

Hinnang Eesti keskkonnakasutuse välistõjude rahasse hindamise II etapi lõpparuandele

Erik Puura

Konsulteris Hans Orru

Tartu 2019

Autoritest

Erik Puura on keskkonnateadlane, kes hetkel töötab Tartu Ülikooli arendusprorektorina. Erik Puura omab kõrgemat haridust ja teaduskraade geoloogias (5-aastase õppe diplom cum laude, Tartu Ülikool, 1989), keskkonnakaitstes (MSc Environmental and Pollution Control, Manchesteri Victoria ülikool, 1993) ning keemiatehnikas (tehnikadoktor, Stockholmi Kuninglik Tehnikaülikool, 1998). Erialalises teadustöös on Erik Puura tegelenud erinevate keskkonnaprobleemide modelleerimisega (tahkete jäätmete mõju veekeskkonnale, radioaktiivsete jäätmete matmise mõju põhjaveele, isesüttimisprotsesside modelleerimine, hüdrogeokeemilised kalkulatsioonid jne). Erik Puura on õpetab Tartu Ülikoolis keskkonnageoloogiat alates 1994. aastast, sealhulgas erinevate ainete doos-mõju vahekordade mudeleid. Samuti on Erik Puura olnud Keskkonnaministeriumi seireõukogu liige (2001-2014) ning on konsultatsiooniettevõtete GeoKoht OÜ ning Eridicon OÜ juhatuse liige.

Konsultandina kaasatud **Hans Orru** on Tartu Ülikooli keskkonnatervishoiu dotsent ja Umeå Ülikooli külalisteadur. Hans Orru omab kõrgemat haridust ja teaduskraade keskkonnatehnoloogias (BSc Tartu Ülikool, 2003), rahvatervise alal (MPH Tartu Ülikool, 2005), ja keskkonnameditsiini erialal (PhD Umeå University, 2009). Erialalises teadustöös on Hans Orru tegelenud erinevate välisõhu saasteainete uuringutega ja mõjudega inimese tervisele, samuti äärmuslike ilmaolude ja kliimamuutuste, töökeskkonna ohutegurite ja müra tervisemõjude väljaselgitamisega jne. Hans Orru õpetab Tartu Ülikoolis keskkonna- ja töötervishoidu alates 2007. aastast. Samuti on Hans Orru mitmete rahvusvaheliste keskkonnatervise ja toksikoloogia töögruppide liige.

Sisukord

1. Sissejuhatus	4
2. Üldhinnang projekti I etapi aruandele ja tulemustele	6
3. Välismõjude ja väliskulude definitsioonist	9
4. Seoste puudumine projekti I etapi ja II etapi aruannete vahel	10
5. Ennetuskulu e preventiivkulu meetod kasutatuna II etapis	10
6. Kuidas jõuda väliskulude kalkulatsioonideni DPSIR kontseptsiooni kaudu: SO ₂ näide	16
7. II etapi aruande tabelis 3 esitatud saasteainete väliskulude väärtused	26
8. Peenosakeste näide	28
9. Veesaaste, põhjavee- ja pinnaveevõtt	30
10. Kokkuvõte, järeldused ja ettepanekud	31
Kasutatud kirjandus	35

1. Sissejuhatus

Suur osa inimtegevustest inimestele vajalike kaupade tootmisel, teenuste pakkumisel või inimese enda igapäevaeluks vajalike toimingute läbiviimiseks (nt kütmine, transport) mõjutab otseselt keskkonda ja keskkonnamuutuste kaudu inimeste tervist või inimeste heaolu. Sellega tekivad välismõjud, mille määratlemise ja kvantifitseerimise ning väliskulude arvestamise teema on kahtlemata väga oluline. Välismõjude ja väliskulude korrektne määramine aitab kaasa looduskasutuse ja keskkonnakaitse, majanduse ja sotsiaalsfääri tasakaalustatud arengule, selle saavutamiseks vajaliku hästitoimiva süsteemi tagamisele ning keskkonnakaitseks eraldatavate vahendite sihipärasele ja läbimõeldud kasutamisele. Eriti oluline on välismõjude ja väliskulude teema uute arengute planeerimisel, näiteks valikute tegemisel energiatootmise alternatiivide osas või uute loodavate tööstusettevõtete paiknemise ja keskkonnatehnoloogiliste lahenduste valikute osas.

Välismõjud on klassikaline vastus küsimusele „*Millal?*” riigi rahanduses: kui ühe osapoole tegevus mõjutab teist osapoolt ja esimene osapool seda ei kompenseeri, on tekkinud turutõrge ning riigipoolne sekkumine on õigustatud. See viib loomulikult riigi rahanduse küsimusele „*Kuidas?*”. Otsustajate arsenalis on kahte tüüpi tööriistu välismõjudega tegelemiseks: hinnapõhised meetmed (maksud ja toetused) ja koguselised meetmed (piirangute kehtestamine, regulatsioonid).

Koos keskkonnaökonoomika ja -poliitika arenguga on järjest ulatuslikumalt kasutusele võetud keskkonnakahjusid arvestavad ja toodangu omahinda lülitavad keskkonnamaksud ja keskkonnatasud – seetõttu on väliskulude osaline arvesse võtmine pigem reegel kui erand, arvestades väliskuludeks ühe inimgrupi tegevuse mõju teisele inimgrupile, mida esimene grupp arvestab ja kompenseerib vaid osaliselt.

Samas mistahes makse, toetusi ja piiranguid kehtestades on selge, et seeläbi sekkutakse turumajanduse toimimisse nii riigisiselt kui rahvusvaheliselt. Sellise sekkumise eesmärgiks on keskkonnaseisundi säilitamine ja parandamine, inimeste tervisemõjude vähendamine ning inimeste heaolu suurendamine. Teisalt, inimeste heaolu sõltub sotsiaalmajanduslikust süsteemist, indiviidide sissetulekutest, sotsiaalsüsteemi tugevusest jpm, mis omakorda sõltub majanduse tugevusest. Tasakaalupunktide leidmine riigisiselt ning seejuures ka rahvusvahelist konkurentsivõimet tagavalt on üks kõige olulisemaid ja tähtsamaid ülesandeid.

Erinevate mõjude kooshindamisel on sisuliselt ainsaks võimaluseks mõjude väljendamine rahaühikutes, sest see on kõigile mõistetav ja rahas väljendatud kahju suurus annab ühtlasi mõõdu selle kahju tähtsusest – kahju suurus on võimalik hõlpsalt võrrelda näiteks saadavate kaupade ja teenuste hindadega. Rahalise hindamise teine suur eelis on universaalsus, tulemuste ülekandmise võimalus ühest mudelist teise, sest rahaühik on hindamisprotsessist sõltumatu. Seetõttu on arendatud mudeleid, mille alusel saaks erinevaid keskkonnamõjusid üle kanda rahaühikutesse.

Nende mudelite arendamine on töömahukas ja aeganõudev ning rahvusvaheliste koostööprojektide maksumuseks on kujunenud kümned miljonid eurod. Samas on alused ja platvormid nt õhu kvaliteedi osas loodud ning igal riigil on võimalus vastavaid mudeleid oma eripäradele ja keskkonnamõjude hetkeseisule kohandatuna rakendada. Mudelid põhinevad reaalse tervise- ja keskkonnamõjude leidmisel, kirjeldamisel ja kvantifitseerimisel. Need on seotud keskkonnaseisundiga, mis on seireandmetega tõendatud, kontrollitud ja pidevalt kaasajastatud. Mudelis on kasutatud rahvusvaheliselt aktsepteeritud uusimaid doos-mõju funktsioone ning keskkonnaseisund on seotud survetega, mida keskkonnale nt saasteainete

keskkonda paiskamise, müra jne kaudu põhjustatakse. Samas, kui mudelid on ajakohastamata, kohandamata segavatele teguritele ja nendega pole eelnevalt ja pidevalt tegeldud, muutuvad arvutuslikud hinnangud kiiresti ebatäpseteks ja ebausaldusväärseteks. Lisaks nõuab mudelitega tegelemine kõrget teaduslikku taset ja rahvusvahelist koostööd, sest ekspertide hulk selles spetsiifilises valdkonnas on maailmas väga piiratud.

Sellises olukorras võib tekkida soov minna lihtsustamise teed ning püüda valida ja ka ise välja mõelda selliseid väliskulude hindamise meetodeid, mis võimaldaksid kiiresti välja tuletada mingisuguseidki hinnangulisi määratlusi. Käesolev hinnang selgitab, et kahjuks on selliste kiirete ja üldistavate meetodite kasutamine tõendatult mitmete saasteainete osas väga ebatäpne ning neid aluseks võttes sekkutakse (näiteks maksustamise kaudu) turusituatsiooni viisil, mis ei vii sekkumise eelnevalt kirjeldatud eesmärkide saavutamiseni.

Samuti, kuna Eestis loobuti mudelite kohandamisest siinsele kontekstile, on püütud leida 'viimastel aastatel' ilmunud teadusartikleid, kus on ilmunud erinevate saasteainete väliskulude hinnanguid Eesti ja Eestile sarnaste riikide kohta. Nende allikate kontrollimisel kahjuks selgus, et on toetunud samadele algoritmidele, kalkulatsioonidele ja hinnangutele, mis olid Eestis olemas juba üle 10 aasta tagasi. Kuna need on Eesti kohta kohandamata ning keskkonnaseisund on praeguseks ajaks muutunud, siis on selline lähenemine suures osas vananenud.

Eestit iseloomustab väga kõrge tase keskkonnateadustes ning kümneid aastaid töötanud keskkonnaseire programm ning teiste seiremeetodite kasutamine, mis võimaldavad anda kvaliteetse pildi Eesti keskkonnaseisundist. On olemas teadlased, kes tegelevad väliskulude teemadega majandusvaldkonnas, samuti teadlased, kes tegelevad konkreetset keskkonna- ja tervisemõjude rahasse hindamisega.

Kahjuks, tuleb tunnistada, et senini ei ole suudetud parimaid kompetentse välismõjude ja –kulude teemal ühtseks tervikuks siduda. Hangete ja väga lühikeste tähtaegade kaudu saavutatud tulemused on väga kaugel sellest, et need tervikuna ligilähedaseltki usutavalt ja ümberlükkamatult väljendaksid tegelikke väliskulusid.

Käesoleva hinnangu tellis Eesti Keemiatööstuse Liit eesmärgiga saada sõltumatu teaduslik hinnang Keskkonnainvesteeringute Keskuse Keskkonnaprogrammi poolt rahastatud projekti nr 14217 „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs“ II etapi lõpparuandele seotuna samanimelise projekti nr 11205 I etapi lõpparuandega ja lähtudes projekti lähtekohast „Keskkonnamõju rahalisse väärtusesse hindamine võimaldab võrrelda keskkonnamõju olulisust majanduslike ja sotsiaalsete mõjudega ning teha teadmuspõhiseid otsuseid.“

Hinnangu tulemusena võib välja tuua, et

- **projekti I ja II etapi aruanded on pigem kaks eraldiseisvat tööd, kus II etapis on kasutatud I etapi aruandest vaid väliskulude hindamise meetodikate lühikirjeldusi;**
- **väliskulude hindamise meetodikate kirjeldused on väga lühikesed, ilma viideteta ja ilma näideteta maailmapraktikast, ning kohati kirjeldustes vastuolulised;**
- **II etapi aruanne üritab määratleda ja kvantifitseerida väliskulusid ilma tugeva meetodilise taustata ning loobudes täielikult sellistest võimalustest ja meetoditest, mis kõigepealt kirjeldaksid reaalselt eksisteerivaid keskkonnamõjusid keskkonnaseisundi kaudu; olemasolevale väga mahukale Eesti keskkonnaseisundi ja keskkonnamõjude andmestikule ei ole praktiliselt tuginetud;**

- **II etapi aruandes leitud näited erinevate saasteainete välismõjudest Eesti kohta rahvusvahelise teaduskirjanduse allikatest ei ole hiljutised, vaid tuginevad teadmiste ja vastavad väga esialgsetele kalkulatsioonidele, mis Eestis olid tehtud juba 2007. aastal ning mida ei ole viimase 12 aasta jooksul kohandatud ega edasi arendatud;**
- **Projektide tulemusi saab osaliselt kasutada selleks, et eristada, missuguste saasteainete ja välismõjudega on otstarbekas edasi minna esmajärjekorras, tulles tagasi ka I etapis esitatud lähenemise juurde (DPSIR kontseptsiooni rakendamine).**

Ettepanek on edasises luua olemasoleva informatsiooni ja keskkonnaandmete aegriade metaandmebaas, kasutada ajakohaseid tervise- ja seireandmeid, kaasata parim teaduskompetents (nt Tartu Ülikool, Tallinna Tehnikaülikool, vajadusel teadlased välisülikoolidest), koostada prioriteetide järjekord (alustada valdkondadest, kus mõjud suurimad ja meetodid maailmas olemas, see võimaldab demonstreerida lähenemise asjakohasust ja teaduslikkust) ning realiseerida seda erinevate mõjude ja saasteainete kaupa, tuginedes DPSIR kontseptsioonile, juba loodud mudelite kohandamisele ning tõepärastele, usutavatele ja ümberlökkamatutele kalkulatsioonidele.

2. Üldhinnang projekti I etapi aruandele ja tulemustele

Hinnangut II etapi aruandele ja tulemustele ei saa käsitleda lahus I etapist, kuna loogiline on, et etapid on omavahel seotud, II etapp järgneb ja tugineb I etapile ning II etapis on toetunud I etapi analüüsile ja järeldustele. Samuti püstitas I etapi konsortsium peamised eesmärgid II etapi läbiviimiseks.

Väga mahukas I etapi aruanne, mille alapealkirjaks on „Keskkonnakasutuse keskkonnamõjude kvantifitseerimise meetodika ülevaade“ (Keskkonnaministeerium, 2018) ja mille autoriteks on 26 eksperti viiest ettevõttest, püüdis juhtida keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamist sidudes omavahel vallapäästvad ehk liikuma panevad jõud (*driving forces*, nt tööstus, turism, majanduse areng jne), surve e koormuse, keskkonnaseisundi, mõju ja (vastu)meetmed DPSIR kontseptsiooni kaudu. Sellele kulubki valdav osa aruandest, lk 21-138.

DPSIR kontseptsioon on väga hea alus keskkonnakorralduse ja –juhtimise alaseks koostööks, kus loogiliste seoste kaudu kõik keskkonnakorraldusega seotud osapooled – ettevõtjad, ametnikud, teadlased, seirajad, poliitikud jne – tunnetavad oma rolli ühtses keskkonnakorralduse ja –juhtimise süsteemis ning kõik erinevad lülid on omavahel seotud andmestiku, analüüsise ja otsustega – kõigi ühiseks eesmärgiks on parem ja väga hea keskkonna kvaliteet ning võimalikult väike mõju inimeste tervisele ja heaolule.

Üllatav on siiski see, et DPSIR kontseptsiooni tutvustades puuduvad viited püüdlustele viimase 20 aasta jooksul Eesti keskkonnakorralduse mõistlikku juhtimist kontseptsioonile tuginema panna. Suhteliselt selge kokkuvõte nendest püüdlustest sisaldub Keskkonnaagentuuri 2014. aasta publikatsioonis „Eesti keskkonnaindikaatorid – arendustöö ja tulemused“, kus 60 leheküljel on sarnaselt kirjeldatud DPSIR kontseptsiooni olemust ning välja toodud hulgaliselt võimalikke näitajaid, koos viitega 1998. aastale, kui PHARE projekti DADAM raames esimene keskkonnaindikaatorite süsteem loodi just nimelt DPSIR kontseptsiooni alusel (Keskkonnaagentuur, 2014). Arusaamatu on, miks ei ole varasematele püüdlustele viidatud.

I etapi aruanne on indikaatorite valiku suhtes piiravam ning kirjelduse mõttes põhjalikum, sisaldades survete, seisundi ja mõjude kohta ka hulgaliselt arvandmeid, kuid küsimus on üldisem – mis Eesti keskkonnakorralduses ja –juhtimises on sedavõrd loogiline süsteem kasutusel projektipõhiselt ja 'hüpetega', kus üks või teine allasutus või konsultatsioonitöö sellise lähenemise olulisust rõhutab, aga pidev ja terviklik lähenemine endiselt puudub.

