – a Technical Guideline. Dep. Env. Con., Sidney](#)

4.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 5. Vibratsioon – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT - inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Rööbas- ja maanteetranspordi maavõnked (iseloomustab võnkekiirus mm/s)	Objektipõhine mõju 30–50 m ulatuses allikast	Ei ole võimalik üheselt määratleda	IT: mõõdetavalt puudub, kiirenenud südamerütm ja sagedasem öine ärkamine. Pikema aja jooksul võib mõjutada SVK suremuse kasvu L: mõju mõõdetavalt puudub

Kasutatud kirjandus

1. CDT 2013. *Transportation and Construction Vibration Guidance Manual*, California Department of Transportation (Caltrans), 2013
2. DEC 2006. *Environmental Management, 2006. Assessing Vibration – a Technical Guideline*. Dep. Env. Con., Sidney
3. Hunaidi, Tremlay 1997. Hunaidi, O. and Tremlay, M. *Traffic induced vibrations in Montréal*. *Canadian Journal of Civil Engineering*, Vol. 24, No. 5, 1997, pp. 736-75
4. Käär 2005. Käär, A. *Liiklusest tekkiva vibratsiooni mõõtmine Tartu linnas*. OÜ KUPI, 2005
5. NZTA 201. *Reducing the Environmental Effect of Aggregate Quarrying: Dust, Noise & Vibration, Publication of Sustainable Aggregates, 2009; Ground vibration from road construction, New Zealand Transport Agency, Research report 485, 2012*
6. RT I, 12.09.2017, 4, <https://www.riigiteataja.ee/akt/112092017004>
7. RTL 2002, 62, 931, <https://www.riigiteataja.ee/akt/110061>
8. Toomik, Tomber 2013. Toomik, A., Tomberg, T., *Blast vibrations in oil shale surface mining*, *Oil Shale*, 14, 2, 1997
9. Valgma 2010. Valgma, I. *Klooga harjutusvälja vibratsiooniuring*. Tallinna Tehnikaülikool, 2010;
10. Farina 2014. Farina, A. *Chapter: Sonic patterns III: Sounds and vibrations from soil*. In: *Soundscape Ecology: Principles, Patterns, Methods and Applications*. Pp 209-209. Springer, 2014

V VEEKOGUDE PAISUTAMINE JA TÕKESTAMINE – KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

5.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Paisutamisest põhjustatud muutuste hindamine veevarudele, veekogumitele ja veest sõltuvatele elupaikadele.

Keskkonnakasutuse seose hindamisel keskkonnaseisundiga lähtutakse paisutamise mõjust veekogumitele⁵⁶ ja veest sõltuvatele elupaigatüüpidele (eelkõige „Jõed ja ojad“, muud veest sõltuvad elupaigatüübid kaitstavatel loodusobjektidel ja Natura aladel) ning veehaarete⁵⁷ jätkusuutlikule kasutamisele. Meetodiliseks aluseks on allpool viidatud uurimistöodel tehtud jõgede ja tõkestusrajatiste uuringud, kalastiku regulaarne seire, sealhulgas merre laskuvate lõhe ja meriforelli noorjarkude igaaastane seire ja taastootmise hinnang „lõhejõgedes“.

Peamiseks kriteeriumiks on elupaiga „Jõed ja ojad“ soodne seisund (lähtudes elupaiga esmase määramise aegsest seisundist) ning kalastiku seisund vooluveekogudes, kus tüübiomaste kalaliikide esinemine on asjakohane indikaator. Lõheliste jõgedes lõhe laskujate arv võrreldes jõe potentsiaalse laskujate arvuga,.

Meetodit kasutatakse, hindamaks veevõtu mõju:

- Veetasemetele ja äravoolurežiimile
- Kaitstavatele loodusobjektidele
- Elupaikade soodsale seisundile
- Lõheliste seisundile
- Veekogumite seisundile

Paisutamine toimub vee-erikasutusloa alusel ja selle kohta on ülevaatlik arvestus olemas.

1. Valitud seisundinäitajad

Jõgede äravool ja veetase (vooluhulk ajaühikus, m³/s), mõjutatud elupaikade pindala (ha, km²), lõhe laskujate arv võrreldes potentsiaalse laskujate arvuga, oluliselt mõjutatud looduslike vee-elupaikade pindala ja osakaal võrreldes potentsiaalsete elupaikade pindalaga.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistel olemasolevatel andmetel (kogutakse avalikult kättesaadavatest andmestikest ja andmepäringutega):

- Elupaikade inventuurid ja uurimistööd
- Lõheliste seire aruanded
- Paisude inventuurid ja kalade liikumisteede avamise projektid

3. Kasutatav tarkvara, andmetötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil ning arutluse teel. Töö käigus koondatakse olemasolevad seisundiandmed. Olemasolevate andmete põhjal on võimalik väljendada veekeskonna kvantitatiivse seisundi muutust ajas.

⁵⁶ <https://www.riigiteataja.ee/akt/125112010015>

⁵⁷ Veeseadus § 2 p 14 <https://www.riigiteataja.ee/akt/104072017050>

Etapi tulemusena valmiv alusinformatsioon võimaldab koondatud andmeid väljendada kaardil.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Esitatakse pinnavee režiimi (veetase, jõgede äravool) oluliste muutustega alade koondandmed.. Äravoolu vähenemise osakaal looduslikuga võrreldes on oluline (%). Oluliselt mõjutatud vee- ja veest sõltuvate elupaikade hinnanguline pindala (ha) ja osakaal (%) elupaigatüüpide lõikes.

Sõltuvalt andmetöötuse tulemustest jäetakse lõppkoondist välja üksikud juhuslikud tulemused.

Veekogumite kvantitatiivsele seisundile hinnangu andmisel (liigvähendatud, ohustatud, looduslähedane) ja nende muutuste välja toomisel tuginetakse pinnaveele kehtestatud keskkonnanõuetele ning looduslikest tingimustest (st režiimi muutus jääb looduslike muutuste piiresse).

Lähtutakse järgmistest määrustest:

- Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. (Keskkonnaministri määrus 28.07.2009 nr 44)
- Täpsustatud nõuded veekogu paisutamise, paisutamisega seotud keskkonnaseire, veeelustiku kaitse, paisu, paisutuse likvideerimise ja veetaseme alandamise kohta ning ökoloogilise miinimumvooluhulga määramise meetodika. Keskkonnaministri 27.09.2014 määrus nr 40 RT I, 24.09.2014, 1
- Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu. Keskkonnaministri 15.06.2004 määrus nr 73

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse olulise paisutamise survega veekogude põhiselt:

- Lõhejõed
- Jõed, mille seisund on mittevastav paisude tõttu ja mis on kalastiku kaitse seisukohalt olulised⁵⁸

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metodoloogiat kirjeldatud või rakendatud

Euroopa Liidu asjakohased juhised⁵⁹, sealhulgas:

- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 16. Guidance on Groundwater in Drinking Water Protected Areas*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 26. Risk Assessment and the Use of Conceptual Models for Groundwater*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*

⁵⁹ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

Muud EL dokumentid:

- *Assessment of plans and projects significantly affecting Natura 2000 sites. Methodological guidance on the provisions of Article 6(3) and (4) of the Habitats Directive 92/43/EE. European Commission Environment DG 2001*
- Ettepanek: EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU MÄÄRUS, millega kehtestatakse Läänemere lõhevarude ja kõnealuste varude püügi mitmeaastane kava /* KOM/2011/0470 lõplik - 2011/0206 (COD)

Eesti dokumentid:

- INTERREG IVA HEALFISH projekt 2013. Soome lahe vesikonna mudeljärgede seisundi analüüs ja hea seisundi taastamise võimaluste alaste uuringute läbiviimine. Pirita jõe Vaskjala ja Kose Vesikjärve paisule kalapääsu rajamise projektid ja keskkonnamõju eelhindangud. TÜ Mereinstituut, Eesti Loodushoiu Keskus, Projekteerimisbüroo Maa ja Vesi AS, AS Maves, Merin OÜ IB
- Järvekül, R. 2007. Paisude mõju kalastikule, mõju hindamise ja kompenseerimise meetodika. Lepingu K-9-1-2005/1877 lõpparuanne. Eesti Loodushoiu Keskus
- Kesler M. jt. Kalanduse riiklik Andmekogumise programmi täitmine ja vaalaliste juhusliku püügi seirekavade koostamine ning elluviimine vastavalt Euroopa Nõukogu määrustele 199/2008 ja 812/2004, Euroopa Komisjoni määrustele nr 665/2008 ja 1078/2008 ja Euroopa Komisjoni otsusele nr 949/2008 ning andmete analüüs ning soovitusel kalavarude haldamiseks. (Aastaruanded 2011-2015)
- KAURi 2010-2015 programmi „Tõkestusrajatiste inventariseerimine vooluveekogudel kalade rändetingimuste parandamiseks“ raames tehtud tööd <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/kalade-randetingimuste-parandamine>
- Loigu, E., Pachel, K., jt. 2014. Oluliste looduslike ning inimtegevuse tulemusena rikutud (tugevasti muudetud või tehislake) vooluveekogude hüdro-morfoloogilise seisundi uurimine ning hüdro-morfoloogilise seisundi hindamise meetodika väljatöötamine. Tehnikaülikooli Ehitusteaduskond Keskkonnatehnika Instituut
- Looduslike ehitusmaterjalide kasutamise riikliku arengukava 2010-2020
- Reihan, A. 2010. Ökoloogilise miinimumvooluhulga arvutusmeetodika väljatöötamine. TTÜ keskkonnatehnika instituut
- Simo, M., Lamp, K. 2007. Tehniline Abi vooluveekogude ökoloogilise kvaliteedi parandamiseks. Finantsanalüüs, sotsiaal-majanduslik ja tulu-kulu analüüs, tundlikkus- ja riskianalüüs
- ÜF Tehniline abi vooluveekogude ökoloogilise kvaliteedi parandamiseks 2007 (Kunda, Loobu, Pirita, Valgejõe, Vasalemma jt jõgedel; uuringud; eelprojektid, KMH aruanded) Koostajad: K&H AS, Maves AS, Inseneribüroo Urmas Nugin OÜ, Eesti Loodushoiu Keskus MTÜ

Meetodit on rakendatud esimese ja teise perioodi veemajanduskavade koostamisel nii Eestis kui teistes EL liikmesriikides, näiteks:

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021⁶⁰
- Veemajanduskavad perioodiks 2009 – 2015⁶¹
- Eesti pinnaveekogumite seisundi 2014. a ajakohastatud vahehindang⁶²
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud⁶³

⁶⁰ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁶¹ <http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad-2009-2015>

⁶² <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

⁶³ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pohjavesi/pohjavee-seisund>

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge (4) usaldusväärsusega juhul, kui selle rakendamise tarbeks on piisav hulk andmeid. See tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud põhimõtetele ja meetodikatele ja eeldab, et andmete kogumine on süstemaatiline ning pidev.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetod on madala määramatusega olulisemates piirkondades. Paisutamise mõju ja võimalikku välismõju on võimalik rahuldavalt hinnata kinnitatud lõhejõgedel (merre suubuvad lõhejõed), kus on tehtud piisavalt uuringuid. Need piirkonnad hõlmavad suurema osa olulise inimõjuga aladest.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Sisuline alternatiiv puudub.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks hästi selles osas kus andmeid on piisavalt (sh lõhejõed). Elupaikade inventuurid ja seire pole nii detailsed, et võimaldaks täpselt hinnata mõju elupaikadele.

5.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Paisutamisest põhjustatud muutuste hindamine veevarudele, veekogumitele ja veest sõltuvatele elupaikadele. Seisundi sidumiseks keskkonnakasutuse vormidega ja surveallikatega. DPSIR raamistikus on tegu surve (*Pressure*) komponendiga.

Survetegureid otsitakse järgmistele keskkonnamelementidele:

- Põhjavee ja pinnavee varud
- Veetase ja äravoolurežiim
- Kaitstavad loodusobjektid
- Natura elupaigatüübid (soodne seisund Natura alal)
- Lõheliste elupaigad, esmajärjekorras merre suubuvad lõhe jõed

1. Valitud survenäitajad

Vooluhulga muutus, m^3/a , veetaseme muutus.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikud andmed:

- Seisundi selgitamiseks vajalikud andmed (vt vastav meetoodika kirjeldus)
- Veekasutuse andmed (joogivesi, kaevandustest ja karjäärdest ärajuhitav vesi, jahutusvesi) aegreana, asukohtadega
- Seisundit kirjeldavad uuringud, kus on toodud seisundit mõjutavad tegurid

Tulemused kirjeldatakse olulisepaisutamise mõjuga alade põhiselt:

- Lõhejõed
- Jõed, mille seisund on mittevastav paisude tõttu ja mis on kalastiku kaitse seisukohalt olulised

Praktikas on olemas andmebaas veevõtust, põhjaveevarude uuringu aruanded, pinnavee hüdrooloogilise seire andmed, maavarade kasutamise arengukavad.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad olulise veevõtu mõju all olevate piirkondade andmed.

Koondatud andmeid analüüsitakse lisaks riiklikule tasemele ka olulise veevõtu või tõkestamise mõjuga veekogumite tasemel. Sellised veekogumid on veemajanduskavade meetmetabelitest ning asjakohastest uurimistöödest (sh eespool seisundi metoodika juures viidatud) leitavad.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Vähemalt heale seisundiklassile mittevastavas seisundis veekogudes on piisavate andmete olemasolul võimalik välja tuua seos seisundi (*State*) ning surve (*Pressure*) vahel.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse veevõtu mõjul mittevastavas seisundis ja ohustatud seisundis veekogumite ning lõhijõgede lõikes.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021.⁶⁴
- Vaata ka dokumentide viited eespool

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge usaldusväärsusega juhul, kui on olemas piisav hulk andmeid. See tugineb aine jäävuse seadusele, EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud metoodikatele. Põhimõtet on rakendatud varasemastes Eestis teostatud uuringutes.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Teadaoleva andmehulga ja kvaliteedi taustal on määramatus ebaühtlane ja jääb vahemikku väga madal määramatus – väga kõrge määramatus. Materjal on usaldusväärne löhi jõgede osas. Osade väiksemate jõgede osas, mille seisund on paisude tõttu mittevastavaks hinnatud, konkreetne faktiline materjal puudub. Kõik need jõed ei pruugi olla ka kalastiku kaitse seisukohalt olulised. Kvalitatiivset laadi on elupaigatüüpide seisundi hinnangud ja nende seosed veerežiimi muutustega.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Sisulised alternatiivid puuduvad.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib piisava kvaliteediga andmete olemasolul kasutamiseks. Saame ülevaate veevõtu võimalikust keskkonnamõjust olulise veevõtuga aladel ja olulisemates veekogumites ning keskkonnakasutuse seose survega (veekasutajaga).

⁶⁴ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

5.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 6. Veekogude paisutamine ja tõkestamine – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT - inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
ületamatud paisud lõhejõel – 7 ↘	lõhe laskujate hulk võrreldes potentsiaalsega potents 35% (teiste faktoritega 14%)	Hinnanguliselt on paisutuse säilimisel ja paisutuse likvideerimisel mõjutatud isikute hulk sama.	I: tervisele otsene mõju puudub (kaudne ÖST kaudu), mõju heaolule sõltub eelistustest L: lõhe jt siirdekalade populatsioonide arvukus
ületamatud paisud lõheliste jõel – 26 ↘	paisude tõttu mitte heas ökoloogilises seisundis kogumid 24	Hinnanguliselt on paisutuse säilimisel ja paisutuse likvideerimisel mõjutatud isikute hulk sama.	I: tervisele otsene mõju puudub (kaudne ÖST kaudu), mõju heaolule sõltub eelistustest L: = veekogumi ökoloogiline seisund
ületamatud paisud teistel kogumitel – 156 ↘	paisude tõttu mitte heas ökoloogilises seisundis kogumid – 89	Hinnanguliselt on paisutuse säilimisel ja paisutuse likvideerimisel mõjutatud isikute hulk sama.	I: tervisele otsene mõju puudub (kaudne ÖST kaudu), mõju heaolule sõltub eelistustest L: = veekogumi ökoloogiline seisund

VI SAASTEAINETE HEIDE VETTE JA VEEKASUTUS (VEEVÖTT)– KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

6.1 Saasteainete heide vette, ohtlikud ained

6.1.1 Seisundi hindamine

1. Ohtlike ainete seisundinäitajate hindamise üldine kontseptsioon

Ohtlike ainete puhul on mõõdetavad näitajad eelkõige keskkonnakvaliteedi piirväärtus ja heite piirväärtus. Mõju inimese tervisele saab hinnata selle alusel, kas ja kui palju inimesi saastunud keskkonnaga kokku puutub. Saasteainete (näiteks nitraatioonide) sisalduse jälgimisel pinna- ja põhaveses tuleb sisalduste piirväärtusele lähenemisel rakendada koormust vähendavaid meetmeid. Ohtlike ainete nagu raskmetallide piirväärtuste lähedased leiud veekeskkonnas on väljapool saastunud alasid (kus saaste allikaks eelkõige jääkreostus) senini ebakorrapärase iseloomuga ning trende usaldusväärselt määrata võimalik ei ole. Nitraaditudlikul alal (ja võimalik et ka muudel vähemuuritud põllumajandusaladel) on süvenevaks probleemiks taimemürkide jääkide leiud.

Ohtlike ainete mõju heaolule on subjektiivsem, olulise negatiivse keskkonnamõju fikseerimiseks heaolu halvenemise puhul tuleb piirduda mõjuga, millega inimestel on otsene puutumus (näiteks täiendavad kulutused saastunud keskkonnaga kokkupuute vältimiseks, joogivee saamiseks, harjumuspäraste puhkeveekogude saastumine elukoha läheduses, piirangud maakasutuses). Mõju elusloodusele saab hinnata selle alusel, kas ja kui võrd põhjustavad ohtlikud ained elupaikade ja liikide seisundi ebasoodsat seisundit.

Mullasaaste osas on Eestis meetmeid rakendatud veeseadusest ja kemikaaliseadusest lähtudes. Muldade seisundi seiret üle-Eestiliselt, erinevate maakattetüüpide lõikes ei tehta (olemasolev põllumuldade seire haarab väikese arvu seirealasil valitud põllumaadel), mistõttu puuduvad piisavad andmed muldade seisundi hindamiseks ja muutuste väljatoomiseks ning seostamiseks surveguritega (ohtlike ainete heitega erinevatest allikatest).

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Ohtlike ainete sisalduse ja nende muutuste hindamine Eesti veekogumites.

Meetodit kasutatakse, hindamaks:

- erinevate ohtlike ainete sisaldust pinna- ja põhjavees
- suundumusi sisalduste muutustes
- keskkonnaohtu
- kvantitatiivselt avalduvat keskkonnamõju.

DPSIR raamistikus on tegu seisundi komponendiga. Sisalduse muutused võimalusel seostatakse järgmiste sammudena seda põhjustavate koormusallikatega ning mõjuga inimesele ja elusloodusele.

2. Valitud seisundinäitajad

Peamisteks seisundinäitajateks on raskmetallid elavhõbe ja kaadmium, erinevad taimemürgid, naftasüsivesinikud ($\mu\text{g/l}$, mg/l). Täiendavalt on seisundi hindamisel (tulenevalt piirkonnast ja reostusallikatest) kasutatavad teised ohtlike ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete loetellu kuuluvad ühendid.

3. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistel olemasolevatel andmetel (kogutakse avalikult kättesaadavatest andmestikest ja andmepäringutega):

- ohtlike ainete sisaldused pinna- ja põhjavee (vesi, põhjasete, elustik) seirepunktides ning joogivees, aegreana, asukohtadega (põhivõrgu seire, ülevaateseire, operatiivseire sh suublaseire, uurimuslik seire, olulisemad uuringud jms);
- ohtlike ainete heitkogused heitveeseire ja vee erikasutuslubade andmetel (prioriteetsetest ohtlikest ainetest on käitajal osades väljalaskudes kohustus määrata ohtlikke aineid – nt Hg, Cd, Ni, benseen (andmete olemasolul);
- veekogumite ja nende valgalade ruumiandmed (asukohad, piirid);
- jääkreostusalade ruumiandmed;
- rahvastikuregistri andmed (elanike arv 10 km² ruutudes);
- reoveekogumisalade ja olemasolevate veetrasside ruumiandmed

Jääkreostusobjektidest mõjutatud põhjaveega alade piiritlemiseks kasutatakse Keskkonnaregistris olevate jääkreostusalade andmeid. Keskkonnaregistri jääkreostusobjektidest arvestati nende objektidega, kus põhjavesi teatakse olevat saastunud, valimist jäeti välja reoveekogumisaladel asuvad objektid (seal tagab nõuetele vastava joogivee kättesaadavuse vee-ettevõtja). Valikusse jäänud 21 JRO-le lisati 500 m puhvertsoon ehk ala, kus saastus võib veekeskkonnas liikuda. Rahvastikuregistri andmeid kirjeldatud aladega kõrvutades hinnati käesoleva uuringu raames seal elavate inimeste arvuks 500 kuni 1000.

Kasutatakse andmeid Keskkonnaregistris olevate JRO pindala kohta. JRO ohtlikkus on hinnatud kolme palli skaalas 1...3 (või on hinnang andmata). Üle Eesti on 2015. aasta seisuga kirjeldatud JRO pindala 60 km². Metoodika usaldusväärsus on keskmine, kuna jääkreostusalade piiritlemine ja nende kategooriad põhinevad tunnustatud riiklikel uuringutel. Andmete määramatus on keskmine, kuna objektidel teostatud üksikuuringute tulemus sõltub uurija kompetentsist ja uuringu eelarvest.

4. Kasutatav tarkvara, andmetötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara (nt MapInfo, ArcGIS, QGIS) abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad seisundiandmed. Analüüsitakse, kas olemasolevate andmete põhjal on võimalik väljendada seisundi muutust ajas ning positiivse tulemuse korral selgitatakse seisundiandmete ruumilised erinevused.

Olemasolevate andmete põhjal on seisundit võimalik väljendada objektipõhiselt (nt jääkreostusobjekt või veekogum VRD kontekstis), kuid seisundi muutuse usaldusväärseks hindamiseks napib andmeid.

Etapi tulemusena valmiv alusinformatsioon võimaldab koondatud andmeid väljendada kaartidel (käesolevas töös näiteks OA keskkonna kvaliteedi piirväärtuste ületamised pinnavees aastatel 2006 kuni 2015; OA ainete heide vette – hinnanguline eraveevarustusega elanike arv jääkreostuse mõjualas).

Pinnaveekogumite seisundi määramiseks on olemas riiklikult heakskiidetud usaldusväärne metoodika (usaldusväärsuse hinnang „4“) (Keskkonnaministri määrus nr 44, 2009 Pinnaveekogumite moodustamise kord ...). Andmete määramatus on madal, OA sisaldusi pinnavees määratakse riikliku seire käigus, proovid võetakse atesteeritud veeproovivõtjate poolt ja analüüsitakse akrediteeritud laborites. Kõikide kogumite kohta seiretulemusi pole.

Põhjaveekogumite seisundi hindamiseks on olemas põhjaveekogumite hindamise usaldusväärne metoodika (Keskkonnaministri määrus nr 75 Põhjaveekogumite moodustamise kord...). Andmete määramatus on madal - OA sisaldusi põhjavees määratakse riikliku seire käigus, proovid võetakse atesteeritud veeproovivõtjate poolt ja analüüsitakse akrediteeritud laborites. Kuna kõikide kogumite kohta seiretulemusi pole, on meetodi määramatus kättesaadavate andmete alusel hinnatuna kõrge.

Rannikuveekogumite seisundi määramiseks on samuti olemas riiklikult heakskiidetud usaldusväärne metoodika (Keskkonnaministri määrus nr 44, 2009 Pinnaveekogumite moodustamise kord...). OA sisaldusi mere elustiku kudedes määratakse riikliku seire käigus, viimastel aastatel kogutud andmete määramatus on madal, kohati on aga probleemiks andmete omavaheline võrreldavus, nt on sisaldused kudedes

toodud vaheldumisi lipiidide ja määrgkaalu kohta, samuti ei ole alati representatiivne olnud proovide moodustamiseks kasutatud kalade arv. Seetõttu meetodi määramatust võib andmete komponendist tulenevalt hinnata keskmiseks kuni kõrgeks.

5. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Esitatakse pinna- ja põhjavee kvaliteedi koondandmed ohtlike ainete osas väärtusena milligrammides liitri kohta (mg/l) või mikrogrammides liitri kohta ($\mu\text{g/l}$), vastavalt, kuidas on kehtestatud piirväärtused Eesti või Euroopa õigussüsteemis. Sõltuvalt andmetöötluse tulemustest jäetakse lõppkoondist välja üksikud juhuslikud tulemused.

Veekogumite keemilisele seisundile hinnangu andmisel (on saastunud, oluliselt inimtegevusest mõjutatud, ohustatud, ei ole inimtegevusest mõjutatud) ja nende muutuste välja toomisel tuginetakse pinna- ja põhjaveele kehtestatud piirväärtustele ja läviväärtustele ning looduslikele tingimustele (st kas normi ületav seisund tuleneb looduslikest tingimustest).

Ennekõike lähtutakse määrustest:

- Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende saasteainete sisalduse läviväärtused ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees, taustataseme määramise meetodika ning põhjaveekogumite seisundiklasside määramise kord (Keskkonnaministri määrus 29.12.2009 nr 75).
- 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 jälgimisnimekiri (Keskkonnaministri 30.12.2015 määrus nr 77).
- Ohtlike ainete põhjavee kvaliteedi piirväärtused (Keskkonnaministri 11.08.2010 määrus nr 39)
- Joogivee tootmiseks kasutatava või kasutada kavatsetava pinna- ja põhjavee kvaliteedi- ja kontrollinõuded (Sotsiaalministri 02.01.2003 määrus nr 1).
- Reovee puhastamise ning heit- ja sademevee suublasse juhtimise kohta esitatavad nõuded, heit- ja sademevee reostusnäitajate piirmäärad ning nende nõuete täitmise kontrollimise meetmed. (Vabariigi Valitsuse 29.11.2012 määrus nr 99).

Vajadusel (lähtuvalt inimesele avalduva mõju kirjeldamisest) on seisundeid võimalik võrrelda ka muude, nt WHO poolt kehtestatud piirväärtustega. Vajadus selgub inimese tervisele avalduva võimaliku mõju kirjeldusest ning sellest, kas vee keemilist seisundit on võimalik tervisenäitajatega otseselt siduda.

6. Tulemuste detailsusaste

Tulemused kogutakse veekogumite põhiselt (Eesti veekogud on jaotatud 740 pinnaveekogumiks, 39 põhjaveekogumiks ja 16 rannikukogumiks). Täpsemalt käsitletakse vaid halvas keemilises seisundis veekogumeid ja ohustatud veekogumeid, kus andmed on piisavalt põhjalikud, et nende alusel on tõendatult võimalik kirjeldada normtasemetete ületamist, muutuste trende ja välja tuua seaduspärasid.

Põhjavee osas peab käsitlema ka joogiveeallika vee ja joogivee kvaliteeti kinnitatud põhjaveevaruga aladel, ühisveevärgi puurkaevudes, erakaevudes. Saastunud põhjaveega alade puhul tuleb käsitleda ka looduslike kooslusi ja ökosüsteeme, millele saastunud põhjavesi mõju võib avaldada.

Taimemürkidega saastunud vett tarbivate erakaevude omanike võimaliku hinnangu saamiseks korrutati Eesti põllumajandusmaa suurus 6 000 km² keskmise rahvastikutihedusega väljaspool asulaid (8 inimest), tulemus on omakorda korrutatud 0,03 (hinnanguline saastunud kaevude osa). Taimemürkide jääkidega saastunud põhjavett võib erakaevudest selle arvutuskäigu alusel tarbida 1 000 kuni 10 000 inimest. Hinnangu usaldusvärsus on madal.

7. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metodoloogiat kirjeldatud või rakendatud

Euroopa Liidu asjakohased juhised⁶⁵, sealhulgas:

- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment.*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 28. Technical Guidance on the Preparation of an Inventory of Emissions, Discharges and Losses of Priority and Priority Hazardous Substances*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards.*

Meetodit on rakendatud esimese ja teise perioodi veemajanduskavade koostamisel nii Eestis kui teistes EL liikmesriikides. Näiteid:

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021.⁶⁶
- Veemajanduskavad perioodiks 2009 – 2015.⁶⁷
- Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik^{68,69}
- Eesti pinnaveekogumite seisundi 2014. a ajakohastatud vahehindang.⁷⁰
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud.⁷¹

8. Meetodi usaldusväarsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Vees ohtlike ainete sisalduse määramise meetod on kõrge usaldusväarsusega (hinnang „4“). Probleemiks võib olla puudulik andmete hulk, kuna vaid piisava andmehulga olemasolul on võimalik kirjeldada seisundite trende ning nendega korreleeruvaid heitenäitajaid. Meetod tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud põhimõtetele ja meetodikatele ning eeldab, et andmete kogumine on süstemaatiline ning pidev.

Jääkreostusobjektidest mõjutatud alade piiritlemise meetodika põhineb ekspertarvamusel ja selle usaldusväarsus on keskmine. Reostunud põhjaveega ala piire on raske määrata ja need on ajas muutuvad, rahvastikuandmete kaardistusruudud ei kattu JRO-de mõjualadega, ühisveevärgi veega võivad olla varustatud ka osad väljaspool reoveekogumisalasid paiknevaid tarbijaid. Mõjutatud inimeste arvu hinnangu usaldusväarsus on madal.

Ohtlike ainete sisalduse piirväärtused on välja töötatud rahvusvaheliste uuringute raames ning on rakendatavad Eestis.

9. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Ohtlike ainete põhjal on võimalik välismõju hinnata vaid mõnel üksikul kogumil, kuna seireandmeid pole piisavalt ning ohtlike ainete määramispiir senise seire raames on loodusliku fooniga võrreldes liiga kõrge. Seiretulemused ei näita ohtlike ainete piirväärtuste ületamist vees, kuid palju esineb ohtlikke aineid

⁶⁵ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

⁶⁶ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁶⁷ <http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad-2009-2015>

⁶⁸ http://www.envir.ee/sites/default/files/veepoliitika_raamdir32000l0060et.pdf

⁶⁹ https://circabc.europa.eu/sd/a/ff303ad4-8783-43d3-989a-55b65ca03afc/Guidance_document_N%C2%B018.pdf

⁷⁰ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

⁷¹ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pohjavesi/pohjavee-seisund>

piirväärtusi ületavates kontsentratsioonides toiduahela tipu kalade kudedes (kuhu osa püsivaid ohtlike aineid bioloogiliselt kuhjub). Sel moel fikseerime keskkonnaohu olemasolu, kuid ei saa kvantifitseerida selle allikaid. Praegune veeseire sobib veekogumite seisundi jälgimiseks. Ohtlike ainete koormusallikate kohta on andmeid vähe (puudulik on ülevaade taimemürkide kasutusest, juurutada tuleks tööstusettevõtete ohtlike ainete eluringi jälgimine). Seetõttu on meetodi määramatus käesolevas projektis rakendamiseks andmete ebapiisavast ajalisest ja ruumilisest katvusest tulenevalt pigem keskmine, kuigi olemasolevate analüüsitulemuste määramatus on madal.

Ohtlike ainete saastunud põhjavett tarbivate elanike arvu hinnangu määramatus kõrge. Elanike arvu hinnang põhineb ekspertarvamusel, mis on tingitud asjaolust, et puudub info selle kohta, kui paljud erapuurgaevude omanikud tarbivad ohtlike ainete saastunud põhjavett. Määramatust suurendab asjaolu, et puudub ülevaade loata rajatud puurgaevude arvust ja nende veekvaliteedist.

Ühisveevärgi veehaarete vee kvaliteet on rahuldavalt teada, puudub aga teave ravimijääkide, taimemürkide ja perfluoreeritud ainete sisalduse kohta maapinnalähedastes veehaaretes. Üksikkaevude osas saab anda riski hinnangu sõltuvalt nende paiknemisest saastatud alade või ohtlike aineid kasutatavate käitiste piirkonnas. Määramatus on kõrge.

10. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Välismõjude hindamisele on võimalik läheneda veel kahel viisil:

1. Lähtuda avaldunud keskkonnamõjust (*Impact*). Näiteks kalade kudedesse kogunenud ohtlike ainete sisaldus kalade maksas ja haigustunnustega kalade osakaal populatsioonis, kalade sigivuse edukus või halvenenud tervisliku seisundiga inimeste hulk. Selle meetoodika olulisteks puudusteks on määramatust suurendavad ja mõju otseselt seisundiga sidumist halvendavad tegurid:
 - kalade kudedesse võivad ohtlikud ained sattuda veest ja ka põhjamuda kaudu (süües pärandsaastest mõjutatud mudas olevat toitu);
 - pole selge, millises veekogu osas on kala koesse ohtlikud ained sattunud;
 - inimese tervist mõjutab väga suur hulk tegureid, sh eluviisid, mistõttu ühene seostamine keskkonnaseisundiga ei ole võimalik
2. Lähtuda koormusest (*Pressure*). Näiteks lugeda kokku kõik kindlat ohtlikku ainet keskkonda juhtivad käitised. Selle lähenemise määramatust suurendavad ja usaldusväarsust vähendavad asjaolud, et kõikide keskkonnakasutajate kohta soovitud andmed puuduvad ning sellise lähenemisega välistatakse illegaalsest keskkonnakasutusest põhjustatud seisundimuutuse arvestamine.

11. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobiks kasutamiseks hästi, kui oleks olemas Eesti tasemel kogutud kvaliteetne andmestik. Nõuetest ja eesmärkidest lähtuvalt võib eeldada vajalike andmete kogumise jätkumist ja andmestiku paranemist tulevikus. Meetod võimaldab jälgida nii seisundi regionaalseid erinevusi kui suundumusi ajas.

6.1.2 Surve hindamine

1. Ohtlike ainete seisundi ja survenäitajate seostamise üldine kontseptsioon

Järgnevas tabelis on illustratiivselt iseloomustatud ohtlike ainete heite keskkonnamõju, keskkonnaohtu ning nende kvantifitseerimise võimalust.

Tabel 7. Ohtlike ainete heite keskkonnamõju ja keskkonnaoht, mõju heaolule (tabel jätkub järgmisel lehel)

Oluline keskkonnamõju (häiring)		
Kriteerium	Kirjeldus	Kvantifitseerimise võimalus
Veekeskonna kvaliteedi piirväärtuse ületamine (keskkonna saastatus).	Ohtlikud ained piirväärtust ületavas kontsentratsioonis pinnases, setetes, vees ja veelustikus (sh kalade kudedes), toiduainetes. Püsivad ohtlikud ained ringlevad ainerings, osa neist bioakumuleeruvad toiduahela tipus (röövkalad ja linnud).	Saastunud pinnase, põhjaveekihtide ja veekogude pindala, ulatus. Keemilise seisundi tõttu halvas seisundis olevate veekogumite arv (usaldusväärseks hinnanguks vajaliku andmehulga olemasolu korral). Kvantifitseerimise probleemiks on ebakorrapärased raskmetallide leiud setetes, pinnavees ja põhjavees, ebakorrapärased pestitsiidide leiud põhjavees ja toiduainetes. Merekalad on ohtlike ainetega saastunud, saasteallikate kvantifitseerimine on väga töömahukas ja nõuab rahvusvahelist koostööd.
Saastuse põhjustamine (keskkonnakahju) tänapäeva tegevusest või tegevusetusest, sh lubatud heitkoguste ületamine.	Keskkonnaloaga lubatud tegevuse puhul seadusevastane tegevus, võimalik kontrollimatu koosmõju, avariide (sh tulekahjud), äärmuslike kliimanähtuste (n valingvihmad, üleujutused) järel. OA hoiu- või kasutustingimuste rikkimisel. Seejärel pääsevad OA loodusesse. Sealt edasi sama ahel, mis on kirjeldatud eelmisel real.	Ei ole võimalik (või siis registreeritud saastejuhtude statistika alusel – saastejuhtude arv on viimasel aastakümnel varasemaga järsult vähenenud). Tänapäeva heitveelaskudest põhjustatud piirväärtuse tõendatud ületamisi suublas on teada üksikjuhtudel, kui üldse.
Saastatuse ebasoodne mõju kaitstavale loodusobjektile, Natura alale või liigile Eesti maismaa vee elupaikadel.	Veekeskonna saastatus ohtlike ainetega ei mõjuta Eesti maismaa alal oluliselt kaitstavate loodusobjektide, Natura elupaikade või liikide soodsat seisundit.	Saab välja tuua üksikud saastunud aladele määratud või nendega piirnevad Natura alad.
Läänemere ökosüsteemid.	Rannikuveekogumite kalad on OA sisaldusele kehtestatud piirväärtuste alusel halvas seisundis. See ei ohusta veel otseselt liikide arvukust, pigem kalade väärtust toiduna.	Keskkonnakoormuse kvantifitseerimine Läänemere ökosüsteemidele käesoleva töö raames võimalik ei ole.

Keskonnaoht		
Kriteerium	Kirjeldus	Kvantifitseerimise võimalus
Püsivate OA lubatud heitkoguste ületamine.	Esinemissagedus ja ületamise maht.	Kaheldav (vajalik on operatiivne suubla seire)
Veekeskonnas OA piirväärtuste ületamise juhud	Juhuslikud ja ebaregulaarsed juhud.	Puudub, kuni põhjused ja probleemi ulatus selgitamata
Oht inimese tervisele (ohustatud inimeste arv).	Saastunud aladel. Ohu realiseerumine mõjaks tervisele ei pea realiseeruma ettevaatusmeetmete rakendamisel.	Saastunud põhjavett kasutatavate inimeste arv (peamiselt erakaevud), merekalade toiduks kasutamine.
Oht kaitstavale liigile (ohustatud isendite osatähtsus liigi koguarvukusest Eestis).	Otsesel kokkupuutel ohtlike ainete või mõju toiduahela kaudu.	Saastunud aladel ja nende mõjutsoonis toiduahela kaudu.
Mõju heaolule		
Kriteerium	Kirjeldus	Kvantifitseerimise võimalus
Mõju heaolule, kultuuripärandile või varale (ohustatud inimeste ja objektide arv).	Saastunud aladel ja nende ümbruses. Heaolu vähendab pidev ohuga arvestamise vajadus igapäevaelus, lisakulud saastunud ala piiramiseks, hoonete rajamisel jms. Vara hind saastunud alal väheneb.	Kvantitatiivne - piirangud maa-kasutusele, kinnistu väärtus, lisakulud veevarustusele, saaste lokaliseerimisele. Kvalitatiivne - ebamugavus ja stress.

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Olemasolevate andmete põhjal arvatud, Eestis asjakohaste OA koguheitte hindamine keskkonda. Halvas keemilises seisundis veekogude kohta piisavate andmete olemasolul on võimalik leida seos seisundi (*Status*) ning koormusallikate (*Pressure*) vahel. Meetodit kasutatakse ohtlike ainete sisalduse sidumiseks vastava keskkonnakasutuse vormiga ning koormusallikatega. DPSIR raamistikus on tegu surve (*Pressure*) komponendiga.

2. Valitud survenäitajad

Saasteained kattuvad seisundinäitajatega, heitkogused esitatakse massiühikuna (mg, g, kg).

3. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikud andmed:

- Seisundi selgitamiseks vajalikud andmed (vt vastav meetoodika kirjeldus eespool)
- OA kasutamise statistika ettevõtetes aegreana, asukohtadega ja sellele vastav OA seirekohustus keskkonnalubades (praegu kohustus seirata vaid üksikuid OA)
- Taimemürkide kasutamise andmed asukohtadega, aegrida (ligi poole müüdü taimemürkide kasutuse kohta puuduvad igasugused andmed)
- Ohtlike ainete (aastane) reaalne (otse)heide pinna- või põhjavette, aegreana, asukohtadega (veekasutuse aastaaruanded, uuringud, seired)
- Kaardistatud olulised koormustegurid veekogumite kaupa (veemajanduskavade alusmaterjal)
- Veekogude taustakoormused, sisekoormus, pärandsaaste osakaal.

Teoreetilisel tasandil koondatakse ühte andmekihti ohtlike ainete antropogeenne sisaldus vees ning ohtlike ainete heitenäitajad. Selle põhjal tõendatakse erinevate sektorite koormus veekeskonnale.

Praktikas on vaid väheste prioriteetsete ainete kohta olemas nii lubatud veeheite andmed kui seire põhjal arvatud veeheite andmed. Ohtlike ainete andmed on paraku valdavalt puudulikud ning omaseire

(ettevõtte enda poolt teostatud seire) ja heitveeseire (riigi poolt tellitud kontroll) andmed erinevad kohati oluliselt.

Taustakoormuse (sh põhjamudas oleva jääkreostuse) andmed süsteemselt puuduvad.

4. Kasutatav tarkvara, andmetöötamise protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad heidete ja kogukoormuse andmed ning andmete piisavuse korral analüüsitakse nende muutust ajas.

Koondatud andmeid analüüsitakse lisaks riiklikule tasemele ka veekogumite tasemel. GIS programmide abil toimub koormuse ruumiline jaotamine veekogumite valgaladesse (punktallikate asukohad, maakasutuse osakaal valgalades). Veekogumite sidumine allikatega võimaldaks hinnata, kas ja millised inimtekkelised allikad on olulised nendes veekogumites/piirkondades, milles OA kontsentratsioonid on kõrged või kasvutrendis (selleks pole piisavalt andmeid).

Andmete analüüsi juures on oluline arvestada, et keskkonnakasutus (ohtlike ainete heide vette) on võimalik ka olulise keskkonnamõjuga. See tähendab, et ohtlike ainete heide tõttu piirväärtust veekeskkonnas ei ületata (veehulk on piisavalt suur piisavaks lahjendusefekti). Seetõttu sõltub heide olulisus veekeskkonna seisundist enne heidet ning veekogu vooluhulgast. See omakorda tähendab, et üleriigilist, universaalset, olulise mõjuga seotud konkreetse OA heitenäitajat ei saa ka teoreetiliselt tasandil välja töötada. Teada on OA-d, mille heide on täielikult keelatud ja mille esinemine (detekteerimine) veekeskkonnas on juba kehtestatud normtasemetega ületamine.

Samal põhjusel ei anna andmete Eesti tasemele üldistamine objektiivset pilti. Nt kui üks sajast veekogust on mittevastavas ehk mitte-heas seisundis, siis üle-eestilise keskmisena on seisund hea.

5. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Indikaatriteks olevad saasteained kattuvad seisundinäitajatega, heitkogused esitatakse massiühikuna (mg, g, kg).

6. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse halvas ja ohustatud keemilises seisundis veekogumite lõikes.

7. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021.⁷²
- Euroopa Parlamendi ja Nõukogu 6. detsembri 2008 direktiivi 2008/105/EÜ nõuete täitmiseks uuringu korraldamine prioriteetsete ainete sisalduse määramiseks vee elustikus ning põhjasetetes. OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskus 2011
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts.⁷³

8. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge usaldusväärsusega juhul, kui on olemas piisav hulk andmeid. Meetod tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud meetodikatele. Põhimõtet on rakendatud varasemastes Eestis teostatud uuringutes. Kasutatakse seiretulemusi ja modelleerimist.

⁷² <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁷³ [https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20\(WG%202.1\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20(WG%202.1).pdf)

9. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Teadaoleva andmehulga ja kvaliteedi taustal on meetodi kasutamiseks vajalikest andmetest tulenev määramatus sedavõrd suur, et numbriliselt OA aineriinget heiteallikast (käitis) vastuvõtjani (n kala või inimene) kirjeldada pigem võimalik ei ole. Andmed kogutakse ja töötatakse läbi veendumaks, kas eksperdi teadmine andmete kvaliteedist ja määramatusest peab paika ja mida saab edaspidiseks OA ohjeks soovitada. Määramatus on kõrge hoolimata sellest, et konkreetsete proovide analüüsitulemuste kvaliteet on akrediteeritud proovivõtjate ja analüüsimeetodite kasutamise tõttu kõrge.

10. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Täiendavaks võimalikuks lahenduseks on koormus siduda seisundiga inimtegevuse mõju käsitlevate teadusartiklite põhjal. Sellise metodikaga saadud tulemus konkreetse sektori või ettevõtte lõikes on veel vähem tõendatav, kui seire põhjal tehtav uuring.

11. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib piisava kvaliteediga andmete olemasolul kasutamiseks. Halvemal juhul saame ülevaate OA koormuse kontrolli võimalustest.

6.1.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 8. Saasteainete heide vette ja mulda, ohtlikud ained (OA) – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonna-kvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Jääkreostus, objektide arv – esmatahtsad 21, tähtsad 62 ↘	OA joogiks kasutatavas põhjavees	500–1000 inimest	IT: sõltuvalt OAst võib põhjustada kasvajatesse suremuse kasvu, vähe uuringuid L: mõõdetavalt puudub
	OA tõttu halvas seisundis kogumid (mõjutavad ka muud tegurid)	Ei hinnatud	I: kaudne, kala söömisel, otsesed referentsid puuduvad L: Läänemere kalast toituvate kiskjate seisund (paraneb)
OA heide pinnavette, kg/a (suundumus teadmata)	16 halvas seisundis rannikuveekogumit (mõjutavad ka muud tegurid)	Ei hinnatud	I: kaudne, läbi kala söömise L: Läänemere kalast toituvate kiskjate seisund (paraneb)
Taimemürkide kasutus (põllumajandus, raud- ja sõidutee ning eratarbijad), kg/a (müük suurenenud) ↗	OA joogiks kasutatavas põhjavees	Hinnanguliselt kuni 10 000 inimest, väga madal usaldusväärsus	I: sõltuvalt OAst võib põhjustada kasvajatesse suremuse kasvu, väga vähe uuringuid. L: mõõdetavalt puudub

6.2 Saastainete heide vette, toitained (lämmastik, fosfor)

6.2.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Taimetoitainete (lämmastiku ja fosfori) sisalduse ja selle muutuste hindamine Eesti veekogumites. Meetodit kasutatakse, hindamaks erinevate lämmastiku- ja fosforiühendite sisaldust pinna- ja põhjavees ning toomaks välja suundumusi sisalduste muutustes ehk avalduvat keskkonnamõju. DPSIR raamistikus on tegu seisundi (*State*) komponendiga.

Avalduv keskkonnamõju (keskkonnaseisundi halvenemine) seostati seejärel järgmiste sammudena seda põhjustavate koormusallikatega ning mõjuga vastuvõtvale keskkonnale.

1. Valitud seisundinäitajad

Seisundinäitajateks on

- $N_{\text{üld}}$ sisaldused pinnavee seirepunktides
- $P_{\text{üld}}$ sisaldused pinnavee seirepunktides
- NO_3 sisaldused põhjavee seirepunktides
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistel olemasolevatel andmetel:

- Pinnaveekogumite seisundi (vahe)hinnangud, aegreana (Keskkonnaagentuur)
- $N_{\text{üld}}$ sisaldused pinnavee seirepunktides, aegreana, asukohtadega (riiklik seire, uuringud)
- $P_{\text{üld}}$ sisaldused pinnavee seirepunktides, aegreana, asukohtadega (riiklik seire, uuringud)
- NO_3 sisaldused põhjavee seirepunktides, aegreana, asukohtadega (riiklik seire, uuringud)
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud (I ja II veemajanduskavade koostamise tsükkel)
- Põhjaveevaru hindamise uuringud, vee erikasutajate põhjaveeseire andmed
- Joogivee seire andmed (Tervisekaitseamet), üksiktarbijate kaevude vee kvaliteet (nitraaditundliku ala seire, uuringud)
- Veekogumite ja nende valgalade ruumiandmed (asukohad, piirid)

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimus tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondati olemasolevad seisundiandmed, analüüsiti seisundi muutust ajas ning selgitati seisundiandmete ruumilised erinevused. Koondatud andmed seoti ruumiliste analüüside abil elanikkonna ja eluslooduse andmetega.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Lämmastikuühendite sisaldust pinnavees arvestati **üldlämmastikuna** ($N_{\text{üld}}$). Üldlämmastik esitab lämmastikuühendite (orgaaniline lämmastik, ammonium-, nitrit- ja nitraatlämmastik) summaarset kogust. Üldlämmastiku sisaldus pinnavees on üldjuhul väljendatud milligrammides liitri kohta (**mg/l**).

Fosforiühendite sisaldust pinnavees arvestati **üldfosforina** ($P_{\text{üld}}$). Üldfosfor esitab fosforiühendite (orgaaniline fosfor, fosfaatne fosfor) summaarset kogust. Üldfosfori sisaldus pinna- ja põhjavees üldjuhul väljendatud milligrammides liitri kohta (**mg/l**).

Põhjavee seisundit arvestati **nitraatide** (NO_3) sisalduse või nende kasvtrendide kaudu. Erinevus pinnaveest tuleneb Eestis kasutusel olevast seisundi hindamise süsteemist ja seireandmetest.

Veekogude seisundile hinnangu andmisel (on oluliselt inimtegevusest mõjutatud/ei ole inimtegevusest mõjutatud) ja nende muutuste välja toomisel tugineti veepoliitika raamdirektiivi (2000/60/EÜ) ja veeseaduse põhimõtetest lähtuvatele veekogumite **seisundiklassidele** vastavalt eeltoodud indikaatoritele ($N_{\text{üld}}$, NO_3 , $P_{\text{üld}}$).

Seisundiklassid

Pinnaveekogumite (veekogu majandamise üksuse) seisund on määratletud läbi viie seisundiklassi, millele vastavad konkreetsete kvaliteedinäitajate väärtused on Eestis kinnitatud keskkonnaministri määrusega 28.07.2009 nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“. Põhjaveekogumite seisundiklassid ja kvaliteedinäitajate väärtused on kinnitatud keskkonnaministri määrusega 29.12.2009 nr 75 „Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende saasteainete sisalduse läviväärtused ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees, taustataseme määramise meetodika ning põhjaveekogumite seisundiklasside määramise kord“.

Seisundit väljendatakse erinevates seisundiklassides veekogumite **arvu** ja **ruumilise ulatusena** (kaardina) ning seisundi **suundumusena**.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused koguti veekogumite põhiselt (Eesti veekogud on jaotatud 740 pinnaveekogumiks ja 39 põhjaveekogumiks) ja seisundis toimuvad muutused esitati seisundiklasside (seisundiklass esindab teatavat toitainete kontsentratsiooni vahemikku) täpsusastmega.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Meetodit on rakendatud esimese ja teise perioodi veemajanduskavade koostamisel nii Eestis kui teistes EL liikmesriikides.

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021. ⁷⁴
- Veemajanduskavad perioodiks 2009 – 2015. ⁷⁵
- Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv 2000/60/EÜ, 23. oktoober 2000, millega kehtestatakse ühenduse veepoliitika alane tegevusraamistik, ⁷⁶
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment. ⁷⁷
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 10. Rivers and Lakes - Typology, Reference Conditions and Classification Systems. ⁷⁸
- Eesti pinnaveekogumite seisundi 2014. a ajakohastatud vahehindang. ⁷⁹
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud. ⁸⁰

⁷⁴ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁷⁵ <http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad-2009-2015>

⁷⁶ http://www.envir.ee/sites/default/files/veepoliitika_raamdir32000l0060et.pdf

⁷⁷ https://circabc.europa.eu/sd/a/ff303ad4-8783-43d3-989a-55b65ca03afc/Guidance_document_N%C2%B018.pdf

⁷⁸ [https://circabc.europa.eu/sd/a/dce34c8d-6e3d-469a-a6f3-b733b829b691/Guidance%20No%2010%20-%20references%20conditions%20inland%20waters%20-%20REFCOND%20\(WG%202.3\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/dce34c8d-6e3d-469a-a6f3-b733b829b691/Guidance%20No%2010%20-%20references%20conditions%20inland%20waters%20-%20REFCOND%20(WG%202.3).pdf)

⁷⁹ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

⁸⁰ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pohjavesi/pohjavee-seisund>

7. Meetodi usaldusväarsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Kõrge usaldusväarsus. Tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud põhimõtetele/metoodikatele. Veekogumite seisundiklasside piirid on kalibreeritud kohalikele oludele, samuti interkalibreeritud teiste riikidega. Seisundi klassifikatsiooni võrdlustingimuste kindlaks määramisel on tuginetud seireprogrammidele.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Määramatus on veekogude lõikes erinev, kokkuvõttes keskmine. Vastavate andmete kogumiseks on koostatud seireprogramm ning toimub seireandmete kogumine riikliku keskkonnaseire võrgustikust. Aegridades leidub lünkasid ning aja jooksul on mõnevõrra muudetud metoodikaid, kuid tulemused on üldjoones võrreldavad. Seireandmete kogumisel kasutatakse akrediteeritud isikuid ja akrediteeritud või võrdväärseid metoodikaid. Andmelünkade täitmiseks on kasutatud uuringuid, modelleerimist ja ekspertarvamust.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Võrreldavad samaväärsed meetodid eksperdi hinnangul puuduvad. Võimalik on seisundi ja selle trendide modelleerimine, lähtudes teadaolevatest surveandmetest, kuid selle usaldusväarsus, võrreldes (osalise) seireandmete kasutamisega, on madalam, mistõttu alternatiivse meetodi põhjalikum analüüs ei ole siinkohal asjakohane.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks, kuna olemas on nii aktsepteeritava usaldusväarsusega metoodika, kui Eesti tasemel kogutud andmestik. VRD nõuetest ja eesmärkidest lähtuvalt võib eeldada vajalike andmete kogumise jätkumist tulevikus. Meetod võimaldab jälgida nii seisundi regionaalseid erinevusi kui suundumusi.

6.2.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Taimetoitainete (lämmastiku ja fosfori) sisalduse ja selle muutuste sidumine keskkonnasurve näitajatega. Meetodit kasutatakse lämmastiku- ja fosforiühendite sisalduse sidumiseks vastava keskkonnakasutuse vormi ehk heitega vette, ning surveallikatega. DPSIR raamistikus on tegu surve (*Pressure*) komponendiga.

Seisundi hindamisel on aluseks võetud põhimõte, et kaardistatakse kõrvalekalded veekogumite looduslikust seisundist ehk inimtegevusest tulenev mõju. Mõju ilmnemisel (kõrvalekallete tuvastamisel) oli järgmiseks sammuks allikate kaardistamine, mis kõrvalekaldeid põhjustavad, ja nende osakaalude hindamine.

1. Valitud survenäitajad

- N_{üld} ja P_{üld} (aastane) (otse)heide pinna- või põhjavette punktallikatest, kg, t
- N_{üld} ja P_{üld} arvutuslik kogukanne merre kg, t

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikud andmed on:

- Seisundi selgitamiseks vajalikud andmed (vt vastav metoodika kirjeldus)
- N_{üld} ja P_{üld} (aastane) (otse)heide pinna- või põhjavette punktallikatest (heitvee, sademevee väljalasud), aegreana, asukohtadega (veekasutuse aastaaruanded, uuringud, seired)
- Arvutuslik (modelleeritud) heide hajusaasteallikatest, aegreana, ruumilise jaotusega (Keskkonnaagentuur jt)
- Arvutuslik kogukanne merre (Keskkonnaagentuur jt)
- Kaardistatud olulised survetegurid veekogumite kaupa (veemajanduskavade alusmaterjal, uuringud)

Punktkoormuse osas tugineti olemasolevatele koondatud andmebaasidele (loastatud veekasutuse aruandlus). Hajusaasteallikate andmete osas sai tugineda kättesaadavatele arvutuslikele andmetele (teemakohased varasemad uuringud, arvutused keskmistatud ärakande koefitsientide alusel).

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötamise protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimus tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara (ArcGis) abil. Töö käigus koondati olemasolevad heidete ja kogukoormuse andmed.

Kasutati kombineeritud meetodit. Punktkoormus erinevatest allikatest (nt heitvee väljalasud) summeeritakse olemasolevate seire- või aruandlusandmete põhjal. Hajukoormusallikate puhul laialatuslikud mõõdetud andmed puuduvad, mistõttu kogused on leitud arvutuslikult, kasutades uuringutes välja toodud lämmastiku ja fosfori keskmiseid ärakandekoefitsiente pindalaühiku kohta.

Detailsem survetegurite osakaalude kaardistamine üksikute veekogumite tasemel töö jaoks vajalik ei ole ning seda ei teostatud. Samuti ei teostatud koormuse/mõjude jaotamist konkreetse ettevõtete vahel (lähtuti n.ö. survegruppidest).

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Lämmastikuühendite surve on esitatud üldlämmastiku ($N_{\text{üld}}$) aastase heitena (t/a), võimalusel koormusallikate kaupa. Fosforiühendite surve on esitatud üldfosfori ($P_{\text{üld}}$) aastase heitena (t/a), võimalusel koormusallikate kaupa.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused on esitatud üldistatuna Eesti tasemele.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021.⁸¹
- Tallinna Tehnikaülikooli Keskkonnatehnika instituut, 2010. Lepingu 4-11/61 lõpparuanne. Fosfori- ja lämmastikukoormuse uuring punkt- ja hajureostuse allikatest. Fosforvæetistes kaadmiumi reostusohu hindamine
- Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts.⁸²
- TÜ Eesti Mereinstituut. Toitainete koormused Liivi lahe veekogumitesse 1995-2009 programmi „Eesti-Läti piiri ületavate Eesti jõgede ja piirilähedaste järvede seisundiandmete kogumine kooskõlastamiseks Eesti-Läti veemajanduskavades“ raames

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Keskmine usaldusväärsus. Tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud põhimõtetele/metoodikatele. Põhimõtet on rakendatud varasemastes Eestis teostatud uuringutes. Kasutatakse seiretulemusi ja modelleerimist. Kõrgema usaldusväärsusega on punktallikate mõju hindamine, madalama usaldusväärsusega hajuallikate mõju hindamine.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Määramatus on keskmine. Vajalikud andmed on olemas osaliselt. Madalama määramatusega ning piisava aegreaga andmed on kättesaadavad punktallikate kohta. Punktallikate kohta toimub pidev andmete kogumine ja seire ning on olemas aegread. Hajusaasteallikate osas peab kasutama uuringuid, modelleerimist ja keskmistatud väärtusi.

⁸¹ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁸² [https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20\(WG%202.1\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20(WG%202.1).pdf)

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Rahvusvahelised või riiklikud kindlaks määratud meetodid seisundi sidumiseks survega puuduvad.

Alternatiivne meetod on kõigi surveallikate koormuse selgitamine seirega. Vastavad andmed Eesti tasemel puuduvad, mille tõttu see pole rakendatav. Hajukoormuse seire oleks väga keeruline (suur sesoonne ja ruumiline varieeruvus jm) ja kallis. Usaldusväärsete andmete saamiseks on vajalikud pikaajalised (mitmeaastased) vaatlusread.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks ning seda on valdkondlike ülesannete täitmiseks varem Eestis rakendatud. Rakendatavad alternatiivsed meetodid eksperdi hinnangul puuduvad.

6.2.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 9. Saasteainete heide vette ja mulda, toitained, – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnavõime)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – inimese heaolu; L – loodus)
Heide/leostumine pinnaveetesse, N _{üld} : <ul style="list-style-type: none"> põllumajandus 18 335 t/a (kaudne hinnang) heit- ja reovesi punktallikatest (nii olme kui tootmis-tegevus) – 1025 t/a ↘ metsamajandus – 158 t/a (kaudne hinnang) + muud allikad, sh looduslik koormus ja kaugkanne	Pinnavee seisund (N sisaldus): mitte heas seisundis 47 pinnaveekogumit (6% kõigist veekogumitest) ↔	N _{üld} järgi mitte heas seisundis veekogude valgaladel elab ligikaudu 600 000 inimest, sh Ida-Eestis 300 000	IT: kaudne, kokkupuutel veekogudes vahavate vetikatega (nahaärritused, mürgistused) IH: rekreatiivse väärtuse langus, vajab objektipõhist mõõtmist L: vee-elupaikade seisundi ja liigilise koosseisu muutus (riigi tasemel keeruline eristada muudest teguritest)
Heide/leostumine pinnaveetesse, P _{üld} : <ul style="list-style-type: none"> põllumajandus 242 t/a (kaudne hinnang) heit- ja reovesi punktallikatest (nii olme kui tootmis-tegevus) – 55 t/a ↘ + muud allikad, sh looduslik koormus ja kaugkanne	Pinnavee seisund (P sisaldus): mitte heas seisundis 60 pinnaveekogumit (8% kõigist veekogumitest) ↔	P _{üld} järgi mitte heas seisundis veekogude valgaladel elab ligikaudu 600 000 inimest, sh Ida-Eestis 300 000	IT: kaudne, kokkupuutel veekogudes vahavate vetikatega (nahaärritused, mürgistused) IH: rekreatiivse väärtuse langus, vajab objektipõhist hindamist L: vee-elupaikade seisundi ja liigilise koosseisu muutus (riigi tasemel keeruline eristada muudest teguritest)
Lämmastikuühendite heide/leostumine põhjavette (kogus teadmata)	Põhjavee seisund (N sisaldus): <ul style="list-style-type: none"> Pandivere- ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundlik ala (2 põhjaveekogumit) ↗ Lokaalsed, ajutised probleemid 	Potentsiaalselt võivad nõuetele mittevastavat joogivett tarbida 70 000 inimest, sh NTA-l 10 000 inimest ja väljaspool 60 000 inimest	IT: vähitekke riski suurenemine IH: kvaliteedinõuetele vastava joogivee saamiseks lisategevused ja -kulud L: otsene puudub

6.3 Veekasutus (veevõtt)

6.3.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Veevõtu põhjustatud muutuste hindamine veevarudele, veekogumitele ja veest sõltuvatele elupaikadele.

Keskkonnakasutuse (surve) seose hindamisel keskkonnaseisundiga lähtutakse veekasutuse (veevõtt pinnaveest ja veevõtt põhjaveest) mõjust veekogumitele ja veest sõltuvatele elupaigatüüpidele (eelkõige „Jõed ja ojad“, muud veest sõltuvad elupaigatüübid kaitstavatel loodusobjektidel ja Natura aladel) ning veehaarete jätkusuutlikule kasutamisele.

Meetodit kasutatakse, hindamaks veevõtu mõju:

- Põhjavee ja pinnavee varudele
- Veetasemetele ja äravoolurežiimile
- Kaitstavatele loodusobjektidele
- Elupaikade soodsale seisundile
- Lõheliste seisundile
- Veekogumite seisundile

Veevõtt toimub vee-erikasutusloa alusel ja selle kohta on ülevaatlik arvestus olemas.

1. Valitud seisundinäitajad

Põhjaveetase, jõgede äravool (vooluhulk ajaühikus, m³/s), mõjutatud elupaikade pindala (ha, km²).

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistel olemasolevatel andmetel (kogutakse avalikult kättesaadavatest andmestikest ja andmepäringutega):

- Veevõtu andmed pinna- ja põhjaveest vee erikasutuslubade andmetel
- Ilmastiku seire andmed
- Pinnavee hüdrooloogilise seire andmed
- Põhjavee seire andmed
- Põhjaveevarude uuringud
- Maavarade kaevandamise lubade KMH aruanded
- Elupaikade inventuurid ja uurimistööd
- Lõheliste seire aruanded

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil ning arutluse teel. Töö käigus koondatakse olemasolevad seisundiandmed. Olemasolevate andmete põhjal on võimalik väljendada veekeskonna kvantitatiivse seisundi muutust ajas.

Etapi tulemusena valmiv alusinformatsioon võimaldab koondatud andmeid väljendada kaardil.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Esitatakse pinna- ja põhjavee režiimi (veetase, jõgede äravool) oluliste muutustega alade koondandmed. Põhjavee tase (m) loodusliku veetasemega võrreldes on oluline. Äravoolu vähenemise osakaal looduslikuga võrreldes on oluline (%). Oluliselt mõjutatud vee- ja veest sõltuvate elupaikade hinnanguline pindala (ha) ja osakaal (%) elupaigatüüpide lõikes.

Sõltuvalt andmetöötluse tulemustest jäetakse lõppkoondist välja üksikud juhuslikud tulemused.

Veekogumite kvantitatiivsele seisundile hinnangu andmisel (liigvähendatud, ohustatud, looduslähedane) ja nende muutuste välja toomisel tuginetakse pinna- ja põhjaveele kehtestatud keskkonnanõuetele ning looduslikest tingimustest (st režiimi muutus jääb looduslike muutuste piiresse).

Lähtutakse järgmistest määrustest:

- Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord (Keskkonnaministri määrus 28.07.2009 nr 44).
- Põhjaveekogumite moodustamise kord ja nende põhjaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, põhjaveekogumite seisundiklassid, seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ja koguseliste näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende saasteainete sisalduse läviväärtused ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning põhjaveekogumite seisundiklasside määramise kord (Keskkonnaministri määrus 29.12.2009 nr 75).
- Põhjaveevaru hindamise kord (Keskkonnaministri määrus 27.01.2003 nr 9).
- Lõhe, jõeforelli, meriforelli ja harjuse kudemis- ja elupaikade nimistu (Keskkonnaministri 15.06.2004 määrus nr 73).

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse olulise veevõtuga alade põhiselt:

- Ida-Virumaa
- Harjumaa
- Kinnitatud põhjaveevarudega alad
- Suuremate pinnaveehaaretega pinnaveekogumid

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metodoloogiat kirjeldatud või rakendatud

Euroopa Liidu asjakohased juhised⁸³, sealhulgas:

- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 16. Guidance on Groundwater in Drinking Water Protected Areas*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 18. Guidance on Groundwater Status and Trend Assessment*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 26. Risk Assessment and the Use of Conceptual Models for Groundwater*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*
- *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 31. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive*

Muud EL dokumendid:

- *Assessment of plans and projects significantly affecting Natura 2000 sites. Methodological guidance on the provisions of Article 6(3) and (4) of the Habitats Directive 92/43/EE. European Commission Environment DG 2001*
- Ettepanek: EUROOPA PARLAMENDI JA NÕUKOGU MÄÄRUS, millega kehtestatakse Läänemere lõhevarude ja kõnealuste varude püügi mitmeaastane kava /* KOM/2011/0470 lõplik - 2011/0206 (COD)

Eesti dokumendid:

- Kesler M. jt. Kalanduse riiklik Andmekogumise programmi täitmine ja vaalaliste juhusliku püügi seirekavade koostamine ning elluviimine vastavalt Euroopa Nõukogu

⁸³ http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm

määrustele 199/2008 ja 812/2004, Euroopa Komisjoni määrustele nr 665/2008 ja 1078/2008 ja Euroopa Komisjoni otsusele nr 949/2008 ning andmete analüüs ning soovitusel kalavarude haldamiseks. (Aastaruanded 2011-2015)

- Looduslike ehitusmaterjalide kasutamise riikliku arengukava 2010-2020 keskkonnamõju strateegilise hindamise aruanne. AS Maves 2009
- Põlevkivi kasutamise riikliku arengukava 2016-2030 keskkonnamõju strateegiline hindamise aruanne. AS Maves 2014
- Reihan, A. 2010. Ökoloogilise miinimumvooluhulga arvutusmetoodika väljatöötamine. TTÜ keskkonnatehnika instituut
- Simo, M., Lamp, K. 2007. Tehniline Abi vooluveekogude ökoloogilise kvaliteedi parandamiseks. Finantsanalüüs, sotsiaalmajanduslik ja tulu-kulu analüüs, tundlikkus- ja riskianalüüs
- Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut, 2015. Põhjaveekogumi veest sõltuvad ökosüsteemid, nende seisundi hindamise kriteeriumid ja seirevõrk.
- ÜF Tehniline abi vooluveekogude ökoloogilise kvaliteedi parandamiseks 2007 (Kunda, Loobu, Pirita, Valgejõe, Vasalemma jt jõgedel; uuringud; eelprojektid, KMH aruanded) Koostajad: K&H AS, Maves AS, Inseneribüroo Urmas Nugin OÜ, Eesti Loodushoiu Keskus MTÜ

Meetodit on rakendatud esimese ja teise perioodi veemajanduskavade koostamisel nii Eestis kui teistes EL liikmesriikides, näiteks:

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021⁸⁴
- Veemajanduskavad perioodiks 2009 – 2015⁸⁵
- Eesti pinnaveekogumite seisundi 2014. a ajakohastatud vahehindang⁸⁶
- Põhjaveekogumite seisundi hinnangud⁸⁷

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge (4) usaldusväärsusega juhul, kui selle rakendamise tarbeks on piisav hulk andmeid. See tugineb EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud põhimõtetele ja meetodikatele ja eeldab, et andmete kogumine on süstemaatiline ning pidev.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetod on madala määramatusega olulisemates piirkondades. Veevõtu mõju ja võimalikku välismõju on võimalik rahuldavalt hinnata kinnitatud põhjaveevarude piirkondades, lõhejõgedel (merre suubuvad lõhejõed), põlevkivitööstuse alal, kus on tehtud piisavalt uuringuid. Need piirkonnad hõlmavad suurema osa olulise inimõjuga aladest.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Sisuline alternatiiv puudub.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks hästi selles osas, kus andmeid on piisavalt (sh põhjaveevaru piirkonnad, lõhejõed). Elupaikade inventuurid ja seire pole nii detailsed, et võimaldaks täpselt hinnata mõju elupaikadele.

⁸⁴ . <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

⁸⁵ <http://www.envir.ee/et/veemajanduskavad-2009-2015>

⁸⁶ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo>

⁸⁷ <http://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pohjavesi/pohjavee-seisund>

6.3.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Veevõtu põhjustatud muutuste hindamine veevarudele, veekogumitele ja veest sõltuvatele elupaikadele. Seisundi sidumiseks keskkonnakasutuse vormidega ja koormusallikatega. DPSIR raamistikus on tegu surve (*Pressure*) komponendiga.

Survetegureid otsitakse järgmistele keskkonnamelementidele:

- Põhjavee ja pinnavee varud
- Veetase ja äravoolurežiim
- Kaitstavad loodusobjektid
- Natura elupaigatüübid (soodne seisund Natura alal)
- Lõheliste elupaigad, esmajärjekorras merre suubuvad lõhe ja meriforelli elupaigaks olevad jõed

1. Valitud survenäitajad

Veevõtt pinnaveest ja põhjaveest, m³/a või m³/ööpäev

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Vajalikud andmed:

- Seisundi selgitamiseks vajalikud andmed (vt vastav metoodika kirjeldus)
- Veekasutuse andmed (joogivesi, kaevandustest ja karjääridest ärajuhitav vesi, jahutusvesi) aegreana, asukohtadega
- Seisundit kirjeldavad uuringud, kus on toodud seisundit mõjutavad tegurid

Tulemused kirjeldatakse olulise veevõtuga alade põhiselt:

- Ida-Virumaa
- Harjumaa
- Kinnitatud põhjaveevarudega alad
- Suuremate pinnaveehaaretega pinnaveekogumid

Praktikas on olemas andmebaas veevõtust, põhjaveevarude uuringu aruanded, pinnavee hüdrooloogilise seire andmed, maavarade kasutamise arengukavad.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad olulise veevõtu mõju all olevate piirkondade andmed.

Koondatud andmeid analüüsitakse lisaks riiklikule tasemele ka olulise veevõtu või tõkestamise mõjuga veekogumite tasemel. Sellised veekogumid on veemajanduskavade meetmetabelitest ning asjakohastest uurimistödest (sh eespool seisundi metoodika juures viidatud) leitavad.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Vähemalt heale seisundiklassile mittevastavas seisundis veekogudes on piisavate andmete olemasolul võimalik välja tuua seos seisundi (*State*) ning surve (*Pressure*) vahel. Surve intensiivsus m³/a.

5. Tulemuste detailsusaste

Tulemused esitatakse veevõtu mõjul mittevastavas seisundis ja ohustatud seisundis veekogumite ja kinnitatud põhjaveevarudega alade ning lõhejõgede lõikes.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

- Veemajanduskavad perioodiks 2015-2021.⁸⁸
- Vaata ka dokumentide viited eespool

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on kõrge usaldusväärsusega juhul, kui on olemas piisav hulk andmeid. See tugineb aine jäävuse seadusele, EL veepoliitika raamdirektiivi rakendamise raames välja töötatud meetodikatele. Põhimõtet on rakendatud varasemastes Eestis teostatud uuringutes.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Teadaoleva andmehulga ja kvaliteedi taustal on määramatus ebaühtlane ja jääb vahemikku väga madal määramatus – väga kõrge määramatus. Materjal on usaldusväärne kinnitatud põhjaveevarudega alade ja lõhejõgede osas. Osade väiksemate jõgede osas, mille seisund on paisude tõttu mittevastavaks hinnatud, konkreetne faktiline materjal puudub. Kõik need jõed ei pruugi olla ka kalastiku kaitse seisukohalt olulised. Kvalitatiivset laadi on elupaigatüüpide seisundi hinnangud ja nende seosed veerežiimi muutustega.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Sisulised alternatiivid puuduvad.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib piisava kvaliteediga andmete olemasolul kasutamiseks. Saame ülevaate veevõtu võimalikust keskkonnamõjust olulise veevõtuga aladel ja olulisemates veekogumites ning keskkonnakasutuse seose survega (veekasutajaga).

6.4 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 10. Veekasutus (veevõtt) – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv (hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – heaolu; L – loodus)
Veevõtt põhjaveest (põhjaveehaarded) 50–65 mln m ³ /a ↔	põhjavee koguseline seisund (vajadusel määratud varu)	Ei hinnatud	IH: ohjatud varudega L: mõõdetavalt puudub
Pinnaveevõtt (elektrijaamad) 1020–1 550 mln m ³ /a Pinnaveevõtt Narva HEJ ↔	pinnaveekogumi seisund (Narva)	Ei hinnatud	IT, IH: puudub L: mõõdetavalt puudub, v.a Narva kuiv säng
Pinnaveevõtt (ülejäanud Eesti) 35–40 mln m ³ /a ↔	pinnaveekogumi seisund (Pirita)	Ei hinnatud	IH: puudub L: kogumite soodne seisund (HEJ pulseerimine)

⁸⁸ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>

VII MAA HÕIVAMINE JA MULLA KATMINE – KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

7.1 Seisundi hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus,

Maavõtu ja mulla katmise põhjustatud muutuste hindamine keskkonnaseisundis. Meetodit kasutatakse, hindamaks seisundit ja seisundimuutusi maakasutuses, sh mulla kaetuses, mis mõjutavad loodust ja inimese heaolu.

1. Meetodi arendamise ja rakendamise aluste kirjeldus

Maahõive jaguneb käesoleva töö kontekstis maavõtuks (ehitus- ja kinnisvara arendustegevusest tingitud tehisala pindala kasv, teedevõrgu alla jääva maa pindala, tootmis- ja kaubanduspind; rikunud maade pindala: jääkreostus alad; kaevandusmaade ja prügilate alla jääva maa pindala) ning muuks inimkasutuseks (põllumajandus, metsamajandus).

Eestis ei ole nende eesmärkide saavutamiseks terviklikku poliitikat välja töötatud.

Täiendavalt on lähtunud Euroopa Komisjoni juhised „Suunised mulla katmise piiramise, leevendamise ja kompenseerimise parimate tavade kohta. Komisjoni talituste töödokument. EUROOPA KOMISJON Brüssel, 15.5.2012 SWD(2012) 101 final/2“ Eesti jaoks asjakohastest aspektidest.

Euroopa Liidus ja Eestis teema õiguslik käsitlus puudub. Mullakaitse raamdirektiiv on senini eelnõu staadiumis⁸⁹.

Euroopa Liidus on olemas 2006. aastast pärinev mullakaitse strateegia⁹⁰. Viljaka mulla kaitseks eraldi seadusandlikku akti Eestis ei ole. Mulda kaitstakse Eestis planeerimisseadusest lähtudes. Planeerimisseadus nõuab väärtusliku põllumaa määratlemist planeeringuprotsessis, kuid ühtsed alused selle määratlemiseks on välismõjude hindamise teostamise ajal kehtestamata.

Eelviidatud Euroopa Komisjoni juhised kirjeldatud mulla katmise mõjudest on meil olulisemateks mõjud elurikkusele (elupaikade killustamine ja rändeteede tõkestamine), mis kaasneb eelkõige teede rajamise ja maavarade kaevandamisega ulatuslikel aladel (nt põlevkivikarjäärid Ida-Virumaal, suuremad turbatootmise alad Tartumaal ja Pärnumaal)

Linna-alade planeerimise seisukohast on tähtsad järgmised asjaolud:

1. Veerežiimi muutused on olulised eelkõige linnades, kus kanalisatsioonisüsteem ei tule toime suure hetkelise äravooluvee hulgaga, ja see võib põhjustada üleujutusi. Sellel võib olla seos inimese heaolule.
2. Liiga ulatuslik mulla katmine (näiteks asfalteerimine) ilma küllalt kvaliteetsete avatud aladeta vähendab elukvaliteeti (õhu kvaliteet, mikrokliima halvenemine, maastiku kvaliteedi halvenemine, vee ärajuhtimise probleemid).
3. Maakonna- ja üldplaneeringu lahendust muutev maakasutus toimub läbi avalikkuse kaasamise ja mõju hindamise (üldplaneeringut muutev detailplaneering), mistõttu kõik mõju käsitletakse ja vajadusel kompenseeritakse sel hetkel.

⁸⁹ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006PC0232&from=EN>

⁹⁰ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX%3A52006DC0231>

Globaalsete probleemidena, mis seonduvad maa hõivamise ja mulla katmisega, on mh käsitletavad:

- Väärtusliku põllumaa vähendamisega kaasneb mõju rahvastiku toiduga kindlustatusele.
- Mullal on juhtroll globaalses süsinikuringes, mis on otseselt seotud kliimamuutustega.

Eeltoodust lähtuvalt on määratletud meetodi kasutusvaldkond, vajalikud andmed, näitajad ja väljundtulemused.

2. Valitud seisundinäitajad

Kasutatavad põhiindikaatorid:

- maavõtu muutus (ingl *land take*);
- ehitus- ja kinnisvara mastaapsetest arendustegevusest tingitud tehisala pindala kasv, teedevõrgu alla jääva maa pindala, tootmis- ja kaubanduspind);
- rikutud maade pindala (saastatud alad; kaevandusmaade ja prügilate alla jääva maa pindala)
- lageraiealade pindala.

Maa ja mulla kasutus on lai valdkond, mis haakub kogu inimtegevusega. Käesolevas analüüsis ja metoodika kavandamisel on lähtutud Eesti keskkonnanstrateegia aastani 2030 peatüki 5.1.7. "Muld ja maakasutus" koosseisust. See peatükk käsitleb kahte eesmärki:

- Keskkonnasõbralik mulla kasutamine
- Loodus- ja kultuurmaastike toimivus ja säästlik kasutamine

3. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod tugineb järgmistele olemasolevatele andmetele (kogutakse avalikult kättesaadavatest andmestikest ja andmepäringutega):

- Maakasutuse statistilised andmed
- maatüüpide pindala muutus ajas (põhikaart, CORINE ja muud maakasutust iseloomustavad ruumiandmed)
- Saastatud alade pindala, prügilate pindala
- Karjäärde (liiva-, põlevkivi- ja savikarjäärde, kivimurdude jms) pindala ja osatähtsus kogu maakasutusest
- Taastatud ja rekultiveeritud karjäärilade alade pindala ja nende suhe rikutud aladesse
- Mulla boniteedi kaart
- Maavarade kaevandamise mahud
- Lageraiealade pindala, ha ja osakaal kogu metsade pindalast
- Noorte metsade pindala ja osakaal metsade kogupindalast
- Metsaelupaikade (sh Natura2000 elupaigatüübid, vääriselupaigad) paiknemine
- Rohevõrgustiku kaart omavalitsuste tasemel.

4. Kasutatav tarkvara, andmetöötamise protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad maakasutuse andmed. Olemasolevate andmete põhjal on võimalik väljendada maa- ja mullakasutuse muutust ajas nende näitajate osas, kus süsteemseid andmeid on piisavalt.

Etapi tulemusena valmiv alusinformatsioon võimaldab koondatud andmeid väljendada kaardil.

5. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Esitatakse maakasutuse muutused eeltoodud kasutustüüpides km², ha. Metsaraie puhul antakse lisaks lageraiealade pindala ja osakaal kogu metsade pindalast. Kirjeldatakse näitajate muutus ajas ning antakse metsaelupaikade sidususe hinnang.

6. Tulemuste detailsusaste

Vastavalt töö mastaabile on tulemused esitatavad riigi tasandil.

7. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus metodoloogiat kirjeldatud või rakendatud

Euroopa Liidu asjakohased juhised:

- Euroopa Komisjon. 2012. Suunised mulla katmise piiramise, leevendamise ja kompenseerimise parimate tavade kohta. Komisjoni talituste tödokument. Brüssel, 15.5.2012 SWD(2012) 101 final/2
- Euroopa Ühenduste Komisjon. 2006. Ettepanek: Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv, millega luuakse mullakaitse raamistik ja muudetakse direktiivi 2004/35/EÜ. KOM(2006) 232 (lõplik)⁹¹.
- Euroopa Ühenduste Komisjon. 2006. Komisjoni teatis Nõukogule, Euroopa Parlamendile, Euroopa Majandus- ja sotsiaalkomiteele ning Regioonide Komiteele. Mullakaitse teemastrateegia.⁹²

Eesti dokumendid

- Keskkonnaministeerium. 2012. Looduskaitse arengukava aastani 2020.
- Keskkonnaministeerium. Eesti Keskkonnastrateegia aastani 2030
- Keskkonnaministeeriumi tellimisel teostatud jääkreostuse valdkonna uuringud.⁹³
- Keskkonnateabe Keskus. 2012. Eesti Keskkonnanäitajad 2012.
- Sepp, K., Jagomägi, J. 2002. Roheline võrgustik (koos lisadega). EPMÜ, AS Regio
- Statistikaamet. Statistika andmebaas.⁹⁴
- Eesti metsanduse arengukava aastani 2020.⁹⁵

Meetodit on rakendatud jääkreostuse inventariseerimisel ning saastatud alade taastamise planeerimisel, põlevkivi kasutamise riikliku arengukava aastateks 2016–2030 koostamisel, riigi jäätmekava ja veemajanduskavade koostamisel.

8. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on keskmise usaldusväärsusega (hinnang „3“) juhul, kui selle rakendamise tarbeks on piisav hulk andmeid.

9. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Esialgse hinnangu kohaselt on maakasutuse muutustest tulenevat välismõju võimalik rahuldavalt hinnata paremini uuritud valdkondade nagu maavarade kaevandamine, põllumaade kasutus, prügilad, saastunud alad (jääkreostusobjektid) lõikes. Seetõttu on määramatus hinnanguliselt madal.

10. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Alternatiive teada ei ole.

11. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks hästi selles osas, kus andmeid on piisavalt ning keskkonnanäesmärgid on selgelt püstitatud.

⁹¹ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52006PC0232&from=EN>.

⁹² <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/?uri=CELEX%3A52006DC0231>.

⁹³ <http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/uuringud-ja-aruanded>

⁹⁴ <http://pub.stat.ee/px-web.2001/dialog/statfile2.asp>

⁹⁵ https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/mak2020vastuvoetud.pdf

7.2 Surve hindamine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Maavõtu ja mulla katmise põhjustatud muutuste sidumine keskkonnakasutuse vormidega. Maavõtt objektipõhiselt on võrdlemisi hõlpsalt seostatav surveteguriga (maa kasutusviisiga). Eesmärgiks on olulise mõjuga tegevused siduda survega. Paraku puuduvad objektiivsed mõõdikud olulise mõju määratlemiseks. Seetõttu jääb metoodika tasandile, kus kirjeldatakse maavõtu muutusi ning maavõtjate vahelisi seoseid. Võimalusel kirjeldatakse maavõtu seost loodusliku mitmekesisusega ja inimese heaolu ning tervisega.

1. Valitud survenäitajad

Maavõtu muutus, ha, km²

2. Vajalikud andmed:

- Maavõtu muutuste kirjeldamiseks vajalikud andmed (vt eelnev vastav metoodika kirjeldus)
- Asjakohased uuringud (vt seisundi meetodi all eespool).

Praktikas on olemas statistika andmebaas, jääkreostusobjektide inventuuri andmed, ETAK andmestik, mullaseire andmestik, maavarade kasutamise arengukavad, metsaregister.

3. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmetöötlus toimub tabelarvutusprogrammide ja GIS tarkvara abil. Töö käigus koondatakse olemasolevad olulise andmed.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Olemasolevate, andmete põhjal arvatatud muutused eelkirjeldatud maakasutuse muutuste lõikes.

5. Tulemuste detailsusaste

Riigi tasand.

6. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Vaata dokumentide viited eespool, seisundi meetodi all.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Meetod on keskmise usaldusväärsusega, kuna selle põhjal on võimalik kirjeldada seost keskkonnakasutuse vormiga, kui pole võimalik hinnata keskkonnakasutuse olulisust (st puuduvad konkreetsed eesmärgid).

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Teadaoleva andmehulga ja kvaliteedi taustal on määramatus ebaühtlane. Materjal on usaldusväärne paremini uuritud valdkondade nagu maavarade kaevandamine, põllumaade kasutus ja mullaviljakus, saastunud alad (jääkreostusobjektid) lõikes. Kokkuvõtvalt on määramatus keskmine.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Sisulised alternatiivid puuduvad.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib piisava kvaliteediga andmete olemasolul kasutamiseks. Saame ülevaate maavõtu ja mulla katmise ulatusest ja võimalikust keskkonnamõjust riigi tasandil.

7.3 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Tabel 11. Maa hõivamine, sh metsaraie – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Mõjutatud inimeste arv (ligikaudne hinnang)	Mõju (I – inimese tervis, heaolu; L – loodus)
Maavõtt kokku – 969 km ²	Hävinenud loodusmaastik vastavalt maahõive pindalale		IT: tervisele otsene mõju puudub IH: raske hinnata (oht mahajäetud rajatistest) L: liigilise mitmekesisuse muutus (trendi suurus teadmata)
Pealmaakaevandamine (mäeeraldised) – 467 km ²		Kaudselt mõjutatud kuni 88 000 (inimeste arv 800 m raadiuses objektist)*	
Allmaakaevandamine (põlevkivi mäeeraldised) – 339 km ² Varasemalt altkaevandatud alad – 147 km ²		Kaudselt mõjutatud kuni 11 000 (inimeste arv 100 m raadiuses objektist)*	
Maa harimine – 10 543 km ² (põldu 6700 km ²)			
Lageraie – 298 km ² /a			
Valglinnastumine (pindala hindamiseks kasutusel erinevad meetodid, trend on võimalik välja tuua nt Corine Land Cover 2006 ja 2012 kaardistuse põhjal)		Suuremate linnade (Pärnu, Tartu, Tallinn) ja nendega piirnevate valdade elanikud, suurusjärgus 700 000 inimest.	
Loomade liikumise takistus – 17,6 km		Vaba liikumise takistamine	

* Maa hõivamisest mõjutatud inimeste arvu **ei ole otseselt võimalik hinnata**. Kaudne hinnang on võimalik ma hõivamist põhjustava tegevuse, nt kaevandamisega kaasneva muu keskkonnakasutuse mõjuulatuse või ökosüsteemiteenuste kättesaadavuse ja seisundi muutuste kaudu.

VIII KAEVANDAMINE– KESKKONNASEISUNDI JA KESKKONNALE AVALDUVA SURVE NÄITAJATE VALIK JA ANALÜÜSIMEETODI KIRJELDUS

8.1 Olukorra kirjeldus

Eestis kaevandatavad maavarad on valdavalt setted või settekivimid. Maapõueseaduse (edaspidi *MaaPS*) kohaselt on maavarad põlevkivi, lubjakivi, dolokivi, fosforiit, liiv, kruus, savi, turvas, mere- ja järvemuda, järvelubi ja kristallinne ehituskivi, mis on arvele võetud keskkonnaregistri maardlate nimistus.