Küll häiris töö esimese etapi juures tugevalt seireandmete üldistatuse tase. Nii oli näiteks õhusaaste puhul jagatud Eesti kaheks piirkonnaks ning soovitatud kasutada 28x28 km resolutsiooniga mudelit 5 aastaste perioodide lõikes, kui meil Eestis on olemas *on-line* mudel, mis võimaldab resolutsiooni vähem kui 100 m. Sarnased üldistused ilmsesid ka kaevandamise saaste, lõhnaainete ja müra puhul. Antud puudustele pöörasid korduvalt tähelepanu nii Eesti Keskkonnauuringute Keskus, Tartu Ülikool kui Keskkonnaministeeriumi välisõhu- ja kiirgusosakond, ent parandusi vajalikus mahus ei tehtud.

Keskkonnamõjude rahasse hindamise meetodeid kirjeldab I etapi aruandes peatükk X, hõlmates 10 meetodit ja 21 lk.

Meetodite kirjelduse juures puuduvad näited rahvusvahelisele praktikale, missugustel juhtudel, kuidas ja missuguste tulemustega on õnnestunud meetodeid keskkonnakorralduses ja –juhtimises rakendada. Puuduvad ka viited, kuskohast vastav materjal on leitud ning mille alusel hinnangud koostatud. Väga lühikesed kirjeldused on kohati vastuolulised.

Väga pinnapealne on analüüs, kuidas neid Eesti kontekstis kasutada ning millised meetodid oleks sobilikud erinevate survetegurite väliskulude hindamiseks.

Näitena olgu käsitletud „Ennetuskulude meetodi“ kirjeldus, mille mahuks on 1.3 lk (lk 153-154). Meetodi ülevaates (nagu ka teiste meetodite ülevaates) puuduvad viited, kuskohast materjal pärineb.

Meetodi kirjelduses on näitena toodud mürakindlate akende ning filtritega sundventilatsiooni paigaldamine linnatingimustes, mis väljendavad müravaba ja puhta linnaõhu väärtust.

Andmetöötluse protsessi kirjelduses on esitatud etapid: turu-uuringutest ja ülevaadetest

- 1) hinnatakse keskkonnasaaste füüsiline kahju;
- 2) füüsiline kahju arvestatakse ümber rahaliseks kahjuks

ning sellele järgneb lause „sama tulemuseni jõutakse, kasutades keskkonnahüvede väärtuse arvutamiseks kulusid, mis tehakse, et ennetada saastet“.

On välja toodud, et „tulemuse täpsust ei loeta kõrgeks, kuna selleni ei ole jõutud tarbijate maksevalmiduse uurimise kaudu“ ning „meetodit ei soovitata kasutada otseste keskkonnaotsuste langetamiseks“. Samas on kirjas „meetodi usaldusväärsus on kõrge, meetod põhineb kahju vältimiseks või ennetamiseks tehtud tõendatud kulude arvutamisel“. Arusaamatuks jääb, kuidas ebatäpsel meetodil, mida ei soovitata kasutada keskkonnaotsuste langetamiseks, saab olla kõrge usaldusväärsus, aga see on ilmselt sõnade mäng ja mõistete küsimus.

Küll piirdub ülevaade rahvusvahelistest uuringutest ja analüüsides, kus meetodit on rakendatud, nelja reaga ja viitega, et EBSCO Discovery Service kaudu tehtud päring „*damage cost avoided*“ andis 176 kirjet. Alustada oleks võinud korrektsest tõlkest, nimelt on inglise keeles kasutatud termineid „*avoidance cost method*“, „*abatement cost method*“ või „*mitigation cost method*“. Pole toodud ühtegi konkreetset näidet, kus ja kuidas ennetuskulude meetodit oleks edukalt kasutatud

väliskulude hindamiseks, nimetatud on mürakindlate akende paigaldamist ning filtritega sundventilatsiooni, kus 'ennetuskulu' on mõistetav kui mõju ennetuskulu, vähendades inimeseni jõudva surve hulka, mitte surve tugevust allikapõhiselt.

Peale selle tekib küsimus üldse kasutatud otsingusõna valiidsusest. Tervisekulude hindamistes on näiteks kasutusel termin „*external costs*“. Antud juhul pole seda kasutatud ning kümned uuringud on raportist välja jäänud. Olgu siin mainitud, et hiljutistes Euroopa Komisjoni, Ühinenud Rahvaste Organisatsiooni ja Maailma Terviseorganisatsiooni väliskulude hinnangutes on tervisekulud väliskulude hindamise selgrooks. On täiesti arusaamatu, miks seda on ignoreeritud.

Selle asemel on tabelis 17 (lk 158) saanud ennetuskulude meetod võrreldes teiste meetoditega kõrge hinnangu. Jällegi tekib küsimus, miks meetodit, mida ei soovitata kasutada keskkonnaotsuste langetamiseks, soovitatakse kasutada keskkonnamõjude rahasse hindamiseks. Millest võib välja lugeda, et I etapi aruande autorid peavad ennetuskulu meetodit pigem meetodiks erinevate välismõjude omavahelise tähtsuse võrdluse läbiviimise võimaldamiseks kui võimalikku kasutamist keskkonnaotsuste langetamiseks.

Samas tuleks siin rõhutada, et välismõjusid ei saa samastada väliskuludega ning välismõjude hindamise meetodid ei pruugi üldse sobida väliskulude hindamiseks.

Nii võib järeldada, et I etapis esitatud meetodite lühikirjeldused on ebapiisavad tegemaks otsustavaid valikuid II etapis ning käivitades II etappi oleks kindlasti olnud vajalik läbi viia erinevate meetodite tugevam taustaanalüüs koos näidete otsimisega rahvusvahelisest praktikast. Olgu siis mainitud, et mõnede tegurite nagu õhusaaste puhul on rahvusvaheline praktika väga tugev ning eri riikide ja organisatsioonide poolt aktsepteeritud meetodid olemas.

Töö I etapi aruande üldine lähenemine oli selge: objektiivse ja koostöise keskkonnakorralduse ja –juhtimise süsteemini jõuame raske ja keerulise töö kaudu, mis lähtub erinevatele survetele vastumeetmete leidmisest seisundi ja mõju hindamise kaudu. Väliskulude teema peab sobituma sellesse üldisesse kontseptsiooni, võimaldades eristada kõige tugevamaid mõjusid, ning leida parimaid ja efektiivsemaid vastumeetmeid vastavate survete vähendamiseks iga reostustüübi puhul. Ent esitatud tegevuskavad olid väga palju laiemad kui vaid välismõjude arvestamine ning nii võib kokkuvõtteks tuvastada, et tegemist on katsega juhtida Eesti keskkonnakorraldus ja –juhtimine ühtse loogilise kontseptsiooni raamistikku, mida on ka varem püütud teha. Seega oli tegemist üldisema süsteemi kirjeldamisega, kus hanke eesmärgiks olnud väliskulude hindamine ei olnud otseses põhifookuses.

Käsitledes I etapi konsortsiumi poolt püstitatud eesmärke II etapile, oli visiooniks, et II etapis õnnestub arvutada rahaline väärtus (sobivaima meetodika alusel) projektiga hõlmatud keskkonnakasutuse mõjudele, seejärel vastavalt mõju allikale on põhjus-tagajärg seoste kaudu keskkonnamõjud jagatud tarbija ja tootja keskkonnamõjudeks, on välja arvatud nii keskkonnamõju kui välismõju rahaline väärtus, vastav meetodika on lahti kirjutatud suhtarvude ja koefitsientide kaupa, ning keskkonnamõjud on diferentseeritud sihtrühmaks oleva keskkonnakasutaja ja/või keskkonnasektori suhtes.

3. Välismõjude ja väliskulude definitsioonist

Välismõjud ja väliskulud on majandusterminid, mille tõlgendused peavad olema kooskõlas majandusteooriaga – vastasel korral kaotab nende kasutamine sisu ja mõtte. Üks põhjalikemaid ülevaateid eesti keeles, mis on otseselt suunatud vastava mõistmise tekitamisele Eesti kontekstis, on Sirje Pädami ja Üllas Ehrliche poolt koostatud „Eksperthinnang varem tehtud töödele põlevkivitööstuse välismõjudest“ (Pädam ja Ehrlich, 2014).

Järgnevalt mõned olulisemad lõigud sellest ülevaatest.

(Pädam ja Ehrlich, 2014, lk 13): „Väliskulu kui majandusteaduslik termin on ühe inimeste grupi tegevuse tulemusel tekkiv kulu (või kahju) teisele inimeste grupile, ilma, et viimased seda sooviksid. Seega tuleks hoida lahus mõisted keskkonnamõju ja välismõju, mille kvantifitseeritud (rahaliseks) ekvivalendiks on väliskulu. Keskkonnamõju hindamise ja keskkonnajuhtimissüsteemi seaduses on keskkonnamõju defineeritud (§4) kui „...tegevusega eeldatavalt kaasnev vahetu või kaudne mõju inimese tervisele ja heaolule, keskkonnale, kultuuripärandile või varale“. Seega on keskkonnamõju mõiste tunduvalt laiemas tähenduses kui välismõju, sisaldades endas „mõjuna inimese tervisele ja heaolule“ ka välismõju. See väide siiski ei välista, et keskkonnakahju võib kaudselt tekitada inimestel heaolu vähenemise. Välismõju kvantifitseerimisel ja selle rahalise ekvivalendi väljaselgitamisel tekib väliskulu“ (ingl.k. *external cost*).

(Pädam ja Ehrlich, 2014, lk 14): „Keskkonnamõju on eelkõige loodusteaduslike meetoditega mõõdetav fenomen, mis väljendub keskkonnaparameetrite muutuses, väliskulu mõõdetakse sotsiaalteaduslike (eelkõige majandusteaduslike) meetoditega ja see väljendub indiviidide heaolu vähenemises. Seda tuleks väliskulude arvutamise metoodikat käsitleva uurimise kavandamisel ka silmas pidada. Ebajärjekindla lähenemise tulemuseks on, et väliskulu samastatakse keskkonnamõju rahalise ekvivalendiga, mis on ebaõige“.

(Pädam ja Ehrlich, 2014, lk 18): „Keskkonnaökonoomika üks fundamentaalsemaid tõsiasju on, et saaste kahjude (saaste tekitatud kahjude rahalise väljenduse) näol on tegemist saastekahjustuste piirkuluga (*marginal damage cost*). See tähendab, et iga lisanduva võrdse saasteühiku tekitatav kahju ei ole mitte konstantne, vaid sõltub juba keskkonnas olevate saasteühikute hulgast, so keskkonnakvaliteedist. Nii võib ühe ja sama koguse saaste lisandumine keskkonda tekitada (peaaegu) olematu kuni suure keskkonnakahju (ja muidugi inimeste heaolu kaudu ka vastava väliskulu). Just selle tõttu võimenduvad uurimistulemuste ülekandmisel tehtavad vead, sõltumata sellest, kas need vead on tingitud mudeli enda ebatäiuslikkusest või analüüsitava piirkonna keskkonnaparameetrite ebaõigest kirjeldamisest ja mudelisse sisestamisest“.

(Pädam ja Ehrlich, 2014, lk 20): „Väliskulu ei sõltu peamiselt sellest, kui palju saasteühikuid majandussüsteemist keskkonnasüsteemi emiteeritakse, vaid eelkõige sellest, milline on keskkonnas juba olevate saasteühikute hulk. Ilma seda väga olulist põhimõtet arvesse võtmata ei anna hindamistulemuste ülekandmine tõsiseltvõetavaid tulemusi ja seda ei tohiks kasutada väliskulude arvutamiseks. Halvim, mis võib juhtuda, on valesti ülekantud hindamistulemuste põhjal arvutatud väliskulude kasutamine argumendina keskkonnapoliitikas keskkonnamaksude (sh. saastetasude ja ressursimaksude) kehtestamisel“.

Eelnevat veel kord üle korrates olgu välja toodud välismõjude hindamise etapid: 1) välismõju identifitseerimine (määratlemine); 2) välismõju kvantifitseerimine; 3) välismõju rahaline

hindamine e väliskulude arvutamine. See tähendab, et enne väliskulude arvutamist peab olema täiesti selge, milles välismõju seisneb, ning tuvastatud seosed surve-seisundi-mõju ahelas.

4. Seoste puudumine projekti I etapi ja II etapi aruannete vahel

Projekti II etapi aruannete autorid on täiesti erinevad I etapi autoritest. Töö II etapis on täielikult loobutud DPSIR kontseptsioonile viitamisest ja kasutamisest. I etapi aruandele on viidatud vaid väliskulude määratlemise meetodeid tõlgendades.

Projekti II etapi lähtearuanne “Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine II etapp” (Civitta, november 2018–jaanuar 2019) loob metoodilised alused, ent need lahknevad välismõjude ja väliskulude majandusteaduslikest definitsioonidest ja nende selgitustest. Lause “Käesolevas töös väliskulu arvutamisel ei arvestata ümbritseva keskkonna assimileerimisvõimet ehk fooni keskkonnamõju talumise ja taastumise võimet” (lk 3) on vastuolus välismõjude ja väliskulude kontseptsiooniga tervikuna. Veel kord üle korrates, väliskulu ei sõltu peamiselt sellest, kui palju saasteühikuid majandussüsteemist keskkonnasüsteemi emiteeritakse, vaid eelkõige sellest, milline on keskkonnas juba olevate saasteühikute hulk. Ilma seda väga olulist põhimõtet arvesse võtmata ei anna hindamistulemuste ülekandmine tõsiseltvõetavaid tulemusi ja seda ei tohiks kasutada väliskulude arvutamiseks. Halvim, mis võib juhtuda, on valesti ülekantud hindamistulemuste põhjal arvutatud väliskulude kasutamine argumendina keskkonnapoliitikas keskkonnamaksude (sh. saastetasude ja ressursimaksude) kehtestamisel (Pädam ja Ehrlich, 2014).

Kuna ümbritseva keskkonna assimileerimisvõime on esmajärgulise tähtsusega väliskulude määratlemisel, oli juba lähteülesandes esitatud kirjelduse põhjal selge, et plaanis ei ole rakendada välismõjude hindamise etappe, kuna I etapiks on välismõju identifitseerimine, mis ei ole mõeldav ilma keskkonnas juba olemasolevate saasteainete hulga ja reaalse mõjude sidumiseta emiteeritud saasteainete koguste ja kontsentratsioonidega.

Tähelepanuväärne on II etapi lähteülesandes lk 4 esitatud konstateering “Seega ei ole käesoleva töö käigus leitav väliskulu otseseks sisendiks ettevõtete maksukoormuse määratlemisel, vaid on aluseks edasiste analüüside teostamisel ja poliitikaotsuste kujundamisel.”

5. Ennetuskulu e preventiivkulu meetod kasutatuna II etapis

Töö II etapp soovib väliskulude hindamisel kasutada eeskätt ennetuskulu meetodit (Civitta, 2019).

Ent olgu veel kord üle korratud, et ennetuskulu meetod oli I etapi aruandes kirjeldatud üheleheküljelises mahus, meetodi ülevaates (nagu ka teiste meetodite ülevaates) puuduvad viited, kuskohast materjal pärineb ning meetodi kirjelduses on näitena toodud mürakindlate akende ning filtritega sundventilatsiooni paigaldamine linnatingimustes, mis väljendavad müravaba ja puhta linnaõhu väärtust. Aruande I etapi lõpparuandes oli välja toodud, et „tulemuse täpsust ei loeta kõrgeks, kuna selleni ei ole jõutud tarbijate maksevalmiduse uurimise kaudu“ ning „meetodit ei soovitata kasutada otseste keskkonnaotsuste langetamiseks“. Samas on I etapi aruandes kirjas „meetodi usaldusväärsus on kõrge, meetod põhineb kahju vältimiseks või ennetamiseks tehtud

tõendatud kulude arvutamisel“. Võrdlevas tabelis on ennetuskulude meetod võrreldes teiste meetoditega saanud kõrge hinnangu (Keskkonnaministeerium, 2018).