Maavarasid saab üldises plaanis jagada energeetilisteks ja mitteenergeetilisteks. Mitteenergeetilised maavarad jagunevad maakideks (metallitoore), tööstus- ja ehitusotstarbelisteks maavaradeks. Eestis leiduvatest maavaradest kuulub energeetiliste maavarade hulka põlevkivi, mille tehnoloogiline kaevandamine käesolevaks ajaks on toimunud viimased 100 aastat. Tehnoloogilised maavarad nagu tehnoloogiline lubjakivi, -dolokivi ja liiv ning järvelubi kategoriseerivad tööstusotstarbeliste maavarade hulka. Ehituslubjakivi ja -dolokivi, viimistlusdolokivi, kristallinne ehituskivi (graniit), ehitusliiv ja -kruus, savi ning täiteliiv ja -kruus loetakse ehitusotstarbelisteks maavaradeks. Metallitooret Eestis arvel ei ole (STEIGER 2009).

Maa-ameti andmete põhjal (Maa-amet 2016) oli 2016. aastal Eestis aktiivseid mäeeraldisi kokku 668, kus kaevandamine toimub kehtivate maavara kaevandamislubade alusel. Saadaolevate andmete kohaselt oli aktiivseid mäeeraldisi 2008. aastal 410 ning 2011. aastal 556. Uute kaevandamislubade arvu kasvu ilmestab ka Tehnilise Järelevalve Ameti Aastaraamatus 2015 (TJA, 2015) esitatud andmed, mille kohaselt on viimase viie aasta jooksul väljastatavate lubade arv iga-aastaselt kasvanud umbes 10–25 luba aastas (vt joonis 16). Lisaks 2015. aastal karjääri korrastamise/lõpetamise otsuseid kokku ca 30 korral. Maa-ameti andmetel oli 2016. aastal 668 aktiivse mäeeraldisi kogupindala 818,11 km². Enamustel mäeeraldistel - kokku 451 - kaevandati liiva ja kruusa, millele järgnesid turbatootmisalade 121 mäeeraldist. Lubja- ja dolokivi kaevandatakse kokku 68 mäeeraldisel ning savi ja muda 11 mäeeraldisel. Põlevkivi kaevandamine toimus 17 mäeeraldisel, millest 10 karjääriivisiliselt ning 7 allmaakaevandustes. Vastav ülevaade on esitatud allolevas tabelis 12.



Joonis 26. Aastatel 2008 – 2016 kehtinud kaevandamisload (TJA 2015, Maa-amet 2016)

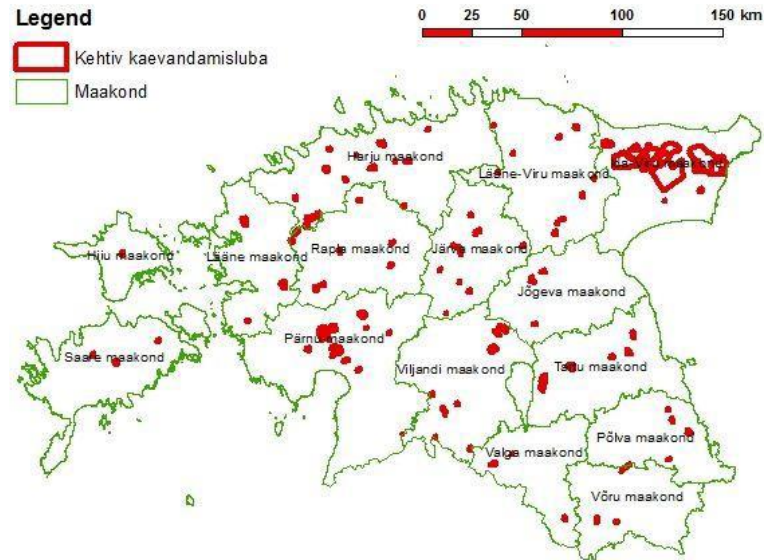
Keskkonnaregistri maardlate nimistus on 2015. aasta lõpu seisuga arvele võetud 905 maardlat. Kolmes suuremas maardlas (Eesti põlevkivimaardla, Epu-Kakerdi turbamaardla ja Vasalemma lubjakivimaardla) on välja eraldatud maardlaosad (Maa-amet 2015).

Tabel 12. Eestis kehtinud maavara kaevandamislubade jaotus maavara tüüpi, antud varu ja pindala järgi 2016. aastal

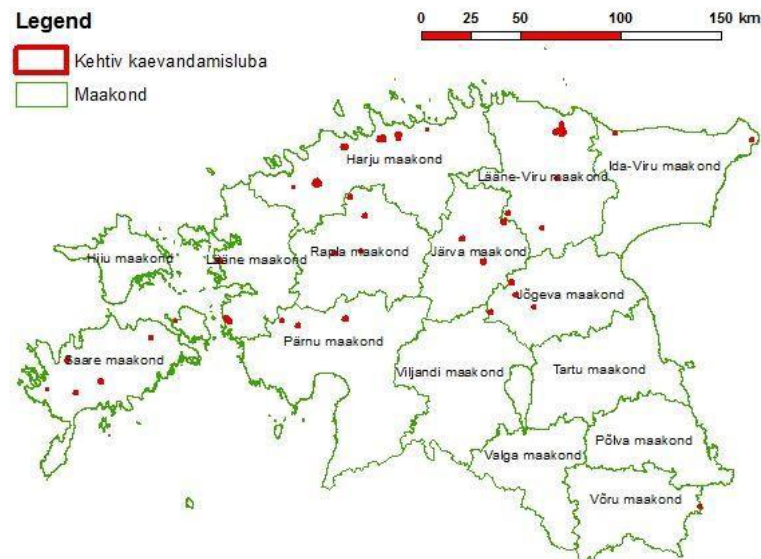
Maavara nimetus	Lubade arv	Lubadega antud varu*		Aktiivsete mäeeraldiste pindala, ha
Põlevkivi sh	17	772 683,90	tuh t	53 932,77
karjäärid	10	179 233,90	tuh t	20 029,32
kaevandused	7	593 450,00	tuh t	33 903,45
Liiv ja kruus sh	451	245 838,88	tuh m³	4 029,82
ehitusliiv	188	130 726,94	tuh m ³	2 143,49
ehituskruus	200	51 705,12	tuh m ³	1 395,55
tehnoloogiline liiv	6	4 148,18	tuh m ³	52,20
täiteliiv	53	69 327,94	tuh m ³	414,54
täitekruus	4	729,00	tuh m ³	24,04
Lubja- ja dolokivi sh	68	127 462,83	tuh m³	1 948,65
ehituslubjakivi	34	57 050,25	tuh m ³	1 254,30
ehitusdolokivi	22	20 999,00	tuh m ³	288,95
tehnoloogiline lubjakivi	5	3 925,28	tuh m ³	95,35
tehnoloogiline dolokivi	2	5 845,00	tuh m ³	91,63
viimistlusdolokivi	4	1 272,30	tuh m ³	55,79
tsemendilubjakivi	2	38 371,00	tuh m ³	162,63
Turvas sh	121	106 304,22	tuh t	20 530,84
hästilagunenud	48	78 031,41	tuh t	9 877,92
vähelagunenud	73	28 272,81	tuh t	10 652,92
Savi sh	6	20 070,70	tuh m³	106,25
keraamiline savi	4	6 377,70	tuh m ³	48,37
keramsiidisavi	1	5 613,00	tuh m ³	31,89
tsemendisavi	1	8 080,00	tuh m ³	25,99
Muda sh	5	638,50	tuh t	58,42
meremuda	4	297,50	tuh t	32,46
järvemuda	1	341,00	tuh t	25,96

*varu sisaldab nii põhimaavara kui ka kaasneva maavara aktiivseid tarbevarusid (aT)

Sõltuvalt kaevandatavast maavara tüübist on mäeeraldiste geograafiline paiknemine küllaltki erinev, mistõttu on teatud piirkonnad (maakonnad või regionid) rohkemal määral mõjutatud kaevandamisest tuleneva keskkonnakasutusega kaasneva surve ja mõju all. Erinevate maavarade mäeeraldiste paiknemine Eesti lõikes on esitatud alljärgnevatel joonistel (Maa-amet 2015).



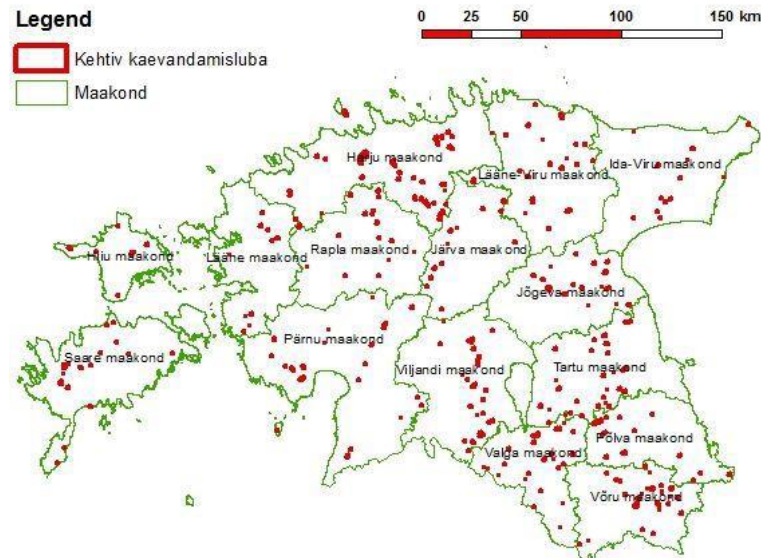
Joonis 17. Põlevkivi ja turba mäeeraldiste jaotus maakondade lõikes 2015. aastal



Joonis 18. Lubja- ja dolokivi mäeeraldiste jaotus maakondade lõikes 2015. aastal

Geoloogilistest erisustest tulenevalt on joonisel 17 selgesti näha põlevkivi mäeeraldiste paiknemist Ida-Eestis ning turbatootmisalade paiknemist üle Eesti, neist suuremad asuvad Lääne-Eestis. Aluspõhjakiivimite kihitatus, üldine lõunasuunaline kallak ning kvaternaarisetete paksus määrab ära sobilikud ja soodsamad alad vastavate maavarade kaevandamiseks. Seetõttu on karbonaatsete kivimite

(lubja- ja dolokivi) karjääriivisiline kaevandamine koondunud Põhja- ja Kesk-Eesti piirkondadesse (joonis 18), kus vastavate lademetes avamusalad on kergemini ligipääsetavad. Enamik Eesti liiva- ja kruusamaardlatest on seotud kvaternaarisetetega, st nad levivad vaid pinnakattes. Lõuna-Eesti piirkonnas on vastav setete kiht paksem, kus paikneb ka enamasti liiva- ja kruusakarjääre (joonis 19) (STEIGER 2009).



Joonis 19. Liiva ja kruusa mäeeraldiste jaotus maakondade lõikes 2015. aastal

Kaevandatava maavara kihi paksus kõigub suurtes piirides, mistõttu maardlatest kaevandatavad varud erinevad suuresti. Põlevkivi kasuliku kihi paksus on umbes 3 m, paekivil varieerub see 5 - 25 m ning liival ja kruusal 1 - 30 m piirides. Turbatootmisaladel võivad hästi- ja vähelagunenud turbakihtide paksused kokku ulatuda kuni 15 meetrini.

8.2 Kaevandamisega seonduvad keskkonnakasutuse vormid

Kaevandamine tervikuna koosneb paljudest erinevatest tehnoloogilistest protsessidest ja tegevustest, mis koormavad ümbritsevat keskkonda erinevate keskkonnakasutuse vormide kaudu. Maavaravaru kaevandamise, töötlemise, transportimise jt tegevustega mõjutatakse maastikku, vee-, õhu- ja looduskeskkonda.

Kaevandamisega kaasnevad keskkonnakasutuse vormid antud töö valdkondade lõikes koos nende lühikirjeldustega on:

- **saasteainete väljutamine välisõhku** – peamiseks ning koguliselt suurimateks heitmeteks on tahked osakesed (tolm) summaarselt (PM-sum), sh peenosakesed (PM₁₀). Tolmuheitmed pärinevad peamiselt karbonaatsete kivimite (lubja- ja dolokivi), põlevkivi ja turba kaevandamisest. Saasteainete heite kogus ja leviku ulatus sõltub suuresti materjali omadustest, kasutatavatest leevendusmeetmetest ning konkreetsetest ilmastikuoludest. Metoodikat on käsitletud lõpparuande peatükis 2 (saasteainete väljutamine välisõhku) ja lisas 2.
- **müra** – kaevandamistehnika (mäemasinad, töötlemisseadmed) töötamisest ning kaevandamisega seotud tööprotsessidest (mehaaniline raimamine, lõhketööd) levib ümbritsevasse keskkonda häirivat müra. Kõiki neid allikaid käsitletakse punktallikatena, mis tõstavad ümbruskonna üldist mürataset. Olenevalt asukohast ning läheduses paiknevatest tundlikest objektidest (nt majapidamised) on

kaevandamisega kaasnev müra olulise või väheolulise mõjuga. Vastavat teemat on käsitletud lõpparuande peatükis 3 ja lisas 3.

- **vibratsioon** – kaevandamise tehnoloogilistest protsessidest nagu lõhkamine tingitud maavõngete (vibratsiooni) levik erinevates maapinna kihtides (kvaternaar, aluskivim) ning potentsiaalselt kahjustav ning häiriv mõju ümbruskonna hoonetele ja elanikele. Vastavat teemat on käsitletud lõpparuande peatükis 4 ja lisas 4.
- **veekasutus (sh veevõtt ja vee ümberjuhtimine)** – kaevandamisega mõjutatava pinna- ja põhjaveerežiimi muutuse mõju piirkonna veerežiimile ja ümbruskonna veevarustusele. Vastavat teemat on käsitletud lõpparuande peatükis 6 ja lisas 6.
- **saasteainete heide vette** – kaevandamisest tuleneb vajadus kuivendada kaevandatavaid alasid ning väljapumbatavat vett ära juhtida (kajastatakse aruandes veekasutuse all), samuti kaevandusaladelt vett ümber juhtida (vooluveekogude sängi muutmine, kraavide rajamine). Sellega kaasneb erinevate saasteainete koormus looduslikele veekogudele. Seda teemat on käsitletud peatükis lõpparuande peatükis 6.
- **maa hõivamine** - kaevandamisest tingitud maa hõivamine karjääriviisilisel ja allmaakaevandamisel. Maastiku ja looduskeskkonna muutusest tingitud mõju loodusele ja võimalik mõju inimestele. Vastavat teemat on käsitletud lõpparuande peatükis 7 ja lisas 7.

Kaevandamine on erinevate keskkonnakasutuse vormide DPSIR tabelites (esitatud lisas 11) välja toodud surve allikana (veekasutus, saasteainete heide vette, maa hõivamine, saasteainete heide välisõhku, müra, vibratsioon). Kaevandamise kui tegevuse, sellega seotud erinevate keskkonnakasutuse vormide ja seotud surve- ja seisundinäitajate analüüs on terviklikult esitatud käesoleva aruande lisas 8.

8.3 Metoodika

Eestis kasutusel oleva praktika kohaselt hinnatakse kaevandamisega seotud keskkonnamõjusid keskkonnamõju hindamise (KMH) metoodika kohaselt, mis arvestab kõiki kaevandamisega seotud tegevuste mõjuaspekte. Tegevuse mõju olulisus ja suurus sõltub suuresti ümbritsevatest tingimustest, mistõttu vaid objektipõhine hindamine võimaldab tegelike mõjude adekvaatset analüüsi. **Arvestades kaevandatavate maavarade mitmekesisust, kasulike kihtide paksuse kõikumist ning tootmistehnoloogiate mitmekülgsust ei ole võimalik teha valdkonnaüleseid üldistusi.**

Kaevandamise puhul on oluline eristada põlevkivi allmaakaevandamist teiste maavarade karjääriviisilisest kaevandamisest, kuna nimetatud tegevustega kaasnevad erinevad keskkonnale avalduvad survetegurid. Näiteks põlevkivi allmaakaevandamisega ei kaasne tolmuheitmete paiskamist välisõhku sellisel kujul nagu karjääris kaevandamisel.

Samuti ei hõivata allmaakaevandamisega maad sellisel kujul nagu karjääriviisilisel kaevandamisel, kuid altkaevandamine võib põhjustada maapinna ebastabiilsust, mille tõttu on vastava maa edasine kasutusvõimalus piiratud. Käesolevas töös on keskendutud olulistele keskkonnakasutuse vormidele ning nendest tulenevatele mõjudele.

Nagu eespool öeldud, on erinevate keskkonnakasutuse vormide analüüsi metoodiline lähenemine käesolevas lõpparuandes lahti kirjutatud vastavate valdkondade peatükkide all ning kaevandamise eraldiseisvat metoodikat seetõttu ei koostata. Keskkonnakasutuse vormi põhiste metoodikate valiku, kohandamise ja rakendamise võimaluste juures on lähtutud võimalusel üldtunnustatud metoodikatest, nende puudumisel on toetutud eksperthinnangutele ning olemasolevale praktikale. Kaevandamisest tekkivat survet keskkonnale, sellega seotud keskkonnaseisundi muutusi ja tervisemõjusid ning mõjusid loodusele käsitletakse erinevate keskkonnakasutuse vormide all ka põhjusel, et vältida mõjude topeltarvestamist.

Välisõhu näide

Selleks, et kaevandamisest tulenevat survet välisõhu kvaliteedile ja sellest tingitud seisundimuutust hinnata, on vaja järgmiseid andmeid:

- Eestis kaevandatavate maavarade inventuur – kaevandatud maavara kogused ja muutused aegreana aastate lõikes;
- Kaevanduste ja karjääride ruumiandmed (GIS) - paiknemine lähtuvalt maavara tüübist, piirid, mäeeraldiste suurused ja muutused;
- Andmed kaevandamisest tuleneva välisõhu saasteainete heite kohta Eesti õhusaaste inventuurist (peenred tahked osakesed, CO, NO_x);
- Kätite kohustusliku (keskkonnakaitse lubade alusel teostatava) keskkonnaseire tulemused;
- Looduskaitsealade (Natura jt) ja elanikkonna paiknemise ruumiandmed;
- Eesti ilmastikuandmed

Loetletud andmetest ei ole analüüsi teostamise ajal kättesaadavad kätite kohustusliku keskkonnaseire tulemused, kuna vastav aruandlus on salvestatud erinevates dokumendihaldussüsteemides ning süstemaatilist kätita seire andmete haldamist (andmebaasi näol) ei toimu. Käesoleva töö teostajad pöördusid andmete saamiseks Keskkonnaameti poole, kuid said Keskkonnaministeeriumi kaudu vastuse, et soovitud andmete ja aruannete koondamine ning teostajatele esitamine ei ole võimalik, kuna seiretulemsued esitatakse pdf-formaadis ning nende registreerimine on toimunud mitmes erinevas dokumendihaldussüsteemis (Keskkonnaameti kiri nr6-2/16/13325-2⁹⁶). Tegelik mõõtmisandmete olemasolu seisundi ja seisundimuutuse hindamiseks välismõjude hindamise raames on rõhutatud näiteks ExternE metoodikas (SEI 2006). Alternatiivselt on võimalik kasutada välisõhu saastetasemete modelleerimist erinevatele maavaradele ja kaevandamistüüpidele loodud stsenaariumite alusel. Modelleerimine sellise detailsusastmega, mis võimaldaks tulemusi usaldusväärselt seostada muutustega inimese tervises ja heaolus, eeldab kvaliteetsete alusandmete olemasolu ja ruumiliselt kitsamal piiritletud, objektipõhist lähenemist.

Andmete töötlemine jt etapid toimuvad analoogiliselt muudest välisõhu saaste allikatest pärinevate välisõhku väljutatavate saasteainete koguste ning välisõhu kvaliteedi näitajate andmetega.

8.4 Analüüsitulemuste kokkuvõte

Maavaravaru kaevandamine kui tegevus on mitmete keskkonda koormavate tegevuste süsteem, mis KeTS-sis on defineeritud ühtse kogumina. Kaevandamisega toimub saasteainete heide õhku, vette, mõjutatakse maastikku, muudetakse väljakujunenud looduslikku süsteemi.

Hinnates välismõjusid antud töös kirjeldatud keskkonnakasutuse vormide lõikes ja üleriigilises ulatuses ei keskkonnamõjude kujunemisel oluline, kas saasteaine satub atmosfääri kaevandamisest, tööstusest või transpordist. Igal juhul toimub välisõhus antud saasteaine kontsentratsiooni tõus, millel on toime inimese tervisele ja elustikus seisundile.

Sama kehtib ka müraemissioonide kohta. Vibratsiooni puhul on erisus üldises plaanis sama. Seetõttu on kaevandamise keskkonnamõju (st mõju inimese tervisele ja heaolule, mõju loodusele) hindamine võimalik tegevusvaldkonna ja/või objektipõhise lähenemise puhul, kus identifitseeritakse konkreetselt valitud tegevusvaldkonnaga põhjuslikult seotud keskkonnamõjud, eristades need selgelt muudest tegevustest ja nendest lähtuva surve toimel asetleidvatest seisundimuutustest tingitud mõjudest. Kirjeldatud lähenemine nõuab usaldusväärsete tulemuste saamiseks detailsete andmete, sh tegelike mõõtmiste tulemuste olemasolu ja kättesaadavust.

⁹⁶ <http://dhs-adr-kem.envir.ee/Display.aspx?ID=23487&Root=23487>

Tabel 13. Maavarade kaevandamine – seisundi-, surve- ja mõjunäitajad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Võimalike mõjutatud inimeste arv (hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – heaolu; L – loodus)
Saasteainete heide välisõhku Tahked osakesed, peenosakesed (PM-sum; PM ₁₀ ; PM _{2,5}), heide ↘ Muud heitmed (CO, NO _x , SO _x , NH ₃), heide ↔	Peenosakesed (PM _{2,5} ; PM ₁₀), sisaldus ↘	Puhverala 200 - 800 m: 8 000 - 80 000	IT: üldine suuremus; insulti, kopsuvähki, hingamisteede haigustesse suuremus L: raske hinnata
Müra Kaevandamismüra – karjääride arv (kasv aastatel 2008 – 2016 keskmiselt 28 luba/aastas) ↗	Kogupäevane müra L _{de} = 504,15 km ² Öine müra L _n = 8,12 km ² *Andmed 2016. aasta kohta; suundumust ei hinnatud töödeldavate andmete puudumise tõttu	Aktiivsete mäeeraldiste ülenormatiivse müra tsoonis: <ul style="list-style-type: none"> • L_{de} (puhverala 300 m) 48 000 inimest • L_n (puhverala 400 m) 26 000 inimest * Mõjutatud inimeste arv on pigem ülehinnang, mis on tingitud määramatusest	IT: Sõltuvalt müra tasemest ilmnevad stressiga seotud somaatilised tegurid: stressihormoonide kasv, vererõhu muutused, lihasspasmid. Psühholoogilised tegurid: häiritus/isolatsioon, unehäired, vaimse tervise probleemid. Üle 55 dB muutub tervist kahjustavaks, eriti vanemaealistele tekitab unehäireid ja suurendab südame-veresoonkonna haiguste riski. Öine müra mõjutab enneaegsete sündide riski. IH: piirkonna atraktiivsus elu- ja külastuspiirkonnana langeb, kuid agregeeritud andmed rände, külastajate arvu ja kinnisvara hindade kohta Eestis seda ei kinnita. L: mõju raskesti mõõdetav
Vibratsioon Lõhketööde maavõnked (iseloomustab võnkekiirus, mm/s) – ei hinnatud	Seismoseires registreeritud lõhkamiste arv ↘ Registreeritud kaebused ↔ *Objektipõhine mõju kuni 500 m ulatuses allikast. *Kaebuste arv väike, arv stabiilne	Olulised piirkonnad – Põhja- ja Ida-Eesti. Lubja- ja dolokivi-karjäärid ning põlevkivikarjäärid – leviku ulatus 500 m: <ul style="list-style-type: none"> • 30 000 inimest; • 13 000 eluhoonet. Põlevkivi allmaakaevandused – leviku ulatus 100 m: <ul style="list-style-type: none"> • 11 000 inimest; 6 000 eluhoonet.	IT, IH: mõõdetavalt puudub, häiringud L: mõõdetavalt puudub
Põhjavee ärajuhtimine kaevandustest ja karjääridest (põlevkivi) 130–270 milj m ³ /a ↔	olmeveeks kasutuskõlbmatu Ordoviitsiumi Ida-Eesti põlevkivibasseini põhjaveekogum		IH: sunnitud kasutama muid veevarustuse allikaid L: Kurtna Natura järved ning lähedalasuvad märgalad

Surve (keskkonnakasutus)	Seisund (keskkonnakvaliteet)	Võimalike mõjutatud inimeste arv (hinnang)	Mõju (IT – inimese tervis, IH – heaolu; L – loodus)
Maa hõivamine Pealmaakaevandamine (mäeeraldised) – 467 km ² Allmaakaevandamine (põlevkivi mäeeraldised) – 339 km ² Varasemalt altkaevandatud alad – 147 km ²	Hävinenud loodusmaastik vastavalt maahõive pindalale	Kaudselt mõjutatud*: -88 000 (inimeste arv 800 m raadiuses objektist) -11 000 (inimeste arv 100 m raadiuses objektist)	IT: tervisele otsene mõju puudub IH: raske hinnata (oht mahajäetud rajatistest) L: liigilise mitmekesisuse muutus (trendi suurus teadmata)

Kasutatud kirjandus

1. Maapõueseadus (MaaPS), RT I, 10.11.2016, 1⁹⁷
2. SEI 2006. Eesti elektrimajanduse väliskulude arvutamise meetodika. Säästva Eesti Instituut, 2006.
3. Steiger 2009. Uurimistöö „Looduslike ehitusmaterjalide kasutamise riikliku arengukava 2010-2020“ koostamiseks, OÜ Inseneribüroo STEIGER, Töö nr 09/0429, 2009.
4. Maa-amet 2016. Maa-ameti andmepäring, aktiivsed mäeeraldised 2008, 2011, 2016. aastal
5. TJA 2015. TJA Aastaraamat 2015. Tehnilise Järelevalve Amet, 2015. ⁹⁸
6. Maa-amet 2015. Eesti Vabariigi 2015. aasta maavaravarude koondbilansid, Maa-amet

⁹⁷ <https://www.riigiteataja.ee/akt/MaaPS>

⁹⁸ https://www.tja.ee/sites/default/files/content-editors/TJA/Aastaraamat/tja_ar_2015_est_web.pdf

IX KESKKONNAMÕJU HINDAMINE

9.1 Mõju inimese tervisele ja heaolule

Inimese tervisele ja heaolule analüüsi tervikkäsitlus on esitatud käesoleva aruande lisades 9a ja 9b. Keskkonnakasutuse vormide lõikes on tulemused toodud lisades 2 kuni 8. Viie olulisima keskkonnakasutuse vormi keskkonnamõjude kirjeldus on esitatud ka käesoleva, metoodilise aruande kokkuvõttes.

9.1.1 Inimese heaolu mõistest ja hindamisest

Inimese heaolu mõistet ei ole teaduskirjanduses üheselt defineeritud, kuna heaolu hõlvab palju subjektiivseid komponente ja tähendab erinevatele inimestele erinevaid asju. Üldtunnustatud on arusaam, et heaolu kontseptsioon peab lõppkokkuvõttes lähtuma sellest, mis on inimesele hea (Standford ..., 2013). Sageli kasutatakse mõisteid „heaolu“, „eluga rahulolu“ ning „elukvaliteet“ samas tähenduses. Käesolevas uuringus on nende mõistete seast valitud termin „heaolu“.

Uuringus pakutav heaolu definitsioon on tuletatud ÜRO 2005. aasta ökosüsteemide hindamise aruandest „Millennium Ecosystem Assessment“ (MA), mis on leidnud laialdast kasutust keskkonnamõju hindamise raamistikus . MA kohaselt koosneb heaolu viiest osisest:

- **Põhivajadused** hea elu jaoks ehk tegurid, mille olemasolu on hädavajalik sellest, et inimene saaks end hästi tunda. Siia kuuluvad näiteks peavari, toit.
- **Tervis** ning kõik, mis seda otseselt mõjutab nagu juurdepääs joogiveele, puhas õhk jms;
- **Sotsiaalne kaasatus ja suhted**, võimalus ning tahe aidata teisi, vastastikune austus, sotsiaalne ühtekuuluvus
- **Turvalisus**, sh isiklik turvalisus, kaitstus inimtekkeliste ja looduskatastroofide vastu.
- **Teo- ja valikuvabadus**, võimalus teostada huvisid, mida inimene isiklikult väärtustab

Viimane komponent erineb esimesest neljast, kuna on nende poolt mõjutatud ehk siis teo- ja valikuvabadust sõltub näiteks terviseseisundist või põhivajaduste rahuldamise võimalustest, ent teisalt on see ka nende saavutamise eeltingimuseks ehk hea tervise saavutamiseks peab inimestel olema võimalus langetada tervislikke valikuid või heaolu saavutamiseks peab olema võimalus valida elukohta.

MA käsitlusest lähtuvalt on heaolu osised samaaegselt sõltuvad inimeste individuaalsest kogemusest ning konkreetsest situatsioonist, kohalikust geograafiast, kultuurist ning ökoloogilistest tingimustest. Näiteks ühes piirkonnas võib varasema õhureostuse kogemusega inimeste heaolu muutus õhus eristavas lõhnas olla hoopiski teine võrreldes inimestega piirkonnas, kus õhukvaliteedi probleeme pole varasemalt esinenud. Seetõttu on keskkonnatingimuste mõjul aset leidvat heaolu muutust ka keeruline mõõta.

MA-põhise heaolukäsitluse kasutamine käesolevas uuringus on asjakohane järgmistel põhjustel:

- MA heaolukäsitlus lähtub inimese heaolu dünaamikast ökosüsteemi erinevatest aspektides ning arvestab heaolu erinevate vastas- ja koosmõjudega;
- MA ei pea kohalikku ökosüsteemi ainsaks inimese heaolu mõjutajaks, vaid arvestab ka teisi majanduslikke, sotsiaalseid ning kultuurilisi tegureid.
- MA käsitlus ei lähtu heaolu analüüsimisel vaid inimese ning ökosüsteemide vahelisest suhtest, vaid käsitleb ka ökosüsteemi siseseid muutusi, tegureid ja seoseid. Taoline vaade toob ökosüsteemi heaolu raamidesse sisse eetilise poole ning võimaldab tabada ning kirjeldada ökosüsteemi teenustega seotud individuaalseid eelistusi.
- MA raamistik tugineb laiapõhjalisele teaduskirjandusele ning põhjalikule teaduslikule uurimistöole, ent selle loomisel on osalenud ka kohalikud kogukonnad ning erasektor,

mille tulemusena on loodud usaldusväärsem, terviklikum ning rakenduslikum raamistiku kui tavapärased teoreetilised käsitlused.

- MA heaolukontseptsioon on loodud heaolu hindamiseks poliitikate kujundamisel, aidates seeläbi hõlmata ning ühtlustada erinevate erialade kaasatust ning suhtlust ka käesoleva uuringu raames.
- MA käsitlusel on omad puudused. MA raamistik käsitleb inimese heaolu mõjutatuna ökosüsteemide pakutavatest teenustest, ent need ei ole ainsad heaolu mõjutavad tegurid. Näiteks võivad heaolu mõjutada ka demograafilised tegurid või isikuomadused (Yang et al 2013). ÜRO raport tunnistab seda, kuid toob välja, et taolise käsitluse korral võib analüüs muutuda liigvastuvõtlikuks ebaolulistele heaolu mõjutavatele aspektidele. Selle vältimiseks on toodud soovitusel ning kokkuleppekõsimused, millele on vaja selget vastust.
- Kas Inimese heaolu mõõtvate indikaatorite valiidsus on üheselt mõistetud kõikide huvigruppide poolt?
- Millises ulatuses on keskkonnakasutuse poolt põhjustatud ökosüsteemi seisundi muutus vastutav inimese heaolu indikaatori muutuses? Teiste sõnadega, mis on segavate muutujate (näiteks poliitiline olukord, üldine majandusarengu faas jms) roll ja ulatus?

Kasutades ökosüsteemide teenuseid heaolu mõõtmise ulatuse raamistikuna võib põhjustada mõjude nõ. kahekordse lugemise, mis võib juhtuda kui heaoluindikaatorite vahel on tugevad omavahelised seosed. Ehk ühe indikaatori muutus ei tulene mitte ainult muutusest keskkonnaseisundis, vaid võib tuleneda tugevast seosest teiste indikaatoritega. Näiteks võib inimese tervisenäitajad olla mõjutatud nii sotsiaalsest kaasatusest kui põhivajaduste rahuldamise võimalustest.

Mõned küljed inimese heaolust on raskesti mõõdetavad, mis võib põhjustada lihtsamini leitavate ning mõistetavate indikaatorite eelistamise. Seega tuleb tuvastada konkreetse indikaatori mõõtmise keerukus ja hinnata, kas see mõjutab tema nähtavat tähtsust. Ehk siis indikaatorite valikul ei tohi valida ainult neid, mida on lihtne mõõta, vaid tuleb keskenduda neile, mida on oluline mõõta.

Eeltoodud küsimustest lähtuti ka uuringus kasutatud metoodika valikul, mistõttu põhjuslike seoste tuvastamine indikaatorite taseme ja keskkonnaseisundi muutuste vahel suhtuti äärmise ettevaatlikkusega. Käesoleva töö raames läbi viidud inimese heaolu hindamise koondaruande leiab põhjaruande lisast 9.

Tuleb ka arvestada, et MA raamistikus on keskkonnaseisundi muutuste ning heaolu vahelised seosed kahesuunalised ehk on keeruline välja tuua, kas inimese heaolu mõjutab ökosüsteemi või vastupidi. Lisaks on heaolu ja ökosüsteemi vahelised muutused ühtlasi ajas ning ruumis muutuvad, mistõttu tuleb kõikide järelduste ja põhjuslike seoste väljatoomisel olla äärmiselt ettevaatlik.

9.1.2 Alternatiivsed heaolu käsitlemise raamistikud

Käesolev peatükk tutvustab nelja alternatiivset raamistikku hindamaks seoseid inimese heaolu ning ökosüsteemide teenuste vahel (*Agarwala et al 2014*). Iga käsitlus koosneb raamistiku lühikesest kirjeldusest ning iseloomulikest omadustest, millele järgneb põhjendus, miks ei osutunud alternatiiv valituks käesolevas uuringus.

Esimene võimalus on nõ. **jätksuutliku elulise lähenemine heaolule**. See alternatiiv koondab elatise teenimise strateegiad elatusallikatega, säilitades eesmärgina vaesuse vähendamise. Elatis (*livelihood*) sõltub siin erinevatest ressursigruppidest: looduslikud – vesi, elusloodus, puit; füüsilised – taristud, tööriistad, peavari; inimressursid – tervis, haridus; sotsiaalsed – usaldus, suhted, institutsiooniline hõivatus. Viimane ning haavatavus (*vulnerability*) ongi meetodi lähenemise keskseks osad. Raamistik töötati algselt välja majapidamiste tasemel kasutamiseks, mis põhjustas keerukusi selle hilisemal rakendamisel ühiskonna makrotasemel, kusjuures põhjuseks oli kesksete terminite (haavatavus, hõivatus institutsioonides) defineerimises ning rakendamises kokkuleppimine. Raamistik sai kriitikat ka võimu ning poliitikate mõjude alaesinduses inimeste elatisele. Samuti leidis see metoodika rakendust sotsiaalteenustes, kuid reaalsustes sh keskkonna valdkonnas oli selle kasutuselevõtt piiratud. Just

viimane aspekt koos ebamääraste terminitega on peamiseks põhjuseks elulemise lähenemise mittekasutamiseks käesolevas töös.

Teine lähenemine põhineb **elu domeenideks jagamisel**, kombineerides neid inimese poolt teatatud subjektiivse heaoluga. Lähenemise tugevuseks on heaolu hoidmine inimkesksena, kuna hõlmab indiviidi enda tundeid ning tajusid healust, vähendades seega uurija poolseid võimalikke mõjusid ning kallutatust. Raamistikus on elu eri domeenid (näiteks peresuhted, sissetulek, töötus) kasutusel üksteisest eraldi, mõõtmaks eluga rahulolu ulatust ning kombineeritakse üldise heaoluhinnangu saamiseks. Mõõtes rahulolu eri domeenides ilmneb ka, milline domeen moodustab suurima osa üleüldisest rahulolust. Raamistiku otsene miinus on asjaolu, et analüüsitulemused sõltuvad otseselt domeenide defineerimisest, mis võib huvide konfliktide korral olla kriitiliseks murekohaks. Näiteks võivad muutused maakasutuses olla üheaegselt kahjulikud ühele ning kasulikud teisele. See asjaolu ning toetumine subjektiivsetele hinnangutele ei võimalda lähenemise rakendamist heaolu hindamiseks keskkonnakasutuse mõju kontekstis.

Kolmas alternatiivne võimalus on **arengumaade heaolu raamistik**, mille keskmes on inimeste vajaduste teooria. Heaolu käsitletakse kui kombinatsiooni inimesele kättesaadavatest ressurssidest, nendega täidetavatest vajadustest ning protsessist saadud kogemusest ja täidetud eesmärkidest. Taoline definitsioon hõlmab endas inimarengu uurimist objektiivsete ning subjektiivsete lähenemiste kaudu; individuaalset ning jagatud heaolu; ressursse ja vahendeid; teoreetilist ning rakenduslikku uurimust; kvalitatiivseid ning kvantitatiivseid uurimismeetodeid. Selline heaolu hindamise mitmekülgus üheskoos kultuuriliste vajadustajude kaasamisega on lähenemise selgeks tugevuseks. Oluliseks nõrkuseks on põhinemine suuresti sotsiaalteadustel ning reaalteaduste liigvähene kasutus, mis on ka põhjuseks selle raamistiku kõrvalejätmiseks.

Viimane kaalutud alternatiiv tugineb **õnnelikkuse kaasamisel majandusse**, keskendudes inimeste eelistustele ning kuidas ressursside jaotus tarbimises võimaldab neid eelistusi täide viia. Lähenemise keskseks eelduseks on, et suurenenud heaolu on suurenenud sissetuleku tulemus ehk raamistik põhineb eelistuste täitmise heaolu kontseptsioonil. Uuringud seevastu ei kinnita, et seos sissetuleku ja heaolu vahel on piisavalt tugev, et täielikult taolisele lähenemisele tugineda. Raamistik üritab seda kompenseerida kaasates teisi subjektiivsemaid heaolu tegureid (sotsiaalmajandusliku staatuse mõõtmised), kuid üldiselt on vajakajäämised siiski valdavad. Lähenemine on puudulik nii mudelite ajalises kui ruumilises võrdluses, mis on aga oluline osa käesolevas uuringus ning seetõttu ei ole ka see lähenemine tõhusalt kasutatav.

9.1.3 Keskkonnategurite tervisemõjude hindamise metoodika

Käesoleva töö raames läbi viidud inimesele avalduvate tervisemõjude hindamise tervikülevaate leiab põhjaruande lisast 9 (vt Lisad, lisade kirjeldused).

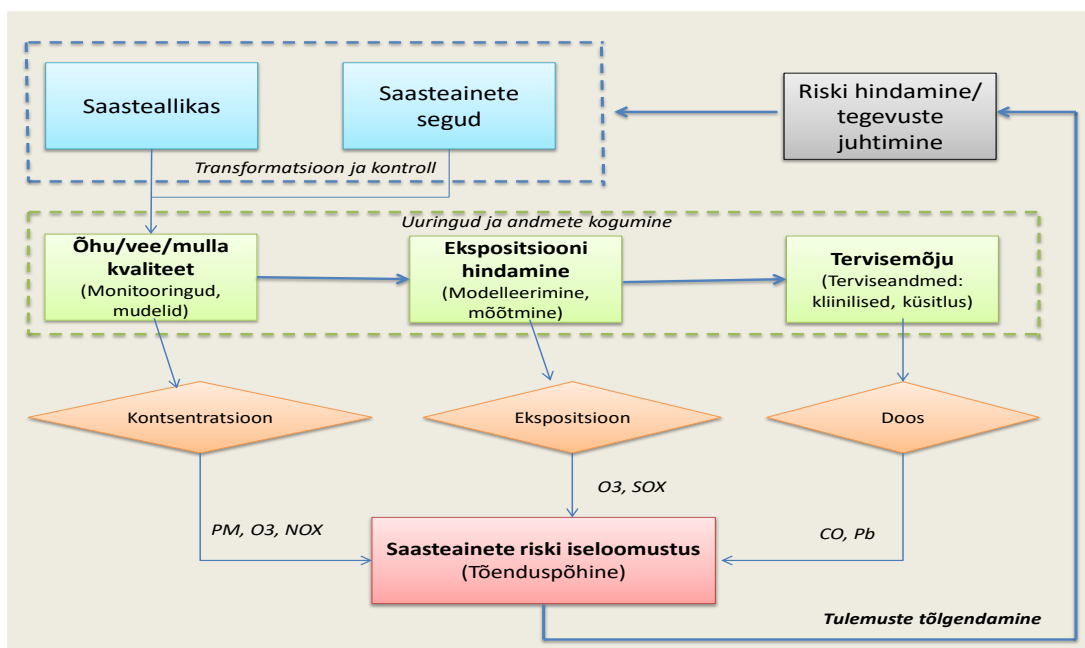
Keskkonnast tuleneva tervisemõju hindamiseks on mitmeid võimalusi vaatlevatest kuni eksperimentaalsete uuringuteni. Erinevate keskkonnas toimunud muutuste mõju tuvastamiseks inimese tervisele kasutatakse reeglina epidemioloogilisi uuringuid, mis võimaldava luua tõendus põhise hinnangu põhjuslikele seostele haiguse ja riskitegurite vahel. Selliste uuringute käigus uuritakse tervisega seotud seisundite ja sündmuste jaotumist ja determinante erinevates (antud juhul siis saasteainega eksponeeritud) populatsioonides. Sellise uuringu läbiviimise eelduseks on isikupõhiste kvaliteetsete andmete kogumine ja kättesaadavus nii inimese tervise, eluviiside kui saasteainega kokkupuutumise kohta. Vaatlusuuringute korral saab tihti ka tugineda juba loodud epidemioloogilistele lähenemisviisidele (nt ühekordse saasteaine mudelit saab kasutada teatud tingimustel mõningate saasteainerühmade hindamiseks). Kõige enam kasutataksegi keskkonnamõjude hindamise puhul epidemioloogilisi uuringuid, kus hinnatakse korrelatsiooni saasteaine(te) kokkupuute ja tervisemõju vahel. Epidemioloogiline analüüs sisaldab tihti ka statistilist modelleerimist (*Bateson et al. 2007*).

Hindamaks keskkonnamõju tervisele, on oluline teada saasteainete koostist, keemilist transformatsiooni, koostoimeid, kontsentratsiooni jne. Kõige olulisem on hinnata, kuidas erinevad segud mõjuvad üldisele populatsioonile ja milline on kokkupuute aeg terviseriskiriski tekkeks. Keskkonnamõju hindamine tervisele üldpopulatsiooni tasemel on tihti keeruline, kuna arvestama peab väga paljude erinevate faktorite ja koosmõjudega (kui just ei ole tuvastatud kindel mõjutaja) (*Johns et al. 2012*). Näiteks on viimastel aastatel

järjest enam õhusaaste terviseriski hindamisel vaadatud õhusaasteainete segude mõju, mitte üksikute ainete segu. Näiteks viisid Suh jt (Suh et al. 2011) läbi epidemioloogilise uuringu, mille raames nad hindasid just saasteainete keemilistest omadustest tulenevat mõju tervisele, täpsemalt kui palju see võiks mõjutada SVH rehospitaliseerimise määra. Teiseks väljakutseks saasteainete tervisemõju hindamisel on ära kaardistada saasteainepõhine toksikoloogiline teekond. Isegi kui konkreetne allikas on teada, siis saasteaine ruumiline jaotus võib olla oodatust erinev (Brinkman et al. 2009). Seetõttu on oluline, et lisaks saasteaine koostisele ja kontsentratsioonile oleks mõõdetud ka selle ruumiline jaotus.

Õhusaastesegude tervisemõju interaktsioonide või efekti modifikatsiooni hindamiseks kasutatakse epidemioloogiliste uuringute puhul kolme erinevat meetodit: traditsioonilised regressioonimudelid, mõõtmeid vähendavaid tehnikaid ning Bayesi hierarhilisi meetodeid (Billionnet et al. 2012). Kõigil neil meetoditel on omad eelised, sisaldades kasutusmugavust ja paindliku lähenemist. Samas kõigi nimetatud meetodite eelduseks on see, et õhusaaste hindamise seirevõrgud peavad olema nii head, et saasteaineid oleks võimalik hästi ajas ja ruumis pidevalt hinnata. Ideaalis võiks tervisemõju hindamisel arvestada nii päevakontsentratsioonidega (hindamaks just saasteaine tugevat toimet) ning pikaajalist kontsentratsiooni (krooniline toime). Hindamine peaks võimaldama eraldada selgelt ajalise ja ruumilise mõju (Peng and Bell 2010). Ühest küljest on saasteainete tervisemõju hindamisel olulised saasteainete mõõtmine ajas ja ruumis, kuid teiselt poolt peavad olema olemas terviseväljunditega seotud andmed. Tavaliselt on nendeks kas elanikkonna küsitlusest saadud terviseandmed, kliinilised terviseandmed või haiguslugude analüüs. Viimane on kõige täpsem, kuna võimaldab erinevaid faktoreid kõige paremini arvesse võtta (nt kas inimene ka suitsetab ja hoopis viimane võib olla kopsuhaiguste peamiseks põhjuseks).

Järgmisel joonisel (20) on ära kirjeldatud peamised saasteainete tervisemõju hindamisega seotud aspektid ning andmete kogumise meetodid.



Joonis 20. Kontseptuaalne skeem saasteainete tervisemõju hindamiseks

Allikas: autorite koostatud Johns et al. 2012 ja Peng and Bell 2010 põhjal

Ka WHO on andnud mitmeid soovitusi, kuidas saasteainete tervisemõju hinnata. Peamiselt soovitavad nad kasutada epidemioloogilisi, kliinilisi ja toksikoloogilisi uuringuid, mis eeldavad jälle nii põhjalikke terviseandmeid kui ka ekspositsiooni mõõtmist ajas ja ruumis. **Tavaliselt analüüsitakse terviseandmeid kahes lõikes: haigusloo põhiselt ja terviseandmete registre põhiselt.** Esimesel juhul peetakse tulemusi täpsemaks, kuna on võimalik välja selgitada lisaks saasteainetele ka kaasuvad riskid (nt suitsetamine), kuid need uuringud on palju kulukamad ja aeganõudvamad. Üldiste epidemioloogiliste uuringute korral vaadatakse tavaliselt piirkonna või piirkondade lõikes saasteainete kontsentratsiooni ja kokkupuudet ning

vastava piirkonna inimeste tervisenäitajaid. Selle meetodi puuduseks on see, et inimesed ei ole tavaliselt kogu aeg samas kohas ning lõpuni ei saa väita kas tervist mõjutas keskkonna saastus või mõni muu tegur. Kuid üldise ülevaate saab tavaliselt teada ning seetõttu soovitatakse kõrvale võtta ka mõni nn saasteainetest puhas piirkond, mida hinnata (*WHO 2005; WHO 2011; WHO 2016; WHO 2017*). Eestis on saasteainetega seotud tervisemõjusid kõige enam hinnanud Tartu Ülikooli tervishoiu instituudi teadlased (tabel 14). Järgmisena on toodud **tabel viimaste aastate suurimate õhusaaste tervisemõjude uuringute eesmärkide ning meetodikate kohta**. Enamikes uuringutes on kasutatud tervisemõju hindamiseks haigekassa ja/või küsitluste andmeid, millega käib kaasas ekspositsiooni mõõtmine. Uuringute peamiseks piiranguks on olnud see, et neid on tehtud ainult teatud piirkondades ja üleriiklikult üldistatavaid tulemusi on nende pealt keeruline tuletada. Täpsemalt on erinevaid Eestis läbi viidud uuringuid kirjeldatud lisas 2 (välisõhku väljutatavate saasteainete analüüs ja tulemused).

Tabel 14. Keskkonna tervisemõju uuringud Eestis

Uuring	Eesmärk	Metoodika	Andmed	Eelarve
Hans Orru jt, EKUK 2011. Välisõhu kvaliteedi mõju inimeste tervisele - peentest osakekestest tuleva mõju hindamine kogu Eesti lõikes	Määrata õhusaastele eksponeeritute hulk ja ekspositsiooni suurus kogu Eesti lõikes, leida elanike riskitase ning hinnata mõju nende tervisele haigestumus-/suremusjuhtumite arvu, kaotatud eluaastate ja oodatava eluea lühenemise kaudu.	Riskide hindamine koos kaasnevate sotsiaalmajanduslike tagajärgede prognoosimisega.	Rahvastiku suremuse ja haigestumise andmed, õhusaaste ekspositsiooni andmed, sotsiaalmajanduslikud üldandmed	
Hans Orru jt, 2014. Tartu Ülikool, Terviseamet. Põlevkivisektori tervisemõjude uuring	Välja selgitada põlevkivi kaevandamise ja kasutamisega kaasnevad mõjud elanikkonna tervisele	Viidi läbi kliinilised hingamisteede uuringud ja küsitlus üle 1 000 Ida- ja Lääne-Viru lapse seas, tulemusi võrreldi Tartu laste näitajatega. Täiskasvanute seas küsitleti enam kui 3 000 isikut Ida- ja Lääne-Virumaalt ning Tartust. Küsitlustes ilmnenuid tervisekaebuseid seostati piirkonna õhusaaste tasemetega. Eraldi hinnati joogivee ohutust, milleks uuriti elanike kokkupuudet saastunud joogiveega, arutati välja elanikkonna terviserisk ja küsitluse põhjal hinnati elanike joogivee riskide tunnetust.	Küsitlused, haigekassa terviseandmed, mõõtmistulemused	163 955 €
Hans Orru jt., EKUK 2016. Maapinnalähedase osooni õhusaaste ekspositsiooni analüüs ja tervisemõjude hinnang	Määrata eksponeeritute hulk ja ekspositsiooni suurus kogu Eesti lõikes, leida elanike riskitase ning hinnata mõju nende tervisele haigestumus-/suremusjuhtumite arvu, kaotatud eluaastate ja oodatava eluea lühenemise kaudu.	Riskide hindamine koos kaasnevate sotsiaalmajanduslike tagajärgede prognoosimisega. Selleks koguti andmed rahvastiku, suremuse ja haigestumuse, osooni õhusaaste ekspositsiooni, riskitasemete ning väliskulude hindamiseks vajalike sotsiaalmajanduslike näitajate kohta.	Rahvastikuandmetena kasutati 2011. aasta rahvaloenduse andmeid, mis annavad parima pildi rahvastiku ruumilisest paiknemisest. Suremus põhines TAI ja haigestumus Eesti Haigekassa andmestikel, õhusaaste ekspositsiooni hindamine modelleerimisel MATCH mudeli ja AIRVIRO abil.	73 138 €

Mitmetes uuringutes on püütud hinnata ka keskkonnasaastest tuleneva tervisemõju rahalist kulu. Eelkõige on seda tehtud haigusjuhtude kuludest lähtudes, kuid näiteks Inglismaal on välja arvatud et õhusaastatus toob kaasa 20 miljardi naela suuruses kulusid aastas (RCP 2016). Enim on siis läbi viidud kulutõhususe analüüse, mida saaks keskkonnasaastest tulenevate haigusjuhtude pealt ära hoida.

Tervisele avalduva keskkonnamõju suuruse hindamiseks kasutatakse mitmeid mõõdikuid. Sõltuvalt mõjutegurist saab hinnata **suremust ja haigestumust ning muid tervisetulemeid** (nt madal sünnikaal, vähenenud kognitiivne võimekus, unehäired). Suremuse ja haigestumuse põhjal saab hinnata suremusrisiki, kaotatud eluaastaid (YLL – *years of life lost*), tervisekaoga eluaastaid (DALY – *disability-adjusted life years*).

Haigestumuse, suremuse ja muude tervisetulemite riske hinnatakse tavaliselt kolme parameetri põhjal:

- **Suhteline risk** ehk riskikordaja (ingl k. *risk ratio, relative risk, RR*) on kahe grupi (riskigrupp, mis on mõjutatud riskifaktori poolt ja kontrollgrupp, mis ei ole antud riskifaktori poolt mõjutatud) mõõtmisandmete võrdlemise tulemusena saadav arv, mis näitab kuivõrd riskifaktori poolt mõjutamine suurendab ($RR > 1$) või vähendab ($RR < 1$) tagajärje tekkimist.
- **Riskisuhe** (ingl k. *odds ratio, OR*) on kahe grupi (riskigrupp, mis on mõjutatud riskifaktori poolt ja kontrollgrupp, mis pole antud riskifaktori poolt mõjutatud) mõõtmisandmete võrdlemise tulemusena saadav arv, mis näitab kuivõrd riskifaktori poolt mõjutamine suurendab tagajärje tekkimise tõenäosust.
- **Riskitiheduste suhe** (ingl k. *hazard ratio, HR*) näitab, mitu korda erinevad kahe võrreldava grupi riskitihedused ehk mitu korda erineb ühte gruppi kuuluva objekti sündmuse esinemise tõenäosus lõpmatult väikeses ajavahemikus $[t, t + \Delta t]$ võrreldes teise grupi objektiga, tingimusel, et objekt on elanud ajahetkeni t .

Eelpool nimetatud parameetritele lisatakse tihti ka **usaldusvahemik** (ingl k. *confidence interval, CI*) mis näitab vahemikku, milles mõõdetud parameeter esineb juhul kui samasugune uurimus viiakse läbi sarnastes tingimustes mõne teise sarnastel alustel konstrueeritud juhusliku valimi põhjal. Enamlevinud usaldatavate andmete ja tulemuste tõenäosuse väärtus on 95%.

Deterministliku toimega (läviväärtusega) mõjurite korral on oluline mõjurit iseloomustav suurus **maksimaalne ohutu eksponeerituse tase** (väljendatuna annuse või kontsentratsiooni kaudu). See on tavaliselt defineeritud kui suurim kontsentratsioon (annus), mille puhul ei ilmne negatiivset mõju ka tundlikes rühmades (lapsed, eakad) kogu elu kestva eksponeerituse korral⁹⁹. Seda suurust tähistatakse erinevate terminitega. USA-s (ja mõistagi sellega seotud andmekogudes) on kasutusel „referentsannus“ ja „referentskontsentratsioon“ (Reference Dose, RfD; RfC). Euroopas on kasutusel aktsepteeritav päevaannus (*Acceptable Daily Intake, ADI*)¹⁰⁰. RfC ja ADI leidmisel on lähtepunktiks NOAEL (defineeritud kui suurim täheldatavat kahjulikku toimet mitteomav annus/kontsentratsioon või maksimaalne mittetoimiv tase) või toimeannus (*benchmark*). Viimane valitakse eksponeerituse-mõju mudeli väiksemate annusteväärtuste piirkonnas, mille kohta on veel mõõtmisandmed. Tavaliselt on selleks 10% (vahel 5%) mõju suurusele vastav eksponeeritus. NOAEL-ist ja toimeannusest lähtumine väljendavad ohutu annuse määramiseks põhimõtteliselt erinevaid lähenemisviise, mistõttu nendega saadud tulemusi pole võimalik teineteiseks teisendada. Võrreldes NOAEL-iga on toimeannusest lähtumise oluline eelis see, et lähtepunkti leidmisel arvestatakse nii seost kirjeldava kõvera kuju kui ka andmete hajuvust, NOAEL-i puhul on selleks vaid üks empiirilisel leitud punkt (Pöder 2015).

Arvestades käesoleva uuringu ülesannet anda hinnang kõigile oluliste keskkonnakasutuse vormide mõju kohta inimese tervisele, ei ole eeltoodud meetodite rakendamine epidemioloogiliste uuringute

⁹⁹ Kui tegemist on lühema perioodiga, on see eraldi näidatud. Kuna mõju võib mõnel puhul sõltuda ka organismi sisenemise teest, on vajaduse korral ka see täpsustatud; nt RfDoral näitab, et see kehtib suukaudsel (seedetrakti kaudu) manustamisel.

¹⁰⁰ Kasutusel on ka *Tolerable Daily Intake (TDI)*, *Derived No Effect Level (DNEL)*, *Reference Exposure Level (REL)*. Kaks viimast on RfD sünonüümid

teostamine asjakohane ega kulutõhus ning selle asemel kasutatakse varasemates **uuringutes tuvastatud mõjuhinnanagute väärtuste ülekandmise tehnikat** (ingl k *value transfer* või *benefit transfer*). Meetodit on laialdaselt kasutatud ökosüsteemi teenuste väärtuse hindamisel (Benefit transfer. 2017). Selle meetodi kohaselt hinnatakse võimalikku mõju mõnel muul ajahetkel või geograafilises asukohas teostatud sarnaste muutujatega uuringu tulemuste ülekandmise kaudu.

Tervisemõju riskide hindamiseks kasutatakse ülekandmiseks kõige sagedamini RR, OR ja HR näitajaid ning lisaks ka kaotatud eluaastaid.

Väärtuse ülekande meetodi kasutamise eelised on järgmised:

- väärtuse ülekande meetod on tavapäraselt kuluefektiivsem ja kiirem kui mistahes epidemioloogiline uuring (olgu siis vaatlus või eksperimentaalne uuring) mõju kindlakstegemiseks;
- puudub vajadus koguda detailseid andmeid;
- meetodi võimaldab vajadusel minna edasi spetsiifilisemat jätkuuringutega nendes valdkondades, kus sobivaid uuringuid ei ole varasemalt tehtud või kus esineb kahtlusi uuringute usaldusväärsuse osas ehk meetod ei välista teiste meetodite kasutamist.

Väärtuse ülekande meetodi suurimaks puuduseks on see, et iga uuringu kontekst on alati erinev, mistõttu üks-ühele ei ole väärtusi võimalik üle kanda. Küll aga loob see meetod aluse hinnata võimalikku mõju, mida tuleks hiljem valideerida järelhindamiste käigus ehk hinnata, kas eeldatav mõju realiseerus sel määral nagu arvati ja kui mitte, siis mis oli selle põhjuseks. See looks aluse süstemaatiliseks mõju hindamiste baasiks, mida oleks hiljem võimalik mõju eelhindamistes kasutada. Väärtuse ülekandmise täpsus on üsna ligikaudne ja sõltub sellest, kuidas sarnane on ülekantava uuringu kontekst ja kasutatud muutujad. Kõik uuringud on teostatud teatud eeldustel (nt konkreetne sihtrühm, kokkupuute aeg saasteainega, kaasuvate haiguste olemasolu jne). Üldiselt uuringutes püütakse küll kõik andmed võimalikult palju ära kohandada, kuid siiski jäävad õhku teatud küsimused, millele autorid diskussioonides ka ise tähelepanu juhivad. Tuleb arvestada, et alusuuringute teostamine võtab aega, mistõttu ülekantavate referentside tekkimine kiiresti arenevates valdkondades võib olla liiga aeglane ning ei pruugi peegeldada tegelikkust. Väärtuste ülekannet piirab ka oluliste uuringute vähesus, näiteks on paljud uuringud tervise valdkonnas mitteavalikud neis kasutatud terviseandmete tõttu. Avaldatud uuringute sisu ja meetoodika kirjeldus ei pruugi olla piisav, et hinnata uuringu sobivust ülekandmiseks. Samuti eksisteerib oht laiendada üleantava uuringu tulemusi ka nendele muutujatele või valdkondadele, mida esialgses uuring ei sisaldanud.

Uuringutulemuste ülekannet piirab ka uuringute erinev disain. Näiteks läbilõikeliste uuringute puhul analüüsitakse eksponeerimise mõju teatud aja jooksul läbilõikeliselt populatsioonis, kohortuuringute korral valitakse populatsiooni uuritavad inimesed uuringusse lähtuvalt eksponeeritusest riskiteguri(te)le või teguri(te)le, mis eeldatavalt mõjutavad mingi haiguse või muu tagajärje esinemise tõenäosust. Kohortuuring on enamasti ettesuunatud. Juhtkontrolluuringus alustatakse uuritava haiguste määramisest ja sobiva, ilma haiguseta inimeste kontrollgrupi (võrdlus-) määramisest. Seda liiki uuring eeldab andmete kogumist nimetatud kahe grupi suhtes toimivate haiguse riskitegurite kohta ning nende andmete analüüsi. Tavaliselt on see retrospektiivne uuring, kuna haigusjuhud on ilmnunud enne kui selgitatakse välja eksponeeritus. Seetõttu on ka küsitav, kas erinevate meetoditega saadud tulemusi saab ühte moodi kajastada.

Väärtuse ülekande meetodi rakendamise eelduseks on põhjalik kirjanduse metaanalüüs ja sobivate uuringute koondamine ja nende eelduste ja piirangute analüüsi, mille teostamine nõuab reeglina paariaastast uurimistööd. Metaanalüüsi puhul kogub uurija kokku uurimused, mis on mingil teemal tehtud, ja esitab nende uurimuste tulemustest statistilise kokkuvõtte. Sellise tegevuse eesmärk on saada ülevaade, mida on üldse uuritud ja milliste tulemusteni on üldiselt jõutud.

Käesolevas töös piirduti tavapärase kirjanduse ülevaatega tervisemõjudest, kus valiti välja eelkõige need artiklid ja raportid, mis sisaldasid konkreetseid tervisemõjude väärtusi (mis olid väljendunud RR, OR, HR või kaotatud eluaastatena). Samas peab sellise meetodi puhul arvestama järgmiste aspektidega.

- Uuringute valimite suurused võisid olla väga erinevad ning sellest tulenesid ka väärtuste suur varieeruvus.
- Uuringutes mainiti küll seda, et kaasuvate haiguste olemasolu mõjutab oluliselt keskkonnariskist tulenevat mõju, kuid sageli ei olnud seda uuringutes ära eristatud.
- Peamise piiranguna toodi välja uuringutes see, et ei olnud lõpuni võimalik väita, et just mingi kindel keskkonnategur mõjutas tervisetulemeid. Liiga palju oli ka kaasuvaid mõjutegureid. Paremini olid tulemused eristatavad nende uuringute puhul, kus kasutati ka kontrollgruppi, kuid selliseid analüüse oli suhteliselt vähe
- Kuigi WHO on andnud soovitusel keskkonnamõjurite ohutute annuste või kontsentratsiooni kohta, siis on siiski erinevates riikides riiklikul tasandil erinevad nõuded/soovitused ja sellest tulenevalt olid uuringutes riikide lõikes ka erinevad eeldused seatud.

Uuringu käigus kaaluti alternatiivina Haigekassa haigestumuse andmete kasutamist (nt enamlevinumad aastega seotud haigused) ning vaadata haigestumuse levikut piirkondade lõikes (vastavalt rahvastikuregistri andmetele). Nimetatud meetod oleks väga aja- ja ressursimahukas ning **tulemused oleks seotud suure ebamäärasusega**. Esiteks on tervisele avalduva keskkonnamõju mõju kindlakstegemiseks oluline lisaks terviseandmetele teada ka informatsiooni inimese käitumise, eluviiside, elu- ja töökoha ning nende muutuste ja muude eksponeeritust mõjutavate taustatunnuste kohta. Teiseks ei ela paljud inimesed oma rahvastikuregistri järgses elukohas. Seega jääks sellise lähenemise korral ikkagi üles küsimus, kas näiteks kopsuvähki haigestumust põhjustas põlevkivi kaevandamisest tulenev õhusaaste või suitsetamine. **Täpsemad tulemused annaks haigestumise andmete kombineerimine üksikindiviidi tasandil teiste olemasolevate riiklike andmekogudega** nagu nt maksu- ja tolliameti statistika inimese tööandja ja töötasu kohta, EHIS-e andmed inimese haridustaseme ja eriala kohta. Paraku on sellise detailsusega isikuandmete töötlemine piiratud isikuandmete kaitsega ning nõuab seetõttu põhjalikku läbimõttlemist, kas oodatavad tulemused on proportsionaalsed nõutud andmete detailsusega ja isiku privaatsuse riivega.

9.1.4 Mõju inimese heaolule ja tervisele kvantifitseerimise meetodi lühikirjeldus

Metoodika kasutusvaldkond:

Metoodikat kasutatakse keskkonnaseisundi muutusest tingitud inimese heaolu sh tervisemõju võimaliku muutuse suuruse hindamiseks.

1. Inimese heaolu ja tervise mõju hindamise üldine kontseptsioon

Mõju defineeritakse kui millestki või kellestki lähtuvat teatud muutust esile kutsuvat toimet. Seega on mõju hindamise eelduseks **muutus vaadeldavas nähtuses** ning selle muutuse olemasolu **põhjuslik sidumine muutust esilekutsuvate teguritega**.

Mõju hindamise puhul erinevad meetoodika valikud sõltuvalt sellest, kas on tegemist **mõju eelhindamisega** (*ingl k impact assessment*) või **mõju järelhindamisega** (*ingl k impact evaluation*). Esimesel juhul on tegemist meetoodikaga, mis hindab poliitika, projekti või teguri võimalikku mõju tulevikus. Teisel juhul hinnatakse muutuse seose tugevust konkreetsete mõjuteguritega minevikuandmete põhjal ehk milline mõju oli poliitikal, projektil või muul teguril juba aset leidnud muutusele. Mõju järelhindamises saadud teadmisi kasutatakse sisendina sarnase mõju eelhindamistes.

Käesoleva uuringu kontekstis on oluline ennekõike mõju eelhindamine ehk eesmärgiks on tuvastada võimalikud olulised muutused, mis võivad tekkida inimese heaolus seoses keskkonnaseisundi muutustega. Seejuures keskendutakse välismõjule ehk majandustegevuse tulemusena kolmandate isikute heaolus toimuvatele muutustele. Need muutused võivad olla kahesugused:

- 1) kolmandatel isikutel tekib muutusest täiendav kulu (väliskulu);
- 2) tekib täiendav tulu (välistulu).

Mõju järelhindamise statistiliselt usaldusväärseimaks meetodiks peetakse **eksperimentaalseid meetodeid**, mis põhinevad kontrollrühma ja osalusrühma võrdlusel. Kontrollrühm ja osalusrühm erinevad seejuures

üksteisest vaid mõju esilekutsuva teguri esinemise poolest. Tervisega seotud uuringutes kasutatakse selle olukorra loomiseks juhtkontrolluuringuid [*Case-control study*] – uuring, mis alustab uuritava haigusega subjektide määramisest ja sobiva ilma haiguseta subjektide kontroll- ehk võrdlusgrupi määramisest. Seda liiki uuring eeldab andmete kogumist nimetatud kahe grupi suhtes toimivate haiguse riskitegurite kohta ning nende andmete analüüsi. Tavaliselt on see retrospektiivne uuring, kuna haigusjuhud on ilmnunud enne kui selgitatakse välja eksponeeritus.

Poliitikakujundamise kontekstis on sellist olukorda äärmisel keeruline saavutada, mistõttu on kasutusel **ka kvaasiekspimentaalse meetodid**, kus osalusrühm ja kontrollrühm tuvastatakse olemasolevate andmete põhjal pärast mõjuteguri rakendumist.¹⁰¹

Ka kvaasiekspimentaalsed meetodid eeldavad mahukaid mikroandmestikke, kus oleks võimalikud detailsed andmed nii isiku tervise, elukeskkonna, töökoha jms kohta kombineeritult võimalikult detailsete keskkonnaseisundi andmetega. Käesoleva uuringu kontekstis, kus võimalikke mõjutegureid on palju, sihtrühm hõlmab kogu Eestit ning efektide ilmnemine on pikaajaline (ehk ka andmete aegread peavad olema võimalikult pikad), ei annaks kvaasiekspimentaalse meetodid andmete puudumise või lünklikkuse tõttu soovitud tulemusi. Detailsemate andmete kogumine on aga ülemäära koormavaks nii andmesubjektidele kui -kogujatele. Küll võib kvaasiekspimentaalseid meetodeid kasutada juhul, kui soovitakse hinnata ühe konkreetse saasteaine võimalikku lokaalset mõju kasutades seejuures olemasolevate andmestike kombineerimise võimalusi.

Muutuse olemasolu kindlakstegemiseks kasutatakse mõju indikaatorite kirjeldavat statistikat, mille käigus analüüsitakse, kui võrd on vaatlusalune mõjuindikaator muutunud viimase 10 aasta jooksul. Seejuures lähtutakse DPSIR tabelis toodud mõjukirjeldustest.

Lähtudes asjaolust, et tegemist on eelhindamise tüüpi analüüsiga, oleme valinud inimese heaolu mõju suuruse hindamiseks **nn väärtuse ülekande meetodi** (ingl k *value transfer* või *benefit transfer*), mida on laialdaselt kasutatud ökosüsteemi teenuste väärtuse hindamisel¹⁰². Selle meetodi kohaselt hinnatakse võimalikku mõju mõnel muul ajahetkel või geograafilises asukohas teostatud sarnaste muutujatega teostatud uuringu tulemuste ülekandmise kaudu.

2. Tervisemõju indikaatorid

Erinevate keskkonnas toimunud muutuste mõju tuvastamiseks inimese tervisele kasutatakse reeglina epidemioloogilisi uuringuid, mis võimaldava luua tõendus põhise hinnangu põhjuslikele seostele haiguse ja riskitegurite vahel.

Arvestades käesoleva uuringu ülesannet anda hinnang kõigile oluliste keskkonnakasutuse vormide mõju kohta inimese tervisele, ei ole epidemioloogiliste uuringute teostamine asjakohane ning selle asemel kasutatakse varasemate uuringute tulemuste ülekandmise tehnikat.

Selleks hinnatakse võimaliku mõju suurust tuginedes annus-vastus (*dose-response*) metaseostele teiste riikide või rahvusvahelistest epidemioloogilistest uuringutest, arvestades seejuures saasteainete kontsentratsiooni. Tervisemõju suurust võib hinnata mitmeti:

- 1) **Haiguskoormusega** (*burden of disease*). Haiguskoormusel on kaks mõõdet: aeg ja elukvaliteet. Haigena elatud aja mõõtühikuks on tavaliselt aasta ja haiguskoormuse iseloomustamiseks kasutatakse kõige sagedamini järgmisi termineid: QALY (*Quality-Adjusted Life Years*), DALE (*Disability-Adjusted Life Expectancy*), DFLE (*Disability-Free Life Expectancy*), DALY (*Disability-Adjusted Life Year*).

¹⁰¹ Marios P. Tsakas, Apostolos P Siskos and Panayotis Siskos (2011). Indoor Air Pollutants and the Impact on Human Health, Chemistry, Emission Control, Radioactive Pollution and Indoor Air Quality, Dr. Nicolas Mazzeo (Ed.), InTech, DOI: 10.5772/18806. Available from: <http://www.intechopen.com/books/chemistry-emission-control-radioactive-pollution-and-indoor-air-quality/indoor-air-pollutants-and-the-impact-on-human-health>

¹⁰² http://www.ecosystemvaluation.org/benefit_transfer.htm

- 2) **Tervisekaoga eluaastate** (*DALY - disability-adjusted life years*) meetodika kirjeldab haigusega elatud aega. DALY arvutamisel võetakse arvesse nii enneaegse surma kui tervisepuude tõttu kaotatud eluaastad ($DALY = YLL + YLD$). Tervisekao tõttu kaotatud eluaastad (YLD, years lost due to disability) on haiguse või tervisepuude tõttu kaotatud eluaastate arv, mis leitakse haiguse keskmise kestuse ja haiguskaalu korrutisena ($YLD = I \times DW \times L$). Kaotatud eluaastad (YLL, years of life lost) on enneaegse surma tõttu kaotatud eluaastate arv, mis leitakse rahvastiku oodatava eluea ja tegeliku surma vahena ($YLL = N \times L$). Seejuures eeldatakse, et enneaegsed surma on välditavad, kui nende põhjused eemaldada. Surmal noores eas on suurem kaal kui vanemas seas
- 3) **QALY – ingl *quality adjusted life year*** – kvaliteediga kohandatud eluaasta; suurus, mis näitab, kui terve on inimene ühe aasta jooksul võrreldes hea tervise standardiga. Tervislikku seisundit hinnatakse skaalal 0–1 (näiteks, kui hea tervisega inimene elab 1 aasta, annab see 1 QALY; veidi halvema tervisega inimese 1 eluaasta annab 0,9 QALY).
- 4) Suhteline risk ehk riskide suhe RR (relative risk, risk ratio) - näitaja, millega võrreldakse avaldumusriske kahes populatsioonis (eksponeeritudel ja mitteeksponeeritudel). Mõistet suhteline risk (relative risk) kasutatakse nii riskide suhte kui ka kordajate suhte tähenduses. Suhteline risk leitakse epidemioloogilistele uuringutele tuginedes.

Kohane indikaator valitakse tulenevalt väärtuse ülekandmiseks sobivates uuringutes kasutatud indikaatorist.

3. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetodi rakendamiseks on vajalik:

- teistes riikide ja rahvusvaheliste institutsioonide poolt teostatud keskkonnariskide ja tervise vaheliste seoste uuringute tulemused;
- inimeste paiknemine asustihedusena;
- üldised haigestumuse ja suremuse andmed maakondade ja diagnooside lõikes (TAI).

Potentsiaalsete lisaandmetena tulevikus:

Juhul kui Maksu- ja Tolliametisse tekib täiendav info inimeste töökohtade paiknemise kohta, on võimalik lisada inimeste paiknemisele ka töökohtade paiknemine ja võrrelda vastavaid riskihinnanguid.

4. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Meetodi rakendamine toimub järgmiste etappidena.

1. Hüpoteesi püstitamine keskkonnaseisundi ja tervisemõju vahelise seose kohta.
2. Teaduskirjanduse ja poliitikanalüüside (Pubmed ja MEDLINE andmebaasid, Cochrane andmebaas, NHS, WHO, USA Health Department, EVRI andmebaas) põhjal tuvastatakse, kas on olemas uuringuid, mis käsitlevad konkreetse keskkonnaseisundi muutuse ja inimese tervise muutuse vahelist seost, soovitavalt tuginedes DALY või riskihinnangute kujul.
3. Selgitatakse välja, millises kontekstis ja millistele andmete tuginevalt on need uuringud teostatud.
4. Hinnatakse, kuivõrd need uuringud sarnanevad Eesti olukorrale (nt kas on arenguriigid või arenenud riigid, millistel eeldustel on uuring läbi viidud, kui suur on valim, milline on millist meetodit on rakendatud)
5. Kui uuringud on piisavalt sarnased Eesti oludele, kasutatakse uuringu tulemusi võimaliku keskkonnaseisundi muutuse võimaliku tervisemõju suuruse indikeerimiseks.
6. Seejärel leitakse keskkonnaseisundi muutusest puudutatud elanikkonna hulk Eestis ning hinnatakse kuivõrd suurt hulka inimestest võiks oodatav tervisemõju puudutada.

5. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

- riskile eksponeeritud inimeste hulk keskkonnasurve mõjualas;
- mõju suurus väljendatuna kas suurenenud haigestumise riski või DALY/QALY kaudu;
- haiguste esinemise sagedus elaniku kohta võimaliku väiksema andmepiirkondade jaotuse lõikes.

Tulemused arvestatakse piiranguga, et tervisemõju uuringud hõlmavad reeglina mitmeid erinevaid keskkonnakvaliteedi näitajaid ja ei pruugi üksikute toimeainete põhiselt olla kättesaadavad.

6. Tulemuste detailsusaste

Üldjuhul on tulemused esitatavad maakondade või regioonide lõikes, sõltuvalt sellest, milline on sisendandmete detailsuse aste.

7. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Meetodit rakendatakse mitmetes nn Impact Pathways metoodikaga tehtud uuringutes nagu nt ExternE.

8. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

4 (Kõrge): meetodit on rakendatud paljudes rahvusvahelistes uuringutes, kuid üldtunnustatud on ka meetodi puudused: sõltuvus varasemate uuringute kvaliteedist ning sõltuvus kontekstspetsiifikast.

9. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel (skaala ja kriteeriumid)

Määramatus on madal. Väärtuse ülekande aluseks olevad uuringud pärinevad üldjuhul tunnustatud rahvusvahelistest organisatsioonidest ja uurimisaustustest. Siiski, mitte kõigi mõjuainete kohta ei ole vastavaid uuringuid tehtud, enim keskenduvad teadustööd peamiselt saasteainete sattumisel välisõhku. Uuringute ülekandmise võimalused Eesti oludesse vajavad omakorda täiendavaid uuringuid (järelhindamist).

10. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodi kasutamise eelised:

- väärtuse ülekande meetod on tavapäraselt kuluefektiivsem ja kiirem kui mistahes epidemioloogiline uuring (olgu siis vaatlus või eksperimentaalne uuring) mõju kindlakstegemiseks;
- puudub vajadus koguda detailseid andmeid;
- meetodi võimaldab vajadusel minna edasi spetsiifilisemat jätkuuringutega nendes valdkondades, kus sobivaid uuringuid ei ole varasemalt tehtud või kus esineb kahtlusi uuringute usaldusväärsuse osas ehk meetod ei välista teiste meetodite kasutamist.

Meetodi kasutamise piirangud

- Iga uuringu kontekst on alati erinev, mistõttu üks-ühele ei ole väärtusi võimalik üle kanda. Seevastu loob väärtuste ülekande meetod aluse hinnata võimalikku mõju, mida tuleks hiljem valideerida järelhindamiste käigus ehk hinnata, kas eeldatav mõju realiseerus sel määral nagu arvati ja kui mitte, siis mis oli selle põhjuseks. See omakorda loob aluse süstemaatiliseks mõju hindamiseks, mida oleks hiljem võimalik mõju eelhindamistes kasutada.
- Väärtuse ülekandmise täpsus on mõju ulatuse suurusel on üsna ligikaudne ja sõltub sellest, kuivõrd sarnane on ülekantava uuringu kontekst ja kasutatud muutujad;
- Baasuuringute teostamine võtab aega, mistõttu referentside tekkimine kiiresti arenevatest valdkondades võib olla liiga aeglane ning ei pruugi peegeldada tegelikkust;
- Palju olulisi uuringuid tervise valdkonnas võivad olla mitteavalikud kasutatud terviseandmete tõttu;
- Avaldatud uuringute sisu ja metoodika kirjeldus ei pruugi olla piisav hindamiseks uuringu sobivust ülekandmiseks;
- Eksisteerib oht laiendada esialgse uuringu tulemusi ka nendele muutujatele või valdkondadele, mida esialgses uuring ei sisaldanud;
- Väärtuse ülekande tulemused sõltuvad ülekantava uuringu kvaliteedist.

Võrreldavaks meetodina võib kasutada eksperimentaalseid või kvaasiekspimentaalseid mõju hindamise meetodeid, kuid nende kasutamine eeldab pikaajalisi eksperimentaalseid uuringuid või inforikkaid

andmestikke isikute ja keskkonnanäitajatega.

11. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib keskkonnakasutuse välismõju eelhindamiseks inimese tervisele väga hästi, kuna paljude keskkonnategurite mõju inimese tervisele on rahvusvaheliselt palju uuritud ning WHO on koondanud ja sünteesinud mõjuhinnangud, mis on laialdaselt kasutusel kogu maailmas. Meetodi usaldusväärsust saab veelgi parandada, kui kombineerida seda keskkonnategurite tervisemõju järelhindamistega valitud suurema välismõjuga tervisemõjude puhul.

Kasutatud kirjandus

1. Agarwala et al. (2014). *Assessing the relationship between human well-being and ecosystem services: a review of frameworks*. *Conservation and Society*, 12 (4). p. 437.
2. Aguilar-Benitez, I., & Saphores, J.-D. (2005). *Smelly local polluters and residential property values: A hedonic analysis of four Orange County (California) cities*. *Estudios Económicos*. Issue 2, 197-218.
3. Andersson, H., Jonsson, L., & Ögren, M. (2008). *Property Prices and Exposure to Multiple Noise Sources: Hedonic Regression with Road and Railway Noise*.
4. Anspal, S., & Poltimäe, H. (2009). *Transpordi ühiskondlike kulude mudel: Metoodika ja arvutuste tulemused*. Tallinn.
5. Barton, H. (2009). *Land use planning and health and well-being*. *Land Use Policy*. Volume 26, sup 1, 115-123.
6. Bateman, I., Day, B., Lake, I., & Lovett, A. (2001). *The Effect of Road Traffic on Residential Property Values: A Literature Review and Hedonic Pricing Study*. Edinburgh: Scottish Executive Development Department.
7. Bateman, I., Day, I., & Lovett, A. (2001). *The Effects of Road Traffic on Residential Property Values: A literature Review and Hedonic Pricing Study*. University of East Anglia, Economic & Social Research Council, and University College London.
8. Benson, E., Hansen, J., Schwartz, A., & Smersh, G. (1998). *Pricing residential amenities: the value of view*. *Journal of Real Estate Finance and Economics* Vol 16 No.1, 55-73.
9. Chattopadhyay, S. (1999). *Estimating the demand for air quality, new evidence based on the Chicago housing market*. *Land Economics* Vol 75 No1, 22-38.
10. Chau, K. W., Yiu, C. Y., Wong, S. K., & Wai-chung Lai, L. (2003). *Hedonic Price Modelling of Environmental Attributes: A Review of the Literature and a Hong Kong Case Study*. *Welfare Economics and Sustainable Development - Vol II*, 87-110.
11. Deyak, T., & Smith, V. (1974). *Residential property values and air pollution: some new evidence*. *Quarterly Review of Economics and Business*. Vol 14, 93-100.
12. Diaz, S., Farglone, J., Stuart Chapln III, F., & Tilman, D. (2006). *Biodiversity Loss Threatens Human Well-Being*. *PLoS Biol* 4(8) e277.
13. Graff Zivin, J. S., & Neidell, M. J. (2012). *The Impact of Poppultion on Worker Productivity*. *American Economic Review*, 102(7).
14. Haines, M., A., S. S., Soames Job, R., Berglund, B., & Head, J. (2001). *A follow-up study of effects of cgronic aircraft noise exposure on child stress responses and cognition*. *Int J Epidemiol* 30(4), 839-845.
15. Hartley, P. (2014). *Real Estate Values, Air Pollution and Homeowner Perceptions: A Hedonic Study*. RICE, Department of Economics.
16. Jüssi, M., Anspal, S. ja Kallaste, E. Märts (2008). *Transpordi väliskulude hindamine: hindamismetoodika ja sisendandmete kaardistus*. Uurimistöõ Majandus- ja Kommunikatsiooniministeeriumile. Säätva Eesti Instituut, Eesti Rakendusuuringute Keskus CentAR, Tallinn
17. Jüssi, Yang W, Dietz T, Kramer D.B, Chen X, Liu J (2013). *Going Beyond the Millennium Ecosystem Assessment: An Index System of Human Well-Being*. *PLoS ONE* 8(5)
18. *Millenium Ecosystem Assessment*. (2005). *Ecosystems and Human Well-being Synthesis*. Washington DC: Island Press.
19. Felix Müller, Benjamin Burkhard. *The indicators side of ecosystem services*. *Ecosystem Services* 1(2012) 26-30.
20. *Notice Nature*. (2010). *Wildlife, Habitats & the Extractive Industry*.
21. OECD. (2016). *The economic consequences of outdoor air pollution*. Paris: OECD Publishing.
22. Orru, K., Orru, H., Maasikmets, M., & Hendrikson, R. (2015). *Well-being and environmental quality: Does pollution affect life satisfaction*. Springer International Publishing Switzerland.
23. P.A.L.D. Nunes, J.C.J.M. van den Bergh. *Economic valuation of biodiversity: sense or nonsense*. *Ecological Economics* 39 (2001) 203–222

24. 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.
25. Stiglitz, J. E., Sen, A., Fitoussi, J.-P. (2009): *Report by the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress*. Paris.
26. Shield, B. M., & Dockrell, J. E. (2003). *The effects of noise on children at school: a review*. *Building Acoustics* 10(2), 97-106.
27. Shield, B., & Dockrell, J. (2008). *The effects of environmental and classroom noise on the academic attainments of primary school children*. *J Acoust Soc Am* 123(1), 133-144.
28. Schwarzenbach, Rene P.; E. T., Hofstetter, T., Gunten, U. v., & Wehli, B. (2010). *Global water pollution and human health*. *Annual Review of Environment and Resources*.
29. Theebe, M. A. (2002). *Planes, Trains, and Automobiles*. Amsterdam.
30. Weiss, M. A. (2002). *The rise of the community builders: The American real estate industry and urban land planning*. Washington: Columbia University Press.
31. Wright, R. T., & Boorse, D. F. (2014). *Environmental Science: Toward a Sustainable Future*. Pearson Education, 523-578.
32. Zeng, Y., Houba, H., Dinar, A., & Marence, M. (2016). *Damming Transboundary Rivers: A Welfare Analysis of Conflict and Cooperation*. Amsterdam: Tinbergen Institute.
33. Air Quality Standards. (2017) European Commission. <http://ec.europa.eu/environment/air/quality/standards.htm>
34. Benefit Transfer Method. Methods, Section 8. (2017). Ecosystem valuation. http://www.ecosystemvaluation.org/benefit_transfer.htm

9.2 Mõju loodusele

Mõju loodusele tulemused on keskkonnakasutuse vormide lõikes esitatud lisades 2 kuni 8. Viie olulisima keskkonnakasutuse vormi kohta on mõju kirjeldused toodud ka käesoleva metoodilise aruande kokkuvõttes.

9.2.1 Keskkonnakasutusest loodusele avalduva mõju hindamise mõistest ja hindamisest

Loodus muutub pidevalt, üheks peamiseks mõjutajaks on inimtegevus, kuid teisalt areneb ja talitab loodus ka iseseisvalt. Igasuguse inimtegevusega kaasneb alati mingi mõju ka ümbritsevale keskkonnale, olgu see vahetu või kaudne, väike või suur. Inimtegevuse mõju ei pruugi alati olla halb, näiteks on kõige liigirikamad kohad Eestis just seotud poollooduslike kooslustega, mis on mõõduka inimtegevuse tagajärg. Intensiivne inimtegevus võib loodust mõjutada negatiivselt, olgu mõjutajaks üksikud tegurid eraldiseisvalt või nende koosmõju. Näiteks põlevkivi kaevandamisega ei kaasne ainult maa hõivamine looduslikust arengust ja nõ olemisest inimkasutusse, vaid ka probleemid põhja- ja pinnaveega. Seetõttu on mõjude hindamisel sageli vaja läheneda vaadeldavale objektile komplekselt.

Mõjude hindamisel tuleb silmas pidada ka ökosüsteemide terviklikkust, mis on otseselt seotud ka elurikkuse hoidmisega. Mida enam on ökosüsteemid killustunud, seda halvemini nad toimivad ning pakuvad vähem ökosüsteemi teenuseid inimestele endile. Nii võib inimene oma tegevusega kahjustada looduskeskkonna rikkumise kaudu ka enda elukvaliteeti. Ökosüsteemide terviklikust kahjustab enam maa hõivamine, mille käigus inimene võtab kasutusse looduslikud maastikud oma vajadustele vastavateks aladeks nagu linnaruum, kaevandused jne. Ökosüsteemide killustumisel kaovad elupaigad ja seeläbi väheneb liigiline mitmekesisus. Käesoleval ajal on elurikkuse säilitamine oluliseks teguriks looduskeskkonna jätkusuutlikul kasutamisel. Täheldatud on elurikkuse vähenemist kõikjal maailmas, mistõttu on asutud samme selle probleemiga tegelemiseks (Bioloogilise mitmekesisuse konventsioon, Euroopa direktiivid jne).