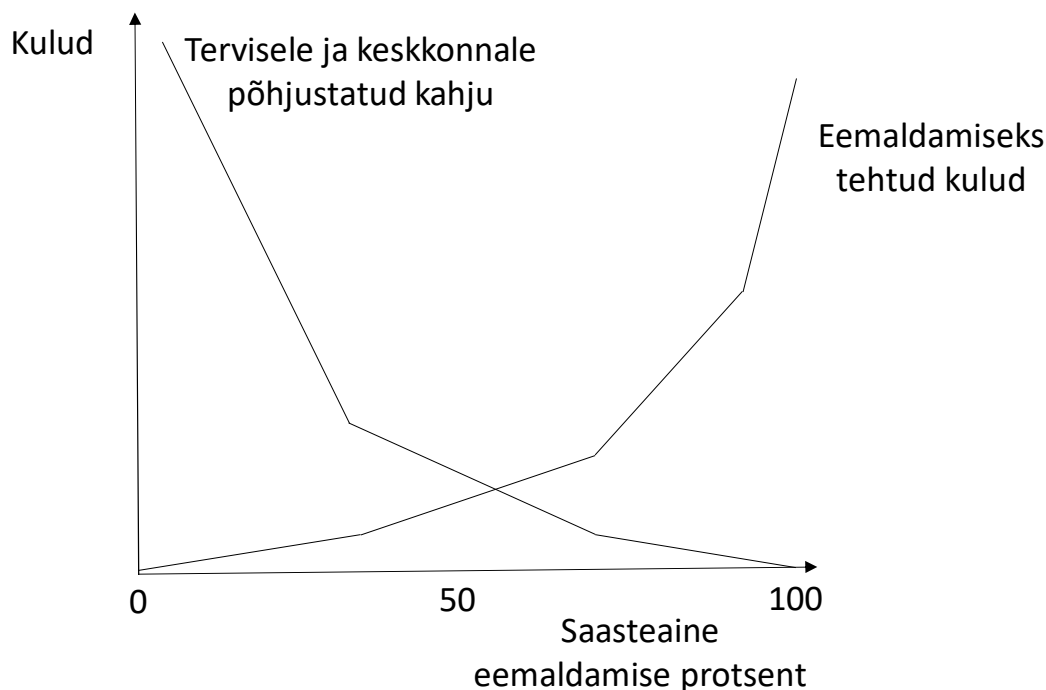
II etapi aruanne ei lasku samuti ennetuskulu meetodi põhjalikumasse kirjeldusse ning toob välja vaid viite I etapi aruandele „ennetuskulu meetod on uuringu 1. etapi tulemustes välja toodud kui sobilik meetod väliskulude leidmiseks (välja arvatud veevõtu ning maa hõivamise korral)“. Ning seejärel jõutakse koheselt järelduseni „ennetuskulu meetod on parim viis uuringu tulemusteni jõudmiseks“.

Jätkuvalt ilma põhjalikuma tungimiseta ennetuskulu meetodi olemusse ja piirangutesse jõutakse II etapi aruandes metoodilise lahenduseni – väliskulusid arvutatakse pöördumiste kaudu ettevõtete poole, kui palju ettevõtteid ise on investeerinud puhastusseadmetesse. Mis põhimõtteliselt tähendab, et mida suuremaid investeeringuid ettevõtteid on teinud puhastusseadmete rajamiseks, seda suuremad on puhastatavate saasteainete keskkonda emiteeritud osa poolt põhjustatud väliskulud.

Kuigi selline lähenemine võib esmapilgul tunduda loogilisena, on siinkohal paslik pöörduda taas TTÜ teadlaste poolt kirjapandule. Väliskulu on võrdeline saastekahjustuste piirkuluga (marginal damage cost). See tähendab, et iga lisanduva saasteühiku tekitatav kahju ei ole mitte konstantne, vaid sõltub juba keskkonnas olevate saasteühikute hulgast, so keskkonna kvaliteedist. Ühe ja sama koguse saaste lisandumine keskkonda võib tekitada (peaaegu) olematu kuni suure keskkonnakahju (ja muidugi inimeste heaolu kaudu ka vastava väliskulu).

Peale selle on ennetuskulu ja väliskulu puhul tegemist sisuliselt erinevate asjadega. Lihtsalt üteldes on väliskulu keskkonna saastuse tekitav kulu teisele osapoolle: näiteks inimene jääb saastuse tõttu haigeks ning teda peab ravima (väliskulud on ravikulud, töövõimetushüvitis jne). Ennetuskulu on aga kulu mida esimene osapool (näiteks ettevõtte) peab kulutama, et keskkond ei saastuks ning teine osapool ei jääks haigeks. Kuna tegemist on erineva dünaamikaga protsessidega, siis on ennetuskulu kasutamine väliskulu hindamiseks küsitav (vt joonis 1).

Kindlasti tuleb veel kord rõhutada, et väliskulude teemat ei saa käsitleda eraldiseisvana keskkonnakorraldusest ja –juhtimisest tervikuna. DPSIR kontseptsioon kuvab vastavaid seoseid skemaatiliselt, keskkonna kvaliteedi seisukohalt aga kuuluvad ühtsesse 'paketti' keskkonnakompleksload, heitmete kehtestatud piirväärtused, parima võimaliku tehnika (PVT) kasutamine, riskihindamis põhine keskkonnakontrollisüsteem, EL direktiivide ja rahvusvaheliste kokkulepete täitmine, lokaalse ja regionaalse konteksti arvestamine jne. Need kõik on asjaolud, mille alusel ettevõtteid on teinud omapoolsed investeeringud keskkonnatehnoloogiliste lahenduste kasutamisse, puhastusseadmetesse jne.



Joonis 1. Saasteaine eemaldamise protsendi ja kulude sõltuvus.

Oletame, et meil on inimeste tervise ja keskkonna kvaliteedi probleem mingi saasteaine suhtes. Võime rääkida nii mingist väiksemast piirkonnast kui suurest alast, millele on paljudel saasteallikatel regionaalne mõju. Keskkonnaseire, keskkonnauuringud ja terviseuuringud on näidanud, et selle saasteainega on probleem, ning meil on soov arvestada see rahaühikutesse või raskuse korral kvantifitseerida teatud astmetega. Kindlasti pole sellisel hindamisel tegu täppismeetoditega, tähtsad on suurusjärgud ning hindamisel kasutatakse sageli sotsiaalteaduslikke meetodeid. Kui on fikseeritud hetkeseis, tekib tervisele ja keskkonnale põhjustatud kahju (Joonis 1).

Kuna saasteaine mitte-eemaldamise korral on mõju inimeste tervisele ja keskkonnale ülisuur, siis loomulikult tuleb tegelda saasteaine eemaldamisega, mille maksumusel on sõltuvus eemaldamise protsendist. Jällegi, kui soovida eemaldada 100%, siis on maksumus hetkelise tehnoloogia taseme juures ülisuur (loomulikult teaduse ja tehnoloogia areng liigub suundades, et tekiks efektiivsemad ja odavamad tehnilised lahendused, uued alternatiivsed tehnoloogiad jne). Ning eemaldamise kalliduse tõus ei käi mitte ainult viimase 0.1...1% kohta, nagu II etapi aruandes nimetatud. Sõltuvalt saasteainest võivad need graafikud olla väga erinevad, kuid kõige tähtsam on aru saada, et mõlemad graafikud on mittelineaarsed ning reeglina täiesti erineva dünaamikaga.

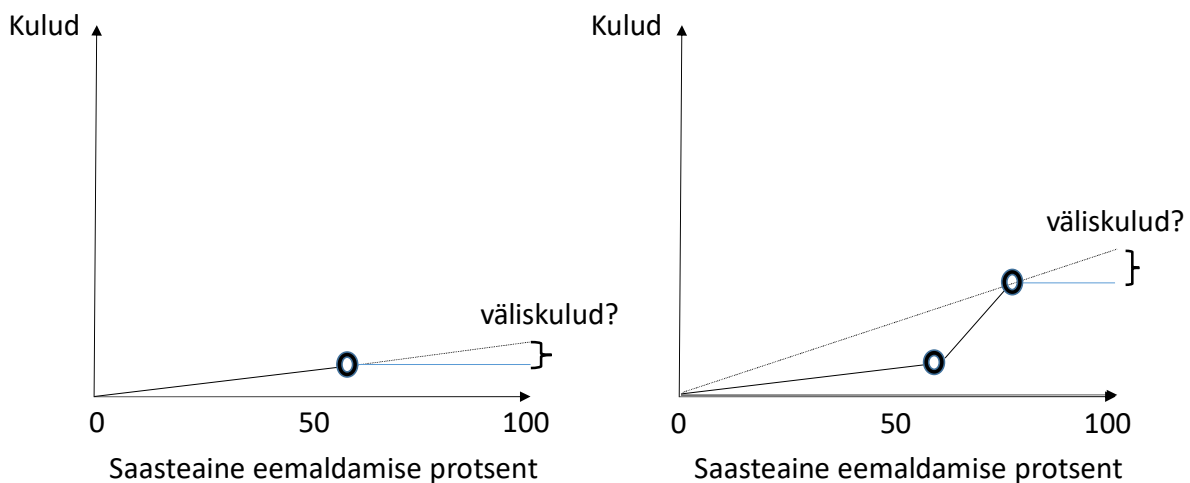
Meetodid, kuidas tagada inimeste tervis ja keskkonna kvaliteet, on erinevad. Mingite ainete puhul saab rääkida (1) täielikust keelustamisest, kaugleviga saasteainete puhul saab nõuda (2) emissioonide vähendamist teatud %-ni rahvusvaheliste lepetega, kohaliku leviga saasteainete puhul saab kehtestada (3) kohalikud piirangud jne. Kui eri allikate mõjud mingi saasteaine osas segunevad ja mõjud on tõendatud, siis nii inimesed oma eratarbimises, asutused kui ettevõtted peavad kõik olema mõjutatud ja kaasatud keskkonna parendamisse.

Lokaalsete probleemide puhul (näiteks linnaõhk, veekogu reostus, mürkainete kasutamine) on vajalik selgitada iga reostusallika osakaal ning siis plaanida vastavad meetmed. Just selle loogikani jõudis I etapi aruanne. Arvestada ju tuleb, et Eesti ettevõtted tegutsevad juba pikka aega Euroopa Liidus, ning luba tegutsemiseks saab ainult läbi rahvusvaheliste ja kohalike tingimuste täitmise.

II etapi aruanne väidab, et 'ennetuskulu meetodi' kaudu, nimetades ettevõtete poolseid investeeringuid ja kulutusi puhastussüsteemidele ennetuskuluks, õnnestub adekvaatselt väljendada väliskulu ka saasteainete sellele osale, mis keskkonda paiskub. Arvestades kulude mittelineaarsust on selline teguviis – rääkimata põhjalikult lahti iga saasteaine eripärad ning mitte kasutades Eesti keskkonnaandmeid – 'lask pimeduses', mida ei saa lugeda kvaliteetseks väliskulude määramiseks.

Järgnevalt on välja toodud peamised sõlmprobleemid ja piirangud, mis sellisel viisil väliskulude kalkuleerimisega kaasnevad.

1) Puhastustehnoloogia maksumuse ja saasteainete eemaldamise mittelineaarsus



Joonis 2. 'Väliskulude' arvutamise, seades keskkonda paisatud saasteaine koguse lineaarsesse sõltuvusse puhastustehnoloogia maksumusest

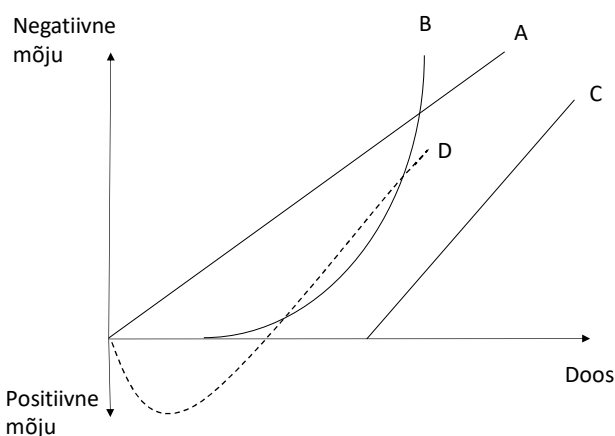
Jättes hetkel täielikult kõrvale saasteainete poolt põhjustatud tegelikud keskkonnamõjud, on kulud, mis kaasnevad saasteaine eemaldamisega teatud % ulatuses, mittelineaarses sõltuvuses eemaldamise %-st. Olgu rõhutatud, et iga saasteaine puhul on sellised graafikud erinevad ning just seetõttu ongi vajalik iga saasteaine põhjalik analüüs eraldisesivana. Vasakpoolisel graafikul eemaldatakse ca 60% mingist saasteainest ning sellega kaasnevad kulud mingi koguse saasteaine eemaldamiseks (punkt O). Kui me hindame väliskulusid keskkonda paisatud osale eemaldatud koguse eemaldamise maksumuse alusel, siis juhul, kui soovime puhtamat keskkonda ning puhastame ca 75% mingist saasteainest (mis maksab hüppeliselt rohkem, parempoolisel joonisel parempoolne punkt O), vastavalt sellisele arvutuse viisile väliskulud mitte ei kahane, vaid kasvavad, mis on põhimõtteliselt võimatu, sest väliskulud peaksid adekvaatselt väljendama välismõjusid rahasse ümberarvutatuna ning saasteainete keskkonda paiskamise vähendamisel peaksid väliskulud vähenema.

Järelikult, selliste juhtumite puhul selliselt arvatuna ei pruugi tekkida mingit motivatsiooni veelgi puhtamatesse tehnoloogiatesse investeerimiseks.

Peale selle võib siin tekkida olukord, kus keskkonnaseisundi paranedes suureneb hüppeliselt saasteühiku väliskulu. Ütleme nii, et meil tekib 100 saasteühikut keskkonnasaastet, mille eemaldamiseks on vaja 100 ühikut ennetuskulu. Kui me võrdsustame ennetuskulu väliskuluga (nagu II etapis on lihtsustustes tehtud), siis on ühe saasteühiku väliskulu üks kuluühik. Järgnevalt teevad ettevõtted investeeringuid ning 10 ennetuskulu ühikuga on võimalik eemaldada pool saastast. Kui nüüd need järele jäävad pool saasteühikud ära jagada ülejäänud 90% potentsiaalse ennetuskuluga, siis tuleb ühe saasteühiku väliskuluks pea kaks korda suurem summa kui enne. Ehk tekib olukord, et mida enam puhastusseadmetesse investeerida, seda suuremaks läheb ühe tonni saasteaine väliskulu. Kui heitmete tonni saastemaksu arvestada selliselt leitud „väliskulu“ alusel, siis peaks järgnema investeeringutele hinnatõus.

2) Erinevate saasteainete erinevate dooside ja mõjude vahekorrad

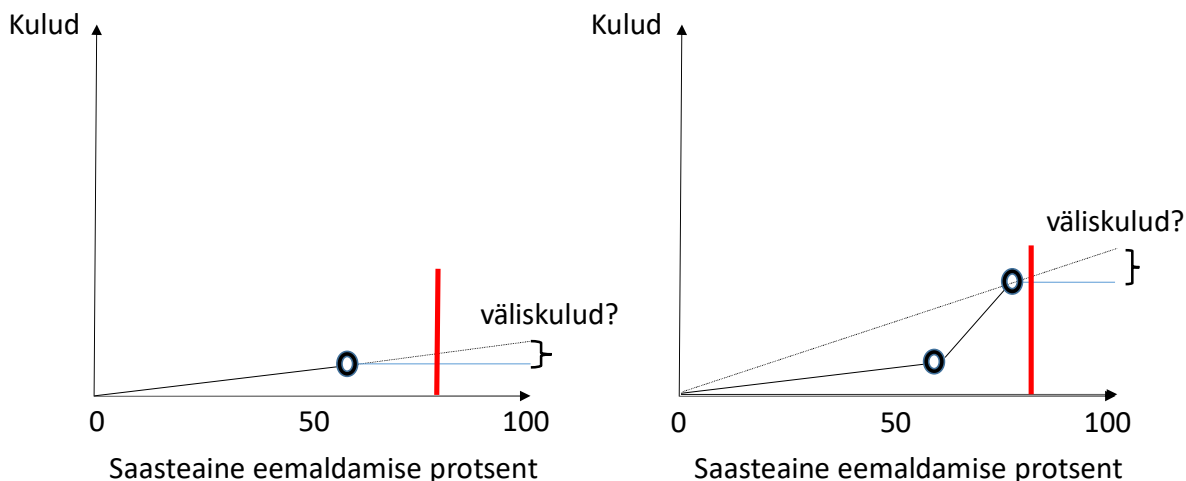
Tuginedes teadmistele erinevate saasteainete keskkonnamõjudest on ülitähtis, et iga saasteaine puhul nende välismõjusid ja väliskulusid hinnates oleks selgelt kirjeldatud ja arusaadav doosi ja mõju vahekord. Ilma selleta on väliskulude hindamine 'lask pimeduses'.



Joonis 3. Erinevad mudelid kirjeldamaks saasteainete dooside ja mõjude vahekorda keskkonnasüsteemi teatud osades suhtes

Joonisel 3 on näidatud mõningaid võimalikke variante doosi ja mõju vahekordade omavahelistest seostest. Doosi all mõistame mingi saasteaine või mõjufaktori kontsentratsiooni või taset (keemilise ühendi kontsentratsioon, müratase jne), mis keskkonnasüsteemi mingit osa (inimese tervis, ökosüsteem jne) pidevalt mõjutab. Tähtis on samuti doosi muutlikkus ajas, mistõttu seiratakse nt keskmisi väärtusi erinevate ajaperioodide (tund, kuu, aasta) jooksul, jne. Väga sageli tehakse lihtsustatud eeldus, et doosil ja mõjul on omavaheline lineaarne sõltuvus ning mõju on alati negatiivne (graafikul joon A). Tegelikult on iga saasteaine erinev ning ilma vastava hinnanguta iga saasteaine kohta eraldi pole võimalik väliskulude tõeväärtuslikke arvutusi teha. Sõltuvused on sageli mittelineaarsed (graafikul joon B), samuti teatud viibega sõltuvalt doosi suurusest (st doosil mingi kindla kontsentratsiooni väärtuseni negatiivne mõju puudub, graafikul joon C) ning on tuvastatud, et väikestel doosidel võib olla ka positiivne mõju ning tekib välistulu. Näidetena, millest tuleb ka põhjalikumalt juttu, iseloomustab SO₂ mõjusid inimese tervisele

sõltuvusgraafiku tüüp C (väga madalate kontsentratsioonide korral tuvastatud mõju puudub) ning SO₂ mõjusid põllumajandusele (viljasaakidele) sõltuvusgraafiku tüüp D, kus SO₂-l võib olla väetav efekt ning tekib välisvalu.



Joonis 4. Doosi ja mõju mudeli arvestamine, kui madalate kontsentratsioonide korral mõju puudub: võimalik stsenaarium

Sidudes doosi ja mõju vahekorra Joonisega 2 nähtub, et mõningate saasteainete puhul, millel kuni teatud doosini (kontsentratsioonini) mõju puudub, tuleb sõltuvalt surve tugevusest (keskkonda emiteeritud ainete hulgast ja levist) teatud osa keskkonda paisatud ainetest lugeda mõjusid mitte põhjustavaks (Joonis 4), mis lisab täiendavad ebakorrektsused väliskulude arvutamiseks kasutatud puhastustehnoloogia maksumusel põhineval meetodil.

- 3) Väliskulude arvestus kui oluline faktor asukoha ja puhastustehnoloogiate valikul uute ettevõtete loomise korral

Üks peamisi otsustuskohti, kus välismõjude hindamisel ja väliskulude kalkuleerimisel on suur reaalne roll, on uute ettevõtete loomisel asukoha valiku mõjude ja puhastustehnoloogiate kalkulatsioonid.

Olgu teemaks mingi välisõhku või veekokku paisatud saasteaine, lõhnaärring, müra, tolm jne, on asukoha kontekst ülitähtis – kuivõrd saavad mõjutatud inimesed, ökosüsteemid, veekogud, ning missugused keskkonnatehnoloogilised lahendused vastavalt valitakse.

Kui me arvutame väliskulusid puhastustehnoloogiate maksumuse alusel, taandub asukohafaktor sisuliselt välja. Näiteks inimese tervise seisukohast on väga suur vahe, kas üks tonn saasteainet paisatakse välja katlamajast Tallinna linnas (kus elab samal alal palju inimesi) või Lõuna-Eesti alevikus (kus samal alal elab oluliselt vähem inimesi). Siitkaudu jõuame tagasi väliskulude definitsioonini juurde ning nende määramise etappideni – kõigepealt tuleb välismõju määratleda, siis kvantifitseerida ning alles seejärel püüda seda hinnata rahaühikutes.

Lisakommentaarina – kui valitakse puhastustehnoloogiat ja plaanitakse vastavaid investeeringuid, siis tähtis on seadmete soetatavate seadmete töökindlus, automatiseeritus ja efektiivsus, mis kõik suurendavad seadmete maksumust. Püüd hinnata väliskulusid investeeringute kaudu

puhastusseadmetesse põhjustab ebaloogilisuse parimate seadmete soetamise aktsepteerimise suhtes.

Puhastusseadmete maksumus on küll ennetuskulu reostuse vähendamise ja ärahoidmise mõttes, st **ennetuskulu kuluna väliskulude vähendamiseks, mitte ennetuskulu väliskulude arvestamiseks.**

6. Kuidas jõuda väliskulude kalkulatsioonideni DPSIR kontseptsiooni kaudu: SO₂ näide

Riigihanke „Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs, II etapp (viitenumber 199654) alusdokumendis toodud tehnilises kirjelduses oli välja toodud hulk uuringuga seotud varasemaid uuringuid, sh ExternE ja EcoSense. Nagu DPSIR kontseptsiooni puhulgi, tuleb välja tuua aastakümnete pikkune protsess, milles on toimunud 'katkestused' ning uus võib olla taaselustatav vana, ning uus alustamine suurte lihtsustustega null-punktist on kaugel maas teabeväljast, mis oli Eestis olemas kümmekond aastat tagasi. II etapi läbiviimisel hanke alusdokumendis toodud varasemaid uuringuid (kokku 9) sisuliselt ei kasutatud, on vaid 1 viide Orru jt (2011) tööle.

Järgnevalt on varasemate uuringute kasutamise näitlikustamiseks välja toodud ExternE näide.

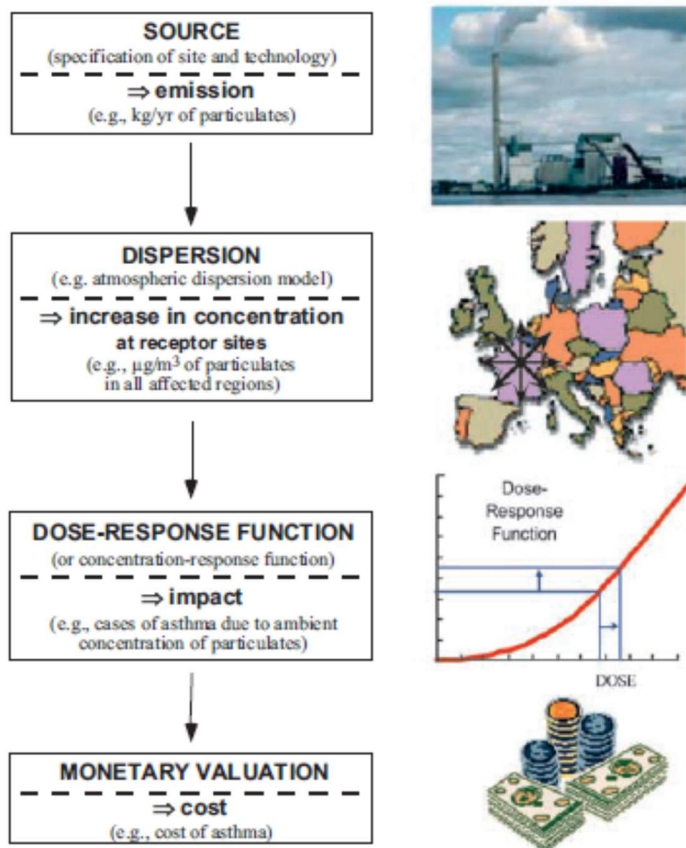
2005. aasta lõpus valmis Euroopa ja USA teadlaste ühisuuringute tulemusena energetika väliskulude hindamise meetodika ExternE ning selle meetodika kasutamist hõlbustava rakendusliku tarkvara EcoSense testimine Eesti kontekstis.

Et analüüsida, kas ja kuidas vastav meetodika oleks Eestis kohandatav ja mida selleks oleks vajalik teha, tegeles Säästva Eesti Instituut (SEIT) perioodil 2005-2008 antud teemaga aktiivselt ning oli olemas ka Keskkonnaministeeriumi huvi selle teema vastu. Vaatamata põhjalikule ettevalmistusele ja soovitudele meetodikat Eesti tingimustele kohandada, ei järgnenud jätkutegevusi.

2008. aasta aruandes tehtud näitlikud kalkulatsioonid tõid välja, et valdav osa (87%) arvutuslikest väliskuludest Eesti ja Balti soojuselektrijaamade puhul 2006. aastal koosnes gaasilise SO₂ tervisemõjudest kogusummas 227 miljonit eurot (read 38 ja 43 Tabelis 2; Kareda, 2008), seejuures SO₂ tervisemõjude keskmine arvutuslik kahju on hinnatud 3392 €/t.

SEIT töö jäi pooleli, küll köitsid tähelepanu aruandes välja toodud näitlikud kalkulatsioonid ning tulemusi hakati mõni aeg hiljem otseselt seostama SO₂ kahjuliku mõjuga Ida-Virumaa inimeste tervisele. Sellist käitumist võib lugeda tavapäraseks: tungimata teema teaduslikku sisusse leitakse kusagilt publikatsioonist või aruandest mingi arv ning suhteliselt meelevaldseid seoseid tekitades hakkavad need arvud elama 'oma elu'.

Joonisel 5 on välja toodud ExternE meetodikas väliskulude arvutamiseks kasutatavad sammud.



Joonis 5. ExternE meetoodika ülevaade (EU Directorate-General for Research, 2005).

Esimeses sammus määratletakse SO_2 puhul õhku paiskuvate gaaside hulk ehk emissioon ehk heitmed. See on kõige kindlam samm kalkulatsioonides, sest kogused on reaalselt mõõdetavad.

Arvestada tuleb ka, et SO_2 välisõhku paisatavate koguste juures peab Eesti täitma rahvusvahelisi kokkuleppeid. Piiriülese õhusaaste kauglevi konventsiooni 2012. aastal üle vaadatud Göteborgi protokollil alusel tuleb Eestil keskkonna hapestumise vähendamiseks piirata SO_2 heitkogused 2020. aastaks 32% võrreldes baasaasta (2005) tasemega. Need eesmärgid hakkasid kehtima pärast seda, kui Eesti ratifitseeris 2018. aastal Göteborgi protokollil muudatused. Seni kehtis Eestis paiksetest ja liikuvatest saasteallikatest eralduva väeveldioksiidi heidetele 100 000 t piirkoguse määr. Võrreldes 1990. aastaga oli SO_2 heitkogus aastaks 2016 vähenenud 89%.



Joonis 6. SO₂ heitmete vähenemine Eestis.

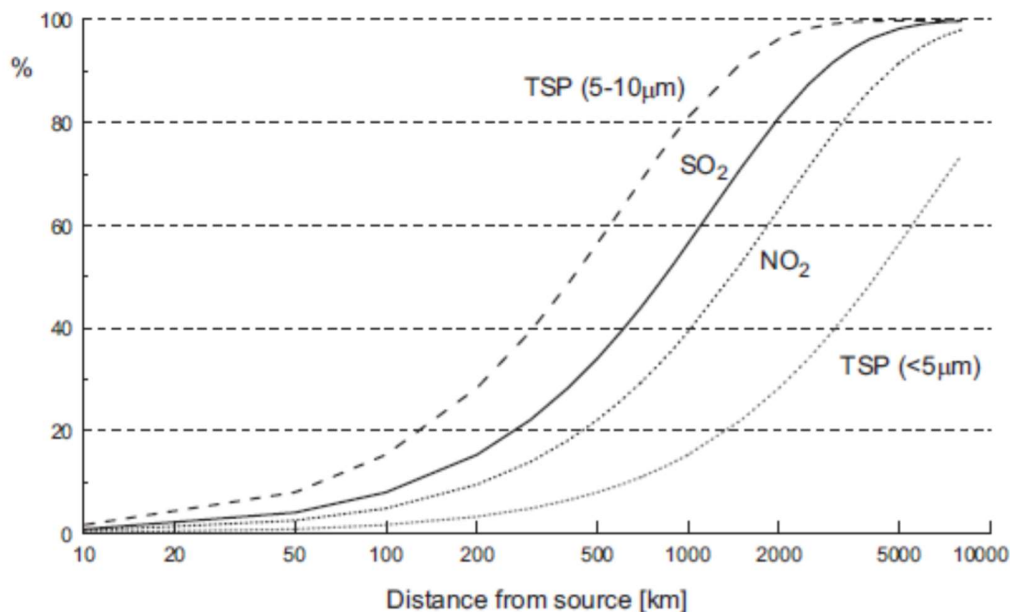
SO₂ heitmete vähenemine on kogu Euroopa suur ja jätkuv edulugu.

Tuginedes paiksetest saasteallikatest atmosfääri paisatavatele SO₂ kogustele kasutavad ExternE ning EcoSense erinevaid algoritme kohaliku (kuni 50 km) ja regionaalse (kaugemal kui 50 km) levi arvutamiseks (EU Directorate-General for Research, 2005). Kohaliku levi määratlemisel kasutavad ExternE ja EcoSense USA Keskkonnaagentuuri (US-EPA) poolt loodud ISC (Industrial Source Complex Model) Gaussi jaotusega saastejoa mudelit, mis arvutab SO₂ kontsentratsiooni väärtused ühe aastase perioodi kohta saasteallikaga keskneva 10 km x 10 km ruutudest koosneva võrgustiku põhjal, omistades iga ruudu keskpunktile ühetunnise sammuga SO₂ kontsentratsiooni väärtuse (Brode ja Wang, 1992).

Sisendparameetriteks on korstna kõrgus, allika ja ümbruskonna kõrgus merepinnast, tuule suund, kiirus, stabiilsusklass, segunemiskõrgus, tuuleprofiili eksponent, õhutemperatuur ja vertikaalne temperatuurigradiend. Aasta keskmised väärtused arvutatakse tunnikeskiste keskväärtusena. Arvutustel ei arvestata keemiliste muutustega (atmosfääris toimuvate keemiliste reaktsioonidega). Mudelisse on eelnevalt sisse kantud asukohaspetsiifilised ilmastikuandmed, sisestada tuleb vaid saasteallika asukoha koordinaadid.

Regionaalse levi määratlemisel kasutatakse suuri EMEP-võrgustiku ruute (50 km x 50 km), mis katavad kogu Euroopa, kasutades EMEP/MS-C West Euleri hajumismudelit. Kasutatakse kindlaid

emissioonistsenaariume ja ilmastikutingimuste mustreid. Ilmastiku baasaastateks olid 1996, 1997, 1998 ja 2000; kuna 2003. aasta oli Euroopas erakordselt soe, kasutatakse seda tulevikustsenaariumina kliimamuutusi arvestades.



Joonis 7. Kumulatiivne erinevate saasteainete, sh SO₂ poolt põhjustatud kahjude oodatav protsent sõltuvalt kaugusest saasteallikast (saasteallikat ümbritseva ringi raadius, milles vastav hulk kahjusid aset leiab; (EU Directorate-General for Research, 2005).