Eestis saab pidada peamiseks elurikkuse mõjutajaks maa hõivamist, millega killustatakse ökosüsteeme ja mille tõttu kahjustuvad liikide elupaigad. Kindlasti on olulisi survetegureid veel, kuid tihti puudub täpsem ülevaade surve ulatusest - näiteks pole tehtud piisavalt uuringuid, mille põhjal saaks teha üleriigilises mastaabis järeldusi nagu käesoleva töö haare nõuaks, või anda hinnanguid surve-seisund-mõju seoste osas.

Käesolevas töös on käsitletud mitmeid erinevaid suuremal või vähemal määral oluliseks peetud keskkonnakasutuse vorme, millest loodusele avalduvat mõju kirjeldatakse lühidalt allpool.

Maa hõivamine ja mulla katmine

Maa hõivamise all mõistetakse loodusliku maastiku kasutusele võttu inimese poolt, millega kaasneb elupaikade kadu ja killustumine ning liigilise koosseis muutus. Maa hõivamise mõju loodusele käsitletakse käesolevas töös läbi liigirikkuse muutuse erinevates piirkondades. Andmed elurikkusest ja selle muutusest on kahtlemata puudulikud, mis ei võimalda teha adekvaatseid järeldusi liigirikkuse muutuste kohta ajas, kuna andmebaasides olevad andmed on kumulatiivsed, st teatud ajaperioodi summad. Puudub täpsem ülevaade liikide kadumisest või juurde tekkimistest erinevates piirkondades ning ühtlasi teave kuidas reageerib loodus maa hõivamise tagajärjel (näiteks põllumaa täis ehitamine), kui palju kaob elupaiku, kuidas muutub liigiline koosseis jne.

Mulla katmise all mõistetakse maapinna katmist vett mitteläbilaskva materjaliga, mis kahjustab mulla omadusi ning sealset elustikku. Muld on maismaa ökosüsteemide keskne osa, olles elu aluseks mitmete organismirühmadele.

Saasteainete heide välisõhku

Välisõhus olevate saasteainete mõju loodusele on maailmas põhjalikult uuritud valdkond. Eestis seiratakse riiklikul tasandil välisõhu kvaliteeti juba 90ndate esimesest poolest alates. Vaadeldakse saasteainete sisaldust välisõhus, sademete keemiat ning raskmetallide sisaldusi sammaldes. Keskkonnaseire andmetel (Kabral 2016) on Eestis nii sademete keemia, raskmetallide sisaldus sammaldes kui ka välisõhu kvaliteet läinud aasta-aastalt aina paremaks. Välisõhusaaste puhul on varasemalt olnud piirkondlikke probleeme, peamiselt Ida-Virumaa tööstuspiirkonnas, kus aluseline õhusaaste on mõjutanud rabade ja metsade taimkatet. Välisõhu kvaliteedi paranemisega viimase enam kui 20 aasta vältel, alates ajast, mil hakati rakendama kaasaegseid looduskaitse regulatsioone ning tehnoloogiaid, on uuritud aladel (Paal jt 2010) Eesti soode seisund hakanud taas paranema ning looduslikud kooslused taastuma, mis näitab negatiivse inimõhu vähenemist. Maapinnalähedase osooni kõrgenenud sisaldusi täheldatakse Eestis eelkõige taustaaladel, kus oluliseks mõjutajaks ei ole mitte niivõrd inimtekkeline saaste kui taimkattest endast lähtuv, looduslik osooni eellasainete heite ja kõrgema ultraviolettkiirguse taseme koostoime. Käesoleval ajal saab riiklikul tasandil pidada välisõhu kvaliteeti Eestis heaks ning mõju loodusele on pigem väike, seetõttu lähemalt välisõhu saaste mõju loodusele käesolevas analüüsis, sh meetoodikas ei käsitleta.

Ebameeldiv lõhn

Ebameeldiva lõhna mõju loodusele on vähe uuritud ning seetõttu ka raskesti hinnatav, mistõttu käesolevas töös on lõhna mõju loodusele olulisust riiklikul tasandil hinnatud madalaks.

Müra

Müra mõju loodusele, eelkõige elurikkusele, on kõige otstarbekam hinnata kohalikul või objekti tasandil, kuna üleriigilises mastaabis ei avalda see olulist mõju. Müra mõju sõltub mitmetest erinevatest aspektidest, nagu müra tugevus, levikuulatus jne. Mõju hindamisel tuleb lähtuda ka erinevate loomaliikide käitumise uuringutest, mis annaks teavet nende liikide elupaigaeelistuste muutuste osas, näiteks kas ja millised linnuliigid hülgavad elupaigad või katkestavad pesitsemise kõrgenenud müratasemega piirkondades. Praegusel ajal on see peamiselt lahendatud keskkonnamõjude hindamisega.

Oluline puudus müra mõju hindamisel käesoleva analüüsi ja üldise meetoodilise lähenemise kontekstis on asjaolu, et müra puhul me teame teadusuuringutest selle erinevat mõju erinevatele loomaliikidele, sh nii lindudele, imetajatele, roomajatele kui kahepaiksetele. Müra ja vibratsioon mõjutavad ka kalu ja veeimetajaid (*Bergström jt 2014*), vibratsiooni puhul teatakse ka selle mõju mullaelustikule. Nii müra kui vibratsioon mõjuvad elustikule liigispetsiifiliselt – mõju sõltub loomade elukeskkonnast, mis mõjutab müra ja vibratsiooni levikut, aga ka loomade eluviisist ja füsioloogiast, ehk kokkuvõttes – tundlikkusest. Samas puuduvad lõviosas Euroopa riikidest neid eripärasid arvestavad, loomadele avalduvast mõjust lähtuvalt kehtestatud normtasemed.

Teadusuuringute andmetel mõjutab müra negatiivselt mh üldist liigirikkust, erinevate liikide populatsioonitihedust ja nende paljunemisedukust. Puudulikud on uuringud selle kohta, kui olulisel määral kattuvad omavahel visuaalne häiring inimeste viibimisest ja tegutsemisest teatud piirkonnas inimtegevusest lähtuva müra ja/või vibratsiooni mõjuga ja kuidas oleks võimalik neid eristada (*Dutilleux 2012*). Teadusuuringud hoiatavad ka lihtsustatud lähenemise eest, kus müra või vibratsiooni mõjunäitajaks valitakse loomade arvukus piirkonnas – müral on peletav toime osadele liikidele, kuid ka neile, kes ei näi müra pelgavat, tekitab müra läbi erinevate mõjumehhanismide täiendavat energiakulu ja stressi, mistõttu võib halveneda isendite tervislik seisund ja langeda paljunemisedukus populatsioonis (*Clinton, Barber 2013*). Müra on keskkonnakasutuse vorm, mille mõju elustikule vajab Eestis lähemat uurimist nii mõju olulisuse hindamiseks kui mõju ennetavate ja leevendavate meetmete väljatöötamiseks ja rakendamiseks.

Vibratsioon

Vibratsiooni puhul on tegu peamiselt objektipõhise mõjuga ning mõju ulatusest ülevaate saamiseks on vajalik läheneda vibratsiooniallika ja vibratsiooni vastuvõtja põhiselt. Vibratsiooni mõju loodusele hindamist käesolevas töös läbi viia ei saa, kuna selle mõju Eesti elustikule uuritud ei ole. Teadusuuringuid on erinevates riikides erinevatele loomarühmadele arvukalt läbi viidud (nt selgrootutele nagu lülijalgised ja ussid, aga ka kaladele), kuid neid ei saa Eesti loodusele keskkonnakasutuse mõjude hindamiseks üle kanda ja rakendada. Kirjeldamata on keskkonnakasutuse ulatuse ja intensiivsuse ning avalduva mõju seosed. Eesti kontekstis on vibratsiooni mõju eeldatavalt pigem teisejärguline, kuna ei avalda vähese levikuulatuse ning vibratsiooni tekitavate allikate hõreda paiknemise tõttu üleriigilisel ega piirkondlikul tasemel olulist mõju.

Saasteainete heide vette ja mulda

Toitained. Mõju elusloodusele saab hinnata selle alusel, kas ja kuidas põhjustavad toitained elupaikade ja liikide ebasoodsat seisundit. Toitainete (lämmastik, fosfor) sissekandega kaasneb universaalse mõjuna eutrofeerumise kiirenemine. Muutused veekogu veekvaliteedis, elustikus ja välisilmes sõltuvad tegelike olulisel määral veekogu tüübist ja teistest kohalikest teguritest. Toitelisuse suurenedes muutuvad nii veekogude toiduahelad, aineriided kui ka nende poolt võimaldatavad ökosüsteemiteenused ja teenuste kvaliteet (Loigu ja Hannus 1982). Olulisemad surveallikad on põllumajanduslik hajukoormus ning heit- ja reovesi. Käesoleva projekti raames on mõju elustikule hindamise aluseks võetud Eesti erinevate veekogude seisundi hinnangud, mis lähtuvad veepoliitika raamdirektiivist. Täpsema mõju kirjeldamine vajab aga kitsamat lähenemist, kuna veekogudes toimunud muutused, mis on tingitud inimtekkelisest toitelisuse suurenemisest, sõltuvad paljudest erinevatest tingimustest ning inimtegevuse osakaalu toitelisuse suurenemises universaalselt hinnata ei ole asjakohane. Inimtegevuse osakaalu hindamine ja looduslikust foonikoormusest eristamine saab toimuda veekogu või selle valgala põhiselt.

Ohtlikud ained. Ohtlikud ained keskkonnas pärinevad suures osas minevikust, jääkreostuskolletest. Nende väljakanne veekeskonda toimub sealt ka praegusel ajal. Teiseks koormusallikaks on punktikoormusallikad, näiteks heitveeväljalasud, kuid millest veekogudesse sissejuhitava vee ohtlike ainete sisalduste kohta on andmeid veel vähe. Läänemeres on peamiseks saasteaineks elavhõbe, kaadmium ja kloororgaanilised ühendid, mis akumulatsioonid kalades. Ohuks on ka taimemürkide suurenev kasutus. Teadaolevalt on ohtlikel ainetel suurim mõju veekeskonnas.

Veekasutus

Veekasutus jaguneb kaheks, põhjaveevõtt ja pinnaveevõtt. Suurema mõjuga veevõtt on seotud põlevkivikaevandamisega, mille käigus kujundatakse vee ära juhtimisega ringi looduslik veevõrk ning rikutakse maapinnalähedane veekiht. Lisaks mõjutab veetaseme alandus lähedal paiknevate soode ja järvede hüdroloogiat. Lokaalselt kaasneb pinnavee ära juhtimisega elupaikade ümber kujundamised. Pinnaveevõtuga seotud negatiivsed mõjud Eestis on peamiselt seotud tööstuspiirkondadega Ida-Virumaal ja ka Tallinna linna veevarustusega. Põhjaveevõtu mõju saab pidada madalaks, võimalikud negatiivsed mõjud välistatakse üldiselt põhjaveevarude hindamise käigus.

Veekogude paisutamine ja tõkestamine

Veekogude paisutamise ja tõkestamisega piiratakse kalade rännet ning sobivate elu- ja kudemispaikadele kättesaadavust. Mõju indikaatoriks peetakse potentsiaalsete laskujate arv lõhijõgedes ja paisutuse tõttu kogumi mitte hea seisund ning lõhele avatud kudepaikade pindala võrreldes potentsiaallega, vooluveekogudes sigimisest sõltuvate kalaliikide populatsioonide seisund rannikumeres ja vooluveekogude kalastiku mitmekesisus. Paisude negatiivne mõju on ulatuslik, kuid peamiselt keskendutakse aga vaid ühele aspektile – kalade läbipääsu tõkestatusele paisude juures. Paisutamise ja tõkestamise mõjude ulatusest saab ülevaate veekogumite seisundi hinnangute alusel.

9.2.2 Mõju loodusele kvantifitseerimise meetodi lühikirjeldus

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse, hindamaks:

- maavõtu mõju elurikkusele
- pealmaakaevandamise mõju elurikkusele
- tarastatud koridoride mõju elurikkusele
- haritava maa mõju elurikkusele
- lageraie mõju elurikkusele
- valglinnastumise mõju elurikkusele

1. Mõju loodusele hindamise üldine kontseptsioon

Käesolevas töös on peamiseks keskkonnakasutuse vormiks, mille mõju loodusele on hinnatud, maa hõivamine. Maa hõivamise, st looduslike maastike ja erinevate looduslike elupaikade kasutuselevõtt inimese poolt erinevateks majandustegevusteks ja asulate laienemiseks/rajamiseks, tagajärjeks on elupaikade kadu ja killustumine ning seeläbi liigilise koosseisu vaesustumine. Elupaikade hävimine on erinevates maailmajagudes, sh Euroopas (*Ewing, Kostyack 2005; SOER 2015*) kõige olulisem elurikkust vähendav tegur. Maa hõivamise mõjusid loodusele ei ole Eestis seni terviklikult ja laiaulatuslikult hinnatud, puudub vastav meetod, mille ettepanek on töö raames valminud ja mida on katsetatud.

Teiseks keskkonnakasutuse vormiks, mida käsitletakse loodusele avalduva mõju aspektist lähemalt, on paisutamine ja tõkestamine, kuna Eestis on peamiseks vooluveekogude ökoloogilist seisundit halvendavaks näitajaks kalastiku komponent ja seda kalade levikut takistavate tõkestuste tõttu jõgedel. Ülejäänud keskkonnakasutuse vormide puhul on mõju loodusele raske kirjeldada puuduvate andmete tõttu mõjude kohta, sh Eestis (näiteks ebameeldiv lõhn, vibratsioon, ka müra) või mõjude objekti (ehk juhtumi-) põhise laadi tõttu. Vastavalt kokkuleppele töörühmaga on kasutatud viitamist olemasolevatele uuringutele ja neis väljatoodud potentsiaalsetele mõjudele.

Kui mõju on hinnatud vähe- või keskmise olulisusega mõjude hulka kuuluvaks, ei tähenda see mõju puudumist ega seotud meetmete elluviimise mittevajalikkust – olulisuse hinnang on antud käesoleva töö kontekstis reastamaks keskkonnakasutuse vorme ja nende mõjusid, arvesse võttes antud töö eesmärgi ja käsitluse detailsusastet, töö teostamise ajal kättesaadavaid uuringuid, olemasolevaid andmeid ja surve- ja seisundinäitajate alusel hinnatud olukorda.

Katsetatud meetodika eesmärk oli saada ülevaadet, kas on võimalik välja tuua maa hõivamise mõju Eesti liigilisele mitmekesisusele. Töö tegemise ajal ei olnud välja tuua paremat meetodikat, mis võimaldaks hinnata maakasutuse mõju elusloodusele üleriigilises mastaabis. Liigirikkuse andmete kõrvutamine maakasutuse andmetega andis ainsana teatud võrdlusbaasi, hindamaks maakasutuse võimalikku mõju elurikkusele üle-eestiliselt. Käesolevas töös ei ole võimalik hinnata mõjusid erinevate ökosüsteemide, elupaigatüüpide ja liikide lõikes, kuna selleks puuduvad piisava detailsusega andmed ja see ei ole ka ettenähtud ajaraamides teostatav.

Keskkonnaagentuuris on käesoleva töö valmimise ajal käimas ökosüsteemide kaardistamine: „Elurikkuse sotsiaalmajanduslikult ja kliimamuutusega seostatud seisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid“. Projekt võib valmides anda sisendi välismõjude hindamisse. Projekti eesmärkideks on:

1. Elurikkuse seisundi hindamine ja prognoosimine seostatuna seni traditsiooniliselt eraldi käsitletud valdkondadega (majandus-, sotsiaalvaldkond, kliimamuutus): ökosüsteemide teenuste kaardistamine ja hindamine, hiljem ka prognoosimine.
2. Uute seiremeetodite rakendamine: selliste, mis toetavad ökosüsteemide teenuste seisundit ja kliimamuutust arvestavaid prognoose.
3. Elurikkuse sotsiaalmajanduslikult ja kliimamuutusega seostatud seisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalike töövahendite loomine: elurikkuse portaali avalikkuse teavitamiseks ja harimiseks ning virtuaalne töölaud analüüside ja prognooside lihtsustamiseks.

Nimetatud projekti eesmärged on arvesse võetud üldise metoodilise lähenemise edasiarendamise võimaluste kirjelduses (vt ptk 1), kus on välja toodud võimalus hõlmata välismõjude hindamiseks DPSIR süsteemi tulevikus ökosüsteemiteenused või elurikkuse valitud näitajad kui ökosüsteemide seisundi (ja selle kaudu ökosüsteemide terviklikkuse) indikaatorid.

2. Loodusele avalduva mõju indikaatorid

Haritava maa hõivamise mõju hindamiseks elurikkusele vaadeldi tüüpiliste avamaast sõltuvate lindude (rukkirääk, tutkas, suurkoovitaja, väike-konnakotkas) asustustihedust erinevates UTM ruutudes üle Eesti EELISe andmetel. Nende indikaatorliikide valikul oli lisaks üldise elupaiga eelistusele lisakriteeriumiks ka piisava taustaandmestiku olemasolu.

Väike-konnakotkas

Väike-konnakotkas (*Aquila pomarina*) on Eesti levinuim kotkaliik, kes kuulub I kaitsekategooria liikide nimekirja. Väike-konnakotkas on rändliik, kes saabub Eestisse aprilli alguses ning lahkub Eestist Kesk- ja Lõuna-Aafrika talvitusalaadele septembri keskpaigaks. Elupaigana eelistab ta mosaiikset maastikku, kus metsad vahelduvad niitude, karjamaade, põldude, jõeorgude ja soodega. Ta väldib vähese metsa ja intensiivse maakasutusega alasid, aga samuti suuri ühtlasi metsamassiive. Väike-konnakotkale avalduvatest ohuteguritest on Eestis hinnatud suureks ainult elupaiga soodsa seisundi halvenemine, mille võib omakorda jagada kaheks ohuteguriks: pesitsusterritooriumite kahjustamine metsamajanduse tagajärjel ning väljaspool kaitstavaid alasid asuvate saagialade võsastumine ja põllumajanduse intensiivistamine. Väike-konnakotkas jahib saaki enamasti väheintensiivselt majandatavatel rohumaadel, aga ka märgaladel, põldudel ja teistel avamaastikel ning vähesel määral metsas. Lisaks poollooduslikele märgaladele on liigi toitumisaladeks ka kultuurmaastikud. Keskmise tähtsusega ohutegur on ka pesitsusaegne häirimine, kus peamiseks häirefaktoriks on mitmesugused metsamajandustööd (Kotkaklubi 2008-2009).

Väike-konnakotka leviku kohta on EELISe andmeid 210 UTM ruudus üle Eesti. Keskmiselt esineb nendes ruutudes 3,1 väike-konnakotka elupaika, maksimaalselt 24 elupaika (Tartumaa, Laeva).

Tutkas

Tutkas (*Philomachus pugnax*) on rändlind, kes pesitseb Euraasia tundravööndis ja parasvöötmes ning talvitub Lääne-, Ida- ja Lõuna-Aafrikas ning Kagu- ja Lõuna-Aasias. Tutkas on maailma kahlajaliikidest üks arvukamaid, kuid Euroopa parasvöötmes pesitseva asurkonna arvukus on viimastel aastakümnetel katastroofiliselt kahanenud. Eestis kuulub tutkas seetõttu I kaitsekategooria liikide hulka, säilinud asurkonna suurus on 10–30 pesitsevat emaslindu. Liigiisendite vähenemise peamiseks põhjuseks peetakse sobivalt majandatavate rohumaade kadumist, kuid mitme potentsiaalselt kriitilise või suure tähtsusega teguri mõju on teadmata.

Tutkas pesitseb erinevatel avamaastikel – tundras, lammi- ja rannaniitudel ning soodes. Eestis on tutkas ennekõike niiskete heinamaade lind, kes asustab meelsasti luhtasid ja madalsoid. Vähem pesitseb ta karjamaadel ja sedagi vaid kohtades, kus on lai mätastunud ja kulustunud alasid. Tutka kõrgemat asustustihedust niidetavatel aladel võrreldes karjatatavate aladega on kirjeldatud ka Rootsis, Hollandis ja Taanis. Rannaniitudel asustab tutkas merest kaugemaid, suprasaliinseid alasid, eriti nende soostuvaid osi. (Mägi ja Pehlak 2008).

Tutkase leviku kohta on EELISes andmeid 30 UTM ruudus üle Eesti. Keskmiselt esineb neis ruutudes 1,6 tutkase elupaika, maksimaalselt 7 elupaika (Läänemaa, Matsalu laht).

Rukkirääk

Rukkirääk (*Crex crex*) on rändlind, kes on pesitsusajal levinud vaid Euraasias. Liik on lisatud enamiku Euroopa riikide punastesse nimestikesse ja on Euroopas kaitset vääriv liik. Rukkirääk kuulub III kaitsekategooriasse ja kuna liigi seisund Eestis on hea, on ta Eesti ohustatud liikide punase nimestiku (2008) alusel ohuväline liik. Rukkirääk on tänapäeval üle Eesti laialt levinud haudelind, kes asustab erinevaid avamaastikke. Rukkiräägu arvukus on kõrgeim niisketel rohumaadel. Räägul on kindlad elupaigaelistused: taimestik peab olema vähemalt 20–30 cm kõrge, et rääk sellesse varjuda saaks, ja suhteliselt hõre. Räägule ei sobi liigitihe taimestik, mis tekib hästi väetatud või kasutamata rohumaal. Kuigi rukkirääk on Eestis laialt levinud, on tema arvukus viimasel kümnendil pidevalt langenud (Elts 2011).

Rukkiräägu suurimateks ohuteguriteks võib lugeda niitmise mehhaniseerumist, liiga varajast niitmist ja katva taimestiku vähesust pesitsusperioodi jooksul. Mehhaaniline niitmine põhjustab poegade otsest surma ja pesade hävitamist, katva taimestiku kiiret eemaldamist ja sobivate pesitsuselupaikade vähenemist suve lõpuks. Rohumaade liiga varajane niitmine jätab pesad ilma kaitsvast taimestikust ja suurendab röövluse ohtu. Kõrge taimestiku olemasolu on oluline ka pesitsusperioodi lõpul, mil sulgivad pojad ja vanalinnud vajavad kaitset röövloomade eest. Katvat taimestikku pakuvad sel ajal muuhulgas niitmata jäetud teepeenrad, põllumajanduslikust kasutusest väljas olevad võsastumata maad jms.

Rukkiräägu leviku kohta on EELISes andmeid 117 UTM ruudus üle Eesti. Keskmiselt esineb neis ruutudes 3,5 rukkiräägu elupaika, maksimaalselt 34 (Läänemaa, Matsalu laht).

Suurkoovitaja

Suurkoovitaja (*Numenius arquata*) on III kategooria kaitsealune liik ning kantud ohuvälise liigina punasesse raamatusse. Suurkoovitaja on üle Eesti hajusalt leviv haudelind, kes asustab mitmesuguseid avamaastikke (jõeluhad, rannaniidud, põllumajandusmaastik, aga ka lagerabad ja sood) ning puudub vaid piirkondadest, kus on valdavalt suured metsamassiivid. Viimase arvukushinnangu kohaselt võiks Eesti alal pesitseda 2 000–4 000 paari suurkoovitajaid, meie asurkond moodustab ca 7% Euroopa asurkonnast. Eesti ohustatud liikide punase nimestiku kohaselt on Eestis suurkoovitajate ohutegurid seotud peamiselt elupaikade kadumisega, eeskätt nende alade veerežiimi muutustega (Elts ja Marja 2013).

Suurkoovitaja leviku kohta on EELISes andmeid 144 UTM ruudu kohta üle Eesti. Keskmiselt esineb neis ruutudes 2,1 suurkoovitaja elupaika, maksimaalselt 48 (Läänemaa, Matsalu laht).

Metsaraie mõju hindamiseks valiti indikaatorliikideks metsis ja lendorav. Käesolevas töös käsitletakse vanematest metsade olemasolust sõltuvate ning lageraiete suhtes väga tundlike liikide metsise ja lendorava elupaikade arvukuse muutumist üle Eesti. (Liikide üks valikukriteerium oli ka vastava andmestiku olemasolu EELISe andmebaasis.)

Metsis

Metsis (*Tetrao urogallus*) kuulub II kaitsekategooria liikide nimekirja ning on kantud linnudirektiivi I lissasse. Metsis on paikne linnuliik, kes elutseb Eestis rabade ümbruse vanades männikutes. Metsise elupaigaks loetakse kokkuleppeliselt metsaala, mis ulatub kuni 3 km raadiuses ümber mängutsentri ning mida kasutatakse mängimiseks, sigimiseks, toitumiseks ja puhkamiseks eri aastaegadel. Metsis eelistab mängupaigana ainult mändidest koosnevaid puistuid, kus puude valdav vanus on 80–130 aastat.

Metsise kaitse tegevuskavas (Randla 2015) on suure mõjuga ohuteguriteks Eestis hinnatud elupaikade killustumist, kisklust (metssiga ja väikekiskjad), kuivenduse mõjul toimuvat elupaiga kvaliteedi langust ning nende tegurite omavahelist koosmõju, mille tõttu ohustab mängu isolatsiooni jäämine ja eelistatud elupaikade killustumine. Keskmise tähtsusega ohuteguriteks peetakse elupaikade kadumist potentsiaalselt sobivates elupaikades (lageraied väljaspool kaitsvaid metsise elupaiku) ja inimese põhjustatud häirimist. Metsise kaitse-eesmärk lähiajaks (5 aastat) on kõikide teadaolevate püsivalt asustatud mängu- ja hetkearvukuse ning tuumaladel ja astmelaua elupaikades kvaliteetsete metsise elupaikade säilitamine, samuti elupaikade kvaliteedi parandamine ehk levila ja arvukuse

kahanemise peatamine. Metsise pikaajaline (15 aastat) kaitse-eesmärk on populatsiooni soodsa seisundi (kukkede arv 1500–2400) ja stabiilse või kasvava populatsiooni juurdekasvu saavutamine ning vähemalt 400 mänguaurkonna säilimine. Metsamajanduse planeerimisel on eriti tähtis säilitada hästi toimivate mängualade vahel ühendused (ehk sidusus).

Lendorav

Lendorav (*Pteromys volans*) kuulub Eestis I kaitsekategooriasse. Elupaikadeks on kogu levila ulatuses küpsed ja metsamajanduslikult üleseisnud (vanus ületab küpsusvanust 20 aastat või enam) sega- või lehtmetsad, kus esineb pesapuudeks sobilikke õõnsustega haabu või kaski. Eestis on lendoravate eelistatud elupaikadeks vanemad, üle 50 aastaste haabadega segametsad ja haavikud, kus puistu koosseisus on vähemalt teises rindes kuusk. Puhtaid haavikuid, vaatamata õõnsuste esinemisele, ta siiski reeglina ei asusta. Lendorava leiukohti esineb nii kaitsealadel, hoialadel, lendorava elupaikade kaitseks moodustatud püsielupaikades kui ka väljaspool kaitstavaid alasid. Keskkonnaregistris olevast 110 lendorava leiukohast asuvad 30 leiukohta kaitsealadel, 34 lendorava püsielupaikades ja 5 leiukohta paiknevad vaid osaliselt kas kaitsealal või püsielupaigas.

3. Meetodi rakendamiseks vajalikud andmed, nende detailsusaste ja kogumise meetod

2010. aastal koostatud kaartidel kajastuvad leiuandmed pärinesid järgmistest andmebaasidest:

- Riiklik keskkonnaregister
- Eesti Looduse Infosüsteem (EELIS)
- Loodusvaatluse andmebaas (LVA)
- eElurikkuse andmebaas
- Eesti haudelindude levikuaatlas (1993)
- Eesti imetajate levikuaatlas
- Eesti seente levikuaatlas (Parmasto, 1993, 1999, 2004)
- Eesti selgrootute rühmade levikuaatlas (Kesküla, 1992; Süda, Miländer, 1998; Voolma, Õunap, Süda, 2000; Martin, Luig, Ruusmaa, Heidemaa, 2008)
- Eesti taimede levikuaatlas (2005) – taimeatlase andmed põhinevad 9 x 11 km ruudustikule, mistõttu viidi need ümber UTM 10 x 10 km ruudustikku. Taimeatlases märgitud liigid lisati sellesse UTM ruutu, mis kattis kõige suurema osa taimeatlase ruudust.

Loetletud andmebaaside andmestik koguti loodusuurijate või ka tavakasutajate poolt sisestatuna (vastavalt andmebaasi iseloomule), kus vaatlused on varustatud leiukohtade koordinaatidega jm olulise asjakohase infoga, mille põhjal on võimalik neid töödelda.

4. Kasutatav tarkvara, andmetöötluse protsessi kirjeldus

Ruumianalüüsi teostamiseks on enam levinud tarkvarad ArGis ja MapInfo.

Keskkonnaseisundi kirjeldamiseks koostati töö käigus üle-Eestilise liigilise mitmekesisuse leviku teemakaardid, mis annavad ülevaate erinevates piirkondades olevate liikide arvukusest ja seeläbi bioloogilisest mitmekesisusest. Koostatud kaartide aluseks oli Keskkonnaagentuuri 2010. aastal tehtud töö (Keskkonnateabe Keskus 2011), mille käigus tehti Eesti elurikkuse kaardid 10x10 km suuruses UTM ruudustikus. UTM ruudustik põhineb rahvusvahelisel koordinaatvõrgustikul, mille alusel Eesti territoorium jagati ruutudeks. Nende kaartide koostamisel kasutati andmeid, mis pärinevad ajavahemikust 1970–2010, mõne liigirühma puhul ka ajavahemikust 1950–2010. Kokku saadi 315 024 unikaalset liigipõhist kirjet erinevates UTM ruutudes, neist kaitsealuste liikide kirjeid oli 31 839. Kokku oli teavet 8 699 liigi kohta 645 ruudus. Eestis teadaolevalte liikide arv 2010. aastal oli eElurikkuse portaali andmeil üle 23 000 liigi.

Mitmekesisuse teemakaartide koostamisel eemaldati erineva päritoluga vaatluste nimestikust topeltkirjed ja alamliikide/sünonüümide kirjed, et välistada andmestiku kattuvus UTM ruudustike sisestes väljades. Oluline oli kuvada kindlas ruudus esinevate liikide arv, mitte selle liigi loendamise sagedust. Kaardistatud andmete põhjal on võimalik näitlikustada liikide esinemist eri piirkondades. Siinkohal tuleb märkida, et üldjuhul kaardistatakse laia levikuga liike vähem, kuna vaatlejate jaoks on nende lauseline

esinemine kindel ja vähem oluline (nt harilik mänd jm), kuid seetõttu võib just kaitsealuste liikide kohta olla teave suurem. Kokkuvõtvalt sõltub andmete usaldusväärsus alade uuritusest ning ka uurijate teadlikkusest ja kogemustest.

Teemakaartide algeesmärgiks oli võrrelda liigirikkust 2010. aasta ja 2016. aastal kogutud andmete põhjal eri UTM ruutudes üle kogu Eesti. Sõltuvalt andmebaaside omadustest (kirjed andmebaasis on ajaperioodi summad, st vanematele vaatlustele lisatakse uued juurde) ei olnud need kaks eri perioodi põhimõtteliselt otseselt võrreldavad. Erandiks on EELISE andmebaas, kus leiukohtade registreerimise andmetel on kehtivusaeg, alg- ja lõppkuupäev. Andmebaasides olevad leiukohad võivad aja jooksul kaduda, kui nt teatud liik on hävinud või nt loomaliik on oma elukohta muutnud. Eesti elurikkuse kaartide põhjal analüüsiti inimõju eri maakasutusega aladel, kasutades selleks ka eri indikaatorliike.

Liigirikkuse puhul tuleb ka arvestada, et praegusel ajal on üle-Eestiliselt teada kumulatiivne liigirikkus, s.t puuduvad suuremalt jaolt andmed selle kohta, kas ja kui suurel määral teatud kindlas piirkonnas (käesoleva töö kontekstis UTM ruut) seal kunagi registreeritud liigid tegelikult ka praegu samal kohal elavad või mitte. Kuna liigirikkuse ajas muutuste kohta puuduvad usaldusväärsed andmed, mida kõrvutada maakasutuse muutusega, siis püüti teatud juhtudel lähemalt vaadelda maakasutuse mõju indikaatorliikide kaudu.

5. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Väljundtulemuseks on elurikkuse muutuse hinnang 10X10 km UTM ruudus. Muutust saab hinnata lisandunud või kadunud **liikide arvuna**. Väljundtulemuseks indikaatorliikide valiku korral, mis võimaldab hinnata erinevatest tegevustest tingitud maa hõivamise mõju erinevatele looduslikele ja poollooduslikele kooslustele, on väljundtulemuseks liigi arvukuse muutus vaadeldavas piirkonnas, mida **väljendab isendite arv või populatsioonindeks**. Käesolevas töös ei olnud puudulike alusandmete tõttu võimalik usaldusväärsed väljundtulemusi üldise elurikkuse või indikaatorliikide kohta saada.

6. Tulemuste detailsusaste

Käesolevas töös valiti detailsusastmeks 10X10 km UTM-ruut. Sisuliselt on edaspidi võimalik sellest erinev, sh ka täpsem hinnang, kuna liikide leiukohtade registreerimisel näiteks eElurikkuse süsteemis või Loodusvaatluste Andmebaasis LVA seotakse leiukoht asukohaga kaardil või asukohakoordinaatidega.

7. Rahvusvahelised ja riiklikud vm olulised uuringud ja analüüsid, kus meetodit on rakendatud

Ruumiandmete analüüsi elurikkuse kaardistamiseks ja muutuste hindamiseks kasutatakse laialdaselt ja rutiinselt ning selleks on välja töötatud ka erinevaid arvutimudeleid. Otseselt sarnast uuringut, kus oleks seostatud elurikkuses toimuvaid muutusi maa hõivamise mõjuga, töö teostamise käigus välja ei tulnud. Probleemiks ruumianalüüsi kasutamise juures on nii Eestis kui mujal Euroopa riikides vajalike andmete puudumine või nende ebapiisav kvaliteet elurikkuse kohta üldiselt või kaitset vajavate liikide kohta (nt ebapiisav ruumiline või ajaline katvus, kui soovitakse näidata muutlikkust ajas ehk trendi, või välja tuua piirkondadevahelisi erinevusi). Samas tunnistatakse ruumianalüüsi kui olulist töövahendit elurikkuse kaitse korraldamisel, sh seisundi ja seisundi muutuste kindlakstegemisel (Kullberg, Moilanen 2014).

8. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arutamiseks

Meetod on keskmise usaldusväärsusega juhul, kui on olemas piisav hulk andmeid elurikkuse kohta, mida kõrvutada maakasutuse ja selle muutustega.

Lähteülesandes toodud eesmärki - arvutada keskkonnamõju kvantitatiivse suuruse sõltuvus keskkonnakasutuse mahust - ei ole eluslooduse puhul otseselt võimalik välja tuua puudulike seisundi (muutuse) andmete tõttu ja mõjude paljususe tõttu (sh nii elupaiga kui otsese mõju ja ökosüsteemiseoste kaudu). Eriti keeruline on seesugune kvantifitseerimine ja hinnastamine kaudsemate ja pikema toimega mõjude puhul (nt õhusaaste, veevõtt). Kuna liigid ja elupaigad on osa ökosüsteemist, mõjuvad neile korruga paljud mõjud, sh eluslooduse enda liikidevahelised vastastikmõjud ja ökosüsteemi-sisesed elus ja eluta keskkonna vahelised looduslikud suhted. Väljapakutud meetodika annab siiski suunised mõjude kvantifitseerimiseks.

9. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus andmete kvaliteedist tulenevalt on suur. Suuremal skaalal on Eestis teada kumulatiivne liigirikkus, kuid puudub ülevaade elurikkuse muutusest ajas erinevates piirkondades. See tähendab, et puuduvad suuremalt jaolt andmed selle kohta, kas ja kui suurel määral on ühest või teisest piirkonnast seal kunagi registreeritud liigi seisund muutunud.

10. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Kättesaadavate andmete osas alternatiivid puuduvad. Keskkonnaagentuuris on käimas ökosüsteemi teenuste kaardistamine, mis võib anda sisendi välismõjude hindamiseks.

Teaduskirjanduses toodud teabe põhjal järelduste tegemine ei iseloomusta Eesti oludes vahetut mõju ja jääb tihti teoreetilisele tasemele.

11. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks piisava kvaliteediga andmete olemasolul ja selgete keskkonnanäesmärkide seadmisel. Annab ülevaate elurikkuse ruumilisest paiknemisest Eestis ning võimaldab kõrvutada andmeid maakasutusega. Samas pole võimalik välja tuua trende elurikkuse muutusest ajas, mistõttu ei saa hinnata maakasutuse muutuse mõju elurikkusele pikemal ajaskaalal.

Kasutatud kirjandus

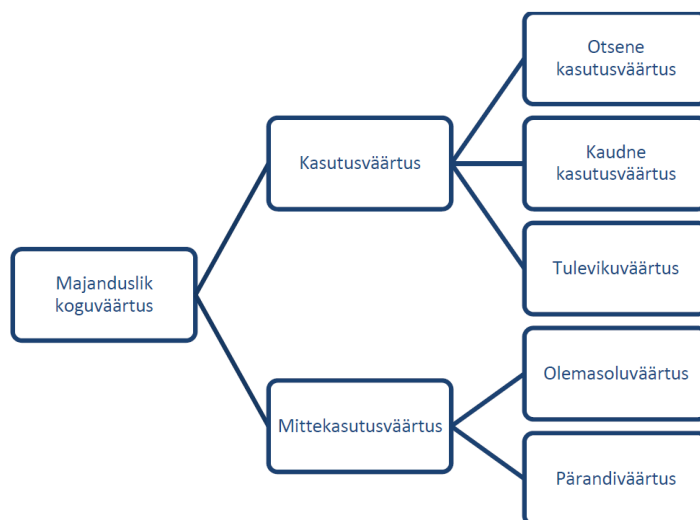
1. Clinton, Barber 2013. *A framework for understanding noise impacts on wildlife: an urgent conservation priority*. *Fron. Ecol. Environ* 2013; 11(6): 305-313, doi: 10.1890/120183
2. Dutilleux 2012. Dutilleux, G. *Anthropogenic outdoor sounds and wildlife: it's not just bioacoustics!* *Proceedings of the Acoustics 2012 Nantes Conference*. 23-27 April 2012, Nantes, France.
3. Ewing, Kostyack 2005. Ewing, R., J. Kostyack, D. Chen, B. Stein, and M. Ernst. *Endangered by Sprawl: How Runaway Development Threatens America's Wildlife*. National Wildlife Federation, Smart Growth America, and NatureServe. Washington, D.C., January 2005. <https://www.nwf.org/~media/PDFs/Wildlife/EndangeredbySprawl.pdf>
4. Kabral, N. 2016. Sademete seire. Riikliku keskkonnaseire aruanne. Eesti Keskkonnauuringute Keskus, 2016.
5. Klein 2017. Klein, L. (2017). ELME projekt. „Elurikkuse sotsiaalmajanduslikult ja kliimamuutusega seostatud seisundi hindamiseks, prognoosiks ja andmete kättesaadavuse tagamiseks vajalikud töövahendid“. Projekti tutvustus. Keskkonnaagentuur.
6. Kullberg, Moilanen 2014. Kullberg, P., Moilanen, A, 2014. *How do recent spatial biodiversity analyses support the convention on biological diversity in the expansion of the global conservation area network?* *Natureza & Conservação*. Volume 12, Issue 1, June 2014, Pages 3-10. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1679007314500011>
7. Leibak 2013. Leibak, E. Paal, J. 2013. Eesti soode seisund ja kaitstus.
8. Loigu, Hannus 1982. Loigu, E., Hannus, M. (1982). Ülemiste järve antropogeenne eutrofeerumine. Eesti NSV järvede nüüdisseisund, Eesti NSV Teaduste Akadeemia, 1982. Tartu
9. Paal jt 2010. Paal, J., Vellak, K., Liira, J., Karofeld, E. (2010). Bog recovery in Northeastern Estonia after the reduction of atmospheric input. *Restoration Ecology*, Vol 18, pp. 387-400.
10. SOER 2015. *European Environment – state and outlook 2015. European briefings. Biodiversity*. Euroopa Keskkonnaamet 2015. Veebiväljaanne. <https://www.eea.europa.eu/soer-2015/europe/biodiversity>

X KESKKONNAMÕJU RAHASSE HINDAMISE MEETODID

10.1 Sissejuhatus

Turumajanduse tingimustes püüavad kõik majandussubjektid (ettevõtted ja majapidamised) saavutada enda jaoks suurimat kasulikkust võttes arvesse ressursside (näiteks aeg, raha, tooraine jne) piiratust. Tänapäevani on enamus majandusteadlasi seisukohal, et turumajandus, kus tootmine ja teenuste pakkumine tugineb tarbijate nõudmistel, tagab kõige otstarbekama ressursikasutuse. Reaalsuses ei toimi turud ideaalselt ja esinevad turutõrked, mis takistavad ressursside optimaalset jaotust. Üheks niisuguseks turutõrkeks on avalikud hüved. **Avalikud hüved** on kaubad ja teenused, mille tarbimine on konkurentsitu ja välistamatu. Niisugusteks avalikeks keskkonnahüvedeks on näiteks puhas õhk, maastikuvaade, jõed, järved, meri, elurikkus, osoonikiht jne.

Avalikud hüved suurendavad ühiskonna heaolu, mistõttu ühiskond neid väärtustab. Avalike hüvede koguväärtust võib hinnata **kasutus- ja mittekasutusväärtuse** summana (vaata joonis 21). Otsene kasutusväärtus tuletatakse tegelikust hüve kasutusest. Kaudne kasutusväärtus (näiteks mõned inimesed ei soovi minna metsikusse loodusesse vaid eelistavad vaadata televiisorist selle-teemalisi saateid) tuleneb hüve kaudsest kasutusest. Tulevikuväärtus arvestab võimalusega, et hüve toob kasu ning seda saab tarbida nii otseselt kui ka kaudselt tulevikus. Mittekasutusväärtus ehk olemasoluväärtus seondub inimeste soovivad, et hüve eksisteeriks isegi juhul, kui nad seda kunagi ise ei näe ega kasuta või, et tulevased põlvkonnad saaksid neid objekte nautida.

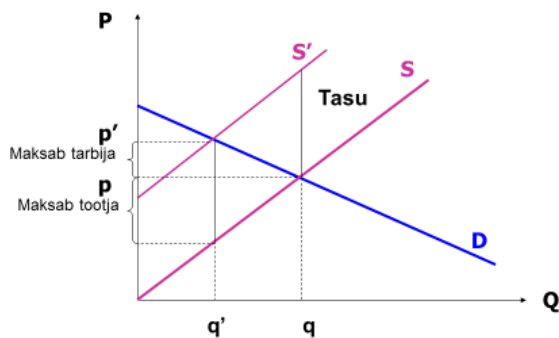


Joonis 21. Majandusliku koguväärtuse skeem. (Allikas: Sall et al, 2012)

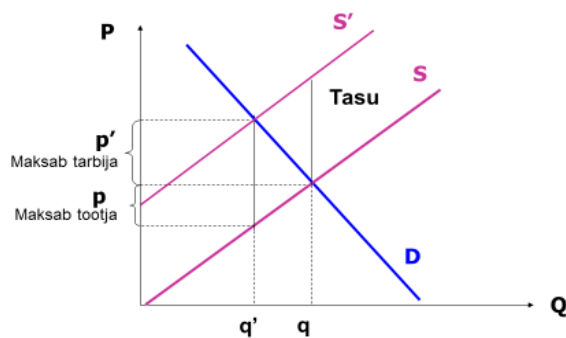
Avalike hüve jaotamise ja tarbimisega kaasnevad välismõjud. **Välismõju** on turutõrge, kus üks majandussubjekt pakub teistele ressursse (kaupa, teenust), saamata sellest eest täielikku kompensatsiooni või saadakse tulu ilma vastavaid kulutusi tegemata. Välismõju võib olla nii positiivne kui ka negatiivne. Positiivne välismõju ehk **välisvalu** on tootmises või tarbimises kolmandatele osapooltele tekitatud positiivne kõrvalefekt ehk tulu. Näiteks transporditaristu, haridus, teadusuuringud, keskkonnahoidlik põllumajandus, ilus vaade jne on käsitletavat välisvalu. Negatiivne välismõju ehk **väliskulu** on tootmisest või tarbimisest kolmandatele osapooltele tekitatud ja mittekompanseeritud negatiivne kõrvalefekt, mille näiteks on saastunud välisõhk, reostunud veekogud, müra jne.

Välismõjude kulustamine (ingl k *valuation*) kuulub tulude ümberjaotamise valdkonda ja on üks võimalik viis korrigeerida turumehhanismi majanduspoliitiliste meetmete abil. See tähendab, et välismõjud võetakse kuluna arvesse tootmise ja tarbimise protsessis. Joonisel 22 on kujutatud, kuidas

turusituatsioonis peale välismõjude kulustamist muutuvad pakkumine (S), nõudlus (D), kauba hind (p) ja kauba kogus (q).



Joonis 22a. Elastse nõudlusega kauba korral



Joonis 22b. Vähe-elastse nõudlusega kauba korral

Joonis 22. Pakkumise-nõudluse situatsiooni muutus turul peale välismõju kulustamist

Teoreetiliselt peaks väliskulu muutmine tootja kuluks ergutama tootjat käituma optimaalselt ja näiteks vähendama saasteainete heitkoguseid optimaalse tasemeni või välistulu tootjat jätkama avaliku hüve tootmist. Majandusliku koguväärtuse seisukohalt väliskulu vähendab ja välistulu suurendab avalike hüvede väärtust ja ühiskonna heaolu.

Avalike hüvede või välismõju majandusliku koguväärtuse mõõtmine baseerub inimeste eelistuste uuringul. Uurides inimeste maksevalmidust soovitakse teada, kui palju potentsiaalsed hüve tarbijad on nõus selle saamise, säilimise või parandamise eest maksma. Mõõta võib ka kompensatsioonivalmidust, mille puhul soovitakse teada, missuguse summa eest ollakse mõnest hüvest valmis jäädavalt loobuma.

Ülevaate saamiseks avalike hüvede või välismõju majandusliku väärtuse arvutamise meetodikatest on need käesolevas töös jaotatud kahte suurde rühma (vaata tabel 15). Jaotamise aluseks on võetud väärtuse arvutamiseks vajaliku sisendinfo iseloom. Sisendinfo tuleb alati tarbijate käitumise uurimisest, kuid vahet tehakse tarbijate tegelikul ja väljendatud turukäitumisel. Avaldunud eelistuste uurimise tehnikaid kasutades kogutakse infot tarbijate tegelikku turukäitumise kohta (mida tarbijad ostavad ja on valmis ostma ning missuguse hinna eest), sealhulgas varihindu (maksud ja subsidiumid) ja kulusid (kulutused mida tarbijad teevad). Väljendatud eelistuste uurimisel küsitakse tegelike või potentsiaalsete tarbijate käest nende maksevalmidust. Tabelis 14 nimetatud meetodeid võib vaadelda kui üldmeetodeid, mille puhul on kasutusel erinevad variandid. Variandid tekivad meetodikas kasutatavate algandmete iseloomust või nende kogumisviisist lähtuvalt. (Näiteks reiskulu meetodi puhul on kasutusel tsonaalne ja individuaalne reisikulu meetod, mis erinevad algandmete kogumisviisilt.) Iga meetodiline nüanss muudab lõpp-tulemust ning majandusliku väärtuse arvutuste kohta järelduste tegemisel tuleb nendega arvestada.

Tabel 15. Avalike hüvede majandusliku väärtuse arvutamise tehnikad ja meetodikad

Avaldunud eelistuste uurimise tehnikad	Väljendatud eelistuste uurimise tehnikad
Turuhinna meetod	Tingliku hindamise meetod
Kuludel põhinevad	Valikkatse meetod
Kinnisvarahinna meetod	
Reisikulu meetod	

Lisa 9 koondab tabelis 1 nimetatud avalike hüvede ja välismõju rahalise väärtuse arvutamise meetodikate detailsed kirjeldused. Lisaks tabelis nimetatud meetoditele kirjeldatakse ka tulu ülekande meetodit, mis seisneb teiste uuringute, analoogsete hüvede või välismõju tulu ülekandes oma uuringusse.

Eraldiseisvalt on koostatud ülevaade asjaoludest, mida silmas pidada kasvuhoonegaaside heite välismõjude rahasse hindamisel (vt ptk 10.10). **Peatüki lõpus on esitatud koondtabel, mis annab ülevaate rahasse hindamise meetodite sobivusest konkreetse keskkonnakasutuse vormi keskkonnamõjude välismõjude rahasse hindamiseks.**

10.1 Meetod 1 – valikkatse meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Valik-katse meetodit saab kasutada nii keskkonnahüve kasutus- kui mittekasutusväärtuse arvutamiseks ja ka välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks. Meetod põhineb keskkonnahüve või välismõju tegelike või võimalike tarbijate intervjuerimisel ja küsitlemisel eesmärgiga selgitada välja nende eelistus keskkonnahüve kvaliteedi või kvantiteedi muutuse osas. Küsitlusankeedi hüpoteetiline turg sisaldab teiste muutujate hulgas ka maksevalmiduse uuringuks vajalikku informatsiooni.

1. Meetodi kirjeldus

Valikkatse meetod on sarnane tingliku hindamise meetodile. Nende ühiseks jooneks on hüpoteetilise turu loomise vajadus. Kuid erinevalt tingliku hindamise meetodist ei küsita valik-katse meetodi puhul vastajatelt nende maksevalmidust otse. Vastajatel palutakse teha valik etteantud stsenaariumite vahel, kusjuures üheks sisendinformatsiooniks stsenaariumi juures on selle maksumus.

Valikkatse meetodi rakendamine koosneb järgmistest põhietappidest:

1. Ettevalmistav osa, mille käigus koostatakse küsitlusankeet ja määratletakse esinduslik valim. Küsitlusankeet sisaldab hüpoteetilise või reaalse tegevuse stsenaariume ja nende kirjeldusi.
2. Küsitlusankeedi testimine, vastavalt vajadusele parandamine ja täiendamine ning küsitluse läbiviimine.
3. Tulemuste analüüs ja meetodi rakendamise tulemuslikkuse kontroll.

Valikkatse meetodi kasutamise juures on ettevalmistav etapp professionaalsust nõudev. Hüpoteetilise turu kirjeldus (stsenaariumid) peab olema selge, piisavalt detailne ja andma informatsiooni nii kavandatava tegevuse, oodatavate tulemuste kui ka maksumuse kohta. Võimaluse korral illustreeritakse küsitlust skeemide, fotode jms. Hüpoteetilise turuga püütakse küsitletavale luua tema jaoks tuttav turusituatsioon, kus „letil“ on erineva kvaliteedi, kvantiteedi ja maksumusega hüved, mille vahel „ostja“ valib.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse valimilt ankeetküsitlusele vastamise käigus. Kogutavad andmed on järgmised:

- Küsitletava suhtumine keskkonnaväärtustesse üldiselt ning konkreetselt hinnatavas hülvesse;
- Küsitletava teadlikkus hüvest ja selle kasutamise ulatus;
- Küsitletava väärtushinnangud ja eelistused;
- Valik hüpoteetilise turu stsenaariumide hulgast (sisaldab muuhulgas ka maksumust);
- Küsitletava sotsiaalsed ja majanduslikud karakteristikud.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Küsitluse käigus kogutud andmeid analüüsitakse näiteks modelleerimisega NLOGIT tarkvara abil. Katsetada võib nii fikseeritud kui ka juhusliku parameetriga mudeleid (*fixed parameter model*; *random parameter model*). Kui valim on olnud piisavalt esinduslik, siis küsitluse käigus kogutud vastuste alusel moodustub stsenaariumide pingerida ja arvutatakse välja iga stsenaariumi kohta vastajate kui ka potentsiaalsete keskkonnahüve/välismõju kasutajate aritmeetiline maksevalmidus ning regressioonanalüüsi kasutades agregeeritud maksevalmidus ja nõudluskõver koos tarbijahinnalisaga.

Vastajate sotsiomeeriliste andmete analüüs annab ülevaate valimist ning võimaldab hinnata valimi vastavust potentsiaalsete hüve/välismõju tarbijate esinduslikkust.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamise tulemusel saadakse keskkonnahüve või selle kavandatava kvaliteedi/kvantiteedi muutuse stsenaariumide pingerida koos rahalise väärtusega.

5. Tulemuste detailsusaste

Keskkonnahüve rahaline väärtus näitab uuritaval ajahetkel ühiskonna maksevalmidust keskkonnahüve eest või selle kvaliteedi/kvantiteedi muutuse suhtes. Seda meetodit rakendades on vastajate väärtushinnangud mõjutatud hüpoteetilise turu stsenaariumi täpsusest, küsitlusankeedi ja küsitluse läbiviimise professionaalsusest.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebruari 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „choice experiment method“. Otsingu tulemuseks leiti 1235 kirjet, mis kinnitavad, et on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutanud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväarsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Valik-katse meetodi usaldusväarsus on kõrge. See võimaldab arvutada kõige erinevamate keskkonnahüvede ja välismõjude kasutus- ja mittekasutusväärtust. Usaldusväärsete tulemuste saavutamine nõuab kogemusi ja kompetentsi.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on keskmine. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed kogutakse ankeetküsitluse abil iga objekti kohta eraldi. Küsitlusankeedi koostamine ja küsitluse läbiviimine eeldab kogemust ja kompetentsi.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Teiste meetoditega võrreldes võimaldab valik-katse meetod kõige erinevamate turuväliste hüvede rahalise väärtuse arutamist, sealjuures saab hinnata nii kavandatava tegevuse tulemusi tervikuna kui ka erinevaid aspekte silmas pidades. See meetod võimaldab vastajatel mõelda oma ostukäitumisele, mis on mõnevõrra lihtsam, kui väljendada oma arusaamu/põhimõtteid rahalises hinnangus. Samuti on vastajatel lihtsam vastata küsimustele, mis puudutavad nende valikuid teatud situatsioonides.

Meetodi puudused teiste meetoditega võrreldes seisnevad selles, et küsitlusankeedile vastajad on mõjutatud kirjeldatud stsenaariumist nii sõnaliselt kui vormiliselt. Kui küsitlus sisaldab palju informatsiooni ja erinevaid stsenaariume, mis on vastajale tundmatud, siis võib ta hakata vastuseid valima lähtudes ühiskonna väärtushinnangutest, mitte oma ostukäitumisest. Liiga paljude küsimustega ankeetküsitlus viib vastajate tüdimuseni ning läbimõtlematute vastusteni.

Kokkuvõttes on selle meetodi rakendamine suhteliselt ressursimahukas.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib väga hästi nii kasutus- kui ka mittekasutusväärtuse arutamiseks. Meetodi rakendamine eeldab küsitlusankeedi koostamiseks, küsitluse läbiviimiseks ja vastuste töötlemiseks spetsiifiliste teadmiste ja oskustega meeskonda.

10.2 Meetod 2 – turuhinna meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse keskkonnahüve kasutusväärtuse ja välismõju rahalise väärtuse arutamiseks. Meetodit saab kasutada juhul, kui eksisteerib toimiv turg. Näiteks mets pakub erinevaid ökosüsteemiteenuseid, millest turuhinna meetodit kasutades saab arvutada väärtuse puidule, marjadele, seenetele, ulukitele, ravimtaimedele jms – hüvedele, mida turul müüakse.

1. Meetodi kirjeldus

Kui eksisteerib turg ja hinnad väljendavad alternatiivkulu, siis kasutatakse keskkonnahüvede või välismõju majandusliku väärtuse arutamiseks turuhinna meetodit. Turuhind näitab inimeste maksevalmidust ja koos tarbija ning tootja hinnavõiduga hüve majanduslikku koguväärtust.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse turuülevaadetest ja uuringutest:

- Uuritava kauba nõudlus ja pakkumine;
- Uuritava kauba turuhind;
- Uuritava kauba maksimaalne turuhind;
- Uuritava kauba minimaalne pakkumise hind ehk kogu muutuvkulu.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Võttes aluseks turustatava kauba pakkumise ja nõudluse, turuhinna ja nõutava hüve koguse, maksimaalse turuhinna ning kogu muutuvkulu leitakse uuritava hüve turuväärtus ning tarbija ja tootja heaoluvõit. Saadud andmetele tuginedes arvutatakse neto majanduslik kogutulu. Ühiskonnale tekitatud heaolu muutust hinnatakse keskkonnahüve alternatiivseid kasutusvariante kaaludes.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamisel saadakse keskkonnahüve kasutusväärtus või välismõju rahaline väärtus.

5. Tulemuste detailsusaste

Saadud tulemus näitab ühiskonna maksevalmidust keskkonnahüve eest või selle kvaliteedi ja/või kvantiteedi muutuse suhtes uuritaval ajahetkel. Inimeste väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud, kuna neid väljendatakse turul ostu-müügi tehingute kaudu. Hinna, koguse ja kulude andmed on väljakujunenud turul kergesti kättesaadavad. Kasutatakse aktsepteeritud majandusliku hindamise

tehnikat ja tegelikke tarbijaeelistuste andmeid. Andmeid analüüsid ja tulemusi tõlgendades tuleb arvestada, et turuhäiretest või poliitilistest otsustest tulenevalt ei pruugi turul keskkonnahüve tõene majanduslik väärtus kajastuda.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebbruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „market price method“. Otsingu tulemuseks leiti 621 kirjet, mis kinnitavad, et avaliku hüve väärtuse leidmiseks on meetodit kasutatud aktiivselt.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Turuhinna meetodi usaldusväärsus on väga kõrge (5). Meetod kasutab standardseid majandusteaduse tehnikaid, mida rakendatakse eelkõige erahüvede jaotamise korraldamisel kuid see on arvestatav metoodika ka keskkonnahüve kasutusväärtuse või välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks. Arvutamata jääb mittekasutusväärtus.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on väga madal (5). Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed on kättesaadavad turul või internetiotsinguid kasutades ilma täiendavate põhjalike uuringute ja suuremate kuludeta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodi eeliseks teiste meetoditega võrreldes on selle rakendamise lihtsus, kiirus ja odavus. Vajalikud andmed on kergesti kättesaadavad ning ühiskonna väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud.

Meetodi puudused teiste meetoditega võrreldes tulenevad riigi majandus- ja sotsiaalpoliitikast tulenevatest turuhäiretest. Suureskaalaliste nõudlus/pakkumine situatsioonides nagu näiteks osoonikihi majandusliku väärtuse arvutamine, on meetodit keeruline rakendada ja tulemused ei oleks tõenäoliselt õiged.

Seda meetodit rakendades saadakse keskkonnahüve rahaline väärtus, mis on tõenäoliselt väiksem kui ökosüsteemi tegelik väärtus ühiskonna jaoks.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks väga hästi, kuna olemas on nii kõrge usaldusväärsusega metoodika kui ka kiiresti ja ilma täiendavate kulutusteta kättesaadavad sisendandmed.

10.3 Meetod 3 – tulu ülekande meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Tulu ülekande meetodit kasutatakse keskkonnahüve ja välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks, tuletades selle rahalise väärtuse eelnevalt läbi viidud ja publitseeritud uuringu käigus hinnatud või mõõdetud tuluga. Näiteks harrastuskalapüügi väärtust ühes riigis võib hinnata, kasutades teises riigis tehtud samalaadse uuringu tulemusi.

Tulu ülekande meetodit kasutatakse siis, kui on vajadus väärtuste hindamiseks, kuid uue uuringu läbiviimine osutub liiga kulukaks või ajamahukaks.

1. Meetodi kirjeldus

Selle meetodi kasutamisel määratletakse kõigepealt hindamisalune keskkonnahüve või välismõju ning valitakse olemasolevate uuringute seast need tööd, mida on võimalik ülekandeks kasutada. Seejärel

tehakse kindlaks, kas võrreldavad hüved on oma omadustelt, kättesaadavuselt ning asendusväärtustelt sarnased ning missugune on alguuringus osalenud inimeste sotsiaalmajanduslik taust ja eelistused.

Vajadusel kogutakse lisainformatsiooni (näiteks suhelda aluseks võetava uuringu läbiviijatega, hankida algandmeid või teha kohapeal lisamõõtmisi jne), mida arvutuste käigus täpsema tulemuse saamiseks kasutada.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab järgmisi olemasolevate uuringute andmeid:

- Olemasoleva uuringu objekti tunnused;
- Uuringus kasutatud rahalise hindamise meetodika;
- Objekti kohta arvatud tulu;
- Valimi demograafilised tunnused ja väärtushinnangud/eelistused;
- Valimi sotsiaalmajanduslikud andmed;
- Arvutamisel kasutatud populatsiooni suurus (juhul kui tulu on esitatud kogu maksevalmiduse või tarbijahinna võiduna).

3. Kasutatava andmetöötamise protsessi kirjeldus

Esmalt võrreldakse hindamisalust ja olemasoleva uuringu objekti ning määratakse nende sarnasus. Seejärel võrreldakse uuringus osalenud inimeste ja hindamisaluse objekti potentsiaalsete kasutajate demograafilisi ja sotsiaalmajanduslikke tunnuseid ning eelistusi. Juhul kui ka need on üldjoontes sarnased, siis võib uuringus välja arvatud tulu tuua üle hindamisaluse objekti rahalise väärtuse arvutustesse. Korrutades tulu läbi potentsiaalse keskkonnahüve või välismõju kasutajate arvuga saadakse hüve või välismõju rahaline väärtus.

Vajadusel võib kohandada olemasoleva uuringu tulemusi. Näiteks juhul kui riigi, kust tulu hakatakse üle tooma, sotsiaalmajanduslikud näitajad erinevad märgatavalt hinnatava objekti riigi samadest näitajatest, siis võib ülekantava tulu ümber arvutada.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamisel saadakse keskkonnahüve kasutusväärtus või välismõju rahaline väärtus.

5. Tulemuste detailsusaste

Saadud tulemus näitab keskkonnahüve kasutus- või mittekasutusväärtust või välismõju rahalist väärtust. Tulu ülekanne saab olla ainult nii täpne kui seda on algne uuring, arvestades objektide või situatsioonide sarnasust nii kvaliteedi, asukoha, rahvastiku kui ka keskkonnanaõtjate poolest. Meetodit võib kasutada eelhindamiseks, et välja selgitada, kas hindamiseks on vaja kasutada täpsemaid meetodeid ja strateegilise planeerimise alfaasis, esmaseks tulu prognoosimiseks.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.vebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „benefit transfer method“. Otsingu tulemuseks leiti 521 kirjet, mis kinnitavad, et on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutanud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Tulu ülekande meetodi usaldusväärsus on kõrge.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on madal. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed on kättesaadavad internetiotsinguid kasutades ilma täiendavate põhjalike uuringute ja suuremate kuludeta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Tulu ülekande meetodi eelisteks on selle kasutamise odavus ja kiirus. Meetodit võib kasutada eelhindamiseks, et välja selgitada, kas hindamiseks on vaja kasutada täpsemaid meetodeid. Eriti hästi sobib see meetod rekreatiivsete väärtuste hindamiseks.

Meetod on hästi kasutatav rekreatiivsete väärtuste arvutamiseks. Mida sarnasemad on kohad ning puhkeelamused, seda tõesemad on tulemused.

Tulu ülekande meetodi oluliseks puudusteks on tema suhteliselt madal täpsus.

Suurimaks takistuseks võib kujuneda tulu ülekandeks sobivate uuringute kättesaadavus. Samuti ei pruugi ülekandeks valitud uuringus olla piisavalt informatsiooni, et hinnata selle sobivust ülekandeks.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Kuigi selle meetodi usaldusväärsus on kõrge ja määramatus madal on siiski tegemist ekspressmeetodiga, mille tulemused on kasutatavad strateegiliste planeerimise protsessis, kuid ei peaks olema aluseks konkreetsete keskkonnakasutusotsuste langetamisel (v.a puhkekohtade tulu hindamisel).

10.4 Meetod 4 – tingliku hindamise meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Tingliku hindamise meetodit saab kasutada nii kasutus- kui mittekasutusväärtuse arvutamiseks. Meetod põhineb keskkonnakauba või välismõju tegelike või võimalike tarbijate intervjuerimisel ja küsitlemisel eesmärgiga selgitada välja nende valmisolek hüve/välismõju eest maksta või kompensatsiooninõue hüvest/välistolust alatise loobumise eest.

1. Meetodi kirjeldus

Tingliku hindamise meetodi rakendamine koosneb järgmistest põhietappidest:

1. Ettevalmistav osa, mille käigus koostatakse küsitluseks vajalik hüpoteetilise või reaalse tegevuse stsenaarium ja kirjeldus (nn hüpoteetiline turg), määratakse kindlaks raha kogumise viis ja küsitluse valim.
2. Küsitlusankeedi testimine ja küsitluse läbiviimine;
3. Tulemuste analüüs ja meetodi rakendamise tulemuslikkuse kontroll.

Tingliku hindamise meetodi kasutamise juures on ettevalmistav etapp professionaalsust nõudev. Hüpoteetilise turu kirjeldus peab olema selge, piisavalt detailne ja andma informatsiooni nii kavandatava tegevuse kui ka oodatavate tulemuste kohta. Võimaluse korral illustreeritakse küsitlust skeemide, fotode jms. Hüpoteetilise turu kirjeldus on küsitletavale maksevalmiduse otsuse tegemisel ainsaks aluseks.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse valimilt ankeetküsitlusele vastamise käigus. Kogutavad andmed on järgmised:

- Küsitletava suhtumine keskkonnaväärtustesse üldiselt ning konkreetselt hinnatavasse hüvesse;
- Küsitletava teadlikkus hüvest ja selle kasutamise ulatus;

- Küsitletava makse- või kompensatsioonivalmidus;
- Küsitletava sotsiaalsed ja majanduslikud karakteristikud;
- Küsitletava väärtushinnangud ja eelistused.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Kui valim on olnud piisavalt esinduslik, siis küsitluse käigus kogutud maksevalmiduse vastuseid kasutades leitakse nii vastajate kui ka potentsiaalsete keskkonnahüve kasutajate või välismõju saajate aritmeetiline maksevalmidus ning regressioonanalüüsi kasutades agregeeritud maksevalmidus ja nõudlusköver koos tarbijahinnalisaga. Vastajate sotsiomeeriliste andmete analüüs annab ülevaate valimist ning võimaldab hinnata valimi vastavust potentsiaalsete hüve/välismõju tarbijate esinduslikkust.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamisel saadakse keskkonnahüve või välismõju rahaline väärtus.

5. Tulemuste detailsusaste

Keskkonnahüve rahaline väärtus näitab uuritava ajahetkel ühiskonna maksevalmidust keskkonnahüve eest või selle kvaliteedi ja/või kvantiteedi muutuse suhtes. Seda meetodit rakendades on inimeste väärtushinnangud mõjutatud hüpoteetilise turu või stsenaariumi täpsusest ning küsitlusankeedi ja küsitluse läbiviimise professionaalsusest.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.vebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „contingent valuation method“. Otsingu tulemuseks leiti 22 903 kirjet, mis kinnitavad, et on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutanud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Tingliku hindamise meetodi usaldusväärsus on kõrge. See võimaldab arvutada kõige erinevamate keskkonnahüvede ja välismõjude kasutus- ja mittekasutusväärtust. Usaldusväärsete tulemuste saavutamine nõuab kogemusi ja kompetentsi.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on keskmine. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed kogutakse ankeetküsitluse abil iga objekti kohta eraldi. Küsitlusankeedi koostamine ja küsitluse läbiviimine eeldab kogemust ja kompetentsi.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Teiste meetoditega võrreldes võimaldab tingliku hindamise meetod kõige erinevamate turuväliste hüvede majandusliku väärtuse arvutamist. Kui küsitlus on läbi viidud, siis tulemused on võrdlemisi lihtsalt analüüsitavad ja kirjeldatavad.

Meetodi rakendamise keerukus tuleneb hüpoteetilise turu koostamiseks professionaalsete oskuste vajadusest. Küsitluses osalejad on mõjutatud nii sõnaliselt kui vormiliselt kirjeldatud stsenaariumist ning kogu uuringu tulemused sõltuvad nende vastustest. Vastajatelt eeldatakse, et nad kujutavad ennast hüpoteetilist turgu lugedes reaalsele turule, kuid uuringud on näidanud, et tegelike ostuotsuse puhul ei olda valmis ankeetküsitlusel vastusena nimetatud summat maksma.

Lisaks hüpoteetilisele turu kirjeldusele sõltuvad maksevalmiduse vastused näiteks planeeritud raha kogumise viisist, küsitletava emotsionaalsest seisundist, tema valmisolekust võtta küsimustikule vastamist tõsiselt ja paljudest muudest uuringu läbiviijatest mittesõltuvatest asjaoludest.

Selle meetodi rakendamine on suhteliselt kulukas ja aeganõudev.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib väga hästi mittekasutusväärtuse arvutamiseks. Meetodi rakendamine eeldab küsitlusankeedi koostamiseks ja küsitluse läbiviimiseks spetsiifiliste teadmiste ja kogemustega meeskonda.

10.5 Meetod 5 – taastamiskulu meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse nii keskkonnahüve kasutusväärtuse kui ka välismõju rahalise väärtuse hindamiseks. Selle meetodi kasutamine eeldab kahjustatud keskkonnahüve taastamiseks tehtud/tehtavate kulude summeerimist. Näiteks metsastatud maastiku väärtuse hindamiseks saab kasutada istikute kasvatamise, metsa istutamise, kasvatamise ja hooldamise kulusid.

1. Meetodi kirjeldus

Taastamiskulu meetodi puhul arvutatakse keskkonnahüve kasutusväärtus või välismõju rahaline väärtus, võttes aluseks kahjustatud keskkonna taastamiseks majanduslikult mõistlikul viisil tehtud kulud. Meetod eeldab, et keskkonnahüve taastamiseks tehtavad kulud väljendavad keskkonnahüve või välismõju rahalist väärtust.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse turuülevaadetest, taastamisuuringutest ja –projektidest:

- Taastamisprojekti rakendamiseks sisse ostetud asjade maksumus;
- Taastamisprojekti tööde mahud;
- Taastamisprojekti tööde maksumused;
- Hoolduskulud (vajadusel).

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Selle meetodi rakendamisel valitakse kahjustatud keskkonna taastamiseks majanduslikult mõistlik viis, summeeritakse taastamis- ja hoolduskulud ning saadud summa väljendab kahjustatud keskkonnahüve rahalist väärtust.

4. Väljundtulemused (näitajad, ühik)

Meetodi rakendamise tulemusel saadakse kulu-põhine rahaline väärtus, mis väljendab keskkonnahüve kasutusväärtust või välismõju rahalist väärtust.

5. Tulemuste detailsusaste

Taastamiskulu meetodit loetakse ekspressmeetodiks, mis väljendab keskkonnahüve kasutusväärtust. Saadud tulemuse täpsust ei loeta kõrgeks, kuna selleni ei ole jõutud tarbijate maksevalmidust uurides. Tulemusi soovitatakse kasutada strateegilise planeerimise faasis vajaminevate keskkonnahüvede või välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks, kuid mitte otseste keskkonnakasutusotsuste langetamiseks.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava *EBSCO Discovery Service* kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „replacement cost method“. Otsingu tulemuseks leiti 1092 kirjet, mis kinnitavad, et meetodit on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutatud aktiivselt.

7. Meetodi usaldusväarsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Taastamiskulu meetodi usaldusväarsus on kõrge. Meetod põhineb majanduslikult mõistliku taastamisvariandi valikul ning arvestab tõendatud kulusid. Keskkonnahüve taastamisvariandi valiku juures eeldatakse, et ühiskond on taastamisvariantidega tutvunud ning langetanud majanduslikult mõistliku otsuse. Seega on ühiskond aktsepteerinud kulusid, mis tekivad keskkonnahüve taastamisel ning tehtud kulutused väljendavad keskkonnahüve kasutusväärtust.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on väga madal. Arvutamiseks kasutatavad andmed on kättesaadavad turul või internetiotsinguid kasutades, ilma täiendavate põhjalike uuringute ja suuremate kuludeta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodi eeliseks teiste meetoditega võrreldes on selle rakendamise lihtsus, kiirus ja odavus. Vajalikud andmed on kergesti kättesaadavad.

Teiste meetoditega võrreldes tulenevad meetodi puudused, sellest et tõenäoliselt ei ole ühiskonna väärtushinnangud täpselt defineeritud, kuna ei arvestata nõudluse tekitajate eelistusi ehk ühiskonna maksevalmidust. Sellest tingituna võivad tulemused olla kas suuremad või väiksemad kui ökosüsteemi tegelik väärtus. Taastamiseks tehtavate kulude arvutamisel ei arvestata, et ökosüsteem on ainult osaliselt taastatav.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Kuigi selle meetodi usaldusväarsus on kõrge ja määramatus madal on siiski tegemist ekspressmeetodiga, mille tulemused on kasutatavad strateegilise planeerimise protsessis, kuid ei peaks olema aluseks konkreetsete keskkonnakasutusotsuste langetamisel.

10.6 Meetod 6 – reisikulu meetod, individuaalne lähenemine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Reisikulu meetod (*travel cost method*), individuaalne lähenemine (*individual travel cost approach*) – individuaalset reisikulu meetodit kasutatakse puhke- ja vabaaja veetmise koha keskkonnahüvede rahalise väärtuse arvutamiseks. Meetod võimaldab hinnata ka ühiskonnale tekitatud välismõju, mis tuleneb näiteks kohale juurdepääsu muutustest, olemasoleva puhkekoha kaotamisest, uue puhkekoha lisamisest piirkonda, muutustest puhkekoha keskkonna kvaliteedis jne.

1. Meetodi kirjeldus

Individaalse reisikulu meetodi rakendamine eeldab koha külastajate olemasolu ja nende küsitlemist. Koha väärtust mõõdetakse selle koha külastajate aja- ja reisikulu summana. Üldjoontes on meetod analoogne inimeste maksevalmiduse hindamisega turukaupade suhtes – arvestatakse hüve koguseid, mida tarbijad erinevatel hinnatasemetel on valmis tarbima.

Vaatleme hüpoteetilist situatsiooni: järv, mida kasutatakse peamiselt harrastuskalastuseks, on ohustatud ümbritseva piirkonna kinnisvara arendusest. Arendusest tulenev saaste, piirangud juurdepääsule ja muud mõjud hävitavad kalade elupaiga ja harrastuskalastus piirkonnas väheneb oluliselt või kaob üldse. Selleks, et määrata, kui palju oleks majanduslikult mõistlik investeerida kalade elupaiga ja harrastuskalastuse võimaluste säilitamiseks peab teadma tulu, mida ühiskond saab siinsest harrastuskalastusest. Selle tulu leidmiseks sobib individuaalne reisikulu meetod.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse ankeetküsitluse abil koha külastajatelt:

- Külastaja reisi alguspunkt (elukoht);
- Koha külastussagedus mingi ajaperioodi jooksul;
- Reisi ajaline pikkus;

- Kui palju aega veedetakse uuritavas kohas;
- Kulutused reisiks;
- Inimese sissetulek (mis võimaldab hinnata tema ajakulu);
- Teised sotsiaalmajanduslikud tunnused;
- Teised kohad, mida on külastatud selle reisi jooksul ja aeg, mis seal veedeti;
- Teised sõidu eesmärgid;
- Koha külastusväärtus(mida vaadati jms);
- Ettekujutus selle koha keskkonna kvaliteedist;
- Asenduskohad, mida inimene külastaks selle koha asemel.

3. Kasutatava andmetöötamise protsessi kirjeldus

Regressioonanalüüsi käigus töödeldakse ankeetküsitluses kogutud andmeid ning leitakse seos külastuste arvu ja teiste oluliste muutujate vahel. Regressioonvõrrand annab koha keskmise külastaja nõudlusfunktsiooni ja ala nõudluskõvera all tarbija hinnavõidu. Keskmise külastaja tarbija hinnavõit korrutatakse läbi potentsiaalsete koha külastajate arvuga ning saadakse kogu tarbija hinnavõit.

Kuna ankeetküsitluse abil on kogutud ka täiendavaid andmeid külastajate, asenduskohade ja koha kvaliteedi kohta, siis neid andmeid kasutades on võimalik hinda täpsustada. Kasutades analüüsis informatsiooni koha kvaliteedi kohta, saadakse mitu nõudluskõverat – üks iga kvaliteeditaseme kohta. Ala kahe kõvera vahel määrab tarbija hinnavõidu juhul, kui koha kvaliteet muutub ehk välismõju väärtuse.

4. Väljundtulemused

Seda meetodit kasutades saadakse puhkekoha keskkonnahüve rahaline väärtus või selle koha kvaliteedi muutusest tingitud välismõju rahaline väärtus.

5. Tulemuste detailsusaste

Keskkonnahüve rahaline väärtus näitab ühiskonna maksevalmidust keskkonnahüve eest või selle kvaliteedi ja/või kvantiteedi muutuse suhtes uuritava ajahetkel. Inimeste väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud, kuna neid väljendatakse reisiks juba tehtud kulude järgi. Meetod kasutab aktsepteeritud majandusliku hindamise tehnikat ja tegelikke tarbijaeelistuste andmeid.

Saadud tulemus väljendab keskkonnahüve kasutusväärtust. Seda meetodit ei ole võimalik kasutada mittekasutusväärtuse arvutamiseks.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „individual travel cost approach“. Otsingu tulemuseks leiti 29 kirjet, mis kinnitavad, et vähemalt sellise arvu uuringute raames on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutatud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Individaalse reisikulu meetodi usaldusväärsus on väga kõrge, kuna kasutatakse standardseid tarbijakäitumise uuringu tehnikaid.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määratus on keskmine. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed ei ole kättesaadavad, neid peab koguma iga uuritava objekti kohta eraldi. Küsitlusankeedi koostamine ja küsitluse läbiviimine eeldab küsitluskogemusega inimesi.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Teiste meetoditega võrreldes on selle meetodi puhul andmete kogumine aja- ja ressursimahukas, kuid andmetöötlus suhteliselt lihtne. Regressioonanalüüsil arvutatud tulemused kergesti tõlgendatavad ja seletatavad. Meetod on vähe vaidlustatav, kuna kasutab klassikalist tarbijakäitumise uuringu metoodikat ning ühiskonna väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud.

Individaalne reisikulu meetod on piiratud kasutusulatusega, kuna selle rakendamine eeldab klientuuri osalust. Meetodi suurimaks puuduseks on see, et kõige sagedasemad koha külastajad on naabruses elavad inimesed, kes väärtustavad kohta kõrgelt, kuid nende reisikulu on väike. Samas, kohalike elanike küsitlemine tekitab analüüsi kallutatuse.

Probleemi tekitab, kui uuringus eeldatakse, et reisil on ainult üks eesmärk - külastada uuritavat kohta. Üldjuhul on aga reisidel rohkem eesmärke, mistõttu koha väärtust ülehinnatakse. Reisi aja alternatiivkulu defineerimisel tekitab vaidlusi olukord, kus reisitakse puhkuse ajal.

Nagu kõigi statistiliste meetodite puhul, on ka see meetod mõjutatud statistiliste probleemide poolt nagu näiteks nõudluskõvera funktsionaalse vormi valik, hindamise meetodi valik, muutujate valik mudelisse jne.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks, kuna tegemist on kõrge usaldusväärsusega metoodika, mida kasutades on tulemused kergesti tõlgendatavad ja seletatavad. Analüüsiks vajalikud andmed ei ole kergesti kättesaadavad – meetod eeldab koha külastajate olemasolu ja nende individaalset küsitlemist.

10.7 Meetod 7 – reisikulu meetod, tsonaalne lähenemine

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Reisikulu meetod (*travel cost method*), tsonaalne lähenemine (*zonal travel cost approach*) –tsonaalset reisikulu meetodit kasutatakse puhke- ja vabaaja veetmise koha keskkonnahüvede rahalise väärtuse leidmiseks. Keskkonnahüve mittekasutusväärtuse arvutamiseks see meetod ei sobi.

Tsonaalne reisikulu meetod võimaldab saada informatsiooni koha praeguse väärtuse kohta, kuid mitte välismõju kohta ressursi seisundi muutuse seisukohalt.

Meetodit on sobiv kasutada juhul, kui

1. koha väärtus seisneb põhiliselt tema puhkeomadustes;
2. kulud koha kaitseks on suhteliselt madalad, mistõttu tulu hindamiseks võiks samuti kasutada suhteliselt odavat meetodit.

1. Meetodi kirjeldus

Selle meetodi puhul hinnatakse keskkonnahüve rahalist väärtust koha külastamiseks tehtud kulude summana, mistõttu eeldab meetod koha külastajate olemasolu. Üldjoontes on meetod analoogne inimeste maksevalmiduse uuringuga turukaupade suhtes – võetakse arvesse hüve koguseid, mida tarbijad erinevatel hinnatasemetel turul nõuavad.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab esmaste andmetena uuritava koha külastajate arvu ja nende reise alguspunkti. Need andmed võivad olla näiteks kogutud eelnevalt puhkekoha administratsiooni poolt (külaliste raamatu järgi). Samas võib külastajate arvu ja nende reise alguspunkti kohta informatsiooni koguda ka uuringu käigus.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Kui külastajate arv tsoonidest on määratud, siis arvutatakse välja külastuste määr igast tsoonist, edasi-tagasi reisi distants ja reisis kulutatud aeg. Kasutades keskmist reisikulu ja keskmist reisi ajakulu leitakse ühe reisi kulu. Neid andmeid regressioonanalüüsis töödeldes määratakse nõudlusfunktsioon keskmise külastaja jaoks ja arvestatakse välja tarbija heaoluvõit.

4. Väljundtulemused

Arvutuste tulemusel saadakse puhkekoha keskkonnahüve rahaline väärtus, mis näitab uuritaval ajahetkel ühiskonna maksevalmidust keskkonnahüve eest.

5. Tulemuste detailsusaste

Selle meetodiga mõõdetakse keskkonnahüve kasutusväärtust, kusjuures inimeste väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud, kuna neid väljendatakse reisiks juba tehtud kulude järgi. Meetod kasutab aktsepteeritud majandusliku hindamise tehnikat ja tegelike tarbijaeelistuste andmeid.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „zonal travel cost approach“. Otsingu tulemuseks leiti 25 kirjet, mis kinnitavad, et on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutanud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Tsonaalse reisikulu meetodi usaldusväärsus on kõrge, kuna kasutatakse tarbijakäitumise uuringu tehnikaid.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on keskmine. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed ei ole vabalt kättesaadavad, neid peab koguma iga uuritava objekti kohta eraldi.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Teiste meetoditega võrreldes on tsonaalse reisikulu meetodi puhul andmete kogumine ja töötlus suhteliselt lihtsad, tulemused kergesti tõlgendatavad ja seletatavad. Meetod on vähe vaidlustatav, kuna kasutab klassikalist tarbijakäitumise uuringut ning ühiskonna väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud.

Reisikulu meetodi puuduseks on see, et ta eeldab klientuuri osalust. Samas, koha kõige sagedasemad külastajad, kes väärtustavad seda kohta kõige kõrgemalt, on naabruses elavad inimesed. Samas on nende reisikulu väike. Kohalike elanike küsitlemine tekitab aga analüüsi kallutatuse.

Probleemi tekitab, kui uuringus eeldatakse, et reisil on ainult üks eesmärk - külastada uuritavat kohta. Üldjuhul on aga reisidel rohkem eesmärke, mistõttu koha väärtust ülehinnatakse. Reisi aja alternatiivkulu defineerimisel tekitab vaidlusi olukord, kus reisitakse puhkuse ajal.

Nagu kõigi statistiliste meetodite puhul, on ka see meetod mõjutatud statistiliste probleemide poolt nagu näiteks nõudluskõvera funktsionaalse vormi valik, hindamise meetodi valik, muutujate valik mudelisse jne.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks, kuna olemas on kõrge usaldusväärsusega metoodika, andmed on kergesti kättesaadavad ning tulemused on lihtsalt tõlg

10.8 Meetod 8 – kinnisvarahinna meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse keskkonnahüve kasutusväärtuse ning välismõju hindamiseks. Meetodit saab kasutada juhul, kui eksisteerib toimiv kinnisvara turg. Näiteks kinnisvara hind linnas, haljasala naabruses, on suurem kui sarnase kinnisvara hind, mille läheduses haljasala ei ole. Haljasala väärtus kajastub kinnisvara hinnas ning on võimalik selle kaudu välja arvutada.

1. Meetodi kirjeldus

Kinnisvarahinna meetod on tuletatud tarbijateooriast ning lähtub põhimõttest, et iga kaup või teenus on indiviidile kasulik selle omaduste kvaliteedi alusel. See meetod arvutab keskkonnahüve või välismõju väärtuse, fikseerides kinnisvara maksumuse muutuse sõltuvalt keskkonnahüve kättesaadavusest või selle muutusest.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid elamukinnistute müügihindade kohta uuritavas piirkonnas mingi ajaperioodi jooksul. Andmed kogutakse turuülevaadetest, uuringutest ning piirkonna kaartidelt. Andmed sisaldavad järgmist informatsiooni:

- Elamukinnistu tunnused;
- Hoone ehituslikud omadused ja funktsionaalsus;
- Piirkonna sotsiaalmajanduslik kvaliteet;
- Piirkonna mugavused: ühiskasutatavad alad;
- Piirkonna tulevikus lisanduvad mugavustegurid;
- Elamukinnistu paiknemine ühiskasutatavate alade suhtes.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Andmete töötlemiseks kasutatakse regressioonanalüüsi. See võimaldab luua matemaatilise mudeli, mis kirjeldab kinnisvara tunnuste vahelisi seoseid. Regressioonanalüüsi puhul vaadeldakse ühte tunnust kui sõltuvat ning püütakse leida tunnuseid, mille põhjal oleks võimalik kirjeldada ning ühtlasi ka prognoosida selle sõltuva tunnuse väärtusi. Kinnisvarahinna meetodi puhul seotakse kinnisvara hind keskkonna tunnustega (näiteks park, välisõhu kvaliteet, veekogu vms). Analüüsi tulemused näitavad, kui palju võib kinnisvara väärtus muutuda tulenevalt iga tunnuse muutumisest juhul, kui kõik teised tunnused jäävad samaks.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamise tulemusel saadakse keskkonnahüve rahaline kasutusväärtus või välismõju rahaline väärtus, mis on seda täpsemad, mida tugevamini sõltumatud tunnused on sõltuva tunnusega seotud.