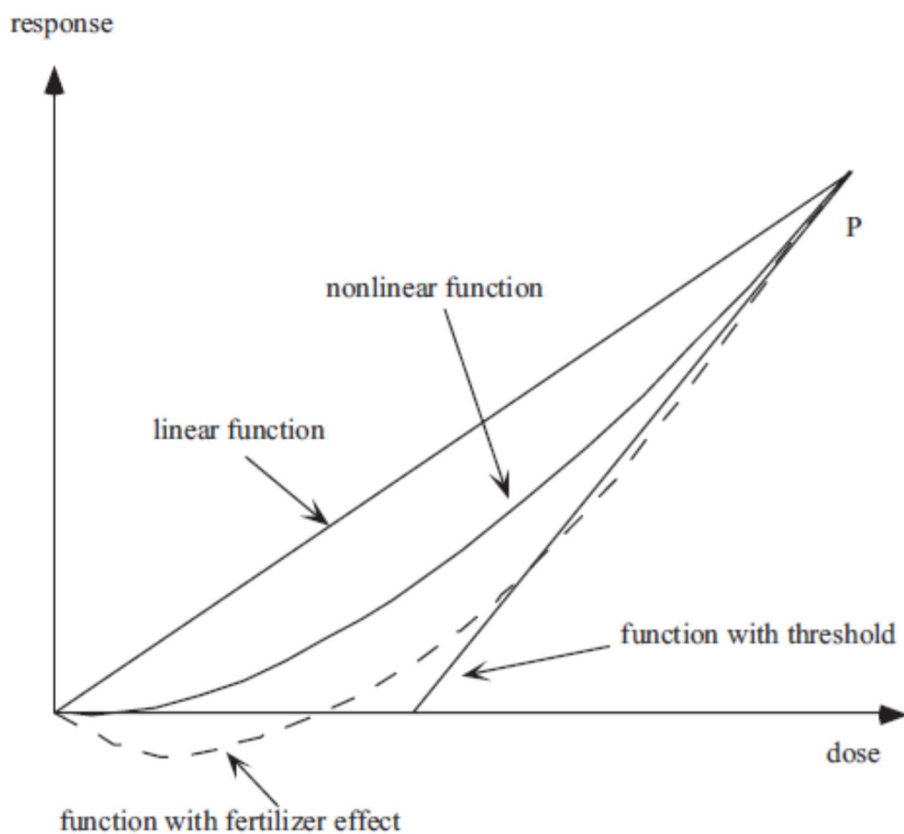
Samas sisaldab ExternE meetodika kirjeldus joonist, kus on selgelt välja toodud erinevate saasteainete jagunemise kumulatiivne jaotus allika kaugusest sõltuvalt (Joonis 3). Selgelt on aru saadav, et SO₂ osas jääb 50 km raadiusse saasteallikast vaid väga väike osa, mitte üle 3-4% heitmete mõjust. Seega tekib 50 km raadiuses ka vaid teatud väike osa kõigist heitmete mõjudest.

SO₂ doosi ja mõju vahekorra käsitletus

Kui ExternE meetodika esimeseks sammuks oli määratleda igale õhusaastet põhjustavale objektile omane heitmete hulk ja ning teiseks sammuks ilmastikuandmete, varasematele uuringutele toetuvate teaduslike mudelite ja stsenaariumide alusel prognoosida ajas muutuvaid kontsentratsioone ning üksikobjektide panust nendesse, siis kolmandaks sammuks on iga komponendi poolt põhjustatud doosi mõju määratlemine. Kõrge SO₂ gaaside sisaldus viib inimeste terviseprobleemide suurenemiseni ja reageerimine veeauruga põhjustab happelisi sademeid, mis viivad veekogude ja muldade hapestumiseni ning ehitiste kiirema lagunemiseni. Iga komponendi jaoks saab määrata doosi ja selle mõju vahekorra ning näidata, kuivõrd doosi suurenemine mingi kindla õhusaaste objekti tõttu põhjustab mõju suurenemist. Järgnevalt on võimalik, tuginedes konkreetsetele uurimisandmetele kindlates piirkondades, anda suurenenud doosile kahjuhinnang rahaühikutes.

Metodika kõige kriitilisem osa on tegelike kahjude adekvaatne hindamine, sest õhusaastet põhjustavad objektid, keskkonda paisatud heitmete kogused ning nende hajumine keskkonnas on võrreldes doosi mõjude määratlemisega väga palju paremini mõõdetavad ja modelleeritavad. Just

seada aspekti on ExternE metoodika ülevaates korduvalt rõhutatud – hinnangud peavad põhinema tegelikel mõjudel. ExternE metoodika selgituste joonis 6.1 (siin joonis 8) toob välja doosi ja mõju erinevad võimalikud sõltuvused (EU Directorate-General for Research, 2005).



Joonis 8. Doosi ja mõju erinevad võimalikud sõltuvused.

Näitena on toodud neli graafikut: lineaarne sõltuvus, mittelineaarne sõltuvus (madalate dooside puhul on mõju suurenemine aeglasem), sõltuvus mõju algamisega alates teatud doosist (toimelävest) ning positiivse mõju ilmnemine madala doosi korral (katkendlik joon graafikul).

ExternE ja Ecosense kalkulatsioonid põhinevad eeldusel, et kontsentratsioonid ja doosid mõjualal on juba kahjulikul tasemel (toimelävest kõrgemal tasemel) ning järelikult mistahes väike kogus punktallikast lähtunud kahjulikku ainet mingis piirkonnas toob kaasa kahjude lineaarse kasvu. SO₂ tervisemõjude puhul on Joonis 6 graafik hokikepi kujuline (*function with threshold*), mõju viljasaakidele on madalate kontsentratsioonide puhul isegi positiivne (*function with fertilizer effect*).

Seega ExternE metoodika alusel mingis piirkonnas kalkuleeritud negatiivsed mõjud ning rahaühikutes väljendatud kahjud on üle kantavad teise piirkonda esialgsete hinnangute andmiseks vaid juhul, kui doosid on nii kõrged, et mõjud on selgelt negatiivsed ja mingi konkreetse õhusaaste allika panus suurendab selgelt negatiivset mõju veelgi. Peale selle ei saa kõrgest tööstuseettevõtte korstnast tuleva SO₂ tonni mõju lugeda sama suureks kui lokaalsel tasandil tekkinud SO₂

saastetoni mõju. Põhjuseks on siin, et kõrgeast korstnast saaste hajub oluliselt suuremale maa-alale kui väikesest korstnast tulev saastekogus. Kui rakendada suurte tööstusallikate puhul lokaalselt saadud doos-mõju vahet, siis tõenäoliselt on suure allika mõjud lähiregioonis ülehinnatud – küll tuleb siin arvestada, et mõjud alati jäävad ning suurem osa nendest tekib allikast kaugel. Näiteks kui kõrgeast korstnast mitmesaja kilomeetri kaugusel paiknevas linnas on reostustase kõrge, siis on saasteallikal omapoolne panus selle linna elanike terviseprobleemidesse. Küsimus on, kas seda tuleks siis rahvusvaheliselt kompenseerida hakata.

Kui aga gaaside, näiteks SO₂ ja NO_x tegelikud doosid on madalad, võib neil teatud mõjude osas, näiteks mõju viljasaakidele, olla isegi positiivne efekt tänu väetavale mõjule (EU Directorate-General for Research, 2005, lk 77). Sellisel juhul on ExternE alusel tehtud kalkulatsioonide üle kandmine ühest kontekstist teise selle näidiskalkulatsioonidele viidates, näiteks Lääne-Euroopa konteksti üle kandmine Eestisse mingi heitgaasi koguse, mitte doosi ja reaalsete mõjude alusel Eestis, ebakorrekne. Samuti ei ole võimalik kasutada teistes Ida-Euroopa riikides, nagu Poola ja Tšehhi kohta tehtud kalkulatsioone (vt nt Melichar jt, 2004). Positiivne efekt väetava mõju kaudu on käsitletav kui välistulu, mida tuleks samuti hinnata ja arvestada. Väga mitmetes publikatsioonides, kaasa arvatud Štreimikiene (2017), on need välistulud (miinusmärgiga kuludena) välja toodud, kuid II etapi aruandes on võimalikke välistulusid ja nende kalkuleerimist lihtsalt ignoreeritud.

ExternE ja EcoSense meetodika põhieeldus õhku paisatud SO₂ koguse ja kahjude lineaarsest sõltuvusest põhineb teadusuuringutel, mis on läbi viidud enne 1990-ndate keskpaika, kui SO₂ kontsentratsioonid eriti Lääne-Euroopa tööstuspiirkondades olid väga kõrged. SO₂ koormuse vähenemine on üks Euroopa keskkonnapoliitika peamisi edulugusid. Peale selle peab siin arvestada, et ExternE meetodikat on viimase 14 aasta jooksul oluliselt parendatud ning vajadus ja võimalus meetodikat Eesti tingimustele kohendada ja kasutada on endiselt olemas.

Kohtla-Järve ja Eesti SO₂ seire ning sisaldused välisõhus

Kuna Ida-Virumaal paiknevates ettevõtetes tekkiv SO₂ moodustab suurema osa Eesti SO₂ emissioonidest ja oleks ühtlasi ka väliskulude arvutamisel 'ennetusliku' meetodi alusel peamine piirkond, kus kulud tekivad, siis keskendub käesolev lühiülevaade tegelikule olukorrale Ida-Virumaal, eriti Kohtla-Järvel, mis on valitud just seetõttu, et selles piirkonnas on minevikus olnud SO₂ saaste probleeme.

Välisõhu seiret korraldab Eesti Keskkonnauuringute Keskus eesmärkidega vältida, ära hoida või vähendada kahjulikku mõju inimeste tervisele ja kogu keskkonnale, hinnata välisõhu kvaliteeti Euroopa Liidu liikmesriikides ühiste meetodite abil ja ühiste kriteeriumide alusel, saada teavet välisõhu kvaliteedi kohta, tagada välisõhu kvaliteedi kohta käiva teabe kättesaadavus tehakse üldsusele, säilitada ja parandada õhu kvaliteeti ning soodustada EL liikmesriikide koostööd õhusaaste vähendamisel.

Eestis on kokku 9 riiklikku välisõhu seirejaama (6 linnaõhu ja 3 taustaala seirejaama), millele lisandub 9 ettevõtete omaseirejaama. Kohtla-Järve seirejaam iseloomustab välisõhu kvaliteeti Kohtla-Järve linnastus ja näitab piirkonna tööstusettevõtete mõju välisõhu kvaliteedile, mõõtes pidevalt järgmiste esmatähtsate saasteainete kontsentratsioone: vääveldioksiid (SO₂), süsinik(mono)oksiid (CO), osoon (O₃), lämmastiku oksiidid (NO, NO₂, NO_x), eriti peened osakesed (PM_{2,5}), peened osakesed (PM₁₀), plii (Pb), benseen (C₆H₆), polütsüklilised aromaatsed süsivesinikud (PAH) sh benzo(a)pireen, kaadmium (Cd), arseen (As), nikkel (Ni). Lisaks

prioriteetsetele saasteainetele on oluliseks keemiliseks ühendiks Kirde-Eestis tulenevalt piirkonna tööstuslikust iseloomust vesiniksulfiid (H_2S).

Vääveldioksiid (SO_2) - terava lõhnaga värvitu gaas, mis tekib väävlit sisaldavate kütuste põlemisel. Põhiliseks SO_2 allikateks linnades on katlamajad, liiklusjaamades on märgatav ka autokütustest pärinev vääveldioksiid.

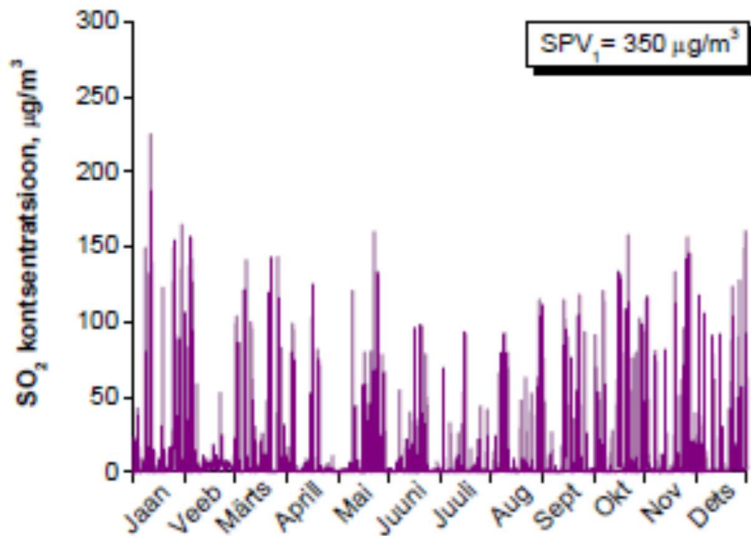
Saasteaine	Keskmistamisaeg	Piir- või sihtväärtus ($\mu g/m^3$)	Lubatud ületamiste arv aastas
SO_2	1 tund	350	24 tundi
	24 tundi	125	3 päeva
	1 aasta ³ (1.10-31.03)	20	-

SO_2 piir- ja sihtväärtus. Õhukvaliteedi piirväärtus (ÕPV) - saasteaine lubatav kogus välisõhu ruumalaühikus. Õhukvaliteedi 24 tunni piirväärtus (ÕPV24) - saasteaine lubatav kogus välisõhu ruumalaühikus ööpäeva keskmisena. Õhukvaliteedi 1 tunni piirväärtus (ÕPV1) - saasteaine lubatav kogus välisõhu ruumalaühikus 1 tunni keskmisena. Õhukvaliteedi aasta piirväärtus (ÕPVA) - saasteaine lubatav kogus välisõhu ruumalaühikus aasta keskmisena. Õhukvaliteedi sihtväärtus (ÕSV) - saasteaine kogus välisõhu ruumalaühikus, milleni tuleb jõuda kas kindlaksmääratud aja jooksul või võimalikult kiiresti ja mille eesmärk on parandada välisõhu kvaliteeti ja vältida kahjulikku mõju inimese tervisele.

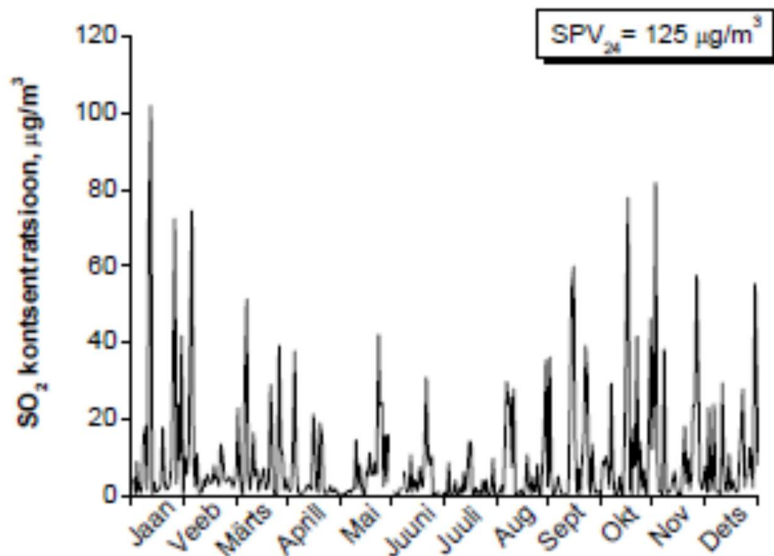
Aasta keskmise piir- ja sihtväärtuse kehtestamisega välditakse kahjulikku mõju ökosüsteemidele. Lisaks piirväärtustele võrreldakse saastetasemeid ka alumiste ja ülemiste hindamispiiridega, mille alusel otsustatakse, millisel tasemel seire on vajalik antud linnastus või piirkonnas.

Kohtla-Järve automaatne seirejaam paikneb Kohtla-Järve linnas Kalevi tänav 39 (X6590293 Y686128 L-Est) alates 2002. aastast. Järgnevalt on kasutatud võrdlusena 2011. ja 2018. aasta andmeid.

Kohtla-Järve seirejaamas oli 2011. aastal maksimaalne tunni- ja ööpäevakeskmise SO_2 kontsentratsioon vastavalt 224 $\mu g/m^3$ ja 101 $\mu g/m^3$ (joonised 9, 10), aasta keskmine vääveldioksiidi sisaldus välisõhus oli 8,8 $\mu g/m^3$. Alumist hindamispiiri 50 $\mu g/m^3$ ületas 2011. aastal 12 SO_2 24 h kontsentratsiooni, ülemist hindamispiiri 75 $\mu g/m^3$ ületati kolmel korral (Saare jt, 2012).