5. Tulemuste detailsusaste

Inimeste väärtushinnangud on tõenäoliselt täpselt defineeritud, kuna neid väljendatakse kinnisvaraturul ostu-müügi tehingute kaudu. Hinna, koguse ja kulude andmed on väljakujunenud turul kergesti kättesaadavad. Kasutatakse aktsepteeritud majandusliku hindamise tehnikat ja tegelikke tarbijaelistuste andmeid. Andmeid analüüsid ja tulemusi tõlgendades tuleb arvestada, et erinevate tunnuste mõjud hinnale on arvamusalused. Näiteks kinnisvara hinna ja tunnuste vahekord ei pruugi olla lineaarne (hinnad võivad tunnuste muutudes kasvada või kahaneda mõne teise funktsiooni järgi). Kinnisvarahinna meetod ei võimalda arvutada mittekasutusväärtust.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „hedonic pricing method“. Otsingu tulemuseks leiti 1671 kirjet, mis kinnitavad, et on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutanud seda meetodit.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Kinnisvarahinna meetodi usaldusväärsus on kõrge. Meetod kasutab standardseid majandusteaduse tehnikaid, mida kasutatakse erahüvede jaotamise korraldamisel kuid, see on kasutatav ka avalike keskkonnahüvede või välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on väga madal. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed on kättesaadavad turul või internetiotsinguid kasutades, ilma täiendavate põhjalike uuringute ja suuremate kuludeta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodi eeliseks teiste meetoditega võrreldes on hea andmete kättesaadavus, kusjuures andmed tulenevad inimeste tegelikest valikutest ja seega on ühiskonna väärtushinnangud tõenäoliselt täpselt defineeritud. Meetod on rakendamisel paindlik ja seda saab kohandada erinevate avalike hüvede väärtuse leidmiseks.

Meetodi puuduseks teiste meetoditega võrreldes on suur ressursimahukus andmete kogumiseks ja töötlemiseks. Meetodit saab kasutada ainult märgatavate keskkonnahüvede väärtuse arvestamiseks eeldusel, et selle lähenduses on elamukinnistud, mille kohta ostu-müügi andmed on kättesaadavad.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Meetod sobib kasutamiseks elamukinnistute ja nende ostu-müügi kohta käivate andmete olemasolul. Meetod on kõrge usaldusväärsusega ja väga madala määramatusega, kuid töömahukas.

10.9 Meetod 9 – ennetuskulu meetod

Meetodi kasutusvaldkonna kirjeldus

Meetodit kasutatakse keskkonnahüve kasutusväärtuse ning välismõju rahalise väärtuse hindamiseks.

1. Meetodi kirjeldus

Selle, kulude arvestamisel põhineva meetodi kasutamine eeldab keskkonnakasutusest tuleneva tõenäolise füüsilise kahju hindamist füüsilises ning seejärel rahalises vääringus või inimeste kulutuste arvestamist oma vara kaitseks. Näiteks linna tingimustes paigaldavad inimesed oma elukeskkonna ja tervise kaitseks elamutele mürakindlaid aknaid ning õhusaaste vähendamiseks sundventilatsiooni koos filtrite süsteemiga. Tehtud kulud väljendavad müravaba ja puhta linnaõhu väärtust.

2. Vajalikud andmed ja nende detailsusaste, andmete kogumise meetod

Meetod kasutab andmeid, mis kogutakse turuülevaadetest ja uuringutest:

- Keskkonnakasutusest tulenev füüsiline kahju;
 - Füüsilise kahju väärtus rahalises vääringus;
- või
- Keskkonnakasutusest tuleneva füüsilise kahju ennetamiseks tehtavad kulud.

3. Kasutatava andmetöötluse protsessi kirjeldus

Selle meetodi rakendamisel hinnatakse keskkonnasaaste füüsiline kahju, mis arvutatakse ümber rahaliseks kahjuks ning saadud tulemus näitab välismõju rahalist väärtust või saastevaba keskkonna väärtust. Sama tulemuseni jõutakse, kasutades keskkonnahüvede väärtuse arvutamiseks kulusid, mis tehakse, et ennetada saastet.

4. Väljundtulemused

Meetodi rakendamise tulemusel saadakse kulu-põhine rahaline väärtus, mis väljendab keskkonnahüve või välismõju rahalist väärtust.

5. Tulemuste detailsusaste

Ennetuskulu meetodit, nagu kõiki kulupõhiseid meetodeid, loetakse ekspresmeetodiks. Saadud tulemus väljendab keskkonnahüve kasutusväärtust. Tulemuse täpsust ei loeta kõrgeks, kuna selleni ei ole jõutud tarbijate maksevalmiduse uurimise kaudu. Meetodit on soovitatud kasutada strateegilise planeerimise faasis vajaminevate keskkonnahüve või välismõju rahalise väärtuse arvutamiseks, kuid mitte otseste keskkonnakasutusotsuste langetamiseks.

6. Rahvusvahelised uuringud ja analüüsid, kus meetodit rakendatud

Ennetuskulu meetodi rakendamise kohta tehti 22.veebbruaril 2017.a. päring Eesti Maaülikooli Raamatukogus kasutatava EBSCO Discovery Service kaudu. Otsingusõnaks kasutati väljendit „damage cost avoided“. Otsingu tulemuseks leiti 176 kirjet, mis kinnitavad, et sead meetodit on avaliku hüve väärtuse leidmiseks kasutatud.

7. Meetodi usaldusväärsuse hinnang rakendamiseks Eesti keskkonnakasutuse välismõjude suuruse arvutamiseks

Ennetuskulu meetodi usaldusväärsus on kõrge. Meetod põhineb kahju vältimiseks või ennetamiseks tehtud, tõendatud kulude arvestamisel.

8. Meetodi määramatuse hinnang välismõjude suuruse hindamisel

Meetodi määramatus on väga madal. Keskkonnahüve või selle muutuse arvutamiseks kasutatavad andmed on kättesaadavad turul või internetiotsinguid kasutades uuringutest, ilma täiendavate ja suuremate kuludeta.

9. Meetodi võrdlus alternatiivsete meetoditega, lähtudes VMH projekti eesmärkidest ja eripäradest

Meetodi eeliseks teiste meetoditega võrreldes on selle rakendamise lihtsus, kiirus ja odavus. Väärtuse arvutamiseks vajalikud andmed on kergesti kättesaadavad ja tulemuste leidmine ei ole töömahukas.

Teiste meetoditega võrreldes on selle meetodi puuduseks, et ühiskonna väärtushinnangud ei ole tõenäoliselt täpselt defineeritud, kuna tarbijate maksevalmidus tuleneb neile „pealesurutud“ kohustusest teha kulutusi. Seetõttu võivad tulemused olla suuremad kui ökosüsteemi tegelik väärtus.

10. Lõplik hinnang meetodi rakendatavusele

Kuigi selle meetodi usaldusväärsus on kõrge ja määramatus madal on siiski tegemist ekspresmeetodiga, mille tulemused on kasutatavad strateegiliste planeerimise protsessis, kuid ei peaks olema aluseks konkreetsete keskkonnakasutusotsuste langetamisel.

10.10 Meetod 10 – kasvuhoonegaaside heite välismõjude rahasse hindamine

10.10.1 Globaalne taust

Kliimamuutuste leevendamist võib pidada üheks nüüdisaja suurimaks turutõrkeks, mida reguleeritakse kolme tüüpi võtetega:

1. süsiniku hinnastamine maksudega,
2. süsinikuvootidega kauplemine ja süsinikuheite reguleerimine;
3. investeringutoetused madalsüsinik- ja süsinikuheiteta tehnoloogiatesse.

Kliimapolitiika elluviimise keskseks võtteks peab olema KHG (kasvuhoonegaaside) heite negatiivsete välismõjude hinnastamine/maksustamine. Iga CO₂ või CO₂-ekvivalendi (tulenevalt suuremast globaalsoojenemise potentsiaalst teistel KHGdel) heitetonn tekitab võrdse kahju sõltumata heiteallika asukohast või heite intensiivsusest, sest KHG-d segunevad atmosfääris kiiresti. Tulenevalt sellest peab

hind olema samavõrdne sõltumata asukohast või valdkonnast. Igal heidetud süsinikutonnil on üks sotsiaalne- ehk ühiskonnahind (social cost of carbon), mis peab võrduma KHG vähendamise piirkuluga sõltumata riikidest, tehnoloogiast või ettevõtetest. Ühelt poolt määratleb süsinikuheite hinna kvoodikaubandus, mida on ELs negatiivselt mõjutanud tugev ülepakkumine, mis on viinud süsinikutonni hinna alla 6-7 €. Seevastu riiklikult kehtestatud süsinikumaksud (energiaaktsiiside ja saastetasudena) määravad hinna otseselt.

Umbes 40 riiki (põhiliselt OECD kuuluvad arenenud riigid), sh Eesti, on süsinikuheidet maksustanud, rakendades süsinikuheite sotsiaalset ja majanduslikku hinnastamist kliimapolitiiliste eesmärkide saavutamiseks. Ometi katab majandusmehhanismi ja heite hinnastamine vaid veerandit maailma KHG heitest.

Süsiniku sotsiaalse hinnastamisega on kliimapolitiika kujundamisel kõige põhjalikumalt tegelenud USA ja Ühendkuningriigid. USAs on süsiniku sotsiaalse hinnastamise kohta vastu võetud vähemalt 75 seadusandlikku akti, sisulised probleemid on seotud diskonteerimismäära ja teiste mudeli määramatuse küsimustega. Ühendkuningriigis ja paljudes EL riikides tuginetakse süsiniku hinna modelleerimisel EL ETS (*Emissions Trade System*) kauplemissüsteemi kvootidele ning makromajanduslikele ja energiaturu prognoosidele. Ühendkuningriigi CO₂ prognoos hind on keskmises stsenaariumis 5,94 €/tCO₂e, tõustes kõrgstsenaariumis (kiire majanduskasv, pikk 16-a täpne ettevaade) väärtuseni 20,79 €/tCO₂e (2015.a. seisuga).

10.10.2 Eestis läbiviidud uuringud ja andmed Eesti kohta

CO₂ heidet reguleeritakse Eestis EL kliimapolitiika raames, vastavalt kuni aastani 2020 kehtivale Kyoto protokollile, EL 2020 kliima- ja energiapaketi ning 2016. aastal vastu võetud 2030. aasta tähtajaga kliima- ja energiaraamistikule (KHG -40%). Eesti kehtivad kütuse- ja energiaaktsiisid, sh põlevkivile. Vastavalt keskkonnatasude seadusele on CO₂ saastetasumäär tonni kohta 2 eurot.

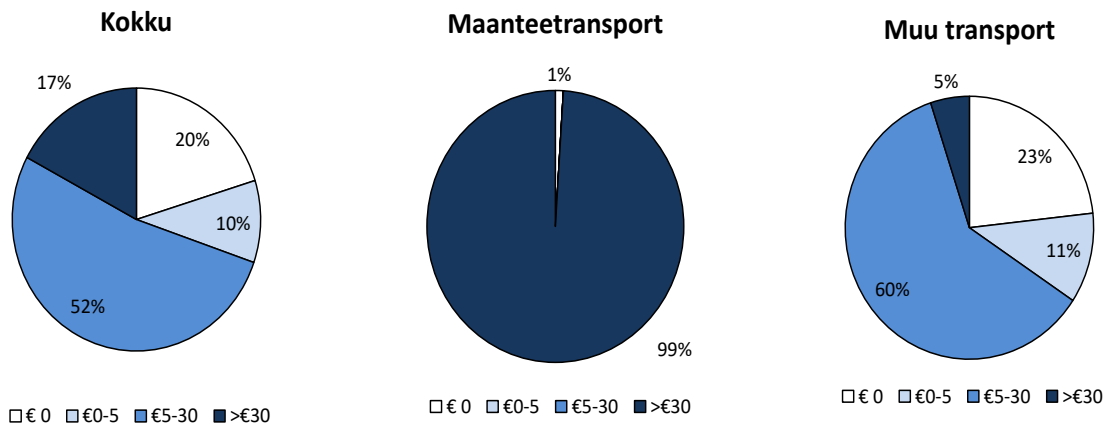
Ülevaatlikult ja arenenud riikide võrdluses toob tõhusad süsiniku hinnamäärad välja OECD oma aruandes *Effective Carbon Rates* (2016). Järgnev tabel 16 näitab, millist osa katab Eestis EL ETS ja millist osa (energia- ja keskkonna)maksud. Sarnast Eesti ametkondade või autorite koondanalüüsi kliimapolitiika maksuhoobade või konkreetsemalt süsinikuheite maksustamise kohta pole tehtud. Ernst & Young Baltic AS uuris enne 2013.a kliimapaketi pehmendamismeetmeid (makromajanduslike ja kliimainvesteeringute üldsummadena, mitte taandatuna süsinikuheite vähendamise erikulule või sotsiaalsele hinnale CO₂ kohta). SEI-Tallinn ja TÜ analüüsisid keskkonnatasusid uuringus "Keskkonnatasude mõjuanalüüs" (2013), kuid ka siin taandub fookus energia- ja kliimateemalt klassikalisele toruotsakäsitlusele.

Tabel 16. Eesti süsinikuheite hinnastamise jaotus ja hinnasignaalid maksude ja EL ETS kauplemissüsteemi jaotuses (OECD 2016)

Valdkond	CO ₂ heide t	Maksud		ETS		Maksude ja ETS kattuvus	Täiesti maksustamata
		Keskm.hind €/t	Maksustatud	Keskm.hind	Maksustatud		
Põllumajandus&Kal	277	41,25	91%	0,00	0%	0%	9%
Elektritootmine	6533	4,20	100%	7,24	95%	95%	0%
Tööstus	5295	4,77	58%	7,24	38%	23%	27%
Elamu- ja äri sektor	2301	24,75	16%	7,24	1%	0%	84%
Maanteetransport	2166	161,28	99%	0,00	0%	0%	1%
Muu transport	110	148,29	100%	7,24	3%	3%	0%
Kokku	16683	25,50	75%	3,56	49%	45%	20%

75% CO₂ heitest energiakasutuses on maksustatud, 49% on kaetud EL ETS hindadega. Elektrienergia on maksustatud saajaprotsendiliselt. Kvoodihinnaga on kaetud 95% elektrienergia tootmisel tekkinud süsinikuheitest ning 38% tööstuslikust süsinikuheitest. Järgneval joonisel 22 on näha, et CO₂ heidet energeetikas, maantee- ja teistes transpordiliikides maksustatakse erinevalt. Energiaaktsiis transpordikütustele on üsna kõrge, 11,58 EUR/GJ, võrrelduna 0,39 EUR/GJ soojusenergiaga ja 0,43 EUR/GJ elektrienergiaga.

Eeldatakse, et €30 on konservatiivne hinnang 1 tonni CO₂ heite kliimakahjust. 23% CO₂ heitest, mis hõlmab põhiliselt väike-soojusenergiat, on maksuvaba. 65% heitemahust jääb vahemikku €5-30 ning vaid 5% ületab €30 läve (OECD 2016).



Joonis 23. Tõhusate süsiniku hinnamäärade jaotus Eestis (OECD 2016)

Üle-Euroopalise rahalise hindamise standardi määratleb ETS, kasvuhoonegaaside saastekvootide kauplemissüsteem (EC 2013), mille alla käib kogu Eesti põlevkivienergeetika. Eesti on ETSist suurt kasu lõiganud tänu lähteastast 1990st rohkem kui kahekordselt vähenenud CO₂ heitele.

Teisalt tuleb ETS kriitikana möönda, et tugeva ülepakkumise jm põhjustel on süsinikukvoodi hind olnud selle käivitamisest saati mitte-stimuleerivalt madal ega motiveeri süsinikuheidet vähendama ja taastuenergiale üle minema (14.10.2016 oksjonihind €5,65). Kliimapoliitika 2030 pakett laiendab kvoodikaubandust valdkondlikult ning hindab ümber investeeringute vabaduse. Pariisi kokkuleppe täitmiseks peaks ETS-s tõusma süsinikutonni hind €40-ni, ent ka kõige optimistlikumad prognoosid ei näe ette hinnatõusu üle €14.

Lisades tootja-vastutusele ja reostaja-maksab põhimõttele tarbimis-põhise süsinikuheite arvestuse ja poliitikainstrumentid, saaks jõulisemalt mõjutada tarbijakäitumist ja seeläbi leevendada kliimamuutust. Seejuures tuleb arvestada, et kindlasti üle poole süsinikuheitest moodustavad Eestisse imporditud tooted-teenused.

Kliimapoliitika elluviimise pikaajalist makromajanduslikku mõju on hinnanud ühtsetel alustel ja ka riigiti Euroopa Komisjon. EK tellitud Enerdata aruanne prognoosib Eestile 2030. aastaks kliimapoliitika elluviimisest täiendavat kulu 0,13% SKTst ja samas väga arvestatavat õhukvaliteedi paranemise kasu 0,86% SKTst.

10.10.3 Kokkuvõtte Eesti CO₂ heite keskkonnamõju hindamise analüüsist

Kasvuhoonegaaside heite mõjud avalduvad üleilmset kasvuhooneefektis. Globaalsed kiirgustingimused ning atmosfääriprotsessid on juba muutnud Eesti kliimat, mis on tõstnud Eesti ühiskonna ja ökosüsteemide haavatavust. Kuivõrd kasvuhooneefekt ja kliimamuutus avaldub globaalprotsessina, pole Eestis atmosfääri paisatud kasvuhoonegaaside (KHG) heitekogustel mitte mingit kvantifitseeritavat põhjuslikku seost kliimamõjudega Eestis. Detailse analüüsi kirjelduse ja tulemused leiab projekti lõpparuande lisast 10

Kasvuhoonegaaside heidet põhjustavatel tegevustel, eelkõige fossiilkütustel põhineval energiakasutusel on oluliselt teravnev ja kasvavalt negatiivne välismõju (IPCC 2014). Teisalt on Eesti kliimamuutuste mõjude esinemiselt kui ka intensiivsusest üks vähem haavatavaid paiku Euroopas ja maailmas, kus on võimalikud ka positiivsed mõjud, näiteks põllumajanduses, metsanduses, soojusenergia tarbimises ja suveturismis.

Eesti süsinikuheide, 70% osas põlevkivienergeetikast, on Euroopa riikide võrdluses üks mahukamaid (SKT ja inimese kohta) ning seetõttu on leevendamispoliitika vastavuskontroll EL ja keskkonnaaktivistide teravdatud tähelepanu all. Leevendamispoliitika seire toimub ÜRO kliimakonventsiooni ja Euroopa 2020 strateogia raames. DPSIR meetodika kohaselt on KHG, sh CO₂ heitkogus survenäitajaks. Seejuures on

oluline jälgida arvestusmetoodika nüansse, näiteks, kas arvestatakse vaid otsest heidet, kas on liidetud lennundusheide või maakasutuslik komponent (*LULUCF*).

Kliimamuutuste otsene mõju Eestis väljendub suuresti erakorralistes ja kahju tekitavates ilmasündmustes, eriti arvestades nende sagenemist. Kliimatundlike tervisemõjude ja loodusemõjude seire ja hindamine on killustatud ja mitmetahuline. **Usaldusväärsed tervise- ja loodusemõjude aegread, milles keskendutakse kliimaaspektidele, puuduvad kompleksseid mõjuahelaid hinnatakse ühekordsetes teadusprojektides.** Kuivõrd mõjusid ja nende muutusi on üldjuhul võimalik väljendada kvalitatiivselt ja hinnanguliselt, mitte arväärtustes, siis on viimasel kümnel aastal IPCC juurutanud oma raportites n-ö kalibreeritud keelt. Lausestuses väljendatakse muutuse ja riski esinemise olulisust, sagedust ja usaldusväärust. Eesti keskkonnanaruannetes kohtab tõenäosuslikku üldistust harva ning see võiks olla laiemalt juurutatud, eriti juhtudel, kus arvandmed ja kvantitatiivne analüüs on piiratud.

Üle Euroopa on läbi viidud kliimamõjude kulude ja kahjude valdkondlikke prognoose, mis üldjuhul ei võimalda riiklike väljavõtteid. Seda põhjusel, et kahjud erinevad riigiti suurel määral, olles oluliselt suuremad eeskätt Lõuna-Euroopas. Majandusvaldkondadest eeldab kliimamuutuse arvestamine üsna põhimõttelisi ümberhindamisi Eesti põllumajandus- ja metsanduspoliitikas ja -praktikas. EL-is tervikuna on seni kehtestamata kliimamuutuse indikaatorite süsteem, kuna see sõltub mõjutatuse, eksponeerituse ja haavatavuse väljundites demograafilistest, maakasutuse, rahvatervise ja sotsiaalmajanduslikest tingimustest. Väljatöötamisel ja laiemal üle-euroopalisel juurutamisel on mõjuseoseid lihtsustavalt ja kommunikatiivsetel eesmärkidel väljendavad indeksid (ohutasemed, metsatulerisk, veeammutamine jne). ELi kohanemispoliitika seiresüsteem loodetakse käivitada katseliselt 2017. aastal, mil enamik riike on jõustanud kohanemisstrateegiad.

Probleemiks on teadmussiire. Teadus üleilmastub, poliitikakujundus euroopastub, kliimadiplomaatia seisab kõrgemal, riigihaldusest ja ettevõtlusest eraldi. Alusteadus põhineb pikaajalistel uurimisprogrammidel ja teenib rahvusvahelist publitseerimist, olles võõrandunud ELi kliima- ja keskkonnaõigusest ning poliitikatoest siin-ja-praegu. EL kohanemispoliitikates esineb ülemäära standarditud ja ühetaolist lähenemist. Samas on kliimateema ametkondade kaalutuspiiride algusjärgus. ELi poliitikate hilinev harmoneerimine Eestis on tekitanud kampaanialikku vormilisust, liiasust ja kiirustamist. Arvestades kliimamuutuste suhteliselt väiksemaid ja isegi positiivseid mõjusid tuleb vältida probleemide ülehindamist ja ülevõimendamist.

Kokkuvõttes on kliimamuutused Eesti keskkonnakorralduses kiiresti arenev ja meetoodiliselt täienev teema, mis vajab täpsemat ja tihedamat, süsteemsemat seostamist ülejäänud keskkonnakorralduse ja – arvestusega, kuivõrd kliimamuutused on mitmel juhul päästikteguriks keskkonnaseisundi kriitilistes muutustes.

Kasutatud kirjandus

1. IPCC 2014. *IPCC Fifth Assessment Report*. Geneva. <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
2. OECD 2016. *Effective carbon rates: Pricing CO2 through taxes and emissions trading systems*. <https://www.oecd.org/tax/tax.../effective-carbon-rates-on-energy.pdf>
3. Lahtvee, V., Nõmmann, T., Runnel, A., Sammul, M., Espenberg, S., Karlõseva, A., Urbel-Piirsalu, E., Jüssi, M., Poltimäe, H., Moora, H., Keskkonnatasude mõjuanalüüs, SEI Tallinn ja Tartu Ülikool, RAKE, 2013.
4. Tartu Ülikool 2016. Kliimamuutuste mõjude hindamine ja kohanemismeetmete väljatöötamine planeeringute, maakasutuse, inimtervise ja päästevõimekuse teemas.

10.11 Kokkuvõtte rahasse hindamise meetoditest – meetodite sobivus keskkonnakasutuse vormide keskkonnamõjude rahasse hindamiseks

Tabel 17. Rahalise hindamise meetodikate sobivus keskkonnakasutuse vormi hindamiseks

	Valikkatse meetod	Turu-hinna meetod	Tulu ülekande meetod	Tingliku hindamise meetod	Taastamiskulu meetod	Reisikulu meetod (individuaalne)	Reisikulu meetod (tsonaalne)	Kinnisvarahinna meetod	Ennetuskulu meetod
Saasteainete väljutamine välisõhku	X		2	X	X			1	2
Ebameeldiv lõhn	X		X	2	X			1	2
Müra	2		2	2	X			X	1
Vibratsioon	X		2	X	X			X	1
Veekogude paisutamine ja tõkestamine	X		X	1	2	X	X	X	2
Saasteainete heide vette ja mulda	X		2	1	X			X	X
Veevõtt	2	1	X	X	X				
Maa hõivamine ja mulla katmine	2	X	X	X	2			1	

- 1 – eelistatuim meetod hindamaks keskkonnakasutuse vormi
- 2 – esmased alternatiivid
- X - sobilik meetod keskkonnakasutuse vormi hindamiseks
- Tühi – meetod ei sobi konkreetse keskkonnakasutuse hindamiseks

XI KOKKUVÕTE JA ETTEPANEKUD

➔ Prioriteetsed valdkonnad: viis olulisimat keskkonnakasutuse vormi ja nende olulised keskkonnamõjud,

Käesolevas töös anti võimalikult täpne koondav ülevaade erineva keskkonnakasutuse välismõjust. Täpsemaks hindamiseks on vajalik objektipõhine ja/või lokaalne lähenemine, sest keskkonnaprobleeme tingivate allikate mõjuulatus on valdavalt lokaalne või piirkondlik ning mõju ilmumine sõltub nii allika kui vastuvõtja iseärasustest. Kliimamuutuste ja atmosfäärse kaugkande puhul saab rääkida globaalsest või regionaalsest lähenemisest. Allpool on toodud kaheksa keskkonnakasutuse vormi keskkonnamõjude analüüsi tulemustest lähtuvad ettepanekud ning neid kokkuvõttev koondtabel. Eraldi koond on esitatud viie olulisima ehk prioriteetse keskkonnakasutuse vormi ja nende mõjude kirjelduste, suuruse ja ulatuse hinnangute ning ettepanekute kohta.

11.1 Ettepanekud metoodika osas

DPSIR metoodika ja kaardistus keskkonnajuhtimise tööriist, mis aitab korrastada mõttemaailma omavaheliste seoste osas (liikumapanev jõud, survetegur, seisund jne). Looduskeskkonna ja inimtegevuse vahelised seosed on äärmiselt mitmekesised. Seetõttu, kuigi DPSIR metoodika aitab mõista seoste põhijooni ja suundumusi, siis korraga kõikide keskkonnakasutuse komponentide põhjuslikku ühikväärtustel põhinevat sõltuvuse kirjeldamiseks on vaja määratud sisendandmete, seoste loomise, andmetöötluse ja arvutusmahtu. Näiteks kinnisvarahindade kujunemist mõjutavad lisaks õhusaastele ka mitmed muud tegurid ning ainult õhusaastest tingitud hindade muutumise suuruse eristamine on väga kergelt argumenteeritav. DPSIR metoodika võimaldab hästi struktureerida ja eristada mõjuahela komponente ning jälgida P, S, I komponentide näitajate koosmuutumist, seejuures tuginedes olemasolevatele varasematele teadmistele komponentide ja näitajate vahelistest seostest.

DPSIR süsteem kujutab endast eelkõige teadmiste ja andmete korrastamise ja süstematiseerimise kontseptsiooni, mille peamine kasutusvaldkond on probleemide kaardistamine ja esitlemine erinevatele sihtgruppidele. DPSIR metoodika võimaldab anda hea ülevaate probleemidest ning pakkuda välja olulisemaid teemasid, mille lahendamiseks peab tegelema. Analüütilise töövahendina kasutamiseks tuleb DPSIR metoodikat kohandada. Näiteks on välja töötatud järgmised arendusvõimalused, mis sobivad välismõjude hindamise metoodika täiustamiseks:

1. **DPSEEA metoodika**, milles mõjunäitaja I (*Impact*) on laiendatud ja asendatud *Exposure-Effect* komponentidega, eristades saasteaine mõjualas viibimise aega ja mõju suurust, ning R-i ehk vastumeetmete komponenti asendab *Action* ehk tegevuse komponent. DPSEEA meetodit kasutatakse tervise ja üldise heaolu muutuste hindamisele suunatud analüüsid.
2. **DPSER metoodika**, milles mõjunäitaja I on asendatud ökosüsteemiteenuste (E - *Ecosystem Services*) komponendiga E. Tavapärasest DPSIR kaardistusest eristab seda lähenemist ökosüsteemiteenuste ja nende seisundi muutuste sissetoomine ning seostamine keskkonnaseisundi- ja keskkonnale avalduva surve näitajatega. See võimaldab ühtlasi sisse tuua inimese heaolu aspekti ning inimtegevusega kaasnevad nii positiivsed kui negatiivsed mõjud heaolule (nii keskkonna- kui sotsiaalsed ja majanduslikud).

Arvestades, et 2016. aastal algas Keskkonnaagentuuri juhtimisel Eesti ökosüsteemiteenuste süstemaatiline kaardistamine, mille tulemuseks peab olema riigil ülevaade ökosüsteemiteenustest ja nende seisundist, lõpptulemusena peab aga olema Eestis nagu teisteski Euroopa Liidu riikides läbi viidud ökosüsteemiteenuste rahaliste väärtuste arvutamine ja riigi arvepidamis- ja aruandlussüsteemidesse liitmine (vt Euroopa Liidu bioloogilise mitmekesisuse strateegia aastani 2020, eesmärk 2, meede 5¹⁰³), tuleb edaspidi välismõjude rahasse hindamise metoodika ühendada ökosüsteemiteenuste rahasse

¹⁰³ <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/ET/TXT/PDF/?uri=CELEX:52011DC0244&from=EN>

hindamise metoodikaga. DPSEER-lähenemine on selleks sobiv viis. Lähemalt vaata DPSEER'i ja elurikkuse kohta käesoleva aruande peatükist 1, kus on toodud üldise metoodika ja selle arendusvõimaluste kirjeldus.

Käesolevas töö põhjal selgusid inimese tervisele-heaolule ja/või loodusele avalduvate keskkonnamõjude hindamiseks järgmised tulemuste täpsust ja usaldusväärsust suurendavad võimalused:

1. Kaudsem võimalus on näidata inimesele avalduvat keskkonnamõju riskile eksponeeritud inimeste arvu kaudu. Kasutades rahvastikutiheduse andmeid (ruumiandmete kujul) ja kõrvutades neid keskkonnasurve allikate ja surve intensiivsuse ning keskkonnaseisundi ruumiandmetega on võimalik hinnata, kui suur hulk elanikkonnast ja millistes piirkondades jääb tugevamalt mõjutatud aladele.
2. Põhjuslike seoste väljaselgitamiseks on vaja läbi viia objektipõhiseid või kohalikul tasemel uuringuid keskkonnamõjude suhtes valitud survetegurite ja kitsamalt piiritletud alade või ka sihtgruppide lõikes (sh liikide ja elupaikade suhtes). Põhjuslike seoste väljaselgitamine inimese tervisenäitajate ja keskkonnanäitajate vahel eeldab pikaajalisi ja piisavalt suurt arvu uuritavaid hõlmavate epidemioloogiliste uuringute läbiviimist valitud keskkonnanäitajate kohta.
3. Eesti erinevate piirkondade elanike eksponeeritust välisõhu saastele aitaks oluliselt paremini hinnata perioodiliste saastetasemete modelleerimiste läbiviimine üle-eestiliselt, erinevate saasteainete lõikes.

Väliskulude ennetamiseks võiks potentsiaalsete väliskulude arvutamisel (oluliste välismõjude puhul) ühe osana **kasutada keskkonnamõjude hindamise protsessi.**

Ühiskonna poolt saamata jäänud tulude (st kui avalikud hüved antakse erakasutusse), mida võib käsitleda ka kui väliskulusid, arvutamine võiks olulise keskkonnamõjuga arenduste puhul samuti olla **keskkonnamõjude hindamise osa.**

Projekti lõpparuandes (vt ptk 10) toodud rahalise väärtuse meetodid sobivad keskkonnamõjude väliskulude arvutamiseks (eelkõige tingliku hindamise, ennetuskulude ja tulu ülekande meetod). Tabelis 17 on välja toodud iga keskkonnakasutuse vormi jaoks sobivad ja mittedobivad meetodid.

11.2 Andmete olemasolu ja kättesaadavusega seotud ettepanekud

Eri ametkondade andmekogude ühendamise annaks võimaluse hinnata keskkonnakasutuse mõjusid inimeste tervisele ja heaolule märgatavalt detailsemalt kui seni. Haigekassa, Maksu- ja Tolliameti ning Haridusministeeriumi andmekogude ühendamise võimaldaks mõju-uuringutes arvestada inimeste tegeliku töökoha ja elukoha tingimuste, töö iseärasustega, haridustaseme ja sotsiaalse staatusega ning selgitada potentsiaalset mõju inimese tervislikule seisundile.

Keskkonnanõu omanike poolt teostatava kohustusliku keskkonnaseire tulemused tuleb teha korrastatud kujul ja elektrooniliselt kättesaadavaks. See võimaldaks saada otsest infot saasteallikate kohta kohalikul tasemel ning seostada omavahel tugevamalt surve-, seisundi- ja mõjunäitajad. Ka üldisemalt tuleb andmete kogumise, talletamise ja avalikustamise korraldust parandada – milleks tuleks eelnevalt hinnata olemasolevate süsteemide võimekus ja arendusvõimalused.

Kasutusse võiks võtta täiendavaid andmekogumismeetodeid (nt kaugseire) ja uut tüüpi andmeid, nagu näiteks mobiilpositsioneerimine, kaugseire (sh droonidelt), suurandmed (*BigData*). Kasutusvõtte peab eelnema vajaduse ja kulutõhususe analüüs, sh tuleb hinnata juba kasutatavate andmekogumisevõimaluste potentsiaal ja olemasolevate infosüsteemide sobivus lisanduvate andmete talletamiseks ja jagamiseks.

11.3 Meetmete rakendamisega seotud ja meetodilised ettepanekud

Ettepanekud on kokkuvõtlikult esitatud tabelis 18. Punasega on välja toodud kõrge, kollasega keskmise olulisusega keskkonnakasutuse vormid. Järgnevalt on toodud selgitused tabeli 9.1 ja olulisemate keskkonnakasutuse vormide ja nende mõjude juurde, millega on põhjendatud väljatoodud ettepanekud.

Saasteainete heite puhul välisõhku toodi käesolevas analüüsis olulisemate saasteainetena välja peenosakesed ja eriti peened tahked osakesed, benso(a)püreen ja hapestavad saasteained lämmastikoksiidid ja väveldioksiid. **Välisõhu seisund on inimese tervise aspektist kõige olulisem keskkonnanäitaja**, ja välisõhu saasteained kõige olulisemad inimtervise mõjutajad, kuna välisõhu saastet ei ole võimalik vältida ning selle mõju on pidev.

Peenosakeste ja eriti peente osakeste (PM_{10} , $PM_{2,5}$) kontsentratsiooni tõus välisõhus on tõendatult suurendanud südamehaiguste riski ja hingamisteede kaebuste esinemist, endokriinhaiguste ning mõningate vähivormide haigestumuse riski ja samuti tõstnud südame-veresoonkonna (edaspidi SVH), hingamisteede, haigustesse suremuse riski. Potentsiaalselt on peenosakeste ja eriti peente osakeste heitest õhku mõjutatud terve Eesti (Tallinn 400 000, Kohtla-Järve 36 000, läänesaared 40 000, Põhja-Eesti 333 000, Tartu 97 000, Lõuna-Eesti 393 000). Haigusrisi ja suremuse muutuse analüüsi tulemused näitavad, et kõikides viidatud linnades on haigestumise risk käesolevas uuringus käsitletud perioodil vähenenud.

Benso(a)püreeni kontsentratsiooni suurenemine õhus tõstab südame isheemiatõppe ja vähki haigestumise riski. Pikaajaline kokkupuude võib põhjustada maksa-, neeru- ja kesknärvisüsteemi kahjustusi, lühiajaline aga silmade ja hingamisteede ärritust, peavalu, pearinglust, nägemishäireid, väsimust, koordinatsioonihäireid, allergilisi nahareaktsioone, iiveldust ja mälukahjustusi. Benso(a)püreeni sisaldused on aastaid sihtväärtusi ületanud Tartus, kuid potentsiaalselt võib sellest saasteainest mõjutatuks lugeda kogu Eestit. Täpsemaks eksponeeritute arvu hindamiseks puuduvad andmed.

Hapestavate saasteainete (NO_x , SO_2) kontsentratsiooni suurenemine välisõhus toob kaasa riskide kasvu kopsude kahjustumiseks ja funktsionaalse võimekuse vähenemiseks, võib suurendada hingamisteede tundlikkust, silmade, nina, kurgu ja nahaärritusi, methemoglobineemia riski, võib mõjutada kesknärvisüsteemi ning suremuse tõusu SVH ja kopsuvähki. **NO_x ja SO_2** sisaldused välisõhus ja heitkogused näitavad üle Eesti pikaajalises vaates langustrendi, väike suurenemine on toimunud SO_2 ning NO_x kontsentratsioonis Tartus. Peamisteks allikateks on transport (NO_x) ja elektri- ja soojusenergia tootmine (SO_2). Nimetatud saasteainete kontsentratsioonid on märgatavalt kõrgemad linnades kui taustaaladel (NO_x - Tallinn, Tartu, Narva, Kohtla-Järve; SO_2 - Kohtla-Järve) ja seetõttu on foonitasemetega võrreldes suurenenud sisaldustele eksponeeritute arv seal kõrge. Samas on haigusrisi tõus käesoleva analüüsi alusel välja toodav vaid Tartus - SO_2 -st tuleneva kopsuvähi (kuni + 10 haigusriskis inimest), SVH suremuse (kuni +100 haigusriskis inimest) ning NO_x seostatud arütmia suremus (kuni +317 haigusriskis inimest) ja kopsuvähi suremus (kuni +117 inimest).

Kuigi uuritud ajavahemikus välisõhu kvaliteet üldiselt paranes, siis linnakeskkonnas põhjustavad jätkuvalt probleeme peenosakesed (**PM_{10}**) ja **benso(a)püreen - B(a)P**. Nende olulisteks allikateks on **paiksed põletusseadmed**, sh ahiküttega majapidamised. Linnalistes piirkondades on ahiküttega majapidamiste suure osakaalu ja kontsentreerumise korral oht, eriti saaste hajumist takistavate asjaoludega koostoimes (nt inversioon, maastiku iseärasused) normtasemeid ületavate sisalduste kujunemiseks välisõhus, mis võib mõjutada suurt osa elanikkonnast.

Välisõhu kvaliteedi valdkonnas on vajalik üle vaadata praegused **välisõhu kvaliteedi hindamise piirkonnad** ja neid tõendatud vajaduse leidmise korral korrigeerida. Vajalik on **kohaliku omavalitsuse tasemel koostada välisõhu kvaliteedi parandamise tegevuskavad** piirkondadele, kus esineb normtasemetega ületamisi ning neid rakendada (nt Tartus B(a)P sisalduste ületamised).

Ebameeldiva lõhna põhjustatud **otsene tervisemõju on vähene**. **Erinevate kaebuste** (õhupuudus, silmade ärritus, väsimus, stress, iiveldus, hääle kähedus, palavik, lihas- ja liigesvalu) arv on ebameeldiva lõhna levikualas aga **1,5 korda sagedasemad** kui piirkondades, kus see tegur puudub. Eestis jääb ebameeldiva lõhna mõjualasse hinnanguliselt kuni 100 000 inimest, kuid siin on tegemist erinevate objektide

mõjualade kattumisest tingitud ülehinnanguga. Piirkonniti on tegemist siiski olulise häiringuid tekitava keskkonnakasutuse vormiga, nagu näitavad analüüsis kasutatud Keskkonnainspektsiooni andmed lõhnakaebuste kohta. Vajalik oleks läbi viia peamiste potentsiaalseks lõhnaallikaks olevate tegevustega (**veise- sea- ja linnukasvatus, keemiatööstus, kütuste tootmine ja käitlemine, reoveekäitlus**) seotud objektide mõjualas lõhnamõõtmisi. Eestis on selle kohta heaks näiteks **Muuga sadamasse 2016. aastal paigutatud lõhnadetektorid**.

Vibratsioon on selgelt objektipõhise keskkonnamõjuga keskkonnakasutuse vorm. Vibratsiooni leviulatus ja mõju sõltub oluliselt levikukeskkonna füüsilistest omadustest. Olulisem on **kaevandamisega kaasneva ja töötsoonist väljapoole leviva** vibratsiooni mõju, mille allikaks on lõhke- ja kaeveteööd. Kaevandamisega kaasneva vibratsiooni mõjuulatusse jääb lubja- ja dolokarjääride ning põlevkivikarjääride puhul hinnanguliselt 30 tuhat inimest ja 13 tuhat eluhoonet, allmaakaevandamise puhul 11 tuhat inimest ja 6 tuhat eluhoonet. Täiendavaks vibratsiooniallikaks on Eestis maantee- ja raudteetransport. Transpordist lähtuva vibratsiooni levikuulatuseks maapinnas on hinnanguliselt 30–50m. Vibratsiooni mõju inimese tervisele ja loodusele käesoleval ajal hinnata pole võimalik. Vibratsiooni mõju täpsemaks hindamiseks, sh inimese heaolule, oleks vajalik käitajate poolt teostatavate vibratsioonimõõtmiste andmete kättesaadavaks tegemine, valitud piirkondade vibratsiooniuuringute tulemuste sidumine piirkondade geoloogiliste eripäradega ning ehitisregistrite aadressandmete korrastamine ja geokodeerimine.

Müraallikatest on Eestis kõige olulisem allikas **maanteetransport**, kui vaadata **mõjutatud ala ulatust**. Alad, kus potentsiaalselt võib esineda maanteetranspordist põhjustatud normväärtuste ületamist, on aja jooksul laienenud, põhjuseks liiklussadeguse suurenemine ja sellega seotult infrastruktuuri ja teedevõrgu arendamine. Kui vaadata müraallikaid potentsiaalselt mõjutatud inimeste arvu järgi, on **olulise potentsiaalse mõjuga ka raudteetransport**. Puudulike andmete tõttu on aga raske hinnata raudteemüra levikuulatust ja intensiivsust erinevatel ajahetkedel ning vastavaid trende.

Hinnanguliselt on öisel ajal maanteemürast mõjutatud üle Eesti kuni 400 000 inimest, päevasel ajal kuni 345 000 inimest (sh 216 000 põhimaanteede ääres). Raudteetranspordist mõjutatud elanikke on öisel ajal kuni 300 000, päevasel ajal kuni 118 000 inimest. Lennuliikluse müra mõjutatud inimeste arv on päeval hinnanguliselt 26 000, öösel 52 000 inimest (mõjutatud alade ulatus on püsinud stabiilsena). Kaevandusmürast mõjutatud inimeste arv on kuni 32 000 inimest (eeldades, et müra levikuulatus on keskmiselt 300 m).

Sõltuvalt müra tasemest ilmnevad kõrgeenenud mürale eksponeerituse korral inimestel stressiga seotud somaatilised tegurid: stressihormoonide kasv, vererõhu muutused, lihasspasmid. Tekkida võivad psüühilised häired – häiritus- ja isolatsioonitunne, unehäired, vaimse tervise probleemid. Üle 55 dB juures muutub müra tervist kahjustavaks, eriti vanemaealistele - tekitab unehäireid ja suurendab südameveresoonekonna haiguste riski. Kõrgeenenud müra võib kaasa tuua inimestel südamehaiguste riski ja hüpertensiooni riski kasvu. Võib põhjustada unehäireid ja depressiooni ning kognitiivsete võimete vähenemist. Öine müra mõjutab ka enneaegsete sündide riski. Väheneda võib piirkonna atraktiivsus elu- ja külastuspiirkonnana, kuid agregeeritud andmed rände, külastajate arvu ja kinnisvara hindade muutuse kohta Eestis seda ei kinnita. Mõju loodusele on raskesti mõõdetav, vajalikud on täpsemad uuringud. Eestis on müratundlikeks linnuliikideks nt must-toonekurg, metsis, kotkad. Kirjandusest on teada uuringute tulemused, mille kohaselt müra mõjualas väheneb linnustiku arvukus, muutub loomade valvsus ja toiduotsimise efektiivsus.

Kuna elektroonilised, korrastatud andmed raudteetranspordi poolt põhjustatud müra hindamiseks on raskesti kättesaadavad, pole võimalik analüüsi valmimise ajal täpselt hinnata tegelikku olukorda ja suundumusi. Tuleb sisse viia süsteemne müratasemete hindamiseks vajalike **raudteeliikluse andmete kogumine, talletamine ja kättesaadavaks tegemine** Tehnilise Järelevalve Ameti poolt. Kohalikes omavalitsustes, kus esineb müra kontrollnäitajate normtasemete ületamist, on vaja teostada **müratasemete kaardistamist**. Piirkondades, kus esinevad normtasemete ületamised, tuleb koostada müra piiramise tegevuskavad ja viia need ellu.