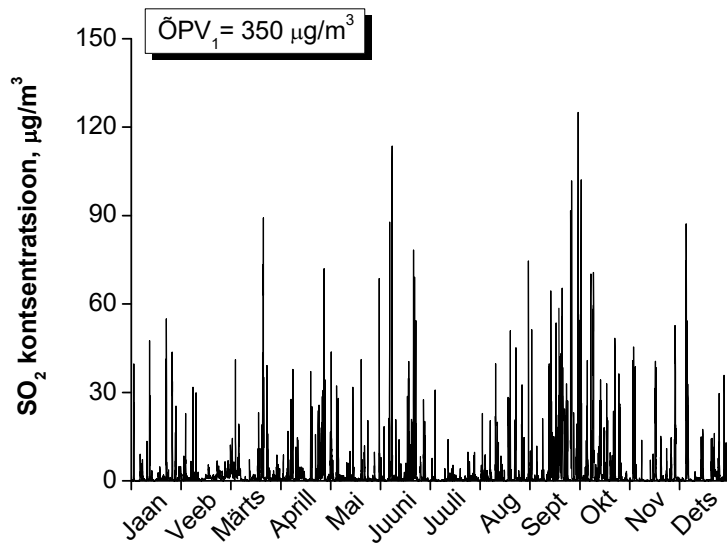


Joonis 9. SO_2 tunnikeskised kontsentratsioonid 2011. aastal Kohtla-Järvel (Saare jt., 2012)

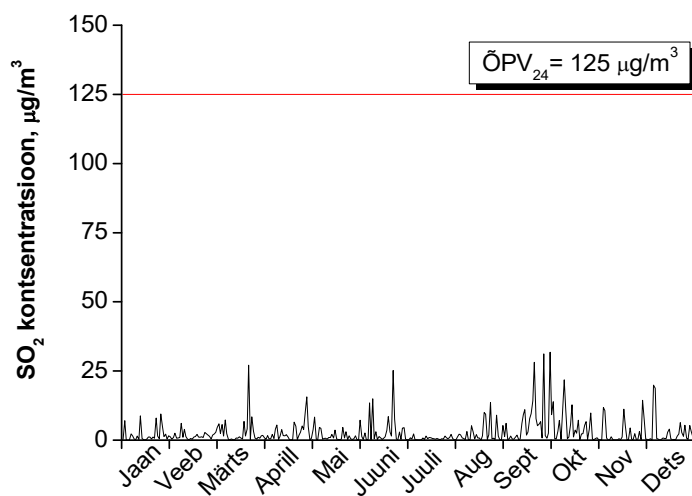


Joonis 10. SO_2 ööpäevakeskmised kontsentratsioonid Kohtla-Järvel 2011. aastal (Saare jt., 2012).

Maksimaalne tunni- ja ööpäevakeskmine kontsentratsioon 2018. aastal oli vastavalt $125,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (30.09) ja $31,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (30.09) (Jooni 11, Jooni 12), keskmine vääveldioksiidi sisaldus välisõhus oli $2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, aasta varem $3,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Saare jt., 2019). Ühtegi piirväärtust ületavat tunni- ja ööpäevakeskmist kontsentratsiooni seireperioodil ei mõõdetud, samuti jäid 24 h keskmised kontsentratsioonid madalamaks alumisest hindamispiirist.



Joonis 11. SO₂ tunnikeskmine kontsentratsioon Kohtla-Järvel (Saare jt., 2019).



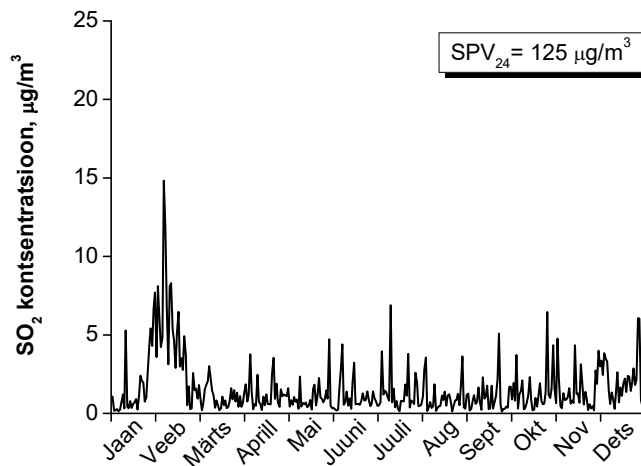
Joonis 12. SO₂ ööpäevakeskmine kontsentratsioon Kohtla-Järvel (Saare jt., 2019).

SO₂ võimalik tervisemõju Eestis ning võimalused selle hindamiseks

Keskkonnaseire andmestikust nähtub, et SO₂ osas pole 2018. aastal ühtki piirväärtust ületavat kontsentratsiooni Eesti seirejaamades fikseeritud, isegi mitte Kohtla-Järve seirejaamas. Piirväärtusest väiksemate kontsentratsioonide korral peaks olema kahjulik mõju inimese tervisele välditud.

WHO ülevaateid koostanud ekspertgruppide arvates (2006, 2013) võiksid tervisemõjud ilmned SO₂ ööpäevakeskmiste sisalduste 20 µg/m³ ja enam korral. See on oluliselt madalam Eestis ja Euroopa Liidus kehtivast seadusandlusest. Nii on eelnevates tervisemõju hindamistes Eestis (näiteks Orru jt., 2011 ülipeente osakeste õhusaaste puhul) leitud tervisemõjud kuni eeldatava toimeväveni (minimaalne saasteainete sisaldus, mille juures tervisemõjud võiks ilmned), mitte aga Euroopa Liidu ja Eesti poolt lubatud sisaldusteni.

Vastavalt õhuseire andmetele, kui lähtuda konservatiivsest lähenemisest, et tervisemõjud võiksid ilmned SO₂ ööpäevakeskmiste sisalduste 20 µg/m³ ja enam korral, siis veel 2011. aastal oli Kohtla-Järvel väga palju ületamisi, kuid 2018. aastal praktiliselt enam mitte. Kokkuvõtvalt võib hinnata, et Eestis on otsese SO₂ saaste roll tervisemõjude tekkel Kohtla-Järvel tõenäoliselt väike, samas nende olulisust saab selgitada rahvastikupõhiste epidemioloogiliste uuringutega. Peale selle võib SO₂ osaleda siiki teatud määral sulfaate sisaldavate osakeste tekkel – hiljutisel passiivsete proovlite analüüsil katsid väiksemaid peened osakesi suuremad sulfaate ja kloriidi sisaldavad peened osakesed (Orru jt., veel publitseerimata materjal).



Joonis 13. SO₂ ööpäevakeskmise kontsentratsioon Narvas 2012. aastal (Saare jt, 2013).

Jälgides SO₂ peamisi allikaid – Narvas paiknevaid soojuselektrijaamu ning SO₂ kontsentratsioone Narvas, mille ööpäevakeskmised väärtused on selgelt alla 20 µg/m³ (Joonis 13), on täiesti selge, et atmosfääri paisatavate suurte SO₂ heitkoguste seostamine üldise mudeliga Ida-Virumaa elanike võimalike tervisemõjuga ei ole korrektne. Eesti teadlastel on juba olemas andmed ja mudelid, et Kohtla-Järve õhusaastet jälgida, prognoosida ja modelleerida väga detailse võrgulahutusega (nt mudelid AirViro ja Aeropol, mida on kasutatud Ida-Virumaa tööstusettevõtete keskkonnamõjude hindamistes võrgulahutusega 50-100 meetrit), selle asemel et kasutada 10-50 km võrgulahutusega umbkaudseid kalkulatsioone. Kohtla-Järvel on tegemist eelkõige mitte saasteainete kauglevist põhjustatud mõjudega, vaid lokaalse õhureostusega paljudest erinevatest allikatest ning erinevatest tööstusliku päritoluga saasteainetest, s.h lokaalsest hajureostusest. Hans Orru teadusgrupi uuringutest on selgunud, et Ida-Virumaal ilmneb kohati väga suur erinevus raporteeritud heidete alusel teostatud modelleerimiste ning seirejaamades mõõdetud sisalduste vahel (benseen, fenool, formaldehüüd). See viitab olulisele hajureostusele, ent kust see tuleb, on siiani ebaselge.

Seega, uute SO₂ püüdurseadmete paigaldamine tööstusettevõtetes 2010ndate alguses võimaldas Kohtla-Järvel viia ööpäevakeskmised SO₂ kontsentratsioonid allapoole 20 µg/m³ piiri. Selliste tulemuste korral on väliskulude arvestamine vastavalt puhastusseadmete maksumusele täiesti ebakorrekne.

Kokkuvõte

ExternE ja Ecosense kalkulatsioonid on põhinenud järeldusel, et kontsentratsioonid ja doosid mõjualal on juba kahjulikul tasemel (toimelävest kõrgemal tasemel) ning järelikult mistahes väike kogus punktallikast lähtunud kahjulikku ainet mingis piirkonnas toob kaasa kahjude lineaarse kasvu. See metoodika põhieeldus õhku paisatud SO₂ koguse ja kahjude lineaarsest sõltuvusest põhineb teadusuuringutel, mis on läbi viidud enne 1990-ndate keskpaika, kui SO₂ kontsentratsioonid eriti Lääne-Euroopa tööstuspiirkondades olid väga kõrged. SO₂ koormuse vähenemine on üks Euroopa keskkonnapoliitika peamisi edulugusid. Teaduskirjandusest on leitavad otsesed tõendid sellest, et SO₂ sisaldused ning baastasemed, millele lisanduvat mõju leida, on Euroopas oluliselt madalamad kui aastaid tagasi ning ka tervisemõjud on väga oluliselt väiksemad.

Eestis SO₂ poolt põhjustatud tervisemõjusid võis esineda veel 2011. aastal Kohtla-Järvel, juhul kui aktsepteerida WHO soovitusi SO₂ piirnормi langetamise kohta 20 µg/m³ –ni, kuid praegu enam praktiliselt mitte. Ka uuemad teadustööd SO₂ kui põllumajandussaaduste saagikust tõstva väetise kohta (mille baasil tekib välistulu) tuleks üle vaadata, mitte lähtuda ExternE algoritmidest. Kuid, põhimõtteliselt, eksisteerib võimalus, et Eesti alale jõudvad SO₂ emissioonid on välistulu allikaks.

Doosi ja selle mõju funktsiooni lähte-eeldused on eelkõige saastekoormuse vähenemise, aga ka pidevalt täienevate teadmiste tõttu ajas muutlikud ning seetõttu ei saa samu lähte-eeldusi rakendada pikas ajalisel perspektiivis, kindlasti on nende ülevaatamine vajalik keskmiselt iga 5 aasta järel. Kindlasti ei tohi lähtuda teadustöödest, mis peegeldavad 5 ja rohkema aja tagust situatsiooni, ilma hinnanguta, kas olukord on vahepeal muutunud.

Eelnevast lähtudes, analüüsides kogu ahelat reostuse tekkest kuni reaalse mõjudeni, on võimalik ja vajalik käsitleda ka teisi saasteaineid. SO₂ oli spetsiaalselt valitud demonstreerimaks, et aruande II etapis valitud 'ennetuskulude' meetod kasutatuna sellisel moel (ettevõtete puhastustehnoloogiate maksumusena tonni saasteaine kohta) on lask pimeduses ning väliskulude leidmisel tuleb lähtuda tegelikest andmetest ning reaalistest tervise- ja keskkonnamõjudest, samuti mitte tugineda vananenud andmestikule seda ümber hindamata. Pole välistatud, et mõni selline lask võib ka tabada või enam-vähem tabada, kuid kindlasti kohe ei ole tegu hea keskkonnajuhtimisega, kui neid andmeid otsustusprotsessides kasutada.

7. II etapi aruande tabelis 3 esitatud saasteainete väliskulude väärtused

Projekti II etapi aruandes on Tabelis 3 esitatud NH₄, LOÜ, NO_x, PM ja SO_x väliskulude summad tonni kohta ning seda on nimetatud tulu ülekande meetodiks. Viidatud on kahele publikatsioonile – Štreimikiene (2017) ja AEA Technology Environment, mille ilmumisaastaks on kirja pandud aasta 2015.

Kuna need publikatsioonid pärinevad esmapilgul lähiaastatest ning neis on tõepoolest esitatud arvutused ka Eesti kohta, siis võiks järeldada, et andmed on usaldusväärsed. Kahjuks näitab analüüs, et tegu ei ole uute meetodikate ja arvestustega, vaid põhimõtteliselt on tegu samade andmetega, mida ExternE ja sellega seonduvate projektide poolt ca 15 aastat tagasi leiti.

Leedu Spordiülikooli ja Leedu Energiainstituudi teadlane Dalia Štreimikiene on oma 2017. aastal ilmunud artiklis esitanud tabelis 2 toonud tõepoolest välja rahanumbrid (€/t). Kui nüüd süveneda selle tabeli allikasse, siis on selleks teine 2014. aastal avaldatud artikkel, millest selgub, et arvutustes on kasutatud ExternE algoritme. Seal edasi selgub, et vastavad väärtused on leitud ExternE-ga seonduva projekti CASES raames, mille lõpparuanne ilmus 2008. aastal ja kus tõepoolest kalkuleeriti ka stsenaariume 2020. aasta kohta, kuid nagu täpsustab ka Štreimikiene, kasutada tuleks kaasajastatud sisendeid. Lisaks SO₂ kontekstile mainib Štreimikiene, et erinevate taustaväärtuste ja atmosfäärikeemia mittelineaarsuse tõttu võivad vastavates väärtustes olla suured erinevused, näiteks ka osooni kontsentratsioon ja selle mõjudes. Seega, Štreimikiene (2017) andmed on tegelikult ExternE andmed, kusjuures esitatud arvutustes on algoritmides kasutatud 'keskmist korstna kõrgust'. Seega, artiklis toodust ja tabelis esitatust vähemalt SO₂ väliskulu ei saa pidada adekvaatselt määratuks, kuna ExternE meetodika põhineb eeldusel, et iga emissioon on üle kriitilise piiri ja kahjustav, mis veel 15 aastat tagasi oli korrektsem eeldus, hetkel aga mitmete saasteainete osas enam mitte. Tasub veel tähelepanu juhtida Štreimikiene (2017) järeldusele 5 (kõrgeimad saastemaksud kolme Balti riigi võrdluses on Eestis) ja järeldusele 8 (edasine analüüs ja teadusuuringud on vajalikud, määratlemas peamisi liikumapanevaid jõudusid Balti riikides, sest atmosfäärisaaste vähendamisel ei mängi peamist rolli mitte kõrgemad saastemaksud, vaid tuleb toetuda alternatiivsetele regulatsioonidele ja meetmetele arvestades struktureid, institutsionaalseid, kultuurilisi ja käitumuslikke kontekste, uurida edasi ja luua aluseid, kuidas väliskulusid arvestada).

AEA Technology Environment publikatsioonile viidates on eksitud 10 aastaga, tegelikult on see ülevaade aastast 2005 (AEA Technology Environment, 2005) ning toetub samuti ca 15 aastat tagasi loodud ExternE algoritmidele ning tehtud arvutustele. Seega, kõik viidatud allikad viitavad samale algallikale ning seetõttu on tulemuste sarnasus loomulik.

Eelnevalt oli SO₂ näitel tuvastatud, et vahepealsel perioodil on seireandmetega kinnitatult keskkonnaseisund vähemalt SO₂ emissioonide vähenemise tõttu niivõrd palju paranenud, et ExternE algoritmide põhialus, kus iga keskkonda paisatud SO₂ kogus avaldab negatiivset keskkonnamõju, ei ole enam korrektne. Sarnaselt SO₂-le tuleks üle vaadata ka kõik teised ExternE algoritmidel põhinevad arvutused ning sellest johtuvalt oleks Tabelis 3 esitatud andmestik vajalik põhjalikult ja Eesti-spetsiifiliselt üle vaadata ning kalkuleerida.

Küll viib kogu see arutelu jälle küsimuseni, miks üle 10 aasta tagasi Eestis tutvustatud ExternE meetodikat edasi ei arendatud, sest vastavad arvutused on nüüdseks vananenud ning Eestis olemas olevat andmestikku arvestades ebatäpsed.