Luu tuleb ühtne kooskõlastatud (tootjad, seaduslooja, sotsiaalsfäär) arusaam müra normide sisust. Arusaam peab looma selguse, millistel aladel (sh metsad, põllud) millistel tingimustel millised normid

kehtivad ning millised on võimalikud erisused (nt normi järgimine mitte müra allikast lähtuvalt, vaid vastuvõtjast lähtuvalt).

Saasteainete heide vette ja mulda mõjutab inimestest joogivee ja toidu kaudu. Kõrgeenenud lämmastikühendite sisaldusega vee pikaajaline tarbimine suurendab vähitekke riski. Kõrgeenenud lämmastiksisaldusega joogivett võib mõjutatud põhjaveehaaretest tarbida hinnanguliselt ligikaudu 70 000 inimest. Sellega kaasneb vajadus joogivee puhastamiseks või uute puurkaevude rajamiseks. Mõjutatud inimeste arvu hindamist raskendab usaldusväärse andmestiku puudumine individuaalsete põhjaveehaarete veekvaliteedi kohta, mis vajaks täiendavaid uuringuid. Allikaid, millest lähtub heide põhjavette, ei ole olemasolevatel andmetel tuginedes võimalik usaldusväärselt hinnata. Kõrgeenenud lämmastiksisaldusega veekogude valgaladel elab 600 000 inimest, neist 300 000 Ida-Eestis Peipsi ja Emajõe ümbruses.

Eestis on pinna- ja põhjavees levinumad **ohtlikud ained** naftasaadused, polütsükliilised aromaatsed süsivesinikud, fenoolid, elavhõbe, arseen, plii. Läänemeres lisaks elavhõbedale ka kaadmium ja kloororgaanilised ühendid. Oluliseks allikaks on seejuures jääkreostusobjektid. Eestis elab 500 kuni 1 000 põhjavee eratarbijat 21 esmatähtsa jääkreostusobjekti mõjualas. Nende saasteainetega saastunud vee ja toidu tarbimisel kaasneb vähitekkeriski suurenemine, aga ka muud tervisemõjud (neuroloogilised häired, vaimse tervise häired jm). Suurim potentsiaalselt mõjutatud elanike arv on Ida- ja Lääne-Virumaal, Harjumaal, Raplamaal. Olulisim meede on lõpule viia jääkreostusobjektide likvideerimine ja vähendada nii elanikkonna eksponeeritust loetletud saasteainetele. Samaaegselt tuleb tegelda ohustatud aladel elanikele puhta joogivee tagamisega.

Taimemürkide jõudmine pinnasesse ja joogivette ning põllumajandussaaduste kaudu inimese toidulauale on seotud erinevate allergiate, diabeedi, neuroloogiliste probleemide, vaimse tervise häirete, hormonaalsüsteemi talitluse häirete, loote arengu häirete, viljatuse, vähktõve, Parkinsoni tõvega jm haigustega mis võivad avalduda alles paljude aastate pärast. Taimemürgid võivad sattuda inimese organismi nii toidu, vee, naha kui ka hingamise kaudu. Sattudes mulda, püsivad need keemilised ühendid seal pikka aega ning mõjutavad sealset elustikku. Taimemürkide kasutamine seab joogiks kasutatava põhjavee seisundi surve alla üldiselt üle Eesti, neist mõjutatud joogivett võib tarbida kuni 10 000 inimest. Raskuskese asub nitraaditudlikul ala. Nagu eespool viidatud, on tegemist olulise ohuga inimese tervisele.

Müügistatistika alusel on taimemürkide kasutuses näha **kasvav trend**, kuid samas on ligi poole müüdnud taimemürkide koguse kasutus teadmata. Seetõttu tuleks välja selgitada, kus, kui palju ja milliseid taimemürke Eestis kasutatakse ning kontrollida põhjuslikku seost põhjavee seisundi ja taimemürkide kasutuse vahel (aine leidumine ja kontsentratsioon vees seostatuna kasutatavate kogustega).

Veevõtt on Eestis olnud uuritud perioodil stabiilne. Veevõtt on Eestis ohjatud veevarude määramisega ning kehtestatud varudest kinnipidamise korral on negatiivsed keskkonnamõjud välditud. **Vee tarbimine ja ümberjuhtimine** on olulise mõjuga **Tallinna pinnaveehaardesse hõlmatud veekogude** puhul, mõjutades pinnaveekogude, eelkõige Pirita jõe vooluhulka ja veetaset. **Elektriijaamade jahutusvee** võtul mõõdetav mõju inimestevisele ja heaolule ning loodusele puudub. Maaparandussüsteemide hooldustööde osas on keskkonnamõju võimatu määratleda, kuna maaparandus on toimunud aastasadu, mistõttu lähteolukorra määramine pole võimalik. Uute süsteemide rajamisel tuleb mõjude hindamist teha projektipõhiselt. Põhiosa Eesti veevõttust moodustab põlevkivikarjääridest ja allmaakaevandustest väljapumbatav ja ära juhitud vesi (130 000 000-270 000 000 m³/a). Sellega kaasneb **mõju põlevkivikarjääride läheduses olevatele järvedele (Kurtna järvistu) ja märgaladele**. Põhjaveetoitelistele ökosüsteemidele (märgalad, järved) veekasutusest avalduv keskkonnamõju ja seos keskkonnakasutuse surve ja ökosüsteemi seisundi vahel vajab probleemsetes piirkondades täiendavate uuringute läbiviimist. Põlevkivikaevanduse mõjualas olevate inimeste joogivee võtu võimalused ei ole ülejäänud Eesti elanikega sarnased.

Veekogude paisutamise ja tõkestamise olulisim keskkonnamõju on siirdekaldade (peamiselt lõhi, meriforell) sigimise takistamine neile elupaigaks sobivatel jõgedel. Ainult või osaliselt paisude tõttu on vee raamdirektiivi eesmärgile mittevastavas ehk mitte-heas seisundis vähemalt 127 veekogumit, millest 14 on rannikule avanevad veekogumid. Suurematel rannikule avanevatel jõgedel on kokku 10 ületamatut paisu ning 5 raskesti ületatavat paisu. Kõige olulisem on luua selgus rannikule avanevate **lõhejõgedele ökolooiliste eesmärkide osas** - milline hulk potentsiaalselt maksimaalselt elupaikade arvust on piisav

lõhe hea seisundi tagamiseks. Tuleb teha selgeks, kui vajalik on kõikide jõgede avamine rändeks täies ulatuses. Otsustamise juures peab arvestama ka eesmärgi täitmise maksumusega, arvesse võttes ka lammutamise tõttu saamata jäävat tulu. Kui lähtuda käesoleva töö ajal kehtivatest eesmärkidest, on veel hindamata 340 veekogumi morfoloogiline seisund. Tõkestamise mõju inimese heaolule sõltub individist ning ei ole selgelt seostatav survega. Osadele inimestele meeldib paisjärv (valdavalt kohalik kogukond), osadele meeldib jõgi (valdavalt harrastuskalastajad).

Maa hõivamine põhjustab looduslike elupaikade kadumist ja killustumist, mis vähendab elurikkust. Elupaikade kadu ja seisundi halvenemine, sh killustumine on peamised elurikkust vähendavad tegurid Euroopas ja mujal maailmas. Maa hõivamise mõju elurikkusele ei ole seni Eestis terviklikult ja ühtse metoodikaga hinnatud. Maa hõivamise alla kuuluv maavõtt (teed, hooned, sadamad, lennuväljad, jääkreostusobjektid, jäätmemaa) võtab Eestis enda alla analüüsi valmimise ajal 969 km². Pealmaakaevandamisega on Eestis hõlmatud 467 km², allmaakaevandamisega 339 km². Haritava maa alla jääb 10 543 km²-l; lageraialade pindalaks aga on 298 km².

Maavõtt (NB, ei sisalda põllumajandust) on koondunud linnadesse ja tööstusaladele. Sellest tulenevalt on kõige suurem maavõtu surve Harjumaal (linnastumine) ning Ida-Virumaal (prügilad, tootmisalad). Veel on maavõttuna elustikule surveteguriks pikad tarastatud liikluskoridorid, mis asuvad peamiselt Harjumaal.

Elurikkus on otseselt seotud ökosüsteemide seisundiga - elurikkad ökosüsteemid on üldjuhul vastupidavamad välistele surveteguritele ja taastumisvõimelisemad. **Kaitsealuste liikide olukorra paranemise ning üldise elurikkuse säilimise ja ka suurenemise eelduseks** Eestis on **toimivate ökoloogiliste koridoride olemasolu**, mis soodustaks liikide levimist looduslike ja poollooduslike koosluste vahel. **Suurte lageraiete osakaaluga** aladel on liikide levik takistatud ning elupaigad on killustunud, mistõttu on isendite liikumine ning geenivahetus eri koosluste vahel piiratud. Metsamajanduse seisukohast on aga lageraiete oluline vähendamine seotud üldise konkurentsivõime vähenemisega, mistõttu poleks ilmselt jätkusuutlik lageraiete asendamine näiteks valikraiega. Ökoloogilised koridorid peaksid ühendama omavahel suuremaid metsamassiive ning olemuselt olema majandatavad alad, mis arvestaksid looduskaitse eesmärgi. Välja tuleks töötada koridoride asukohad ja sinna jäävate metsade majandamise reeglid ning need kokku leppida erinevate osapooltega.

Tuleks välja arendada ja rakendada **karjäärade korrastamise praktika**, kus korrastamine toimub etapiviisiliselt ning tulemuseks on inimestele ohutu maastik ja elurikkuse seisukohast sobiv elupaik (vt Kaevandamisega muudetud maa korrastamise käsiraamat - Keskkonnaministeerium, 2017). Rohevõrgustiku toimiva lahenduse väljatöötamine, mis arvestab säästva, kestliku keskkonnakasutuse põhimõtteid - tagada ühiskonna areng nii, et säilib loodusvarade kättesaadavus ja valikute paljusus järgnevatele põlvkondadele.

Mulla katmine vett mitteläbilaskva kattega või mullakihtide eemaldamine erinevate tegevuste käigus (ehitustööd, kaevandamine) toob kaasa mulla funktsioonide halvenemise ning maaharimiseks kasutada oleva maa, samuti looduslike või poollooduslike maismaakoosluste ning -liikide jaoks kättesaadava levikupindala vähenemise. **Muld täidab olulist rolli erinevates ökosüsteemides**, olles ka ise eristatav ökosüsteemina, mille seisund, sh viljakus sõltub oluliselt mulla elustikust. Mulla katmise või eemaldamise puhul halveneb mulla poolt pakutavate ökosüsteemiteenuste kättesaadavus (nt vee infiltratsioon ja puhastamine, viljaka kasvusubstraadi olemasolu looduslikele ja kultuurtaimedele jpm). **Välja tuleb töötada seadusandlik süsteem mulla kui loodusvara jätkusuutliku, säästva kasutamise tagamiseks ja keskkonnamõjude hindamises arvestamiseks**, seda eriti suurtes infrastruktuuriprojektides. Juurutada tuleb mulla kui ressursi kasutamise ettevaatavaks, pikaajaliseks planeerimiseks.

Tabel 18. Ettepanekud vastavalt keskkonnakasutuse vormile

Keskkonnakasutus	Metoodika	Meetmed
Saasteainete heide välisõhku	Eesti välisõhu kvaliteedi piirkondade jaotuse ülevaatamine. Saastetasemete ja saasteainete leviku täpsema modelleerimise võimaluste arendamine – perioodiliselt uuendatavate modelleerimiste teostamine saasteainete löikes, tulemuste avalikult kättesaadavaks tegemine.	ohaliku omavalitsuse tasemel välisõhu kvaliteedi parandamise tegevuskavade koostamine ja elluviimine piirkondades, kus esineb normtasemetega ületamisi.
Ebameeldiv lõhn		Kaaluda veise-, linnu ja seakasvatusest, keemiatööstusest, kütusete tootmisest ja käitlemisest ning reoveekäitlemisest lähtuva lõhna objekti- või kohalikul tasemel hindamise läbiviimist.
Müra	Koondada ja süstematiseerida varasem ja praegune andmestik raudteetranspordi mürauringuteks vajaliku sisendi tarbeks. Luua ühtne kooskõlastatud arusaamine müra normtasemetega sisust, mis tooks selguse, millistel aladel millistel tingimustel millised normid kehtivad (nt metsas, põllul) ning mis on võimalikud erisused, lähtuvalt müra allikast ja vastuvõtjast.	Kohalikes omavalitsustes, kus esineb müra kontrollnäitajate normtasemetega ületamisi, teostada mürakaardistamist ja töötada välja ja rakendada müra vähendamise tegevuskavad.
Vibratsioon	Ehitisregistrite aadressandmete korrastamine ja geokodeerimine, et lisaks eluhoonete paiknemisele oleks ka muud hooned km ² -ruudustikul kättesaadavad	Valitud piirkondade seiretulemuste analüüs ja sidumine kohalike geoloogiliste eripäradega.
Saasteainete heide vette, toitained		Probleemsetes piirkondades veehaarete ja nende kvaliteedi täpsem kaardistamine (salvkaevud, individuaalsed puurkaevud). Veemajanduskavade meetmeprogrammide ellurakendamine.
Saasteainete heide vette, ohtlikud ained	Tööstuses ohtlike ainete ringe tuvastamine (sh taimemürgid). Taimemürkide kasutusstatistika (kogus, tüüp) täpsustamine, võimaldamaks analüüsida taimemürkide kasutuse ja põhjavee seisundi vahelist seost.	Taimemürkide osas tuleb meetmetepanekud täpsemalt formuleerida siis, kui tekib surve osas piisav ülevaade. Olulisemate jääkreostusobjektide likvideerimise lõpuleviimine.
Veekasutus		Selgitada uuringutega veevõtu surve ja ökosüsteemi seisundi vahelist seost probleemsetes kohtades.
Veekogude paisutamine ja tõkestamine	Vaadata üle, kas väiksemate vooluveekogude määratlemine kogumina on alati põhjendatud. Luua selgus rannikule avanevate lõhejõgede ökoloogiliste eesmärkide osas – milline hulk potentsiaalsest maksimaalsest elupaikade arvust on piisav lõhe hea seisundi tagamiseks.	Tõkestusrajatiste puhul sõltub mõju hinnang püstitatud eesmärkidest. Olemasolevate eesmärkide korral hinnata 340 kogumi hüdro-morfologia.
Maa hõivamine ja mulla katmine	Liigilise mitmekesisuse andmete süstematiseerimine. Seadusandliku süsteemi väljatöötamine mulla kui keskkonnakomponendi arvestamiseks keskkonnamõjude hindamisel. Karjäärilise etapiviilise korrastamise metoodika väljatöötamine, mille tulemusena luuakse inimesele ohutu maastik ja elurikkust toetav elupaik.	Hinnata rohevõrgustiku tõhusust ja kaaluda rohevõrgustikule eriplaneeringu staatuse andmist. Täiendavate kompensatsioonimeetmete rakendamine elupaikade kahjustamise korral. Mulla kui ressursi kasutamise pikaajaline ettevaatav planeerimine.

 Prioriteetne valdkond.

Keskkonnakasutuse vormide ülesed ettepanekud tehniliste võimaluste (andmekogud, IT jt) arendamiseks

- **Keskkonnalubade alusel kogutavate andmete** avalikkusele kättesaadavaks tegemine elektroonilisel, korrastatud kujul.
- Elanike andmeid sisaldavate **erinevate riigi andmekogude** (Haigekassa, Maksu- ja Tolliamet, rahvastikuregister) liidestamine inimese haigusjuhtude, elu- ja töökoha andmetega sidustamiseks. Uute andmekogumismeetodite kasutuselevõtt (suurandmed, mobiilpositsioneerimine, kaugseire, sh droonid).
- **Objektipõhiste andmete kogumine**, sh elanikkonna küsitlused (nt üleriigiline 1 000-ne valim ei ole statistiliselt esinduslik).

Keskkonnamõju ja väliskulu hindamise meetodika ettepanekud

- **Väliskulude ennetamiseks** võiks **potentsiaalsete väliskulude arutamisel** (oluliste välismõjude puhul) ühe osana kasutada **keskkonnamõjude hindamise protsessi**.
- Ühiskonna poolt **saamata jäänud tulude** (st kui avalikud hüved antakse erakasutusse), mida võib käsitleda ka kui väliskulusid, arutamine võiks olulise keskkonnamõjuga arenduste puhul samuti **olla keskkonnamõjude hindamise osa**.
- rojkti lõpparuande lisades toodud **rahalise väärtuse meetodid** sobivad keskkonnamõjude väliskulude arutamiseks (eelkõige **turuhinna meetod**, väliskulu hindamine **tehtud kulutuste kaudu**).

Lähiaastatel on eelkõige vajalik:

Keskkonnasurve vähendamine:

- peenosakeste ja eriti peente osakeste heidete piiramine
- öise müra piiramine
- ohtlike ainete, sh taimemürkide kasutamisega seotud keskkonnamõjude väljaselgitamine ja kasutamise piiramine
- lämmastiku ja fosfori koormuse piiramine
- riikliku tähtsusega suurte jääkreostusobjektide korrastamise lõpuleviimine

Looduskaitsemeetmete tõhustamine:

- tõhusa ökoloogiliste koridoride võrgustiku kavandamine ja kujundamine
- siirdekalade liikumisteede avamine lõhejõgedel juhtudel, kus see on nii ökoloogiliselt kui majanduslikult tõhus
- etapiviisilise taastamise käigus karjääridega rikutud maa kujundamine mitmekesisteks elupaikadeks, puhkealadeks ja majanduslikult kasutatavaks maaks

Keskkonnajuhtimise arendamine:

- Loodusvarade ja ökosüsteemide teenuste tõhusa ja säästva kasutamise põhimõtete selgitamine ühiskonnas, ökosüsteemiteenuste integreerimine välismõjude hindamisse. Mulla kui ressursi kasutamise pikaajaliseks planeerimiseks ja keskkonnakomponendina keskkonnamõjude hindamisse kaasamiseks seadusandliku süsteemi ja suuniste väljatöötamine.
- Keskkonnaeesmärkide täpsustamine ja ühtlustamine valdkondade vahel, lähtudes sotsiaalmajanduslikest kaalutlustest, mõjust inimese tervisele ja läbimõeldud ökoloogilise võrgustiku säilitamise vajadusest.

PRIORITEETSSED VALDKONNAD: VIIS OLULISIMAT KESKKONNAKASUTUSE VORMI JA NENDE OLULISED KESKKONNAMÕJUD

- Oluline keskkonnakasutuse vorm
- Keskmise olulisusega keskkonnakasutuse vorm

KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)	
Saasteainete heide välisõhku	<p>Peenosakeste ja eriti peente osakeste (PM₁₀, PM_{2,5}) kontsentratsiooni tõus välisõhus on tõendatult suurendanud südamehaiguste riski ja hingamisteede kaebuste esinemist, endokriinhaiguste ning mõningate vähivormide haigestumuse riski ja samuti tõstnud SVH, hingamisteede, haigustesse suremuse riski.</p>	<p>Mõjutatud: Potentsiaalselt terve Eesti (Tallinn 400 000, Kohtla-Järve 36 000, läänesaared 40 000, Põhja-Eesti 333 000, Tartu 97 000, Lõuna-Eesti 393 000)</p> <p>Haigusriskid: PM₁₀ korral Tartus muutuseid pole (kontsentratsioon pole Tartus muutunud), Kohtla-Järves kuni 200 SVH haigestunud inimest vähem, Tallinnas kuni 2 485 SVH haiget vähem. PM_{2,5} korral Tartus vahemikus 17 (rinnavähk) kuni 580 (SVH) potentsiaalset haigestunut vähem, samade haigustega Kohtla-Järvel 6 kuni 220 vähem potentsiaalselt vähem haigestunut, Tallinnas 73 kuni 2 485 potentsiaalselt haiget vähem. Teiste võimalike PM-ga seotud haigustega inimeste arvud mainitud linnades nende arvude vahepeal.</p>	<p>Kuigi uuritud ajavahemikus välisõhu kvaliteet üldiselt paranes, siis linnakeskkonnas põhjustavad jätkuvalt probleeme tahked peened osakesed (PM₁₀). Nende olulisteks allikateks on paiksed põletusseadmed, sh ahiküttega majapidamised. Linnalistes piirkondades on ahiküttega majapidamiste suure osakaalu ja kontsentreerumise korral oht, eriti saaste hajumist takistavate asjaoludega koostoiemes (nt inversioon, maastiku iseärasused) normtasemeid ületavate sisalduste kujunemiseks välisõhus, mis võib mõjutada suurt osa elanikkonnast.</p>	<p>Välisõhu seisund on inimese tervise aspektist kõige olulisem keskkonnanäitaja, ja välisõhu saasteained kõige olulisemad inimtervise mõjutajad, kuna välisõhu saastet ei ole võimalik vältida ning selle mõju on pidev.</p> <p>Vajalik on üle vaadata praegused välisõhu kvaliteedi hindamise piirkonnad. Välisõhu kvaliteedi piirkondade ligikaudne, mitte-esinduslik jaotus võib luua olukorra, kus poliitikakujundajad ja eksperdid jätavad vajaliku tähelepanuta andmed saastetasemete kohta nimetatud piirkondades, pidades neid ala kohta tervikuna väheesinduslikeks ja konkreetse saasteaine normtasemete ületamisi kohalikuks probleemiks.</p> <p>Vajalik on kohaliku omavalitsuse tasemel koostada välisõhu kvaliteedi parandamise tegevuskavad piirkondadele, kus esineb normtasemete ületamisi või tõenäoline oht selleks, ning neid rakendada.</p>

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Saasteainete heide välisõhku	<p>Benso(a)püreeeni kontsentratsiooni suurenemine õhus tõstab südame isheemiatõppe ja vähki haigestumise riski. Lisaks pikaajaline kokkupuude võib põhjustada maksa-, neeru- ja kesknärvisüsteemi kahjustusi, aga lühiajaline silmade ja hingamisteede ärritust, peavalu, peeringlust, nägemishäireid, väsimust, koordinatsioonihäireid, allergilisi nahareaktsioone, iiveldust ja mäluhäidustusi</p>	<p>Mõjutatud: Potentsiaalselt terve Eesti, ent puuduvad täpsemad benso(a)püreeeni leviku andmed, mis võimaldaks kvantifitseerida mõjutatud inimeste arvu.</p>	<p>Kuigi uuritud ajavahemikus välisõhu kvaliteet üldiselt paranes, siis linnakeskkonnas põhjustab jätkuvalt probleeme benso(a)püreen - B(a)P. Selle olulisteks allikateks on paiksed põletusseadmed, sh ahiküttega majapidamised. Linnalistes piirkondades on ahiküttega majapidamiste suure osakaalu ja kontsentreerumise korral oht, eriti saaste hajumist takistavate asjaoludega koostoimes (nt inversioon, maastiku iseärasused) normtasemeid ületavate sisalduste kujunemiseks välisõhus, mis võib mõjutada suurt osa elanikkonnast.</p>	<p>Välisõhu seisund on inimese tervise aspektist kõige olulisem keskkonnanäitaja, ja välisõhu saasteained kõige olulisemad inimeste tervisele mõjutavad, kuna välisõhu saastet ei ole võimalik vältida ning selle mõju on pidev.</p> <p>Vajalik on üle vaadata praegused välisõhu kvaliteedi hindamise piirkonnad. Välisõhu kvaliteedi piirkondade ligikaudne, mitte-esinduslik jaotus võib luua olukorra, kus poliitikakujundajad ja eksperdid jätavad vajaliku tähelepanuta andmed saastetasemete kohta nimetatud piirkondades, pidades neid ala kohta tervikuna vähesinduslikeks ja konkreetse saasteaine normtasemete ületamisi kohalikuks probleemiks.</p> <p>Vajalik on kohaliku omavalitsuse tasemel koostada välisõhu kvaliteedi parandamise tegevuskavad piirkondadele, kus esineb normtasemete ületamisi või tõenäoline oht selleks, ning neid rakendada (nt Tartus B(a)P sisalduste ületamised).</p>

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Saasteainete heide välisõhku	<p>Hapestavate saasteainete (NO_x, SO₂) kontsentratsiooni suurenemine välisõhus toob kaasa riskide kasvu kopsude kahjustumiseks ja funktsionaalse võimekuse vähenemiseks, võib suurendada hingamisteede tundlikkust, silmade, nina, kurgu ja nahaärritusi, methemoglobineemia riski, võib mõjutada kesknärvisüsteemi ning suuremuse tõusu SVH ja kopsuvähki.</p>	<p>Mõjutatud: Potentsiaalselt terve Eesti Haigusriskid: Ainsad saasteainetega seotud haigusrisi suurenemised üle Eesti on <u>Tartus</u> SO₂-st tuleneva kopsuvähi (kuni + 10 haigusriskis inimest), SVH suuremuse (kuni +100 haigusriskis inimest) ning NO_x seostatud arütmia suuremuse (kuni +317 haigusriskis inimest) ja kopsuvähi suuremuse (kuni +117 inimest). <u>Tallinnas</u> SO₂-st tulenevalt kuni 1 970 SVH suuremusriskiga ning 179 kopsuvähi suuremusriskiga inimest vähem, NO_x tulenevalt 247 arütmia ning 222 kopsuvähiriskiga inimest vähem. <u>Kohtla-Järvel</u> SO₂-st tulenevalt kuni 191 SVH suuremusriskiga ning 17 kopsuvähi suuremusriskiga inimest vähem, NO_x tulenevalt 21 arütmia ning 18 kopsuvähiriskiga inimest vähem. <u>Lõuna-Eestis v.a Tartu</u> vastavad vähenemised 1600 (SO₂-SVH), 147 (SO₂-kopsuvähk), 147(NO_x-arütmia), 113(NO_x-kopsuvähk) potentsiaalselt haigusriskiga inimest; <u>Põhja-Eestis</u> 1566 (SO₂-SVH), 142 (SO₂-kopsuvähk), 89 (NO_x-arütmia), 67(NO_x-kopsuvähk) potentsiaalselt haigusriskiga inimest vähem.</p>	<p>NO_x ja SO₂ sisaldused välisõhus ja heitkogused näitavad üle Eesti pikaajalises vaates langustrendi, väike suurenemine on toimunud SO₂ ning NO_x kontsentratsioonis Tartus. Peamisteks allikateks on transport (NO_x) ja elektri- ja soojusenergia tootmine (SO₂). Nimetatud saasteainete kontsentratsioonid on märgatavalt kõrgemad linnades kui taustaaladel (NO_x - Tallinn, Tartu, Narva, Kohtla-Järve; SO₂ - Kohtla-Järve) ja seetõttu foonitasemetega võrreldes suurenenud sisaldustele eksponeeritute arv kõrge.</p>	<p>Välisõhu seisund on inimese tervise aspektist kõige olulisem keskkonnanäitaja, ja välisõhu saasteained kõige olulisemad inimeste mõjutajad, kuna välisõhu saastet ei ole võimalik vältida ning selle mõju on pidev.</p> <p>Vajalik on üle vaadata praegused välisõhu kvaliteedi hindamise piirkonnad. Välisõhu kvaliteedi piirkondade ligikaudne, mitte-esinduslik jaotus võib luua olukorra, kus poliitikakujundajad ja eksperdid jätavad vajaliku tähelepanuta andmed saastetasemete kohta nimetatud piirkondades, pidades neid ala kohta tervikuna väheesinduslikeks ja konkreetse saasteaine normtasemete ületamisi kohalikuks probleemiks.</p> <p>Vajalik on kohaliku omavalitsuse tasemel koostada välisõhu kvaliteedi parandamise tegevuskavad piirkondadele, kus esineb normtasemete ületamisi või tõenäoline oht selleks, ning neid rakendada.</p>

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Müra	<p>Kõrgenenud müratase toob kaasa inimestel südamehaiguste riski ja hüpertensiooni kasvu. Võib põhjustada unehäireid ja depressiooni ning kognitiivsete võimete vähenemist.</p>	<p>Potentsiaalselt mõjutatud (halvima võimaliku stsenaariumi rakendamise korral (mis ei arvesta müra vähendavaid ja levikut tõkestavaid tegureid): <u>Öine maanteemüra:</u> üle Eesti 400 000 inimest, sh põhimaanteed 241 000 <u>Päevane maanteemüra:</u> üle Eesti 345 000, sh põhimaanteed 216 000 <u>Öine raudteemüra:</u> kokku kuni 300 000 inimest <u>Päevane raudteemüra:</u> kokku kuni 118 000 inimest Kõige enam potentsiaalselt mõjutatud elanikke on järgmistel raudteelõikudel: -Tallinn-Aegviidu 106 000 (öösel), 37 500 (päeval); -Aegviidu-Narva 63 000 (öösel), 20 000 (päeval); -Aegviidu-Tartu 31 500 (öösel), 13 000 (päeval); <u>Lennumürast</u> on päeval mõjutatud hinnanguliselt 26 000, öösel 52 000 inimest. <u>Kaevandusmürast</u> potentsiaalselt mõjutatud inimeste arv on kuni 32 000 inimest (eeldusel, et müra leviulatus on kuni 300m kaevandusala piirist).</p>	<p>Maanteedtransport ja raudteetransport on kõige olulisemad müraallikad Eestis, kui vaadata mõjutatud ala ulatust ja potentsiaalselt mõjutatud inimeste arvu . Analüüsi olid hõlmatud põhi- ja tugimaanteed (viimased osaliselt, lähtuvalt liiklustihedusest).Alad, kus võib esineda maanteedtransportist põhjustatud normväärtuste ületamist, on aja jooksul laienenud, põhjuseks infrastruktuuri ja teedevõrgu arendamine.</p> <p>Puudulike andmete tõttu on raskendatud raudteemüra levikuulatuse ja intensiivsuse trendi hindamine.</p>	<p>Kuna elektroonilised, korrastatud andmed raudteetranspordi poolt põhjustatud müra hindamiseks on raskesti kättesaadavad, pole võimalik täpselt hinnata tegelikku olukorda ja suundumusi. Tuleb sisse viia süsteemne müratasemete hindamiseks vajalike raudteeliikluse andmete kogumine, talletamine ja kättesaadavaks tegemine Tehnilise Järelevalve Ameti poolt.</p> <p>Kohalikes omavalitsustes, kus esineb müra kontrollinäitajate normtasemete ületamist, on vaja teostada müratasemete kaardistamist. Piirkondades, kus esinevad normtasemete ületamised, tuleb koostada müra piiramise tegevuskavad ja viia need ellu.</p> <p>Luu tuleb ühtne kooskõlastatud (tootjad, seaduslooja, sotsiaalsfäär) arusaam müra normide sisust. Arusaam peab looma selguse, millistel aladel (sh metsad, põllud) millistel tingimustel millised normid kehtivad ning millised on võimalikud erisused (nt normi järgimine mitte müra allikast lähtuvalt, vaid vastuvõtjast lähtuvalt).</p>

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Saasteainete heide vette ja mulda, toitained	Vähitekke riski suurenemine kõrgenenud lämmastikuühendite sisaldusega joogivee tarbimisel.	Potentsiaalselt mõjutatud: Nüüd järgi mitteheas seisundis veekogude valgaladel elab 600 000 inimest, kellest 300 000 Ida-Eestis Peipsi/Emajõe ümbruses. Hinnanguliselt võivad joogiveenõuetele mittevastavat põhjavett joogiveena tarbida kuni 70 000 inimest.	Hinnanguliselt on lämmastikuühenditega saastunud põhjaveehaaretega seotud ligikaudu 70 000 inimest, sh nitraaditundliku ala elanikkond. Sellega kaasneb vajadus joogivee puhastamiseks või uute puurkaevude rajamiseks. Allikaid, millest lähtub heide põhjavette, ei ole olemasolevatel andmetel tuginedes võimalik usaldusväärselt hinnata.	Vajalikud on individuaalkaevude vee kvaliteedi kontroll ning joogiveemeetmete rakendamine (ühisveevarustusega kaetud alade laiendamine, uute kaevude rajamine jm). Veemajanduskavade meetmeprogrammide ellurakendamine põhja- ja pinnavee seisundi parandamiseks.
Saasteainete heide vette ja mulda, ohtlikud ained	Jääkreostusobjektidest lähtuvad ohtlikud ained põhjustavad saastunud joogivee kaudu erinevate vähivormide tekkeriski kasvu.	Potentsiaalselt mõjutatud: 500 – 1 000 põhjavee eratarbijat 21 esmatähtsa jääkreostusobjekti mõjualas. Suurim potentsiaalselt mõjutatud elanike arv on Ida- ja Lääne-Virumaal, Harjumaal, Raplamaal.	Inimesed tarbivad reostunud vett jääkreostusalade mõjualas Eesti erinevates piirkondades. Pinnavee seisund Purtse ja Kohtla jões ning Kroodi ojas on halb, Erra jões ohustatud. Suuremad reostunud põhjaveega alad on Tapa ja Moonaküla. Peamiselt põhjustavad reostust naftasaadused, polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud, fenoolid, elavhõbe, arseen, plii, Läänemeres lisaks elavhõbedale ka kaadmium ja kloororgaanilised ühendid.	Tegeleda olulisemate jääkreostusobjektide likvideerimisega ning inimese eksponeerituse vähendamisega (nt tagada mõjutatud piirkondades kvaliteetse joogiveega varustus).

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Saasteainete heide vette ja mulda, ohtlikud ained	Taimemürkide jõudmine pinnasesse ja joogivette ning põllumajandussaaduste kaudu inimese toidulauale on seostatud erinevate allergiate, diabeedi, neuroloogiliste probleemide, vaimse tervise häirete, hormonaalsüsteemi talitluse häirete, loote arengu häirete, viljatuse, vähktõve, Parkinsoni tõvega jm haigustega mis võivad avalduda alles paljude aastate pärast. Taimemürgid võivad sattuda inimese organismi nii toidu, vee, naha kui ka hingamise kaudu. Sattudes mulda püsivad need keemilised ühendid seal pikka aega ning mõjutavad sealset elustikku.	Potentsiaalselt mõjutatud: Taimemürkidest mõjutatud joogivesi - kuni 10 000 inimest. Peamine probleempiirkond on nitraaditundlik ala.	Taimemürkide kasutamine seab joogiks kasutatava põhjavee seisundi surve alla üldiselt üle Eesti. Raskuskese asub nitraaditundlikul alal. Tegemist on ohuga inimese tervisele. Müügistatistika alusel on taimemürkide kasutuses näha kasvav trend. Poole müüdud taimemürkide koguse kasutus on teadmata.	Selgitada, kus, kui palju ja milliseid taimemürke Eestis kasutatakse ning kontrollida põhjuslikku seost põhjavee seisundi ja taimemürkide kasutuse vahel (aine leidumine ja kontsentratsioon vees seostatuna kasutatavate kogustega).
Veekogude paisutamine ja tõkestamine	Lõhede sigimisränne on neile elupaigaks sobivatel jõgedel takistatud.	Mõjutatud veekogumid: Ainult või osaliselt paisude tõttu vee raamdirektiivi eesmärgile mittevastavas ehk mitte-heas seisundis on vähemalt 127 veekogumit, millest 14 on rannikule avanevad veekogumid.	Suurematel rannikule avanevatel jõgedel on kokku 10 ületamatut paisu ning 5 raskesti ületatavat paisu.	Kõige olulisem on luua selgus rannikule avanevate lõhejõgede ökoloogiliste eesmärkide osas - milline hulk potentsiaalsest maksimaalsest elupaikade arvust on piisav lõhe hea seisundi tagamiseks. Jõuda järeldusele, kas kõik jõed tuleb täies ulatuses avada rändeks ja kui palju see maksma läheb, arvesse võttes mitte ainult lammutamise või kalapääsu hinda, vaid ka selle tõttu vähenevat tulu majandustegevusest.

	KESKKONNAMÕJU	KESKKONNAMÕJU SUURUS, ULATUS	JÄRELDUSED	ETTEPANEKUD (MEETMED)
Maa hõivamine	<p>Maa hõivamine põhjustab looduslike elupaikade kadumist ja killustumist, mis vähendab elurikkust. Elurikkus on otseselt seotud ökosüsteemide seisundiga - elurikkad ökosüsteemid on vastupidavamad välistele surveteguritele, ja taastumisvõimelisemad.</p>	<p>Mõjutatud ala: Maavõtt kokku (teed, hooned, sadamad, lennuväljad, jääkreostusobjektid, jäätmemaa) on 969 km². Pealmaakaevandamisega on Eestis hõlmatud 467 km², allmaakaevandamisega 339 km². Maad haritakse (ei kuulu maavõtu alla) 10 543 km²-l; lageraiealade pindala on 298 km².</p>	<p>Elupaikade kadu ja seisundi halvenemine, sh killustumine on peamised elurikkust vähendavad tegurid Euroopas ja mujal maailmas. Maa hõivamise mõju elurikkusele ei ole Eestis terviklikult ja ühtse metoodikaga hinnatud. Maavõtt (ei sisalda põllumajandust) on koondunud linnadesse ja tööstusaladele. Sellest tulenevalt on kõige suurem maavõtu surve Harjumaal (linnastumine) ning Ida-Virumaal (prügilad, tootmisalad). Veel on maavõtuna elustikule surveteguriks pikad tarastatud liikluskoridorid, mis asuvad peamiselt Harjumaal.</p>	<p>Karjääride korrastamise praktika väljaarendamine, kus korrastamine toimub etapiviisiliselt ning tulemuseks on inimestele ohutu maastik ja elurikkust toetav elupaik (vt Kaevandamisega muudetud maa korrastamise käsiraamat - Keskkonnaministeerium, 2017). Rohevõrgustiku toimiva lahenduse väljatöötamine, mis arvestab säästva, kestliku keskkonnakasutuse põhimõtteid - tagada ühiskonna areng nii, et säilib loodusvarade kättesaadavus ja valikute paljusus järgnevatele põlvkondadele.</p>

Metoodilised ettepanekud prioriteetsetes valdkondades

Projekti lisades toodud rahalise väärtuse meetodid sobivad keskkonnamõtjude väliskulude arvutamiseks (turuhinna meetod, tehtud kulutuste kaudu hindamine). Väliskulude ennetamiseks tuleb potentsiaalsete väliskulude arvutamisel (oluliste välismõtjude puhul) ühe osana kasutada keskkonnamõtjude hindamise protsessi. Ühiskonna poolt saamata jäänud tulude (st kui avalikud hüved antakse erakasutusse), mida võib käsitleda ka kui väliskulusid, arvutamine peab olulise keskkonnamõtjuga arenduste puhul samuti olema keskkonnamõtjude hindamise osa.

Tehnilised ettepanekud prioriteetsetes valdkondades

Keskkonnamõtjude analüüsi kvaliteeti aitab tõsta andmete kättesaadavuse tõstmine. Keskkonnaseisundi ja -surve ning keskkonnamõtjude hindamise tulemuste adekvaatsuse ja usaldusväärsuse suurendamiseks, eriti piirkondlikul ja kohalikul tasemel, tuleb parandada keskkonnaandmete kogumise ja avalikustamise korraldust ja tehnilisi lahendusi. **Selleks tuleb esmalt hinnata olemasolevate infosüsteemide ning andmete kogumise, edastamise ja levitamise tehniliste võimaluste piisavust ja potentsiaali.** Sh on väga oluline keskkonnalubade alusel kogutavate (eelkõige käitaja seire) keskkonnaandmete kättesaadavaks tegemine elektroonilisel, andmetöötluks sobival kujul.

Inimese heaolu ja tervisemõtjude seostamist keskkonna surve- ja seisundinäitajatega ja nende eristamist muudest mõjuteguritest aitab suurendada erinevate andmekogude riskisutuse võimaluse loomine (sh Haigekassa andmed, Maksu- ja Tolliameti andmed) eeldusel, et on olemas asukohaga seostatud andmed keskkonnasurve kohta.

Andmete ajalist ja ruumilist katvust aitab parandada uute andmekogumismeetodite kasutuselevõtt (kaugseire, sh droonid, GPS-seadmed, suuranndmed) ja nende andmete olemasolevatesse keskkonnaandmete kogumise süsteemidesse integreerimise võimaluste loomine. **Esimese sammuna tuleb eelnevalt läbi mõelda, milliste andmete järgi on vajadus** (vt keskkonnakasutuse välismõtjude hindamise analüüsis kasutatud või soovitatud indikaatorid), kust kohast ja kuidas neid kogutakse (seirejaamade asukohad, seireajad, andmete esitamise viis), ning hinnata, kas ja millised uudsed meetodid **olemasolevat andmestikku kulutõhusalt täiendada võimaldavad.**

LISAD

LISA 1 DPSIR kontseptsiooni kasutamise ja rakendusvõimaluste analüüs

DPSIR kontseptsiooni rakendamise ja kohandatavuse analüüs keskkonnamõjude hindamiseks.

LISA 2 Saasteainete väljutamine välisõhku, ebameeldiv lõhn

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 3 Müra

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 4 Vibratsioon

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 5 Veekogude paisutamine ja tõkestamine

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 6 Saasteainete heide vette ja veekasutus (veevõtt)

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 7 Maa hõivamine ja mulla katmine

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 8 Kaevandamine

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest seisundi, surve ja mõju komponentide alusel.

LISA 9 Inimese heaolu ja tervis

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest.

- Lisa 9a – tervisemõjude hindamise tervikülevaade
- Lisa 9b – mõju inimese heaolule, koondülevaade

LISA 10 Eesti kasvuhoonegaaside heitest Eestis avalduva keskkonnamõju võimaluste käsitlemise analüüs

Tervikülevaade analüüsi käigust ja tulemustest.

LISA 11 DPSIR tabelid

DPSIR kontseptsioonist lähtuva struktuuriga andmetabelid, mis koondavad seisundi-, surve- ja mõjunäitajate arvulised väärtused, surve allikad, andmete usaldusväärsuse ja määramatuse hinnangud. Seejuures on keskkonnakasutuse vormid jaotatud MS Excel'is vormistatud töövihikutesse järgmiselt:

- Lisa 11a – DPSIR1, saasteainete väljutamine välisõhku, ebameeldiv lõhn, müra, vibratsioon;
- Lisa 11b – DPSIR2, saasteainete heide vette ja mulda (ohtlikud ained, toitained), veekogude paisutamine ja tõkestamine, veekasutus (veevõtt), maa hõivamine ja mulla katmine;
- Lisa 11c – DPSIR3, kasvuhoonegaaside, sh CO₂ väljutamine välisõhku

LISA 12 PSI tabelid

Inimesele avalduvat keskkonnamõju kirjeldavad, keskkonnamõju ja keskkonnaseisundi muutuste seoste paremaks väljatoomiseks modifitseeritud struktuuriga tabelid.

LISA 13 Teemakaardid

Ruumiaandmete analüüsi käigus loodud DPSIR tabelitesse koondatud arvandmetel ja nendega seotud ruumiandmetel põhinevate ruumiandmekihtide alusel loodud kaardid seisundi, surve ja mõjunäitajate ruumilise muutlikkuse illustreerimiseks.

LISA 14 Kasutatud ja loodud andmed

Lisas esitatakse elektroonilisel kujul kõik projekti käigus **kogutud, läbi töötatud ja loodud andmed**.

Vastav kohustus on partneritele pandud partnerite kui projekti teostajate ja Keskkonnaministeeriumi kui hankija vahel 20.05.2016 sõlmitud käsunduslepinguga nr 4-3/16/5, ja selle aluseks oleva lähteülesandega. Kõik lisad esitatakse kliendile elektroonilisel kujul (neid ei prindita välja) välisel andmekandjal ja/või tehakse kättesaadavaks ftp (*file transfer protocol*) kaudu aadressilt <ftp://ARC@ftp.environment.lv/Data/> (vastavalt vajadusele).

Ftp kasutamine on Keskkonnaministeeriumi süsteemis lubatud ja võimalik samuti lubatud programmide nimekirjas oleva vabavaralise programmi FileZilla abil.

Lõpparuandega esitatakse ka loodud ruumiandmed temaatiliste kaardikihtidena.