Siinkohal on paslik taas tsiteerida Pädami ja Ehrlichi ülevaadet aastast 2014 (Pädam ja Ehrlich, 2014), mis käsitles just ExternE kalkulationside rakendatavust: "Arvestades, et ExterneE rakendused Eesti näitel kasutavad suures osas Ida-Euroopas saadud tulemuste ekstrapoleerimist, on hindamistulemuste ülekandmisega seotud probleemid (ja tekkivad võimalikud vead) võtmetähtsusega Eesti kohta tehtavate väliskulude arvutustega. ExternE juhendmaterjalides on selgelt aru antud ülekandmisega kaasnevatest ohtudest: väliskulude hindamistulemuste ülekannet

komplitseerivad erinevused riikide statistilistes näitajates, uurimistööde meetodites ja kvaliteedis, kultuuritaustas, majanduse arengutasemetes, seadusandluses, ühiskonna väärtushinnangutes, poliitikas jne. Hindamisaluste objektide või mõjude analoogia muutub seda küsitavamaks, mida detailsemalt soovime väliskulude üksikuid komponente hinnata. Töös refereeritud ExternE juhendmaterjalides tullakse järeldusele, et väliskulude hindamistulemuste ülekandmise puhul tuleb kindlasti arvestada keskkonnapoliitilise väärotsuse võimalike tagajärgedega. Kui see võimalik kahju ja sellest tulenev väliskulu on suur, tuleb eelistada uut originaaluuringut, mitte kopeerida antud objekti jaoks ebakindlaid teise riigi arvutustulemusi.”

Lisaks on soovitus rahvusvahelistest publikatsioonidest Eesti kohta käivate andmete leidmisel süveneda põhjalikult publikatsiooni tausta, analüüsida algallikaid ning mitte eksida viitamisel aastaarvudega. Väga sageli piirduaksegi publikatsioonist andmete leidmisel lihtsalt arvude ületõstmisega ja viitamisega, eeldades, et kui tegemist on rahvusvahelise publikatsiooniga, siis puudub vajadus täiendava taustauuringu läbiviimiseks.

8. Peenosakeste näide

Kindlasti vajab peenosakestega seonduv probleemistik Eestis väga põhjalikku lähenemist. Erinevalt teistest saasteainetest on siin tõepoolest Eestis läbi viidud põhjalikke uuringuid (korduvalt tsiteeritud Orru jt, 2011 näitel), samas vajab ka peenosakeste mõjude terviseandmestik kindlasti uuendamist ja põhjalikumaid uuringuid, kuna hetkel oleme juba aastas 2019 ning johtuvalt seireandmetest on toimunud muutus peente osakeste sisaldused (Saare jt., 2019).

Küll väärrib tähelepanu II etapi aruande autorite julge arvutus, kus Orru jt (2011) poolt antud rahaline hinnang on läbi jagatud Keskkonnaagentuuri ülevaatest leitud PM emissioonide kogusega, nii täpselt, et väliskulud tonni PM_{2.5} ja PM₁₀ fraktsioonide kohta on välja toodud 1 eurosendi täpsusega. Küll on arvestamata jäetud, et Orru jt (2011) töös oli kasutatud praeguseks aastate taguseid saasteainete heitmeid ja sellest tulenevaid sisaldusi (mis erinevad oluliselt II etapi heitkogustest ning heitkogused erinevad ka aastati). Arvestamata on ka jäetud, et terviskulutused ja sotsiaalmajanduslik olukord on teine, kui pea kümme aastat tagasi. Peale selle olid töö II etapis PM₁₀ kulud interpoleeritud PM_{2.5} mõju kaudu arvestades PM_{2.5} ja PM₁₀ vahekorda mõõtejaamas, mis võib aga väga oluliselt erineda sellest vahekorrast tööstusallika juures. Kuigi ka tolm on tervisele ohtlik, ei ole see sama ohtlik kui põlemisosakesed ning oleks ebaõiglane seda samas määras maksustada.

Orru jt (2011) publikatsiooni tsiteerides: peamisteks peente osakeste õhusaaste allikateks on liiklus (nii heitgaasid kui ka teekatte ja rehvide kulumisel tekkivad peened osakesed), olmekütmine (eeskätt ahiküte), suured keskkütte katlamajad ja erinevad tööstusettevõtted. Kohapeal tekkinud saastele lisandub teistest piirkondadest ja riikidest tulev õhusaaste, mis on eriti oluline maapiirkondades.

Siit selge tee edasi oleks püüda diferentseerida erinevate lähteallikate kaupa, missugused allikad ja mis mahus ühes või teises piirkonnas terviseprobleeme põhjustavad. Sellise edasiliikumise viisi nägi oma töös ette ka I etapi aruande koostanud konsortsium, viidates vajadusele II etapis “vastavalt mõju allikale on põhjus-tagajärg seoste kaudu keskkonnamõjud jagatud tarbija ja tootja keskkonnamõjudeks”, “välja on arvatud nii keskkonnamõju kui välismõju rahaline väärtus, vastav metoodika on lahti kirjutatud suhtarvude ja koefitsientide kaupa” ning “keskkonnamõjud on diferentseeritud regulatsiooni sihtrühmaks oleva keskkonnakasutaja/sektori suhtes”.

Igale keskkonnateadlasele on selge, et arvestades reostuskoormuseid ja haigestumist linnades on väga suur vahe, kas mingi kindel arv tonne peeneid osakesi lähtuvad suurest elektriijaama kortsnast või kodusest ahjust, kas tegu on tolmu või põlemisosakestega jne. Samuti lenduvate orgaaniliste ühendite osas, kas tegu on näiteks etanooli või benseeniga. Seega tekib nagu eelnevalt üteldud õigustatud küsimus, kas neil on sama väliskulu ja kas me saame ikkagi neid samas määras maksustada.

Täpselt sama moodi nagu SO₂ näite puhul, kasutades DPSIR kontseptsiooni loogikat, on võimalik iga reostusaine kohta luua seosed reostusallikate, emissioonide, seiretulemuste ning keskkonnamõju vahel. Kindlasti esineb selliste 'radade' ülesehitamisel lünki, kus on vajalik hankida lisaandmeid, aga ainult sellisel viisil on võimalik tõeväärtuslikele tulemustele jõuda.

Olukordades, kus keskkonnaseisund on muutunud paremaks, kuid ikkagi tõendatult põhjustab terviseprobleeme, on vajalik eristada peamised allikad, peamised põhjused ning leida parimad meetodid olukorra parandamiseks. Erinevaid välisõhu saasteaineid ning väliskulusid erinevatele valdkondadele (tervis, looduskeskkond ja kultuuriväärtused) eristati näiteks peagi ilmuvas Rootsi transpordisektorist (aruanne vaid ühe sektori kohta) pärineva õhusaaste sotsiaalmajanduslike kulude hindamisel.

Süsteem peab ka tunnustama ettevõtteid, kes investeerivad saaste vähendamisse ning sellega väheneb nende maksukoormus. Lisaks tuleb hakata tõsiselt tegelema hajareostuse probleemiga, sest vahe raporteeritud heitmete alusel modelleeritud sisalduste ja mõõdetud sisalduste vahel on suur. Hetkel puudub endiselt teadmine, kust need erinevused pärinevad. Ehk kui me ei tea täpselt, kust saastatus mitmete spetsiifilisemate saasteainete osas pärineb, ei saa me tegeleda ka selle vähendamisega. Probleeme ei olegi siin niivõrd peamiste saasteainete osas (SO₂, NO₂, PM₁₀), vaid just spetsiifilisemate saasteainetega, kus tonni maksumused on kõrgemad.

Surve- ja seireandmete seondamisel näiteks linnade elanike terviseprobleemidega ja vastavate väliskulude arvutamisel on just erinevate allikate mõjude määratlemine, kvantifitseerimine ja hindamine oluline. Orru jt (2010) võrdlevad PM-dest põhjustatud tervisemõjusid viies Eesti linnas – Tallinnas, Tartus, Pärnus, Narvas ja Kohtla-Järvel, tuginedes seireandmetele ja terviseandmetele. Teadustöö tulemustest nähtub, et Tallinnas võib PM tervisemõju elupäevade kaotusele enim saastatud piirkondades võrreldes rohevöönditega erineda üle 6 korra, ning väikseimad tervisemõjud linnadest on Kohtla-Järvel ja Narvas, kuna valdavaks on keskküte (nt võrreldes Tartuga) ning liiklustihedus on väiksem (nt võrreldes Tallinnaga ja Tartu kesklinnaga). Suurima elanike tihedusega ja suurima liikluskoormusega piirkondades, samuti ahikütte piirkondades ületab lokaalsete allikate mõju kaugleviallikate mõju paljudes kordades.

Seega, kui hinnatud tervisemõjude ja –kulude ning õhku paisatud peente osakeste kogumassi jagatis annab tunnistust probleemi tõsiduse kohta tervikuna, ei ole see piisav omistamiseks keskmist kulu ja selle alusel maksu ühele või teisele surveallikale. Jällegi, nagu SO₂ puhul, on vajalik läbi käia kogu survete, seisundi ja mõjude loogiline raamistik ning teha vastavad arvutused piirkondade kaupa. Siin on andmeid piisavalt, et seda teha, ning pigem on küsimuseks, miks 2011. aasta peente osakeste mõjuhinnangu läbiviinud Tartu Ülikooli ja Eesti Keskkonnauuringute Keskuse teadlastest koosnevale konsortsiumile polnud loodud võimalusi tööd vastavas suunas jätkata.

9. Veesaaste, põhjavee- ja pinnaveevõtt

Nende peatükkide sisulist olemust on käsitletud sulfaatidega rikastunud vete näitel.

Aruande II etapi 3. peatüki (veesaaste) ning 4. peatüki (põhjavee- ja pinnaveevõtt) käsitlused on segadusse ajavad. Veesaaste peatükis püütakse mõju veekeskonnale hinnata juba eelnevalt kirjeldatud 'ennetuskulu meetodil' koos eelnevalt kirjeldatud analoogsete probleemidega. Lähenemise problemaatilisust näitabki see, et sulfaatide sisalduse puhul 'ei ole võimalik ennetuskulu meetodit kasutada', vastavaid andmeid ei leitud Eestist ega välisallikatest. Järjekordselt tuleb tagasi pöörduda iga saasteaine eripärade juurde ning üle kinnitada, et vajalik on põhjalikult käsitleda iga saasteainet eraldi, väliskulude määratlemisel aga läbida tsükel survetest mõjudeni, mille üheks parimaks aluseks on DPSIR kontseptsiooni järgimine.

Kõrgendatud sulfaatide sisalduse teema on väga huvitav ja jätkuvalt väga uurimata. Eesti omapäraks erinevat happeliste kaevandusvete piirkondade ülitugevatest keskkonnakahjustest on püriidi jt sulfiidide oksüdeerumisel tekkiva happe kohene sidumine tänu karbonaatsete mineraalide üleküllusele. Nii on Eesti põlevkivikaevandustest välja pumbatud vesi küll kõrgendatud sulfaatide sisaldusega, nagu mitmed tuntud sulfaatsed mineraalveed, kuid klassikaline 'happelise kaevandusvee' (*acid mine drainage*) mõju puudub.

Kui rääkida välismõjudest ja väliskuludest, ei oska tõepoolest välja tuua ühtegi Eesti teadusuuringut, kus sulfaatsed vee negatiivsed keskkonnamõjud oleksid eristatud ja hinnatud. Küll on näiteks Turu Ülikooli teadlased 2003. aastal välja pakkunud tehnoloogia, mille abil vähendada Soome järvede eutrofeerumist, ning see seisneb kipsi ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) paigutamisel järve põhja vähendamaks metaani eraldumist ja fosfori vabanemist. Paralleelina võib välja tuua, et Eesti kaevandusvesi on sisuliselt kipsi vesilahus.

Kuidas siis hinnata välismõju, kui probleemi olemus, st mõju olemasolu on tuvastamata?

Aruande 4. peatükis (põhjavee- ja pinnaveevõtt) tullakse tegelikult veesaaste probleemi juurde tagasi, seekord pakkudes välja 'taastamiskulu meetodi'.

Küsimus on jällegi selle meetodi põhjaliku selgituse ning näidete puudumises, kuidas seda meetodit on maailmapraktikas rakendatud. Väliskulude mõttes majanduslikus kontekstis – tulles jälle tagasi väliskulude definitsiooni juurde, kus väliskulu on majandusteaduslik termin väljendamaks ühe inimeste grupi tegevuse tulemusel tekkivat kulu (või kahju) teisele inimeste grupile ilma, et viimased seda sooviksid - on esmaküsimus tuvastada, missugune kahju on põhjustatud, ning siis saab hinnata selle taastamist või kompenseerimist.

Aruande I etapi aruandes on taastamiskulude meetodi näitena toodud istikute kasvatamise, metsa istutamise, kasvatamise ja hooldamise kulud metsakasutuse kulude hindamisel. Samuti on välja toodud, et keskkonnahüve taastamiseks aluseks võetavad kulud tehakse majanduslikult mõistlikul viisil.

Aruande II etapi 4. peatüki aruandes on taastamiskulu meetod leidnud tõlgenduse, kus taastamiskulu tähendab heitvee puhastamist joogivee toomiseks sobiva vee kvaliteedi nõuetele. See on küll tehnoloogilises mõttes taastamiskulu, kuid majanduslikus käsitluses on arvestamine väliskuluks põhjendatud vaid siis, kui vastavast veest on tõepoolest vajalik ja möödapääsmatu joogivett toota. Kui näiteks kaevandusest välja pumbatav kõrge sulfaatide sisaldusega vesi liigub niikuinii suuremasse pinnaveekogusse ja sellest ei ole kellelgi plaanis joogivett toota

(joogiveevarustuseks on olemas muud allikad), siis vastavalt väliskulu majanduslikule definitsioonile ei ole põhjustatud sellist kahju, mis eeldaks vee puhastamist joogivee kvaliteedi nõuetele vastavaks.

Kui näiteks kaevandamise tulemusena kaob vesi kaevust, siis on rikutud kaevu omaniku hüve saada kaevust joogivett. Selle hüve taastamiseks aga ei hakata vett kandma mitte samasse kaevu, vaid rajatakse uus kaev või tagatakse vee kättesaadavus muul viisil (torustik, transport tsisternautodega). St taastamiskulu väliskulude kontekstis ei tähenda mitte keskkonnasüsteemi taastamist täpselt samasugusena, vaid inimeste hüvede taastamist.

Järelikult oleme jõudnud samasse punkti tagasi, kus 3. peatükis – sulfaatse kaevandusvee väliskulusid ei saa hinnata ka puhastustehnoloogiate maksumuse kaudu (pöördosmoos, ionvahetus, elektridialüüs), vaid kõigepealt on vaja konkreetselt ja teaduslikult tuvastada, missugused on sulfaatse kaevandusvee keskkonnamõjud.

10. Kokkuvõte, järeldused ja ettepanekud

I ja II etapi sidususe vastuolud

Kokkuvõtteks võib tõdeda, et projekti I ja II etapi aruanded on pigem kaks eraldiseisvat tööd, kus II etapis on kasutatud I etapi aruandest vaid väliskulude hindamise meetodikate lühikirjeldusi.

Samas ka I etapi aruandes olid väliskulude hindamise meetodikate kirjeldused väga lühikesed, ilma viideteta ja ilma näideteta maailmapraktikast, ning kohati kirjeldustes vastuolulised. Viited sellele, kas mingit meetodit on maailmapraktikas varem kasutatud, on saadud lihtsalt kirjade otsingu tulemusena vastete arvuna ja osaliselt küsitavaid võtmesõnu kasutades, süüvimata otsingute tulemuste sisusse. Sellist lähenemist tuleb pidada väga pealiskaudseks.

I etapi aruanne põhines DPSIR kontseptsioonil ja selle kirjeldamisel, püüdes hinnata keskkonnaseisundit tervikuna ja mitte fokuseerudes väliskulude määratlemisele.

II etapi aruanne seevastu tormab määratlema ja kvantifitseerima väliskulusid ilma tugeva meetodilise taustata ning loobudes täielikult sellistest võimalustest ja meetoditest, mis kõigepealt kirjeldaksid realselt eksisteerivaid keskkonnamõjusid keskkonnaseisundi kaudu. Eesti keskkonnaseisundi ja keskkonnamõtjude andmestikule ei ole praktiliselt tuginetud, on kasutatud vaid raporteeritud heitkoguste andmed, mis aga võivad olla kohati erinevad tegelikkusest.

Käsitledes I etapi konsortsiumi poolt püstitatud eesmärke II etapile, oli visiooniks, et II etapis õnnestub arvutada rahaline väärtus (sobivaima meetodika alusel) projektiga hõlmatud keskkonnakasutuse mõjudele, seejärel vastavalt mõju allikale on põhjus-tagajärg seoste kaudu keskkonnamõtjud jagatud tarbija ja tootja keskkonnamõtjudeks, on välja arvatud nii keskkonnamõtju kui välismõtju rahaline väärtus, vastav meetodika on lahti kirjutatud suhtarvude ja koefitsientide kaupa, ning keskkonnamõtjud on diferentseeritud sihtrühmaks oleva keskkonnakasutaja ja/või keskkonnasektori suhtes. II etapi aruanne püüab sellest vaid esimest ülesannet lahendada, ning ka need pakutavad lahendused on väikese tõeväärtuse tasemega.

Kokkuvõttes pole I ja II etapi aruanded mitte teineteisele järgnevad etapid, vaid liiguvad erinevates suundades. II etapi läbiviimisel ei ole I etapis püstitatud nägemust kasutatud.

II etapi aruandes kasutatud meetodite sobilikkus

Ei I ega II etapi aruannetes ei ole pööratud piisavat tähelepanu väliskulude arvutamise meetodikate põhjalikele selgitustele ega ka näidetele maailmapraktikast, kus ja mis juhtudel on üht või teist meetodit kasutatud.

Ettevõtete poolsed investeeringud puhastustehnoloogiatesse on küll ennetuskulud, kuid need on tehtud kulud väliskulude vähendamiseks, mitte lähtealus väliskulude arvutamiseks 'ennetuskulu meetodil'. Põhjused, miks sellisel kujul kasutatud 'ennetuskulu meetod' on vastuoluline ning reaalseid keskkonnamõjusid arvestamata sisuliselt lask pimeduses, on käesolevas aruandes põhjalikult välja toodud. Tehtud katsed võiks pidada huvitavaks juhul, kui Eesti keskkonnaseisundi osas puuduks seireandmestik. Kuna aga Eesti keskkonnaseisundi jälgimine on olnud pikka aega järjepidev ning andmeid, sh pika-ajalisi aegridasid, on väga palju, ei ole niivõrd umbkaudne ja väga suurtele eeldustele ja lihtsustustele tugineva meetodi valik põhjendatud.

Viimaste aastate publikatsioonide otsingul Eesti kohta tehtud väliskulude arvutustest on 'üle kantud' hinnangulised numbrid, kuid ei ole pööratud tähelepanu ühe publikatsiooni sisule arvutuste algallikate kohta ning teise publikatsiooni puhul on eksitud aastaarvuga 10 aasta võrra. Nii ei ole esitatud andmed uuemad aga kvaliteetsemad kui need, mis olid Eestis olemas juba 2007. aastal, kui toodi välja vajadus kohandada mudelid ja andmestik Eesti oludele. Hetkeks on keskkonnaseisundi paranemise, sotsiaalmajanduslike tingimuste muutumise ja tervishoiukulude kallinemise tõttu publikatsioonides esitatud arvutuste tulemused aegunud.

'Taastamiskulude meetodit' kasutades ei ole lähtutud väliskulude definitsioonist. Väliskulu tekib siis, kui ühe inimeste grupi tegevuse tulemusel on tekkinud kulu (või kahju) teisele inimeste grupile, ilma, et viimased seda sooviksid. Määrata näiteks kaevandustest välja pumbatud vee taastamiskulu joogivee kvaliteedi tasemele väliskuludeks on korrektne vaid siis, kui kogu vastav veehulk oli plaanitud joogiveena kasutusele võtta. Taastamiskuludeks saab pigem lugeda kulusid, mis kaasnevad kaevandamise tulemusena põhjustatud kvaliteetse joogiveearustuse kadumise taastamisega. Kaevandustest välja pumbatud vete puhul on vajalik määratleda ja kvantifitseerida tegelikud keskkonnaprobleemid. Kui põhiprobleemiks on suur sulfaatide sisaldus, siis kahjuks konkreetset keskkonnamõjud (ja sealt kaudu välismõjud ja väliskulud) on ikka veel selgitamata. Viidatud on teaduskirjandusest leitud juhtumile idee kohta kasutada kipsi Soome järvede eutrofeerumise vähendamiseks ning paralleelile, et kipsi lahustumisel tekib kõrge kaltsiumi- ja sulfaatide sisaldusega vesi. Sulfaatide sisaldus pinnaveekogudes ja selle mõjud ökosüsteemidele vajavad siiski senisest väga palju põhjalikumaid uuringuid.

SO₂ ja peenosakeste näited

Käesoleva töö väga piiratud aja ja mahu tõttu ei olnud võimalik käsitleda kõiki peamisi saasteaineid, kuid SO₂ näide demonstreeris, kuidas on võimalik siduda seireandmed ja tervisemõjud selgitamiseks, kas saasteainel on mõju või mitte ning kui oluline ja suur see mõju võiks olla. Kui selline andmestik on olemas, on väliskulude hindamine mingil muul meetodil 'lask

pimeduses'. Ühtlasi demonstreerib see näide, et lihtsustatud eeldustele tuginedes võib väliskulude hindamine olla väga ekslik.

Peenosakeste näide demonstreerib vajadust saasteallikaid ja nende mõju tugevust eristavaks lähenemiseks. Kui hinnatud tervisemõjude ja –kulude ning õhku paisatud peente osakeste kogumassi jagatis annab tunnistust probleemi tõsiduse kohta tervikuna, ei ole see piisav omistamiseks keskmist väliskulu tonnile ja selle alusel maksu ühele või teisele surveallikale. Jällegi, nagu SO₂ puhul, on vajalik läbi käia kogu survete, seisundi ja mõjude loogiline raamistik ning teha vastavad arvutused piirkondade ja allikate tüüpide kaupa.

Ettepanekud väliskulude teemaga edasi liikumiseks

Üks põhilisi probleeme seonduvalt väliskulude kvantifitseerimise teemaga on projekti **ühtse teadusliku tausta, „raamatukogu“ ja keskkonnaandmete aegriidade metaandmebaasi puudumine**. Juba enne töö alustamist peaks olema läbi viidud revisjon, missugused erinevate saasteainete ja nende mõjudega seonduvad andmed ning mudelid olemas on. Sõltuvalt sellest on juba enne projekti töid alustades nähtav, kas projekti tulemused on kvaliteetsel kujul saavutatavad või mitte ning kus on teadmistes ja andmestikus lüngad. Ühtne „raamatukogu“ – ülevaade olulistest seonduvatest kirjandusallikatest, varasematest uuringutest ja publikatsioonidest, sh keskkonnaökonomika osas, võimaldab analüüsil liikuda kõrgel teaduslikul tasemel ja õiges suunas. Piiratud inforuumis töötamine põhjustab teaduslikult verifitseerimata meetodite ja lahendite teket, mille tõeväärtus on reaalse teaduskonnaandmete olemasolul ümberlühkatav.

Teiseks oluliseks küsimuseks on **parima teadusliku ekspertiisi kaasamine**. Kui aruande koostajate ekspertiis kasutab oma töös ja kalkulatsioonides teadlaste töid ja nende poolt loodud andmeid viisil, mis viidatud teadlaste endi seisukohast on ebatäpne ja küsitav, siis on õigustatud küsimus, miks ei kasutatud parimat teaduslikku ekspertiisi – kasvõi nõustajate või retsensentidena. Lisaks on vaid kõrge teadusliku taseme korral võimalik luua selliseid lihtsustusi ja üldistusi, mis ei kaldu kõrvale teaduslikust lähenemisest ning võimaldavad saavutada soovitud tulemusi, kui projekti hästi juhtida.

Väliskulude määramise erinevad meetodid on vajalik lahti kirjutada kõrgel teaduslikul tasemel ning siduda näidetega rahvusvahelisest praktikast, kus neid on rakendatud. Ühe või teise meetodi rakendamine erinevate saasteainete ja mõjude korral peaks olema läbi vaadatud ja kinnitatud keskkonnaökonomika professionaalide poolt koos taustaandmetega piirangute, täpsusastme ja võimalike probleemide kohta.

Teaduslik ekspertiis võimaldab aru saada ka **rahvusvaheliste teaduspublikatsioonide taustast, tasemest ja sisust**. Lihtne on leida rahvusvahelisest teaduspublikatsioonist Eesti kohta käivaid numbreid ning nende tõeväärtust absolutiseerida ilma täiendava taustakontrollita. Paraku näitavad taustauuringud sellise lähenemise puudulikkust.

Kindlasti on vajalik arvestada, et **lisaks väliskuludele tuleb paralleelselt hinnata ka välistulusid**. Teaduslikel arusaamadel põhinevates rahvusvahelistes mudelites on välistulusel selge roll, olgu näitena toodud SO₂ gaaside kui väetise positiivne mõju teraviljade kasvule.

Välisülude automaatne välistamine hinnangute algstaadiumis ei ole korrektne ning tekitab ettevõtetes vastuseisu.

Kuna mitmete saasteainete levik ületab riigipiire (õhusaaste) ning sama moodi on Eesti ettevõtted rahvusvahelises konkurentsisis, **on otsuste tegemisel vajalik jälgida rahvusvahelist konteksti ja praktikaid**, seejuures kindlasti Euroopa andmestikku. Tugineda saab võimalikult uutele avalikult kättesaadavatele Euroopa Keskkonnaagentuuri aruannetele, näiteks EEA Report 12/2018 Air Quality in Europe – 2018 Report (<http://lesgiletsjaunes.fr/wp-content/uploads/2019/01/Air-quality-2018-TH-AL-18-013-EN-N-1.pdf>), milles on välja toodud nii erinevate saasteainete sisalduste muutused välisõhus kui üksikute saasteainete sisaldused ja tervisemõjud ka riikide kaupa. Ka sellistest koondavatest aruannetest saab teha järeldusi, missugustele saasteainetele välisülude arvestamise meetodite arendamises ja kalkulatsioonides eelkõige tähelepanu pöörata.

Arvestades väljakujunenud olukorda on ettepanek **teha väljavalitud saasteainete ja mõjude kohta täiendav professionaalne analüüs DPSIR kontseptsioonile ja eeltoodud ettepanekutele toetudes ning jätkata erinevate saasteainete ja mõjude kaupa**. Iga saasteaine ja mõju on erinev ja eriline. Tormamine suure hulga mõjurite väliskulude numbritesse ilma Eesti konteksti, keskkonna seisundi andmestikku ja reaalseid keskkonnamõjusid arvestamata ei ole kvaliteetne, on kergesti vaidlustatav ning ei täida laiemaid algselt seatud eesmärke.

Kasutatud kirjandus

AEA Technology Environment (2005). Damages per tonne emission of PM_{2.5}, NH₃, SO₂, NO_x and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas. Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme. 25 lk.

https://ec.europa.eu/environment/archives/cale/activities/pdf/cale_cba_externalities.pdf

Brode, R.W. ja Wang, J. (1992). User's Guide for the Industrial Source Complex (ISC2) Dispersion Model. Vols.1-3, EPA 450/4-92-008a, EPA 450/4-92-008b, and EPA 450/4-92-008c. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC 27711.

Civitta (november 2018 – jaanuar 2019). Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamine, II etapp. Lähtearuanne. 24 lk.

Civitta (2019). Eesti keskkonnakasutuse rahasse hindamine, II etapp. Lõpparuanne. 82 lk.

EU Directorate-General for Research, Sustainable Energy Systems (2005). ExternE Externalities of Energy Methodology 2005 Update. Bickel, P. and Friedrich, R. (eds.) Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart, Germany. EUR 21951. 271 lk.

Kareda, E. (2008). Eesti õhusaaste väliskulude arvutamise võimalused ExternE meetodika ja EcoSenseWeb abil. Töövõtuleping nr. 18-20/399 aruanne, SA Säästva Eesti Instituut SEI-Tallinn, 20 lk.

https://www.envir.ee/sites/default/files/elfinder/article_files/ohusaaste_kareda_0.pdf

Keskkonnaagentuur (2014). Eesti keskkonnaindikaatorid – arendustöö ja tulemused. Marilis Saul, Kait Antso (toimetajad). Tallinn, 59 lk.

https://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/keskkonnaagentuur._eesti_keskkonnaindik_aatorid_-_arendustoo_ja_tulemused._aruanne_2014.pdf

Keskkonnaministeerium (2018). Eesti keskkonnakasutuse välismõjude rahasse hindamise analüüs, I etapp. Lõpparuanne: keskkonnakasutuse keskkonnamõjude kvantifitseerimise meetodika ülevaade. Vastutav täitja: Toomas Pallo, Estonian, Latvian & Lithuanian Environment OÜ. 176 lk.

<http://www.praxis.ee/wp-content/uploads/2016/09/Eesti-keskkonnakasutuse-v%C3%A4lism%C3%B5ju-rahalise-v%C3%A4%C3%A4rtuse-hindamine.pdf>

Melichar, J., Havranek, M., Maca, V., Scasny, M., Kudelko, M. (2004). Implementation of ExternE Methodology in Eastern Europe. Final Report on Work Package 7, ExternE-Pol: Extension of Accounting Framework and Policy Applications. 49 lk.

http://www.externe.info/externe_2006/expolwp7.pdf

Orru, H., Teinemaa, E., Lai, T., Merisalu, E., Tamm, T., Kaasik, M., Kimmel, V., Orru, K., Forsberg, B. (2010). Peened osakesed välisõhus ja neist tuleneva tervisemõju hindamine Tallinnas, Tartus, Kohtla-Järvel, Narvas ja Pärnus. Eesti Arst 89(4), lk 242–250.

<https://eestiartst.ee/peened-osakesed-valisohus-ja-neist-tuleneva-tervisemoju-hindamine-tallinnas-tartus-kohtla-jarvel-narvas-ja-parnus/>

Orru, H., Teinemaa, E., Kesanurm, K., Kaasik, M, Tamm, T., ja Lai, T. (2011). Välisõhu kvaliteedi mõju inimeste tervisele – peentest osakestest tuleneva mõju hindamine kogu Eesti lõikes. Tartu, 67 lk.

<http://rahvatervis.ut.ee/bitstream/1/5081/1/Orru2011.pdf>

Pädam, S. ja Ehrlich, Ü. (2014). Ekspert hinnang varem tehtud töödele põlevkivitööstuse välismõjudest. Lepingu nr 14022 aruanne. Tallinna Tehnikaülikool, Keskkonnaökonoomika õppetool, 27 lk.

www.wec-estonia.ee/documents/10/ekspert_hinnang_varem_tehtud_toodele.pdf

Saare, K., Maasikmets, M., Teinemaa, E. (2012). Välisõhu seire linnades 2011. Riiklik keskkonnaseire alamprogramm, Eesti Keskkonnauuringute Keskus, Tallinn.

<http://seire.keskkonnainfo.ee>; 2011. aasta aruanded.

Saare, K., Maasikmets, M., Teinemaa, E. (2013). Välisõhu seire linnades 2012. Riiklik keskkonnaseire alamprogramm, Eesti Keskkonnauuringute Keskus, Tallinn.

<http://seire.keskkonnainfo.ee>; 2012. aasta aruanded.

Saare, K., Kabral, N., Maasikmets, M., Teinemaa, E, (2019). Välisõhu kvaliteedi seire 2019. Riiklik keskkonnaseire alamprogramm, Eesti Keskkonnauuringute Keskus, Tallinn. 128 lk.

Keskkonnaseire infosüsteem KESE <https://kese.envir.ee/kese/welcome.action>, avalikud aruanded, 2018. aasta aruanded.

Štreimikiene, D. (2017). Review of internalization of externalities and dynamics of atmospheric emissions in energy sector of Baltic States. Renewable and Sustainable Energy Reviews, Vol 70, lk 1131-1141.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1364032116310772>

Varjo, E., Liikanen, A., Salonen, V.-P., Martikainen, P.-J. (2003). A new gypsum-based technique to reduce methane and phosphorus release from sediments of eutrophied lakes: (gypsum treatment to reduce internal loading). Water Research, 37(1), lk 1-10.

<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12465782>

WHO (2006). Air quality guidelines global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe

(http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf). 496 lk.

WHO (2013). Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP project: final technical report. WHO, Bonn.